

E-Forum sur la Comptabilité Intégrale du Gaspillage Alimentaire : Semaine 5: 18 novembre – 24 novembre Biodiversité et Ecosystèmes

La cinquième semaine du E-Forum traite des impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les écosystèmes.

Impacts du Gaspillage Alimentaire sur la Biodiversité et les Ecosystèmes

La Phase I du Projet Empreinte Ecologique du Gaspillage Alimentaire a estimé l'impact du gaspillage alimentaire en considérant trois indicateurs : le taux de déforestation, le degré de menace des espèces (selon la Liste Rouge de l'UICN) et l'Indice Trophique Marin¹. Cette approche a surtout permis d'évaluer de façon qualitative la corrélation entre les régions sources du gaspillage et la déforestation, les menaces agricoles pesant sur les espèces d'oiseaux et d'amphibiens, et la diminution des stocks de poissons. Cela a aussi dégagé des tendances quant à la survenue du gaspillage alimentaire et les pressions sur la biodiversité mais n'a pas permis de faire une différenciation au niveau du type de denrées.

Pour la Phase II, une approche permettant de dériver des informations quantitatives sur les impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les écosystèmes est en développement. A cette fin, plusieurs indicateurs pertinents à la pression exercée par la production agricole (et donc aussi par la part qui est gaspillée) sur la biodiversité et les écosystèmes peuvent être pris en considération (cf. tableau 1). Ces indicateurs couvrent les cinq facteurs principaux de la perte de biodiversité selon le cadre de l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment* - MEA, 2005) : « changement climatique », « transformation des habitats », « surexploitation », « pollution » et « espèces invasives ».

Tableau 1: Exemples d'indicateurs potentiels pour les impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les services écosystémiques (les données sur fond vert sont utilisées pour les quantifications de coûts dans le modèle, cf. tableau 2 en page 4).

Facteurs principaux de la perte de biodiversité/changements des écosystèmes	Indicateur de pression exercée par la production agricole
Changement Climatique	Potentiel de Réchauffement Planétaire
Transformation des Habitats	Potentiel de déforestation
	Drainage des zones humides
	Changement d'utilisation des terres, de pâturages en terres arables
Surexploitation	Faible biodiversité dans les paysages agricoles due aux monocultures
	Dégradation des parcours et pâturages
	Diminution des ressources halieutiques
	Diminution des espèces sauvages via une surexploitation (par ex. médicaments naturels, composés pharmaceutiques, champignons)
	Salinisation due à l'extraction d'eau d'irrigation
Pollution	Diminution des écosystèmes aquatiques due à l'extraction d'eau d'irrigation
	Perte en fertilité des sols due aux pertes en carbone organique
	N – eutrophisation par dépôt de nitrate dans divers écosystèmes (y compris marins)
	P – eutrophisation par dépôt de P2O5 dans divers écosystèmes (y compris marins)
	Acidification par dépôt de NOx dans divers écosystèmes (provenant de la combustion de biomasse par ex.)

¹ L'Indice Trophique Marin, qui utilise les niveaux trophiques moyens, a été développé afin de mesurer le déclin en abondance et diversité des poissons situés à un niveau élevé de la chaîne alimentaire. Cet indice donne une mesure du remplacement des espèces provoqué par la pêche ; une valeur en déclin indique un épuisement des ressources halieutiques.

	Acidification des océans due aux émissions de CO2
	Dépôt de pesticides dans divers écosystèmes (y compris marins)
Espèces Invasives	Efficacité des contrôles à l'importation et des mesures de mise en quarantaine
	Commerce de produits agricoles ² et intrants (semences)
	Perturbation de la capacité autorégulatrice des écosystèmes

Selon le modèle actuel, les indicateurs sont évalués seulement au niveau national ; une analyse « hotspot » locale, basée sur un site précis d'un écosystème, est donc impossible. Idéalement, il faudrait retracer les denrées perdues ou gaspillées après la phase de production à leur pays d'origine pour déterminer les impacts de la phase de production. Puisque les flux commerciaux détaillés n'ont pas été modélisés au cours de la première évaluation, des moyennes mondiales des impacts de la production seront utilisées afin de modéliser l'impact de la phase de production de ces denrées perdues/gaspillées. Ces moyennes mondiales seront spécifiques à chaque denrée.

Hormis la difficulté de trouver suffisamment de données pour quantifier les impacts de ces indicateurs de pression sur la biodiversité et les écosystèmes, il convient de signaler deux enjeux méthodologiques particuliers. Tout d'abord, l'effet de certains facteurs dépend de leur propre niveau existant auparavant ; des quantités de gaz à effet de serre (GES) additionnelles émises à cause du gaspillage alimentaire, par exemple, engendrent des dommages plus conséquents s'il y a déjà une grande quantité de GES dans l'atmosphère, alors que des dommages engendrés par la même quantité d'émissions seront plus faibles si les concentrations en GES ambiantes sont plus faibles. Les quantifications effectuées dans le cadre de ce projet sont basées sur des valeurs moyennes seulement et ne prennent donc pas en compte de tels effets de changement de stocks à une taille de stock donnée. Les « changements de régimes » représentent un aspect particulier et pertinent de cet enjeu. Pour la pêche, par exemple, un quota modéré peut ne pas affecter de façon significative des grosses populations, alors que pour des populations sur le point d'atteindre la taille à partir de laquelle elles ne seront plus durables, même un quota de pêche modéré peut les mener à l'extinction. Deuxièmement, il est nécessaire d'éviter le double comptage. L'obtention des coûts des émissions de GES (cf. semaine 2) par les coûts sociaux du carbone comprend déjà l'impact de l'agriculture sur les écosystèmes et la biodiversité via ses émissions de GES. Cela ne devrait donc pas être ajouté à l'équation.

Coûts sociaux des impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les services écosystémiques

De façon similaire aux autres contributions préparées pour le e-forum, la figure 1 présente ci-dessous des exemples des différents aspects de l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité selon le cadre de la Valeur Economique Totale (VET). Pour ce sujet, l'éventail complet des valeurs d'utilisations (bien que surtout directes) et de non-utilisations peut être en principe englobé, en fonction des différentes valeurs couvertes par les estimations de coûts utilisées. Ce projet se concentre cependant sur les valeurs d'utilisations directes et indirectes (rectangle en pointillés).

² Le commerce des produits non-agricoles est encore plus important étant donné que les semences et les individus des espèces invasives peuvent voyager par n'importe quel moyen de transport. Au vu du sujet cependant, le focus est mis sur l'agriculture.

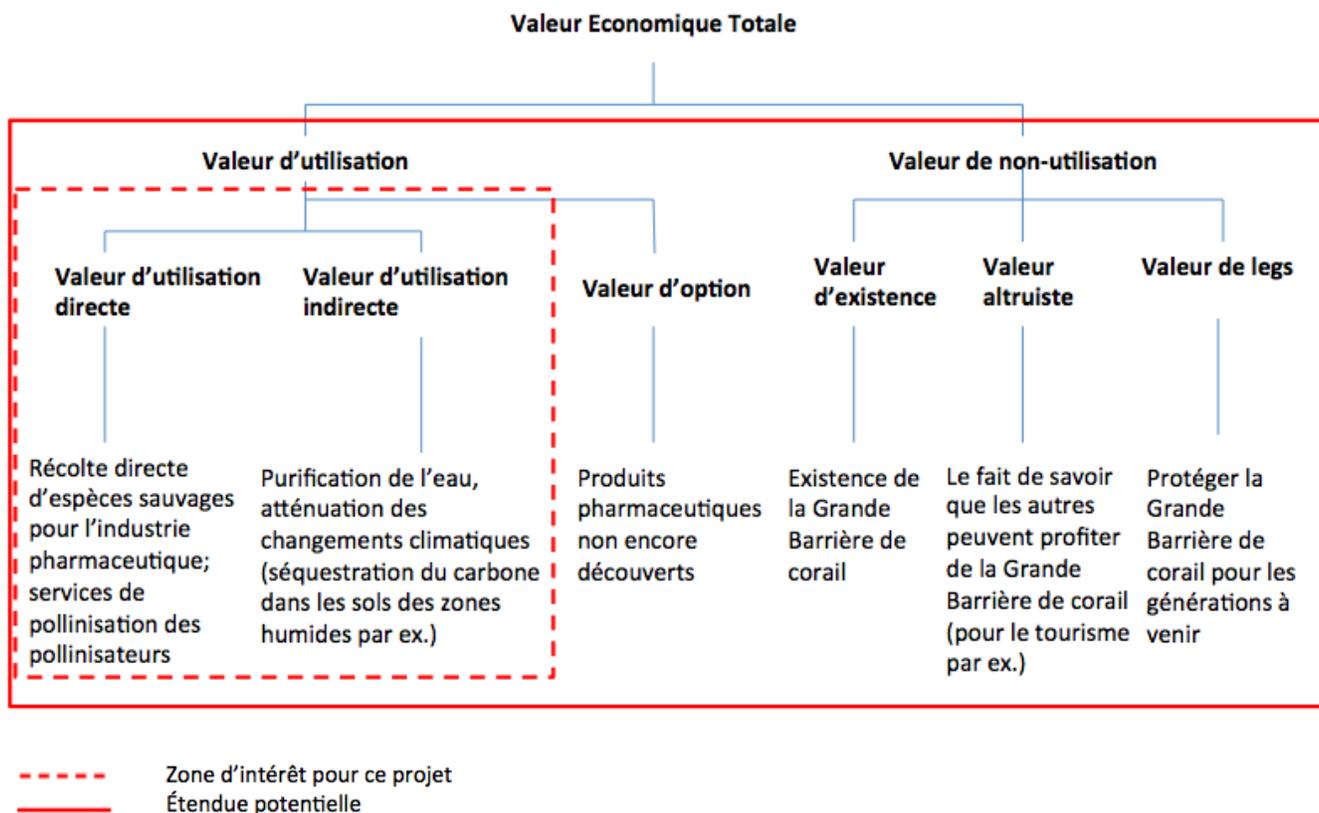


Figure 1: VET pour la biodiversité et les services écosystémiques, présentant des exemples des différentes valeurs.

Afin d'obtenir les estimations de coûts des impacts des indicateurs de pression listés ci-dessus, plusieurs approches peuvent être suivies :

Approche 1 : Une fois les valeurs des indicateurs de pression définies, ces pressions sont mises en relation avec des impacts quantifiables sur la biodiversité et les écosystèmes. Les coûts de ces impacts sont ensuite déterminés. Cette approche nécessite une compréhension détaillée de la relation très complexe existant entre les indicateurs de pression et les impacts sur la biodiversité et les écosystèmes.

Approche 2 : Puisque l'intérêt principal de ce projet porte sur les coûts des impacts provoqués par le gaspillage alimentaire, l'étape connectant la pression aux impacts n'a pas nécessairement besoin d'être abordée de façon explicite. Il est donc possible d'utiliser directement les estimations de coûts qui existent déjà pour les indicateurs de pression (comme il a été fait par exemple avec l'utilisation des estimations du coût social du carbone pour les émissions de gaz à effet de serre lors de la deuxième semaine du e-forum), évitant ainsi d'avoir à détailler le lien entre les pressions et les impacts.

Approche 3 : Cette approche débute au niveau des écosystèmes plutôt qu'au niveau des pressions, estimant l'importance relative des différents facteurs sur les changements observés au niveau de la biodiversité et des écosystèmes. Il convient donc d'évaluer l'état de la biodiversité et des écosystèmes, ainsi que la façon dont l'agriculture (ou plus précisément la part de l'agriculture qui est gaspillée) contribue à ces changements (80% de la déforestation est due à l'agriculture par exemple). La part jouée par le gaspillage alimentaire dans ces facteurs est ensuite dérivée en utilisant les pourcentages de gaspillage des diverses denrées agricoles. Cela aboutit enfin à une évaluation de la contribution du gaspillage alimentaire aux changements de la biodiversité et des écosystèmes. L'estimation du coût de ces changements (basée sur les valeurs des services écosystémiques par exemple) permet ensuite d'évaluer les coûts respectifs du gaspillage alimentaire.

L'approche 1 est l'approche la plus précise et détaillée, les approches 2 et 3 ne permettant pas de saisir complètement les liens entre les indicateurs de pression et les impacts. L'approche 2 évite de détailler les liens en faisant référence à la littérature procurant des données de coûts directs pour les indicateurs de pression, tandis que l'approche 3 se base sur la

valeur associée à la perte de biodiversité et d'écosystèmes, et sur la littérature évaluant le niveau selon lequel l'agriculture contribue à ces pertes.

Dans ce projet, seulement certains des indicateurs listés dans le tableau 1 seront utilisés, en fonction des paramètres disponibles dans le modèle SOL. Le tableau 2 présente les indicateurs proposés et leur unité de mesure. En particulier, le facteur « espèces invasives » n'est pas repris, les données étant peu disponibles et leur applicabilité dans le modèle SOL très limitée du fait de sa référence aux pays comme unités géographiques de base.

Tableau 2: Indicateurs et approches d'évaluation utilisés dans ce projet pour les impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les services écosystémiques

Facteurs principaux de la perte de biodiversité/changements des écosystèmes	Indicateur de pression exercée par la production agricole	Unité de mesure	Possibilité de calculs spécifiques aux produits agricoles dans SOL-m	Evaluation de la part provenant du gaspillage alimentaire	Calcul des coûts des impacts sur la biodiversité/les écosystèmes
Changement Climatique	Potentiel de Réchauffement Planétaire	eq CO2	oui	Directement liée à la production	Approche 2, mais déjà inclus dans le calcul du Coût Social du Carbone
Transformation des Habitats	Déforestation	Hectares	oui	Assignée à des cultures spécifiques en fonction de leur part de surface	Approche 2, mais déjà inclus dans le calcul de la dégradation des terres
Surexploitation	Dégradation des parcours et pâturages	Indice de l'intensité d'utilisation	oui	Assignée à des types différents d'animaux en fonction du nombre d'animaux (unités de bétails)	Approche 2, mais déjà inclus dans le calcul de la dégradation des terres
	Diminution des ressources halieutiques	kg de poissons	non	Directement liée à la production	Perte de populations de poissons, approche 1 (puisque le lien entre les pêches et la diminution est direct)
Pollution	N-eutrophisation	kg de surplus de N	oui	Directement liée à la production	Approche 1 ou 3
	P-eutrophisation	kg de surplus de P2O5	oui	Directement liée à la production	Approche 1 ou 3
	Pesticides	Intensité d'utilisation des pesticides (quantité de pesticides agricoles inconnue)	non	Directement liée à la production	Perte de pollinisateurs, approche 3

Les coûts des impacts de la surexploitation des parcours et pâturages et de la déforestation sur les services écosystémiques ont déjà été évalués sous le sujet « changement d'utilisation des terres » dans la contribution sur l'occupation et la dégradation des terres. Les coûts des émissions de gaz à effet de serre ont été évalués dans la contribution sur le changement climatique, dans laquelle la notion de « coût social du carbone » a été utilisée, qui est une estimation globale couvrant aussi les effets sur les services écosystémiques et la biodiversité. Ces sujets ne sont pas ultérieurement examinés ici afin d'éviter un double comptage.

Les coûts liés à la surexploitation des ressources halieutiques sont évalués dans World Bank et FAO (2008), Sumalia et Suatoni (2005), Hesselgrave, Kruse *et al.* (2011). Leur mise en relation avec les proportions de gaspillage des pêches permet d'évaluer la contribution du gaspillage alimentaire au secteur de la pêche. Comme mentionné ci-dessus, un problème majeur réside dans les effets de seuil non linéaires de la diminution des stocks, selon lesquels des contributions relativement faibles peuvent mettre en danger une population de poissons et la mener à l'extinction. Un autre enjeu concernant les pêches est le rejet des prises accessoires (d'espèces non utiles). Cela affecte des pêches/écosystèmes différents que ceux commerciaux et leur évaluation devient donc pertinente pour les espèces en danger. Il convient ensuite que l'évaluation fasse référence aux coûts du déclin des populations et de l'extinction des espèces menacées.

Les données sur les coûts des pertes de services écosystémiques et de biodiversité dues aux ruissellements d'azote et de phosphore (par kg de N ou de P) sont largement manquantes, mais il existe des données sur la perte des espèces due au ruissellement d'azote en général. Bleeker, Hicks *et al.* (2011), par exemple, quantifient l'impact de l'azote sur les écosystèmes. Leur quantification peut être mise en relation avec l'évaluation des valeurs des écosystèmes et de leurs services présentée par de Groot, Brander *et al.* (2012). Cela permettrait d'aboutir à des premières estimations de coûts de ces impacts.

De nombreuses publications traitent des coûts de l'impact des pesticides (y compris sur la pollinisation). Leach et Mumford (2008), par exemple, présentent de tels coûts différenciés par pays (pour les Etats-Unis, le Royaume-Uni et l'Allemagne) sur base des coûts par kg de pesticide utilisé. La quantité de pesticides utilisée par pays n'est pas une donnée disponible d'emblée. Les données disponibles dans FAOSTAT ne sont actuellement ni complètes ni spécifiques aux différentes cultures. Il serait possible de tenter d'effectuer une évaluation spécifique aux services de pollinisation, sur base de l'étude de Bauer et Wing (2010) qui estime les coûts totaux de la diminution des pollinisateurs. La mise en relation des données de cette étude avec les valeurs pertinentes à la contribution de l'agriculture au déclin des pollinisateurs permettrait une évaluation générale de l'impact du gaspillage alimentaire sur les pollinisateurs. Il est cependant difficile de quantifier cette contribution, bien que la corrélation entre l'agriculture intensive, l'utilisation de pesticides et le déclin des pollinisateurs soit bien établie (Kremen, Williams *et al.*, 2002, Biesmeijer, Roberts *et al.*, 2006, Ricketts, Regetz *et al.*, 2008, Brittain, Vighi *et al.*, 2010, Cresswell, 2011, Garibaldi, Steffan-Dewenter *et al.*, 2011, Gill, Ramos-Rodriguez *et al.*, 2012). Les résultats préliminaires d'une récente initiative coordonnée par la FAO ont montré que des niveaux optimaux de pollinisation augmentent les rendements de 24% en moyenne ; à l'inverse, les rendements sont diminués de 24% lorsque les conditions de pollinisation ne sont pas optimales (monocultures ou utilisation intensive de produits chimiques agricoles par exemple).

Enfin, des estimations sont disponibles sur les coûts de protection des espèces menacées, ou sur la volonté de payer pour la conservation des espèces (Shogren, 1997, McCarthy, Donald *et al.*, 2012). Ces valeurs permettent de dériver des estimations de coûts basées sur l'indicateur de perte d'espèces utilisé lors de la Phase I, puisqu'il était alors mentionné qu'en moyenne, l'agriculture était un des facteurs principaux pour 66% des espèces perdues. Les chiffres derrière ces estimations varient grandement en fonction des régions et du type d'espèce. On considère, comme estimation générale, qu'un tiers de la production alimentaire est perdue par gaspillage. Le gaspillage alimentaire serait alors responsable d'environ 20% de la perte des espèces, et en conséquence, de 20% des coûts qui y sont associés. Cette évaluation n'est pas liée aux facteurs isolés dans le cadre de l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire utilisés ci-dessus, puisqu'il s'agit d'une évaluation globale regroupant les impacts combinés de tous les facteurs liés à l'agriculture. Le risque de double comptage est donc présent. Cette difficulté devra être étudiée plus en détail avant de procéder à la monétisation.

Projet d'approche pour la monétisation des impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les services écosystémiques

En suivant les approches décrites ci-dessus, nous tentons ici d'estimer des coûts préliminaires des impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les services écosystémiques. Le double comptage est évité car les aspects déjà couverts précédemment ne sont pas repris, comme indiqué dans le tableau 2. Comme démonstration de la méthodologie possible, nous traitons la surexploitation des ressources halieutiques, les ruissellements d'azote et les pertes de pollinisateurs.

Le rapport de la Banque Mondiale/FAO (World Bank/ FAO report (2008)) évalue les bénéfices économiques perdus à cause de la surpêche à environ 50 milliards de dollars US/an (dus à une surexploitation des zones de pêches et donc à leur sous-performance). Puisque la FAO (2013) estime le gaspillage mondial des ressources halieutiques à environ 20%, une estimation brute des bénéfices économiques perdus à cause du gaspillage des ressources halieutiques, contribuant donc à leur surexploitation, est de 10 milliards de dollars US/an. Cette estimation ne prend pas en compte les pertes liées à la pêche sportive et au tourisme marin, ni les pertes attribuées à la pêche illégale. Cette estimation ne prend pas non plus en considération la contribution économique des activités associées, telles que la transformation des poissons, leur distribution et consommation. Les valeurs des pertes en biodiversité et de la mise en danger du cycle du carbone océanique ne sont pas non plus incluses. Cela suggère que les pertes pour l'économie mondiale dues à une exploitation non durable des ressources marines vivantes dépasseraient les 50 milliards de dollars US/an. En revanche, ce chiffre pourrait surestimer les pertes réelles, étant donné que les effets de marché dus aux débarquements de poissons supplémentaires ne sont pas pris en compte (si le potentiel de pêche était complètement atteint) et que la valeur de ces prises additionnelles a été calculée sur base du prix réalisé pour les quantités réelles pêchées. Une augmentation des quantités de poissons pourrait cependant mener à des diminutions de prix.

Bleeker, Hicks *et al.* (2011), ont tenté d'effectuer une évaluation mondiale du ruissellement d'azote dans les aires protégées. Environ 10% de ces aires sont identifiées comme recevant plus de 10 kg de N/ha/an, valeur choisie comme référence critique brute au-dessus de laquelle des changements dans les services écosystémiques et la biodiversité pourraient subvenir, d'après des études expérimentales. Ces 10% correspondent environ à 100 millions d'hectares. Les sources pour ces entrées d'azote dans les écosystèmes sont l'agriculture et le secteur énergétique. Bleeker, Hicks *et al.* (2011) présentent des valeurs qui ont déjà été rendues comparables au niveau mondial et ne nécessitent donc pas de transfert de bénéfices ultérieurs. En utilisant une valeur moyenne d'environ 3000 dollars US/ha/an pour les biomes terrestres, ceci représente des impacts critiques sur les zones fournissant des services écosystémiques pour un total d'environ 300 milliards de dollars US/an. La valeur perdue à cause des entrées d'azote est cependant inconnue. Pour certaines zones, elle sera de 100% alors qu'elle sera presque négligeable pour d'autres. En supposant une moyenne de perte de valeur de 20% (juste à des fins d'illustration) et qu'environ 85% de l'azote provient de l'agriculture (Boesch, 2002), et en utilisant la part du gaspillage alimentaire dans la production totale (FAO, 2013), on aboutit à une contribution du gaspillage alimentaire d'environ 20 milliards de dollars US, soit moins de 3% de l'estimation purement économique du gaspillage fournie dans (FAO, 2013). Il convient de signaler qu'il s'agit d'une estimation préliminaire très générale. Des approfondissements conduiront probablement à une augmentation, étant donné que les biomes côtiers et marins, qui ont des valeurs par ha considérablement plus élevées, n'ont pas été pris en considération, et que des hot spots pour le dépôt d'azote (la Chine par exemple) en englobe. De plus, cette évaluation est basée sur les entrées d'azote seulement dans les aires protégées.

Selon Bauer et Wing (2010), une perte totale et mondiale des pollinisateurs engendrerait des coûts économiques d'environ 330 milliards de dollars US. Ce chiffre ne peut pas être affiné ultérieurement par régions et denrées et nous supposons donc à un tiers la part jouée par le gaspillage alimentaire dans la production agricole. De plus, la situation mondiale n'est pas menacée par une perte totale des pollinisateurs mais par un déclin seulement. En utilisant les 24% de pertes de rendement dues aux pollinisateurs, comme mentionné ci-dessus, cette partie des coûts pourrait être utilisée pour une première estimation générale. Si la perte des pollinisateurs était entièrement due à l'agriculture, le gaspillage alimentaire serait alors responsable pour environ 30 milliards de dollars US. Étant donné qu'il existe d'autres facteurs, mais que l'agriculture est le facteur le plus important, on peut supposer une valeur de 20-25 milliards de dollars US. Cela doit clairement être approfondi, à l'échelle régionale notamment, et au regard de la contribution de l'agriculture. Également, le modèle derrière les données utilisées ici traitant de l'extinction complète des pollinisateurs, il convient d'étudier plus en détail les résultats

de l'extinction de seulement une partie des pollinisateurs, d'autant plus que la relation entre les pertes des pollinisateurs et les impacts économiques n'est probablement pas linéaire.

Questions pour la Discussion

- Ce document présente une série d'indicateurs potentiels pour évaluer l'impact du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les écosystèmes. Pensez-vous qu'il manque des indicateurs clés de quantité ? Si c'est le cas, connaissez-vous des études de quantifications avec lesquelles nous pourrions travailler ?
- Trois approches potentielles pour évaluer les impacts du gaspillage alimentaire sur la biodiversité et les écosystèmes sont présentées. Comment les jugez-vous ? Connaissez-vous ou pensez-vous à des approches alternatives ?
- Que pensez-vous des premières tentatives de monétisation ?
- Comment traiter les effets de seuil, à savoir le fait que des impacts marginaux sur les écosystèmes et la biodiversité dépendent fortement des pressions déjà présentes ? Que cela implique-t-il pour l'identification des impacts du gaspillage alimentaire ?
- Est-ce que le double comptage potentiel des effets a été évité par la façon selon laquelle les impacts sur la biodiversité et les autres impacts environnementaux ont été traités ? Comment éviter le double comptage ?

Références

Bauer, D. M. and Wing, I. S. 2010. Economic Consequences of Pollinator Declines: A Synthesis. *Agricultural and Resource Economics Review* 39(3): 16.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemueller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A, Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele J. and Kunin W. E. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in northwest Europe. Britain and the Netherlands. *Science* 323(5785).

Bleeker, A., Hicks, W. K., Dentener, F., Galloway, J. and Erismana, J. W. 2011. N deposition as a threat to the World's protected areas under the Convention on Biological Diversity. *Environmental Pollution* 159(10): 9.

Boesch, D. F. 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries* 25: 744-758.

Brittain, C. A., Vighi, M. and Bommarco, R. 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl Ecol* 11: 10.

Cresswell, J. E. 2011. A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. *Ecotoxicology* 20: 9.

de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P. and van Beukering P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50-61.

FAO .2013. Food wastage footprint- Impacts on natural resources, Summary Report, FAO, Rome.

Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter I. and C. Kremen. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol Lett* 14: 1062-1072.

Gill, R. J., Ramos-Rodriguez, O. and Raine, N. E. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491(105–108).

Hesselgrave, T., Kruse, S. and Sheeran, K. A. 2011. The hidden cost of overfishing to commercial fishermen: a 2009 snapshot of lost revenue, ecotrust.

Kremen, C., Williams, N. M. and Thorp, R. W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 99: 16812–16816.

Leach, A. and Mumford, J. 2008. Pesticide environmental accounting: a method for assessing the external costs of individual pesticide applications. *Environmental pollution* 151(1): 139-147.

McCarthy, D. P., Donald, P. F., Scharlemann, J. P. W., Buchanan, G. M., Balmford, A., Green, J. M. H., Bennun, L. A., Burgess, N. D., Fishpool, L. D. C., Garnett, S. T., Leonard, D. L., Maloney, R. F., Morling, P., Schaefer H. M., Symes, A., Wiedenfeld, D. A. and Butchart, S. H. M. 2012. Financial Costs of Meeting Global Biodiversity Conservation Targets: Current Spending and Unmet Needs. *Science* 338(6109): 4.

MEA .2005. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC, Millennium Ecosystem Assessment.

Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng', A. and Viana, B. F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499–515.

Shogren, J. F. .1997. Economics and the Endangered Species Act. *Endangered Species Update* 14(1&2): 2.

Sumalia, R. U. and Suatoni E. 2005. Fish Economics: The Benefits of Rebuilding U.S. Ocean Fish Populations Fisheries Economics Research Unit.

World Bank and Food and Agriculture Organization. 2008. The Sunken Billions. The Economic Justification for Fisheries Reform. Agriculture and Rural Development Department. The World Bank. Washington DC.