

E-Forum de la FAO sur la Comptabilité Intégrale du Gaspillage Alimentaire

Semaine 3: Utilisation de l'Eau

La troisième semaine du E-Forum traite des impacts du gaspillage alimentaire sur l'utilisation de l'eau et des coûts sociétaux qui y sont associés.

Impacts du Gaspillage Alimentaire sur l'utilisation de l'eau

La Phase I du projet Empreinte Ecologique du Gaspillage Alimentaire a permis d'estimer que la quantité d'eau d'irrigation (« eau bleue ») perdue à cause du gaspillage alimentaire représente 250 km³ par an (FAO, 2013). Ces estimations ont été ultérieurement approfondies au cours de la Phase II en prenant en compte la consommation en eau de denrées alimentaires non couvertes au cours de la Phase I (par exemple le sucre, le café et les boissons alcoolisées). La prise en considération d'autres cultures n'a pas provoqué de changement majeur.

Le système de données AQUASTAT a été considéré comme alternative possible au *Water Footprint Network* (WFN) (Hoekstra, Chapagain *et al.* 2011) utilisé lors de la Phase I. L'utilisation des données d'AQUASTAT et de celles du WFN a donné des résultats fortement concordants¹. Les résultats pour la consommation d'eau bleue sont inférieurs d'environ 20% en utilisant AQUASTAT plutôt que WFN, mais chaque ensemble de données comportent des incertitudes majeures. Par soucis de cohérence, nous continuerons d'utiliser les données originales du WFN de la Phase I pour la comptabilité intégrale.

L'Empreinte Ecologique du Gaspillage Alimentaire a également permis d'illustrer de façon générale comment le gaspillage alimentaire pouvait contribuer à la raréfaction de l'eau, en présentant les volumes de denrées gaspillées et les niveaux de pénurie d'eau par région. La pénurie d'eau est définie comme un « excès de la demande en eau par rapport à l'offre disponible » (FAO, 2012). L'utilisation d'eau occasionnée par le gaspillage alimentaire accroît la pénurie d'eau puisque cela augmente la demande par rapport à l'offre disponible, augmentant ainsi la potentialité d'une demande excessive. Afin d'obtenir des valeurs de pénurie d'eau par pays, Croft, Dawkins *et al.* (2013) se sont servis de l'estimation de la quantité d'eau extraite de l'écoulement d'eau total dans les principaux bassins versants des rivières (estimation fournie par Hoekstra, Mekonnen *et al.* (2012)). Si l'extraction d'eau est supérieure à 40%, la pénurie d'eau est considérée comme « grave ». Pour chaque pays, les superficies des bassins menacés de grave pénurie d'eau au cours de l'année sont ensuite comparées aux superficies totales des bassins hydrographiques des rivières du pays, donnant ainsi un indicateur de pénurie d'eau pour le pays en question. Grâce à ces mesures nationales, une approche similaire à celle utilisée pour la déforestation pourrait être employée pour évaluer l'impact du gaspillage alimentaire sur la pénurie d'eau ; les zones menacées de grave pénurie d'eau peuvent être comparées aux zones irriguées utilisées pour la production agricole (ainsi qu'aux zones irriguées au-delà des volumes de denrées gaspillées).

Une première étape consistera à sécuriser l'accès à ces données de pénuries, qui ne sont pas actuellement disponibles au public, afin d'évaluer la part jouée par le gaspillage alimentaire dans la pénurie d'eau. Les suggestions d'approches alternatives sont les bienvenues.

Coûts environnementaux et sociaux de l'utilisation de l'eau

Après avoir pris en considération des recommandations d'experts, nous comptons utiliser un cadre de Valeur Economique Totale (VET) pour estimer les coûts de l'eau (Martinez-Paz and Perni, 2011). Le cadre VET permet de faire la distinction entre les différentes valeurs d'utilisation (cf Figure 1) :

¹ AQUASTAT indique la consommation d'eau bleue par ha de terres irriguées, tandis que WFN indique la consommation d'eau bleue par ha du total des terres cultivées. En utilisant les données du WFN, les résultats sont donc plus bas quant à la consommation par ha, mais avec une zone de référence plus grande. Une forte concordance ressort de la comparaison des résultats obtenus en utilisant ces deux ensembles de données et les superficies correspondantes (superficies cultivées totales pour les données du WFN et superficies équipées de systèmes d'irrigation pour celles d'AQUASTAT).

- **La valeur d'utilisation directe**, comprenant la valeur d'utilisation consommatrice et celle non consommatrice. L'utilisation consommatrice directe la plus importante (en matière de volumes) est l'irrigation, qui peut être estimée grâce au coût d'extraction ou en utilisant les prix du marché - ajustés afin de prendre en compte les subventions. Des exemples de valeurs d'utilisations non consommatrices directes sont les loisirs et la production d'énergie hydroélectrique.
- **La valeur d'utilisation indirecte**, comprenant l'éventail des services écosystémiques rendus par l'eau. Ceux-ci comprennent les services de régulation (processus écosystémiques tels que la purification de l'eau) et les services de soutien à la base des écosystèmes (les habitats par exemple). Ces services ne peuvent pas être rendus par des cours d'eaux/zones humides qui sont perturbés par la réduction de leur débit naturel.
- **La valeur d'option** qui représente les bénéfices futurs potentiels apportés par l'environnement.
- **Les valeurs de non-utilisation** comprennent la *valeur d'existence* (provenant du fait de savoir que quelque chose existe), la *valeur de legs* (laisser quelque chose pour les générations à venir) et la *valeur altruiste* (provenant du fait de savoir que d'autres utilisent la ressource).

Pour estimer la valeur de l'eau nous nous penchons d'abord sur les coûts externes (premier niveau du cadre de la comptabilité intégrale²) puis tentons d'évaluer les effets de la consommation d'eau sur les pénuries (deuxième niveau du cadre de la comptabilité intégrale). Les valeurs d'utilisations consommatrices en aval (loisirs et services écosystémiques) peuvent être considérées comme supplémentaires à la valeur d'utilisation consommatrice de l'irrigation, puisque la consommation d'eau bleue implique une perte en eau du cycle de l'eau.

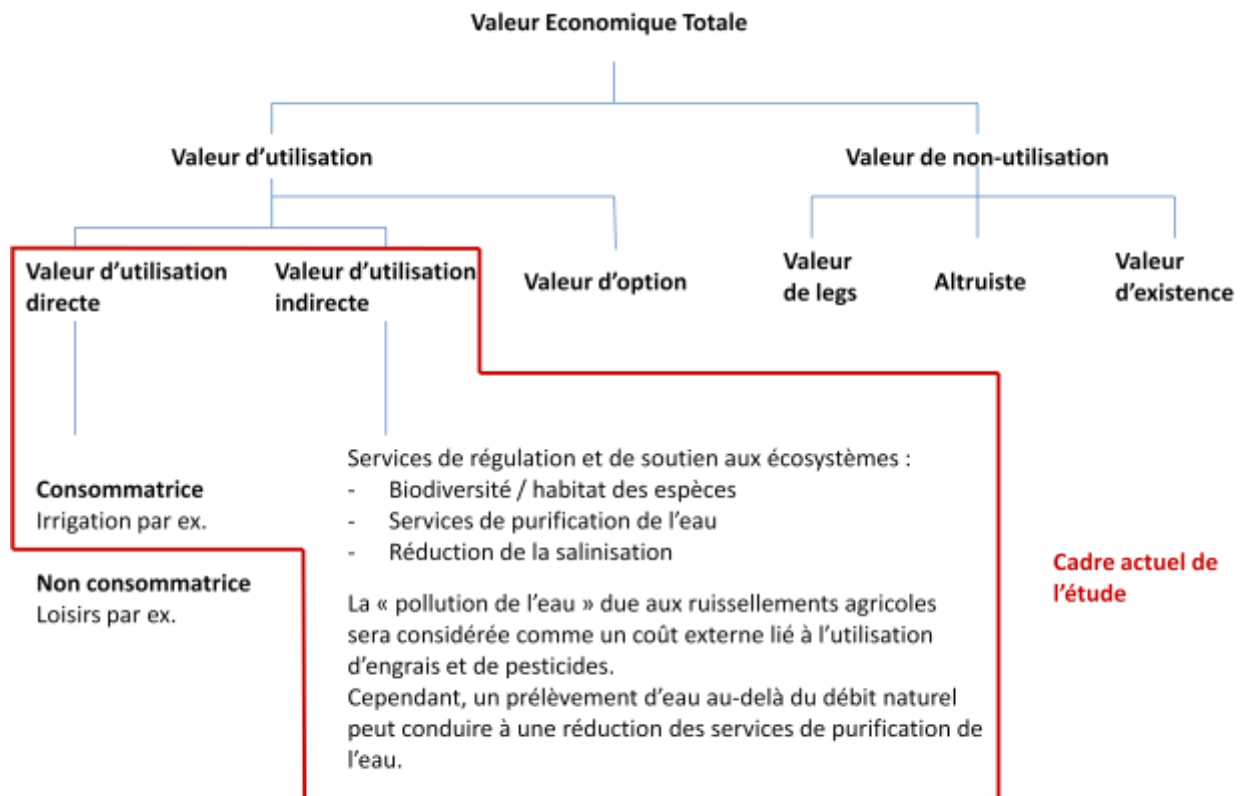
Comme point de départ, nous estimerons la valeur d'utilisation d'eau d'irrigation et ajouterons ensuite les utilisations non consommatrices. L'idéal serait de faire la distinction entre les utilisations en amont et en aval (puisque les utilisations non consommatrices en aval de l'extraction ne sont pas perdues). Cela engendre cependant de fortes complications quant à la localisation des différentes activités au cours du cycle de l'eau.

Une autre distinction devrait être faite entre la consommation d'eau et la pollution de l'eau. Les coûts de pollution de l'eau due aux ruissellements agricoles ne sont en effet pas directement liés à l'utilisation de l'eau. Les dommages liés à la pollution (eutrophisation par exemple) doivent être liés à la source de la pollution (quantités d'engrais ou de pesticides utilisés) ou à la superficie totale des terres agricoles, pour servir d'indicateur indirect.

Au cours de la revue initiale de la littérature existante, nous avons découvert un éventail de valeurs extrêmement large pour les valeurs non consommatrices, telles que celles liées à l'utilisation de loisir, et pour les valeurs de non-utilisation, telles que les valeurs d'existence. Ces incertitudes reflètent le fait que ces valeurs dépendent d'hypothèses qui doivent être formulées afin de pouvoir les déterminer, à la fois sur les dimensions locales et régionales (cela dépend par exemple des personnes interrogées dans le cadre d'une étude d'évaluation contingente). Etant donné la difficulté particulière de généraliser ces valeurs en utilisant le transfert de bénéfices, nous nous abstenons d'approfondir ces recherches. Comme première étape, nous suggérons plutôt de se concentrer sur l'estimation des valeurs d'utilisations directes (irrigation) et des valeurs d'utilisations indirectes (services écosystémiques) de l'eau, pour évaluer les coûts de niveau 1.

²http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/FWF_E-Forum_Working_Paper_French_01.pdf

Figure 1: Valeur Economique Totale de l'Eau



Ebauche d'approche pour la monétisation de l'utilisation de l'eau

Coûts d'irrigation: La première étape consiste à estimer le coût de l'eau bleue d'irrigation en se basant sur les données de l'empreinte eau du gaspillage alimentaire, disponible en Phase I du projet Empreinte Ecologique du Gaspillage Alimentaire. La littérature existante a révélé un éventail de valeurs de coûts d'irrigation³. Seulement les données disponibles de meilleures qualités ont été prises en considération – des valeurs plus incertaines pour des pays spécifiques ont été exclues. La valeur à l'extrémité supérieure de la fourchette est de 0,25 USD/m³ de frais au Bangladesh, ce qui correspond à environ 5 USD/m³ au Royaume-Uni (en utilisant le transfert de bénéfices). La valeur à l'extrémité inférieure est de 0,01 USD/m³ au Royaume-Uni. L'utilisation du transfert de bénéfices pour dériver des valeurs pour chaque pays aboutit à un éventail allant de 0,56 à 280 milliards de dollars US. Cette estimation peut être améliorée en transférant des valeurs seulement aux pays de contexte régional et socio-économique similaire (plutôt que pour tous les pays). Les résultats se situeraient alors sans doute vers l'extrémité inférieure de la distribution. D'après les données disponibles, nous nous attendons à obtenir des résultats situés

³ Données principalement tirées de FAO (2004), Garrido, A., P. Martinez-Santos and M. R. Llamas (2005), Ghazouani, W., Molle, F. and Rap E. (2012), Quershy, M. E. et al (2007) and Solbes, R. V. (2003).

dans un éventail d'environ 10-50 milliards de dollars US. Des chiffres définitifs ne pourront cependant être obtenus qu'après avoir effectué les calculs de façon détaillée.

Un certain nombre de difficultés supplémentaires sont présentes:

- Il existe une variation des prix importante, aussi bien saisonnière que spatiale (à la fois entre les pays et au sein de chaque pays). Cette variance est masquée par les prix moyens.
- Le recouvrement des coûts est habituellement limité aux coûts d'opération et de maintenance et inclut rarement une partie, même minime, des coûts de capital initial. De plus, l'efficacité de l'extraction n'est pas prise en compte (bien que des valeurs soient disponibles pour certaines études). Les estimations fournies sont donc des estimations basses car basées sur une partie seulement des coûts complets d'irrigation.
- Les frais officiels ne reflètent pas l'intégralité des paiements liés à l'eau que les agriculteurs effectuent (paiements extra-légaux, contribution au travail et coûts additionnels sur le site). D'autre part, tous les coûts estimés officiellement ne représentent pas des coûts réels (sans doute à cause du sureffectif, de la mauvaise gestion et de la corruption).
- Les frais de redevance pour l'eau sont en général insuffisants pour couvrir les frais d'opération et de maintenance dans les pays en développement. Beaucoup de pays doivent également faire face à des difficultés au niveau de l'efficacité de l'extraction de l'eau. Les pays de l'OCDE sont davantage susceptibles de recouvrir 100% des frais d'opération et de maintenance.
- Les programmes liés aux eaux souterraines (en Espagne notamment et probablement de façon générale) sont en grande partie déterminés par les forces du marché. Les entrepreneurs privés prennent le risque d'investir dans des infrastructures et les coûts sont supportés par les agriculteurs. En revanche, les programmes traditionnels liés aux eaux de surface sont fortement subventionnés par les gouvernements.

Outre les coûts d'irrigation indiqués, des estimations de coûts non basées sur le marché peuvent être utilisées, comme celles basées sur les coûts d'opportunité. Des exemples en sont donnés par Dachraoui et Harchaoui (2004), Garrido, Martinez-Santos *et al.* (2005), Samarawickrema and Kulshreshtha (2008), Martinez-Paz et Perni (2011), et les résultats de ces études se situent également dans l'éventail de coûts mentionné ci-dessus.

Services écosystémiques: Une étape suivante possible serait d'utiliser une évaluation non marchande pour déterminer les coûts d'utilisation d'eau occasionnée par le gaspillage alimentaire sur les services écosystémiques. Ceci peut être en partie couvert par les coûts de pénurie d'eau mentionnés ci-dessus. En effet, les impacts négatifs sur les services écosystémiques en aval peuvent s'accroître par exemple pour cause de pénurie accrue due à l'extraction d'eau (comme les effets de l'irrigation sur le Lac d'Aral). D'autres aspects, tels que les services de purification de l'eau, doivent en revanche être considérés dans le seul contexte de pénurie. Les valeurs d'utilisations indirectes peuvent être déterminées grâce à plusieurs approches, comme les estimations de coûts d'opportunité ou par des enquêtes de « volonté de payer ». Cette dernière approche a cependant tendance à couvrir l'éventail complet des services écosystémiques, y compris les valeurs de non-utilisation, puisqu'elle cherche souvent à déterminer la « volonté de payer » pour la conservation des écosystèmes dans leur ensemble (incluant tous leurs services). Martinez-Paz et Perni (2011) ont par exemple obtenu une valeur d'environ 0,09 USD/m³ pour les services rendus par les zones humides en Espagne, basée sur des études de « volonté de payer » par personne multipliée par la population concernée et divisée par la quantité totale d'eau utilisée. Cette valeur est comprise dans l'éventail des estimations des coûts directs d'irrigation mentionné ci-dessus.

Les évaluations environnementales non marchandes présentent aussi des difficultés supplémentaires :

- Les évaluations non marchandes dépendent du type et de la qualité des écosystèmes évalués et sont donc fortement dépendantes des conditions locales. Il est difficile d'obtenir une valeur représentative ou une valeur moyenne.
- L'estimation de la valeur environnementale de non-utilisation est souvent basée sur des enquêtes de « volonté de payer » et est donc exprimée en valeur par personne (Ojeda, Mayer *et al.*, 2008 par

exemple). Les résultats dépendent ensuite du jugement dont font preuve les auteurs quant aux populations concernées (Martinez-Paz and Perni, 2011). Nous suggérons d'utiliser ces valeurs par personne en combinaison avec des hypothèses cohérentes quant aux populations « locales » concernées qui bénéficient des services écosystémiques rendus par l'eau – une question clé reste cependant celle de comment appliquer le transfert de bénéfices à de telles valeurs.

- Comme indiqué ci-dessus, un autre facteur significatif est celui de la localisation des services écosystémiques rendus (en amont ou en aval du point d'extraction).

Pénurie d'eau: Pour évaluer la pénurie d'eau liée au gaspillage alimentaire, nous proposons de suivre l'approche utilisée par Trucost (2013), basée sur la relation entre la valeur de l'eau et la pénurie d'eau. La fonction utilisée par Trucost (2013) n'est pas présentée dans son rapport, mais nous tentons d'obtenir des détails supplémentaires. Les suggestions éventuelles sur de telles « fonctions des coûts de pénurie » sont les bienvenues. Une autre approche serait d'utiliser les valeurs de pénurie estimées dans des études locales et régionales, telles que celle pour la Californie (Jenkins, Lund *et al.* 2004). Comme pour les évaluations des services écosystémiques, le transfert de bénéfices à d'autres cas représente un défi important.

Questions pour la Discussion

- Quelle est la meilleure façon d'utiliser les valeurs d'irrigation des différents pays pour effectuer un transfert de bénéfices afin d'obtenir des estimations mondiales ? Il convient de savoir quels pays sont les plus comparables quant aux coûts d'irrigation, ou encore de savoir selon quels critères cette comparaison peut être établie.
- Les programmes liés aux eaux souterraines étant principalement déterminés par les forces du marché, convient-il de se concentrer uniquement sur des programmes liés aux eaux souterraines pour éviter les distorsions du marché (causées par les subventions par exemple) associées aux programmes d'eaux de surface ? Des estimations de l'intégralité des coûts d'irrigation sont-elles disponibles ? Notamment la prise en compte de l'intégralité des coûts de maintenance et des coûts associés au travail sur site lié à l'irrigation ?
- Nous nous intéressons également aux données pertinentes aux évaluations non marchandes des coûts d'irrigation – avez-vous des suggestions quant à ce type de données ?
- Comment utiliser au mieux le transfert de bénéfices dans le cadre d'évaluations non marchandes, pour lesquelles la population concernée, le type et la qualité des écosystèmes jouent un rôle majeur ? Est-il vraiment possible et judicieux d'appliquer le transfert de bénéfices dans ces cas ? Comment optimiser la généralisation des résultats à partir des études locales et régionales ?
- Dans les pays touchés par des pénuries d'eau, les valeurs de pénurie seront en partie tirées des prix du marché. Une des idées issue des consultations antérieures est celle de lier les prix du marché à un index de pénurie d'eau, via une régression par exemple. Cette approche semble-t-elle prometteuse pour identifier la partie des coûts liée aux pénuries d'eau ?

Références

- Croft, S., Dawkins, E., West, C., Brugere, C., Sheate, W. and Raffaelli D. 2013. Measuring the impacts on global biodiversity of goods and services imported into the UK, Department for Environment, Food and Rural Affairs DEFRA.
- Dachraoui, K. and Harchaoui, T. M. 2004. Water Use, Shadow Prices and the Canadian Business Sector Productivity Performance. Economic Analysis (EA) Research Paper Series(26).
- FAO. 2013. Food Wastage Footprint - Impacts on Natural Resources. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO.
- FAO. 2012. Coping with Water Scarcity: An action framework for agriculture and food security. FAO Water Reports. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. 38.
- FAO. 2004. Water charging in irrigated agriculture – an analysis of international experience. FAO Water Reports, Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. 28.
- Garrido, A., Martinez-Santos, P. and Llamas M., R. 2005. Groundwater irrigation and its implications for water policy in semiarid countries: the Spanish experience. Hydrogeology Journal 14(3): 10.
- Ghazouani, W., Molle, F. and Rap, E. 2012. Water Users Associations in the NEN Region - IFAD interventions and overall dynamics, International Water Management Institute IWMI.
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M. and Mekonnen, M. M. 2011. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. London, Earthscan.
- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews R. E., and Richter B. D. 2012. Global monthly water scarcity: Blue water footprints versus blue water availability. PLoS ONE 7(2).
- Jenkins, M. W., Lund, J. R., Howitt, R. E., Draper, A. J., Msangi, S. M., Tanaka, S. K., Ritzema, R. S. and Marques, G. F. 2004. Optimization of California's Water Supply System: Results and Insights. Journal of Water Resources Planning and Management.
- Martinez-Paz, J. M. and Perni, A. 2011. Environmental Cost of Groundwater: A contingent Valuation Approach. International Journal of Environmental Research 5(3): 10.
- Ojeda, M. I., Mayer, A. S. and Solomon, B. D. 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. Ecological Economics 65: 12.
- Qureshi, M. E., Connor, J., Kirby, M. and Mainuddin, M. 2007. Economic assessment of acquiring water for environmental flows in the Murray Basin. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics 51: 21.
- Samarawickrema, A. and Kulshreshtha, S. 2008. Value of Irrigation Water for Drought Proofing in the South Saskatchewan River Basin (Alberta). Canadian Water Resources Journal 33(3): 10.
- Solbes, R. V. 2003. Economic and Social Profitability of Water Use for Irrigation in Andalusia. Water International 28(3): 8.
- Trucost. 2013. Natural Capital at Risk: The Top 100 Externalities of Business, Trucost.