

Chapitre 1

Établir un lien entre les politiques, la gestion des exploitations agricoles et la qualité de l'eau

L'agriculture a un défi majeur à relever : produire davantage d'aliments pour la consommation humaine et animale, de carburants et de fibres, de manière à répondre à une demande mondiale en augmentation. La production agricole a par ailleurs des effets externes aux marchés, soit positifs (préservation de zones humides, par exemple), soit négatifs (pollution de l'eau, entre autres). Comme ces externalités n'ont pas de marchés, alors qu'elles peuvent être très avantageuses pour la société ou au contraire très préjudiciables, les agriculteurs ne sont guère incités à les internaliser, abstraction faite de leurs motivations personnelles. Pour remédier aux problèmes de qualité de l'eau soulevés par l'agriculture, les responsables de l'action publique doivent notamment réduire les rejets de polluants dans les eaux tout en encourageant l'agriculture à engendrer ou préserver un éventail de bienfaits auxquels l'eau est nécessaire. Il est fondamental que l'eau ne soit pas polluée pour que l'agriculture et les autres secteurs prospèrent économiquement, pour répondre aux besoins sanitaires des populations humaines, pour que les écosystèmes restent viables et pour préserver les fonctions sociales que lui attache la collectivité, qu'il s'agisse d'activités récréatives, d'agrément visuel ou de valeur culturelle, entre autres.

1.1. L'enjeu

Il est vital de disposer de ressources en eau d'excellente qualité, non seulement pour assurer la bonne santé de l'espèce humaine et préserver les écosystèmes, mais également pour bénéficier d'avantages sur les plans récréatif, visuel et autres. Au cours des dernières décennies, les pays de l'OCDE ont réalisé d'importants investissements, contribuant ainsi à réduire de manière radicale la pollution dans les centres urbains, l'industrie et les stations d'épuration, avec au final des gains substantiels dans l'amélioration de la qualité des cours d'eau, lacs, réservoirs, estuaires et eaux côtières.

Après avoir fait diminuer la pollution imputable aux sources ponctuelles (industrie, ouvrages d'assainissement, etc.), beaucoup de pays de l'OCDE se sont tournés vers la réduction des pollutions agricoles ayant des sources diffuses. En effet, la pollution des eaux imputable à l'agriculture a principalement des origines diffuses, avec de nombreux élevages et cultures répartis à travers les paysages agricoles, même si elles peuvent aussi être ponctuelles, du fait de l'intensification de l'élevage et de l'élimination des pesticides inutilisés (encadré 1.1).

Pour remédier à la pollution de l'eau dans l'agriculture, les pouvoirs publics ces 20 à 30 dernières années, mais aussi les compagnies des eaux et les firmes agrochimiques, ont apporté un soutien considérable au secteur, mis en place des réglementations et fourni des conseils techniques aux exploitants. Si ces efforts ont permis d'atténuer quelque peu la pression exercée par l'agriculture sur les systèmes aquatiques, ils n'ont généralement pas suffi à remplir les objectifs visés, qui consistent notamment à améliorer l'environnement naturel, à abaisser les coûts de traitement de l'eau potable, à protéger la santé publique et à réduire les coûts que les agriculteurs doivent supporter du fait de l'utilisation inefficace des pesticides et des déperditions d'éléments nutritifs et de sol dans les eaux (Dexter et autres, 2010 ; Morton et Weng, 2009 ; Shortle et autres, 2012 ; Smith et Porter, 2009).

Tout comme les autorités, les compagnies des eaux et de nombreux acteurs de la filière agroalimentaire, la population attache une grande importance à l'amélioration de la qualité de l'eau en agriculture. Aux **États-Unis**, par exemple, dans une enquête d'opinion menée chaque année à l'échelle nationale entre 1989 et 2009, la pollution des eaux a été systématiquement classée comme l'une des premières préoccupations environnementales dans une liste incluant le changement climatique, la disparition de la forêt tropicale, la pollution atmosphérique, etc. (Gallup, 2008). Un sondage similaire, réalisé dans l'**Union européenne** en 2009, a obtenu des résultats comparables (Commission européenne, 2009).

Le présent rapport analyse l'expérience de plusieurs pays de l'OCDE en termes de moyens d'action et d'approches visant à résoudre les problèmes de qualité de l'eau en agriculture. En s'appuyant sur ces faits, ce document propose un ensemble de recommandations permettant d'aider les nations à s'acheminer vers une gestion plus pérenne de la qualité de l'eau dans le secteur agricole, au profit des exploitants, de la santé humaine, des compagnies de traitement des eaux, et des populations (écosystèmes, activités de loisirs, beauté des paysages et autres avantages sociaux).

Après cette introduction, le rapport se poursuit au chapitre 2 avec l'analyse des grandes tendances en matière de qualité de l'eau ; et la présentation des perspectives à moyen terme (répercussions probables du changement climatique sur l'agriculture et liens avec la qualité de l'eau, etc.). Le chapitre 3 définit l'ampleur des problèmes de qualité de

l'eau dans le secteur agricole, en analysant l'évaluation des coûts et des avantages sur les plans monétaire, économique, social et environnemental.

Le chapitre 4 décrit les instruments politiques et les panoplies de mesures combinées utilisés par les pays de l'OCDE pour résoudre les problèmes de qualité de l'eau associés à l'agriculture. Le chapitre 5 analyse les expériences de réduction de la pollution de source diffuse dans l'agriculture : lutte contre la pollution par les nitrates en Union européenne ; remise en état de la baie de Chesapeake aux États-Unis ; diminution de la salinité dans l'agriculture australienne ; échanges de crédits de qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande ; amélioration de la recherche sur ce type de pollution en France et au Royaume-Uni ; réforme de la gouvernance pour répondre aux préoccupations sociales liées à la qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande ; lutte contre la pollution transfrontière dans les pays bordant la mer Baltique ; et création d'accords en France, en Nouvelle-Zélande, au Royaume-Uni et aux États-Unis afin de réduire la pollution de source diffuse. Dans le *sixième et dernier chapitre* sont étudiées les réformes de l'action publique propices à une gestion durable de la qualité de l'eau en agriculture et les possibilités qui s'offrent en la matière.

Encadré 1.1. Pollution de sources diffuses et ponctuelles en agriculture

Les sources de pollution de l'eau sont généralement classées en sources ponctuelles et sources diffuses (ou non ponctuelles) selon le parcours que suivent les polluants ou leurs précurseurs entre leur origine (par exemple une exploitation agricole) et les eaux où ils aboutissent. Dans le cas des sources ponctuelles, les polluants sont rejetés directement dans les eaux réceptrices à un endroit identifiable et précis, comme une grande exploitation d'élevage intensif en espace clos, une station d'épuration ou un site industriel.

À l'inverse, ceux issus de sources diffuses suivent des chemins indirects, imprécis et souvent complexes avant de parvenir aux masses d'eau. Ces sources peuvent parfois être converties en sources ponctuelles, en regroupant et en orientant les émissions diffuses, lorsque cela est possible au niveau technique et économique. L'agriculture est à l'origine de pollutions à la fois ponctuelles et diffuses. Le ruissellement depuis les champs et le lessivage des polluants sont des exemples de pollution diffuse. Les rejets d'effluents d'élevage dans les cours d'eau par des canalisations ou des fossés sont quant à eux des exemples de pollution de source ponctuelle, de même que les rejets de pesticides dans les égouts.

La distinction opérée entre sources de pollution ponctuelles et diffuses peut également dépendre de la législation. Ainsi, aux États-Unis, les installations d'élevage confiné peuvent être considérées comme des sources ponctuelles ou diffuses, selon la taille de l'exploitation. Les grands sites d'élevage industriel sont considérés comme des sources ponctuelles ; les producteurs sont tenus de posséder une autorisation de rejet et de se conformer aux réglementations correspondantes.

Il est généralement peu onéreux de surveiller et de maîtriser les sources ponctuelles, mais les pollutions agricoles de sources diffuses sont plus difficiles à mesurer et à combattre, principalement pour les raisons suivantes : les émissions sont très variables dans l'espace et dans le temps ; les agriculteurs sont nombreux, ce qui majore les coûts de transaction des mesures de lutte contre la pollution ; et la lutte contre la pollution peut exiger une coopération et des accords entre différentes collectivités infranationales ou pays.

Sources : d'après Ribaud, M. (2009), "Non-point Pollution Regulation Approaches in the U.S.", pp. 83-102 dans J. Albiac et A. Dinar (éditeurs), *The Management of Water Quality and Irrigation Techniques*, Earthscan, Londres; Roberts, A.M., et autres, (2010), *Agricultural land management strategies to reduce phosphorus loads in the Gippsland Lakes, Australia*, Working Paper 1011, 28 Juillet, School of Agricultural and Resource Economics, Université d'Australie Occidentale, www.ares.uwa.edu.au; et Shortle, J. (2012), *Water Quality Trading in Agriculture*, Rapport de Consultant de l'OCDE, disponible à l'adresse: www.oecd.org/agriculture/eau.

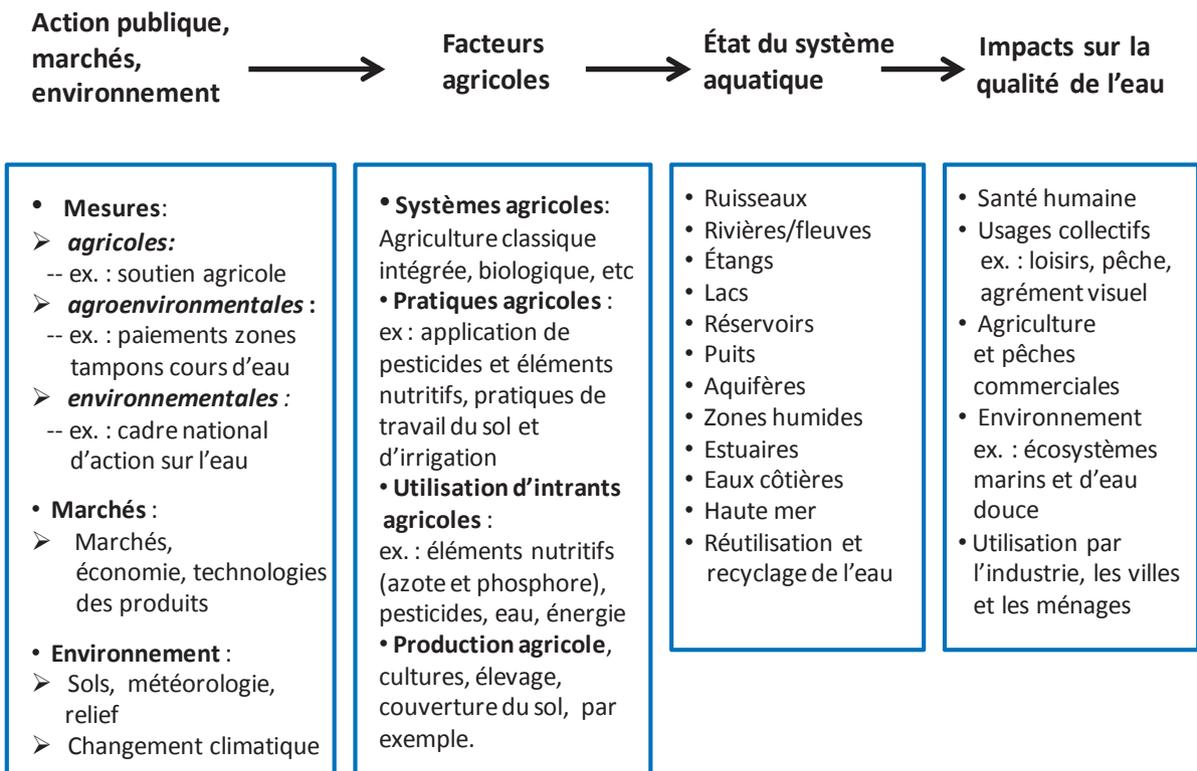
Le cadre d'analyse de ce rapport est illustré au graphique 1.1. Ce dernier met en évidence les interactions et liens complexes entre action publique, marchés et conditions environnementales dans les systèmes et pratiques agricoles, dans l'utilisation d'intrants et

dans les produits agricoles, ainsi que les incidences sur les systèmes aquatiques, des ruisseaux à la haute mer en passant par les eaux souterraines, lesquelles se répercutent sur la qualité du système aquatique en termes de santé humaine, avantages sociaux (usages récréatifs, par exemple), pêche commerciale et attributs environnementaux (écosystèmes, entre autres). En fonction des tendances dans l'état de la qualité de l'eau, il pourra en résulter une réaction des pouvoirs publics et/ou du marché.

Le présent rapport n'a pas pour objet d'examiner en totalité les liens et interactions évoqués dans le graphique 1.1. La suite de ce chapitre étudie brièvement les éléments de ce graphique qui revêtent de l'importance pour le thème principal du rapport en termes de conception, choix et conjugaison des mesures publiques destinées à remédier aux problèmes de qualité de l'eau en agriculture, dont :

- le principe pollueur-payeur ;
- panoplie de mesures et interactions ayant une influence sur la qualité de l'eau dans le secteur agricole, notamment les politiques agricoles, de l'eau et environnementales ;
- pratiques de gestion agricole et propriétés et processus hydrologiques ;
- les défis des interactions existant entre la gestion agricole et la qualité de l'eau.

Graphique 1.1. Liens entre action publique, facteurs agricoles, état de la qualité de l'eau et impacts sur la qualité de l'eau



1.2. Le principe pollueur-payeur

L'agriculture produit des marchandises telles que des aliments, des fibres et du carburant. Ce secteur entraîne également une série d'effets extérieurs, qui se répercutent sur tous les marchés. Certaines de ces conséquences (mise hors production de terrains, etc.) peuvent s'avérer bénéfiques pour la société, avec la fourniture de services (zones humides, espèces sauvages, qualité de l'eau, etc.). D'autres impacts, négatifs, ont un coût élevé pour la société (pollution des eaux, etc.).

Aucun marché n'étant prévu pour ces externalités, la motivation de l'exploitant à fournir des services écosystémiques (accroître les services positifs ou atténuer les services négatifs) dépend de ses préférences personnelles, plutôt que de la valeur que la société leur accorde. Il est important de noter que les motivations des agriculteurs ne se résument pas à une simple maximisation des bénéfices : elles sont bien plus complexes. Certains peuvent sacrifier un revenu potentiel pour profiter de services écosystémiques sur leurs fermes (préservation de la bonne qualité de l'eau pour la pêche ou pour abreuver le bétail). En l'absence de marchés, néanmoins, il est probable que les services écosystémiques fournis par les exploitants ne soient pas optimaux du point de la société (Moxey, 2012 ; Ribaud et autres, 2010a ; Weersink et Livernois, 1996).

En 1972, l'OCDE a adopté le principe pollueur-payeur (PPP) comme ligne directrice des politiques environnementales, afin de pallier cette absence de marché, et de faire en sorte que le coût des pollutions soit imputé aux pollueurs (ici, le secteur agricole, par exemple). D'après ce document (OCDE, 1972) :

Le principe à appliquer pour l'imputation des coûts des mesures de prévention et de lutte contre la pollution, principe qui favorise l'emploi rationnel des ressources limitées de l'environnement tout en évitant des distorsions dans le commerce et les investissements internationaux, est le principe dit « pollueur-payeur ». Ce principe signifie que le pollueur devrait se voir imputer les dépenses relatives aux susdites mesures arrêtées par les pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable. En d'autres termes, le coût de ces mesures devrait être répercuté dans le coût des biens et services qui sont à l'origine de la pollution du fait de leur production et/ou de leur consommation. D'une façon générale, de telles mesures ne devraient pas être accompagnées de subventions susceptibles d'engendrer des distorsions importantes dans le commerce et les investissements internationaux.

Sous sa forme la plus simple, le PPP peut être défini comme suit : « les personnes générant la pollution doivent subir les coûts que cette pollution impose aux autres ». Bien que, sur le plan conceptuel, ce principe soit à la fois équitable et économiquement efficient, il demeure difficile, politiquement et concrètement parlant, d'appliquer le PPP dans chaque cas. La charge réglementaire serait en effet considérable, tant pour les pouvoirs publics que pour les usagers de ressources. Il incombe donc aux gouvernements de décider dans quelles circonstances recourir au PPP, et quels principes appliquer à ces décisions. Dès le début des années 90, le PPP tel que défini par l'OCDE a été étendu à la notion d'internalisation des coûts des dommages environnementaux et non plus limité à l'abandon des subventions. Ainsi, le point de repère du principe réside dans les dommages causés à l'environnement et non dans la détermination d'un état acceptable.

En ce qui concerne l'agriculture, ce débat suppose également d'évaluer le niveau de référence à partir duquel les conséquences de ce secteur sur l'environnement passent de

« nocives » (nécessitant une mesure correctrice de la part des responsables), à « bénéfiques » pour l'environnement. Le niveau de référence peut être défini de nombreuses manières : contrôle des intrants, pratiques agricoles ou de gestion des terres spécifiques, ou encore seuil maximal des émissions ou des niveaux de pollution. Le mécanisme spécifique de fixation du niveau de référence, à partir d'un large éventail de moyens d'action, est laissé au libre arbitre de chaque pays (OCDE, 2007).

Le fait de définir un niveau de référence ne doit pas nécessairement impliquer une pérennisation du *statu quo* et un gel des conséquences à leur niveau actuel. Une telle situation surviendrait uniquement si le niveau de référence devenait synonyme de droits de propriété pleins et absolus. Il est possible de continuer à dissocier ces notions en réservant clairement aux pouvoirs publics le droit de modifier progressivement le niveau de référence, au fil des progrès technologiques, d'une meilleure compréhension des effets sur l'environnement, et de l'évolution des attentes des populations, en prenant dûment en compte les besoins des agriculteurs et des autres utilisateurs de ressources pour s'assurer de l'adéquation des réglementations (Farnese, 2010).

Si le niveau de référence reste fixé au *statu quo*, les pouvoirs publics n'ont d'autre besoin que de surveiller la pollution de sources diffuses, sans avoir à l'atténuer. Les gouvernements qui établissent un niveau de référence plus rigoureux que le seuil de déversement actuel imposent un coût au secteur agricole et s'attirent des réactions négatives, telles qu'une opposition politique et un éventuel non-respect des dispositions.

Le fait de fixer un niveau de référence qui impose des restrictions soulève des questions d'équité et peut induire des coûts de transaction potentiellement élevés (Smith et Tomasi, 1995). Il existe un niveau optimal de pollution diffuse, en deçà duquel les coûts des transactions nécessaires pour résoudre ces externalités (et définir un droit de propriété) sont supérieurs aux avantages. En somme, l'internalisation des coûts de protection de l'environnement par application du PPP peut accroître l'efficacité économique, tant que les coûts de transaction ne sont pas supérieurs aux avantages apportés par la mesure réglementaire.

1.3. Panoplie de mesures ayant une influence sur la qualité de l'eau dans le secteur agricole

Il existe au sens large trois types de mesures pouvant influencer le choix des agriculteurs en termes de pratiques et systèmes de gestion et d'utilisation et de gestion des intrants et des déchets, qui à leur tour se répercutent sur la qualité de l'eau (graphique 1.1) : les politiques agricoles générales, les politiques de l'eau et de l'environnement, et les politiques agroenvironnementales (cette analyse se poursuit aux chapitres 4 et 5).

Politiques agricoles

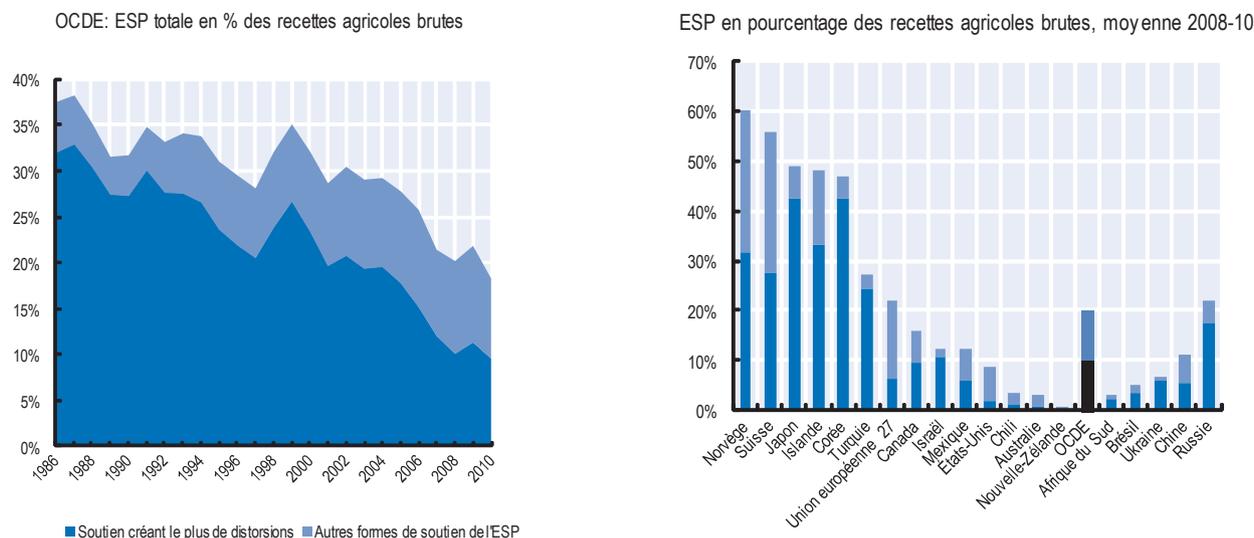
Ces 20 dernières années, les réformes des politiques de soutien à l'agriculture dans la plupart des pays de l'OCDE ont considérablement contribué à réduire la pression globale exercée sur les systèmes aquatiques, pression qui aurait persisté en l'absence de telles réformes :

- **Baisse du niveau global de soutien aux agriculteurs.** De 2008 à 2010, le soutien aux producteurs dans les pays de l'OCDE a été évalué à près de 250 milliards USD (environ 180 milliards EUR), d'après l'estimation du soutien aux producteurs (ESP) (OCDE, 2011a). L'ESP a chuté, passant de 37 % des recettes totales des agriculteurs en 1986-88,

en moyenne, à 22 % en 2008-10, en grande partie sous l'effet de la réduction de la protection aux frontières et du soutien budgétaire à l'agriculture (graphique 1.2). Les politiques qui augmentent les prix à la production ou subventionnent l'utilisation d'intrants (pesticides, engrais, etc.) sans imposer de restrictions sur la production encouragent les agriculteurs à accroître leur production, à utiliser davantage d'intrants et à cultiver des terrains plus fragiles (Shortle et autres, 2012).

Or les coûts d'opportunité liés à la protection de l'environnement, et donc à la réduction de la pollution des eaux, sont plus élevés qu'il ne le faudrait, tant que les niveaux de soutien restent aux niveaux actuels. De surcroît, en octroyant des primes homogènes dans tout le secteur agricole, les mesures de soutien à la production et aux intrants éclipsent l'hétérogénéité biophysique des paysages agricoles, ce qui conduit à un déséquilibre entre la capacité intrinsèque de l'environnement à absorber la pollution, et l'intensité de la production agricole. Cette situation entraîne la création de zones sensibles, dans lesquelles les terres sont utilisées et gérées de manière inadéquate, sur des paysages écologiquement fragiles (Johnes, 2007). Le soutien aux produits agricoles peut également dissuader les agriculteurs de participer à des programmes volontaires de préservation des terres et de l'eau (National Research Council, 2008). La hausse des prix de marché des produits de base est susceptible d'avoir le même effet.

Graphique 1.2. **Évolution du soutien total et de la composition du soutien**



Note : Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

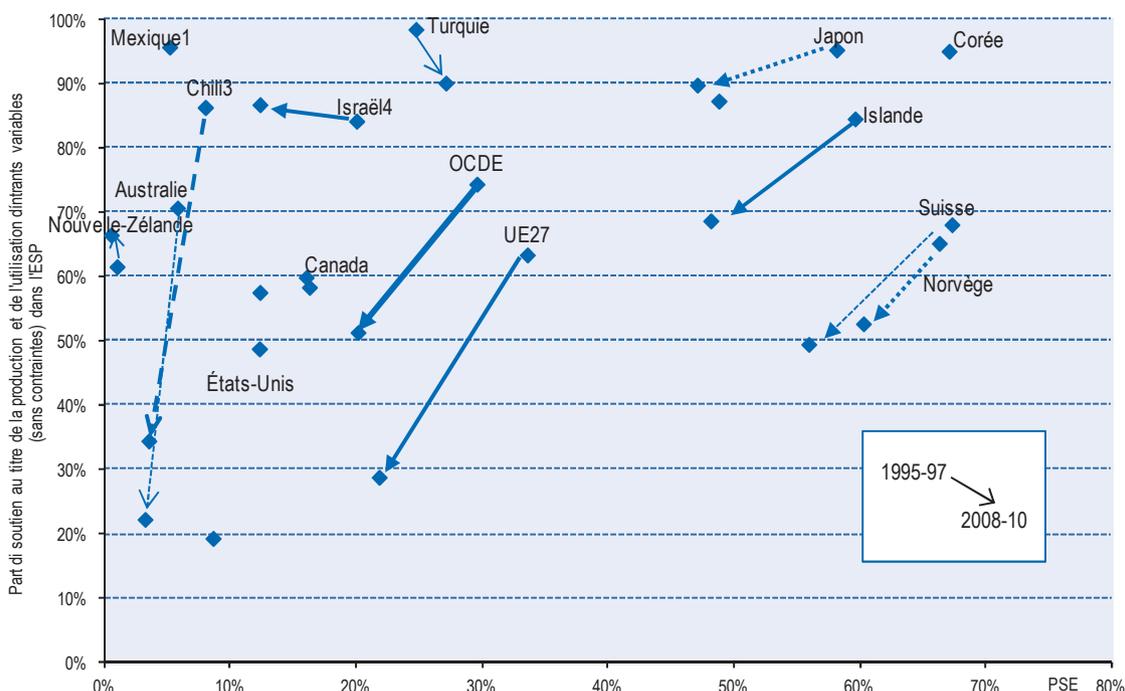
Source : OCDE, base de données des ESP et des ESC, 2011.

- **Évolution du mode d'attribution du soutien, vers un soutien davantage découplé de la production.** La manière dont le soutien est octroyé aux exploitants a également évolué (graphiques 1.2 et 1.3). Les gouvernements des pays de l'OCDE adoptent progressivement un soutien plus découplé de la production actuelle, ce qui laisse aux agriculteurs davantage de liberté dans leurs choix. De plus en plus, le soutien est lié à d'autres paramètres que la production de marchandises (superficie, nombre d'animaux) et tient compte des niveaux antérieurs de ces paramètres (OCDE, 2011a).

- Développement du principe de conditionnalité environnementale** (écoconditionnalité). Tout en étant découplé de la production et de l'utilisation d'intrants, le soutien est soumis à davantage de conditions qu'auparavant. Pour obtenir un soutien, il n'est désormais plus rare que les producteurs soient tenus de contribuer à certaines améliorations (milieu environnemental, équipement rural, meilleur traitement des animaux, etc.). Entre 2006 et 2008, plus de 30 % du soutien accordé aux agriculteurs de l'OCDE était soumis à de telles conditions, contre 4 % seulement en 1986-88 (OCDE, 2010a).

L'écoconditionnalité, qui impose aux agriculteurs de respecter un certain nombre de critères de performance précis en matière d'environnement afin de pouvoir prétendre au versement de soutien, est utilisée pour résoudre les problèmes de pollution des eaux en agriculture (Grundy et Barson, 2010 ; OCDE, 2010b ; 2011b ; 2011c). Elle peut également être liée à d'autres politiques d'environnement et à des paiements agroenvironnementaux plus larges, analysés ci-dessous.

Graphique 1.3. OCDE : évolution des niveaux et de la composition du soutien aux producteurs



Notes : Part, dans l'ESP, du soutien fondé sur la production de produits de base et sur l'utilisation d'intrants variables sans contraintes

Le niveau de soutien est représenté par l'ESP en pourcentage. Sa composition est représentée par la part du soutien des prix du marché, des paiements au titre de la production et des paiements au titre de l'utilisation d'intrants variables non assortis de contraintes dans les recettes agricoles brutes.

- Pour le Mexique, l'évolution est mesurée entre 1996-98 et 2008-10.
- UE15 pour 1995-2003 ; UE25 pour 2004-06 et UE27 à partir de 2007.
- Pour le Chili, l'évolution est mesurée entre 1997-99 et 2008-10.
- Pour Israël, l'évolution est mesurée entre 1997-99 et 2008-10.

5. Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Source : OCDE, base de données des ESP et des ESC, 2011.

Politiques de l'eau et de l'environnement

Dans les pays membres de l'OCDE, les politiques de l'eau et de l'environnement recourent traditionnellement aux réglementations pour lutter contre la pollution de l'eau, en imposant des limites d'émission aux sources ponctuelles de pollution, dans l'industrie et les municipalités. Dans la plupart des cas, cette approche réglementaire a permis de réduire considérablement le nombre de sources ponctuelles de pollution, le même type d'approche ayant été étendu aux sources ponctuelles de pollution agricole, plus particulièrement l'élevage intensif (Shortle, 2012). Les politiques de l'environnement fournissent aussi le cadre réglementaire pour l'enregistrement, le traitement et l'élimination des pesticides et de certains contaminants émergents dans l'agriculture (produits pharmaceutiques destinés au bétail, par exemple), dans le cadre de politiques de l'environnement plus larges et de longue date, axées sur les produits chimiques (encadré 4.3).

Aux **États-Unis**, par exemple, les exploitations intensives d'engraissement du bétail sont soumises depuis une décennie aux mêmes types de réglementations fédérales que les sources ponctuelles industrielles et municipales de pollution, dans le cadre du *Clean Water Act* (Ribaud, 2009). De surcroît, pour compenser les coûts nécessaires au respect de ces réglementations, les exploitants peuvent solliciter une aide financière dans le cadre du programme EQIP (*Environmental Quality Incentives Program*) afin de contribuer à élaborer et à mettre en œuvre des plans de gestion des éléments fertilisants, comme par exemple construire des installations adaptées de gestion et de stockage du fumier (Key, McBride et Ribaud, 2009). De même, en **Union européenne**, sous la *directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution*, les grandes exploitations animalières sont tenues de disposer d'une autorisation stipulant leur respect des normes d'émissions dans l'environnement (Oenema et autres, 2009). Cela étant, le nombre de fermes encadrées en tant que sources ponctuelles ne constitue généralement qu'une faible proportion du nombre total de fermes. Ainsi, les exploitations intensives d'engraissement du bétail aux **États-Unis**, par exemple, représentent seulement 1 % des fermes sur l'ensemble du territoire (Shortle, 2012).

Suite au recul de la pollution issue de sources ponctuelles, les pouvoirs publics cherchent désormais à atténuer l'impact des sources diffuses sur la qualité de l'eau (Graham, Schempp et Troell, 2011). Par conséquent, les organismes de protection de l'environnement visent de plus en plus l'éradication de la pollution diffuse en agriculture. Plusieurs évolutions récentes au sein de la zone OCDE jouent un rôle important pour ce secteur et pour la qualité de l'eau :

- Si de nombreux pays possèdent des politiques nationales de l'eau, couvrant à la fois la qualité et la quantité de cette ressource, leur application incombe généralement aux états, provinces ou régions (**Australie, Canada, États-Unis, Japon**) ou nationales (*Directive-cadre de l'UE sur l'eau*), souvent sous le contrôle et avec l'aide des ministères de l'Environnement. Certains pays ne disposent d'aucune politique nationale de l'eau ou sont en train, à l'heure actuelle, d'élaborer une stratégie politique (**Chili, Nouvelle-Zélande**). Le contrôle réglementaire de la pollution de l'eau, y compris dans l'agriculture, implique généralement un large éventail d'institutions qui opèrent à différentes échelles, des exploitations aux accords internationaux sur l'environnement.

- À ce jour, les réglementations de lutte contre la pollution de l'eau par des sources agricoles diffuses restent peu utilisées et appliquées, par rapport à celles concernant les sources ponctuelles de pollution (Dexter et autres, 2010 ; Shortle, 2012). Lorsque de telles réglementations existent, elles sont souvent liées à l'octroi de paiements pour récompenser le suivi de meilleures pratiques de gestion agro-environnementale (chapitre 4.2).
- Le rôle de l'agriculture est de plus en plus pris en compte dans les accords internationaux sur l'environnement concernant la pollution de l'eau, surtout dans le cas d'eutrophisation des eaux internationales, comme par exemple les Grands Lacs (**Canada, États-Unis**) et les pays bordant la mer Baltique, dont certains font partie de l'**Union européenne** (chapitre 5.7).

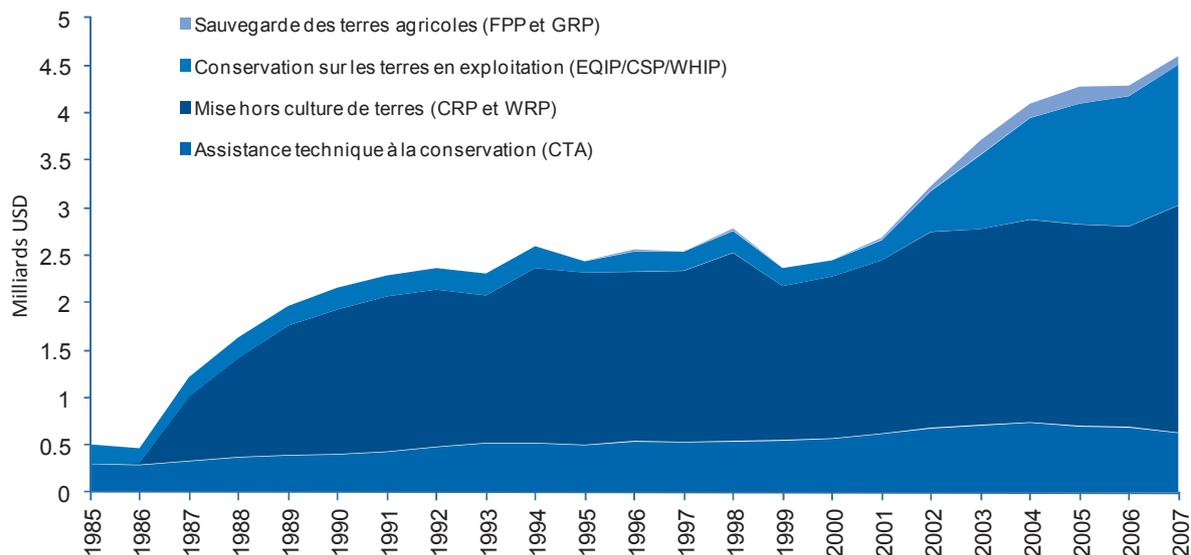
L'amélioration de la qualité de l'eau, obtenue par des politiques nationales de l'environnement, a été exagérément onéreuse dans de nombreux cas, car le cadre réglementaire interdisait l'utilisation de systèmes de compensation d'une source ponctuelle de pollution avec une autre, ou avec des sources diffuses, pour aider à respecter les limites réglementaires, et en raison des contraintes technologiques dans les autorisations de polluer (Shortle, 2012). Aux **États-Unis**, une étude de l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) a estimé à près d'un milliard de dollars les économies annuelles pouvant être réalisées grâce à certaines approches visant une meilleure qualité de l'eau, telles que les échanges de crédits de qualité de l'eau, qui encouragent une répartition efficace des émissions entre sources ponctuelles et diffuses (USEPA, 2001) (chapitres 4 à 6).

Politiques agroenvironnementales

Les réformes des politiques agricoles dans les pays de l'OCDE ont révélé une évolution vers un soutien plus découplé, comme nous l'avons noté ci-dessus, grâce entre autres aux politiques agroenvironnementales (PAE). Dans la plupart de ces pays, l'application de telles mesures, ainsi que de politiques de gestion des ressources naturelles, a connu un essor considérable, en recourant fréquemment à des paiements soutenus par des réglementations et des conseils techniques aux exploitants (chapitre 4). Cette tendance est illustrée par l'expansion des paiements agroenvironnementaux aux **États-Unis** (graphique 1.4) ; le développement du principe de conditionnalité environnementale dans la *politique agricole commune* de l'**Union européenne** (tableau 1.1) ; et l'augmentation des dépenses budgétaires dans le cadre des mesures de *gestion des ressources naturelles* en **Australie** (graphique 1.5) (chapitre 5.3).

Entre autres objectifs environnementaux, les PAE sont largement utilisées pour lutter contre la pollution de l'eau, à la fois de manière directe (soutien à la création de bandes tampons le long des cours d'eau, et de réservoirs pour les effluents d'élevage), et indirecte, avec par exemple des programmes de conservation des sols et de développement d'une agriculture plus extensive. En mettant l'accent sur l'adoption volontaire de mesures, les PAE vont généralement dans le sens contraire des politiques nationales de lutte contre la pollution de l'eau, l'adoption par les exploitants étant encouragée par des paiements. Cette situation est due, notamment, aux difficultés de développer des moyens de lutte contre la pollution diffuse en agriculture (chapitre 5).

Graphique 1.4. Évolution des paiements agroenvironnementaux aux États-Unis : 1985-2012



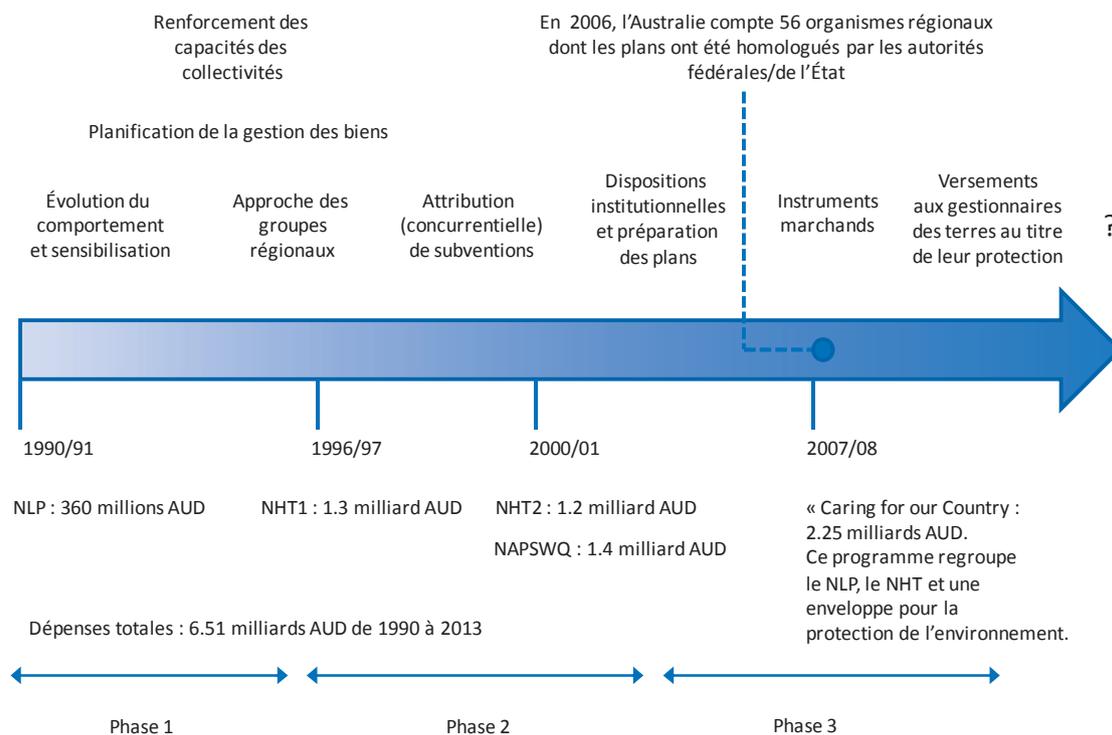
Notes : conservation des terres agricoles : FPP (programme de protection des terres agricoles), GRP (programme de mise en réserve des pâturages) ; conservation des terres travaillées : EQIP (programme d'incitation en faveur de la qualité de l'environnement), CSP (programme de gestion de la conservation), WHIP (programme d'incitation à la protection des habitats naturels) ; mise hors production : CRP (programme de mise en réserve des terres fragiles), WRP (programme de mise en réserve des terres humides) ; aide technique à la conservation : CTA (programme d'assistance technique à la conservation).

Source : OCDE (2011), *Évaluation des réformes de la politique agricole aux États-Unis*, OCDE, Paris.

Tableau 1.1. Évolution du principe de conditionnalité environnementale dans la politique agricole commune de l'Union européenne

Date	Type de soutien	Secteurs	Principe de conditionnalité
1992 Réforme MacSharry de la PAC Entrée en vigueur en 1994	Paiements par tête de bétail, jachère.	Bovins et caprins	« Mesures de protection de l'environnement appropriées » Les États membres peuvent lier ces « mesures de protection de l'environnement » à la réception de paiements. <i>Chargement maximal en bétail</i> Les bénéficiaires des paiements concernant l'élevage sont tenus de respecter un chargement maximal en bétail.
		Cultures arables	Les États membres sont tenus d'appliquer des mesures adéquates pour assurer une gestion des jachères conforme à la protection de l'environnement.
1999 Réforme de la PAC « Agenda 2000 » Entrée en vigueur en 2000	Paiements fondés principalement sur la superficie des cultures ou l'effectif du cheptel	Tous ceux percevant des paiements directs.	« Obligations de protection de l'environnement » Les États membres sont tenus d'introduire des mesures de protection de l'environnement adéquates, dont les suivantes : - critères généraux obligatoires de protection de l'environnement. - exigences spécifiques de protection de l'environnement constituant une condition de réception de paiement direct. Les États membres ont été autorisés à introduire des sanctions (réduction ou suppression des paiements) en cas de non-respect des dispositions.
		Exploitants bénéficiant de l'allocation compensatoire des zones défavorisées (ZD) ou d'un paiement agro-environnemental.	« Bonnes pratiques agricoles habituelles » Les exploitants bénéficiant de l'un de ces paiements ont été tenus d'« appliquer des bonnes pratiques agricoles habituelles compatibles avec le besoin de protéger l'environnement et de préserver le paysage rural, notamment par le biais d'une agriculture durable ».
2003 Réforme de 2003 Entrée en vigueur en 2005	Paiements uniques	Tous ceux percevant une rétribution dans le cadre du régime de paiement unique et du régime de paiement unique à la surface	« Soutien conditionnel » Les exploitants percevant des paiements directs sont tenus de respecter : - les exigences réglementaires en matière de gestion. - les normes de bonnes conditions agricoles et environnementales. Le paiement direct est réduit ou supprimé s'il s'avère que l'exploitant ne respecte pas ces conditions.

Source : tiré de OCDE (2011), *Évaluation des réformes des politiques agricoles de l'Union Européenne*, OCDE, Paris.

Graphique 1.5. Évolution des politiques nationales de gestion des ressources naturelles en Australie

Notes : NLP – National Landcare Program; NHT1 et 2 – Natural Heritage Trust 1 et 2; NAPSWQ – National Action Plan for Salinity and Water Quality. Les valeurs sont présentées en dollars australiens pour une année donnée.

Source : Grundy, M. et M. Barson (2010), *Information, Indicators, Agricultural Productivity and Sustainable Practices – Australian Case Studies*, document non publié présenté au séminaire de l'OCDE sur les Indicateurs agroenvironnementaux, Leysin, Suisse, mars, disponible à l'adresse : www.oecd.org/tad/env/indicateurs.

1.4. Pratiques de gestion agricole, propriétés et processus hydrologiques

En réaction aux influences combinées des politiques, du marché et de l'environnement décrites au graphique 1.1, un nombre croissant d'exploitants de l'OCDE adopte des pratiques de gestion agricole écologiques et des systèmes de production visant à réduire à son minimum l'impact de l'agriculture sur les systèmes aquatiques. Pour encourager davantage de fermiers à adopter de telles pratiques, les pouvoirs publics proposent des paiements en compensation des coûts (création de bandes tampons riveraines, par exemple) et des services de conseil. Les mesures réglementaires destinées à faire respecter les dispositions ont une forte influence sur l'adoption des pratiques agricoles visant à réduire la pollution de l'eau.

Une enquête de l'OCDE (2008a) sur les pratiques agricoles bénéfiques à la qualité de l'eau dans les pays membres a mis en évidence les tendances suivantes de 1990 au milieu des années 2000 :

- L'adoption de meilleures *pratiques de gestion des éléments fertilisants* est répandue dans les pays de l'OCDE, et elle a augmenté au cours de la période pour environ la moitié des membres de l'Organisation qui surveillent ces pratiques. Dans les pays où l'adoption de ces pratiques est courante et en hausse, les excédents d'éléments fertilisants ont généralement reculé, tandis que les pays où ces excédents ont crû ou sont bien supérieurs à la moyenne de l'OCDE (en kg d'éléments fertilisants par hectare de

terre agricole) présentent des taux d'adoption souvent inférieurs, quoiqu'en augmentation dans la plupart des cas.

- L'adoption de pratiques environnementales de *lutte intégrée contre les ravageurs* a beau avoir augmenté, elle est modeste dans les pays de l'OCDE, mais seulement un tiers d'entre eux environ en suit l'évolution. Toutefois, les pays dans lesquels ces pratiques ou l'agriculture biologique sont répandues enregistrent également une baisse de l'utilisation de pesticides.
- Les superficies de terres agricoles soumises à des *pratiques améliorées de gestion des sols* sont restées stables, mais seul un tiers des pays de l'OCDE suit l'évolution de ces pratiques. Les risques d'érosion des sols et les volumes de sédiments dans les eaux ont diminué là où elles se sont étendues, alors que les problèmes de dégradation des sols persistent dans le cas contraire.
- Si la superficie consacrée à *l'agriculture biologique certifiée* dans les pays de l'OCDE a considérablement augmenté au cours de la période étudiée, elle représentait pourtant moins de 2 % des terres agricoles totales en 2002-04. Ce pourcentage était plus élevé dans la plupart des pays européens de l'OCDE que chez les autres membres.

Il n'existe pas d'enquête plus récente de l'OCDE sur les pratiques et systèmes de gestion agricole. Cependant, une extrapolation des réformes de l'action publique accomplies du milieu des années 2000 à 2010 dans les pays membres semble indiquer les tendances suivantes :

- Au vu du renforcement des programmes agroenvironnementaux dans la plupart des pays, une augmentation globale de l'adoption des pratiques et systèmes de gestion agricole bénéfiques à la qualité de l'eau, que l'on se réfère au nombre des exploitations ou aux superficies agricoles qui font l'objet de ces programmes.
- Une proportion croissante du soutien à l'agriculture est subordonnée à l'adoption de pratiques de gestion optimales et propices à des améliorations de l'environnement, notamment de la qualité de l'eau (écoconditionnalité).
- De manière générale, certaines améliorations ont été apportées à la réglementation sur la pollution de l'eau et se répercutent sur les pratiques agricoles (en ce qui concerne l'élimination des pesticides non utilisés et de leurs récipients, par exemple).
- Quoiqu'à une échelle encore modeste, les agriculteurs sont aussi en train de modifier leurs pratiques en réaction à diverses initiatives volontaires privées, souvent lancées par des entreprises de traitement des eaux et des entreprises de la filière agroalimentaire (agrofournisseurs et détaillants de produits alimentaires, par exemple), mais aussi par des groupes de défense de l'environnement sans but lucratif (chapitre 5.8).
- La récente hausse des prix réels des produits agricoles de base, qui devrait se poursuivre sur les dix ans à venir, se traduit par une nouvelle intensification des cultures et de l'élevage dans certaines parties de l'OCDE (chapitre 2). Il se peut qu'elle ait ralenti, voire inversé, la tendance à l'adoption de pratiques de gestion favorables à la qualité de l'eau dans certaines régions. Cependant, la hausse des prix des intrants chimiques (engrais, pesticides) peut toutefois avoir un effet contraire, en conduisant les agriculteurs à moins utiliser ces intrants, dans l'hypothèse de l'absence d'autres changements au niveau des coûts de production agricole/prix des produits. Liée à l'agriculture, la détérioration de la qualité de l'eau dans certains systèmes aquatiques ces dernières années apporte des éléments qui confirment cette tendance (chapitre 2).

Certaines pratiques agricoles et certains systèmes de gestion peuvent améliorer la qualité de l'eau et contribuer à une utilisation durable de cette ressource (Cooper, Hart et Baldock, 2009 ; Ribaud et autres, 2010a). La création de bandes tampons riveraines, la mise hors production de terrains proches de cours d'eau, les façons culturales antiérosives et l'agriculture biologique en constituent autant d'exemples. Les exploitants peuvent avoir un intérêt personnel à diminuer le plus possible la pollution des cours d'eau, par exemple pour disposer de réserves de poissons sains dans les rivières et lacs de leur propriété, disposer d'eau potable non contaminée pour leur consommation personnelle et pour abreuver leur bétail, ou encore se convertir à l'agriculture biologique afin d'exploiter les opportunités du marché. En règle générale, cependant, les agriculteurs n'assurent pas suffisamment ces services écosystémiques.

Les *systèmes d'agriculture biologique* impliquent généralement des pratiques visant à conserver ou à améliorer l'état physique, chimique et biologique du sol, et à réduire l'érosion à son strict minimum, par rapport aux systèmes d'agriculture dite conventionnelle. L'agriculture biologique peut contribuer à améliorer la qualité de l'eau (absence de pesticides de synthèse), tout en fournissant d'autres services écosystémiques, tels que la fixation du carbone et l'enrichissement de la biodiversité (Greene et autres, 2009 ; OCDE, 2003a ; et Stolze et autres, 2000). Par rapport aux exploitations utilisant des méthodes classiques d'agriculture, le niveau réel de lessivage d'azote par hectare peut être réduit de près de 60 % sur un terrain cultivé par des méthodes biologiques. Cependant, le niveau de lessivage par kilogramme de produit obtenu est similaire ou légèrement supérieur. Les principales erreurs susceptibles d'intensifier le lessivage des nitrates en agriculture biologique sont entre autres les suivants : enfouissement des légumineuses à la mauvaise période, choix de cultures inadaptées dans une rotation et stockage des effluents d'élevage sur un sol nu (Stolze et autres, 2000). Dans certaines situations, des pratiques intensives peuvent conduire à épandre plus d'effluents d'élevage qu'il n'en faut, y compris en agriculture biologique (OCDE, 2003a).

Moyennant certaines pratiques, la *production de riz paddy* peut également avoir un impact favorable sur la qualité de l'eau, selon la qualité de l'eau entrante, la gestion des engrais et des pesticides, et la gestion du débit d'irrigation (Bouman et autres, 2007 ; Yoshinaga et autres, 2007). La qualité de l'eau quittant les rizières peut être améliorée, car l'écosystème des zones humides peut éliminer l'azote et le phosphore. Le lessivage des nitrates à partir des rizières inondées est habituellement négligeable, grâce à la dénitrification qui s'effectue rapidement en milieu anaérobie (Yoshinaga et autres, 2007). Les régions où le riz est cultivé en plaine peuvent toutefois présenter de hauts niveaux de pollution par l'azote lorsque les taux d'application des engrais y sont excessivement élevés et qu'il existe un fort débit d'eau à partir des rizières (Bouman et autres, 2007 ; Yoshinaga et autres, 2007). Les infiltrations d'eau de rizières peuvent entraîner le lessivage d'éléments fertilisants dans les eaux souterraines, ou encore élever la surface de la nappe phréatique et, lorsque cette dernière est salée, saliniser la rhizosphère des cultures autres que le riz (Antonopoulos, 2010 ; Yoshinaga et autres, 2007).

On constate certes une augmentation du taux d'adoption des pratiques propices à la qualité de l'eau sur les exploitations, mais la généralisation rapide des pratiques optimales de gestion continue de se heurter à des obstacles dans les pays de l'OCDE. L'importance de ces derniers peut varier entre bassins et entre exploitations à l'intérieur d'un même bassin (Bryan et Kandulu, 2011 ; Christensen et autres, 2011 ; Jacquet et autres, 2011 ; Roberts et autres, 2010) :

- *Facteurs économiques (aversion pour le risque)* : l'adoption de pratiques optimales de gestion axées sur la qualité de l'eau peut avoir un coût direct élevé pour l'agriculteur et faire peser un risque sur le revenu de l'exploitation lorsqu'aucune compensation n'est offerte par l'action publique ou le marché. De même, les coûts de transaction que l'exploitant a l'impression de devoir supporter pour respecter les règles prévues par un programme volontaire de protection de la qualité de l'eau peuvent être supérieurs aux pertes de revenu supposées.
- *Connaissances* : les agriculteurs ne sont pas assez sensibilisés aux répercussions des différentes pratiques agricoles sur la qualité de l'eau et connaissent mal les modalités d'adoption de pratiques optimales de gestion axées sur la qualité de l'eau.
- *Main-d'œuvre* : déficit de main-d'œuvre et de temps pour mettre en œuvre des pratiques optimales de gestion axées sur la qualité de l'eau, surtout en l'absence d'incitations publiques.
- *Vulgarisateurs* : manque de vulgarisateurs compétents en matière de pratiques optimales de gestion pour informer et former les agriculteurs.
- *Facteurs institutionnels* : dispositifs institutionnels insuffisants pour soutenir l'adoption de pratiques optimales de gestion en s'appuyant sur des associations professionnelles ou des réseaux sociaux.
- *Facteurs non économiques* : les obstacles à l'adoption de pratiques optimales de gestion axées sur la qualité de l'eau ne sont pas nécessairement d'ordre économique ; il peut par exemple s'agir de la fierté de l'agriculteur qui obtient des rendements élevés ou sait rester indépendant.

1.5. Enjeux de l'interaction entre les pratiques de gestion agricole et la qualité de l'eau

Bien que les pratiques de gestion agricole respectueuses de l'environnement et visant à améliorer la qualité de l'eau soient de plus en plus adoptées par les membres de l'OCDE, un certain nombre de défis, communs à la plupart de ces pays, demeurent d'actualité. Y répondre permettrait d'élaborer des politiques incitant les agriculteurs à adopter des pratiques de gestion favorables à l'amélioration de la qualité des systèmes aquatiques, moyennant entre autres :

- la sensibilisation des agriculteurs ;
- les progrès scientifiques et amélioration des connaissances ;
- la reconnaissance du problème de décalage dans le temps de l'action des polluants ;
- la suppression du déficit d'informations et de suivi ;
- la prise en compte d'une vision plus globale des questions de qualité de l'eau.

Sensibilisation des agriculteurs

Les conclusions d'études réalisées auprès d'exploitations de nombreux pays montrent que les agriculteurs sont peu sensibilisés ou peu informés du fait que l'agriculture contribue à la pollution des eaux (Blackstock et autres, 2010 ; National Audit Office, 2010). Environ 85 % des agriculteurs ayant répondu à une enquête sur la pollution diffuse, au **Royaume-Uni**, par exemple, estimaient que la pollution n'était pas un

problème, et que l'agriculture y contribuait peu ou pas du tout (National Audit Office, 2010). Ces résultats peuvent révéler un manque de compréhension scientifique du chemin parcouru par les polluants entre les exploitations agricoles et les systèmes aquatiques, et plus précisément jusqu'aux eaux souterraines. Dans certains cas également, il est possible que les agriculteurs nient les preuves scientifiques, partant du principe que la pollution issue de leurs domaines est principalement due à des événements qu'ils ne peuvent contrôler, tels que de fortes précipitations et des inondations (Posthumus et Morris, 2010). Lorsque les exploitants reconnaissent qu'il existe un problème d'écoulement de polluants à partir de leurs propriétés, ils ne savent pas toujours que cette situation peut être due à une mauvaise gestion du sol, ou à d'autres pratiques inefficaces en termes de protection de l'environnement.

Lors d'une étude réalisée dans quatre États au **États-Unis**, plus de 30 % des répondants ne savaient pas si leurs eaux souterraines étaient propres ou non à la consommation (Morton et Weng, 2009). Cette même enquête indique également que les exploitants sont plus enclins à croire que la qualité de l'eau est bonne dans leur bassin, tandis que les résidents en zones rurales non agricoles et en zones urbaines ont une opinion plus négative (Morton et Weng, 2009). Il ressort d'une étude sur le respect de la *directive nitrates* de l'UE que les agriculteurs ne sont guère informés des problèmes posés par ces substances, notamment les petits exploitants (Commission européenne, 2010). Au **Royaume-Uni**, une enquête a quant à elle montré que 50 % des agriculteurs ne se souvenaient d'aucun document d'orientation expliquant comment respecter cette directive (National Audit Office, 2010), mais peut-être cela est-il dû au fait que seuls 55 % des superficies agricoles sont tenus de s'y conformer (chapitre 5.1).

Mieux sensibiliser les agriculteurs aux problèmes de qualité de l'eau, et accroître leur prise de conscience, constitue une première étape importante pour encourager l'adoption des mesures d'atténuation des conséquences (Blackstock et autres, 2010). De nombreuses interventions visant à lutter contre la pollution issue de sources diffuses ont tendance à partir du principe que les agriculteurs comprennent les liens entre les activités agricoles et la pollution de l'eau (Blackstock et autres, 2010). Or les exploitants sont prêts à accepter davantage de formations et de conseils sur la gestion des éléments fertilisants et des pesticides sur leurs propriétés, en vue de protéger l'environnement. Une prise de conscience globale est en marche, afin d'améliorer les pratiques de gestion et de lutter contre la pollution (Commission européenne, 2010 ; Perez, 2010). Il peut être bénéfique de développer le capital social dans un bassin hydrographique, pour que les exploitants et autres parties prenantes soient mieux informés des processus ayant un impact sur la qualité de l'eau (Morton et Weng, 2009).

Progrès scientifiques et amélioration des connaissances

Les chemins empruntés par les polluants pour atteindre les eaux de surface, souterraines et marines sont souvent complexes et mal compris (graphiques 2.1 et 2.2). L'impact de la pollution diffuse peut être fonction des quantités de polluants rejetés, de la facilité avec laquelle ces derniers sont acheminés jusqu'aux systèmes aquatiques et de la vulnérabilité du milieu aquatique (Agence pour l'environnement, 2007). Il est essentiel d'améliorer les connaissances scientifiques sur ces processus et leurs corrélations, afin de mettre en avant les mesures les mieux adaptées pour soulager les pressions exercées par l'agriculture sur la qualité de l'eau, telles que celles mises en œuvre par exemple en **France** par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques.

Lorsqu'un éventuel contaminant agricole est rejeté ou se forme en milieu agricole, cette substance est soumise à des processus généralement communs à tous les contaminants issus de l'agriculture (Boxall, 2012). Elle peut ainsi être dégradée par des processus biologiques, physiques ou chimiques, adhérer à des particules du sol, être absorbée par des végétaux, être lessivée vers les eaux souterraines, ou être transportée vers les eaux de surface par les eaux de drainage et le ruissellement. Ces différents scénarios dépendent à la fois des caractéristiques physiques intrinsèques du contaminant (solubilité dans l'eau, force d'attraction aux matières organiques et autres composants du sol, volatilité), des propriétés du sol, de la topographie et des conditions climatiques.

La modification des pratiques agricoles peut atténuer le risque de la présence de contaminants dans l'environnement (Boxall, 2012). Il existe pour cela plusieurs méthodes : modification de l'intensité et de la périodicité de l'application des pesticides ; modification de la fréquence et des taux d'épandage de fumier/boues ; élaboration de recommandations sur les situations dans lesquelles ne pas appliquer de fumier ni de biosolides (lorsque les pentes ne s'y prêtent pas, par exemple) ; et spécification de la largeur et du type des zones tampons destinées à protéger les eaux.

De plus en plus, une approche multidisciplinaire semble clairement nécessaire pour mieux comprendre la pollution de l'eau par l'agriculture. Cette approche doit tenir compte des liens existant entre les sources des contaminants ; leur gestion, leur déplacement et leur transport dans l'environnement ; ainsi que leur impact sur les eaux qui les réceptionnent (Kronvang, Rubaek et Heckrath, 2009).

Reconnaissance du problème de décalage dans le temps des polluants

Au cours des dernières décennies, les programmes de réduction de la pollution diffuse en agriculture ont souvent révélé une amélioration faible, voire nulle, des systèmes aquatiques. Parmi les nombreuses causes de cette situation, l'une des plus importantes est le décalage temporel. Le décalage est le temps écoulé entre le moment où l'agriculteur adopte de nouvelles méthodes de gestion et le moment auquel une amélioration mesurable de la qualité de l'eau de la masse ciblée est détectée (Kronvang, Rubaek et Heckrath, 2009 ; Meals, Dressing et Davenport, 2010).

La longueur de ce délai dépend fortement du site et du contaminant et peut aller de quelques heures à plusieurs mois pour certains polluants après de fortes précipitations ou si la source est ponctuelle, de plusieurs années à quelques décennies pour les excédents de phosphate dans les sols agricoles, et jusqu'à plusieurs décennies voire davantage pour les sédiments accumulés dans les cours d'eau (Meals, Dressing et Davenport, 2010). Les lacs enrichis en éléments fertilisants et les eaux acidifiées peuvent également mettre des années à retrouver leur état d'origine (Agence pour l'environnement, 2007). La vitesse de déplacement des eaux souterraines constitue également un critère important ; elle peut introduire un délai de plusieurs décennies entre la modification d'une pratique agricole et l'amélioration de la qualité des eaux en question (Collins et McGonigle, 2008 ; Dubrovsky et autres, 2010 ; Agence pour l'environnement, 2007 ; Helmers et autres, 2007 ; Meals, Dressing et Davenport, 2010).

Il ressort de la modélisation de l'aquifère de Glassboro (New Jersey, **États-Unis**), qui a reçu pendant des décennies des quantités croissantes de nitrates, qu'il faudrait 50 ans pour revenir progressivement à la situation antérieure à l'utilisation d'engrais de synthèse (qui a commencé aux alentours de 1940). Même en réduisant immédiatement les volumes d'intrants, 30 ans seraient nécessaires pour revenir à la concentration initiale en nitrates (Dubrovsky et autres, 2010).

Avant que les effets de ce décalage temporel soient admis et pris en compte, des décisions d'investissement sont prises, des terrains sont achetés et cédés, et la subsistance de familles entières et l'exploitation de commerces deviennent dépendantes de pratiques de gestion qui ne sont pas forcément durables. Ces pratiques s'imposent en tant qu'usage actuel et droits de propriété présomptifs, que les pouvoirs publics sont réticents à modifier. En outre, tout comme les processus chimiques et hydrologiques, les processus de décision peuvent aussi présenter des décalages du fait de la complexité des dispositifs institutionnels qui régissent souvent la politique de l'eau. Les décalages chimiques et hydrologiques se conjuguent donc aux décalages décisionnels et institutionnels pour rappeler aux responsables de l'action publique qu'ils doivent inscrire leur action dans le long terme en vue de modifier les répercussions de l'agriculture dans les bassins hydrographiques et que, en matière de pollution, mieux vaut prévenir que guérir (Agence pour l'environnement, 2007 ; Helmers et autres, 2007 ; Sohier et Degre, 2010).

Comblar le déficit d'informations et de suivi

Au cœur des difficultés rencontrées dans l'action relative aux problèmes de pollution diffuse en agriculture (ignorance des agriculteurs, insuffisance des connaissances scientifiques, décalages temporels, processus aléatoires) réside le déficit d'informations (Borisova et autres, 2003 ; Cabe et Herriges, 1992 ; Doole et Pannell, 2009). Ce déficit, qui empêche la création de politiques efficaces, est dû aux éléments suivants : nombre élevé de pollueurs, déséquilibre des informations entre agriculteurs et décideurs, fluctuation temporelle et spatiale de la concentration en pollution, et coût élevé de la collecte de données pour ce genre de question environnementale. Le manque d'informations sur les coûts et les avantages des différentes options de réduction de la pollution est rendu plus ardu encore par la très grande diversité des relations de production telles que la réaction des agriculteurs face aux conditions météorologiques, au changement climatique et aux incertitudes du marché (Doole et Pannell, 2009 ; National Audit Office, 2010).

Les dispositifs de lutte contre la pollution de l'eau axés plus globalement sur les bassins de captage d'eau suscitent un intérêt croissant : ces approches nécessitent de disposer de davantage d'informations, pour élaborer des politiques pertinentes, que les approches plus traditionnelles. Or les données disponibles étant incomplètes, les décisions seront inévitablement prises sous le sceau de l'incertitude. À la lumière de ce déficit d'informations et de données, les décideurs doivent davantage s'appuyer sur des modélisations (à la fois économiques et biophysiques), pour éclairer la conception, le choix, le suivi puis l'évaluation de politiques (Cabe et Herriges, 1992 ; Doole et Pannell, 2009 ; Schreiber et autres, 2003) (chapitre 2.5).

Prise en compte d'une vision plus globale des questions de qualité de l'eau

Bien que le présent rapport se concentre, principalement pour rester gérable, sur les aspects politiques des liens existant entre agriculture et qualité de l'eau, il est important de souligner que ces liens ne sont que les composantes d'un problème bien plus large et complexe, en termes de : cycles naturels des eaux ; interactions humaines et environnementales entre la terre et l'eau, y compris la protection du milieu marin ; liens avec l'atténuation des émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre ; et interactions entre la qualité de l'eau, les ressources aquatiques et les politiques agricoles et de l'environnement (chapitre 1.3). Ce principe s'applique également au niveau de l'exploitation agricole, où un agriculteur doit prendre en compte la gestion de toute la ferme, et non pas uniquement les éléments importants pour la qualité de l'eau.

Le fait de replacer la qualité de l'eau dans le contexte du cycle de l'eau souligne la dynamique des systèmes aquatiques, en ce sens que la pollution de l'eau peut être grandement exacerbée en cas de stress exercé sur les ressources en eau, et de même, en cas de forte précipitation ou d'événements orageux entraînant une hausse de la pollution (Falkenmark, 2011 ; Smith et Porter, 2009). La gestion des eaux pluviales est par exemple cruciale pour contribuer à réduire à leur strict minimum les charges d'éléments fertilisants et de sédiments issus de l'agriculture (Randhir et Tsvetkova, 2009). Un autre exemple consiste à réutiliser l'eau d'irrigation en aval, dans un bassin de captage, et à recycler les eaux usées urbaines/industrielles pour l'agriculture, ce qui soulève des inquiétudes à la fois sur le plan de la santé humaine, et sur celui de l'environnement, comme l'a récemment illustré l'utilisation croissante d'eau d'effluents dans l'agriculture en Israël (encadré 1.2).

Compte tenu des fortes variations naturelles et des différences entre exploitations agricoles dans les systèmes aquatiques, il est dans la plupart des cas plus efficace de gérer l'eau au niveau du bassin ou du sous-bassin, en adaptant au mieux les initiatives aux différents usagers et besoins du bassin (Land and Water Forum, 2010 ; ministère des Infrastructures et de l'Environnement, 2010). La « gestion de bassin intégrée » fait référence au processus par lequel les parties prenantes peuvent élaborer une vision commune, partager des valeurs, prendre des décisions collectives éclairées, et gérer ensemble le bassin de captage. Ce processus implique l'intégration des usagers de l'eau, des pollueurs, des scientifiques, des décideurs et de toute autre partie prenante intéressée. Il s'agit d'effectuer des arbitrages entre ces différents intérêts, de manière ouverte et transparente, et de se concentrer sur la recherche d'une synergie et de solutions mutuellement bénéfiques (Collins et Anthony, 2008).

Le fait de lutter contre la pollution agricole de l'eau au niveau des bassins de captage permet non seulement de mieux impliquer toutes les parties prenantes concernées (dont les groupes agricoles et non-agricoles), mais également de mieux cibler les mesures d'atténuation de la pollution. Par conséquent, étant donné que les politiques de lutte contre la pollution agricole diffuse évoluent, ce point peut être intégré aux efforts ciblant d'autres sources diffuses et ponctuelles, urbaines et industrielles par exemple (Collins et McGonigle, 2008).

Encadré 1.2. Qualité de l'eau et utilisation d'effluents recyclés dans l'agriculture en Israël

Depuis le début des années 1960, Israël a démarré un plan ambitieux de recyclage des effluents (principalement des eaux d'égout, mais également des eaux usées industrielles) à l'intention de l'agriculture, mais également d'autres usagers. La part des effluents recyclés en Israël (près de 70 %) est aujourd'hui la plus élevée au monde. D'autres pays commencent à envisager cette méthode pour soulager la pression croissante exercée sur les ressources d'eau douce. L'expérience menée par Israël depuis plusieurs décennies peut donc fournir de précieux enseignements sur les coûts et les avantages d'une telle pratique.

L'un des principaux objectifs du Programme israélien de développement pour une agriculture durable consiste non seulement à utiliser davantage d'effluents recyclés dans l'agriculture, mais également à utiliser cette ressource pour fournir de l'eau aux terrains agricoles situés dans le désert, tout en éliminant les eaux usées urbaines et industrielles. Pour poursuivre ce triple objectif, le gouvernement a élaboré un cadre d'action qui prévoit : un soutien financier au traitement, au stockage et à l'apport d'effluents recyclés à l'agriculture ; des dispositifs réglementaires afin de répondre aux préoccupations liées à la santé humaine et à l'environnement soulevées par l'utilisation d'effluents recyclés ; le développement de la recherche pour améliorer les pratiques agricoles d'utilisation de tels effluents ; et enfin, la mise en place de formations et de conseils pour aider les agriculteurs à recourir à cette pratique. Le Fonds national juif a également participé financièrement à la création d'un réseau israélien de réservoirs d'effluents recyclés.

Encadré 1.2. (suite)

Les effluents recyclés représentent aujourd'hui un tiers de l'eau utilisée pour l'irrigation. Ce pourcentage devrait croître fortement au cours de la décennie à venir. L'utilisation de ces effluents par l'agriculture est principalement soutenue par les mesures suivantes : baisse du prix des effluents recyclés par rapport à l'eau douce, pour encourager le remplacement en exploitation ; octroi d'aides couvrant 40 à 60 % des coûts d'investissement pour le traitement, le stockage et l'apport d'effluents recyclés à l'agriculture ; soutien aux coûts d'adaptation des systèmes d'irrigation sur site. Ces aides ont augmenté en termes absolus, dans la part du soutien global à l'eau dans l'agriculture, ainsi que dans celle de l'aide budgétaire totale octroyée à ce secteur.

Le développement de l'apport d'effluents recyclés en agriculture et à d'autres usagers a permis, entre autres avantages, de soulager la pression grandissante sur les ressources en eau douce. Pour les pouvoirs publics, cette pratique est également un moyen bon marché et avantageux d'éliminer des eaux usées qui subiraient, sinon, un traitement de moindre qualité et contribueraient à la pollution de l'environnement.

L'utilisation croissante d'effluents recyclés a fortement contribué à la gestion de l'eau et des eaux usées en Israël. Toutefois, cette pratique dans le secteur agricole soulève également un certain nombre de questions relatives aux coûts économiques, agronomiques, environnementaux et en termes de santé humaine. Les difficultés agronomiques associées aux effluents recyclés sont principalement liées à la forte concentration de polluants néfastes pour les sols et les cultures, même après traitement, et notamment, aux niveaux élevés de salinité et à une quantité excessive de bore. Les effluents ont une teneur élevée en sel, ce qui induit également des coûts pour l'environnement, surtout lorsque ces matières, lessivées par l'irrigation, accroissent la salinité des aquifères. Les nappes souterraines sont également perturbées par les éléments fertilisants lessivés par l'irrigation, en partie car les effluents recyclés possèdent une forte concentration de nutriments.

Si les effluents recyclés servent principalement à irriguer des cultures non comestibles, leur utilisation dans la culture alimentaire soulève également des inquiétudes, bien que de plus amples recherches soient nécessaires sur ces relations. Des agents pathogènes et des micro-organismes (salmonelles) présents dans les effluents recyclés peuvent être transmis par le sol aux racines des végétaux, et donc contaminer les fruits. De même, les effluents recyclés comportent des hormones résiduelles issues des industries laitières et bouchères, des traces de pilules contraceptives tirées à la chasse d'eau et d'autres produits chimiques similaires, ce qui peut entraîner des perturbations endocriniennes chez les mâles. Des travaux récents, quoiqu'encore peu concluants, ont établi une relation possible entre la chute de fertilité chez les hommes en Israël au cours des dernières décennies, et la présence de produits chimiques, causant des perturbations endocriniennes, trouvés dans les effluents utilisés par l'agriculture et lessivés dans les nappes d'eau potable.

Afin de répondre aux coûts de l'utilisation d'effluents recyclés pour l'environnement et la santé, les pouvoirs publics ont révisé les normes écologiques et d'hygiène relatives au traitement de ces substances. Des travaux ont été entrepris pour résoudre les problèmes liés à l'utilisation de ces effluents, à la fois pour les agriculteurs, mais également en termes de coûts pour la santé et l'environnement. Parmi les réussites, on peut citer le traitement sol-aquifère pour assurer une meilleure purification des effluents recyclés. Pour une utilisation plus écologique et durable de tels effluents, Israël devra toutefois : réexaminer la rigueur des normes de traitement ; investir dans des infrastructures de traitement ; et développer la recherche, surtout les travaux relatifs aux éventuels liens entre l'utilisation d'effluents recyclés dans l'agriculture et les perturbations endocriniennes chez l'homme.

Source : OCDE (2010), *OECD Review of Agricultural Policies: Israel*, www.oecd.org/agr

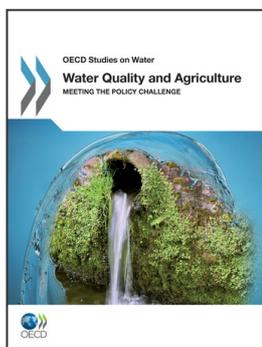
Bibliographie

- Antonopoulos, V.Z. (2010), “Modelling of water and nitrogen balances in the ponded water and soil profile of rice fields in Northern Greece”, *Agricultural Water Management*, vol. 98, pp. 321-330.
- Blackstock, K.L., J. Ingram, R. Burton, K.M. Brown et B. Slee (2010), “Understanding and influencing behaviour change by farmers to improve water quality”, *Science of the Total Environment*, vol. 408, n 23, pp. 5631-5638.
- Borisova, T., J.S. Shortle, R.D. Horan et D.G. Abler (2003), “The value of ecological and economic information in water quality management”, paper presented at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Montreal, Canada, 27-30 juillet.
- Bouman, B.A.M., E. Humphreys, T.P. Tuong et R. Barker (2007), “Rice and water”, *Advances in Agronomy*, vol. 92, pp. 187-237.
- Boxall, A. (2012), *New and Emerging Water Pollutants arising from Agriculture*, rapport de consultant de l'OCDE, disponible à : www.oecd.org/agriculture/water.
- Bryan, B.A. et J.M. Kandulu (2011), “Designing a policy mix and sequence for mitigating agricultural non-point source pollution in a water supply catchment”, *Water Resources Management*, vol. 25, pp. 875-892.
- Cabe, R. et J.A. Herriges (1992), “The regulation of non-point source pollution under imperfect and asymmetric information”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, pp. 134-146.
- Christensen, T., A.B. Pedersen, H.O. Nielsen, M.R. Morkbask, B. Hasler et S. Denver (2011), “Determinants of farmers’ willingness to participate in subsidy schemes for pesticide-free buffer zones – A choice experiment study”, *Ecological Economics*, vol. 70, pp. 1558-1564.
- Collins, A.L. et S.G. Anthony (2008), “Assessing the likelihood of catchments across England and Wales meeting ‘good ecological status’ due to sediment contributions from agricultural sources”, *Environmental Science and Policy*, vol. 11, pp. 163-170.
- Collins, A.L. et D.F. McGonigle (2008), “Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience”, *Environmental Science and Policy*, vol. 11, pp. 97-101.
- Commission européenne (2009), “Flash Eurobarometer on water: Summary”, *Flash Eurobarometer Series* n° 261, Bruxelles, Belgique.
- Commission européenne (2010), *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007*, COM(2010)47 final, Bruxelles, Belgique.
- Cooper, T., K. Hart et D. Baldock (2009), *Provision of public goods through agriculture in the European Union*, rapport préparé pour la Commission européenne (DG Agriculture) et l’Institut pour une politique européenne de l’environnement, Londres, Royaume-Uni.
- Dexter, J. et autres (2010), *Cultivating Clean Water: State based regulation of agricultural runoff pollution*, Environmental Law and Policy Center, Chicago, États-Unis.

- Doole, G. et D.J. Pannell (2009), *Nonpoint pollution policy evaluation under ambiguity*, paper contributed to the Australian Agricultural and Resource Economics Society's Annual Conference, Cairns, Australie, 11-13 février.
- Dubrovsky, N.M., *et al.* (2010), *The quality of our Nation's waters – Nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992-2004*, U.S. Geological Survey Circular 1350, U.S. Geological Service, Reston, Virginie, États-Unis.
- Environment Agency (2007), *The unseen threat to water quality – Diffuse water pollution in England and Wales*, Bristol, Royaume-Uni, mai.
- Falkenmark, M. (2011), "Water – A reflection of land use: Understanding of water pathways and quality genesis", *Water Resources Development*, vol. 27, n°1, pp. 13-32.
- Farnese, P. (2010), "*Canadian Agri-Environmental Principles: A Report prepared for Agriculture and Agri-Food Canada*," Ottawa, Canada, non publié.
- Gallup Poll (2008), consulté en ligne à l'adresse www.gallup.com/poll/106660/Little-Increase-Americans-Global-Warming-Worries.aspx.
- Graham, S., A. Schempp et J. Troell (2011), "Regulating nonpoint source water pollution in a Federal government: Four case studies", *Water Resources Development*, vol. 27, n° 1, pp. 53-69.
- Greene, C., C. Dimitri, B.-H. Lin, W.D. McBride, L. Oberholtzer et T. Smith (2009), *Emerging issues in the U.S. organic industry*, Economic Information Bulletin Report Number 55, Economic Research Service, ministère de l'Agriculture des États-Unis, mars, Washington, D.C., États-Unis.
- Grundy, M. et M. Barson (2010), "Information, Indicators, Agricultural Productivity and Sustainable Practices – Australian Case Studies," paper presented at the OECD Workshop on Agri-environmental Indicators, Leysin, Suisse, mars, disponible à l'adresse : www.oecd.org/tad/env/indicators.
- Helmers, M.J. et autres (2007), "Theme overview: Agriculture and water quality in the Cornbelt: Overview of issues and approaches", *Choices*, vol. 22, n° 2, pp. 79-86.
- Jacquet, F., J.-P. Butault et L. Guichard (2011), "An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops", *Ecological Economics*, vol. 70, pp. 1638-1648.
- Johnes, P. (2007), "Meeting ecological restoration targets in European waters: A challenge for animal agriculture", chapitre 11 de D. Swain, E. Charmley, J. Steel et S. Coffey (dir. publ.), *Redesigning animal Agriculture*, CAB International, Royaume-Uni.
- Key, N., W.D. McBride et M. Ribaud (2009), *Changes in manure management in the hog sector: 1998-2004*, Economic Information Bulletin Report Number 50, Economic Research Service, ministère de l'Agriculture des États-Unis, Washington D.C., États-Unis, mars.
- Kronvang, B., G.H. Rubaek et G. Heckrath (2009), "International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies – risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins", *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, pp. 1924-1929.
- Land and Water Forum (2010), *Report of the Land and Water Forum: A Fresh Start for Freshwater*, Wellington, Nouvelle-Zélande, www.landandwater.org.nz.
- Meals, D.W., S.A. Dressing et T.E. Davenport (2010), "Lag time in water quality response to best management practices: A review", *Journal of Environmental Quality*, vol. 39, pp. 85-96.
- Morton, L.W. et C.Y. Weng (2009), "Getting to better water quality outcomes: the promise and challenge of the citizen effect", *Agriculture and Human Values*, vol. 26, pp. 83-94.

- Moxey, A. (2012), *The Monetary Costs and Benefits of Agriculture on Water Quality: Estimates across OECD Countries*, rapport de Consultant de l'OCDE, disponible à l'adresse : www.oecd.org/agriculture/water.
- National Audit Office (2010), *Environment Agency: Tackling diffuse water pollution in England*, Report by the Comptroller and Auditor General, Londres, Royaume-Uni.
- National Research Council (2008), *Mississippi river water quality and the Clean Water Act: Progress, challenges and opportunities*, The National Academies Press, Washington, D.C., États-Unis, www.nap.edu/catalog/12051.html.
- OCDE (1972), Recommandation du Conseil sur les principes directeurs relatifs aux aspects économiques des politiques de l'environnement sur le plan international, 26 mai, OCDE, Paris, webnet.oecd.org/oecdacts/Instruments/ShowInstrumentView.aspx?InstrumentID=4&Lang=en&Book=False.
- OCDE (2003a), *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, OCDE, Paris, www.oecd.org/tad/env.
- OCDE (2007), *Instrument Mixes addressing Non-point Sources of Water Pollution*, OCDE, Paris, www.oecd.org/env.
- OCDE (2008a), *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990*, OCDE, Paris, www.oecd.org/tad/env/indicators.
- OCDE (2010a), *Politiques agricoles des pays de l'OCDE 2010 : Panorama*, OCDE, Paris, www.oecd.org/agr.
- OCDE (2010b), *Écoconditionnalité dans le secteur agricole*, OCDE, Paris, www.oecd.org/agr/env.
- OCDE (2011a), *Les politiques agricoles des pays de l'OCDE et des économies émergentes, 2011*, OCDE, Paris, www.oecd.org/agr.
- OCDE (2011b), *Évaluation des réformes de la politique agricole aux États-Unis : Analyse préliminaire*, OCDE, Paris, www.oecd.org/agr.
- OCDE (2011c), *Évaluation des réformes des politiques agricoles de l'Union européenne : Projet de rapport*, OCDE, Paris, www.oecd.org/agr.
- Oenema, O., H.P. Witzke, Z. Klimont, J.P. Lesschen et G.L. Velthof (2009), "Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 133, pp. 280-288.
- Perez, M.R. (2010), *Does the policy-making process affect farmer compliance?: A three-state case study of nutrient management regulations*, PhD. thesis, School of Public Policy, University of Maryland, College Park, Maryland, États-Unis.
- Posthumus, H. et J. Morris (2010), "Implications of CAP reform for land management and runoff control in England and Wales", *Land Use Policy*, vol. 27, pp. 42-50.
- Randhir, T.O. et O. Tsvetkova (2009), "Watershed-scale tradeoffs in water quantity and quality attributes for conservation policy", *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 201, pp. 347-363.
- Ribaudo, M. (2009), "Non-point Pollution Regulation Approaches in the U.S.", pp. 83-102 in J. Albiac and A. Dinar (dir. pub.), *The Management of Water Quality and Irrigation Techniques*, Earthscan, Londres, Royaume-Uni.
- Ribaudo, M., C. Greene, L. Hansen et D. Hellerstein (2010a), "Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets", *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 2085-2092.
- Roberts, A.M., D.J. Pannell, G. Doole et O. Vigiak (2010), *Agricultural land management strategies to reduce phosphorus loads in the Gippsland Lakes, Australia*, Working Paper 1011, School of Agricultural and Resource Economics, The University of Western Australia, 28 juillet, www.are.uwas.edu.au.

- Schreiber, H. et autres (2003), *Harmonised inventory of point and diffuse emissions of nitrogen and phosphorus for a transboundary river basin*, Federal Environmental Agency, Vienne, Autriche.
- Shortle, J. (2012), *Water Quality Trading in Agriculture*, Rapport de Consultant de l'OCDE, disponible à l'adresse : www.oecd.org/agriculture/water.
- Shortle, J., M. Ribaud, R.D. Horan et D. Blandford (2012), "Reforming Agricultural Nonpoint Pollution Policy in an Increasingly Budget Constrained Environment", *Environmental Science and Technology*, janvier.
- Smith, L.E.D. et K. S. Porter (2009), "Management of catchments for the protection of water resources: Drawing on the New York City watershed experience", *Regional Environmental Change*, publié en ligne 22 octobre, www.springerlink.com/content/1177727548811101/fulltext.pdf.
- Smith, R.B.W. et T.D. Tomasi (1995), "Transaction costs and agricultural nonpoint-source water pollution control policies", *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 0, No. 2, pp. 277-290.
- Sohier, C. et A. Degre (2010), "Modelling the effects of the current policy measures in agriculture: An unique model from field to regional scale in Walloon region of Belgium", *Environmental Science and Policy*, vol. 13, pp. 754-765.
- Stolze, M., A. Piorr, A. Häring et S. Dabbert (2000), *The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe*, University of Hohenheim, Stuttgart, Allemagne, www.uni-hohenheim.de/i410a/ofeurope/organicfarmingineurope-vol6.pdf.
- USEPA (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis) (2001), *The National Costs of the Total Maximum Daily Load Program (Draft Report)*, Office of Water, USEPA 841-D-01-003, Washington, D.C., États-Unis.
- Weersink, A. et J. Livernois (1996), "The use of economic instruments to resolve water quality problems from agriculture", *Canadian Journal of Agricultural Economics*, vol. 44, pp. 345-353.
- Yoshinaga, I., A. Miura, T. Hitomi, K. Hamada et E. Shiratani (2007), "Runoff nitrogen from a large sized paddy field during a crop period", *Agricultural Water Management*, vol. 87, pp. 217-222.



Extrait de :
Water Quality and Agriculture
Meeting the Policy Challenge

Accéder à cette publication :
<https://doi.org/10.1787/9789264168060-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2012), « Établir un lien entre les politiques, la gestion des exploitations agricoles et la qualité de l'eau », dans *Water Quality and Agriculture : Meeting the Policy Challenge*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264121119-4-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.