

Expérimentation nationale pilotée par le Ministère de la Transition Écologique, le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, le Ministère de l'Économie, des Finances et de la Relance et l'ADEME

L’Affichage Environnemental des Produits Alimentaires

Rapport du Conseil Scientifique

Louis-Georges Soler (INRAE) (coordinateur), Franck Aggeri (Mines ParisTech),
Jean-Yves Dourmad (INRAE), Arnaud Hélias (INRAE),
Chantal Julia (Université Sorbonne Paris Nord), Lydiane Nabec (Université Paris-Saclay),
Sylvain Pellerin (INRAE), Bernard Ruffieux (Grenoble INP),
Gilles Trystram (AgroParisTech), Hayo van der Werf (INRAE)

Décembre 2021

Plan du rapport

Introduction	5
Section 1 : Un affichage environnemental, pour quoi faire ?	9
1. De quels enjeux environnementaux parle-t-on ?	10
2. Sur quels leviers d'action l'affichage environnemental doit-il jouer ?.....	12
2.1. Les leviers d'action en aval de l'agriculture.....	13
2.2. Les leviers d'action au niveau agricole.....	14
2.3. L'évolution des régimes alimentaires.....	16
2.4. Substitutions de produits inter et intra catégories d'aliments.....	17
3. L'affichage environnemental et les autres dimensions de la durabilité.....	20
Section 2 : Quelles données, pour quelles modalités d'usages ?	23
1. Comment concilier maîtrise des coûts et fiabilité des données ?.....	24
2. Conditions de réussite.....	28
Section 3 : Quelles méthodes pour l'évaluation des impacts environnementaux des produits alimentaires ?	33
1. L'analyse du cycle de vie (ACV).....	34
2. Le « <i>Product Environmental Footprint</i> » (PEF) de la Commission Européenne.....	35
3. Des questions tranchées dans le PEF... mais encore débattues.....	36
3.1. Les méthodes d'allocation.....	36
3.2. Choix de l'unité fonctionnelle.....	37
3.3. ACV, produits certifiés et systèmes extensifs.....	40
4. La prise en compte du stockage de carbone dans les sols.....	45
4.1. Pourquoi prendre en compte les stocks de carbone du sol ?.....	45
4.2. Quelles variables mobiliser ?.....	46
4.3. Peut-on le faire dans le cadre de l'ACV ?.....	47
4.4. Synthèse.....	49
5. Toxicité et écotoxicité en ACV.....	50
5.1. Principes et conséquences.....	50
5.2. Pistes concernant la gestion des métaux en Tox/Ecotox.....	51
5.3. Ecotoxicité terrestre.....	51
5.4. Prise en compte des pesticides.....	52
5.5. Résidus de pesticides dans les aliments.....	49
6. Biodiversité.....	54
6.1. Correctif possible : changement de la catégorie d'impact <i>land use</i>	55
6.2. Correctif possible : ajout d'une nouvelle catégorie d'impact.....	56
7. Espèces menacées.....	58
8. Autres correctifs proposés dans les expérimentations.....	58
9. Conclusion.....	60
Section 4 : Quels scores environnementaux retenir pour l'affichage environnemental ?	63
1. Agrégation des indicateurs et choix de pondération.....	64
1.1. Pondération PEF et autres pondérations dans l'ACV.....	64

1.2. Indicateurs agrégés et décomposés.....	66
1.3. Changements d'échelle.....	68
2. Les indicateurs additionnels hors ACV.....	69
2.1. Pallier un manque de données.....	70
2.2. Intégrer des enjeux environnementaux non ou insuffisamment captés dans l'ACV.....	72
2.3. Amplifier les écarts entre produits.....	74
3. Quelques analyses de sensibilité.....	75
4. Conclusion.....	77
Section 5 : Quels formats proposer pour l'affichage environnemental ?.....	79
1. Un exemple de formats alternatifs.....	81
2. Différents formats possibles.....	82
3. Résultats généraux sur l'affichage des produits.....	84
4. Spécificités des questions environnementales.....	85
5. Résultats d'études conduites sur l'affichage environnemental.....	87
5.1. Etude comparée de formats d'affichage et de leurs effets sur les choix de produits.....	88
5.2. Impacts sur les critères de choix et les intentions d'achats.....	90
6. Conclusion.....	90
Conclusion générale.....	93
Références.....	97
Annexes.....	103
Annexe 1. Prise en compte dans l'affichage environnemental d'une biodiversité « à la parcelle »	
Annexe 2. Produits alimentaires utilisés pour l'expérimentation consommateurs	
Annexe 3. Changement d'échelle	
Annexe 4. Correspondance entre des bonus-malus et l'ajout d'un nouveau critère environnemental à l'ACV	
Annexe 5. Effet d'un affichage environnemental sur les choix alimentaires des consommateurs dans un supermarché en réalité virtuelle	
Annexe 6. Impact de six formats d'affichage environnemental sur les paniers d'achats alimentaires	

Introduction

En application de l'article 15 de la loi relative à la lutte contre le gaspillage alimentaire et à l'économie circulaire (loi AGEC de 2020), remplacé par l'article 2 de la loi Climat et résilience (2021), le Ministère de la Transition Écologique et l'Ademe ont lancé une Expérimentation¹ en vue de concevoir et mettre en place un système d'affichage² environnemental des produits alimentaires. Dans ce cadre, un Comité de pilotage interministériel a été constitué. Il était composé du Ministère de la Transition écologique, du Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, du Ministère de l'Économie, des Finances et de la Relance, de l'ADEME et du Président du Conseil Scientifique de l'Expérimentation.

Le Conseil Scientifique (CS) de l'Expérimentation a regroupé des membres appartenant à des organismes de recherche publique et de domaines de compétences variés : sciences agronomiques et environnementales, génie industriel et des procédés alimentaires, sciences des organisations, économie de la consommation, marketing social, épidémiologie et évaluation des politiques publiques.

L'activité du CS a consisté à identifier les bases scientifiques des démarches d'affichage envisageables, discuter les conditions de leur mise en place et évaluer ce que pourraient être leurs impacts qualitatifs et quantitatifs sur les consommateurs. Pour cela, il s'est appuyé sur l'expertise de ses membres, la littérature scientifique disponible, des auditions de scientifiques³ sur des aspects complémentaires des compétences de ses membres, les travaux réalisés dans les groupes de travail (GT) et les divers projets conduits dans l'Expérimentation. Le CS a aussi initié spécifiquement des études sur les réactions des consommateurs en présence de différents systèmes d'affichage.

L'objectif général de l'Expérimentation étant de proposer un système d'affichage environnemental endossé et promu par l'État, le CS a considéré que ce système doit reposer sur des bases scientifiques solides, faisant le plus possible l'objet d'un consensus au niveau international. Il doit en effet pouvoir être défendu dans les instances européennes au sein desquelles sont débattues, sur la base des apports de la communauté scientifique, les méthodologies d'évaluation environnementale et les démarches d'affichage des produits alimentaires. C'est dans cette perspective que les réflexions ont été conduites.

L'absence dans certains domaines de connaissances scientifiques établies et l'existence de controverses non encore résolues, font néanmoins que le choix final d'un système d'affichage environnemental ne peut reposer uniquement sur des arguments scientifiques. Si nombre d'enjeux environnementaux, pris en compte dans l'affichage, peuvent reposer sur des bases scientifiques, certains éléments relèvent de choix politiques. Pour cette raison, le CS a considéré que les systèmes d'affichage proposés devaient être le plus transparent possible, avec une claire explicitation à la fois des fondements scientifiques, mais aussi des choix stratégiques et politiques qui pourraient être faits.

Dans ce cadre, le rôle du CS ne pouvait être ni de proposer un système d'affichage fermé, ni de choisir entre les différents systèmes proposés par les diverses catégories d'acteurs. Il était plutôt d'identifier des options envisageables, de discuter leurs bases scientifiques, de préciser leurs conditions de mises

¹ On désigne par ce terme (avec un « E » majuscule) l'ensemble des actions lancées par les pouvoirs publics pour le choix d'un système d'affichage, et cela pour le distinguer des expérimentations (avec un « e » minuscule) conduites pour tester des formats d'affichage avec des consommateurs.

² On désigne ainsi l'ensemble des composantes à considérer, depuis la construction des indicateurs environnementaux et le choix des formats d'affichage jusqu'aux modalités de mise en place.

³ Ont été auditionnés Valentin Bellassen (INRAE), Marc Deconchat (INRAE), Philippe Roux (INRAE). En outre, Philippe Roux a rédigé une partie de la section sur « toxicité et écotoxicité » et Valentin Bellassen l'annexe relative aux impacts environnementaux des labels. Le CS les remercie tous les trois.

en œuvre et d'évaluer leurs possibles impacts, en particulier sur les consommateurs. Il était aussi de préciser les conditions de la transparence des systèmes envisagés.

Ce rapport présente les travaux du CS en considérant successivement les questions suivantes :

Section 1 : un affichage environnemental, pour quoi faire ?

Au-delà de la demande de transparence sur les caractéristiques des produits alimentaires de plus en plus souvent exprimée par les consommateurs, le premier objectif d'un affichage environnemental est de permettre, aux consommateurs qui le souhaitent, d'intégrer la dimension environnementale dans leurs choix alimentaires. Les informer sur les impacts environnementaux des produits qui leur sont proposés peut ainsi les aider à opérer des substitutions entre produits, en remplaçant ceux qu'ils achètent aujourd'hui par des produits à plus faible impact.

Dans cette perspective, la conception d'un système d'affichage environnemental suppose de répondre à plusieurs questions. La première est de savoir à quels types d'enjeux environnementaux on veut répondre à travers les informations fournies aux consommateurs. Ces enjeux sont en effet multiples et il est important de bien délimiter le périmètre que l'on souhaite attribuer à l'affichage.

La seconde question est celle des leviers d'action sur lesquels on souhaite avoir des impacts à travers cet affichage. La réduction des impacts environnementaux de l'alimentation peut passer par des leviers d'action tout le long des filières, depuis le niveau agricole jusqu'au consommateur. Celui-ci peut réduire ces impacts en privilégiant des produits issus de modes de production plus favorables à l'environnement, mais aussi en modifiant les quantités consommées, et ce faisant son régime alimentaire. Dans quelle mesure l'affichage doit-il favoriser l'une ou l'autre de ces voies d'action ?

Section 2 : quelles données utiliser, pour quelles modalités d'usage ?

Généralement, la mise en place d'un affichage environnemental relève d'une décision d'entreprise qui, de façon volontaire, souhaite informer les consommateurs sur les impacts environnementaux des produits proposés. Des démarches dans ce sens ont été initiées dans différents pays à partir de la fin des années 2000. Elles sont cependant restées assez limitées jusqu'à présent pour au moins deux raisons.

La première tient à la complexité des démarches à mettre en œuvre et aux nombreuses données à collecter sur les activités et les flux de matières tout au long des chaînes d'approvisionnement, depuis l'amont agricole jusqu'au produit final. La deuxième raison tient aux faibles incitations à révéler les impacts environnementaux des produits mis en marché si les consommateurs ne valorisent pas les efforts d'amélioration engagés par les entreprises.

Plusieurs éléments changent progressivement la donne. Tout d'abord, la mise en avant des enjeux environnementaux induit une demande croissante d'informations de la part des consommateurs. D'autre part, les progrès dans les méthodologies d'évaluation, l'enrichissement des bases de données et le développement de solutions informatiques pour une certaine automatisation des calculs ouvrent des perspectives nouvelles. La création de la base de données Agribalyse participe de cette évolution en mettant à disposition de tous types d'acteurs des données d'impacts environnementaux des aliments. Enfin, l'entrée sur le marché des nouveaux acteurs du numérique élargit les vecteurs d'information des consommateurs. Ce contexte rend possibles de nouvelles démarches d'affichage environnemental, mais il soulève aussi plusieurs questions, d'une part, quant à la nature des données qui peuvent être utilisées pour l'affichage, et les garanties apportées sur leur fiabilité, d'autre part, quant aux modalités d'usage de ces données par les différents types d'acteurs.

Section 3 : quelles méthodes privilégier pour l'évaluation des impacts environnementaux ?

Deux grands types d'approches peuvent être envisagées pour fonder l'évaluation environnementale des produits alimentaires. La première consiste à caractériser les impacts associés à l'ensemble des activités qui concourent à production, la transformation, et la distribution de ces produits. L'analyse de cycle de vie (ACV) fournit un cadre méthodologique qui permet une telle quantification des impacts environnementaux. La seconde approche consiste à identifier des pratiques, considérées comme favorables à l'environnement, mises en œuvre tout au long de ces activités. On ne cherche pas alors à quantifier les impacts, mais on suppose que plus ces pratiques favorables sont retenues par les acteurs, meilleur c'est pour l'environnement. Un affichage basé sur cette approche ne repose donc pas sur des évaluations d'impacts mais plutôt sur des engagements de moyens, les pratiques valorisées devant être prédictives d'impacts favorables.

On peut remarquer que tous les projets conduits dans l'Expérimentation se sont appuyés sur des données issues d'ACV. Celle-ci constitue dans tous les cas un socle de base. La question n'est donc plus tant de savoir s'il faut ou non s'appuyer sur des données d'ACV pour l'affichage environnemental que de savoir comment ce socle de base doit éventuellement être enrichi ou complété. En effet, si l'ACV, et en particulier le cadre européen du PEF, fournissent un socle sur lequel l'affichage environnemental peut être envisagé, il est aussi important de noter qu'un certain nombre de limites ont été identifiées, liées à l'état des connaissances et des données disponibles. Elles soulèvent la question de l'adaptation et de l'amélioration de ce cadre ACV pour fonder les démarches d'affichage environnemental.

Section 4 : quels scores environnementaux retenir pour l'affichage ?

Après avoir identifié les indicateurs environnementaux établis dans le cadre de l'ACV et discuté les voies d'amélioration envisageables, il faut préciser les modalités par lesquelles on peut les utiliser pour la création d'un (ou des) score(s) destiné(s) à l'information des consommateurs.

Plusieurs modalités ont été proposées dans les projets conduits dans l'Expérimentation. Une première modalité consiste à s'en tenir strictement à des évaluations environnementales basées sur l'ACV. Dans ce cadre, le score environnemental à utiliser est celui proposé au niveau européen par la méthode PEF (*Product Environmental Footprint*) qui agrège en un score unique les différents indicateurs calculés par l'ACV. Une deuxième modalité consiste à intégrer les voies d'améliorations discutées en section 3 pour proposer un score PEF amendé. Celui-ci reste dans la même métrique mais peut soulever des questions additionnelles quant aux pondérations ou aux modalités de changement d'échelle. Une troisième modalité consiste à intégrer des indicateurs et des correctifs additionnels, hors métrique de l'ACV, pour répondre à divers types d'objectifs qui doivent être explicités. Dans tous les cas, l'enjeu est de passer de ces évaluations d'impact environnemental à un ou des score(s) agrégé(s) susceptibles de contribuer à l'information des consommateurs.

Les étapes à suivre pour passer des indicateurs environnementaux au calcul du score final sont importantes et doivent être bien identifiées car les choix à réaliser, à chaque étape, peuvent fortement influencer les valeurs qui vont être utilisées pour différencier les produits par l'affichage proposé au consommateur.

Section 5 : quels formats d'affichage proposer ?

Enfin, il faut préciser comment le ou les score(s) environnemental(aux) calculé(s) peuvent être utilisés pour transmettre des informations aux consommateurs. C'est l'objet du choix du format d'affichage.

Un format d'affichage désigne le visuel qui se présente au consommateur lors de ses achats, et qui peut être décrit de façon précise selon une série de critères objectifs. Cet affichage a vocation à être

apposé sur la face visible au consommateur sur l'emballage du produit pour la vente en libre-service ou à l'écran pour la vente en ligne ou dans des applications numériques. Le choix d'un format d'affichage se rapporte à deux champs complémentaires :

- Le format graphique en tant que tel : ici se retrouvent des éléments comme le caractère synthétique ou analytique de l'affichage, l'utilisation de signes (lettres, valeurs numériques, couleurs...) ou le niveau d'interprétation fourni par l'affichage.
- La calibration du score utilisé : ce sont les étapes qui permettent de transposer le score environnemental en format d'affichage. Il s'agit en particulier des échelles utilisées, du nombre de classes, du référentiel des classes par catégories d'aliments ou en transversal sur l'ensemble de l'alimentation.

De nombreuses modalités sont possibles sur ces deux plans. Elles doivent être discutées au regard de différents critères (perception et degré de compréhension par les consommateurs, impacts sur les choix de produits...) de façon à ce que l'affichage puisse (i) être utile aux consommateurs, (ii) contribuer à une amélioration des impacts environnementaux du système alimentaire.

Section 1

Un affichage environnemental, pour quoi faire ?

Les enjeux environnementaux auxquels doivent répondre les politiques publiques ont été décrits dans de nombreux rapports scientifiques internationaux. Les travaux du GIEC⁴, *le Millenium Assessment* pour la biodiversité⁵ ou encore les publications sur les « limites planétaires »⁶ identifient des enjeux environnementaux à considérer en priorité. Dans ce cadre, le système alimentaire apparaît comme un contributeur significatif à plusieurs de ces enjeux, comme le changement climatique, la perte de biodiversité, l'épuisement des ressources en eau douce et l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et terrestres par les pertes d'azote et de phosphore provenant de l'application des fertilisants.

De nombreuses dimensions environnementales ont donc été identifiées et la première question à considérer est celle du périmètre à donner, de ce point de vue, à l'affichage environnemental.

Une fois ce périmètre explicité, il faut préciser les leviers d'actions sur lesquels on souhaite agir à travers l'affichage en vue de réduire les impacts environnementaux associés aux consommations alimentaires. Ces impacts dépendent :

- Des caractéristiques environnementales des produits que les consommateurs achètent, qui elles-mêmes dépendent des modes de production, de transformation et de distribution des produits, depuis l'amont agricole jusqu'au stade du consommateur.
- Des quantités des produits qu'ils consomment dans chaque catégorie d'aliments et qui déterminent ce qu'on appellera le « régime alimentaire » du consommateur.

Définir le rôle de l'affichage au regard de ces deux types de leviers d'actions constitue un enjeu important.

1. De quels enjeux environnementaux parle-t-on ?

La plupart des démarches d'affichage environnemental expérimentées jusqu'à présent dans le domaine alimentaire, en France ou à l'étranger, ont privilégié la question climatique, focalisant l'attention des consommateurs sur l'empreinte carbone du produit, c'est à dire sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) associées à sa production, son transport et sa consommation. Le choix de mettre en avant la question climatique peut se justifier de plusieurs façons. Il s'agit, bien sûr, d'un problème étayé par de nombreux rapports scientifiques internationaux qui en ont largement établi les effets, non seulement sur le plan environnemental, mais aussi sur les plans de la santé, économiques et sociaux. La réduction des émissions de GES est ainsi un axe désormais majeur des engagements environnementaux de nombreux gouvernements. Par ailleurs, nombre d'impacts environnementaux sont corrélés au changement climatique. Le changement climatique est ainsi reconnu comme un des déterminants majeurs de l'érosion de la biodiversité au niveau mondial. Amener les consommateurs à intégrer la question climatique dans leurs choix alimentaires peut ainsi induire d'autres co-bénéfices environnementaux.

On voit cependant se développer des systèmes d'affichage qui intègrent d'autres dimensions que le climat. En effet, comme le montrent les travaux sur les limites planétaires, d'autres enjeux environnementaux ont pris une particulière acuité, sans être nécessairement corrélés au changement climatique (perturbations globales du cycle du phosphore, par exemple). Les enjeux relatifs à la biodiversité ont pris une place importante dans les débats publics. L'IPBES (2019) identifie au niveau mondial plusieurs déterminants à l'érosion de la biodiversité :

⁴ <https://www.ipcc.ch/reports/>

⁵ <https://www.millenniumassessment.org/fr/Synthesis.html>

⁶ <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>

- L'usage des terres et des mers pour 30%. Cela regroupe principalement la transformation de l'usage des terres (déforestation et urbanisation des sols), la fragmentation des paysages, le management des terres (intensification des cultures) et les dégradations par l'érosion, l'acidification des milieux et la salinisation.
- L'exploitation directe pour 23%. Il s'agit des extractions de biomasses (principalement la pêche) ainsi que les prélèvements d'eau douce.
- Le changement climatique pour 14%. Il est important de préciser que nous parlons ici des drivers actuels, celui-ci pouvant être amené à augmenter en fonction de l'évolution du climat dans les décennies à venir.
- Les pollutions pour 14%. Il s'agit des pollutions atmosphériques et des eaux douces principalement.
- Les espèces invasives pour 11%.
- Les 9% restants regroupent les conséquences des incendies et les perturbations par la présence humaine (activité touristique, etc.).

En outre, il ne faut pas négliger les possibles tensions entre les divers objectifs environnementaux. Ainsi, par exemple, le récent rapport GIEC-IPBES (Pörtner et al., 2021) note l'importance de ne pas considérer de façon séparée la question climatique et celle de la biodiversité dans l'élaboration des politiques publiques. On le verra plus loin, dans le domaine agricole et alimentaire, un même objectif de réduction des émissions de GES peut passer par des voies d'action diverses qui, selon les cas, auront des effets plus ou moins favorables en matière de biodiversité. Cette complexité doit être prise en compte dans la conception des démarches d'affichage environnemental pour éviter qu'une amélioration sur certains impacts ne s'accompagne d'une dégradation sur d'autres.

Ces différents éléments plaident pour ne pas limiter l'affichage environnemental des produits alimentaires au seul enjeu climatique. Cette position est cohérente avec celle du législateur qui, par certains amendements (Art. L. 541-9-11 du Code de l'Environnement), établit la nécessité d'intégrer dans l'affichage environnemental des produits alimentaires, non seulement le climat, mais aussi les atteintes à la biodiversité, les impacts de l'alimentation sur la consommation d'eau et d'autres ressources naturelles et, de façon générale, « l'ensemble des externalités environnementales des systèmes de production des biens et services considérés ».

« Art. L. 541-9-11.-Un affichage destiné à apporter au consommateur une information relative aux impacts environnementaux ou aux impacts environnementaux et au respect de critères sociaux d'un bien, d'un service ou d'une catégorie de biens ou de services mis sur le marché national est rendu obligatoire, dans les conditions et sous les réserves prévues à l'article L. 541-9-12.

« Cet affichage s'effectue par voie de marquage ou d'étiquetage ou par tout autre procédé adapté. Il est visible ou accessible pour le consommateur, en particulier au moment de l'acte d'achat.

*« L'information apportée fait ressortir, de façon fiable et facilement compréhensible pour le consommateur, **l'impact environnemental des biens et services considérés sur l'ensemble de leur cycle de vie.** Elle tient compte des impacts environnementaux des biens et services considérés, pris en compte selon leur pertinence pour une catégorie donnée, notamment en termes **d'émissions de gaz à effet de serre, d'atteintes à la biodiversité et de consommation d'eau et d'autres ressources naturelles.** Elle tient également compte des **externalités environnementales des systèmes de production des biens et services considérés, évaluées scientifiquement, en particulier pour les produits agricoles, sylvicoles et alimentaires.***

*« Cet affichage fait également ressortir, de façon fiable et facilement compréhensible pour les consommateurs, **l'impact spécifique en termes d'émissions de gaz à effet de serre des biens et services sur l'ensemble de leur cycle de vie.***

On peut noter que la santé n'est pas explicitement citée dans cette liste. En première approche, cela paraît logique puisque l'on se concentre sur les impacts environnementaux. Mais les méthodologies

généralement utilisées pour l'évaluation environnementale des produits incluent, à travers par exemple des indicateurs de toxicité, des dimensions relatives à la santé des écosystèmes et humaine. De plus en plus de recherches mettent en avant la nécessité d'intégrer les dimensions environnementales et de santé humaine. En outre, la santé est une préoccupation forte des consommateurs et des citoyens. Elle pourrait constituer un levier aux actions en faveur de l'environnement.

L'affichage environnemental doit-il alors inclure ou non cette dimension de santé ?

De plus en plus de travaux scientifiques soulignent l'importance de considérer une notion de "santé unique", intégrant santé des écosystèmes et santé humaine. De plus, la santé peut être un levier d'action en faveur de l'environnement. Ceci plaide donc en faveur d'une prise en compte de cette dimension dans l'affichage environnemental.

On doit cependant distinguer deux champs. Tout d'abord celui de la santé environnementale proprement dite, liée aux expositions des populations à des polluants émis dans l'environnement (particules dans l'air, pollution de l'eau...). De nombreux rapports, comme celui de la commission du Lancet (Landrigan et al. 2017), montrent les effets de la pollution sur la santé au niveau mondial. Cette dimension, pour autant que l'on parvienne à la quantifier, nous semble devoir être intégrée dans l'évaluation des impacts environnementaux. Sous réserve de disposer des méthodes et des données pour l'évaluer correctement, il paraît pertinent au CS de prendre en compte ce champ dans les démarches d'affichage environnemental.

Le second champ est celui de la santé associée à des contaminants (résidus de pesticides, par exemple) présents dans les aliments. Ce sujet renvoie à des enjeux de sécurité sanitaire des aliments, dont la prise en compte dans des démarches d'affichage est encadrée (en particulier, règlement n°178/2002 établissant la législation alimentaire au sein de l'UE). Inclure ces éléments dans l'affichage environnemental pourrait s'avérer incompatible avec les réglementations nationale et européenne et soulever des risques importants de contestation juridique. Un système d'affichage environnemental soutenu par l'État, devra nécessairement être en cohérence avec les positions des agences sanitaires, notamment en matière d'évaluation des risques associés à des aliments ou des ingrédients.

Certains acteurs engagés dans l'Expérimentation ont inclus cette dimension dans la construction d'un score environnemental, faisant écho à de fortes attentes de la part des consommateurs sur ce sujet. Il nous semble qu'il y a là un besoin de clarification pour savoir si l'intégration de cette dimension dans l'affichage environnemental est compatible ou non avec la réglementation nationale et européenne relative à la sécurité sanitaire des produits alimentaires. Ce sujet, qui dépasse le périmètre de l'affichage environnemental, nous semble réclamer une mise en débat spécifique.

Un dernier point concerne le **bien-être animal** et son intégration dans le cadre de l'affichage environnemental. Des modes d'élevage de production plus extensifs, reposant sur des durées de vie plus longues, des animaux peuvent se traduire par des émissions de GES plus élevées par kg de produit. Ne donner que les informations environnementales aux consommateurs peut alors conduire à des choix moins favorables sur le plan du bien-être animal. Cette dimension n'a pas été prise en compte dans ce rapport, mais elle justifie probablement que les deux types d'information soient associés pour donner aux consommateurs une vision d'ensemble des dimensions environnementales et de bien-être animal.

2. Sur quels leviers d'action l'affichage environnemental peut-il jouer ?

Deux grands types de facteurs conditionnent les impacts environnementaux des consommations alimentaires des individus et des ménages :

- D'une part, les caractéristiques environnementales des produits qu'ils achètent. Celles-ci dépendent des manières dont ces produits sont élaborés et distribués tout au long des chaînes alimentaires, depuis l'amont agricole jusqu'au stade du consommateur.
- Les quantités des produits qu'ils consomment. A caractéristiques données des aliments, les quantités consommées déterminent ce qu'on appellera dans la suite de ce rapport le « régime alimentaire » du consommateur, dont on sait qu'il pèse lourd sur certaines dimensions environnementales.

On précise ces facteurs dans la suite de cette section de façon à discuter ensuite sur quels leviers d'action l'affichage environnemental peut essayer de jouer.

2.1. Les leviers d'action en aval de l'agriculture

Les impacts que l'on peut attribuer, par l'affichage environnemental, à un produit alimentaire sont ceux qui résultent de l'ensemble des activités qui se succèdent, tout au long du son cycle de vie, depuis la production des matières premières jusqu'à sa consommation finale. La contribution de chacune de ces étapes varie selon les impacts environnementaux considérés. Par exemple, si on considère globalement l'ensemble des émissions de GES du système alimentaire, l'activité agricole tient une place prépondérante (65%), suivie par les transports (18%), la transformation (6%), la distribution (4%) et la consommation à domicile (4%). En matière d'énergie consommée, la part agricole est plus faible (26%) et celles de la transformation (16%), des transports (29%), de la distribution (13%) et de la consommation (14%) plus élevées (Barbier et al, 2019).

La contribution relative de chacune de ces composantes varie selon les produits (brut/transformaté ; local/importé...) et selon les indicateurs considérés. Si on considère les indicateurs calculés par l'ACV, il apparaît que les procédés alimentaires ont un impact relatif plus élevé sur des critères comme la diminution de la couche d'ozone, les radiations ionisantes et l'exploitation des ressources en eau ; les emballages sur l'épuisement des ressources ; le transport sur l'eutrophisation d'eau douce et marine.

Depuis l'ère industrielle, et sa déclinaison dans le domaine des aliments, la recherche de performances a toujours induit une action sur la manière de transformer ou stabiliser les aliments. Le levier principal, dès lors que dans la performance il s'ajoute la dimension environnementale, est le procédé lui-même. Tous les degrés de liberté des procédés sont des leviers potentiels, dès lors qu'ils améliorent soit les émissions de GES, soit un bilan ACV, soit une autre dimension, mais en assurant le respect de contraintes sur les autres dimensions attendues : sécurité sanitaire, contraintes nutritionnelles, attendus sensoriels, ou technologiques.

A l'échelle des procédés, le premier vecteur est la **maîtrise de la consommation énergétique**, parfois la recherche de source énergétique moins impactante. Un levier commun est l'usage de co-produits issus de la ressource agricole, non valorisables comme aliments et qui peuvent être brûlés ou utilisés pour la production de méthane, pour fournir jusqu'à une indépendance énergétique. L'alternative totale ou partielle de procédés classiques par des bioprocédés fonctionnant à température ambiante est dans quelques cas une voie pertinente. Le second levier très utilisé concerne l'usage de l'eau dont l'économie, les recyclages, les filtrations avant rejet constituent aux plans économique et environnemental un levier fort (moins sur changement climatique que sur d'autres impacts environnementaux). Ce même usage de l'eau à des fins de procédé (nettoyage etc..) est aussi un levier pour la recherche de gains de matières premières avec le ré usage des fractions non utilisées directement, des recyclages, des valorisations à d'autres finalités. Globalement vertueux au plan économique, ces leviers impactent positivement les indicateurs environnementaux. Il y a aujourd'hui assez peu d'alternatives par des procédés nouveaux éco conçus et on améliore surtout les technologies existantes.

Un autre grand levier dans la transformation est celui de **la formulation (recette de l'aliment)**. Beaucoup d'aliments industriels sont formulés avec des finalités sensorielle, nutritionnelle ou sanitaire. C'est l'objet d'un débat quant aux aliments ultra transformés (qui en fait sont surtout ultra formulés). Certains ingrédients ou additifs impactent fortement l'ACV, en particulier les émissions de GES, notamment tous les ingrédients issus de la filière animale. L'impact est celui de la production des ingrédients en eux-mêmes, mais aussi l'impact de leur transport jusque l'assemblage final. Pour des raisons tant environnementales que nutritionnelles, il est de plus en plus recherché des alternatives végétales aux ingrédients d'origine animale. Des visions contradictoires existent quant à l'impact changement climatique des filières végétales versus les filières animales. Le levier associé de recherche de « clean label » (pas d'ingrédients exogènes à la chaîne alimentaire concernée) est fortement mobilisé dans l'écoconception d'aliments. L'origine des matières premières est aussi un levier d'action, avec une tendance forte à la re-localisation, mais le marché mondial des matières premières, dont la logistique impacte directement les émissions de GES et l'ACV, reste dominant.

Le troisième levier déjà évoqué est celui de la **valorisation des coproduits**, souvent vers une filière non-alimentaire, qui en termes de bilan complet font baisser les variables qui impactent les indicateurs environnementaux.

Enfin, tout ce qui concerne le **post transformation (logistique, emballage, stockage, distribution et usage à domicile)** impacte significativement l'environnement. On retrouve les coûts de transport, la chaîne du froid avec des stockages longues durées fortement impactant (produits surgelés notamment) et la question des pertes et gaspillage. Il y a peu de leviers et finalement peu d'études quant aux alternatives pour les emballages (nature, fonction), pour des alternatives à la chaîne du froid (la contrainte de sécurité sanitaire domine toujours) et pour les modalités d'usage de l'aliment à domicile qui restent peu connues à ce jour, peu étudiées et peu quantifiées.

Pour l'aval de la production agricole, si, comme indiqué plus haut l'impact changement climatique est plus faible que celui de la production primaire, il y a de nombreux gains possibles. Par contre, peu de données ou d'études portent sur d'autres dimensions d'impact environnemental (biodiversité notamment).

2.2. Les leviers d'action au niveau agricole

Concernant le changement climatique, la Stratégie Nationale Bas Carbone (SNBC, 2020) fixe, pour le secteur agricole et forestier, un objectif de réduction de 46% des émissions de GES en 2050 par rapport à celles 2015 et un doublement des puits de carbone. Au regard de cet objectif, deux grandes stratégies, qui renvoient à des leviers d'action différents au niveau agricole, peuvent être distinguées.

La première, généralement dénommée « intensification durable », est fondée sur la recherche de gains de productivité, se traduisant par une croissance des rendements animaux et végétaux, et la limitation des effets sur l'environnement grâce à l'adoption de technologies permettant, par exemple, une meilleure maîtrise de l'émission de substances polluantes dans l'air, les sols ou l'eau. Dans ce cadre, la réduction des impacts sur le plan climatique passe par l'augmentation des rendements puisqu'en produisant plus avec les mêmes quantités d'intrants, on réduit les émissions de GES par kg de produit élaboré.

La seconde stratégie, celle de l'agroécologie privilégie la mise en œuvre de pratiques agricoles limitant les usages d'intrants chimiques de synthèse et cherchant à tirer parti des régulations écosystémiques pour la protection des cultures et des troupeaux. Sur le plan des émissions de GES, l'objectif est ici de les réduire en utilisant moins d'intrants de synthèse, en exploitant les complémentarités entre cultures et en favorisant le stockage du carbone dans les sols. La contrepartie est une probable baisse des

rendements animaux et végétaux et des niveaux parfois plus élevés d'émissions de GES par kg de produit élaboré.

On ne dispose pas d'évaluations globales des réductions d'émissions de GES qui pourraient être permises par la stratégie d'intensification durable au niveau national. Les effets attendus dépendent dans tous les cas des hypothèses d'évolution des rendements que l'on peut formuler pour les années à venir et des conditions d'adoption de nouvelles technologies pour le contrôle des impacts sur l'environnement. Concernant la voie agroécologique, une étude réalisée ces dernières années (Pellerin et al., 2013) évalue entre 10 et 30% les baisses envisageables en matière d'émissions de GES. Il faut noter qu'une fraction seulement de ces actions serait sans coûts additionnels pour les producteurs. Là encore les évaluations dépendent des progrès techniques envisageables au cours des prochaines années dans ce modèle de production agroécologique.

Les deux stratégies se distinguent également en matière de préservation et de restauration de la biodiversité des écosystèmes. On désigne ici les effets directs sur la biodiversité des pratiques agricoles (usage de pesticides, infrastructures agroécologiques, associations de cultures...) sur la biodiversité des espèces et des sols, la qualité et diversité des paysages... Dans la stratégie d'intensification, la préservation ou la restauration de cette biodiversité est dissociée de l'activité de production agricole. En effet, pour un niveau de production donné, l'augmentation des rendements peut permettre de réduire les surfaces cultivées et de consacrer celles qui sont libérées à la préservation de la biodiversité (par exemple, développement d'écosystèmes naturels). Dans ce cadre, la préservation et la restauration de la biodiversité se jouent en dehors de l'exploitation agricole dans des zones dédiées à cet effet (c'est le modèle du « land sparing »).

Dans le cadre de la stratégie agroécologique, l'exploitation agricole produit simultanément deux biens : un produit destiné à l'alimentation humaine et un « service environnemental » dont l'objet est la restauration de la biodiversité des espèces et des sols, la préservation de la qualité et de la diversité des paysages... Dans cette vision « multifonctionnelle » de l'agriculture, les deux services sont liés et se construisent sur l'exploitation elle-même (c'est le modèle du « land sharing »).

De nombreuses recherches portent sur l'analyse de ces deux voies et leur capacité à répondre aux enjeux environnementaux. Si elles apportent des éclairages importants pour comprendre les mécanismes en jeu, la comparaison des deux modèles reste très débattue. Elle est complexe car elle met en jeu de multiples dimensions, y compris celles liées aux conséquences sur les prix alimentaires ou les échanges internationaux. Le Pacte Vert européen (2021) à travers les objectifs de réduction de l'usage de pesticides, le développement de la production biologique, la promotion de l'agroforesterie... a plutôt fait le choix de la voie agroécologique. Au niveau national, les objectifs de réduction de l'usage des pesticides, et la promotion de l'agroécologie et de l'agriculture biologique s'inscrivent plutôt également dans cette seconde voie.

La tension entre les deux visions est claire dans le cas de l'élevage. D'un côté, des systèmes de production de viande bovine intensifs peuvent générer moins d'émissions de GES par kg produit que des systèmes bovins extensifs. D'un autre côté, les systèmes extensifs utilisant moins d'intrants et des prairies permanentes pour l'alimentation animale peuvent s'avérer plus favorables en matière de préservation de la biodiversité. De la même façon, des systèmes intensifs de production de porcins ou de volailles ont des impacts sur le changement climatique plus faibles que les systèmes bovins extensifs, mais ces derniers peuvent avoir des impacts plus favorables en matière de biodiversité liée à l'usage des sols par rapport à des systèmes de production porcins et de volailles utilisant des aliments concentrés de produits issus de surfaces qui pourraient être alloués directement à des produits pour la consommation humaine.

2.3. L'évolution des régimes alimentaires

De nombreux travaux ont porté, au cours des dernières années, sur les impacts environnementaux des grandes catégories d'aliments et des régimes alimentaires. Ils reposent sur des méthodologies variées, mais il faut noter que la grande majorité d'entre eux s'est focalisée sur la question climatique, en considérant des impacts moyens par catégories d'aliments et donc, sans toujours tenir compte de la variabilité associée à des modes de production différents.

De ces travaux, il ressort tout d'abord que les impacts environnementaux exprimés par quantité de produits varient sensiblement selon les catégories de produits. D'une façon générale, on note des impacts moyens très différenciés, plus faibles pour les produits végétaux (fruits, légumes, légumineuses, produits céréaliers...) et plus élevés pour les produits d'origine animale, en particulier la viande rouge. Les systèmes de production et les pratiques agricoles peuvent moduler ces effets en réduisant l'impact de certaines catégories d'aliments, par exemple en limitant l'usage de fertilisants de synthèse ou en favorisant le stockage du carbone dans les sols. Si les modes de production peuvent réduire sensiblement les impacts de certaines catégories d'aliments, le positionnement des catégories les unes par rapport aux autres reste malgré tout assez stable (Poore et Nemecek, 2018). Au regard de l'enjeu climatique, les modes de production sont un levier d'action de second ordre par rapport à la modification des régimes alimentaires et des quantités consommées.

Si l'on considère maintenant les émissions de GES associées aux régimes alimentaires, c'est-à-dire ceux de l'ensemble des consommations alimentaires de chaque individu, on note une forte variabilité au sein de la population française (Vieux et al., 2013). Le premier facteur de variabilité est lié aux quantités totales consommées. Le deuxième facteur de variabilité est la structure du régime et, donc, la part des grandes catégories d'aliments dans ce régime. Ce sont tout particulièrement la part relative des produits d'origines animale et végétale, et au sein des produits animaux, la part relative des viandes de ruminants et monogastriques, qui sont corrélées aux émissions de GES associées aux régimes alimentaires (Perignon et al., 2017).

D'autres travaux ont étudié l'impact des régimes alimentaires en lien avec les modes de production, en particulier l'agriculture biologique. L'utilisation de bases de données d'ACV distinguant produits bio et produits conventionnels (Base DIALECTE, Solagro), a permis de comparer les impacts environnementaux des consommateurs les plus engagés dans le bio par rapport à ceux qui sont le moins engagés dans le bio en France (Baudry et al., 2019). Ces travaux montrent que la structure des régimes alimentaires change le long du gradient d'engagement dans la consommation bio, avec en particulier une part nettement accrue de produits d'origine végétale pour les plus grands consommateurs de produits bio. L'écart des impacts environnementaux des consommations observées chez les individus peu et très engagés dans le bio peut être décomposé entre une part expliquée par le mode de production agricole (bio par rapport à conventionnel) et une part liée à des différences de régimes alimentaires (place plus importante des produits végétaux). Il ressort que :

- Les émissions de GES plus faibles des consommateurs les plus engagés dans le bio sont (par rapport aux consommateurs les moins engagés dans le bio) pour l'essentiel dus à leurs régimes alimentaires (moins riches en produits animaux, en boissons...), le mode de production bio étant à peu près neutre sur ce plan.
- Les ressources énergétiques associées aux consommations des consommateurs engagés dans le bio sont plus faibles que celles des consommateurs peu engagés dans le bio. Là encore, l'écart est pour une large part dû à leurs régimes alimentaires et dans une moindre mesure au mode de production bio.

- Le mode de production bio accroît fortement les surfaces agricoles associées aux consommations des individus les plus engagés dans le bio ; leurs régimes alimentaires plus riches en produits végétaux et moins riches en produits animaux compensent partiellement cet effet.
- Les expositions plus faibles aux pesticides des consommateurs les plus engagés dans le bio résultent pleinement du mode de production bio (leurs régimes alimentaires plus riches en produits végétaux jouant dans l'autre sens).

Une autre étude examine les modalités de réduction des GES associés aux régimes alimentaires, selon les parts dédiées aux produits bio et conventionnels (Kesse-Guyot et al., 2021). L'objectif de diminution des GES conduit à des régimes alimentaires avec une réduction importante des aliments d'origine animale, des réductions marquées des produits laitiers, un maintien de la consommation de volaille et de porc, au détriment de la viande de ruminants. La proportion d'aliments biologiques passe de 30 % dans les régimes observés à 70 % dans les régimes améliorés, mais essentiellement par la croissance des produits végétaux biologiques.

Par ailleurs, le mode de production bio contribue à une augmentation des dépenses alimentaires. Sur la base de données d'achats de panels de consommateurs, Boizot-Szantai et al. (2017) ont comparé les dépenses, pour les consommations à domicile, des 20% de consommateurs consommant le moins de produits bio et celles des 20% de consommateurs en consommant le plus (et qui y consacrent environ 10% de leur budget alimentaire). A régime alimentaire identique, le second groupe dépense 25% de plus que le premier groupe. Mais le fait que ce second groupe ait des régimes alimentaires différents (moins de viande, moins de boissons et d'alcool...) réduit de moitié le surcoût : le second groupe dépense ainsi environ 13% de plus que le premier quand les différents effets sont pris en compte.

Assez peu de travaux ont mis en relation la question de la biodiversité et celle des régimes alimentaires. Ceux développés par l'IDDRI dans le cadre du scénario TYFA (Aubert et al., 2019) intègrent cette dimension en simulant une généralisation du modèle agroécologique et des changements de pratiques considérés favorables à la biodiversité (réduction des pesticides et des engrais de synthèse, infrastructures agroécologiques...). L'équilibre offre/demande dans ce scénario passe par la combinaison d'une évolution des modes de production et des régimes alimentaires, se traduisant par une réduction de la production totale de viande, la baisse étant plus marquée dans le secteur des volailles et du porc (qui consomment des céréales) que des ruminants (nourris sur prairies permanentes). La baisse de consommation totale de viande est de 49% par rapport à 2010, avec in fine une part de 35% de viande rouge (contre 20% en 2010). Si l'on ajoute à l'objectif de protection de la biodiversité celui d'une baisse des émissions de GES à hauteur de la SNBC, l'adaptation requise conduit à une réduction un peu plus forte de la consommation de viande (baisse de 53%) avec une part de viande de ruminants de 32%.

2.4. Substitutions de produits inter et intra catégories d'aliments

L'affichage environnemental doit-il conduire les consommateurs à privilégier des produits issus de modes de production, de transformation et de distribution plus vertueux sur le plan environnemental et/ou les accompagner dans une évolution des régimes alimentaires ?

Au-delà de la demande de transparence sur les caractéristiques des produits alimentaires souvent exprimée par les consommateurs, le premier objectif d'un affichage environnemental est de permettre aux consommateurs d'intégrer la dimension environnementale dans leurs choix alimentaires. Les informer sur les impacts environnementaux des produits qui leur sont proposés peut les aider à réduire les impacts de leurs consommations alimentaires, en remplaçant des produits qu'ils achètent aujourd'hui par des produits à plus faible impact.

Deux grands types de choix conditionnent les impacts environnementaux des consommations alimentaires des individus et des ménages :

- Au sein de chaque catégorie de produits, l’affichage environnemental doit aider les consommateurs à s’orienter vers des produits issus de modes de production, de transformation et de distribution plus vertueux sur le plan environnemental. Les caractéristiques environnementales des produits consommés se différencient en effet parfois fortement à l’intérieur de chaque catégorie. Elles dépendent des manières dont ces aliments sont élaborés et distribués tout au long des chaînes alimentaires, de l’amont agricole jusqu’au consommateur. En rendant visibles ces caractéristiques environnementales entre produits différenciés, l’affichage permet aussi de valoriser les efforts conduits dans les filières. Il peut ainsi inciter au développement de pratiques de production, de transformation ou de distribution plus favorables à l’environnement.
- La combinaison des caractéristiques des produits et des quantités consommées détermine le « régime alimentaire » du consommateur. Ce régime se modifie si le consommateur change les poids respectifs des différentes catégories de produits dans sa consommation. Pour ce faire, l’affichage environnemental doit donner des éléments d’information, rendant possibles des déplacements entre catégories d’aliments.

Ainsi l’affichage environnemental peut agir à travers deux modalités. Tout d’abord en mettant en exergue des différences d’impacts associées à des manières de produire, de transformer, de distribuer plus favorables sur le plan environnemental, l’affichage peut inciter les consommateurs à substituer, au sein de chaque catégorie d’aliments, les produits qu’ils achètent habituellement par des produits similaires, mais à impact environnemental plus faible. Ces **substitutions intra-catégories d’aliments** peuvent favoriser des changements du côté de l’offre alimentaire. D’autre part, en mettant en évidence des différences d’impacts entre grandes catégories d’aliments, l’affichage peut aussi inciter les consommateurs à opérer des déplacements d’achats entre ces catégories d’aliments (par exemple, entre produits végétaux et animaux). Ces **substitutions inter-catégories d’aliments** peuvent ainsi contribuer à l’adoption de régimes alimentaires plus favorables sur le plan environnemental.

Déterminer dans quelle mesure l’affichage environnemental doit privilégier l’un ou l’autre de ces leviers d’action ou les mobiliser de façon complémentaire – éclairer le consommateur dans la substitution des produits au sein de catégories d’aliments en même temps que l’accompagner dans des évolutions de régimes alimentaires incluant des déplacements entre catégories d’aliments – constitue un enjeu majeur du choix d’un système d’affichage environnemental.

De nombreuses études conduites sur le plan international évaluent les possibilités d’atteinte d’objectifs environnementaux à moyen et long termes et concluent que les deux modalités devront être combinées pour y parvenir (Willet et al., 2019 ; Clark et Tilman, 2017). En particulier, dans le cadre du modèle agroécologique, les recherches conduites sur sa mise en œuvre montrent que des actions sur la demande, et donc sur les comportements de consommation, doivent compléter les actions sur l’offre (changements de pratiques agricoles, mise en place d’infrastructures agroécologiques...), en favorisant une évolution simultanée des régimes alimentaires (Aubert et al., 2019).

Cela ne signifie pas forcément que l’affichage environnemental doive poursuivre les deux objectifs. D’autres instruments de politique publique peuvent être utilisés. Par exemple, des campagnes d’information et des actions éducatives peuvent être mises en place pour inciter à une évolution des régimes alimentaires : auquel cas, l’affichage peut être focalisé sur les substitutions intra-catégories d’aliments. Autre exemple, la mise en place de paiements pour services environnementaux peut inciter les filières à adopter des pratiques plus favorables à la biodiversité locale : auquel cas, l’affichage peut

être focalisé sur les substitutions inter-catégories d'aliments (régimes alimentaires). Le rôle de l'affichage environnemental dépend donc aussi pour partie des autres politiques mises en œuvre. Il doit être raisonné comme un instrument au sein d'une panoplie plus large de modalités d'intervention. Deux éléments nous peuvent néanmoins justifier que l'on cherche, à travers l'affichage environnemental, à jouer, à la fois, sur les substitutions intra et inter-catégories d'aliments.

La première raison renvoie à la volonté exprimée par le législateur de couvrir une large gamme d'impacts environnementaux : le changement climatique, mais aussi par exemple la préservation de la biodiversité. Concernant le changement climatique, des leviers d'action existent au stade de la production agricole (moins d'engrais minéraux, plus de légumineuses, stockage du carbone dans les sols, méthanisation...) et à chaque étape dans les filières, mais de nombreux travaux de recherche montrent qu'un facteur majeur pour réduire les impacts climatiques est le changement de régime alimentaire, en particulier la balance entre consommations de produits animaux et produits végétaux. Concernant la préservation de la biodiversité à la parcelle (comme aussi la réduction des émissions de polluants dans l'air ou le sol), celle-ci relève de leviers d'actions qui résident beaucoup dans les manières de produire (réduction des intrants, maîtrise des effluents, rotations des cultures, infrastructures agroécologiques, etc.). Rendre visible la différenciation des produits, sur la base des modes de production, au sein de chaque catégorie d'aliments est ici essentiel pour orienter le consommateur. Au total, considérer ces deux objectifs environnementaux – climat et biodiversité à la parcelle – implique de fournir aux consommateurs des informations sur la variabilité des impacts environnementaux associée, à la fois, aux grandes catégories d'aliments et aux manières de produire différenciées.

La deuxième raison est d'ordre économique et social. Pour l'offre, tant en agriculture que dans les filières alimentaires à l'aval, les actions visant à réduire les impacts environnementaux sont souvent coûteuses. Elles peuvent se traduire pour le consommateur par des prix plus élevés, venant rémunérer les efforts réalisés par les entreprises et les filières. Le dispositif d'affichage environnemental peut-il alors orienter exclusivement les consommateurs vers des choix qui le conduisent à des substitutions intra-catégories, et donc vers des produits différenciés plus chers parce que plus vertueux ? Substituer aux produits consommés aujourd'hui, des produits au sein du même groupe d'aliments mais basés sur des modes de production plus exigeants, et donc plus chers, peut induire un accroissement des dépenses alimentaires, acceptable par certains consommateurs, mais pas pour d'autres. Une réponse possible, pour ne pas trop accroître les dépenses alimentaires, consiste à combiner des substitutions vers des produits reposant sur des modes de production plus exigeants (substitutions intra-catégories), et des déplacements vers des catégories alimentaires moins impactantes pour l'environnement (inter-catégories), se traduisant par des évolutions de régimes alimentaires. Cela suppose un affichage qui apporte au consommateur des informations environnementales susceptibles de l'éclairer dans ses arbitrages, à la fois à l'intérieur de chaque catégorie d'aliments et entre catégories d'aliments.

Un système d'affichage tourné uniquement vers des substitutions inter-catégories peut induire des déplacements d'achats qui n'impliquent pas nécessairement des dépenses plus élevées, mais ils demandent des efforts plus importants sur le plan du changement des habitudes alimentaires. Les incitations du côté des filières sont faibles et les réponses des entreprises dans les secteurs de produits pénalisés par l'affichage peuvent être au contraire de chercher à baisser les prix (pour freiner les départs des consommateurs), avec de possibles effets négatifs sur la situation économique de ces entreprises, voire des conséquences négatives pour l'environnement si la baisse des coûts de production est associée à des pratiques moins favorables (voire encore l'accroissement de produits importés moins disant).

Trouver un bon équilibre entre incitations à des substitutions intra et inter-catégories s'avère donc important afin de donner plus de flexibilité aux consommateurs et aux entreprises.

3. L’affichage environnemental et les autres dimensions de la durabilité

Affichage environnemental et nutrition

De nombreuses études montrent qu’il est possible d’identifier des régimes alimentaires qui, par rapport aux régimes moyens observés aujourd’hui, sont à la fois moins impactants sur le plan environnemental et meilleurs sur le plan nutritionnel. Cette relation n’est cependant pas systématique. De façon générale, le suivi des recommandations nutritionnelles réduit l’impact environnemental des régimes alimentaires. L’inverse n’est pas vrai : l’objectif de réduction de l’impact environnemental des régimes ne se traduit pas nécessairement par une amélioration de leur qualité nutritionnelle.

En effet, au niveau des aliments, il n’y a pas de corrélation entre qualité nutritionnelle et impact environnemental. Des produits denses en énergie et de faible qualité nutritionnelle peuvent avoir un faible impact en termes d’émissions de GES. La conséquence est que, si l’affichage environnemental est apposé seul, sans information nutritionnelle associée, il peut renforcer la consommation de produits à faible impact environnemental mais avec des effets potentiels négatifs pour la santé en cas de consommation excessive.

Deux réponses sont alors possibles :

- Inclure une dimension nutritionnelle dans la construction des indicateurs environnementaux (par exemple, en rapportant les impacts environnementaux des produits à leur densité calorique ou plus généralement leur densité nutritionnelle) afin de permettre aux consommateurs d’intégrer les deux dimensions dans ses choix.
- Rendre systématique la présence simultanée des deux informations – nutritionnelles et environnementales – sur les emballages ou les lieux d’achats. Puisque l’information nutritionnelle est aujourd’hui véhiculée par le Nutri-Score, toute démarche d’affichage environnemental devra alors être toujours mise en place en association avec le Nutri-Score.

Cette seconde position paraît préférable au CS. Elle distingue clairement les deux dimensions environnementales et nutritionnelles, et permet d’informer le consommateur sur les possibles tensions entre ces caractéristiques.

Affichage environnemental, dépenses alimentaires et inégalités sociales

Le poids des inégalités sociales sur les choix alimentaires est bien établi. Le critère du prix des aliments reste en effet un déterminant majeur des choix des consommateurs, et cela d’autant plus que les ressources des ménages sont plus faibles. Dans ces conditions, la question de l’impact possible de l’affichage environnemental sur les dépenses alimentaires des ménages ne doit pas être occultée.

En indiquant aux consommateurs les produits à privilégier pour réduire les impacts environnementaux, on peut, selon les choix d’affichage qui seront faits, les « pousser » à acheter des produits basés sur des modes de production plus exigeants, mais aussi plus coûteux. Si c’est le cas, est-ce socialement acceptable ?

Il est possible qu’un affichage qui « pousserait » uniquement les consommateurs vers des substitutions intra-catégories (et donc vers des modes de production plus exigeants sur le plan environnemental), puisse entraîner un accroissement des dépenses alimentaires. Comment limiter cet effet pour des consommateurs qui voudraient suivre les recommandations de l’affichage sans (trop) augmenter les dépenses ? Un premier levier d’action consiste à opérer des substitutions entre marques à l’intérieur

des catégories de produits, en faveur de marques positionnées sur des prix moins élevés (et donc avec des effets possibles sur les parts de marché des marques nationales et des marques de distributeurs). Un second levier d'action porte sur les substitutions inter-catégories, et donc une adaptation du régime alimentaire.

La question est alors de savoir si cette orientation générale, combinant choix de produits issus de modes de production plus favorables pour l'environnement, mais possiblement plus coûteux, et adaptation des régimes alimentaires, peut faire écho aux attentes d'une grande partie de la population. On sait que la disposition à changer de régimes alimentaires est socialement différenciée. Par exemple, les études conduites dans divers pays européens montrent que le mouvement vers des régimes alimentaires moins riches en produits d'origine animale est plutôt porté par des catégories éduquées et urbaines (Sanchez-Sabate et al., 2019). Pour celles-ci, on peut penser que dépenser plus pour l'alimentation peut s'inscrire dans des évolutions déjà engagées. Pour les catégories plus défavorisées, les changements de régimes alimentaires apparaissent souvent plus difficiles. Ceci a largement été montré par les travaux en sociologie de la consommation (Régnier, 2011). Ceci ne signifie pas qu'il ne faille pas proposer aussi à ces catégories des indications pour réduire les impacts environnementaux de leur alimentation. Mais il paraît important de prendre en compte ces possibles conséquences économiques et sociales dans les choix et les modalités de mise en place de l'affichage environnemental.

Ces éléments nécessitent une vigilance des pouvoirs publics quant aux conséquences de l'affichage en termes d'inégalités sociales et une réflexion quant aux mesures complémentaires devant être mises en place pour ne pas faire peser des modifications plus importantes de régimes alimentaires ou un poids financier indus aux populations les plus défavorisées.

Section 2

Quelles données pour quelles modalités d'usages ?

L'évaluation des impacts environnementaux associés aux produits alimentaires suppose de mobiliser de nombreuses données, afin de décrire les activités et leurs impacts depuis l'élaboration des matières premières jusqu'à la fin de vie des produits. Cette exigence soulève des réelles difficultés en particulier pour les petites et moyennes entreprises qui ne disposent pas nécessairement des moyens de collecte de ces informations. Un premier enjeu est alors de savoir comment **faciliter la mise en place de l'affichage environnemental, en tenant compte à la fois des contraintes de coûts et de fiabilité des données.**

Par ailleurs, le choix des modalités de mise en place d'un affichage environnemental suppose de préciser sur qui il doit reposer, et ce faisant avec quels types de données pour le calcul des indicateurs et scores environnementaux utilisés. Il s'agit d'une décision politique : l'affectation d'un score environnemental à un produit donné doit-elle être réservée à la seule entreprise qui fabrique ce produit ou bien doit-elle être possible pour divers types d'acteurs, y compris des acteurs non producteurs et des consommateurs ? Cette deuxième option, qu'on suppose ici être celle choisie par les décideurs publics, peut être un levier d'accélération du déploiement de l'affichage environnemental. Mais elle soulève des questions quant aux modalités de sa mise en place.

Ainsi, dès lors que plusieurs types d'acteurs (entreprises et acteurs non producteurs) peuvent proposer un affichage environnemental des produits, qui peut afficher quoi et sous quelles conditions ? Les informations dont disposent les entreprises sur leurs produits sont forcément différentes de celles dont disposent des acteurs non producteurs à partir de bases de données publiques. Outre le risque important de contestation juridique, la possibilité qu'un même produit soit évalué de façon différente selon l'acteur qui met en place l'affichage induit un risque fort de confusion chez les consommateurs. Pour l'éviter, il est important de mettre en place **un cadre collectif clair pour garantir la complémentarité et la cohérence des démarches mises en place par les différents acteurs.**

L'existence de sources d'information multiples, basées sur des données de niveaux de précision hétérogènes, depuis les données spécifiques des entreprises jusqu'aux données génériques fournies par la base de données Agribalyse, soulève aussi des questions sur la fiabilité et la représentativité des données. Or, pour qu'un processus validé collectivement se mette en place, il faut que les acteurs aient confiance dans les données qui servent à l'affichage. **Créer cette confiance est une condition importante de la réussite de l'affichage environnemental.**

1. Comment concilier maîtrise des coûts et fiabilité des données dans le déploiement de l'affichage environnemental ?

La Figure 1 distingue différentes démarches pour la caractérisation des impacts environnementaux des produits.

La démarche standard, basée sur l'ACV, consiste à établir de façon spécifique les impacts environnementaux de chaque produit du marché (« valeurs spécifiques »), en mobilisant les informations propres à l'entreprise, les bases de données internationales qui permettent de décrire les commodités utilisées par les entreprises et les méthodologies développées au niveau européen dans le cadre du PEF (Manfredi et al., 2012). C'est la démarche généralement recommandée dans le cadre de l'affichage européen (EC, 2017), mais la mise en œuvre complexe freine son adoption pour l'affichage environnemental.

La publication de la base de données Agribalyse rend possible une autre approche. Cette base décrit l'alimentation en 2500 produits, censés être « représentatifs » de la diversité des types d'aliments (« valeurs génériques »). Les valeurs d'impacts environnementaux associées à chacun de ces produits sont des estimations « moyennes » (pas exactement, mais on revient sur ce point un peu plus loin) ou

des proxys provenant de produits similaires tenant compte des diverses modalités observées dans chaque catégorie d'aliment. Par exemple, l'impact de l'emballage du yaourt nature « moyen » est la moyenne des impacts des emballages en verre, plastique et carton utilisés pour ce type de produits. En utilisant ces données publiques pour l'affichage, on en réduit le coût (elles sont disponibles pour tous), mais on perd en capacité de description de la variabilité au sein de chaque famille d'aliments, et ce faisant on n'est pas en mesure de rendre compte de la diversité des impacts selon les manières de produire, transformer et distribuer, et donc de rendre visibles les efforts des entreprises en matière d'écoconception. Ainsi par exemple, pour les 120 fromages présents dans Agribalyse, seules six valeurs d'ACV sont utilisées.

Ainsi, plus les évaluations sont spécifiques à chaque produit du marché, mieux on rend compte de la variabilité des impacts environnementaux puisqu'on se place au grain le plus fin de caractérisation des aliments. Mais plus les évaluations sont spécifiques à chaque produit du marché, plus l'affichage est coûteux pour les entreprises (collecte et traitement des données...) et pour l'Etat (coûts des vérifications), ce qui rend difficile son extension sur une base uniquement volontaire. A l'inverse, des évaluations d'impacts génériques n'induisent pas des coûts élevés (sauf les coûts publics de développement d'Agribalyse par exemple), mais (i) elles ne captent pas la possible variabilité des impacts pour un même type d'aliments, (ii) elles limitent la possibilité de signaler aux consommateurs les efforts spécifiques des entreprises, (iii) elles supposent que chaque produit du marché (parmi des dizaines de milliers de références disponibles) ait un correspondant dans Agribalyse (qui décrit toute l'alimentation en 2500 produits).

Une démarche intermédiaire entre ces deux approches peut être envisagée (voir Figure 1). Elle consiste à partir de la base Agribalyse et réaliser des évaluations « semi-spécifiques » en remplaçant, pour les postes les plus impactants, les valeurs moyennes d'Agribalyse par des valeurs corrigées intégrant des informations additionnelles spécifiques au produit. Cette démarche peut être conduite de deux façons :

- Elle peut s'appuyer sur des données publiques, accessibles à tous : par exemple, si le yaourt est en verre, on considère la valeur d'impact du verre utilisée dans le calcul de la valeur moyenne dans Agribalyse, plutôt que cette valeur moyenne ; si la composition en ingrédients est disponible sur l'emballage, alors on peut utiliser cette composition plutôt que la recette moyenne considérée dans Agribalyse. Cette démarche peut être réalisée par divers types d'acteurs, y compris non producteurs.
- Elle peut s'appuyer sur des données disponibles au niveau de l'entreprise. La valeur moyenne d'Agribalyse peut alors être remplacée par la « vraie » recette du produit ; l'emballage « moyen » peut être remplacé par une valeur calculée plus spécifiquement par l'entreprise.

Dans les deux cas, on peut ainsi obtenir une valeur d'impact se rapprochant de la valeur spécifique sans avoir à refaire tous les calculs requis par la quantification directe de cette valeur spécifique. Le développement d'outils informatiques adaptés et la mise en place d'une plateforme centralisée pour l'échange d'informations sécurisé et de calcul pourrait faciliter la mise en œuvre de cette approche par différents types d'acteurs. Elle suppose cependant qu'un certain nombre de conditions soient satisfaites. On y revient un peu plus loin.

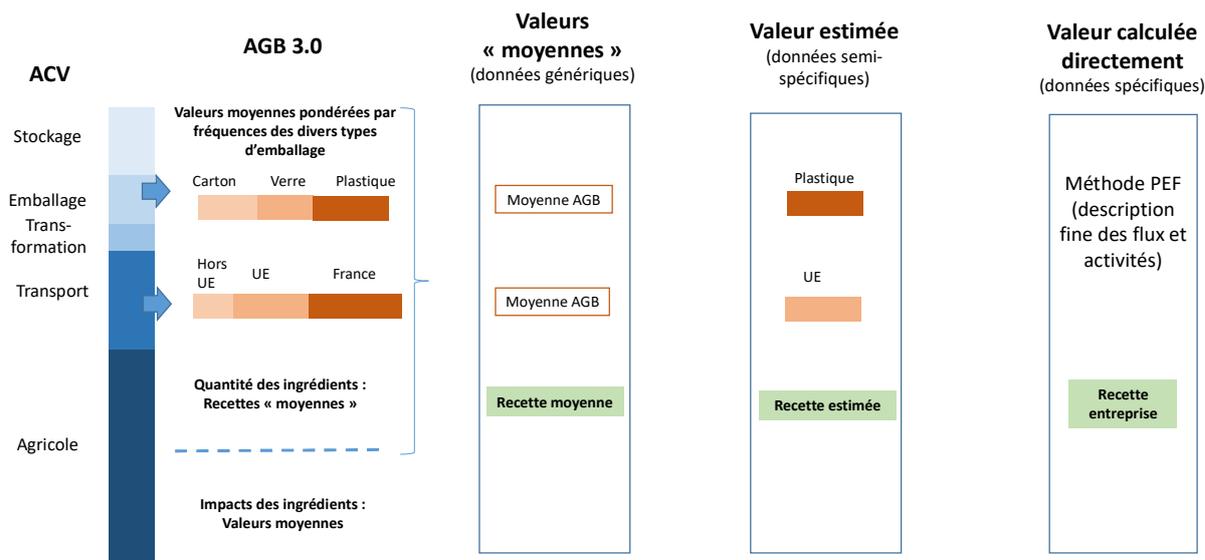


Figure 1. Alternatives pour l’affichage environnemental

On peut ainsi distinguer quatre options (celles-ci sont également décrites dans certains des rapports des projets de l’Expérimentation déposés par exemple par l’Adepale, l’Atla, les Mousquetaires et Yukan) :

Option 1 - Générique : utilisation des données Agribalyse établies pour des aliments « référents » (2500).

Option 2 - Semi-spécifique sur données publiques : utilisation des données Agribalyse spécifiées sur quelques facteurs d’impacts majeurs (recettes, transport, emballage...) à partir de données propres à chaque produit et publiquement accessibles (sur emballages, par exemple).

Option 3 - Semi-spécifique sur données d’entreprises : utilisation de données Agribalyse spécifiées sur quelques facteurs d’impacts majeurs (recettes, transport, emballage...) à partir de données propres à chaque produit et issues des entreprises (organisations professionnelles).

Option 4 - Spécifique : utilisation de données spécifiques d’entreprises.

Quelles options privilégier pour une mise en œuvre à grande échelle de l’affichage environnemental ?

Considérons une entreprise qui souhaite mettre en place une démarche d’affichage environnemental (voir Figure 2). La première étape consiste à savoir si le produit a une référence correspondante dans Agribalyse. Ce point n’est pas trivial et, en pratique, peut s’avérer complexe. Si le produit n’a pas de correspondant, se pose la question de la création de ce produit-référent dans Agribalyse. Si le produit-référent existe, deux options sont possibles :

- Utiliser la valeur de référence d’Agribalyse en corrigeant la valeur générique par la prise en compte de certaines spécificités du produit (Option 3), par exemple, en tenant compte de la vraie recette du produit et non de la recette « moyenne » d’Agribalyse, ou encore en spécifiant les données d’emballage et de transport propres à ce produit. La mise à disposition d’un logiciel et d’une plateforme dédiés à ces calculs peut faciliter la démarche, sous réserve d’avoir bien identifié au préalable les facteurs principaux de variabilité des impacts pour chaque catégorie d’aliments. La caractérisation des données qui peuvent être spécifiées et collectées individuellement par chaque entreprise et celles pour lesquelles des valeurs génériques doivent pouvoir être utilisées par défaut, doit être effectuée par les organisations professionnelles des secteurs alimentaires.

- Réaliser une évaluation totalement spécifique du produit (Option 4) à partir de données propres à l'entreprise. On peut supposer que cette option sera (i) privilégiée par des entreprises qui conduisent par elles-mêmes les évaluations environnementales à des fins d'écoconception, et (ii) utilisée si elle permet de montrer que le produit a une valeur d'impact meilleure que la valeur moyenne de la catégorie d'aliment, grâce à des leviers d'action non distingués dans la démarche semi-spécifique.

Il est également possible que certaines entreprises ne mettent en œuvre aucune de ces démarches. Certains produits pourraient alors ne faire l'objet d'aucune évaluation. Des acteurs non producteurs peuvent néanmoins conduire une démarche reprenant la valeur de référence d'Agribalyse pour les familles de produits à faible variabilité (Option 1), ou calculer la valeur semi-spécifique à partir des données publiquement accessibles (Option 2) ou volontairement transmises par les entreprises en question. On peut en effet imaginer que dans certains cas, l'entreprise préfère laisser un acteur non producteur faire les calculs et lui transmette des données, par exemple la recette du produit, pour garantir la qualité de l'évaluation semi-spécifique.

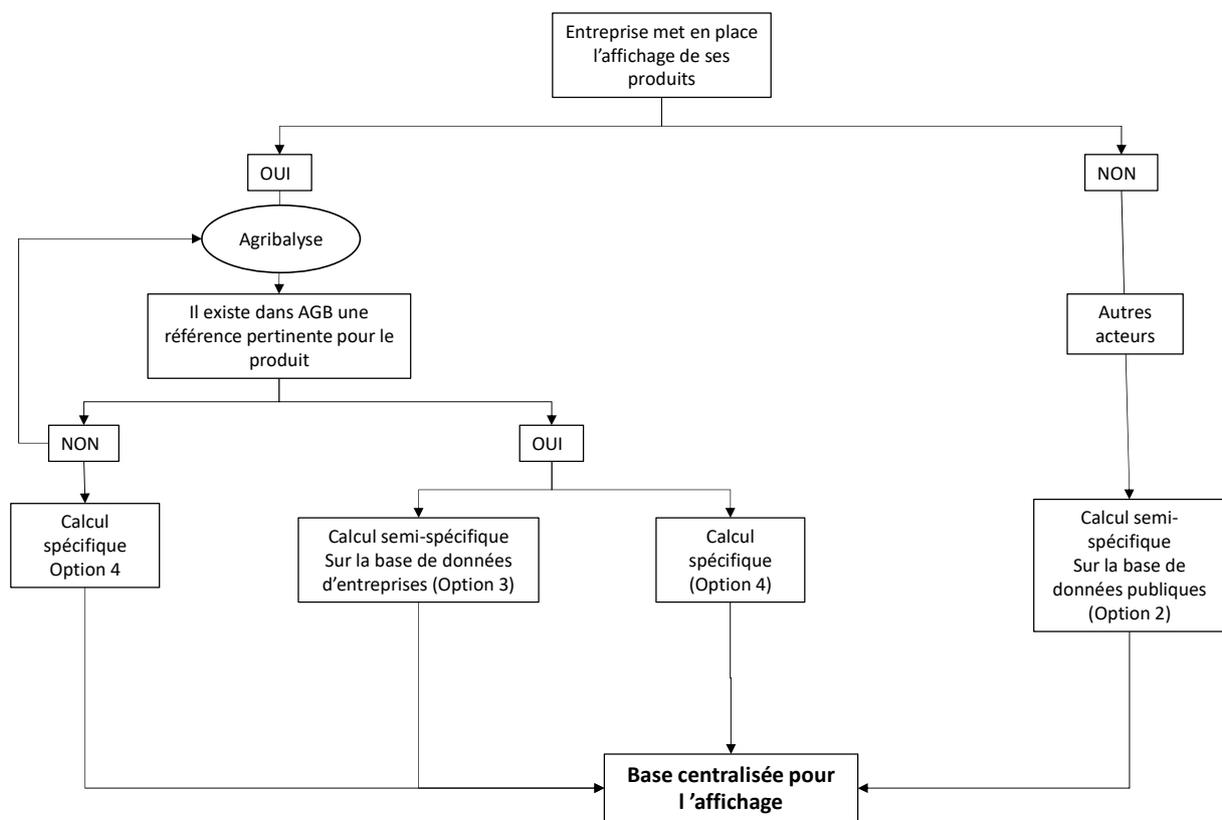


Figure 2. Circulation des données et options pour l'affichage selon les types d'acteurs

Encadré 1

La question de provenance des données est critique dans le calcul d'indicateurs et leur traduction en notation / qualification sur un emballage. La majorité des expérimentations conduites dans les projets prend en compte des données publiques compilées dans la base de données Agribalyse. Ces données sont utilisées soit seules, soit complétées de données issues de la base de données internationale Ecoinvent (mais potentiellement de n'importe quelle autre base de données). Deux dimensions sont alors prises en compte :

- Des acteurs considèrent que ces données se suffisent à elles-mêmes et élaborent le calcul environnemental sur ces données moyennes.

- Des acteurs considèrent *a contrario* que ces données sont incomplètes et utilisent d'autres indicateurs (pour prendre en compte la recette précise de l'aliment, des opérations technologiques particulières, des nature d'emballage spécifique ; biodiversité, nature de l'engagement etc.) qui soit caractérisent l'impact environnemental, soit une nature de l'exercice de responsabilité face aux questions d'enjeux environnementaux).

L'un des débats est de savoir si l'on considère qu'au sein de Agribalyse il est possible de trouver un jeu de données proches (proxy) de l'aliment concerné par l'affichage de son impact (ou de combiner des proxys variés : produit, emballage notamment). Par exemple, l'expérimentation Experoïl, montre une grande sensibilité (plus de 10%) dans les calculs selon les précisions apportées à la nature de l'huile choisie et son propre bilan ACV, ou de la vraie nature du procédé mis en œuvre. La comparaison est faite sur base de l'Ecoscore.

L'expérimentation ATLA souligne la sensibilité majeure au choix de l'unité fonctionnelle, et la faiblesse des données publiques pour décrire les procédés fromagers.

Les calculs analysés par l'expérimentation ADEPALE montrent également des écarts très significatifs selon que l'on considère les seules données Agribalyse ou des données précises caractérisant plus finement le procédé et les voies d'obtention des ingrédients mis en œuvre s'il y a mise en œuvre d'une recette.

S'il apparaît possible de prendre en compte des données génériques issues de bases du type d'Agribalyse, ou des données spécifiques d'entreprises pour élaborer les calculs d'indicateurs qui sont utilisés pour l'affichage, une question se pose quant à la sensibilité aux calculs de ces données.

Plusieurs questions sont ainsi ouvertes :

- Les modèles mis en œuvre lissent plus ou moins les données, ou utilisent des échelles variées (linéaire, ou logarithmique par exemple).

- Pour un affichage donné, la granularité des données pose question. Ainsi si le format choisit s'exprime en lettres A, B, C, D, E, l'amélioration réalisée par une entreprise ou la différence de sa manière de faire l'aliment en concurrence avec d'autres voies mises en œuvre par d'autres entreprises sera visible ou non sur l'affichage. On peut s'interroger alors sur la dimension vertueuse de la recherche d'amélioration qui serait invisible sur les indicateurs affichés pour le consommateur.

Dans l'expérimentation Yukan, un certain nombre de comparaisons sont faites sur base de calculs prenant en compte seulement la valeur moyenne (cas existant dans Agribalyse). Les quatre options mentionnées plus haut sont comparées. On peut constater des différences très sensibles allant bien au-delà de 10% de variations (vin blanc, chocolat, eau, barre énergétique...), voire 100% d'écarts. Les écarts constatés, pour Yukan, mais aussi dans d'autres expérimentations (Experoïl, Adepale...) sont parfois positifs, parfois négatifs.

Le point commun qui ressort est que l'option 3 prend mieux en compte les impacts que ne peut le faire l'utilisation de valeurs moyennes par Agribalyse. La raison est essentiellement due au fait que le descriptif des opérations de formulation et de transformation est plus fin et met mieux en évidence des avantages de telle ou telle opération. Cet avantage de l'option 3 est à positionner en contradictoire avec un temps plus conséquent de travail sur les données. Beaucoup des expérimentations soulignent en effet un temps de travail important quant à l'analyse et la combinaison sur les bases de données (ATLA évalue entre 3 et 35h le travail à conduire ce qui pour des recettes nombreuses et multiples constitue sans doute un coût rédhibitoire).

2. Conditions de réussite

Pour que le schéma décrit ci-dessus fonctionne, plusieurs conditions doivent être remplies :

- La nécessité d'un accord collectif sur un cadre méthodologique commun et le partage des responsabilités en matière d'affichage

Une difficulté importante est que selon le niveau de calcul réalisé (générique, semi-spécifique, spécifique), même avec un cadre méthodologique identique, les résultats peuvent s'avérer différents (voir Encadré 1). On pourrait donc se retrouver avec des évaluations différentes pour le même produit selon l'acteur qui fait le calcul, ou amener le consommateur à comparer des produits dont les évaluations n'ont pas été effectuées au même niveau. Par ailleurs, il est possible (c'est une question soulevée par le CS qui n'a pas de compétences sur ce sujet) que la possibilité d'utiliser des données

non spécifiques soulève des risques importants de contestation juridique. En effet, si un acteur non producteur affecte un certain score à un produit du marché sur la base de données « moyennes », le producteur pourra être amené à contester ce score au titre que rien ne prouve que le produit en question est équivalent au produit moyen⁷.

Dès lors que différents acteurs, s'appuyant sur des données d'origines différentes, peuvent mettre en place un affichage environnemental, des règles doivent définir quelles valeurs d'impacts sont utilisées et qui les élabore. Un accord collectif entre les parties prenantes pourrait être le suivant.

- L'affichage environnemental doit se faire prioritairement sur la base des valeurs semi-spécifiques, établies soit à partir de données publiques, soit à partir de données d'entreprises.
- Quand une valeur d'impact semi-spécifique (Option 3), produite et validée par l'entreprise ou une organisation professionnelle, est disponible, c'est cette valeur qui prévaut pour l'affichage et est utilisée pour un affichage harmonisé – y compris sur les plateformes indépendantes.
- Quand aucune valeur validée par l'entreprise n'est disponible, une valeur semi-spécifique estimée sur la base de données publiques (Option 2) peut être utilisée pour l'affichage, y compris sur les plateformes indépendantes.
- L'entreprise peut utiliser une valeur spécifique (Option 4), si elle est en mesure de conduire des évaluations à cette échelle. Dans ce cas, cette valeur peut être utilisée pour l'affichage, à la place de la valeur semi-spécifique.

Dans tous les cas, les évaluations doivent s'inscrire dans un cadre méthodologique cohérent et compatible, être transparentes et faire l'objet d'une traçabilité permettant une vérification externe ou un processus de validation institutionnelle.

Comme on l'a dit, il serait trop coûteux d'imposer l'Option 4 à toutes les entreprises. Cela n'empêche pas que certaines entreprises feront des évaluations de niveau 4 pour connaître leurs marges de manœuvre, étudier leurs leviers d'action. Pour celles-ci, utiliser cette évaluation pour l'affichage doit être possible, mais l'incitation n'existera que si l'Option 4 leur permet de mieux positionner le produit que l'Option 3.

Qu'elles soient réalisées par les entreprises ou par des acteurs non producteurs, les évaluations devront être centralisées sur une plateforme unique de façon à éviter les redondances, garantir la confidentialité dans la transmission de certaines données, favoriser les échanges et constituer une base de référence unique pour l'affichage.

- De nécessaires améliorations d'Agribalyse pour garantir la confiance dans les évaluations.

Certains projets conduits dans le cadre de l'Expérimentation ont évalué les impacts environnementaux en confrontant les données collectées au niveau des entreprises avec celles incluses dans Agribalyse (voir Encadré 2). Les écarts identifiés montrent que pour que cette base de données puisse être utilisée comme base des Options 1 à 3, il faut poursuivre le travail de validation. L'évaluation des impacts des produits moyens fournie dans Agribalyse doit en effet refléter les conditions de production réelles des produits. Le travail de validation et d'adaptation des modèles utilisés doit être poursuivi pour s'assurer

⁷ Dans le cas du Nutri-Score, les données utilisés pour le calcul du score sont des données connues et pour l'essentiel disponibles sur le tableau nutritionnel en face arrière des emballages. Ici ce n'est pas le cas : les données élémentaires ne sont pas disponibles sur l'emballage, et ne peuvent l'être compte-tenu de leur étendue, et donc rien n'atteste de la similarité du produit avec un produit-référent. Il nous semble qu'il y a là un risque fort de contestation juridique, qui ne peut être évité que par une validation des données utilisées par les entreprises quand le calcul est fait par des acteurs non producteurs sur la base de données génériques. Ceci reste néanmoins à confirmer par les spécialistes du sujet.

de la conformité à la réalité des filières. Les principaux postes identifiés sont les inventaires d'amont agricole, les recettes, les procédés de transformation et les emballages.

Comme le montrent certains travaux projets conduits dans l'Expérimentation (ATLA, Adepale, ITAB, Interbev, Mousquetaires, Experoil...), les organisations professionnelles et les centres techniques ont un rôle important à jouer, afin de contribuer à la construction des modèles des produits moyens d'Agribalyse. Ils sont en mesure de mobiliser les entreprises d'un même secteur pour aboutir à des valeurs « standards » de référence. Pour conduire ce travail d'amélioration, il est nécessaire dans chaque secteur de produits de :

- (i) Valider la nomenclature d'aliments et s'assurer que les produits référents dans Agribalyse permettent de décrire les grands types de produits au sein du secteur.
- (ii) Caractériser les principaux facteurs expliquant la variabilité des impacts au sein de chaque type d'aliments.
- (iii) Pour chacun de ces facteurs de variabilité, valider la liste des modalités identifiées et prise en compte pour le calcul de la valeur « moyenne » (par exemple : transport par camion, bateau, avion).
- (iv) Pour chacune de ces modalités, valider les inventaires.

Encadré 2

La création de la base de données Agribalyse 3.0, en donnant des valeurs de référence pour l'évaluation des impacts environnementaux des aliments, ouvre des possibilités nouvelles. Mais pour qu'elle soit parfaitement opérationnelle, des améliorations doivent être réalisées à court terme.

La plupart des rapports d'expérimentation soulignent des améliorations nécessaires de la base de données Agribalyse. Les limites sont variées, plus ou moins spécifiques des familles de produits considérées, mais l'ensemble montre bien la nature des questions posées par un affichage basé sur des données parcellaires et moyennes.

Cette prise en compte de valeurs moyennes est le facteur le plus largement critiqué. ADEPALE établit un tableau pour quelques produits qui met en évidence des écarts proche de 10% entre l'utilisation d'Agribalyse et des données plus fines issues de leur propre expérimentation. Cela montre que la prise en compte du procédé est faible dans Agribalyse, voire impossible pour certaines méthodes de transformation. Cela montre aussi que la question de l'emballage est traitée dans cette base de données de façon incomplète. Le fait de prendre en compte des valeurs moyennes lisse les voies alternatives possibles de transformation. Le stockage à domicile ou dans les étapes intermédiaires n'est pas pris en compte (produit surgelé par exemple).

La question de la prise en compte de la variabilité de l'étape de production agricole est également posée puisque pour le moment les valeurs d'Agribalyse des 2500 produits alimentaires sont déterminées sur la base d'une production moyenne française. Des valeurs spécifiques par système de production sont disponibles dans la base Agribalyse « production agricole » mais elles ne sont pour le moment pas utilisées et mériteraient sûrement d'être affinées.

La faiblesse de prise en compte des flux (eau, matière première, existence de valorisation de coproduits ou non) est pénalisante également dans le cas du seul usage d'Agribalyse. La spécificité de certaines voies technologiques est également identifiée (ATLA notamment pour la prise en compte des rendements fromagers que Agribalyse ne fait pas). Yukon établit par comparaison les limites dans Agribalyse de la prise en compte de fonctions de transport d'ingrédients pour des produits formulés, ou des avantages marqués ou non de choisir d'autres bases et de combiner des bases de données variées face à une situation (un aliment, son procédé et son emballage).

Finalement le facteur limitant qui ressort en synthèse est la limite d'usage de la situation réelle considérée en prenant en compte une base comme Agribalyse dont l'amélioration constitue alors un enjeu. D'une manière générale, les expérimentations filières (interbev, Atla...) soulignent des manques de précisions et de représentation de la diversité des réalités industrielles de ces filières. Les expérimentations portant sur l'aval

soulignent aussi des manques au sein d'Agribalyse quant à toutes les opérations de cet aval souvent moyennées de manière très simplifiée (Intermarché par exemple).

Face à la diversité des productions alimentaires, les 2500 références modèle qui constituent Agribalyse posent enfin la question de comment est défini une proximité avec une situation nouvelle et quel exemple présent dans Agribalyse est pris comme référence.

- Le développement d'un (de) logiciel(s) pour le calcul des valeurs semi-spécifiques et la mise en place d'une plateforme sécurisée pour la centralisation des évaluations

Adossé à Agribalyse, le développement d'outils informatiques permettant d'ajuster les valeurs de référence d'Agribalyse en fonction des produits évalués devrait réduire les coûts pour les différents types d'acteurs et ainsi faciliter le déploiement de l'affichage environnemental.

Pour les productions agricoles ces outils existent, la plateforme INRAE-CIRAD MEANS (www.inrae.fr/means) permet à l'utilisateur de décrire finement son système de production et de créer des données d'ACV. A travers le logiciel MEANS-InOut un utilisateur obtiendra des résultats qui sont automatiquement en conformité avec les choix méthodologiques d'ACV (sur la définition du système, l'allocation des impacts, les modèles d'estimation des émissions de polluants) décidés dans le cadre Agribalyse. Pour le trajet produit à la sortie de la ferme – produit alimentaire un tel outil n'existe pas encore.

Un logiciel pourrait ainsi permettre à un utilisateur soit de retenir une valeur générique donnée par défaut (par exemple une recette moyenne), soit de modifier cette valeur générique et cela (i) sur la base de listes de valeurs préétablies (par exemple, différentes recettes-types) ou (ii) des valeurs propres établies par l'utilisateur (la vraie recette).

Les travaux conduits dans certains projets donnent des exemples des modalités possibles.

Pour l'option 2, l'un des aspects les plus importants pour un affichage semi-spécifique est de préciser les recettes des produits alimentaires. Dans une catégorie de produit donnée, la recette est en effet souvent l'un des éléments déterminants de l'impact. La véritable recette et les proportions des ingrédients ne sont généralement connues que de l'entreprise, mais certaines obligations d'affichage sur les emballages permettent de préciser les résultats : la liste des ingrédients est ordonnée selon des proportions décroissantes et les valeurs nutritionnelles du produit sont déterminées par les teneurs en nutriment des ingrédients. À partir des valeurs d'impacts des ingrédients et des contraintes présentes sur l'emballage, l'utilisation d'approches probabilistes permet de calculer une valeur semi-spécifique pour le produit, plus en accord avec sa véritable recette. INRAE a développé et mis à disposition de tous un outil en ce sens (Coste et Helias, 2021).

Une plateforme pourrait aussi jouer un rôle important pour l'échange des données entre les divers types d'acteurs, sous réserve de garanties en matière de confidentialité des données de base. Les résultats des évaluations, et donc les valeurs retenues au final pour l'affichage, seraient publiques. Toutes les démarches développées par quelque acteur que ce soit pour l'affichage d'un produit donné devrait utiliser l'évaluation déposée sur cette plateforme.

- Une gouvernance claire pour le déploiement de l'affichage.

Enfin, la possibilité de déployer l'affichage environnemental à un horizon à définir par les pouvoirs publics suppose de fixer des objectifs et des échéances claires :

- La révision et l'amélioration de la base de données Agribalyse sur la base des apports des organisations professionnelles des divers secteurs alimentaires. L'objectif serait de disposer de valeurs de références validées collectivement pour les 2500 produits de la base (et éventuellement de quelques autres pour assurer une adéquation entre produits-référents et produits du marché).
- Le développement des outils informatiques pour faciliter les évaluations de niveau 2 et 3.
- La mise en place de la plateforme de centralisation des données retenues pour l'affichage et on mode de gouvernance (méthodologie d'évaluation, gestion de la confidentialité...).

Section 3

Quelles méthodes pour l'évaluation des impacts environnementaux des produits alimentaires ?

Approche de référence à l'international, avec un cadre normé (Finkbeiner et al. 2006), l'ACV est la méthode la plus utilisée pour l'évaluation environnementale des systèmes agricoles et des produits alimentaires (Poore and Nemecek 2018). Elle est donc en toute logique au cœur de l'initiative d'affichage environnemental.

Pour l'affichage des impacts environnementaux des produits de consommation, la Commission Européenne a proposé la méthode Environmental Footprint (EF, Empreinte environnementale, actuellement dans sa version 3). Cette méthode a été développée dans le cadre de la méthodologie Product Environmental Footprint (PEF, empreinte environnementale des produits) de la Commission Européenne. Le PEF, basé sur l'ACV, est recommandé au niveau de l'Union Européenne pour la quantification des impacts environnementaux de produits (biens et services) (<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EnvironmentalFootprint.html>). La méthodologie EF actuelle est le résultat d'un travail mené à l'échelle européenne par de nombreux acteurs académiques et économiques sur la dernière décennie.

Ce cadre de référence PEF, comme toute démarche s'appuyant sur l'avancée progressive des connaissances, connaît cependant certaines limites. Elles sont connues et font l'objet de travaux de recherche pour les dépasser. Certains points restent en débats : méthodes de pondération, modes d'allocation des impacts des coproduits, choix des unités fonctionnelle... Le cadre ACV est parfois aussi contesté au titre qu'il pénaliserait les systèmes extensifs parce qu'il prendrait mal en compte certains de leurs bénéfices environnementaux.

L'objectif de ce chapitre est de rappeler les bases du cadre de référence actuellement utilisé pour rendre compte des impacts environnementaux des produits alimentaires, puis de discuter les voies d'amélioration possibles, à court et à moyen termes, en vue de dépasser certaines limites souvent débattues au sein de la communauté scientifique dans la perspective opérationnelle de mise en place d'un affichage environnemental.

1. L'analyse du cycle de vie

L'ACV évalue l'impact environnemental d'un produit en considérant toutes les étapes de son cycle de vie, du début (extraction des matières premières), via sa production et son utilisation jusqu'à sa mise en déchet ou recyclage (EC-JRC 2010). Elle est construite sur deux étapes principales :

- La méthode quantifie les émissions de polluants et les utilisations de ressources pour toutes les étapes du cycle de vie du produit pour établir un inventaire de cycle de vie (ICV). Ce cycle de vie se compose de l'obtention et de la fabrication de toutes les commodités et de tous les produits intermédiaires nécessaires, avec un objectif d'exhaustivité. Pour cela, des bases de données d'ICV comme Agribalyse sont indispensables afin de représenter la complexité des systèmes étudiés.
- Les émissions de polluants et les utilisations de ressources des ICV sont ensuite regroupées en un nombre limité d'indicateurs d'impacts environnementaux, l'analyse d'impact du cycle de vie (AICV). Cette agrégation se fait en multipliant les quantités de l'ICV par des « facteurs de caractérisation ». Chaque facteur de caractérisation associe une substance à un impact (une substance peut bien évidemment avoir plusieurs facteurs de caractérisation si elle joue un rôle pour plusieurs impacts). L'utilisation d'un ensemble d'indicateurs permet une évaluation environnementale multicritère des produits. De par son caractère multicritère, l'ACV permet de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution. Il sera possible, par exemple, d'observer que le passage d'un système de production de porc sur caillebotis vers un système de production sur paille permet de réduire l'impact eutrophisation (dû notamment aux émissions de nitrate et ammoniac), mais au prix d'une augmentation de l'impact changement

climatique, dû à une émission accrue du protoxyde d'azote, un gaz à effet de serre puissant (Basset-Mens et van der Werf, 2005).

Deux types d'indicateurs sont distingués : « midpoint » (point intermédiaire) et « endpoint » (point final). Les indicateurs endpoint considèrent la totalité du chemin d'impact, c'est-à-dire de l'ensemble des processus environnementaux allant de l'émission de la substance polluante jusqu'à son impact final sur la santé humaine, les écosystèmes ou les ressources. Les indicateurs midpoint ne vont pas jusqu'au bout du chemin d'impact, ils regroupent toutes les substances ou utilisations de ressources qui contribuent à un même impact. Par exemple l'indicateur mid-point pour l'impact changement climatique agrège tous les gaz à effet de serre, en les exprimant en équivalents CO₂. L'indicateur endpoint correspondant ira plus loin dans la représentation, avec un résultat exprimé en nombre d'années de vie perdues pour l'Homme ou en nombre d'espèces disparues dans les écosystèmes. Cependant, aller plus en avant dans la représentation des relations causes-conséquences nécessite une modélisation plus complexe et potentiellement moins robuste.

La méthodologie ACV est principalement basée sur des démarches et connaissances scientifiques, qui permettent de choisir ou créer les modèles d'émissions de polluants et d'utilisations de ressources, et de générer les facteurs de caractérisation permettant le calcul des impacts. Une importante communauté scientifique internationale travaille sur l'ACV, ce qui permet une amélioration continue des méthodes. Les choix méthodologiques se basent souvent sur des consensus élaborés par d'autres communautés scientifiques, tels que le GIEC pour le climat, ou l'IPBES pour la biodiversité.

2. Le « Product Environmental Footprint » de la Commission Européenne

Cette méthode fournit 16 indicateurs midpoint (Fazio et al. 2018) :

- (1) Le **changement climatique**, les facteurs de caractérisation associés sont ceux proposés par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Myhre et al. 2013),
- (2) La **destruction de la couche d'ozone**, selon les valeurs de l'organisation météorologique mondiale (WMO 1999),
- Les effets (3) **cancérigènes** et (4) **non cancérigènes** pour la toxicité humaine, de même que (5) **l'écotoxicité** des eaux douces, ces trois impacts sont représentés selon le modèle consensuel USEtox (Rosenbaum et al. 2008) avec quelques adaptations (Saouter et al. 2020),
- Les problèmes respiratoires liés aux (6) pollutions aux **particules**, caractérisées par le modèle recommandé par la Life Cycle Initiative (Frischknecht et Jolliet 2016) et (7) les **pollutions à l'ozone** selon les modèles utilisés dans la méthode ReCiPe (Huijbregts et al. 2017),
- (8) Les rayonnements ionisants liés à la **radioactivité** qui auront des conséquences sur la santé humaine et les écosystèmes (Frischknecht et al. 2000),
- (9) L'**acidification** des milieux et (10) l'**eutrophisation terrestre** selon le modèle des dépassements cumulés (Posch et al. 2008),
- (11) les **eutrophisations eau douce** et (12) **marine** selon les modèles utilisés dans la méthode ReCiPe (Huijbregts et al. 2017),
- (13) L'**usage et la transformation des terres** à travers un indice de qualité des sols (Bos et al. 2016)
- (14) Les ressources en **eau**, avec l'approche recommandée par la Life Cycle Initiative (Frischknecht et Jolliet 2016),
- Les ressources (15) **énergétiques** et (16) **minérales et métalliques**, selon le modèle des épuisements potentiels des ressources abiotiques (Guinée et Heijungs 1995).

D'autres méthodes d'analyse d'impact existent, avec des variations dans les hypothèses, les façons de définir les impacts et de les agréger (comme par exemple Huijbregts et al. (2017); Bulle et al. (2019); Verones et al. (2020)). Elles résultent de la dynamique et des avancées scientifiques dans le domaine,

mais la méthode Environmental Footprint apporte une approche consensuelle et validée à l'échelle européenne. Elle a donc toute sa légitimité pour un affichage environnemental en France. Une méthode consensuelle à l'échelle internationale est en cours de constructions (Global Life Cycle Impact Assessment Method, GLAM⁸), avec des indicateurs endpoint et des démarches d'agrégations différentes. Elle ne sera cependant pas opérationnelle avant plusieurs années et la méthode Environmental Footprint en reprend déjà certains éléments disponibles.

3. Des questions tranchées dans le cadre du PEF... mais qui restent débattues

3.1. Les méthodes d'allocation

Dans les systèmes agroalimentaires certains processus sont multifonctionnels : ils ont plusieurs co-produits, par exemple du lait, des vaches de réforme et des veaux pour la production laitière ou bien du tourteau et de l'huile pour la transformation du colza. Dans un tel cas, il faut décider comment affecter, ou « allouer », dans le jargon ACV, les impacts environnementaux à chaque co-produit. Selon les normes ISO de l'ACV (ISO, 2006a, ISO 2006b), il faut d'abord tenter d'éviter cette allocation. Cela peut se faire en divisant les processus en question en plusieurs sous-processus. Ceci est néanmoins souvent impossible, comme dans le cas de production de lait, ou d'huile de colza. Une autre façon d'éviter l'allocation consiste en une « extension du système », à travers un système dont le seul produit est équivalent à un des co-produits du système multifonctionnel, pour ensuite procéder par déduction. Cette démarche est également peu utilisée pour les systèmes agroalimentaires, la difficulté étant de trouver des produits vraiment équivalents.

Quand l'allocation est inévitable, la norme ISO indique qu'il faut allouer d'une manière qui reflète les relations physiques sous-jacentes entre les co-produits. Quand une relation physique ne peut pas être utilisée pour l'allocation, il convient d'allouer selon d'autres relations entre les co-produits.

Dans les études ACV trois méthodes d'allocation sont utilisées. L'allocation physique est basée sur une caractéristique physique commune aux co-produits (la masse, la teneur en énergie, en protéines...). L'allocation biophysique est basée sur une relation biophysique sous-jacente entre les co-produits, par exemple en se basant sur les processus physiologiques qui déterminent l'élaboration de tissus végétaux ou animaux. L'allocation économique alloue les impacts selon la valeur économique des co-produits.

Dans la base de données Agribalyse et dans d'autres bases de données ACV tels que Ecoinvent, c'est principalement l'allocation économique qui est utilisée. De la même façon, dans la littérature scientifique, en dépit du fait des règles de la norme ISO, selon lesquelles elle est le choix de dernier ressort, c'est également l'allocation économique qui est le plus souvent utilisée (van der Werf et Nguyen, 2015) ou recommandée (Wilfart et al., 2021). Cette préférence pour l'allocation économique s'explique par le fait qu'il est souvent difficile d'identifier une caractéristique physique commune aux co-produits, et parce que c'est la valeur économique des produits qui est à l'origine de la demande et qui est donc la cause du processus de production.

Pour les processus de transformation d'animaux qui ont lieu à l'abattoir et qui génèrent une dizaine de produits, Agribalyse applique une allocation économique comme préconisée par le PEF. Dans son rapport produit dans le cadre de l'expérimentation, Interbev propose une allocation biophysique pour ces processus. Là où une allocation économique alloue 80 à 95% des impacts à la viande, l'allocation biophysique alloue 48 à 52% des impacts à la viande, le reste étant alloué à des co-produits à très faibles valeurs économiques, tels que les graisses, le sang, les os, les tendons et la peau. Une telle

⁸ <https://www.lifecycleinitiative.org/activities/key-programme-areas/life-cycle-knowledge-consensus-and-platform/global-guidance-for-life-cycle-impact-assessment-indicators-and-methods-glam/>

approche réduit l'impact environnemental de la viande et augmente ceux des co-produits. Le choix du mode d'allocation a donc des effets significatifs.

Adopter une allocation physique se trouve néanmoins en décalage avec le choix prépondérant dans la littérature scientifique et la position actuelle du PEF pour lequel c'est la valeur des produits qui est le moteur des processus de production. On notera quand même que ce mode d'allocation n'a pas été retenu pour le secteur laitier, ce qui est de nature à créer des distorsions entre secteurs. Il paraît néanmoins délicat de ne pas se conformer au cadre PEF et suivre les évolutions qui se mettront en place dans ce cadre.

3.2. Choix de l'unité fonctionnelle

Selon les principes de l'ACV (ISO, 2006a ISO, 2006b), l'unité fonctionnelle est l'unité de mesure utilisée pour évaluer le ou les service(s) rendu(s) par un produit ou un service. Les apports alimentaires ayant principalement vocation à couvrir les besoins nutritionnels, il paraît donc logique que l'unité fonctionnelle utilisée pour évaluer leurs impacts environnementaux s'y rapporte.

Toutefois, le choix d'une telle unité n'est pas simple, compte tenu de la multifonctionnalité des aliments qui contribuent aux apports en de très nombreux nutriments (lipides, protéines, glucides, fibres, minéraux, oligo-éléments, vitamines...). La situation se complique encore lorsque l'on considère la diversité de chacune de ces familles de nutriments, selon par exemple la composition en acides gras des lipides (saturé/insaturé, omega6/omega3...), la composition en acides aminés des protéines et leur digestibilité, ou la biodisponibilité des minéraux. La teneur en énergie présente l'avantage d'agrèger les nutriments majeurs en une seule valeur calculée à partir des teneurs en lipides, protéines et glucides mais elle ne considère pas par exemple le rôle fonctionnel des fibres, ni les apports en vitamines, minéraux et oligoéléments. Par ailleurs, certains aliments, en particulier parmi les boissons, n'ont pas de fonction nutritionnelle bien établie mis-à-part la contribution à la couverture des besoins en eau et des apports en énergie, principalement sous la forme de sucres ou d'alcool. Tous les aliments ou groupes d'aliments ne jouent donc pas le même rôle dans l'alimentation. Certains contribuent plus aux apports de protéines, d'autres d'énergie, de minéraux, de vitamines... et c'est leur combinaison qui permet d'assurer des apports nutritionnels adéquats.

Cette difficulté à définir une unité fonctionnelle en relation avec la fonction d'apport en nutriments des aliments a généralement conduit à privilégier, comme c'est le cas dans la base de données Agribalyse, un mode d'expression relatif au poids (pour 1 kg ou 100 g). C'est également la démarche qui a été retenue pour le calcul du NutriScore qui est exprimé pour 100 g de produit. Toutefois, cette approche peut induire des biais dans le classement relatif des aliments au regard de leur impact environnemental. Ainsi des aliments présentant une faible densité en nutriments, par exemple du fait d'une teneur en eau plus élevée, auront un impact environnemental faible exprimé par kg mais devront être consommés en quantité plus importante pour assurer les mêmes apports nutritionnels que des aliments plus concentrés, affectant ainsi l'impact d'une portion.

Ceci est illustré à la Figure 3 à partir des données d'Agribalyse, pour les produits laitiers (A), et pour les légumes, légumineuses et féculents (B). Exprimé pour 100 g de produit l'impact agrégé PEF évalué par ACV est beaucoup plus élevé (x 4) pour les fromages que pour le lait, alors que lorsqu'il est exprimé relativement à la quantité de matière sèche ou à l'apport d'énergie ou de protéines, ou par portion, ces différents produits laitiers ont des impacts très voisins. Dans l'exemple des produits végétaux (B) les légumineuses se distinguent par les impacts les plus faibles quel que soit le mode d'expression. Les légumes verts, riches en eau, sont favorisés (i.e. impact PEF plus faible) lorsque l'impact est exprimé relativement au poids, alors que les pâtes, le riz ou les pommes de terre, sont favorisés lorsque les impacts sont exprimés relativement aux apports d'énergie. En plus des différences de teneur en eau, ceci révèle aussi des fonctions différentes de ces différents aliments : principalement l'apport de fibres

et de vitamines pour les légumes verts, l'apport d'énergie pour les pâtes, le riz et les pommes de terre et l'apport de protéines pour les légumineuses.

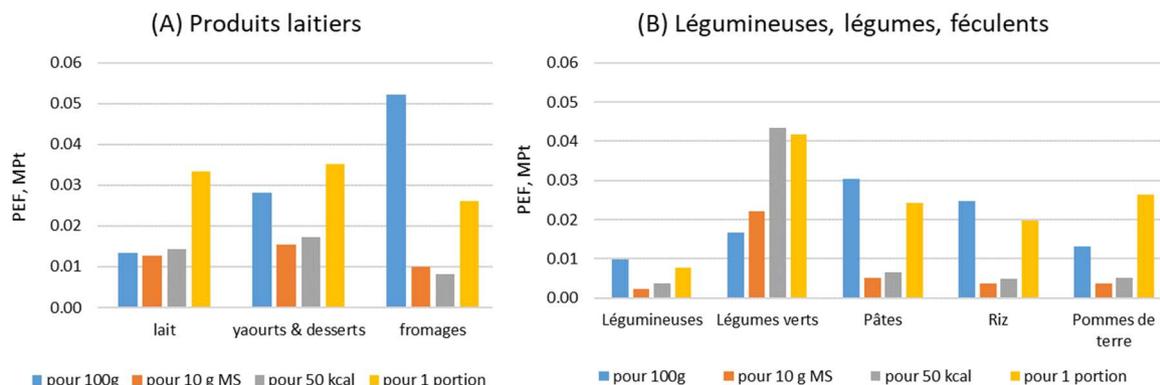


Figure 3. Influence du mode d'expression de l'impact environnemental (PEF, MPt) (A) pour les produits laitiers (vache) et (B) pour les légumes, légumineuses et féculents (données issues de la base Agribalyse).

Le même type de résultats est obtenu sur une plus large gamme d'aliments (140 au total) évalués dans le programme ANR Agralid (Pernollet et al., 2017 ; Dourmad et al., 2019). Les impacts moyens sont calculés par catégories d'aliments selon différentes unités fonctionnelles (poids, énergie, protéines) et exprimés relativement à l'impact d'un menu moyen représentatif du menu Inca2 exprimé de la même manière dans la même unité (référence =1) (voir Figure 4).

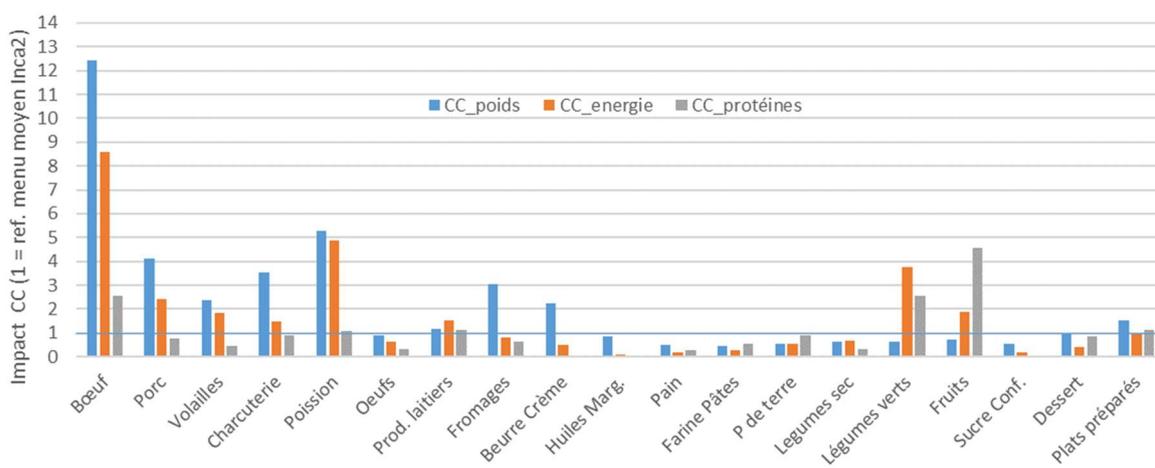


Figure 4. Influence du mode d'expression de l'impact environnemental changement climatique de différents aliments (140 aliments au total) par catégories, selon différentes unités fonctionnelles. Les valeurs sont exprimées relativement à un menu moyen (Inca2) pour un même apport en quantité, en énergie ou en protéines (adapté d'après Pernollet et al., 2017 et Dourmad et al., 2019).

Il apparaît clairement que le choix de l'unité fonctionnelle influence la plage de variation des impacts entre aliments (plus large sur une base pondérale) et également la hiérarchie entre les différentes catégories d'aliments. Ainsi, pour les produits animaux, le mode d'expression relatif à la quantité de protéines est plus favorable que celui relatif à l'énergie et surtout au poids, ce qui s'explique assez bien par l'importance de ces aliments à la fourniture de protéines. A l'inverse, les matières grasses et les sucres et confitures qui apportent essentiellement de l'énergie présentent des impacts relatifs plus faibles avec l'énergie comme unité fonctionnelle, mais ils ne peuvent pas être évalués relativement aux protéines.

Ces différents éléments confirment bien que l'utilisation d'une unité fonctionnelle intégrée « représentative » de la multi-fonctionnalité des aliments serait intéressante, mais reste difficile à mettre en œuvre. Ces dernières années, la recherche a été très active sur ce sujet. De nombreux travaux rapportés dans les synthèses de Heller et al. (2013), Hallström et al. (2018) et Mc Auliffe et al. (2020) ont été consacrés à l'étude d'indicateurs ou de scores nutritionnels permettant de combiner l'évaluation environnementale et nutritionnelle des aliments, des repas et des régimes. Heller et al. (2013) soulignaient l'importance d'adapter le choix de l'unité fonctionnelle en fonction du domaine d'application en recommandant d'utiliser des unités agrégées lorsqu'il s'agissait d'évaluer des aliments des repas ou des régimes alimentaires, mais sans y apporter de solution opérationnelle (Figure 5).

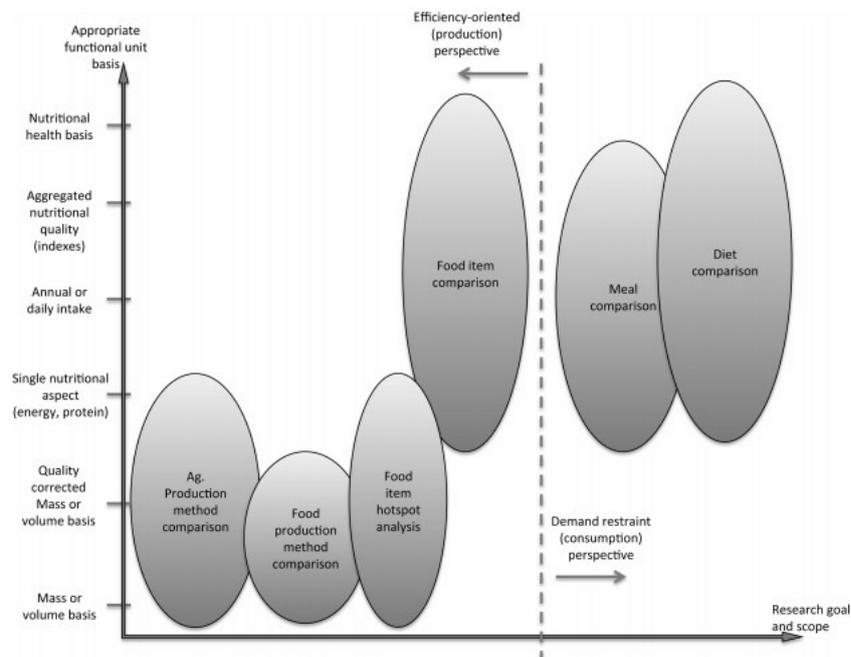


Figure 5. Représentation conceptuelle indiquant les unités fonctionnelles les plus appropriées selon le domaine d'application (d'après la synthèse Heller et al., 2013)

McAuliffe et al. (2020) ont répertorié 16 publications internationales dans lesquelles différentes unités fonctionnelles relatives à la valeur nutritionnelle ont été comparées. Les trois unités les plus fréquemment rencontrées dans ces études sont la quantité d'énergie, la quantité de protéines et le poids. Toutefois plusieurs études explorent également des unités fonctionnelles plus intégratives sous la forme de « scores de densité nutritionnelle ». Masset et al. (2015) ont ainsi étudié les relations entre la qualité nutritionnelle évaluée par le critère SAIN/LIM, le prix et l'impact environnemental changement climatique (CC) de 402 aliments selon deux unités fonctionnelles : le poids (100 g) et l'énergie (100 kcal). Selon leurs résultats, avec le poids comme unité fonctionnelle les aliments à faible coût (pour 100 g) présentaient un impact CC plus faible et étaient plus sains, alors qu'avec l'énergie comme unité fonctionnelle la qualité nutritionnelle tendait à être plus faible pour les aliments les moins coûteux (pour 100 kcal). Finalement, ces auteurs concluaient qu'aucune de ces deux unités n'était vraiment satisfaisante pour identifier les aliments les plus durables (conciliant prix, qualité et environnement) et que des unités fonctionnelles plus représentatives de la qualité nutritionnelle mériteraient d'être explorées. Dans leur synthèse Hallstrom et al (2018) on fait un inventaire détaillé des différentes études (24 au total) utilisant un index de qualité nutritionnelle pour évaluer la durabilité des aliments. Ils ont ainsi identifié deux groupes « scores de qualité » et quatre méthodes pour combiner ces scores avec l'évaluation environnementale, mais aucune de ces méthodes ne se référait directement à la problématique de l'affichage environnemental.

Dans le cadre de l'Expérimentation, plusieurs membres des instituts techniques des industries alimentaires ont publié dans les cahiers de l'IFIP une note sur les unités fonctionnelles pour l'affichage (Nassy et al., 2021). Ils soulignent les limites de l'utilisation de l'unité fonctionnelle massive, notamment en ce qui concerne la teneur en eau très différente d'un produit à un autre. Si aucune unité fonctionnelle universelle n'est retenue, ils proposent cinq unités fonctionnelles différentes, ainsi qu'une segmentation des produits alimentaires en neuf familles de produits. Pour chaque famille de produits, l'unité fonctionnelle qui reflète au mieux la fonction principale de la famille est recommandée. L'intérêt de cette approche est évident et la démarche pertinente. Son inconvénient cependant est que sa mise en œuvre rend impossible les comparaisons entre des aliments de différentes catégories ou familles de produits. Comme indiqué dans ce rapport, le CS est d'avis que pour inciter à des changements pertinents et d'ampleur qui soient à la hauteur des enjeux environnementaux, l'affichage doit apporter des informations permettant de comparer les produits au sein des catégories d'aliments et entre catégories d'aliments. Une unité fonctionnelle massive reste alors le meilleur compromis.

Conclusion

L'analyse de la bibliographie confirme que le choix de l'unité fonctionnelle pour exprimer les impacts environnementaux dans la perspective de l'affichage environnemental des produits alimentaires est importante, puisqu'elle peut affecter la variabilité des données et le classement individuel des aliments intra catégorie ou entre catégories. L'utilisation de la masse comme unité fonctionnelle est le choix le plus fréquent dans la bibliographie. Il présente l'avantage d'être très facile à mettre en œuvre, mais cette approche peut induire des biais, en particulier en relation avec la teneur en eau des produits. L'utilisation comme unité fonctionnelle de la quantité d'énergie ou de la quantité de protéines a aussi beaucoup été étudiée dans la bibliographie. Elle est intéressante mais présente l'inconvénient de trop privilégier une seule « fonction nutritionnelle » risquant ainsi de favoriser les aliments les plus concentrés pour cette fonction. Par ailleurs, certains aliments comme les légumes verts (riches en fibres et en eau) ou les matières grasses ou les sucres (très pauvres en protéines) sont difficilement évaluables avec ces unités. L'utilisation de la quantité de matière sèche comme proxy de la somme des nutriments (lipides, protéines, glucides, fibres, minéraux) en leur donnant à tous une importance équivalente, pourrait être une alternative intéressante, mais elle a peu été considérée dans la bibliographie. L'utilisation d'index ou de scores nutritionnels a beaucoup été étudiée au cours de ces dernières années avec des approches et des finalités très variables. Elle paraît prometteuse mais ne semble pas encore complètement opérationnelle pour le moment. En raison de sa simplicité et de sa capacité à comparer les produits au sein et entre les catégories, la masse comme unité fonctionnelle apparaît donc pour le moment comme le meilleur compromis.

3.3. ACV, produits certifiés et systèmes extensifs

Le constat a été fait que la méthodologie et les études actuelles d'ACV, telles qu'elles sont parfois conduites, ont tendance à favoriser les systèmes agricoles intensifs utilisant beaucoup d'intrants et à donner une image inexacte des systèmes agroécologiques moins intensifs tels que l'agriculture biologique (van der Werf et al., 2020). Ceci est dû en partie à l'approche prédominante de l'utilisation l'ACV, qui se focalise sur la fonction productive des systèmes agricoles, sans nécessairement prendre en compte les autres fonctions des systèmes agricoles, et en partie parce que les études ACV prenaient par le passé rarement en compte les aspects que l'agroécologie vise à améliorer (effets des pesticides, érosion de la biodiversité, dégradation des terres). Cela pose notamment problème quand on utilise l'ACV pour comparer des systèmes de production de niveaux d'intensification différents, comme lors d'une comparaison de systèmes conventionnels à des systèmes en agriculture biologique, qui ont des rendements moins élevés, mais qui offrent d'autres avantages.

Cela dit, est-ce que l'ACV est « par nature » défavorable aux systèmes extensifs et favorable aux systèmes plus intensifs ? Peut-on « rendre justice » aux systèmes extensifs en restant dans le cadre de l'ACV ?

3.3.1. Empreinte carbone des produits certifiés (à partir de note de Valentin Bellassen)

Empreinte carbone « brute » : pas de différence importante

La mesure la plus courante de l'impact climatique d'un produit alimentaire est l'empreinte carbone « brute » - c'est-à-dire les seules émissions de gaz à effet de serre, sans prise en compte du stockage de carbone par la biomasse et les sols – exprimée par tonne de produit. Sur cette mesure, les produits certifiés – issus de l'agriculture biologique ou indications géographiques – ne se distinguent pas substantiellement de leurs équivalents conventionnels (Bellassen et al., 2021b ; Clark and Tilman, 2017 ; Meier et al., 2015 ; Tuomisto et al., 2012). Deux forces opposées se compensent. D'une part, les émissions par hectare sont plus faibles pour les produits certifiés. C'est notamment lié à l'absence ou la moindre utilisation d'engrais minéraux ainsi qu'à des fourrages plus sobres, avec une part d'herbe plus importante. D'autre part, les rendements sont également de plus faibles, de 20 à 35 % en agriculture biologique (Bellassen et al., 2021b ; Ponisio et al., 2015 ; Seufert et al., 2012) et 5 à 20 % pour les indications géographiques (Bellassen et al., 2021b). En utilisant une méthode homogène, réduisant ainsi le bruit lié à l'hétérogénéité des méthodes, Bellassen et al. (2021b) montrent que les produits végétaux issus de l'agriculture biologique ont un impact médian par unité de produit modestement (16 %) mais significativement plus faible que leurs équivalents conventionnels. Pour les produits végétaux en effet, la baisse de rendement est plus que compensée par l'absence d'engrais minéraux. Les émissions de gaz à effet de serre par hectare de ferme sont par contre nettement inférieures pour les produits sous signe de qualité.

Empreinte carbone « nette » de l'agriculture biologique : une différence substantielle, à confirmer

Les résultats précédents présentent toutefois plusieurs limites, et notamment la non-prise en compte du stockage de carbone dans le sol et la biomasse. Cette composante est complexe à prendre en compte du fait de sa dynamique temporelle, mais elle peut faire pencher la balance, notamment pour les productions animales où la différence entre prairie et culture fourragère est importante. Quand on prend en compte ce stockage, les émissions nettes du lait issu de l'agriculture biologique deviennent alors de 30 % inférieures au lait conventionnel (Lambotte et al., 2021). Toutefois, les moindres rendements de l'agriculture biologique, intermédiés par les marchés mondiaux, pourraient également entraîner de la déforestation et donc du déstockage de carbone. C'est ce qu'on dénomme « changements d'usage des terres indirects ». Prendre en compte cet effet dans une ACV ne va pas de soi car il dépend au moins autant de la politique d'aménagement du territoire des pays où la déforestation se produit que du comportement des producteurs et consommateurs de produits bio. Quand on le prend en compte, l'avantage du lait bio se réduit à environ 10 %. Quand on ne prend en compte que cet effet indirect et pas le stockage direct dans les exploitations en agriculture biologique, le calcul tourne à l'avantage des productions conventionnelles (Bellora and Bureau, 2016 ; Searchinger et al., 2018).

3.3.2. Systèmes d'élevage intensifs/extensifs

En matière de production de viande bovine, les systèmes d'élevage de type « Feedlots » sont souvent mentionnés pour montrer l'inadéquation de l'ACV qui systématiquement démontrerait que ces systèmes très intensifs sont plus performants que de systèmes extensifs basés sur une alimentation à base de prairies permanentes.

En fait les feedlots ne sont pas un mode de production utilisé en France et très peu de viande consommée en France provient de ces systèmes d'élevage. Pour vérifier si l'ACV met en avant la viande bovine issue des feedlots, on peut toutefois examiner la World Food LCA Database qui représente diverses productions agricoles à travers le monde. Les données sont alors disponibles pour sept pays. La comparaison des résultats pays par pays entre les systèmes « prairie » et les systèmes « feedlot », et en utilisant la méthode ACV recommandée à l'échelle européenne (EF 3.0), est donnée dans la Figure 6.

On peut noter que le système feedlot américain est performant par rapport aux agricultures d'autres pays, mais le système prairie américaine l'est encore plus. Pour cinq pays sur sept, le système prairie est mieux et c'est le cas pour les deux pays européens (Allemagne, impact réduit de 33% et Grande-Bretagne, impact réduit de 32%). C'est seulement véritablement pour la Chine que les résultats ACV montrent un désavantage du système prairie. En moyenne, le système prairie est mieux de 18%. L'ACV ne montre pas un avantage du feedlot.

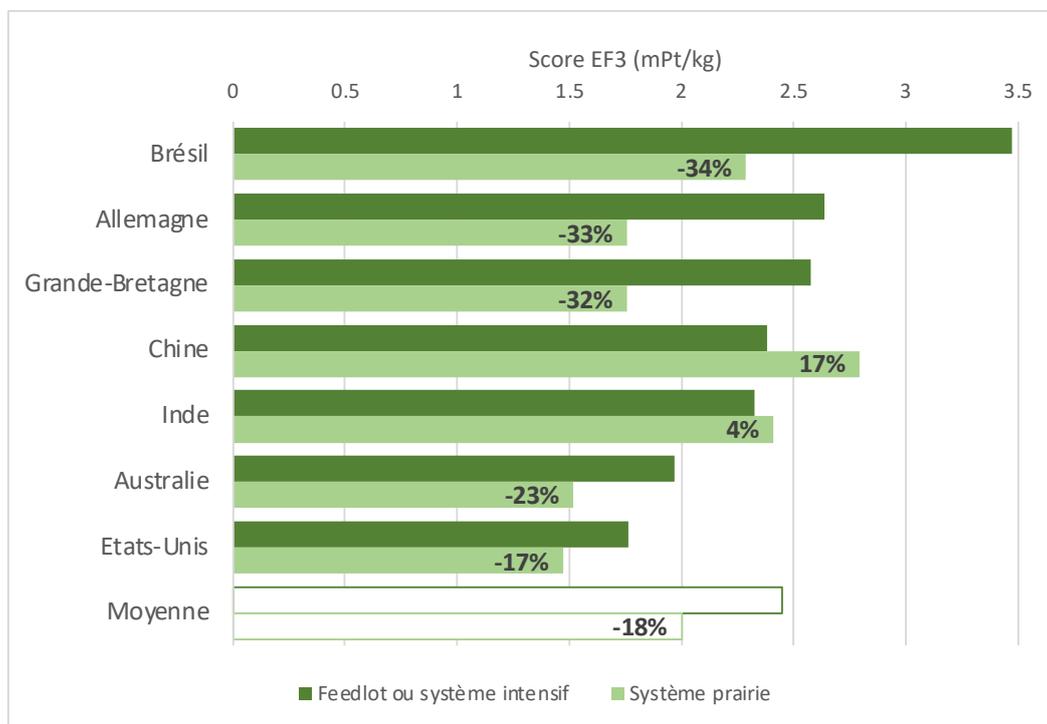


Figure 6. Comparaison des systèmes intensifs de type feedlot and extensifs basés sur prairies permanentes dans différents pays. Source : World Food LCA Database.

Si on considère plus particulièrement les données françaises, on peut s'appuyer sur le rapport d'Interbev qui examine le classement de différents systèmes d'élevage, à partir des données d'Agribalyse et en introduisant des modifications au sein du cadre ACV (Figure 7).

Il ressort que la prise en compte d'une dimension de biodiversité (indicateur Knudsen, son usage et notamment la valeur de normalisation utilisée reste cependant entaché d'incertitude, ainsi qu'une modification de la pondération du PEF) permet d'obtenir un score PEF pour les systèmes d'élevage français sensiblement inférieur à celui du système feedlot. En fait, à impact inchangé de l'indicateur climat (axe vertical du graphique), la prise en compte de la dimension de biodiversité rééquilibre les évaluations et se traduit par un score PEF corrigé inférieur pour les systèmes moins intensifs. On le voit sur cet exemple, le cadre ACV n'interdit pas un classement plus favorable des systèmes extensifs, dès lors que les effets associés à ces systèmes (biodiversité ici) sont plus pleinement pris en compte (on n'a pas pu, sur ces données, dissocier l'effet biodiversité et l'effet changement de pondération du PEF).

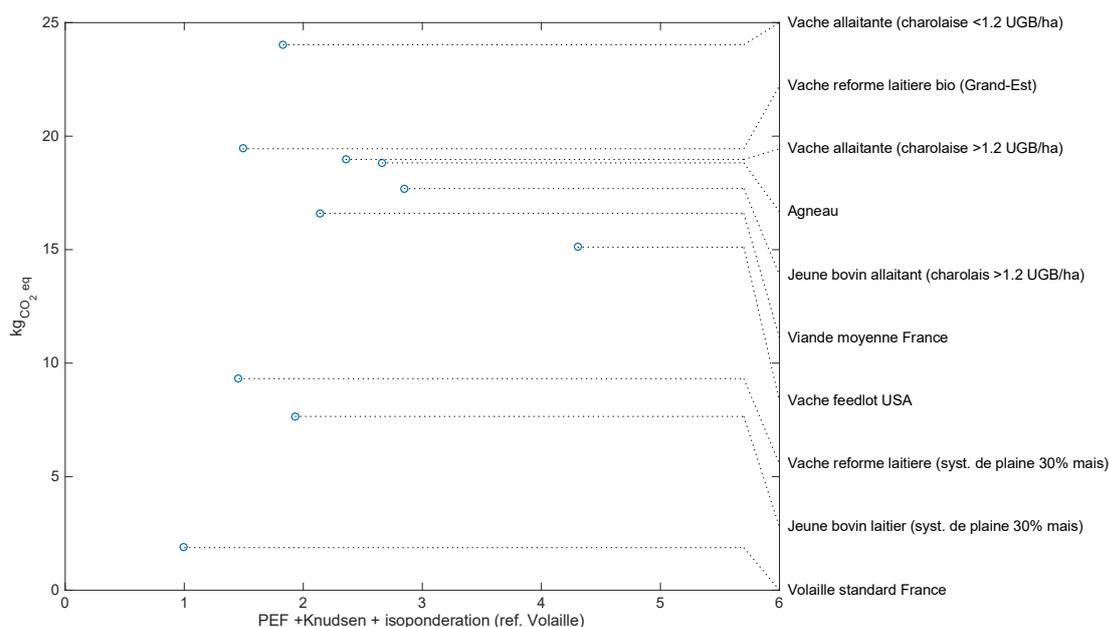


Figure 7. Indicateur climat et score PEF (avec correctifs biodiversité et stockage du carbone) pour différents systèmes d'élevage (avec le PEF volaille comme base de référence). Source des données : Rapport de Projet Interbev (Expérimentation de l'affichage environnemental).

Dans cette perspective, la question de la prise en compte du stockage du carbone dans les sols est importante. Il est important de bien différencier les processus de stockage/destockage et l'existence (ou la non-existence) d'un stock. L'ACV est une approche qui s'intéresse aux flux. Ainsi vont être comptabilisés les flux de déstockage (émission de CO₂ après une combustion de carburant fossile, perte de carbone du sol après un retournement d'une prairie...) et les flux de stockage (fixation du carbone par la photosynthèse, augmentation du carbone du sol par la mise en place d'une prairie). Ces flux sont pris en compte en ACV. L'absence de données quantifiées au niveau français pour ces processus de stockage dans les sols dans Agribalyse a été identifiée par le CS, ainsi que plusieurs des projets menés par les parties prenantes. On verra dans les sections suivantes les solutions pour corriger cela grâce aux valeurs de l'étude 4/1000.

De même, se pose la question des modalités de prise en compte de la biodiversité. La principale finalité de l'ACV est de regarder les conséquences sur les écosystèmes des activités humaines et la préservation de la biodiversité est un enjeu majeur pour l'ACV. Des cinq drivers de l'érosion de la biodiversité, l'ACV en représente actuellement déjà trois : le réchauffement climatique, les pollutions et les changements d'usage des terres. L'ACV permet de montrer l'intérêt d'une prairie par rapport à une culture annuelle (de l'ordre de 30% mieux dans le référentiel européen). Deux drivers ne sont pas encore véritablement représentés en ACV : les espèces invasives et la surexploitation (principalement par la surpêche). Par ailleurs, comme on le verra plus loin, les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité à la parcelle restent encore mal appréhendés. Il y a là aussi un enjeu important.

3.3.3. Autres dimensions environnementales

Utilisation de la terre

Parce qu'elles ont des rendements plus faibles, les productions certifiées mobilisent nécessairement plus de terre par unité de produit. Et à la différence des émissions de gaz à effet de serre, la prise en compte du caractère plus végétal du régime des consommateurs de produits issus de l'agriculture

biologique ne suffit pas à contrebalancer les moindres rendements au niveau du régime alimentaire (Baudry et al., 2019; Lacour et al., 2018; Treu et al., 2017). Notons que si l'on s'intéresse au produit fini, la qualité des productions certifiées peut partiellement compenser les moindres rendements. Ainsi, le lait à Comté, plus fromageable que le lait conventionnel, permet au Comté de ne nécessiter que 18 % de terre en plus que l'Emmental standard, là où le lait à Comté nécessite 42 % de terre en plus par litre (Bellassen et al., 2021b).

Consommation d'eau

En terme de consommation d'eau, principalement pour l'irrigation, les produits certifiés sont plus sobres : -28 % par hectare et -14 % par tonne (Bellassen et al., 2021a; Bodini et al., 2021). Ces résultats sont confirmés par les études centrées sur l'agriculture biologique (Guyomard, 2013; Sautereau and Benoit, 2016).

Qualité de l'eau

En terme de pollution de l'eau par l'azote, les productions certifiées utilisent ou rejettent de 25 % à 60 % de moins d'azote par hectare (Bellassen et al., 2021a; Bodini et al., 2021; Guyomard, 2013; Sautereau and Benoit, 2016). Ramené à la tonne de produit, la différence devient non-significative. En effet, malgré leur moindre utilisation d'azote minéral, les productions certifiées restent consommatrices d'azote organique et ont par ailleurs des rendements inférieurs

En termes de pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, l'agriculture biologique est assez logiquement plus performante puisqu'elle interdit généralement l'usage de produits de synthèse. Dans certaines circonstances toutefois, les produits phytosanitaires autorisés en agriculture biologique, notamment à base de cuivre, peuvent contaminer les sols et l'eau (Guyomard, 2013). Ceci soulève aussi la question des pondérations entre les impacts à court terme (produits phytosanitaires conventionnelles) et ceux à long terme (métaux lourds). Pour les autres produits certifiés, il n'existe pas d'évaluation quantifiée de la question.

Aussi la réduction de produits phytosanitaires peut être parfois « compensée » par une augmentation du travail mécanique (ex : travail du sol, desherbage thermique), ceci affectant les consommations de carburant et les émissions de gaz à effet de serre. Ceci est particulièrement identifié en production viticole⁹.

Biodiversité

Les surfaces cultivées en agriculture biologique présentent des niveaux d'abondance et de richesse spécifique de 20 % à 50 % supérieure à leurs équivalents conventionnels (Bengtsson et al., 2005; Seufert and Ramankutty, 2017; Smith et al., 2020, 2019). Toutefois, son impact global sur la biodiversité est une question complexe. D'abord du fait des moindres rendements, qui peuvent être à l'origine de déforestation sur place ou à l'étranger. Ensuite parce qu'à la différence des autres composantes environnementale, il n'y a pas d'indicateur synthétique et consensuel de la biodiversité. Comme l'illustrent les récentes controverses sur le degré de déclin de la biodiversité, le choix ou la pondération des espèces suivies pèsent lourdement sur les résultats (Desquilbet et al., 2020).

⁹ https://www.bio-conferences.org/articles/bioconf/abs/2019/04/bioconf-oiv2019_01031/bioconf-oiv2019_01031.html

<https://oeno-one.eu/article/view/783>

3.3.4. Conclusion

L'ACV est une approche qui décrit les systèmes de production, représente les chaînes de causalité entre les actions de l'homme et l'environnement, aborde les enjeux environnementaux dans leur multiplicité, impose d'argumenter scientifiquement les valeurs et les choix faits. Elle se base sur les lois de la physique, de la chimie et de la biologie. Elle oblige à être transparent et évite de s'appuyer sur des présupposés favorables ou défavorables concernant les différents systèmes agricoles

Les différents éléments présentés dans cette section montrent que (i) les produits issus de systèmes de production plus extensifs et/ou certifiés peuvent présenter fréquemment des impacts environnementaux plus favorables que les systèmes extensifs ; (ii) l'ACV peut rendre compte de ces impacts plus favorables dès lors qu'ils sont inclus dans les méthodes et bases de données utilisées (iii) l'ACV permet de positionner ces bénéfices au regard d'autres aspects : évolution des régimes alimentaires, relocalisation etc. (iv) l'ACV peut éclairer les bénéfices environnementaux locaux mais aussi les risques de transferts d'impacts via les besoins de surfaces Cette prise en compte des impacts des pratiques des systèmes agroécologiques et certifiés constitue sans aucun doute un enjeu important de l'évaluation environnementale, en particulier dans la perspective de l'affichage des produits.

C'est cet objectif qui justifie la réflexion sur les améliorations des méthodes et base de données disponibles pour la réalisation des ACV de produits alimentaires, particulièrement sur les points suivants :

- La prise en compte du stockage du carbone dans les sols,
- La question des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité,
- La caractérisation des impacts de toxicité et d'écotoxicité.

4. La prise en compte du stockage de carbone dans le sol

4.1. Pourquoi prendre en compte les stocks de carbone du sol dans le cadre de l'affichage environnemental ?

Les sols, supports des écosystèmes productifs, contiennent du carbone (C) sous forme de matières organiques. A l'échelle planétaire, le stock de C dans les sols représente entre 1500 et 2400 gigatonnes, soit 2 à 3 fois plus que le stock de C sous forme de CO₂ dans l'atmosphère. Une variation du stock de C dans les sols a donc des conséquences importantes sur les concentrations en CO₂ dans l'atmosphère, et donc sur le changement climatique.

Les stocks de C dans les sols varient en fonction des caractéristiques pédo-climatiques, mais aussi en fonction de l'occupation des sols et des pratiques agricoles. Un changement d'occupation du sol aura donc pour conséquence une baisse du stock (dans le cas d'un retournement de prairie par ex) ou une augmentation du stock (dans le cas de la mise en place d'une prairie après une période de culture), répartie sur plusieurs années voire plusieurs dizaines d'années. Pour une occupation du sol donnée le stock dépend des pratiques mises en œuvre, en particulier celles qui conditionnent les entrées de carbone, ou les sorties par minéralisation (nature des espèces présentes dans la succession, fréquence des prairies temporaires, présence ou non de cultures intermédiaires, retour au sol ou exportation des résidus de culture...).

Les produits alimentaires, via les modes d'occupation du sol qu'ils génèrent en amont, en particulier terres arables ou prairies permanentes, et les pratiques culturales associées, ont donc un impact sur les stocks de carbone qu'il est légitime de prendre en compte dans le cadre d'un affichage

environnemental. La demande de prise en compte du stockage de C dans le cadre d'un tel affichage émane notamment des filières animales à l'herbe, qui souhaitent une prise en considération du stockage de C sous prairies permanentes. Il y a également des attentes de la part des acteurs de l'agriculture biologique et de l'agriculture de conservation. Ces deux formes d'agriculture se distinguent par l'utilisation fréquente d'engrais organiques et de cultures intermédiaires, des pratiques qui sont favorables au stockage de C dans le sol. Plus largement, le maintien des stocks de C dans les sols, en particulier là où ils sont élevés, et leur augmentation par le choix de pratiques agricoles appropriées sont des leviers d'action dans la lutte contre le changement climatique et il est pertinent de les considérer.

4.2. Quelles variables mobiliser ?

Quatre variables peuvent être mobilisées pour tenir compte des stocks de C du sol et/ou de leur variation dans l'affichage environnemental des produits alimentaires :

- Le **stock de carbone du sol dans l'agroécosystème à l'origine du produit** (approche « **Carbon Land Occupation** »). En France, le stock moyen de C dans l'horizon 0-30cm est de 85 t/ha sous prairie permanente et de 52 t/ha en grande culture (Pellerin et al., 2019). On peut donc considérer qu'à un produit issu d'animaux nourris sur prairie permanente est associé un stock de carbone supérieur, et donc un impact environnemental moindre, qu'à un produit issu d'animaux nourris à partir de végétaux produits sur des terres arables (ex maïs). Cela revient à considérer que l'élevage à l'herbe permet d'éviter des émissions de CO₂ en maintenant des prairies et donc des stocks plus élevés que si ces prairies étaient retournées. Cette approche peut aussi rendre compte du fait que l'agriculture et l'élevage maintiennent un état des stocks de C plus faible qu'un écosystème naturel. La logique de cette approche « Carbon land occupation » est d'intégrer l'ensemble des stocks de carbone (sol mais aussi biomasse) associés à chaque type d'usage (culture, prairie, forêt gérée, état naturel), reflétant ainsi les conséquences différenciées des activités productives sur ces stocks.
- **L'évolution tendancielle du stock de carbone dans sol**, associé au mode d'occupation du sol, en l'absence de changement de pratiques. Les données bibliographiques montrent que la plupart des écosystèmes agricoles et forestiers ne sont pas à l'équilibre mais présentent des variations tendancielle de stock. Une synthèse récente a ainsi montré que cette variation tendancielle est négative pour les sols de grande culture (-170kgC/ha/an), légèrement positive pour les prairies permanentes (+110kgC/ha/an) et plus nettement positive pour les forêts (+240kgC/ha/an). Ces tendances sont extrêmement variables selon le contexte pédoclimatique, les pratiques et surtout l'historique d'occupation du sol des parcelles. Le stockage annuel est ainsi très élevé sous prairie implantée récemment sur un sol de grande culture (jusqu'à +750kgC/ha/an), mais beaucoup plus faible sous une prairie permanente de longue date s'approchant de l'équilibre. Une synthèse récente a conduit à revoir à la baisse les évolutions tendancielle de stock en prairie permanente auparavant mises en avant (Pellerin et al., 2019). Considérer ces évolutions tendancielle de stock dans le cadre d'un affichage environnemental est légitime puisqu'à ces variations de stocks de C du sol correspondent des flux négatifs ou positifs de CO₂ vers l'atmosphère.
- **L'évolution du stock consécutive à un changement de pratiques, sans changement du mode d'occupation du sol** (approche **Land Management Change**, LMC en anglais). Pour un même type d'occupation du sol, un changement de pratiques, s'il est pérennisé, va faire évoluer le stock de C du sol vers un nouvel équilibre. Plusieurs pratiques plus « stockantes » que les pratiques courantes actuelles ont ainsi été identifiées et leur effet sur l'évolution des stocks a été chiffré dans les conditions françaises (Pellerin et al., 2019). Il s'agit notamment de l'introduction des cultures intermédiaires, de l'épandage de nouvelles ressources organiques, de l'introduction de prairies temporaires dans les successions, de l'enherbement des cultures en rang, de l'agroforesterie et des haies. Considérer le stockage additionnel lié à la mise en œuvre de ces pratiques « stockantes » est également légitime

puisque, comme dans le cas précédent, ce stockage additionnel de C dans le sol extrait du CO₂ de l'atmosphère.

- **L'évolution du stock consécutive à un changement d'occupation du sol** (approche **Land Use Change**, LUC). Il s'agit du passage d'un type d'occupation des terres à un autre (passer de prairie à terre arable, ou de forêt à prairie). Ces changements d'occupation du sol donnent lieu à de très fortes modifications de stocks, réparties généralement sur plusieurs dizaines d'années. Le Tableau 1, issu d'une méta-analyse, indique les ordres de grandeur de ces variations de stock pour les changements d'occupation du sol les plus courants. Ces effets sont majeurs, ce qui rend légitime leur prise en compte dans le cadre d'un affichage environnemental.

Tableau 1. Variations des stocks de carbone organique du sol associées aux changements d'usage des sols : méta-analyse de Poeplau et al. 2011

Transition	Taille de l'échantillon	Durée depuis la transition (années)	Profondeur moyenne de mesure (cm)	Stockage de COS mesuré (kgC/ha/an)
Culture → Prairie	89	20	23,5	920 ± 250
		100		590 ± 110
Prairie → Culture	176	20	27,1	-2 080 ± 260
		100		-420 ± 50
Forêt → Culture	29	20	28,5	-2 310 ± 1 500
		100		-470 ± 290
Culture → Forêt	70	20	28	770 ± 360
		100		800 ± 370
Prairie → Forêt	100	20	38,9	-170 ± 250
		100		240 ± 100

4.3. Peut-on le faire dans le cadre de l'analyse du cycle de vie ?

L'ACV et la base de données Agribalyse ont été identifiées comme respectivement le cadre méthodologique et la base de données de référence pour l'affichage environnemental en France. Les stocks de C du sol des agroécosystèmes à l'origine des produits considérés (approche « land occupation ») ne sont actuellement pas pris en compte dans Agribalyse. De même les évolutions tendanciennes de stock, et les évolutions de stocks liées à des changements de pratiques, en particulier l'adoption de pratiques plus « stockantes » (approche Land Management Change), ne sont pas considérées. L'effet des changements d'occupation du sol sur les stocks de C (approche Land Use Change) est pris en compte uniquement pour les produits importés (soja, huile de palme) via les sources Ecoinvent et WFLDB utilisées pour les produits importés. Pour les productions françaises, cet effet changement d'occupation du sol n'est pas considéré en raison des difficultés d'attribution des changements d'occupation du sol à des productions spécifiques.

Dans le cadre de l'ACV il est conceptuellement possible d'intégrer les variations de stock de C du sol puisqu'on peut y associer un flux de CO₂ vers l'atmosphère, négatif (en cas de déstockage) ou positif (en cas de stockage). **Le cadre de l'ACV permet donc de prendre en compte les variations tendanciennes de stock associées à chaque mode d'occupation des sols, le stockage additionnel éventuel lié à l'adoption de pratiques plus stockantes que les pratiques courantes, et les variations de stock liés aux changements d'occupation des sols.**

Pour les **évolutions tendanciennes de stock**, et les **évolutions liées à l'adoption de pratiques « stockantes »**, l'étude 4 pour 1000 (Pellerin et al., 2019) a quantifié les valeurs de stockage ou de déstockage correspondantes. Les évolutions tendanciennes de stocks issues de la bibliographie sont mobilisables pour l'affichage environnemental dans un cadre ACV (ex -170 kgC/ha/an en grande culture ; +110 kgC/ha/an en prairie permanente). Ces valeurs issues de méta-analyses sont préférables à celles issues de simulations ou d'études particulières, car plus robustes. Des valeurs de stockage « additionnel » associées à des changements de pratiques sont également disponibles dans le cadre de cette étude et mobilisables dans le cadre de l'ACV. La majorité des inventaires de cycle de vie (ICV) de productions végétales actuellement présents dans Agribalyse représentent des itinéraires techniques moyens correspondant aux pratiques agricoles actuelles. Pour intégrer dans Agribalyse le stockage additionnel de C dans le sol lié à l'adoption de pratiques plus « stockantes » il faudrait créer des ICV de productions végétales correspondant à une adoption de ces pratiques. Ces ICV quantifieraient le potentiel de stockage additionnel annuel, sur une période de 30 ans. Dans un cadre d'affichage environnemental, une difficulté majeure est cependant de pouvoir associer un produit à un système de production mettant en œuvre de manière vérifiable ces pratiques stockantes. **Si l'on travaille sur des données génériques ou semi-spécifiques publiques, cela n'est possible que pour des productions sous cahiers des charges publics** (voir Annexe 1 pour les relations entre labels et impacts environnementaux). Pour pouvoir intégrer des effets de pratiques non liées à des labels, il faut pouvoir s'appuyer sur des **données semi-spécifiques, basées sur des informations propres des entreprises qui les mettent en œuvre, et sous réserve que l'on puisse établir et quantifier le lien entre de telles pratiques et des valeurs de stockage.**

Une autre difficulté est que d'autres facteurs que les pratiques agricoles peuvent affecter le stock de C du sol : le changement climatique (température et précipitation), les dépôts d'azote et la teneur en CO₂ de l'atmosphère. Il est important de préciser que l'ACV ne doit considérer que les flux d'origine anthropiques, c'est-à-dire résultant directement des activités humaines. Les variations de stock de C qui ne résultent pas des activités humaines ne doivent pas être prises en compte.

Pour les effets liés à des **changements d'occupation des sols**, déjà partiellement pris en considération dans Agribalyse pour certains produits importés, on dispose de données chiffrées sur les variations de stocks correspondantes (voir Tableau 1), rendant possible leur prise en compte dans un cadre ACV. Une difficulté majeure dans le cadre de l'affichage environnemental est d'attribuer les changements d'usage des sols observés (par ex les surfaces de prairies retournées) à des productions et à des produits spécifiques. Une tentative a été faite, en utilisant la méthode PAS 2050 (BSI, 2011), mais les résultats n'étaient pas concluants. En effet des anomalies importantes ressortaient du fait du manque de granulométrie des changements d'occupation pris en compte. Ainsi des cultures en expansion (ex : tournesol) se voyaient doubler leurs facteurs d'émissions, alors qu'elles n'étaient pas implantées dans les zones de retournement de prairies. A contrario, aucun facteur de déstockage de C n'était attribué au maïs ensilage, pourtant principal bénéficiaire du retournement de prairie mais avec des surfaces relativement stables au niveau national. Ainsi il avait été décidé de ne pas mettre en œuvre l'approche PAS 2050. **Une piste de solution serait d'attribuer à l'ensemble des produits issus de terres arables les changements de stocks associés aux retournements de prairies, avec cependant l'inconvénient d'une approche de type « punition collective » et le fait que les effets calculés soient faibles.**

Contrairement aux évolutions de stocks, qu'elles soient tendanciennes, liées à l'adoption de nouvelles pratiques plus « stockantes » ou liées à des changements d'usage des sols, la considération des **stocks de carbone** (et non de leur évolution) n'est pas aisément compatible avec le cadre ACV. L'approche « Carbon Land Occupation », consistant à rendre compte du service « de maintien » d'un stock, plus ou moins élevé selon le mode d'occupation du sol, serait facile à mettre en œuvre, puisqu'on dispose de données sur les stocks selon les modes d'occupation du sol et qu'il est relativement facile d'associer un produit à un mode d'occupation du sol, mais cela n'est possible qu'à travers un indicateur

complémentaire et pose alors un problème de pondération, avec un risque de survalorisation du maintien du stock de C du sol par rapport à d'autres indicateurs à considérer pour l'affichage environnemental.

Encadré 3. Stockage du carbone dans les sols : propositions des projets

Dans le cadre de l'expérimentation « Affichage environnemental des produits alimentaires », l'Association de la Transformation Laitière Française (ATLA), l'Interprofession Bétail et Viande (INTERBEV) et l'Institut de l'Agriculture et de l'Alimentation Biologique (ITAB) ont fait des propositions pour la prise en compte du stockage de carbone dans le sol dans l'ACV. Ces valeurs pourront être intégrés dans le calcul de l'impact changement climatique (Tableau 2)

Tableau 2 Valeurs proposées par l'Association de la Transformation Laitière Française (ATLA), l'Interprofession Bétail et Viande (INTERBEV) et l'Institut de l'Agriculture et de l'alimentation biologique (ITAB) pour le stockage de carbone (C) dans le sol selon l'occupation du sol et les pratiques.

Occupation du sol	Unité	ATLA	INTERBEV	ITAB
Cultures annuelles	kg C/ha/an	-160	47	-
Rotation grandes cultures	kg C/ha/an	-	-	-91
Rotation grandes cultures et prairie temporaire	kg C/ha/an	-	-	47
Prairie permanente	kg C/ha/an	570	212	189
Haie	kg C/100 m linéaire/an	125	-	-
Pratiques				
Insertion/allongement de prairies temporaires	kg C/ha/an	-	-	114
Extension des cultures intermédiaires	kg C/ha/an	-	-	126

Les valeurs proposées par l'ATLA sont basées sur l'étude LIFE Carbon Dairy, tandis que celles d'INTERBEV et ITAB sont basées sur l'étude INRAE 4 pour 1000. ATLA et INTERBEV proposent uniquement des valeurs selon l'occupation du sol, tandis qu'ITAB propose également des valeurs pour des changements de pratiques. INTERBEV propose un indicateur complémentaire représentant la contribution au maintien de stock de carbone en place dans les sols, exprimé en kg de C/kg de viande vive. Ce stock de carbone ne peut pas être intégré dans le calcul de l'impact changement climatique.

Les propositions de l'ATLA sont basées sur des sources d'il y a une dizaine d'années, l'étude 4 pour 1000 a montré que, notamment pour les prairies permanentes, la valeur fournie par ces sources a été surestimée. Pour les valeurs de stockage en fonction de l'occupation du sol l'étude 4 pour 1000 fournit des valeurs basées sur des mesures (issues de la bibliographie) ainsi que des valeurs issues de simulations. INTERBEV et ITAB ont retenu les valeurs issues de simulations. Les valeurs issues de simulations sont moins robustes que celles issues de la bibliographie, il est donc préférable de se baser sur ces dernières. L'indicateur complémentaire proposé par INTERBEV ne peut être intégré à l'impact changement climatique, et représente donc un indicateur additionnel, ce qui soulève la question de son intégration dans un score unique, et notamment du poids à lui donner.

4.4. Synthèse

L'ACV offre un cadre permettant de rendre compte des variations de stock de C du sol dans les agroécosystèmes à l'origine des produits, que ces variations résultent d'une évolution tendancielle, d'un changement de pratiques (mise en place de pratiques plus stockantes que les pratiques usuelles)

ou d'un changement d'occupation des sols. La prise en considération de ces variations de stocks est légitime et souhaitable dans le cadre d'un affichage environnemental car des émissions de CO₂, positives ou négatives, leur sont associées. Des données chiffrées ont été synthétisées et publiées récemment pour renseigner ces émissions (Pellerin, 2019). La prise en considération des évolutions tendanciennes de stock est facile à envisager car il est relativement aisé d'associer un produit à un mode d'occupation du sol (prairie permanente ou terre arable). La prise en considération du stockage additionnel lié à la mise en œuvre de pratiques plus stockantes que les pratiques courantes est plus difficile car elle suppose un système de traçabilité et de vérification que ces pratiques ont effectivement été mises en œuvre dans les systèmes à l'origine du produit. Une option simple concerne les productions sous cahier des charges. Pour ce faire, ceci impliquerait, sur la base de la littérature disponible, d'intégrer des modulations en fonction des types de labels et certifications. Des données existent. Il reste à les intégrer dans les bases de données comme Agribalyse. Concernant la prise en compte de pratiques hors cahiers des charges officiels, des démarches similaires sont envisageables, mais elles supposent de s'inscrire dans des démarches semi-spécifiques basées sur des données d'entreprises (pour relier les pratiques aux produits) et de disposer de la relation entre ces pratiques et les évolutions de stocks de carbone.

Enfin, dans le cadre de l'affichage environnemental, la prise en considération des variations de stock liées à un changement d'occupation des sols, bien que légitime, se heurte à une difficulté de mise en œuvre. Par rapport à la situation actuelle, la prise en compte des évolutions tendanciennes de stocks, et du stockage additionnel lié à la mise en œuvre de pratiques stockantes, serait déjà un progrès important, valorisant les systèmes d'élevage à l'herbe et les systèmes de culture favorisant le stockage de carbone. La prise en considération, en plus des variations de stocks évoquées précédemment, d'un service de « maintien » d'un stock plus ou moins élevé selon les écosystèmes, n'est possible que hors ACV et pose alors un problème de pondération, avec un risque de survalorisation du stock de carbone du sol par rapport à d'autres indicateurs à considérer pour l'affichage environnemental.

Conclusion

L'étude 4 pour 1000 fournit des données qui permettent d'intégrer le stockage de C dans la base de données Agribalyse. Les résultats de l'étude 4 pour 1000 permettront de prendre en compte le stockage de C pour les grandes cultures et les prairies permanentes mais pas pour les haies. L'étude 4 pour 1000 fournit des données sur un stockage limité à une période de 30 ans, au-delà la capacité maximale de stockage serait atteinte. Il serait également nécessaire de maintenir les pratiques stockantes, afin d'éviter un relargage du C stocké.

Deux dimensions restent mal captées dans l'immédiat : les variations de stocks liées à des changements d'usage des sols ; le service de maintien des stocks de carbone.

5. Toxicité et écotoxicité en ACV (Cette section s'appuie largement sur la contribution de Philippe Roux, INRAE)

Les impacts de toxicité humaine (effets cancérogène et non cancérogène) et d'écotoxicité en eau douce sont déjà présents dans la méthode EF, mais plusieurs aspects continuent d'être discutés et peuvent justifier l'introduction de correctifs.

5.1. Principes et conséquences

Pour les toxicités humaines et l'écotoxicité, les facteurs de caractérisation dans la méthode EF sont le produit de trois sous-facteurs.

- **Le facteur de devenir** (FF, Fate Factor) rend compte de la rémanence du polluant (i.e. sa durée de vie avant dégradation biologique ou physico-chimique) et de sa migration éventuelle entre compartiments (ex. une substance hydrophile finira inmanquablement dans l'eau et une substance volatile dans l'air).
- **Le facteur d'effet** (EF, Effect Factor) correspond au pouvoir néfaste intrinsèque de la substance, mesuré en laboratoire sur des organismes vivants. Pour la toxicité humaine, les mesures ont lieu sur des animaux (rats de laboratoire, etc.)
- **Le facteur d'exposition** (XF, eXposure Factor) représente les fractions de doses qui peuvent potentiellement atteindre la cible (humains ou écosystèmes) via différentes routes d'expositions (inhalation, ingestion, contact cutané ...).

Ces calculs (FF*EF*XF) permettent donc de rendre compte non seulement du pouvoir néfaste de la substance considérée (pouvoir toxique), mais aussi de sa rémanence dans l'environnement et de sa mobilité entre compartiments eau/air/sols. Par exemple, une substance qui a une toxicité modérée (facteur d'effet), mais une très longue durée de vie (facteur de devenir) pourra avoir un indicateur de toxicité plus élevé qu'une substance très fortement toxique, mais biodégradée en quelques heures par les UV solaires. Un métal est non dégradable et sa dynamique dans l'environnement n'est déterminée que par les changements de compartiment. Lorsque l'impact est calculé sur une période de temps longue, les métaux lourds ont des facteurs de caractérisations élevés, car ils vont être présents des centaines d'années. Les toxicités minérales sont alors souvent prépondérantes par rapport aux toxicités des molécules organiques. Si une perspective de temps plus courte (100 ans) est utilisée, l'ordre s'inverse et ce sont les molécules organiques qui apparaissent comme les plus problématiques. Le choix de la durée de la perspective temporelle ne relève pas de choix scientifiques, mais de la formulation de la demande sociétale : est-ce que nous souhaitons évaluer avec ces indicateurs des impacts à court terme ou des impacts pour les générations futures ?

5.2. Pistes concernant la gestion des métaux en TOX/ECOTOX pour l'affichage environnemental

La méthode USETOX utilisée dans la méthode EF a fait le choix d'une perspective de temps infinie ce qui a donc tendance à produire des indicateurs d'écotoxicité très élevés pour les métaux. Cette problématique a été très bien identifiée dans la communauté scientifique et a fait l'objet de débats (Pradinaud et al. 2019, Hellweg et Frischknecht 2004). L'une des pistes proposées (Pradinaud et al. 2019), serait de considérer les effets sur une période de temps considérée comme période de « réversibilité des impacts » et au-delà de cette période (i.e. pour les polluants à très longue durée de vie) de considérer un impact sur la privation de ressources en eau pour les générations futures. Ces questions sont encore en débat dans la communauté scientifique de l'ACV et en attendant qu'un consensus scientifique émerge sur cette question, le GLAM recommande d'analyser séparément les effets des produits issus de la chimie de synthèse de ceux des substances inorganiques non métalliques et des ions métalliques. Cette recommandation a pour objet d'éviter « l'effet de masque » de l'impact des métaux et les biais d'interprétation des résultats qui pourraient en résulter, mais elle est malheureusement impossible à appliquer dans le contexte d'un score agrégé nécessaire à l'affichage. Les indicateurs d'écotoxicité et de toxicité continuent d'être discutés dans le cadre du PEF et les choix de modélisation pourraient être amenés à évoluer. Les productions agricoles sont diverses, de par les types et les quantités de substances organiques et ions métalliques utilisés, les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité sont donc au cœur de ces enjeux.

Face aux difficultés d'agrégation rencontrées, il semble raisonnable au CS d'envisager pour l'affichage, un indicateur construit sur le cadre conceptuel de Usetox, mais sur un horizon temporel de 100 ans. Ce type d'approche est au moins partiellement utilisé dans d'autres méthodes ACV (Bulle

et al. 2019 ; Verones et al. 2020). Face à l'importance des enjeux de toxicité et d'écotoxicité, il ne nous semble pas envisageable de supprimer ces impacts de l'affichage.

5.3. Ecotoxicité terrestre

Les indicateurs recommandés au niveau international sont des indicateurs **d'écotoxicité** pour les milieux **aquatiques** en eau douce et de **toxicité humaine**. Des **indicateurs d'écotoxicité terrestre** existent dans certaines méthodes d'ACV (Huijbregts et al. 2016 ; Verones et al. 2020), mais ils ne sont pas encore consensuels et ne sont pas intégrés dans la méthode EF. Le manque de fiabilité des indicateurs d'écotoxicité terrestre est principalement dû à un manque de données expérimentales d'écotoxicité sur les milieux terrestres (ce n'est pas une limite propre à l'ACV, mais une limite au niveau des connaissances scientifiques en général). A noter qu'au niveau international, les travaux dans la construction de la méthode GLAM cherchent à intégrer cette dimension.

En l'état actuel des connaissances et des consensus, nous considérons que les enjeux d'écotoxicité terrestre sont représentés via l'écotoxicité eau-douce à laquelle elle est au moins en partie corrélée et qu'il n'est pas nécessaire d'anticiper une évolution future du PEF. Les enjeux d'écotoxicité terrestre au niveau des parcelles agricoles pourraient pour l'instant être partiellement représentés à travers un indicateur de biodiversité locale (voir paragraphe 6 ci-dessous).

5.4. Prise en compte des pesticides

En théorie, la toxicité des pesticides pour l'environnement et les humains peut être prise en compte dans les ACV depuis le développement, dans les années 2000, d'indicateurs avancés d'écotoxicité (impacts sur les écosystèmes) et de toxicité (impacts sur la santé humaine). En pratique, il y avait deux limites principales à la prise en compte des pesticides jusqu'à récemment :

a. Malgré la disponibilité d'indicateurs ACV de toxicité et d'écotoxicité, **un grand nombre de pesticides n'étaient pas caractérisés** (c'est-à-dire que leur pouvoir toxique ne pouvait être calculé faute de données fiables disponibles dans la littérature ou les bases de données).

b. Il n'y avait pas de consensus scientifique sur la manière d'estimer les **fractions de pesticides émises dans l'eau, l'air et le sol** lors d'un traitement phytosanitaire au champ. En effet, la frontière entre les mécanismes de devenir des polluants à prendre en compte lors de l'inventaire des émissions de pesticides et les mécanismes déjà intrinsèquement pris en compte dans les modèles d'impacts n'était pas clairs, comme l'a mis en évidence van Zelm et al. (2014).

Pour la première limite, les résultats du projet OLCA-Pest fournissent des données d'écotoxicité/toxicité pour de nombreux pesticides (plus de 100) qui n'étaient pas encore caractérisés. Gageons que ce type d'effort sera poursuivi pour de nouvelles molécules. **Lorsqu'aucun facteur de caractérisation n'est disponible pour une molécule, l'utilisation d'un proxy est à envisager (automatisé par des méthodes d'apprentissage (Hou et al. 2020 ; Servien et al. 2021), manuellement en prenant des valeurs de molécule similaire ou par l'utilisation d'une valeur générique, par défaut).**

Pour le second point, ce même projet a opérationnalisé un modèle de calcul des émissions au champ fondé sur le consensus de Glasgow¹⁰ (Rosenbaum et al. 2015). Il permet ainsi de mieux différencier les pratiques agricoles, grâce à la prise en compte de nouveaux paramètres pour évaluer les émissions dans l'eau, l'air et les sols. On est donc maintenant capable d'évaluer les effets de la culture et de son

¹⁰ En 2013, en marge de la conférence internationale de la SETAC qui se tenait à Glasgow, un groupe de travail de chercheurs en ACV s'est réuni pour définir de façon consensuelle la meilleure façon de prendre en compte les pesticides en ACV.

stade de développement, de différents types de technologie d'application, des dispositifs antidérive, du respect ou non des zones non traitées (ZNT). Sur cette base, l'ACV peut être utilisée comme outil d'écoconception d'itinéraires techniques agricoles avec une finesse et une spécificité plus grandes que dans le passé. Ces analyses sont possibles à l'échelle de produits et d'itinéraires techniques spécifiques. Des facteurs d'émission moyens pour les principales cultures ont été calculés dans le cadre de ce projet et devraient être disponibles dans un avenir proche dans Agribalyse.

A noter pour finir que la prise en compte des effets « cocktail » des pesticides n'est pas possible actuellement. Il s'agit de l'effet synergique qu'ils ont sur les écosystèmes et l'homme quand ils sont associés. Malheureusement, l'intégration de ce dernier point n'est pas à proprement parler une limite de l'ACV, mais plutôt une **limite des connaissances fondamentales** sur ce sujet d'une très grande complexité.

5.5. Résidus des pesticides dans les aliments

Un autre enjeu majeur de la prise en compte des pesticides en ACV concerne la toxicité humaine. En effet dans les ACV « conventionnelles » pratiquées avec les logiciels du commerce, la toxicité humaine intègre uniquement l'exposition aux pesticides via les pollutions indirectes des milieux (pollution de l'eau, de l'air, des sols ...), on parle de santé environnementale. L'exposition par ingestion directe des résidus de pesticide sur l'aliment traité n'est pas considérée. L'analyse de l'exposition directe par ingestion des résidus de pesticides sur les productions végétales a été modélisée par le modèle Dynamicrop (Fantke et al. 2011a, b), mais sa mise en œuvre complexe reste réservée aux chercheurs ou aux utilisateurs d'ACV très avancés. Les premiers résultats montrent une incidence très importante de cette prise en compte sur les résultats d'ACV. Il faudra cependant des modifications structurelles¹¹ dans les logiciels et les bases de données d'ACV pour que cette prise en compte soit simple à mettre en œuvre et accessible au plus grand nombre.

Au-delà de la faisabilité technique d'évaluer ces résidus dans le cadre de l'ACV, cela sort du périmètre de l'affichage environnemental. Il est cohérent d'inclure dans cet affichage les conséquences d'une modification de l'environnement sur la santé humaine. Sans en occulter l'importance, s'intéresser au lien direct entre l'aliment et la santé sort du cadre de l'affichage environnemental pour concerner la dimension sanitaire de l'alimentation. Ceci ne devrait donc pas être introduit dans l'affichage dans son périmètre actuel.

Encadré 4. TOXICITE et ECO-TOXICITE : propositions des projets

L'ITAB dans le cadre du Planet-score discute plusieurs points en lien avec la toxicité et l'écotoxicité :

- Émission de la totalité de pesticide vers le sol, sans considérer les autres compartiments eau/air/plante. Ce constat est légitime et l'introduction des résultats du projet OLCA-Pest dans Agribalyse est une priorité.
- Des problèmes au niveau des inventaires (quantités d'éléments traces métalliques dans les fertilisants organiques, inventaires agricoles anciens incluant des substances désormais interdites). Lorsque des incohérences sur les inventaires sont identifiées et justifiées, la mise à jour d'Agribalyse est une priorité.
- Non prise en compte des substances résiduelles dans les aliments. Comme discuté précédemment, les conséquences sanitaires de ces résidus nous ne semblent pas compatibles avec cadre réglementaire de la sécurité sanitaire des produits alimentaires. Dans l'éventualité d'une évolution future de ce cadre, l'utilisation du modèle dynamiCROP proposé dans le rapport serait la solution la plus aboutie.
- Un faible nombre de substances cancérigènes caractérisées. Face à une absence de facteur de caractérisation, l'utilisation d'un proxy (molécule similaire ou utilisation d'outils de l'intelligence artificielle) est préférable à la suppression de la catégorie d'impact et l'ajout d'un indicateur complémentaire en dehors du cadre ACV. Celui-ci

¹¹ Notamment la création et la gestion d'un compartiment « crop » (plante) en complément des compartiments existants eau, sol et air.

souleverait en effet plusieurs interrogations (reconnaissance scientifique, cohérence avec la démarche ACV, processus et transparence de l'agrégation).

- La caractérisation des métaux lourds, qui est discutée en ACV. Ce problème, bien identifié, trouve une solution avec une évaluation sur un horizon 100 ans comme mentionné dans le rapport. Cette proposition est pertinente et semble une modulation à faire de la méthode EF, en attendant une nouvelle version de celle-ci.

- Non prise en compte des métabolites secondaires et des effets cocktails. Ce constat est vrai et il est important de continuer les activités de recherche dans ces domaines pour construire des métriques d'évaluation appropriées dans le formalisme ACV, mais une modification en dehors du cadre de l'ACV ne semble pas appropriée (reconnaissance scientifique, cohérence avec la démarche ACV, processus et transparence de l'agrégation).

- Absences d'indicateurs d'écotoxicité terrestre et marine. L'utilisation de la méthode LC-Impact est une piste intéressante pour introduire ses indicateurs dans le résultat, mais ceux-ci étant au moins partiellement corrélés avec l'écotoxicité d'eau douce, il n'est pas nécessaire d'anticiper les évolutions des recommandations internationales.

Synthèse

Pour ce qui relève des toxicités humaines et des écotoxicités, trois aspects devraient être amendés : (1) il est important de continuer le processus de mise à jour d'Agribalyse, prioritairement sur des données qui seraient obsolètes. (2) Face à une absence de facteur de caractérisation une valeur estimée devrait être utilisée d'une manière temporaire. Cela nécessite l'usage d'une valeur générique ou plus adaptée selon des similitudes moléculaires et l'utilisation des outils de l'intelligence artificielle. (3) Face à l'importance de l'horizon temporel de l'analyse et la nécessité de devoir agréger l'information en un indicateur unique, moduler le PEF avec un horizon à 100 ans permettra une meilleure adéquation entre la contribution des molécules organiques et des éléments traces métalliques. Il ne semble pas opportun d'introduire d'autres correctifs, afin de s'éloigner le moins possible du cadre de référence.

6. Biodiversité

Cinq grandes causes de la perte de biodiversité sont généralement considérées depuis l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire en 2005 et repris récemment dans les rapports de la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES 2019) : le changement climatique, les pollutions, la surexploitation, les espèces invasives et le changement des habitats. L'ACV permet une évaluation partielle de ces causes. Ainsi, le changement climatique est bien évidemment considéré. Il en va de même pour la majorité des pollutions comme l'eutrophisation, l'acidification, les particules fines, les radiations ionisantes ou encore l'écotoxicité, bien que cette dernière soit moins consensuelle dans sa construction. En dehors de quelques travaux de recherche (notamment pour les pêcheries, voir paragraphe 7), la surexploitation et les espèces invasives ne sont encore pas abordées en ACV.

Le changement des habitats est évalué dans les méthodes ACV, principalement pour les transformations d'usage (déforestation, urbanisation, changement d'usage agricole) dans l'indicateur « land use ». Certaines méthodes ACV caractérisent ce changement en termes d'atteinte à la diversité spécifique (Frischknecht and Jolliet 2016; Huijbregts et al. 2017 ; Bulle et al. 2019 ; Verones et al. 2020). La méthode EF n'utilise pas une métrique de la biodiversité, mais aborde le changement des habitats à travers un indicateur qui agrège quatre caractéristiques des sols : résistance à l'érosion, filtration mécanique, reconstitution de la nappe phréatique et production biotique.

Les causes de l'érosion de la biodiversité sont ainsi largement abordées en ACV, et les usages des sols (culture pérennes ou annuelles, prairie, forêt...) peuvent être représentés. Que cela soit directement dans le cadre d'une métrique de la biodiversité ou via un indicateur sur la qualité des sols, **L'ACV**

permet donc de différencier les différents modes d'occupation. Ainsi à titre d'exemple, avec la méthode EF et pour l'utilisation d'un hectare, une prairie présente un impact inférieur de près de 30% par rapport à une culture annuelle. Cependant, pour un usage des terres donné, des variations de biodiversité observées « à la parcelle », directement liées à des pratiques dans les modes de production, ne sont pas mesurées. Dans le cadre d'un affichage environnemental des produits alimentaires, où les spécificités de production sont un levier d'action pour minimiser les dommages à l'environnement et un argument pour la mise en avant de certains produits, il est légitime de questionner cette limite de la méthode EF. Il faut cependant relativiser l'importance des pratiques par rapport aux usages. Il est pertinent de moduler l'usage des terres en fonction des pratiques agricoles, mais les types d'usage (champs, forêts, zones urbaines...) et les transformations de l'espace (déforestation, conversion de prairie en cultures annuelles, urbanisation, etc...) sont des causes plus importantes de la perte de biodiversité que les différences de pratiques agricoles.

6.1. Correctif possible : Changement de la catégorie d'impact « land use »

La première solution serait de changer de méthode actuelle pour le calcul de la catégorie d'impact « land use » de la méthode EF par une méthode qui tient compte des modes de production¹². Quelques travaux récents vont dans ce sens. Trois d'entre eux (Knudsen et al. 2017; Chaudhary and Brooks 2018; Asselin et al. 2020) utilisent une métrique en lien avec la diversité spécifique. Ils sont construits à partir de modèles de l'écologie, qui décrivent la relation entre l'aire étudiée et le nombre d'espèces, selon les biotopes.

Knudsen et al. (2017) se focalisent uniquement sur une diversité de plantes pour différencier les productions conventionnelles et biologiques et des types d'usage (terres arables et deux types de prairies). Les valeurs ne sont disponibles que pour la zone tempérée européenne. Des données similaires pour les cultures tropicales sont fournies par Mueller et al. (2014).

Chaudhary et Brooks (2018) ont amélioré la méthode recommandée par la Life Cycle Initiative (Chaudhary et al. 2015) pour introduire trois niveaux de pratiques dans l'utilisation des terres (intensif, standard, extensif). Les valeurs sont disponibles à l'échelle mondiale pour les différentes écorégions et portent sur cinq taxa (plantes, reptiles, amphibiens, mammifères et oiseaux).

Asselin et al. (2020) proposent de moduler les valeurs disponibles, comme celle de Chaudhary et al. (2015), avec des coefficients d'ajustement. Ces derniers sont des pourcentages de variation de la biodiversité selon les pratiques. Une méthodologie pour obtenir ces coefficients est proposée, mais l'approche reste à mettre en œuvre pour obtenir des valeurs opérationnelles.

Une quatrième méthode peut être mentionnée (Lindner et al. 2019). L'approche est alors différente dans sa construction, puisqu'elle ne repose pas sur des mesures de diversité spécifique et une modélisation causale. La biodiversité est ici représentée par le concept d'hémérobie. Il s'agit d'un indicateur de l'influence de l'Homme sur la nature, construit par une approche multicritères et principalement sur dire d'experts. Le concept d'hémérobie est peu utilisé au niveau international par les écologues, qui lui préfèrent des mesures quantitatives de biodiversité.

De ces quatre approches, seuls Knudsen et al. (2017), Chaudhary et Brooks (2018) et Lindner et al. (2019) ont des valeurs véritablement opérationnelles. Chaudhary et Brooks (2018) est le prolongement du cadre conceptuel actuellement recommandé et utilisé au niveau international (Willett et al., 2019,

¹² A noter que l'indicateur actuel différencie l'utilisation des terres agricoles selon un mode intensif ou extensif, ce dernier étant 10% mieux d'un point de vue de l'impact. Il y a donc déjà une prise en compte des pratiques culturelles, mais dans une faible proportion.

Leclère et al. 2020), il est alors à mettre en avant par rapport aux autres. Un changement de catégorie d'impact doit cependant être clairement justifié. Ainsi, il est important de continuer le débat sur la construction de l'indicateur land use dans le PEF, mais ce débat doit se faire à un niveau international, sans acter un choix trop précipité.

6.2. Correctif possible, facile à mettre en œuvre : ajout d'une nouvelle catégorie d'impact

L'appréhension des relations entre pratiques agricoles – aliments – impacts sur la biodiversité est complexe, du fait du caractère multidimensionnel et multi-échelles des mécanismes en jeu. De nombreux travaux de recherche sont conduits sur ce sujet, dans et hors cadre ACV. Plusieurs propositions ont été faites dans la littérature pour améliorer la prise en compte de la biodiversité dans l'ACV. Certaines ont été testées dans des projets conduits dans l'Expérimentation. Elles pourraient permettre de répondre à l'enjeu, mais elles demandent encore des développements.

Une approche possible consiste à caractériser les pratiques agricoles qui sont associées à des impacts favorables à la biodiversité. En matière d'affichage environnemental des produits alimentaires, ceci soulève cependant deux difficultés : (i) une même pratique n'a pas nécessairement le même effet selon le milieu, le territoire dans lequel elle est mise en œuvre ; quantifier ses conséquences n'est donc pas aisé ; (ii) pour associer un effet sur la biodiversité à un aliment, encore faut-il savoir de quel système de pratiques agricoles il est issu ; il faut donc une traçabilité de ces éléments, depuis le champ jusqu'au produit final. Une manière de tenir compte de ces deux difficultés est de se focaliser, au moins dans un premier temps, sur les labels et les certifications disponibles pour les produits alimentaires. Il existe déjà quelques études sur les relations entre labels et biodiversité. De façon plus large, une expertise scientifique sur ces relations devrait être conduite pour évaluer les cahiers des charges des labels au regard des enjeux de la biodiversité. Il devrait être ainsi possible de préciser les valeurs à considérer pour différencier l'amplitude des impacts sur la biodiversité selon les pratiques agricoles mises en œuvre dans les différents types de labels.

Ceci n'exclut pas de pouvoir intégrer des effets de pratiques non forcément liées à des labels. **Mais dans ce cas, ceci ne peut être envisagé que pour des données semi-spécifiques, basées sur des informations propres des entreprises qui les mettent en œuvre, et sous réserve que l'on puisse établir et quantifier le lien entre de telles pratiques et un bénéfice en matière de biodiversité.**

Sur cette base, un correctif consisterait à utiliser en complément du PEF, une 17^{ème} catégorie d'impact représentant la "biodiversité à la parcelle" en complément du land use (voir l'Annexe 1 pour le détail de la procédure de calcul). Ce correctif serait bien évidemment à reconsidérer lorsque la méthode EF évoluera. Les principaux avantages de ce correctif sont d'être facile à mettre en place (avec des hypothèses simplificatrices), d'être transparent et explicite.

Le postulat est que certaines pratiques agricoles « non-conventionnelles » permettent une augmentation de la biodiversité observée au champ, une biodiversité à la parcelle donc. Il faut bien évidemment avoir une argumentation scientifique documentée sur le choix de la valeur pour justifier l'approche. On considère aussi que l'importance que l'on accorde à cette biodiversité « à la parcelle » a été décidée. Le « poids » qu'on y accorde par rapport à d'autres problématiques environnementales (réchauffement climatique, ressource en eau, eutrophisation des milieux...) a été argumenté et fixé.

Ce qui est présenté ici est pour deux modes de production : conventionnel et non-conventionnel. L'approche présente des similitudes avec les coefficients d'ajustement des pratiques d'Asselin et al. (2020) et pourrait aussi s'appuyer sur les données sources utilisées par Knudsen et al. (2017). Dans une première version simplifiée, aucune autre considération n'est abordée, comme les variations de biodiversité selon l'espèce cultivée par exemple. À titre d'illustration, on considère ici qu'il y a la même quantité de biodiversité dans une parcelle de vigne, de blé ou une prairie conventionnelle, ce qui est

bien évidemment une simplification extrême. Il ne s'agit pas d'une véritable nouvelle catégorie d'impact ACV, mais de proposer un correctif au résultat ACV, qui respecte les grands principes de cette démarche et qui est facilement calculable. L'approche pourrait être étendue à plus de catégories de cultures pour une plus grande pertinence (différents types de productions non conventionnelles, différenciation des espèces cultivées, spécialisation, etc...) tant que toutes les variations de biodiversité peuvent être exprimées par rapport à la même référence. La limitation se situe au niveau des données disponibles. L'Annexe 1 présente les calculs associés.

C'est une manière d'introduire un indicateur de biodiversité locale dans l'affichage, en accord avec le cadre ACV et d'une manière transparente. Il faut déterminer et justifier seulement deux paramètres : l'un selon des sources publiées (le gain de biodiversité à la parcelle), l'autre étant plus subjectif (l'importance de cette biodiversité face aux autres impacts et donc les autres drivers de la biodiversité). Il est possible de calculer précisément cet indicateur avec les données non simplifiées d'Agribalyse. Une estimation du résultat peut cependant facilement être faite à partir des données simplifiées.

Encadré 5. BIODIVERSITE : propositions des projets

L'ITAB dans son Planet-score définit un (sous-)score de biodiversité. Celui-ci agrège plusieurs des causes de l'érosion de la biodiversité. Une partie de ce score est construite dans le cadre ACV. Dans sa version de Juillet 2021, il regroupe les impacts d'écotoxicité, d'acidification et d'eutrophisation de la méthode EF, mais avec des modifications et ajouts. Les deux principales causes de l'érosion de la biodiversité ne sont pas intégrées ici : le changement climatique est un score à part, en raison de son importance, et l'usage des terres (méthode EF modifiée) se retrouve uniquement dans le Planet Score global. Ce score construit sur l'ACV est ensuite transformé dans une échelle logarithmique et la prise en compte des pratiques agricoles s'effectue avec des bonus/malus selon les labels. La prise en compte d'une biodiversité « à la parcelle » se fait donc en dehors du cadre ACV. Le consortium autour de l'ITAB est en train de construire sur un système d'évaluation multicritère à dire d'expert pour déterminer les valeurs de ces bonus/malus. Mais au-delà de la quantification des conséquences des pratiques, se pose donc la question de l'importance accordée à ce critère dans la construction du score et le poids que l'on accorde. Celui-ci n'est pas aisé à percevoir lorsque la correction est externe à l'ACV (voir section 4).

Interbev a testé sur plusieurs produits carnés, les conséquences de l'ajout de l'indicateur Knudsen avec un changement des pondérations entre les impacts. Cet ajout entraîne un net avantage aux produits bio en raison de la valeur de normalisation utilisée et celle-ci comporte des incertitudes qu'il faudrait approfondir avant de pouvoir conclure. Les infrastructures agroécologiques définies selon méthodologie CAP'2ER® de l'Idele sont introduites hors ACV et l'importance des pondérations sont discutées.

Synthèse

Les principales causes de l'érosion de la biodiversité sont déjà représentées en ACV, mais rajouter les conséquences des pratiques sur une biodiversité observée "à la parcelle" est pertinent dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires. À moyen terme, une modification des indicateurs du PEF, en utilisant des développements récents qui le permettent au moins en partie, et notamment ceux proposés par Chaudhary et Brooks (2018), est une possibilité. À plus court terme, l'ajout d'un critère additionnel est à envisager. Il est à construire selon les principes de l'ACV, afin de représenter explicitement les différences de biodiversité à la parcelle selon les pratiques et le poids que l'on accorde à ce critère. L'ajout de correctifs en dehors du cadre ACV n'apparaît pas comme nécessaire.

7. Espèces menacées

L'une des particularités des systèmes alimentaires est l'usage direct d'une ressource naturelle biotique. Les produits de la pêche sont une composante importante de l'alimentation. De nombreuses espèces sont malheureusement surexploitées et donc menacées. Si l'ACV permet de tenir compte de nombreux impacts des pêcheries, la pression directe sur les espèces marines n'est pas représentée dans la méthode EF et dans les autres méthodes aujourd'hui opérationnelles. Plusieurs approches ont déjà été proposées en ACV, principalement en lien avec la productivité primaire (Langlois et al. 2015; Cashion et al. 2016), d'autres approches ont été proposées, avec des facteurs de caractérisation (Langlois et al. 2014) ou des indicateurs (Emanuelsson et al. 2014) basés sur des paramètres de gestion des pêcheries, ou à partir de modèles de dynamique des stocks (Emanuelsson et al. 2014; Hélias et al. 2018). La prise en compte des impacts de la pêche sur la biodiversité marine est l'un des nouveaux impacts en cours d'investigation par le GLAM pour des choix finalisés a priori en 2023.

Dans l'attente d'un éventuel consensus, les travaux disponibles les plus récents (Hélias et al. 2018) permettent de mesurer l'impact dans un formalisme ACV des pêcheries selon les données de la FAO. Si des données plus précises sont disponibles (état des stocks, pression actuelle sur les stocks) le cadre méthodologique peut aisément être appliqué. La prise en compte des espèces menacées dans l'affichage pourrait se faire par l'ajout d'une nouvelle catégorie d'impact (par une approche similaire à celle décrite pour la biodiversité). Il reste cependant à déterminer le poids accordé à cet impact vis-à-vis des autres.

8. Autres correctifs proposés dans les expérimentations

Dans les rapports produits dans le cadre de l'expérimentation d'autres corrections et modifications ont été proposées. Elles sont listées et commentées ci-dessous.

N₂O

L'ITAB note dans son rapport qu'actuellement les calculs d'émissions de N₂O dans les inventaires de cycle de vie de la base de données Agribalyse 3.0 sont basées sur la méthode GIEC 2006. Or, la plus récente version de cette méthode date de 2019. L'ITAB montre à l'aide d'exemples que la mise à jour de cette méthode tend à réduire les émissions de N₂O des productions en agriculture biologique et à augmenter celles des productions en agriculture conventionnelle. Suite à l'alerte donné par l'ITAB à ce propos, la mise à jour des données Agribalyse sur ce point est en cours actuellement.

CH₄

L'ITAB aborde également la question de la métrique utilisée pour quantifier la contribution du méthane au réchauffement climatique. Actuellement en ACV le pouvoir de réchauffement global à 100 ans (PRG 100) est utilisé pour quantifier la contribution du méthane et des autres gaz à effet de serre au réchauffement climatique. En 2018 une autre métrique, le PRG*, a été proposée pour mieux quantifier la contribution au changement climatique de gaz à durée de vie courte tels que le méthane. Cette proposition récente fait l'objet de discussions parmi les scientifiques travaillant sur le climat, entre autres en ce qui concerne les implications pour les politiques environnementales comme l'affichage environnemental.

La Figure 8 compare les scores moyens PEF et climat de 3 produits d'élevage standards (poulet, porc et bœuf) selon que le calcul est fait avec les valeurs PRG 100 ou PRG*. Cette dernière réduit fortement l'impact climatique du bœuf et dans une moindre mesure du porc. Les scores PEF sont moins affectés, celui du bœuf étant réduit de 20% et celui du porc de 7%.

Si cette modification réduit particulièrement l'impact climatique de la viande bovine, les écarts avec les scores PEF du porc et de la volaille restent significatifs. Sur point, il nous semble cependant important de rester sur ce qui fait le consensus international, en portant attention aux positions que prendra le GIEC prochainement.

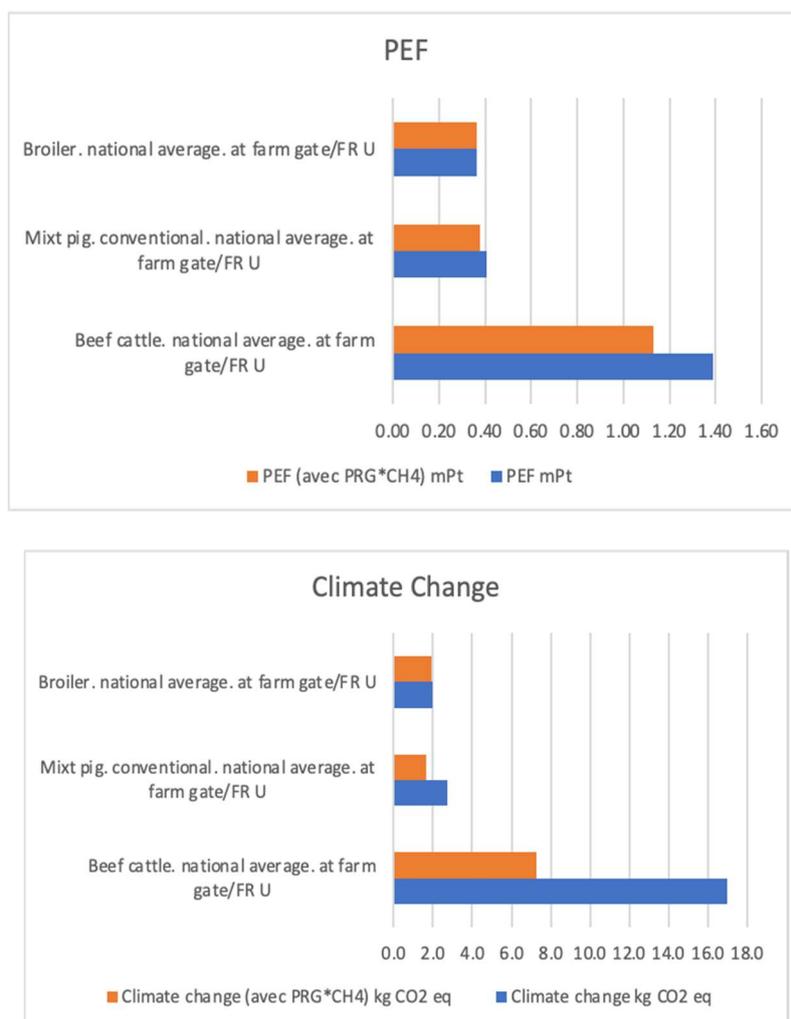


Figure 8. Variation du score PEF et de l'indicateur climat pour trois produits d'élevage selon le mode de quantification de la contribution du méthane au changement climatique

NH₃

L'ITAB note que la méthodologie Agribalyse ne prend pas en compte le fait que les émissions d'ammoniac pour des déjections au pâturage sont beaucoup plus faibles que pour des déjections au bâtiment. En réalité, la méthodologie Agribalyse prend bien en compte le fait que les émissions d'ammoniac sont plus faibles pour les déjections au pâturage que pour les déjections au bâtiment. Les calculs d'émission d'ammoniac sont faits selon la méthodologie EMEP/EEA 2016 Niveau 2. Ce mode de calcul ne change pas entre la version actuelle d'Agribalyse et la version suivante en cours de production.

Land use

L'ITAB questionne l'indicateur Land use de la méthode *environmental footprint*. Cet indicateur de la qualité du sol, basée sur la méthode LANCA, est exprimé en unités de points par m² occupée pendant un an (Pt/m².an). L'ITAB désigne cet indicateur par le terme « Empreinte sol » et le compare aux indicateurs de Barbier et al. (2020) et de Ridoutt et Garcia (2020), qui sont des indicateurs de surface de terre occupée pour la production d'un produit, exprimée en m² occupée pendant un an (m².an). Cependant, l'indicateur Land use de la méthode EF et les indicateurs selon Barbier et al et Ridoutt et Garcia n'indiquent pas la même chose, le premier intègre l'impact sur la qualité du sol, le deuxième et troisième indiquent seulement une surface occupée pendant un an. L'ITAB préfère la méthode de Ridoutt et Garcia à celle de Barbier et al. La méthode de Ridoutt et Garcia n'intègre pas les prairies permanentes dans sa Cropland scarcity footprint, et pondère les surfaces de terres arables (cropland) par leur productivité potentielle. Celle de Barbier et al considère les prairies permanentes et les terres arables et ne fait pas de pondération en fonction de la productivité potentielle. L'intégration d'un indicateur des surfaces de terre utilisées dans l'ACV demandée par l'ITAB est légitime, cet indicateur n'existe pas dans la méthode EF. Cependant, l'exclusion des prairies permanentes, comme proposée par l'ITAB, ne semble pas raisonnable. La pondération des surfaces par leur potentiel de productivité, comme préconisée par Ridoutt et Garcia, semble une bonne idée.

Utilisation de l'eau

L'ITAB indique que les données sur l'utilisation de l'eau dans Agribalyse sont incomplètes et ne permettent pas une évaluation correcte. Cela est vrai. Compléter les données utilisation de l'eau pour l'ensemble des données dans Agribalyse doit être une priorité.

9. Conclusion

L'ACV permet une approche normée, systémique et globale des enjeux environnementaux. Pour déterminer l'affichage des produits, il faut définir une unité fonctionnelle et calculer les impacts associés. Afin de permettre des comparaisons entre les catégories de produit, une unité basée sur la masse est le meilleur compromis. Dans un contexte européen, le PEF est la méthode à mettre en œuvre pour l'ACV. Ce cadre de référence comme toute démarche s'appuyant sur l'avancée progressive des connaissances, connaît cependant certaines limites. Il serait illusoire de prétendre intégrer à court terme des réponses méthodologiquement valides et consensuelles à toutes les questions en suspens. Le CS considère néanmoins qu'il est possible de proposer des améliorations, dans le cadre de référence du PEF, une synthèse est proposée dans le Tableau 3. Les modifications envisagées concernent principalement le stockage du carbone dans les sols (au niveau des données), les indicateurs de toxicité humaine et d'écotoxicité, une prise en compte d'une biodiversité à la parcelle et des espèces menacées. Ces modifications sont évolutives, pour adapter l'affichage aux mises à jour à venir des références internationales.

Indicateurs d'impacts		Enjeux	Solutions	Horizon de mise en œuvre
Climat	Stockage du carbone dans les sols	Evolution tendancielle de stocks	Mettre à jour les bases de données AGB à partir de 4/1000	Court terme
		Stockage additionnel lié à la mise en œuvre de pratiques	Moduler l'impact du changement climatique sur la base des pratiques agricoles (données labels et certifications pour valeurs semi-spécifiques)	Court terme
		Variations de stock liées à un changement d'occupation des sols	Mobiliser des données à une échelle locale comme le département	Moyen terme
		Service lié au maintien d'un stock de carbone dans les sols sous prairie	Construire et pondérer un nouvel indicateur rendant compte d'une variable qui n'est pas à un flux réel.	A approfondir
	N2O	Données AGB anciennes	Mettre à jour AGB sur la base des données GIEC 2019	Court terme
	Méthane biogénique	Modification du pouvoir de réchauffement global pour le méthane	Suivre les recommandations du GIEC	Moyen terme
Biodiversité	Biodiversité à la parcelle	Option 1. Effet des pratiques sur la biodiversité à la parcelle	Ajouter et pondérer une nouvelle catégorie d'impact. Définir les coefficients en fonction des labels et certifications et d'une expertise scientifique des relations labels-biodiversité	Court terme
		Option 2. Effet des pratiques sur la biodiversité à la parcelle	Changer la catégorie d'impact 'usage des sols'	Moyen terme
	Espèces menacées	Pression sur les espèces marines	Ajouter et pondérer une catégorie d'impact. Evaluer le stock de poisson. Le semi-générique est possible avec des données d'entreprises	Court terme
Toxicité-écotoxicité		Mises à jour et compléments dans les inventaires AGB	Répartir les substances concernées entre compartiments eau-air-sol-plantes ; traces métalliques dans les engrais organiques ; mettre à jour les molécules utilisées et interdites	Court/moyen terme
		Toxicité - Ecotoxicité. Molécules non renseignées	Utiliser de proxy : molécules similaires ou outils de l'intelligence artificielle	Court terme
		Toxicité humaine, résidus dans les aliments	Ajouter un indicateur est techniquement possible. Interroger la compatibilité avec la réglementation.. Communiquer via les labels	Moyen terme
		Ecotoxicité à la parcelle terrestre	Prendre en compte dans l'indicateur biodiversité à la parcelle	Court terme
		Gestion des métaux	Raccourcir l'horizon à 100 ans pour les métaux utilisés comme pesticides. Appliquer cet horizon à toutes les substances	Court terme
Ressources	Eau	Utilisation d'eau	Compléter les données utilisation de l'eau pour l'ensemble des données AGB	Court terme
Pondérations ACV		Pondérations EF	Comparer les poids EF avec d'autres options (limites planétaires), révision éventuelle	Moyen terme

Tableau 3. Pistes d'actions sur données et méthodologies dans le cadre de référence ACV

Section 4

Quels scores environnementaux retenir pour l'affichage environnemental ?

Après avoir examiné les indicateurs environnementaux considérés dans l'ACV et leurs évolutions possibles, il nous faut discuter maintenant des modalités par lesquelles on peut les utiliser pour la création d'un (ou des) score(s) destiné(s) à l'information des consommateurs. Plusieurs modalités ont été proposées dans les projets conduits dans l'Expérimentation. On peut distinguer trois démarches (Figure 9).

La première consiste à mettre en œuvre le **cadre actuel de référence de l'ACV** basé sur la méthode PEF et les bases de données associées (y compris Agribalyse). Dans ce cas, c'est le « single score » ou score PEF qui est utilisé pour l'affichage.

La seconde démarche consiste à apporter des correctifs au sein du cadre actuel de référence sur les bases discutées dans le chapitre précédent. Le passage de ce **cadre de référence amendé** à un score agrégé pose la question des pondérations à privilégier au sein du calcul ACV, en particulier si de nouveaux indicateurs ont été intégrés.

La troisième démarche consiste à considérer des indicateurs additionnels, établis en dehors du cadre ACV, pour compléter l'évaluation de la relation aliment-environnement fournie par le cadre de référence actuel ou amendé. Dans un certain nombre de projets, la prise en compte de ces indicateurs additionnels se fait après un changement d'échelle (conversion du score PEF sur une échelle 0-100) et un système de bonus / malus.

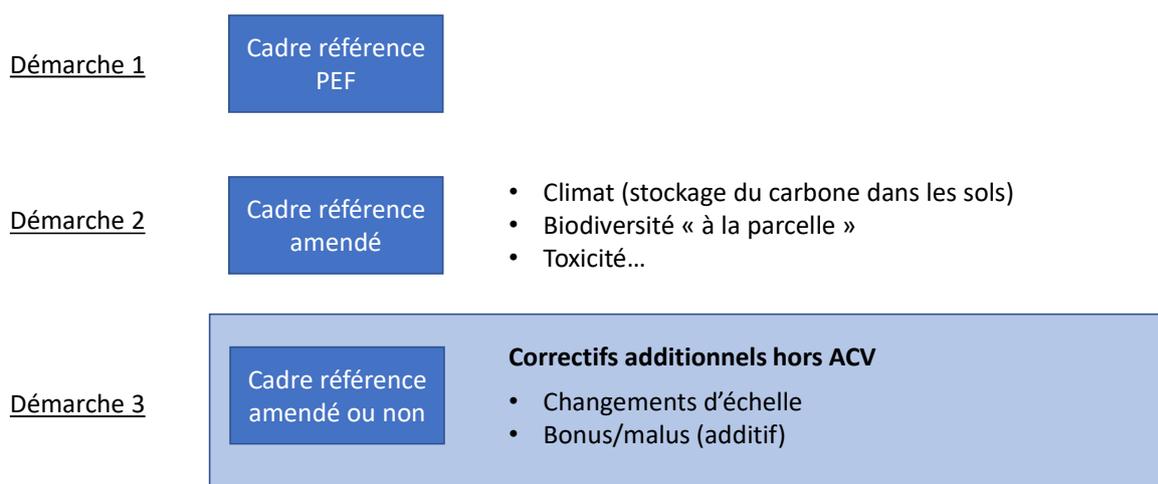


Figure 9. Modalités de création de l'affichage

Le passage de l'étape de calcul des indicateurs d'impacts de l'ACV à un score agrégé final à utiliser pour l'affichage implique un certain nombre d'étapes intermédiaires qui doivent être considérées avec soin.

Dans ce chapitre, on discute successivement la question de l'agrégation des indicateurs et les choix de pondération, celle des changements d'échelle, et enfin la nature et les modalités d'intégration d'éventuels correctifs hors ACV.

1. Agrégation des indicateurs et choix de pondération

1.1. Pondération PEF et autres pondérations dans ACV

L'ACV est principalement utilisée dans le cadre d'approches comparatives entre des alternatives identifiées. L'évaluation porte sur tous les critères et chaque impact est comparé un à un. L'importance

des différences, l'origine des impacts, le poids des hypothèses et les leviers d'actions mobilisables dans chaque alternative sont alors analysés et discutés. Dans le cadre d'un affichage, cette démarche peut ne pas suffire. Si un consommateur curieux peut souhaiter avoir le détail des critères (ce qui serait possible via un QR-code par exemple), il peut aussi attendre de l'information affichée qu'elle soit synthétique pour apporter un message simple. L'information des différents critères doit donc pouvoir être agrégée. Il existe deux approches en ACV pour cela :

- La première solution est l'utilisation d'impacts endpoints qui permettent d'exprimer les valeurs d'impacts dans des unités communes et de regrouper la quinzaine impacts à travers trois dimensions : la santé humaine (la santé environnementale), la qualité des écosystèmes et les ressources. L'agrégation est alors déterminée par une modélisation des mécanismes environnementaux.
- La deuxième possibilité est de construire un score unique par normalisation et pondération. La normalisation est la division du score d'impact de chaque catégorie par une grandeur de référence (généralement l'impact d'un homme sur terre pendant un an). Toutes les catégories impacts sont ainsi exprimées dans le même référentiel, en « équivalent citoyen du monde ». La pondération relativise les impacts entre eux selon un critère (avis d'expert, objectif réglementaire, choix de valeur, démarche de monétarisation de l'environnement...). Comme les catégories sont dans le même référentiel, on peut réaliser une somme pondérée. L'agrégation est alors déterminée par un choix subjectif.

La méthode Environnementale Footprint est construite sur des indicateurs midpoints, seule la seconde approche est utilisable. Elle fournit des valeurs de normalisation à l'échelle globale et de pondération actuellement basées sur des avis d'experts et du grand public, et prenant en compte la robustesse des indicateurs (Sala et al. 2018). D'autres pondérations pourraient être envisagées. Ainsi, depuis une dizaine d'années, le concept prometteur de limites planétaires est développé (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015). Il permet depuis peu de pondérer les impacts ACV non pas à dire d'expert, mais selon la situation actuelle face à ces limites (Vargas-Gonzalez et al. 2019; Sala et al. 2020). Enfin, dans les projets conduits dans l'Expérimentation, plusieurs pondérations ont été proposées (Encadré 6).

Encadré 6. Pondération des impacts ACV dans les projets

D'autres pondérations ont été proposées dans les projets, par exemple :

- L'équi-pondération est proposée par Interbev dans certains de ces scénarios. Il s'appuie pour cela sur une matrice de matérialité construite à partir d'interaction avec des parties prenantes. La principale conséquence est une importance moindre accordée au réchauffement climatique. Dans une moindre mesure, l'écotoxicité en eau douce est mise en avant. Testées sur des produits animaux, les conséquences de ce changement de pondération sont limitées sur les résultats.
- L'ITAB revient sur la construction des pondérations PEF et utilise les valeurs avant prise en compte d'un facteur de robustesse. Ceci fait accorder moins d'importance aux changements climatiques et aux pollutions aux particules fines et plus d'importance aux problèmes de toxicité et d'écotoxicité. Les impacts sont limités : la pondération PEF sans facteur de robustesse étant une situation intermédiaire entre l'équi-pondération et la pondération PEF avec facteur de robustesse. Les poids des indicateurs hors ACV et le processus d'agrégation de ceux-ci ont probablement des conséquences nettement plus importantes.

Sur une base de données de produits alimentaires du marché, constituée pour des expérimentations auprès de consommateurs (voir Annexe 2), nous avons évalué les effets des pondérations sur le score PEF amendé et par suite sur les classements des produits. Le Tableau 4 montre l'amplitude des changements de rangs induits par l'adoption des pondérations Vargas-Gonzalez et al. (2019), Sala et al. (2020), Interbev et ITAB, par rapport à la pondération initiale PEF. Les résultats sont présentés pour différentes catégories de produits et en séparant les produits avec un label Bio des autres. Les variations moyennes sont généralement d'assez faible ampleur, très fréquemment en dessous de 10%.

Tableau 4. Changements moyens de rangs (en %) des produits selon le type de pondération, en comparaison de la pondération PEF

Pondérations	Produits bio					Produits conventionnels				
	F&L	Produits Céréaliers	Produits sucrés	Viande-Œufs-Poisson	Produits Laitiers	F&L	Produits Céréaliers	Produits sucrés	Viande-Œufs-Poisson	Produits Laitiers
Vargas-Gonzalez et al. 2019	-1,7	-0,2	-0,8	-0,3	1,3	-2,4	-0,6	-0,7	-0,3	1,9
ITAB	0,7	-1,4	10,6	-0,2	-1,7	1,2	-0,6	2,6	-0,1	-2,4
InterBev	-1,6	-1,3	8,4	0,2	-1	-0,4	-0,1	3	0,4	-1,8
Sala et al. 2020	-4,8	3,7	4,4	-0,7	3,6	-3,7	2,4	0,6	-1,9	2,7

Au niveau des produits, dans 40% des cas, elles sont inférieures à +/- 1% et dans 82% des cas inférieures à +/- 2,5%. Elles ne dépassent les 5% que dans 4 configurations. Les sens de variation dépendent des catégories de produits. Il n'apparaît pas de tendances claires sur les types de produits et les modes de production.

Il serait utile de faire cet exercice sur une plus grande base de données, ce qui n'était pas possible dans le cadre de cette Expérimentation. A ce stade, il semble que ces changements de pondération appliqués aux indicateurs ACV ont un effet assez limité. Ceci a déjà été souligné par plusieurs auteurs, les valeurs de normalisation étant identifiées comme plus déterminantes que les valeurs de pondérations (Myllyviita et al. 2014; Prado et al. 2019; Muhl et al. 2021).

Sur cette base, le CS recommande l'usage des pondérations actuellement associées à la méthode EF (Sala et al. 2018), avec cependant une attention toute particulière vis-à-vis d'une éventuelle évolution de la méthode vers l'utilisation des limites planétaires, comme cela a été par exemple souligné par l'ITAB. Il conviendra de s'intéresser aux choix présentés dans Sala et al. (2020) qui propose un jeu de pondération actualisé (par rapport à Vargas-Gonzalez et al. (2019)) pour les indicateurs du PEF, mais qui reste cependant à consolider. Par exemple, pour l'usage des terres la pondération n'est pour l'instant construite que sur un indicateur d'érosion (il est donc partiel) mais les pondérations obtenues font que le land use apparait comme l'impact prépondérant avec 68% du score qui va dépendre de lui. Il est donc nécessaire que cela soit approfondi avant d'être utilisé.

1.2. Indicateurs agrégés et décomposés

Les pondérations précédemment discutées visent à construire un score unique pour l'affichage qui agrège l'ensemble des critères environnementaux retenus. Dans le cadre d'un affichage moins synthétique, une décomposition en sous-scores peut être faite. Cela pourrait permettre d'identifier des spécificités de certains produits ou modes de production, ou encore répondre à une attente plus précise des consommateurs. Chaque sous-score regroupe alors un ou plusieurs critères environnementaux au regard d'un enjeu ou d'une finalité. Pour définir ces sous-scores, il est pertinent de s'appuyer sur les aires de protection définies dans le cadre ACV.

Le premier sous-score « **biodiversité** » correspond à l'aire de protection « qualité des écosystèmes ». Il regroupe les impacts qui sont des drivers de l'érosion actuelle de la biodiversité.

Le second sous-score « **Santé environnementale** », de l'aire de protection santé humaine, représente les conséquences sur la santé des atteintes aux milieux. Il renvoie aux expositions environnementales liées aux émissions de contaminants dans l'air, les sols ou l'eau. Il n'inclut pas les expositions liées à présence de certaines molécules traces dans l'aliment (voir chapitre 1), de même que les liens entre la composition nutritionnelle et la santé ne sont pas présents ici.

Le troisième sous-score « **ressources** » renvoie à l'aire de protection de même nom et regroupe tous les éléments biotiques ou abiotiques fournis par la nature qu'utilise l'Homme dans ses activités économiques.

Un quatrième sous-score est identifié. Le « **réchauffement climatique** » est un impact environnemental de premier plan, clairement perçu par les consommateurs. L'attente sociétale est désormais grande pour que l'enjeu climatique soit au cœur de l'information apportée par l'affichage. Si des sous-scores sont utilisés, il apparaît comme important que le climat apparaisse indépendamment.

Bon nombre des impacts environnementaux ont des conséquences sur plusieurs aires de protection. Par exemple, l'épuisement de la ressource en eau a des conséquences évidentes sur le secteur agricole, mais il entraîne aussi des modifications des habitats et joue donc sur la biodiversité. Cette ressource est aussi un élément important de santé publique dans de nombreux pays. C'est aussi le cas du réchauffement climatique qui a et aura des conséquences sur les écosystèmes et la santé humaine, même s'il est traité séparément. Un impact contribue ainsi à plusieurs sous-scores, (comme pour les aires de protections dans les approches endpoints). Ceci est représenté par la Figure 10a. Il est à noter qu'en raison des contributions multiples, le score n'est plus alors la somme des sous-scores, ce qui pourrait potentiellement introduire une incompréhension. Pour des raisons de simplicité, il serait possible d'affecter un impact à un seul sous-score comme sur la Figure 10b, selon la conséquence jugée comme plus importante, cela permet alors d'avoir un score qui est la somme des sous-scores, mais ne rend pas visibles certaines causalités.

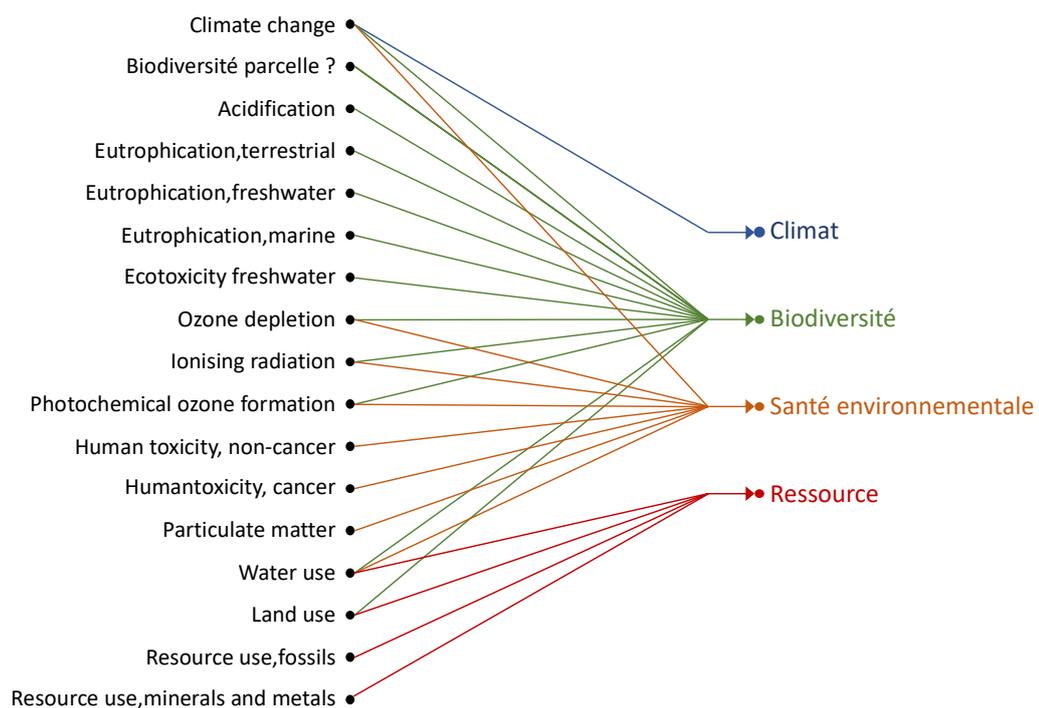


Figure 10a. Affectation des catégories d'impact aux sous-scores, règle de l'affectation multiple.

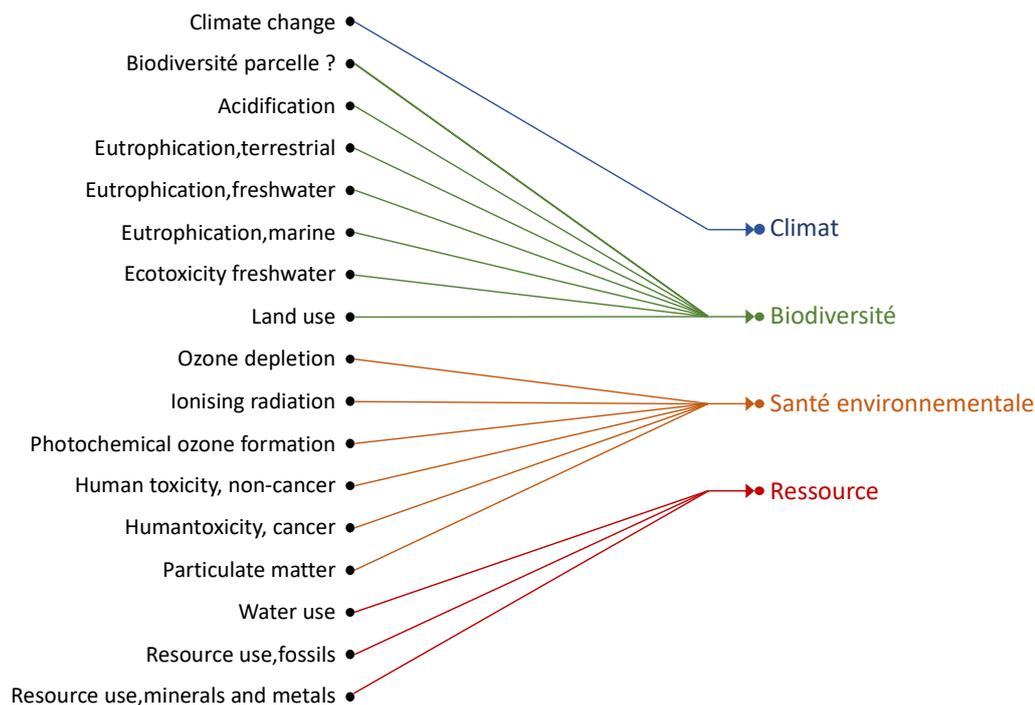


Figure 10b. Affectation des catégories d'impact aux sous-scores, règle de l'affectation unique.

1.3. Changement d'échelle

Le score unique de la méthode EF s'exprime en mPt (millipoint), le point étant une unité arbitraire, qui correspond aux impacts estimés d'un habitant sur une année (à l'échelle mondiale). Ainsi, si avec votre mode de vie (alimentation, habitat, transport...), vous dépassez la valeur de 2,74 mPt par jour, vous êtes au-dessus de cette moyenne mondiale.

Dans de nombreuses approches d'affichage, le choix est fait de changer d'échelle, avec plusieurs motivations, que l'on peut regrouper en deux grandes catégories :

- Changer de référentiel. Cela permet d'exprimer l'impact d'un produit alimentaire relativement aux autres aliments disponibles et non par rapport à une référence plus générique, d'inverser l'échelle (mettre une note élevée aux produits à faible impact), d'afficher une note sur 100 et non un chiffre à virgule...
- Passer à une échelle non linéaire. Si la mesure de l'impact est linéaire, la distribution des produits alimentaires vis-à-vis de celle-ci ne l'est pas. L'idée est alors d'introduire une non-linéarité entre l'échelle du score et l'échelle de l'affichage, pour que cette dernière puisse être pleinement utilisée (avec des valeurs tous au long de la gamme de variation et non pas qu'aux extrêmes). Les deux approches rencontrées sont l'utilisation d'une fonction logarithmique ou une approche par percentile (comme une approche par quintile pour faire cinq classes équiréparties A, B, C, D et E).

Lors de ce changement d'échelle, une attention toute particulière doit être apportée à l'équation (introduction de la non-linéarité) et aux bornes utilisées (construction de la référence), il s'agit de transformation des données qui doivent être transparentes et argumentées.

Certaines des méthodes proposées dans les projets ne paraissent pas réellement robustes. Elles créent des biais qui ont des effets sur les classements des produits. On propose une démarche pour un tel changement d'échelle dans l'Annexe 3.

Le changement d'échelle qui peut paraître utile pour construire un score, par exemple sur 0-100, utilisable pour l'affichage, modifie les distances entre produits. Par exemple, la transposition du score sur une échelle log de base 2 implique qu'une variation de 20 points dans cette échelle est équivalente à une variation de 50% dans l'échelle initiale du score. Pour simplifier, prenons uniquement un score de changement climatique pour des produits qui varie de 1 g_{eq}CO₂ pour le meilleur produit à 32 g_{eq}CO₂ pour le plus mauvais. Une même variation de 20 points sur l'échelle log correspond à des déplacements d'amplitude radicalement différente selon le point auquel elle est appliquée. Par exemple (dans une échelle inversée) remplacer un produit de score 10 par un produit de score 30, fait gagner un peu plus de 11 g_{eq}CO₂. Remplacer un produit de score 70 par un produit de score 90, fait gagner 1,4 g_{eq}CO₂. Cela signifie, si l'échelle est découpée en 5 niveaux de E à A, que substituer un produit de niveau E par un produit de niveau D induit un bénéfice environnemental près de 8 fois plus fort que le remplacement d'un produit B par un produit A. Ces effets ne sont pas nécessairement faciles à comprendre par l'ensemble des consommateurs.

2. Les indicateurs additionnels hors ACV

Plusieurs projets conduits dans l'Expérimentation proposent des indicateurs additionnels pour introduire des correctifs au cadre ACV de référence. On peut mentionner de façon non exhaustive :

- Transport
- Saisonnalité
- Déforestation
- Irrigation
- Infrastructure Agro Écologique (IAE)
- Stockage du carbone
- Certifications d'entreprises
- Politique environnementale des pays d'origine
- Espèces menacées
- Pesticides controversés
- Effets cocktails
- Substances non autorisées
- Origine
- Emballage
- Label
- Additifs
- ...

La liste des critères additionnels proposée dans les projets est longue et hétérogène. Le choix de ces indicateurs (et ensuite celui des pondérations) est important, car en jouant sur cette liste, on peut parvenir à des résultats très différents.

Il est important de noter que dans la plupart des projets, l'introduction de ces correctifs (i) se fait après le changement d'échelle mentionné précédemment et la transposition du score PEF en un score compris entre 0 et 100, et (ii) repose sur l'attribution de points (bonus-malus) sur cette échelle 0-100.

L'inclusion de ces critères additionnels poursuit trois grands types d'objectifs.

2.1. Pallier un manque de données

En premier lieu, les indicateurs additionnels peuvent chercher à **pallier un manque de données**. Modéliser l'ensemble du système technique lié à un produit particulier est un travail conséquent, conditionné par les données disponibles. Ainsi, Agribalyse est le résultat d'un effort collectif très important qui doit cependant être poursuivi pour préciser et actualiser les systèmes agricoles et alimentaires représentés. On en a déjà souligné les limites. On peut raisonnablement souhaiter avoir, dès maintenant, des résultats plus précis sans refaire des inventaires spécifiques. Agribalyse fournissant des valeurs « moyennes », la solution est de chercher à utiliser un correctif, par exemple parce que le produit vient de moins loin que la moyenne, ou d'un pays où l'agriculture utilise moins d'intrants, ou utilise une énergie plus propre... Dans ce cas, le correctif est proposé pour pallier une faiblesse actuelle des données d'inventaire et il doit être amené à disparaître quand celles-ci seront mises à jour. On peut considérer que les correctifs, proposés dans les projets, qui concernent la saisonnalité, le transport, certains aspects de l'emballage, l'origine... relèvent de ce type de correctifs.

Concernant cette première catégorie de correctifs, la priorité nous semble être de **privilégier l'amélioration des bases de données plutôt qu'inclure des indicateurs additionnels pour corriger les données**. Les propositions faites dans les chapitres précédents concernant la mise à jour d'Agribalyse (amélioration de données d'inventaires), et surtout la possibilité de considérer des valeurs semi-spécifiques, répondent pour une large part à cet enjeu de données disponibles.

Par exemple, plutôt que d'utiliser, pour un produit donné, la valeur moyenne de l'étape emballage de la catégorie, puis de mettre un correctif (bonus-malus) appliqué au score PEF (ce qui introduit des biais importants, on y revient plus loin), il vaut mieux mettre en place un dispositif qui permet d'emblée, soit sur la base de données disponibles dans AGB, soit à partir de données propres de l'entreprise, de spécifier le type d'emballage. Ceci peut être envisagé au moins sur les grands postes d'impacts. Autres exemples, un produit de saison peut être différencié par une modulation de l'étape de production agricole, en utilisant un coefficient correcteur en lien avec l'absence de serre chauffée ; un matériau d'emballage spécifique par un coefficient correcteur vis-à-vis de l'emballage générique pour tenir compte d'une recyclabilité plus importante ; et ainsi de suite. Dans certains projets, l'établissement d'abaques précis a été proposé pour automatiser ce type de calculs.

Ainsi, un correctif externe à l'ACV, exprimé sous la forme d'un bonus-malus et utilisé pour corriger une valeur moyenne, peut être remplacé, de façon plus rigoureuse, par un coefficient, appliqué à l'impact et à l'étape considérés dans le calcul de la valeur semi-spécifique du cadre ACV (sous réserve que ce coefficient soit argumenté), et cela avant le changement d'échelle.

Considérons par exemple un correctif « transport » mis en place pour moduler la valeur « moyenne » d'Agribalyse, de plus ou moins 5 points selon que le produit vient de France (+5) ou qu'il est importé (-5) (sur une échelle 0-100 après une transformation logarithmique en base 2). Ce correctif peut être appliqué soit au score PEF total, soit au seul indicateur climat, soit à la seule étape du transport de l'indicateur climat. Qu'est-ce que chacune de ces options signifie ?

Première option, appliquer ce correctif au score PEF global revient à réduire celui-ci de 16% pour les produits d'origine France et de l'augmenter de 19% pour les produits importés. Dans la mesure où ce que l'on cherche à corriger c'est la valeur de l'impact climatique de l'étape transport, de combien celle-ci devrait-elle être modifiée pour obtenir la même variation de score PEF global ?

Prenons deux produits théoriques, le produit A pour lequel la contribution de l'impact climatique de l'étape transport au score PEF est de 2% (c'est la valeur médiane des produits Agribalyse) et un produit B avec une contribution de 20%, dix fois plus donc.

Regardons à quoi correspond la variation de l'impact du transport pour correspondre à une augmentation de 19% de l'impact total (malus de -5). Pour le produit A, cela signifie que l'impact du transport est 10 fois plus important que celui du produit Agribalyse moyen et pour le produit B, un peu moins de deux fois que celui du produit Agribalyse moyen. Regardons maintenant une réduction de 16% (le bonus de +5). Pour le produit A, cela n'a pas de sens : en dessous d'une contribution de 16% du transport, il est mathématiquement impossible d'avoir une réduction de cette amplitude (en fait cela voudrait dire avec un impact négatif du transport) et si la contribution est égale à 16%, le bonus de +5 correspond alors à une absence totale de transport. Ceci est le cas pour 99,9% des produits Agribalyse, qui ont une contribution des transports inférieure à ce seuil de 16%. Pour le produit B, le bonus correspond à un transport un peu plus de cinq fois moins impactant. Avec de tels correctifs appliqués au score PEF total, on peut assez facilement tomber sur des valeurs qui ne sont pas crédibles, ce qui n'est pas du tout visible tant qu'on ne met pas en regard le correctif que l'on cherche à faire avec la valeur d'impact que l'on veut corriger.

Deuxième option, si le correctif est appliqué à l'indicateur climat (toutes étapes confondues), le même raisonnement peut être conduit, avec des résultats similaires, mais pour l'impact climatique et non le score unique. La contribution du climat au score unique est en moyenne de 20% dans Agribalyse, un correctif de +/-5 sur le climat revient donc, en moyenne, à un correctif sur le score unique de +/- 1 et a donc moins de conséquence sur le résultat final (de l'ordre de +/- 3,5%). Les variations des impacts du transport qui correspondent sont alors, en cas de malus, presque un triplement du transport (x2,7) pour le produit A et plus 20% pour le produit B et, en cas de bonus, toujours une impossibilité pour le produit A et une diminution de 17% du transport pour le produit B.

Il faut noter en outre que le résultat de ce correctif ne dépend pas seulement de l'impact du transport, mais aussi de la contribution du transport au résultat total. Il dépend donc des autres étapes, ce qui biaise l'interprétation du correctif. Si nous avons deux produits ayant le même impact en transport, mais des scores PEF différents, le correctif transport aura des conséquences différentes. A bonus de transport identique, celui qui a le plus gros impact se trouve avantagé !

Troisième option, si maintenant on suppose que le correctif est appliqué à la seule étape du transport de l'indicateur climat, alors ceci revient à moduler de -16% ou +19% l'impact de cette étape. Cette amplitude demande évidemment à être justifiée. Mais il est beaucoup plus facile de le faire dans ces termes puisque le correctif est posé sur une même échelle que la valeur qu'il est censé moduler et que le résultat ne dépend que de l'étape corrigée.

Cet exemple montre que la mise en place d'un correctif après le changement d'échelle, basée sur une démarche additive appliquée au score 0-100, ne donne pas de réelles garanties de transparence et de crédibilité des ajustements réalisés. Encore une fois, tant que le correctif (bonus/malus) n'est pas mis en regard, sur la même échelle, de l'impact qu'il cherche à modifier, on ne peut pas véritablement s'assurer de la pertinence des ajustements envisagés à travers ce correctif.

En fait, il est toujours possible d'appliquer le correctif au facteur d'impact concerné avant le changement d'échelle, de façon plus argumentable qu'après le changement d'échelle. Ceci permet de donner de la transparence à la démarche et de véritablement discuter de la crédibilité de l'ampleur du correctif (nombre de points), et cela parce que le correctif est directement commensurable au facteur d'impact qu'il corrige. Ceci n'est pas vrai avec les bonus/malus mis en place après le changement d'échelle : pourquoi un bonus-malus de +/-5, et pas de +/-8 ou +/- 10... ? L'ajout de ces bonus/malus laisse beaucoup de place à des choix arbitraires et difficilement argumentables.

Pour résumer, si l'on veut corriger la contribution d'une étape (phase agricole, transport, transformation...) sur un impact (changement climatique, écotoxicité, ...), appliquer un correctif après le changement d'échelle soulève trois problèmes :

- la grandeur de la correction n'est pas directement perçue et sa justification moins transparente ;
- le résultat de la correction va dépendre aussi des autres étapes ;
- le résultat de la correction va dépendre aussi des autres impacts.

Appliquer les correctifs, (1) avant le changement d'échelle, (2) à l'étape considérée et (3) sur l'impact concerné permet de résoudre ces trois difficultés.

2.2. Intégrer des enjeux environnementaux non ou insuffisamment captés dans le cadre ACV

Le correctif peut concerner la **dimension environnementale**. La méthode EF résulte de la construction d'un consensus et est destinée à tous les secteurs d'activité. Elle repose sur un certain état des connaissances. Des évolutions récentes des connaissances scientifiques ainsi que les spécificités du secteur alimentaire peuvent nécessiter des adaptations pour introduire dès à présent des dimensions environnementales supplémentaires ou préciser certaines existantes. On a proposé en section 3 des améliorations, précisément pour répondre à ce type d'objectif. Certains correctifs proposés dans les projets visent également à mieux rendre compte de ces dimensions environnementales mal captées¹³, mais en passant par un système de bonus-malus appliqué après le changement d'échelle. Cette manière de faire soulève cependant des difficultés.

Prenons l'exemple de la biodiversité à la parcelle, dont on a dit plus haut qu'elle restait mal représentée par le cadre de référence de base du PEF (c'est la raison pour laquelle nous avons proposé d'introduire un critère pour cette biodiversité dans l'ACV).

Certains projets proposent d'introduire des correctifs, hors ACV, basés sur des systèmes de pratiques agricoles ou la présence d'infrastructures agroécologiques, ou encore d'introduire des correctifs associés aux labels pour rendre compte de bénéfices environnementaux non captés dans le cadre ACV de base. Comme précédemment, ces correctifs sont parfois appliqués au score PEF global (Eco-Score). Là encore, faire dépendre le résultat du correctif des scores obtenus dans les autres impacts biaise l'évaluation et complexifie l'interprétation. Pour reprendre un exemple extrême, il n'y a pas de raison de réduire les émissions de particule et de gaz à effet de serre des machines agricoles du fait de la présence d'infrastructures agroécologiques.

Supposons maintenant, comme dans le Planet-Score de juillet 2021, que le correctif biodiversité est appliqué aux trois indicateurs (acidification, eutrophisations et écotoxicité) qui composent le sous-score biodiversité. **Ce correctif doit bien évidemment s'appliquer uniquement à l'étape agricole** (il ne serait pas concevable, par exemple, de réduire l'eutrophisation consécutive à des rejets d'eaux usées d'une usine de transformation en aval de la chaîne de valeur, en raison de pratiques agricoles aux champs différentes en amont). Il faut alors discuter les grandeurs et les raisons des modifications.

Dans le Planet-Score, les correctifs appliqués, après changement d'échelle, sont des malus de -10 (pesticides controversés), de -15 (substances non autorisées), de -5 (origine) et de -8 (label), pour un

¹³ On peut remarquer que l'une des forces de l'ACV est d'être une approche générique, pouvant être mise en œuvre dans tous les secteurs d'activités. Il est important de préciser que des correctifs sur l'affichage, ou sur une dimension environnementale spécifique au secteur alimentaire, vont à l'encontre de cette généralité. Un score ACV corrigé peut permettre de mieux appréhender certains enjeux de l'alimentation par rapport à un résultat non corrigé. Cela pourrait se justifier afin d'éclairer des comparaisons dans et entre les catégories d'aliments. Mais un score ACV corrigé spécifiquement pour un secteur donné, ici l'alimentation, ne permet plus une comparaison vis-à-vis d'autres secteurs d'activités. Par exemple, l'impact de l'alimentation d'une personne ne pourrait plus être comparé aux impacts de ses dépenses de loisir ou de son mode de vie en général. Plus les correctifs liés à l'affichage seront nombreux, moins cela sera possible.

malus total donc de -38, ce qui correspond à un impact augmenté de 273% ; les bonus sont de +5 (origine) et +14 (label) pour un total de 19 et donc une réduction de l'impact de 48%.

L'acidification contribue en moyenne pour les produits Agribalyse pour 31%, l'écotoxicité pour 28% et les eutrophisations pour 41%¹⁴ au sous-score biodiversité. Des trois composantes de ce sous-score biodiversité, on peut considérer que les malus se rapportent principalement à l'impact d'écotoxicité. On peut donc regarder les modulations de l'indicateur d'écotoxicité qui correspondent aux corrections maximales envisagées.

Pour les malus, si l'on considère que l'augmentation de 273% correspond à une augmentation de l'écotoxicité (28% du sous-score), ceci revient à multiplier l'impact de référence d'Agribalyse par 10. Pour les bonus, annuler complètement l'impact de toxicité ne suffit pas, il faudrait en complément réduire par exemple les eutrophisations de moitié pour atteindre une réduction de l'ordre de 48%. Ainsi ces correctifs reviennent à dire ici (1) que le produit conventionnel (avec malus) présente un impact en écotoxicité 10x plus grand que la référence Agribalyse et (2) que le produit bio (avec bonus) n'a aucun impact en termes d'écotoxicité et des impacts d'eutrophisation réduits de moitié. Ce sont ces grandeurs là qu'il faut alors justifier et argumenter pour s'assurer que les nombres de points attribués aux bonus et malus sont crédibles. Dans l'hypothèse où les données disponibles ne permettraient pas de justifier des effets d'une telle amplitude, cela signifierait que la mise en œuvre du correctif reviendrait, non seulement à modifier l'impact des indicateurs concernés, mais aussi les poids qui leur sont attribués. Ceci doit être transparent.

On le voit, passer par des bonus/malus externes rend inutilement l'analyse plus complexe. En fait, mathématiquement, on peut toujours calculer un ou des ajustements équivalents, dans la métrique de l'ACV, aux correctifs additifs (bonus/malus) introduits après le changement d'échelle. Une première difficulté soulevée par les correctifs bonus/malus réside dans le fait que le résultat obtenu dépend des autres impacts et ceci sans raison. Par exemple avec le système de bonus/malus appliqué sur le PEF, le résultat du bonus « production bio » présentera un bénéfice plus important pour les productions ayant plus d'impact dans les autres catégories. Ainsi pour deux systèmes productions biologiques, le bénéfice sera plus grand pour celui qui consomme le plus de carburant, ce qui est difficilement justifiable.

L'autre difficulté est que ces correctifs ne sont pas directement commensurables avec les valeurs d'impacts qu'ils sont censés corriger. Ceci rend non transparent l'impact du correctif, à la fois, sur la modulation du facteur d'impact considéré et sur le poids qui lui est attribué. Par exemple, si un bonus est attribué à un mode de production au titre de ses effets bénéfiques en matière de biodiversité à la parcelle (voir annexe 1), et si ces effets bénéfiques sont deux fois plus importants que ceux liés à une production conventionnelle, alors attribuer un bonus de 15 points signifie accorder de l'ordre de vingt fois plus d'importance à cette biodiversité qu'au réchauffement climatique.

Il est ainsi nécessaire d'explicitier les poids et les avantages qui correspondent aux bonus/ malus. Le nombre de points attribués par les bonus-malus est très difficilement justifiable puisque non rapporté à l'échelle de grandeur de la variable (ou des variables) qu'ils affectent. Cette démarche s'avère assez peu transparente, et ce d'autant plus que le nombre de bonus/malus est plus élevé (sur le transport, les labels, la saisonnalité...). Etablir, et du coup justifier, les impacts réels des correctifs sur les différents facteurs d'impacts associés devient alors très difficile. Cette absence de transparence rend difficile le débat sur les bases scientifiques des correctifs bonus/malus proposés dans les projets. Pour aller plus

¹⁴ L'acidification représente en moyenne, pour les produits Agribalyse, 12% du score PEF, l'écotoxicité 11% et les eutrophisations terrestre et marine 9% et 7% respectivement. Ce sous-score représente donc en moyenne 39% du score PEF et on peut donc en déduire les contributions respectives des trois impacts au sous-score mentionnés ici.

loin, l'annexe 5 revient sur les correspondances entre un bonus/malus et l'introduction d'un nouveau critère ACV.

En considérant toujours l'exemple de la biodiversité à la parcelle, la solution basée sur des bonus/malus nous paraît donc moins rigoureuse que celle que nous avons proposée plus haut. En effet, dans l'attente de disposer d'indicateurs faisant consensus pour quantifier les relations aliment-biodiversité, la solution reposant sur la création d'une catégorie d'impact dans l'ACV présente plusieurs avantages : (i) la démarche est transparente, puisqu'elle impose d'explicitier (sur la base de la littérature scientifique) l'amplitude des bénéfices attribués à divers systèmes de pratiques (ou labels) par rapport aux modes de production conventionnels ; (ii) la démarche est transparente quant au poids donné à cet indicateur, puisqu'il est directement comparable à celui donné à tous les autres ; (iii) le système est évolutif car facilement révisable en fonction du progrès des connaissances, puisqu'il suffira de remplacer le mode de calcul de cet indicateur par une nouvelle méthode dès qu'elle sera disponible (iv) le résultat est indépendant des étapes non agricoles et des autres impacts.

2.3. Amplifier les écarts entre produits obtenus.

Les correctifs additionnels peuvent enfin viser à **amplifier les écarts entre produits** établis sur la base du cadre de référence ACV. Ce faisant on distord la relation aliment-environnement calculée sur la base de l'ACV pour des raisons autres que la représentation des impacts environnementaux.

Une première raison qui conduit certains projets à vouloir amplifier les écarts entre produits est liée à la question de la sensibilité du score PEF : des actions, que l'on peut vouloir chercher à favoriser, ne se traduisent pas nécessairement par des modifications significatives du score PEF. Du coup, elles ne sont pas rendues visibles aux yeux des consommateurs, par exemple dans le cadre d'un format d'affichage en 5 niveaux (Lettres A B C D E).

Par exemple, la part de l'emballage étant globalement assez faible, il est possible que deux produits, avec deux emballages différents, aient au final des scores PEF assez proches (et donc une lettre identique). Ceci peut venir contredire des croyances initiales de consommateurs qui considèrent que l'emballage est un facteur d'impact majeur et, de ce fait, rendre peu crédible à leurs yeux le score calculé. Pour certains projets, il faut donc amplifier ces impacts en les surpondérant par des bonus/malus selon les types d'emballage. Autre exemple, le score PEF peut paraître insuffisamment varier en fonction de certains leviers d'action dont disposent les entreprises et les filières. Pour malgré tout créer de la différenciation entre les produits, certains projets proposent d'inclure dans le score environnemental des critères liés aux « engagements » des acteurs, non pas au titre des impacts environnementaux des produits, mais pour améliorer la position dans le classement d'entreprises engagées dans des actions qui attestent d'un engagement environnemental (certaines pratiques agricoles comme la réalisation régulière de bilans azotés ou d'un bilan carbone, une démarche de certification ISO ou un label environnemental, un reversement d'une partie du chiffre d'affaire à des ONG de préservation de l'environnement ...).

Il nous paraît délicat de chercher à distordre les relations aliment-environnement en réponse à ce premier type d'arguments. Vis-à-vis des consommateurs, par exemple, l'affichage doit avoir plutôt une valeur pédagogique et donc leur permettre de réviser leurs évaluations si elles s'avèrent mal fondées. L'enjeu est plutôt dans la construction de la confiance vis-à-vis des informations données, de façon à ce que les consommateurs les acceptent et les comprennent. Dans cette perspective, **la priorité nous semble être de considérer ces dimensions dans la réflexion sur les formats d'affichage plutôt que par leur intégration dans le calcul du score environnemental**. Il nous paraît ainsi préférable de chercher à répondre à cet enjeu lié à la sensibilité des calculs aux divers leviers d'action, plutôt à travers le choix des formats d'affichage (par exemple, en ne se limitant pas à une échelle en cinq niveaux ou

en introduisant une valeur numérique ; ou en augmentant le nombre de niveaux ; ou en jouant sur les seuils entre niveaux... cf. section 6) plutôt qu'en modifiant le score environnemental.

Une deuxième raison susceptible de conduire à modifier les écarts entre produits relève d'arguments stratégiques ou de cohérence avec d'autres objectifs de politique publique. Il peut s'agir, par exemple, de soutenir des activités ou des systèmes de production pour des raisons autres qu'environnementales, au titre par exemple d'arguments d'aménagement de l'espace ou de la valorisation de certains territoires. Ainsi des produits moins bien notés sur le plan environnemental pourraient ne pas être pénalisés (ou moins) grâce un correctif non environnemental. Par exemple, un correctif « service de maintien des stocks de C » pourrait être utilisé dans cette optique : ce point n'est pas associé à des impacts environnementaux actuels (pas de flux), mais viserait à prévenir des risques de ce type à long terme. Ces objectifs relèvent de choix politiques ou stratégiques et moins d'arguments scientifiques.

Encadré 7. Quelques exemples de scores proposés dans les projets

Différentes propositions ont été faites dans les projets pour la construction de scores environnementaux. Un certain nombre de projets s'en sont tenus au score unique PEF (Yukan), en le convertissant ou non sur une échelle 0-100. D'autres ont inclus des indicateurs additionnels. Adepale a ainsi inclus un critère d'engagement d'entreprise, dont l'objet est d'amplifier des écarts entre produits de façon à rendre visibles des différences non visibles sur la base du score PEF. Interbev, dans une première étape, intègre des correctifs au sein du cadre ACV (Knudsen, stockage carbone...), qui permet de modifier dans une certaine mesure la position relative (sur le score PEF) des différents systèmes de production de viande bovine. Pour pousser plus loin ces modifications de classements, deux indicateurs additionnels hors ACV sont ajoutés (infrastructures agro-écologiques et maintien des stocks de carbone). Ces deux indicateurs sont affectés d'un poids de 50% et corrigent globalement le score PEF. Ce faisant, le poids de l'indicateur climat dans le score final devient très faible. L'Eco-Score mobilise les données moyennes d'Agribalyse et des correctifs de types bonus-malus après changement d'échelle. Ceux-ci sont appliqués au score PEF global, sans distinguer les indicateurs ACV et les étapes concernées. Ces correctifs visent plusieurs objectifs : spécifier les données génériques d'Agribalyse, intégrer des dimensions environnementales additionnelles, amplifier les écarts entre produits. La valorisation par des bonus de certains labels se traduit en moyenne par un gain d'un niveau dans le classement en cinq niveaux. Le Planet-Score s'inscrit totalement dans le cadre de l'ACV, en proposant des ajustements méthodologiques qui s'appliquent, tous, à un ou des indicateurs ACV. Certains correctifs sont mis en œuvre avant le changement d'échelle, d'autres après. Les correctifs externes visent à spécifier les données moyennes d'Agribalyse, ou à inclure des impacts environnementaux additionnels. Sur ce plan, les correctifs externes sur la toxicité et l'écotoxicité sont affectés de niveaux élevés de bonus-malus, qui corrigent les valeurs d'impact des indicateurs ACV concernés, mais affectent aussi les poids de ces indicateurs dans le score final. A total, l'ensemble des modifications a des effets importants, par exemple en mettant en exergue une différenciation entre fruits et légumes bio (en A) et non bio (en B) qui ne serait pas possible sur la base du score PEF non corrigé.

3. Quelques analyses de sensibilité

Pour mieux cerner la sensibilité des classements des produits aux éléments pris en compte dans les calculs, plusieurs correctifs ont été testés sur la base de données de 290 produits utilisée pour les expérimentations auprès des consommateurs présentés dans la section 5. La base de données est décrite dans l'Annexe 3. A partir des données Agribalyse corrigées par la recette, le transport, l'emballage,¹⁵ on a d'abord cherché à tester les conséquences de deux correctifs sur les rangs des 290 produits :

¹⁵ Les ACV des produits utilisés pour cette analyse de sensibilité, issues de la base de données Agribalyse, considèrent pour l'étape agricole (sortie de ferme) une production moyenne française (donc proche de la production conventionnelle) et non pas une ACV spécifique des filières considérées en l'occurrence ici la production biologique. Pour certains impacts, cela conduit à utiliser des impact plus faibles et pour d'autres plus forts, que si l'on avait utilisé les données ACV des systèmes bio disponibles dans Agribalyse Production agricole.

- Le correctif “biodiversité” en considérant un avantage de biodiversité à la parcelle pour les productions biologiques de 30% et un poids accordé à cet impact identique à celui du réchauffement climatique.
- Un correctif “toxicités” qui simule les conséquences (1) d’ajouts de facteurs de caractérisations pour des pesticides qui n’auraient jusqu’à présent pas été comptabilisés pour les productions conventionnelles et (2) une réduction des toxicités pour les productions bio pour simuler l’absence de certains traitements. Le correctif est ici extrême : on double les impacts de toxicités humaines et d’écotoxicité pour les productions conventionnelles et on les annule pour les productions biologiques.

Ces deux correctifs modifient les classements de produits entre eux et entraînent des changements de rangs. Les résultats par catégorie d’aliments sont présentés dans le Tableau 5. Pour avoir un rang relatif à la catégorie du produit, le rang de celui-ci a été normalisé par l’inter-rang de sa catégorie (écart de rang entre le produit le plus mauvais et le produit le meilleur de la catégorie). La formule suivante a été utilisée :

$$r_{cat}(p) = \frac{r(p) - r_{cat,min}}{r_{cat,max} - r_{cat,min}}$$

Le Tableau 5 montre les écarts de rangs à l’intérieur des catégories de produits entre produits bio et conventionnels. Les résultats sont variables selon les catégories de produits. D’une façon générale, les correctifs améliorent la position des produits bio et dégradent la position des produits conventionnels, mais l’amplitude dépend des catégories. Elle est plus marquée pour les boissons (rang du bio amélioré de 30% en moyenne par rapport au conventionnel), les matières grasses (29%), les produits céréaliers (33%), les produits sucrés (28%) et les produits de la mer (18%).

Tableau 5. Variation d’écart de rang moyen après correction (toxicité et biodiversité) entre les produits biologiques et conventionnels dans chaque catégorie de produits

	Nb. produits		Delta (bio versus standard)		
	Bio	Conv.	Correctif Tox	Correctif Biodiv	Correctif Tox & Biodiv
aides culinaires et ingrédients divers	0	2	0%	0%	0%
boissons	4	4	22%	5%	30%
entrées et plats composés	8	49	9%	1%	6%
fruits, légumes, légumineuses et oléagineux	16	19	10%	0%	10%
glaces et sorbets	4	12	13%	2%	12%
lait et produits laitiers	18	34	9%	2%	8%
matières grasses	4	5	30%	2%	29%
produits céréaliers	13	24	31%	6%	33%
produits sucrés	4	4	33%	1%	28%
œufs	2	4	10%	5%	9%
produits de la mer	4	17	14%	7%	18%
viandes	14	25	7%	2%	7%

C'est le correctif toxicité qui crée les écarts les plus importants. Il faut néanmoins noter que le correctif testé repose sur des hypothèses fortes quant aux écarts d'impacts toxicité entre bio et conventionnel, qui seraient à valider.

Ces correctifs ont donc des effets significatifs sur les classements au sein des catégories d'aliments. Créent-ils des écarts qui modifieraient les classements sur l'échelle de toute l'alimentation ? Pour répondre à cette question, un autre test a été fait avec quatre scénarios différents :

- Le scénario de référence basé sur des données Agribalyse corrigées par la recette, le transport, l'emballage.
- Un correctif biodiversité seul (30% d'amélioration pour le bio par rapport au conventionne, avec un poids donné à cet indicateur biodiversité égal à celui du changement climatique).
- Le correctif biodiversité et un correctif toxicité (ce sont ces valeurs qui sont utilisés dans les expérimentations décrites en section 5).
- Un correctif basé sur une modification du score PEF, réduit de 50% pour les produits bio et de 20 pour le Label Rouge. Il s'agit ainsi de simuler un bonus « label » de 20 points pour le bio et de 10 points pour le label rouge, appliqué au score PEF global (voir les discussions plus haut sur les difficultés soulevées par une telle démarche).

Le Tableau 6 donne la fréquence des changements de classements à hauteur d'au moins un quintile induit par chaque scénario en comparaison du scénario de référence (changement d'au moins une lettre pour un affichage en cinq niveaux). Il ressort que le correctif 'biodiversité seul' améliore d'une lettre 10% des produits de la base, le correctif biodiversité et toxicité améliore d'une lettre 14% des produits de la base, le correctif du score PEF améliore d'une lettre 35% des produits de la base. Globalement, les correctifs améliorent le positionnement des produits bio, mais la fréquence des changements d'au moins une lettre est variable selon le correctif appliqué.

Tableau 6. Impacts de correctifs sur les changements de classements (au moins une lettre) par rapport au classement basé sur les données d'Agribalyse

	Ajout indicateur biodiversité (poids = climat ; bio = +30% de biodiversité)	Scénario tests consommateurs (avec des correctifs plus poussés tox et biodiv)	Réduire de 50% score PEF du bio et 20% pour LR
Fréquence de changements de lettre par rapport au scénario de référence	10% des produits changent d'une lettre (sur 5 niveaux)	14% des produits changent d'une lettre (sur 5 niveaux)	35% des produits changent d'une lettre (sur 5 niveaux)

4. Conclusion

D'une façon générale, concernant l'inclusion d'indicateurs additionnels hors cadre ACV et visant à moduler les résultats pour des raisons environnementales, il nous paraît important de se doter d'un principe de parcimonie qui consiste à essayer d'en inclure le moins possible tout en maîtrisant leurs effets sur le score synthétique, car ils peuvent être majeurs.

Nous avons distingué trois fonctions données à ces correctifs dans les projets. La première, pallier un manque de données, doit être priorité être traitée par l'amélioration des bases de données et le développement des approches semi-spécifiques (voir section 2).

La seconde concerne l'intégration de dimensions environnementales mal ou pas captées dans le cadre de référence ACV. La priorité nous semble ici être à l'intégration de données scientifiquement fondées dans la modélisation des indicateurs au sein de l'ACV. Des correctifs additionnels peuvent cependant être envisagés sur des sujets encore mal décrits comme la fin de vie des emballages, ou les effets des changements d'usage des sols sur les stocks de carbone. De façon générale, ces correctifs doivent être mis en œuvre en restant dans la métrique ACV, et cela avant de procéder au changement d'échelle. Il est toujours possible d'introduire une surcote ou une décote multiplicative sur le ou les impacts considérés, sur la ou les étapes à modifier, et ceci avant d'effectuer les transformations d'échelle nécessaire à la construction de l'affichage

Dans cette perspective, certaines règles doivent être appliquées pour garantir une rigueur dans leur construction :

- Toute introduction d'un correctif doit être argumentée au regard d'un enjeu environnemental explicite et sa grandeur justifiée. Le processus d'agrégation de l'indicateur additionnel avec le score initial doit être transparent et justifié.
- Un indicateur additionnel ne doit pas être redondant avec des éléments déjà présents dans l'ACV, ni avec un autre correctif (on ne corrige pas deux fois la même chose).
- Un correctif portant sur une étape dans le cycle de vie du produit (production, transformation, transport...) ne doit s'appliquer qu'à celle-ci et non aux autres étapes.
- Un correctif portant sur une catégorie d'impact (changement climatique, toxicité) ne doit s'appliquer qu'à celle-ci et non aux autres catégories.

La troisième fonction concerne l'amplification des écarts entre produits, les calculs d'impacts ne permettant pas toujours de mettre en avant tel ou tel produit, ou tel ou système de production, jugé important pour des raisons stratégiques ou dans d'autres politiques publiques. On a vu que les améliorations apportées au cadre ACV de base permettent de mieux rendre compte des bénéfices environnementaux de certains modes de production (bio / conventionnel ; extensif / intensif), mais les positions relatives des différents groupes d'aliments ne sont pas forcément beaucoup modifiées.

Comme nous l'avons souligné, il nous paraît important d'intégrer, autant que faire se peut, au sein même du cadre ACV, les modifications à apporter pour répondre aux limites déjà mentionnées de différents indicateurs environnementaux. C'est une façon de garantir la transparence et un débat public clair sur les poids accordés par la société aux différentes dimensions environnementales.

Reste que les résultats obtenus peuvent ne pas être totalement en accord avec des choix politiques faits par ailleurs. A cet égard, si le système d'affichage paraît insuffisamment sensible à certains leviers d'action, il faut en priorité examiner dans quelle mesure les formats d'affichage (section 5) peuvent malgré tout rendre visibles les écarts entre produits, plutôt que modifier les scores environnementaux en introduisant des critères additionnels qui distordent la relation aliment-environnement établie dans le cadre de base. Avec l'utilisation de ces indicateurs additionnels, le risque existe en effet que l'on perde en degré de justification scientifique (la relation aliments / environnement) ce que l'on gagne sur ces autres dimensions. Le risque est que le score final soit décorrélé du score obtenu dans le cadre de référence de base, et en particulier de l'indicateur climatique. Les correctifs externes proposés dans certains projets ont pour conséquence d'amoindrir, voire d'annuler, l'impact de l'indicateur climat.

Ces différents éléments nous semblent soulever des questions stratégiques importantes à considérer dans la réflexion sur les indicateurs additionnels et le système de pondération du système d'affichage environnemental à privilégier, mais dont les fondements sont moins scientifiques que politiques.

Section 5

Quels formats d'affichage proposer ?

On suppose à présent que l'on dispose, sur la base des acquis des chapitres précédents, d'une mesure quantitative d'impact environnemental. Ce score permet de décrire, dans une unité de mesure homogène, les impacts environnementaux associés à chaque produit. C'est, par exemple, une échelle allant de 0 à 100. On suppose aussi que ce score est possiblement décomposable en quelques sous-ensembles, comme par exemple l'impact sur le climat ou l'impact sur la biodiversité.

Sur cette base, il nous faut maintenant préciser comment va être utilisé pratiquement, pour chaque produit offert sur le marché, ce score environnemental afin d'informer le consommateur. Nous appelons 'format d'affichage' cette transposition du score retenu (et de son éventuelle décomposition en sous-ensembles), en un visuel proposé au consommateur en face avant de l'emballage de chaque produit, ou sur un écran si la vente ou l'information *via* des applications se fait en ligne.

Cette transposition en un 'format' recouvre deux dimensions : d'une part, le **format graphique** proprement dit et d'autre part, la **calibration**, c'est-à-dire la transposition précise du score (et de son éventuelle décomposition) en une métrique adaptée au consommateur.

Les enjeux liés au choix d'un format sont importants, car les options sont nombreuses. Les liens qui se tissent entre format et comportements des consommateurs sont complexes. En matière d'alimentation, la question de l'affichage nutritionnel a dû être traitée, pour les pouvoirs publics comme pour les parties prenantes privées, avant que la question de l'affichage environnemental ne se pose. Ainsi, de nombreux formats d'affichage nutritionnels ont-ils été conçus, expérimentés et évalués. Ces expériences accumulées en nutrition peuvent, dans une certaine mesure, servir de base à la réflexion sur le format d'affichage environnemental. Nous appuierons une partie de ce chapitre sur ces connaissances.

Pour éclairer le choix d'un format, nous retenons que son objectif premier est de conduire à des changements de comportements alimentaires des consommateurs en vue de réduire leurs impacts environnementaux. Mais le choix du format a nécessairement également des effets sur les entreprises et les filières qui peuvent répondre à travers des adaptations en prix, en formulation et modes production, en gamme... Favoriser aussi des actions des entreprises dans un sens d'amélioration environnementale peut aussi être recherché. Ces dimensions peuvent aussi entrer en ligne de compte dans le choix d'un format d'affichage.

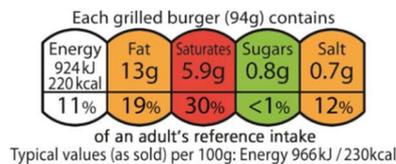
Enfin, il ne s'agit pas ici nécessairement de choisir et de proposer un format idéal et fermé. Il s'agit plus modestement de définir, sur la base des connaissances disponibles, les caractéristiques de formats que les pouvoirs publics devraient éviter – car leur absence d'effet a été démontrée en nutrition – et ceux qui permettraient probablement d'obtenir les meilleurs effets attendus sur les consommateurs finaux.

Dans cette perspective, nous présentons tout d'abord (1) un exemple concret, issu de la nutrition, qui permet de brosser à grands traits deux formats possibles et les enjeux associés pour le consommateur. Nous décrivons ensuite (2) sept grandes variables qui caractérisent les formats et les principales modalités que peuvent prendre ces variables. Le point (3) présente les résultats empiriques, souvent issus des études portant sur l'affichage nutritionnel, qui permettent d'identifier les modalités à retenir pour qu'un format pèse effectivement sur les comportements des consommateurs dans le sens attendu par les pouvoirs publics. Au point (4), nous discutons ce qui, du point de vue du consommateur, relève spécifiquement du domaine des impacts environnementaux et qui justifie donc de particulariser le format retenu dans ce domaine. Le point (5) présente les résultats de deux études récentes dédiées au format d'affichage environnemental qui ont été conduites pour le présent travail. Elles permettent d'affiner les préconisations de format propres aux impacts environnementaux. Ces études pointent aussi des éléments qui restent ouverts à la décision politique. Nous éclairons alors les

liens entre choix politique et choix de format. Le point (6) identifie les zones d'ombres qui demeurent et qui pourraient faire l'objet d'études complémentaires et conclut ce chapitre.

1. Un exemple de formats alternatifs

Prenons pour commencer l'exemple de deux formats nutritionnels connus, largement utilisés. Cet exemple permet d'introduire la notion de 'variable d'un format' et d'en présenter quelques enjeux.



Le premier format est le Traffic-Light Multiple (TL) (Grunert et Wills, 2007), le second le Nutri-Score (NS) (Julia, Etilé, Hercberg, 2018). Ils sont tous deux calculables à partir d'un même score nutritionnel (comme le score FSAM/HCSP, (Rayner, Scarborough et Lobstein, 2009)), et sa décomposition en sous-ensembles). Leurs formats sont néanmoins très différents. NS n'affiche que le seul score synthétique alors que TL en détaille ses composantes (calories, sucre, etc.). NS retient cinq niveaux de qualité alors que TL n'en retient que trois pour chaque composante. NS qualifie chacun des cinq niveaux par une lettre (ABCDE) à laquelle est associé une couleur alors que TL associe à la couleur un qualificatif (élevé, moyen, faible), une mesure de chaque composant du score faite en quantité (en g ou kcal pour l'énergie) rapportée à la portion (calories, poids de sucre, etc.) et enfin une mesure faite en pourcentage de l'apport recommandé par jour de chaque nutriment.

Si le critère de jugement de la qualité d'un format est la quantité d'information délivrée, alors TL l'emporte largement sur NS, même si ce dernier a moins de niveaux. Les deux formats portent des jugements de valeur – ils sont tous les deux interprétatifs – mais NS porte un jugement global sur le produit ce que ne fait pas TL. L'interprétation apportée par le TL est doublement plus précise : il porte sur les composants et non sur le produit, il comprend des informations numériques complémentaires (en grammes et pourcentage) se rapportant à la portion du produit (l'attribution des couleurs, elle, se fait sur la base des 100g ou 100ml). Enfin, notons que NS positionne chaque produit sur une échelle entièrement présente sur le format (les cinq couleurs possibles), ce que ne fait pas TL.

Sur quelle base privilégier un format plutôt qu'un autre ? Le premier critère est l'impact effectif de chaque format sur les changements de comportements des consommateurs. Avec un tel critère, NS l'emporte sur TL et il est facile de comprendre pourquoi : en affichant la qualité nutritionnelle globale du produit, NS aide directement à la décision de choix. En affichant tous les niveaux de qualité, NS permet de comparer aisément deux produits pour lesquels le consommateur hésite. En revanche, un consommateur qui désirerait améliorer ses connaissances nutritionnelles précises ou qui voudrait suivre sa consommation quotidienne en sucre ou en sel préfèrera TL.

Ainsi, en termes d'impact comportemental, les formats synthétiques de type NS l'emportent sur les formats analytiques de type TL. En termes de quantité d'informations véhiculées, les formats de type TL l'emportent sur les formats de type NS. Rappelons que, concernant la nutrition, le détail des nutriments est donné de façon obligatoire en dos d'emballage. Il n'en va pas de même pour l'environnement.

Concernant l'affichage environnemental, les enquêtes réalisées dans les projets conduits dans l'Expérimentation se rapportaient quant à eux plutôt à des indicateurs intermédiaires ou déclaratifs de performance, comme la perception du format, la compréhension des enjeux. Aucune enquête n'a porté sur la comparaison de plusieurs formats quant à leur efficacité en termes d'inflexion des choix

alimentaires effectifs des consommateurs. C'est pourtant bien à cette aune, celle de l'impact sur les consommations alimentaires, que doivent être évalués in fine les formats d'affichage environnemental. Les critères non comportementaux (perception, compréhension...) doivent néanmoins être aussi considérés parce qu'ils conditionnent les effets en termes d'amplitude, de pérennité et de pertinence des changements comportementaux induits par les divers types de formats.

2. Les différents formats possibles

Un 'format' d'affichage définit le visuel graphique particulier qui sera proposé au consommateur sur les produits lors de ses achats ([5]). L'affichage a vocation à être apposé sur la face visible au consommateur sur l'emballage du produit pour la vente en libre-service, ou sur un écran soit pour la vente en ligne, soit pour les applications numériques dédiées à l'information des consommateurs.

Un format peut être décrit de façon précise par un ensemble de critères (Muller and Ruffieux, 2020). Un format donné est composé de modalités précises pour chacun de ces critères, choisi parmi un ensemble de modalités possibles (voir Tableau 7).

Un premier sous-ensemble de critères est relatif à ce que nous appelons le **format graphique** d'affichage en tant que tel. Ici se trouve le critère d'*agrégation*, qui peut être synthétique (le champ est couvert par un indicateur unique), ou analytique (plusieurs indicateurs, un par sous-ensemble ou composante du score), ou décomposé (on couple alors un indicateur synthétique et des indicateurs analytiques). On trouve ensuite le critère de *directivité* qui peut être descriptif (sans jugement), ou interprétatif (explicitant ce qui est bon ou moins bon), voire prescriptif d'un comportement de consommation). On trouve aussi le critère des *signes* utilisés pour informer le consommateur : couleurs, lettres, chiffrage, texte. Se trouve enfin le critère du *périmètre d'affichage* : le format est-il apposé aux seuls bons (ou mauvais) produits ou à tous les produits ? (Ce dernier critère ne correspond pas au caractère obligatoire ou non de l'étiquetage).

Un second sous-ensemble de critères de définition d'un format d'affichage relève de ce que nous appelons sa **calibration**. Ces critères décrivent la façon dont est transposé le score environnemental dans le format d'affichage. Premier critère, l'échelle ou *gradation* utilisée, qui peut être cardinale, (elle mesure alors la distance entre deux produits, donnant un ordre de grandeur des écarts entre produits), ou simplement ordinale, se contentant alors de ranger les produits dans des classes. Gradation cardinale et ordinale peuvent cohabiter dans un même format (cas de TL). Pour la gradation ordinale, se pose la question du *nombre de niveaux* retenu, qui peut aller de deux (notamment quand le logo est réservé aux seuls bons ou seuls mauvais produits), à trois ('feux tricolores'), cinq (cas de Nutri-Score), sept (classes énergétiques des appareils électroménagers), voire plus. A propos des classes de niveaux, se pose la question de la *localisation des seuils* d'un niveau à l'autre. Ils peuvent être placés par quantiles de produits, ou suivre des pas de l'échelle du score environnemental, de façon linéaire, log linéaire. Ils peuvent aussi être placés de façon *ad hoc* afin de faire apparaître des différences entre produits. En cas de gradation cardinale, la transposition éventuelle du score en une échelle log-linéaire se pose aussi. Le dernier critère, essentiel, est celui du *référentiel* de la calibration. La référence peut être la catégorie d'aliment (par exemple, pour une gradation ordinale en cinq niveaux, chaque catégorie de produits aura un cinquième de ces produits classés en niveau A) ; soit de façon transversale (dans l'exemple, un cinquième des aliments, toutes catégories confondues, seront classés en niveau A, l'ensemble des produits d'une catégorie pouvant alors se retrouver dans les niveaux D et E par exemple).

Tableau 7. Variables et modalités des formats

Critères	Définition	Modalités	Commentaires
Directivité	Présente l'information de façon normative ou positives au consommateur	Descriptive	Information qui ne porte pas de jugement explicite sur la qualité environnementale
		Interprétative	Information explicite d'une qualité environnementale plus ou moins bonne du produit, ou prescrit un comportement à adopter vis-à-vis du produit
		Mixte	Combinaison des deux précédents
Agrégation	Décrit la précision avec laquelle le champ des impacts environnementaux est couvert	Synthétique	Le champ est couvert par un indicateur unique
		Analytique	Le champ est couvert par plusieurs indicateurs, sans indicateur synthétique
		Décomposé	Le champ est couvert par plusieurs indicateurs, en complément d'un indicateur synthétique
Périmètre d'affichage	Décrit les produits alimentaires pour lesquels l'affichage est prévu	Exhaustif	Tous les produits sont potentiellement porteurs de l'affichage
		Partiel bons produits	Seuls les produits considérés comme de 'bonne qualité' selon les critères environnementaux retenus sont porteurs du logo
		Partiel mauvais produits	Seuls les produits considérés comme de 'bonne qualité' selon les critères environnementaux retenus sont porteurs du logo
Signes	Caractérise les dimensions formelles d'un format d'étiquetage	Couleurs, pictogrammes, chiffres, termes	
Gradation	Décrit la nature du positionnement des produits les uns par rapport aux autres	Ordinale (Rang par niveaux)	Sous-ensembles de produits classés selon des niveaux ordonnés. Sous-modalité : nombre de niveaux : 2, 3, 5, 7, 9 Une autre sous-modalité est la présence ou non du spectre de niveaux possibles.
		Cardinale (Distance)	Propose une mesure de l'écart de qualité entre les produits Des sous-modalités sont possibles selon la transformation log-linéaire ou non de l'indicateur
		Double gradation	Combine le rang et la distance
Seuils	Décrit les critères de délimitation des classes d'une gradation ordinale	Ad hoc	Les seuils sont placés de façon à générer des différences visibles pour certains types de produits ou de façon différente selon les catégories de produits
		Quantiles	Une classe regroupe un quantile de produits du champ retenu

		Linéaire ou log-linéaire	Les seuils dépendent de l'évaluation chiffrée de l'impact et de l'échelle retenue pour ce chiffrage
Référentiel	Décrit l'ensemble produits auquel se réfère le positionnement du produit	Par la catégorie	Un produit à la qualité de sa catégorie
		Dans la catégorie	Un produit est évalué par rapport aux produits de sa catégorie
		Transversal	Un produit est évalué par rapport à tous les aliments

3. Résultats généraux sur l'affichage des produits

Au cours des dernières années, de nombreux travaux, en particulier ceux qui ont porté sur la question de l'affichage nutritionnel (Muller and Ruffieux, 2020), ont permis d'identifier les variables d'un format qui pèsent sur les comportements d'achat des consommateurs et, pour ces variables, les modalités que doivent prendre ces variables afin que les effets sur les comportements induits aillent dans le sens attendu (mesuré par le score) dans l'ampleur maximale, au moins en univers expérimental.

De ces travaux, il ressort tout d'abord que « le format importe », c'est-à-dire que les effets sur les comportements peuvent être très contrastés d'un format à l'autre, alors que le même score est utilisé. Certains formats s'avèrent très décevants et permettent d'identifier les modalités à éviter si l'objectif est de modifier les comportements d'achat.

Un format efficace doit d'abord attirer l'attention, et donc **avoir de la saillance par rapport aux nombreuses informations**, notamment commerciales, que comporte la face avant des produits alimentaires emballés vendus en libre-service. Pour cela, les travaux empiriques montrent que le format doit être *standardisé*, d'où l'importance d'imposer un format unique, immédiatement reconnu, localisé si possible en un endroit attendu de l'emballage.

Toujours pour assurer la saillance du format retenu, il est préférable qu'il soit en *couleurs*. En cette matière, les formats les plus efficaces font appel à des heuristiques universellement connues des consommateurs, conduisant à des associations implicites facilitant leur usage. Par exemple, le format Nutri-Score a été conçu pour être apparenté à l'affichage énergétique préexistant au NS. Pour les deux, les couleurs vert et rouge, dégradées selon le nombre de niveaux retenus, constituent une aide précieuse à la décision rapide, même en situation de choix rapides en contexte de stress du consommateur en libre-service, puisque les feux tricolores de la route sont appris depuis le plus jeune âge. Un format efficace a une utilité pratique facilement anticipée par le consommateur et, pour ce faire, il propose une interprétation directe de la qualité des produits, immédiatement traduisible en décision de choix entre plusieurs produits. Pour ce faire, les niveaux possibles (3, 5, 7) doivent être tous présents, explicités en un *spectre saillant* sur chaque produit, typiquement un spectre de couleurs. Ainsi, le consommateur est informé de l'ensemble de l'échelle des valeurs disponibles et positionne vite et aisément chaque produit sur l'échelle en question.

Un format efficace pour changer les comportements doit **comporter une information de nature synthétique**. Un format qui proposerait uniquement, de façon analytique et normative, plusieurs sous-ensembles du score qui seraient mis à l'arbitrage par le consommateur serait moins efficace. Un tel format interprétatif analytique sera d'autant moins efficace qu'il conduit à de nombreux dilemmes à arbitrer. Par exemple, avec un tel format, un produit peu impactant sur une variable environnementale et très impactant sur une autre, obligerait le consommateur à arbitrer sans qu'il ait toutes les connaissances pour cela ou lui demanderait un « effort » trop important dans les contextes d'achats

alimentaires, où les choix sont opérés en environnement contraint en termes de temps et de disponibilité d'esprit.

Un format interprétatif *synthétique* pourrait néanmoins, pour l'environnement et par contraste avec la nutrition, être complété par une partie analytique. C'est la modalité appelée 'Décomposé'. Si le consommateur identifie facilement le message transmis par l'indicateur synthétique, les études montrent que le format ne perd pas significativement en efficacité s'il est accompagné d'une partie analytique qui vient compléter, expliquer et crédibiliser le message synthétique. La disponibilité de données détaillées est jugée importante par le consommateur (Lacroix, Muller and Ruffieux, 2019). A terme, la présence de telles données rendrait le format synthétique susceptible d'accroître la compétence des utilisateurs.

Selon le contexte des produits offerts au choix des consommateurs, les éléments de *calibration* du format ne modifient pas nécessairement l'amplitude des effets moyens observés sur le score environnemental des paniers alimentaires. En revanche, la calibration impacte la nature des substitutions précises qui conduisent à ces effets moyens observés, même lorsque ces substitutions sont d'égales efficacités. Ainsi, un format au référentiel transversal induit, comme il est attendu, plus de déplacements inter-catégories (portant donc sur le régime). Un format par catégorie induit quant à lui plus de substitutions intra-catégories.

Concernant la gradation, c'est-à-dire le nombre de niveaux (2, 3, 5, 7), on observe, dans une expérience dédiée à la nutrition (Crosetto *et al.*, 2020), que le nombre de changements est plus important aux extrémités des échelles (A et E pour un format à 5 niveaux) qu'au centre de l'échelle.

Au total, les résultats des études portant sur les effets sur les achats des formats d'étiquetage nutritionnel sont concordants et suggèrent qu'un format en couleurs, synthétique, interprétatif, est le plus efficace pour améliorer la qualité nutritionnelle des achats. De nombreuses études viennent compléter le tableau relatif aux différents effets des logos. En particulier, si les études portant sur les *préférences* (perceptions, attitudes des consommateurs) montrent que les consommateurs ont tendance à préférer des formats comprenant des informations plus détaillées, les études déclaratives évaluant certaines *performances* des logos (en particulier leur compréhension objective) montrent que ces informations ne peuvent être aisément mobilisées pour reconnaître la valeur nutritionnelle des produits alimentaires. Ces études montrent, entre autres, qu'un format *simple* est d'autant plus efficace que les choix alimentaires sont faits dans des contextes stressés et en temps limité. A noter, ces études permettent de montrer que la confiance que les consommateurs accordent à un format d'affichage est plus importante lorsque l'émetteur de ce dernier est un organe officiel reconnu et légitime.

4. Spécificités des questions environnementales

Si des résultats sont bien établis pour la composition nutritionnelle, leur transposition aux questions environnementales doit être discutée. En effet, pour les consommateurs, l'environnement se distingue de la nutrition sur plusieurs points.

Les impacts environnementaux des aliments sont des caractéristiques cachées, n'ayant pas de saillance ni au moment de l'achat, ni au moment de la consommation, puisque ces caractéristiques ne sont pas incorporées au produit. Leur lien amont aux ingrédients agricoles souvent décomposé et à la transformation complexe des produits les rend abstraits. L'information les concernant est non directement vérifiable par le consommateur. Cette absence d'impact individuel limite la crédibilité et le poids de la variable environnementale, elle repose sur la confiance.

Pour le consommateur, la valeur-client des caractéristiques environnementale n'existe qu'à condition qu'il ait des préférences qu'on appelle 'pro-sociales', c'est-à-dire qui intègrent les effets de ses choix sur autrui, sur la société dans son ensemble, et bien sûr sur la planète. Un impact environnemental est une externalité négative qui génère une dégradation du bien commun : le climat, la biodiversité, l'épuisement des ressources rares. Mais les décisions de chacun sont négligeables par rapport aux effets collectifs ou aux effets de système. En absence de préférence pro-sociale, le consommateur, même au fait des effets négatifs de ses choix sur l'environnement, pourra adopter un comportement de passager-clandestin. Ce type de comportement égoïste est impossible en nutrition : l'alimentation de chacun pèse sur sa propre santé, directement, même si la connaissance de ces effets individuels précis est difficile.

Les connaissances dont disposent les consommateurs sur les impacts environnementaux des produits qu'ils consomment sont faibles. Les consommateurs ont d'assez bonnes connaissances en matière nutritionnelle, renforcées par les informations véhiculées depuis longtemps par le Programme National Nutrition Santé. L'information nutritionnelle est importante aussi parce que la nutrition est un champ que le consommateur pondère fortement dans ses choix. Elle vient juste après le prix, le goût, la sécurité, ou les marques.

En matière environnementale, le périmètre des impacts est vaste et flou pour le consommateur. Ce périmètre est souvent associé à des dimensions non directement reliées aux impacts environnementaux : sociales et sociétales, 'alternatives', politiques, éthiques, économiques, culturelles. Il est donc important que le format retenu décrive, d'une manière ou d'une autre, mais de façon explicite, le périmètre de pertinence de l'affichage environnemental. L'enjeu est notamment de permettre au consommateur d'utiliser d'autres informations (allégations, labels) pour s'informer à propos de telle ou telle dimension qu'il juge utile à ses choix : lieu de production, commerce équitable, mode de production, par exemple.

Les critères concrets qui sont spontanément mis en avant par les consommateurs afin d'évaluer ce qu'ils considèrent comme étant des facteurs d'impacts environnementaux sont souvent des proxys qui ont l'avantage d'être concrets, saillants et aisément représentables. Parmi ces critères, la notion de proximité, de 'local' joue un rôle décisif, ce qui peut amener le consommateur à surpondérer l'effet du transport du produit sur l'impact environnemental. Les emballages (recyclabilité, suremballages), les labels peuvent jouer aussi un tel rôle de proxy. Or tous ces critères – production locale, présentation en vrac ou en emballages recyclables, présence de labels... – donnent des indications imparfaites, voire biaisées des impacts environnementaux des produits. En matière environnementale, les biais de perception peuvent, comme en nutrition, cohabiter avec de 'fausses croyances' qui peuvent conduire, elle aussi, à donner des poids faibles à des facteurs d'impacts forts ou réciproquement. Les émotions jouent également un rôle important en matière d'environnement. On le voit notamment pour ce qui concerne les préférences en matière de biodiversité (les zones à préserver ou les espèces à sauver en priorité selon les consommateurs).

Ceci conduit à mettre en avant un critère d'efficacité intermédiaire, à intégrer dans le choix d'un format d'affichage environnemental : le fait que **le format choisi doit contribuer à une meilleure connaissance et compréhension des dimensions environnementales, de leur hiérarchie et des ordres de grandeur**. Dans cette perspective, et pour être de nature pérenne, les changements de comportements des consommateurs ne doivent pas être induits, en tout cas pas uniquement, par un format de type 'nudge' (Thaler, Sunstein, 2021) c'est-à-dire suscitant des changements de comportements rapides, éventuellement forts, mais inconscients. L'affichage choisi doit aussi participer à accroître les connaissances et la compréhension des enjeux, de façon à ce que le consommateur adhère à la nécessité de son engagement, qu'il adopte un changement profond de long terme, en s'appuyant pour ce faire sur des données scientifiques, correctement pondérées entre elles, lui permettant des changements de comportement « par la voie de la raison » et non fondées sur les

seules émotions. Des mesures complémentaires, des campagnes d'information ou d'autres vecteurs de promotion des différentes dimensions de l'environnement seront nécessaires pour renforcer cette valeur explicative de l'affichage environnemental.

5. Les résultats des études conduites sur l'affichage environnemental

De nombreuses expérimentations ont été conduites depuis une dizaine d'années au niveau international pour mesurer l'impact de l'étiquetage alimentaire sur les consommateurs. En matière environnementale, la démarche d'étiquetage de référence évaluée dans plusieurs études est celle proposée par le Carbon Trust en 2001 et reprise par certaines entreprises ensuite (Gadema et al., 2011) et qui consiste à mentionner sur les emballages des produits l'impact carbone en eqCO₂ par Kg ou portion de produit. Thogersen et Nielsen (2016) ont comparé cet indicateur avec un logo de couleur (type feux tricolores) et montré que l'indicateur quantitatif est inefficace quand il est apposé seul, alors que les effets sont amplifiés en présence de logos de couleur. Feucht et Zander (2018) ont réalisé la même comparaison dans six pays européens (dont la France) et montrent que la présence d'un affichage augmente la probabilité d'achat de produits à plus faible impact environnemental et augmente (un peu) la disposition à payer pour ces produits. Mais l'étude montre aussi que le signal « local » génère des dispositions à payer sensiblement plus élevées que le signal relatif à l'impact carbone. Concernant le format, la combinaison d'une échelle associée à des codes-couleurs et d'un impact en valeur absolue (eqCO₂ en g/kg) semble préférée par les consommateurs (Figure 11).

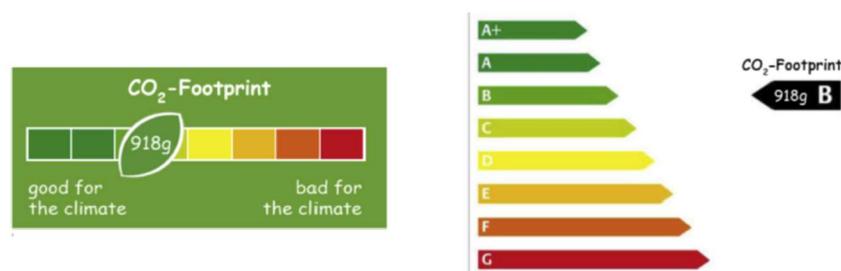


Figure 11. Exemples d'échelles d'impact carbone expérimentées dans Feucht et Zander (2017)

Dans une autre étude, Muller et Ruffieux (2020) comparent différents formats pour signaler l'impact environnemental des aliments : une variable quantitative continue (les émissions de GES exprimées en équivalent de kilomètres parcourus en voiture) et un affichage sur la base des feux tricolores. Les résultats montrent là encore la supériorité des feux tricolores en termes d'impacts sur les choix de consommation. Meyerding et al. (2019) comparent également différentes modalités d'affichage de l'empreinte carbone : un affichage basé sur une variable quantitative continue (eqCO₂ en g/Kg de produit), un affichage des taux de réduction des impacts réalisés par l'entreprise sur ce produit (- X% d'eqCO₂), un affichage mettant en avant les démarches de compensation réalisées par l'entreprise (neutralité carbone), un affichage basé sur des codes-couleurs associés à une échelle d'impacts en trois ou cinq niveaux. Il ressort que l'approche strictement quantitative est inefficace ; l'affichage en termes d'efforts de réduction ou de compensation est difficile à comprendre pour les consommateurs ; les codes-couleurs constituent un mode d'affichage qui permet une comparabilité rapide des produits entre eux, est facilement compréhensible par les individus et induit des substitutions dans un sens favorable sur le plan environnemental. Brunner et al. (2018) ont conduit une expérimentation en restaurant universitaire introduisant un affichage environnemental basé sur une échelle en trois couleurs. Il ressort que la mise en place de cet affichage augmente de 11% les achats de produits « verts », réduit de 5 % les produits « rouges » et réduit de 3,6% les émissions de GES associées aux consommations totales.

Afin de progresser dans l'évaluation des formats pour l'affichage environnemental, le CS a souhaité lancer deux expérimentations auprès de consommateurs. L'objectif n'était pas de comparer différents

formats graphiques mais, pour un format graphique, donné de mesurer les effets de différentes modalités de mise en œuvre. Pour conduire les études expérimentations auprès des consommateurs, le format graphique retenu reprend le logo proposé par les pouvoirs publics, à la différence près qu'il est colorisé. Il propose une gradation en cinq niveaux aux couleurs proches de celles du Nutri-Score.



Ce **format graphique ne constitue pas une proposition en tant que telle du CS et d'autres logos pourraient être probablement utilisés**. Simplement, c'est celui qui a été retenu pour pouvoir mettre en place des expérimentations.

5.1. Etude comparée de formats d'affichage et de leurs effets sur les choix de produits (Annexe 5)

Cette première expérimentation réalisée au sein de l'UMR GAEL (UMR CNRS 5313, UMR INRAE 1215), visait à comparer les effets relatifs sur les changements de comportements des consommateurs de plusieurs formats d'affichage alternatifs, tous fondés sur un score PEF corrigé. Ce score corrigé ne reprenait pas cependant toutes les modifications proposées dans les chapitres précédents, du fait des contraintes de temps de l'étude. Le format graphique présenté ci-dessus a ainsi été décliné de façon à comparer les impacts de différentes modalités de mise en œuvre. Six modalités ont été testés.

Le Format 'Référence' reprend strictement le format graphique ci-dessus de façon transversale. Les seuils des niveaux sont calculés en classant les produits du catalogue de l'étude par quintiles d'impacts. Ainsi, les 20% des produits du catalogue au plus faible impact environnemental sont classés dans le niveau A et ainsi de suite.

Le format 'Note' reprend le format 'Référence' en substituant aux lettres ABCDE, qui sont retirées, une note sur 100 points localisée dans la couleur du niveau du produit. La note est une transformation du score EF du produit, calculée de telle sorte que l'impact sur l'environnement double tous les 20 points. Cette modalité de gradation cardinale permet de rendre compte au consommateur de petites différences de score EF entre produits.

Le format 'Multiplicateur' est le format 'Note' à la gradation modifiée. Ici, est utilisé un coefficient multiplicateur d'impact basé sur l'impact d'un kilo de pomme bio, qui sert de référence puisqu'il est le produit à plus faible impact du catalogue de l'expérience.

Le format 'Famille' est le format de 'Référence' qui, au lieu d'être transversal à toutes les catégories est relatif à l'une des quatre familles de produits retenues : 'Viandes et poissons', 'Produits composés et autres', 'Produits laitiers et œufs', 'Produits végétaux'. Ainsi par exemple, les 20% des produits 'Viandes et poissons' du catalogue au plus faible impact environnemental sont classés dans le niveau A et ainsi de suite. Ce découpage en quatre familles est simple et cohérent au regard des impacts environnementaux. En revanche, ce découpage n'est pas assez fin pour permettre de favoriser les substitutions entre produits différenciés d'un même rayon.

Le format « Décomposé » est le format de 'Référence' complété par des indicateurs analytiques dans trois sous-ensembles d'impacts¹⁶. Les indicateurs analytiques ont les modalités de l'indicateur synthétique, sans les lettres ABCDE. Seuils et référentiels ont aussi les mêmes modalités.

¹⁶ Le découpage en sous-scores a été discuté dans la section 4. Une dimension exposition avait été conservée pour les expérimentations. Cela ne préjuge nullement de la possibilité ou nécessité d'intégrer cette dimension

Le format 'Référence' + Nutri-Score. Enfin, un des options testées incluait la présence simultanée du logo environnemental (Format 'Référence' ci-dessus) et du logo Nutri-Score.

Les résultats obtenus confirment tout d'abord que les choix de modalités de formats repris des études sur la nutrition sont bons. En effet, les cinq formats retenus influent sur les achats en faveur de produits favorables à l'environnement et améliorent ainsi de façon significative la qualité environnementale des paniers, mesurée par le score agrégé de l'ensemble des produits achetés par chaque consommateur.

Les écarts de performances entre les différents formats testés sont faibles. Tous les traitements génèrent une hausse significative des achats de produits de niveaux A et B et une baisse significative des achats de produits de niveau D et de niveau E.

Les affichages engendrent des changements de produits qui se font fréquemment au sein de la même catégorie de produits. Ce résultat est accentué par le format 'Famille' qui génère plus de substitutions de produits que les autres formats. Mises en avant par ce type de format, les substitutions au sein d'un même rayon sont plus faciles à réaliser que des déplacements entre les catégories, qui supposent des changements plus 'douloureux' pour le consommateur. Tous les formats transversaux, c'est-à-dire à l'exception du format 'Famille', ont également des effets de substitution inter-catégories statistiquement significatifs (diminution de la part 'Viandes et poissons' et augmentation de la part de 'Produits végétaux').

Dans le format 'décomposé', la présence d'indicateurs interprétatifs colorés pour chaque sous-ensemble d'impacts ne réduit pas les impacts sur les choix des consommateurs, par rapport au seul format agrégé. Le consommateur dispose d'une information synthétique normative d'aide à la décision – de grande taille sur le format proposé – que les informations analytiques additionnelles viennent compléter.

L'affichage environnemental a pour effet de diminuer le prix moyen par kilogramme des achats par rapport à la situation sans affichage. Cette baisse s'explique par les substitutions de produits entre catégories d'aliments. Cette baisse est un peu plus forte avec le format 'Décomposé', et plus faible avec le format 'Famille'.

Enfin, il ressort que les profils observés des participants – leur âge, sexe, revenu du ménage, niveau de formation – n'ont pas d'impact sur les résultats.

Quelques résultats déclaratifs, issus du questionnaire de fin d'expérience proposé aux participants, complètent ces résultats. La majorité des participants juge l'affichage utile et déclarent l'avoir utilisé pendant la session. 47,3% estiment que la cible de l'affichage devrait être aussi bien le consommateur que les acteurs de l'offre alimentaire. Même sans affichage environnemental, les participants savent classer les aliments du moins impactant au plus impactant, à l'exception du poisson. En revanche, les participants ne savent pas évaluer l'ampleur des écarts d'impacts qui différencient les produits. Les ordres de grandeur leurs échappent. Les participants surestiment l'ampleur des écarts d'impacts environnementaux présents au sein des catégories d'aliment.

_____ dans le format qui sera choisi par les pouvoirs publics. Et cela pour les raisons de compatibilité avec la réglementation de la sécurité des produits, comme mentionné dans la section 1.

5.2. Impacts sur les critères de choix et les intentions d'achats (Annexe 6)

Une deuxième expérimentation (CSGA, Dijon) a mesuré l'impact sur les critères de choix et sur les intentions d'achats de consommateurs de la présence d'un logo coloriel en cinq niveaux (notes ABCDE) de type Nutri-Score établi sur un score environnemental agrégé de type PEF et transversal sur toute l'alimentation.

L'étude montre que ce logo accroît de façon significative la qualité environnementale du panier de biens sélectionné de façon déclarative, par les consommateurs (par rapport à une situation sans logo). Ainsi, cette étude rejoint les résultats de l'expérimentation précédente, en déclaratif, pour un format 'Référence'.

Le second résultat est que la présence du format d'affichage retenu modifie les critères de choix des consommateurs. En son absence, les consommateurs retiennent prioritairement, pour évaluer les impacts environnementaux : l'emballage, l'origine et le label. Ce sont les signaux avec lesquels les participants déclarent sélectionner les produits qui, pour eux, sont les plus favorables à l'environnement. En présence du format testé, c'est celui-ci qui devient le critère principal pour juger de l'impact environnemental du produit.

Ce second résultat suggère que la présence d'un affichage environnemental réduit l'utilisation par les consommateurs de 'raccourcis' pour évaluer la qualité environnementale des produits (le type d'emballage, l'origine...), ce qui améliore la réduction des impacts environnementaux.

6. Conclusion

Au total, les éléments issus des travaux conduits sur l'étiquetage ainsi que des études réalisées dans l'Expérimentation suggèrent un certain nombre de pistes pour la conception d'un format d'affichage environnemental.

Tout d'abord, il ressort qu'un format interprétatif, synthétique, exhaustif, ordinal selon un nombre réduit de niveaux, et basé sur les couleurs et les lettres aux connotations normatives classiques, induit des changements de comportements d'achat qui vont dans le sens d'une réduction de l'impact environnemental des paniers. A ces caractéristiques, on peut également ajouter les suivantes :

Un format transversal plutôt que par catégories

Les expériences confirment que les modalités d'affichage transversal sont préférables aux modalités par catégories. Comme attendu, le format 'Famille' conduit à des performances plus faibles puisqu'il n'incite qu'à des substitutions intra-catégorie de produits, qui ont par ailleurs un effet prix moins favorable pour le consommateur. Un format transversal permet de favoriser à la fois des substitutions à l'intérieur de chacune des catégories, ce que tous les formats testés permettent, et des substitutions inter-catégories, c'est-à-dire de changements de régimes, ce que seuls les formats transversaux permettent. Un format transversal a également des effets plus favorables sur le prix moyen des paniers (dans un format transversal, les prix moyens des produits des catégories A et B sont, dans la base de données utilisée, plus faibles que ceux des catégories D et E).

Un format associant un score agrégé et des sous-scores analytiques

La combinaison du score agrégé et de sous-scores analytiques permet d'aider le consommateur et améliore ses connaissances. La décomposition accroît les informations données au consommateur, sans perdre en efficacité globale grâce à la présence du score agrégé. En outre, les sous-scores peuvent rendre visibles des actions de l'offre de façon plus fine que le score agrégé. Ils peuvent être support

de différenciations entre produits, sur un deuxième niveau : des différences non visibles au niveau du score agrégé peuvent apparaître au niveau des sous-scores.

Un format qui associe une échelle ordinale (en niveaux) et une échelle cardinale (valeur numérique)

Associer dans l'affichage un positionnement en niveaux (A,B,C,D,E) et une valeur numérique augmente l'information utile des consommateurs sans réduire les performances comportementales du format 'Référence'. La valeur numérique permet de donner un ordre de grandeur des écarts d'impacts qui sont en général très mal évalués par les consommateurs. Le choix entre les formats 'Note' et 'Multiplicateur' renvoie à d'autres dimensions, y compris stratégiques, sur la saillance qu'il convient de donner aux quelques catégories de produits ayant un très fort impact environnemental contre la saillance à donner aux petits écarts entre bons produits. L'enjeu est ici de réduire les erreurs d'estimation des consommateurs en matière de la diversité des impacts au sein de chaque type d'aliment. La présence d'une valeur numérique (par exemple sur une échelle 0-100) permet aussi de rendre visibles des écarts entre produits, et donc de valoriser des leviers d'action du côté offre, non identifiables avec la seule échelle en niveaux.

Le déficit d'information du consommateur en matière d'environnement est important et confirmé par de nombreuses études empiriques. Plusieurs éléments mentionnés ci-dessus visent à répondre à ce déficit d'information et de connaissance du champ environnemental : format décomposé et double gradation ordinale et cardinale afin de mettre en avant les grands thèmes de l'environnement (climat, biodiversité...) et des ordres de grandeur.

Il reste néanmoins des éléments à préciser pour finaliser la caractérisation d'un format d'affichage environnemental. Tout d'abord, il s'agirait de savoir si peuvent être associés un format décomposé (sous-scores) et une valeur numérique (ordre de grandeur des impacts) et avec quels effets en termes de compréhension par le consommateur et d'impacts sur ses choix. Il faudrait aussi préciser si l'ensemble des informations peut être mis à disposition des consommateurs uniquement sur le format face-avant de l'emballage des produits ou doit être réparti sur différents supports : face arrière de l'emballage, applis, site online dédié. Compte tenu de l'exigence de présence simultanée sur le packaging des affichages environnementaux et nutritionnels, il sera nécessaire d'approfondir les connaissances quant aux modalités de coexistence de ces deux dimensions sur une face avant des emballages déjà encombrées, ainsi que la pondération de ces deux formats.

De façon générale, des expérimentations complémentaires, sur des sites de ventes en ligne, en magasins et en restauration collective, seraient aussi utiles à conduire pour préciser les composantes d'un affichage environnemental.

Conclusion générale

Le Conseil Scientifique considère qu'il est possible de concevoir et mettre en place un système d'affichage environnemental qui réponde aux attentes exprimées par le législateur dans la loi AGECE (2020) et la loi Climat et Résilience (2021). Dans cette perspective, les travaux menés par le CS, sur la base de la littérature scientifique disponible et des réflexions menées au sein des Groupes de Travail et des projets, ont conduit à mettre en avant les points suivants.

1. L'affichage environnemental doit viser deux types d'objectifs. Tout d'abord en mettant en exergue des différences d'impacts associées à des manières de produire, de transformer, de distribuer plus favorables sur le plan environnemental, l'affichage peut inciter les consommateurs à substituer, au sein de chaque catégorie d'aliments, les produits qu'ils achètent habituellement par des produits similaires, mais à impact environnemental plus faible. Ces substitutions intra-catégories d'aliments peuvent, en même temps, créer des incitations à des démarches d'écoconception du côté de l'offre alimentaire. D'autre part, en mettant en évidence des différences d'impacts entre grandes catégories d'aliments, l'affichage peut aussi inciter les consommateurs à opérer des déplacements d'achats entre ces catégories d'aliments. Ces substitutions inter-catégories d'aliments peuvent contribuer à l'adoption de régimes alimentaires plus favorables sur le plan environnemental.

L'enjeu est ainsi d'apporter des informations aux consommateurs leur permettant de comparer, à la fois, les produits au sein des catégories d'aliments et entre catégories d'aliments. Ceci représente cependant une réelle difficulté qui conditionne à la fois le choix des indicateurs environnementaux à utiliser et le format des systèmes d'affichage à mettre en place sur les produits alimentaires.

2. De façon générale, les informations environnementales à fournir aux consommateurs doivent être élaborées sur la base de la métrique de l'ACV et dans le cadre de référence du PEF, reconnu à l'échelle européenne. Ce cadre permet d'établir un score synthétique unique d'impact des produits alimentaires, en agrégeant plusieurs dimensions environnementales (changement climatique, usage des ressources, émissions de polluants...).

La mise en œuvre de ce cadre peut cependant s'avérer difficile pour de nombreuses entreprises du fait des volumes de données à collecter, et donc des coûts induits. La maîtrise des coûts d'implémentation de l'affichage, ainsi que l'exhaustivité et la précision des données à utiliser, justifient l'utilisation conjointe de données génériques publiques (fournies par la base de données Agribalyse) et de données spécifiques privées. La façon dont ces données sont utilisées pour l'affichage, par les entreprises et les acteurs des plateformes indépendantes, doit faire l'objet de règles acceptées collectivement afin de garantir la qualité et la cohérence des informations fournies aux consommateurs.

La base de données Agribalyse en fournissant des valeurs d'impact environnemental de référence, peut contribuer au déploiement de l'affichage. Il faut cependant que cette base de données soit reconnue par les acteurs pour bien rendre compte des conditions de production, de transformation et de distribution des produits. Le travail de validation doit être poursuivi par les organisations professionnelles et les instituts techniques. Le déploiement de l'affichage environnemental requiert également le développement d'outils de calcul des valeurs semi-spécifiques, à mettre à la disposition des acteurs pour faciliter les évaluations, ainsi que le développement d'une plateforme de centralisation des valeurs à utiliser pour l'affichage.

3. Le cadre ACV du PEF fournit une base utile et pertinente pour l'affichage. Il souffre cependant de certaines limites qui tiennent aux connaissances et aux méthodes aujourd'hui disponibles et au temps requis pour forger les consensus scientifiques. Ces limites concernent particulièrement la capacité à rendre compte de certains impacts environnementaux des pratiques et systèmes de production agroécologiques. Ceci justifie que l'on puisse proposer dès maintenant des amendements à ce cadre de référence, quitte à les réviser en fonction des évolutions à venir du consensus scientifique au sein du cadre du PEF.

Plusieurs voies d'améliorations ont ainsi été identifiées et devraient permettre d'enrichir ce cadre ACV sur des questions importantes, parmi lesquelles :

- Les impacts des pratiques et systèmes de production sur le stockage du carbone dans les sols,
- Les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité à la parcelle,
- La caractérisation de certains impacts de toxicité humaine et d'écotoxicité.

Certaines voies d'amélioration peuvent être envisagées à court terme, d'autres ne pourront aboutir qu'à moyen terme. Pour cette raison, le CS considère qu'il est important de définir et mettre en œuvre un programme de travail méthodologique, en parallèle du déploiement de l'affichage, et de se mettre en position d'intégrer progressivement les avancées attendues sur les divers sujets identifiés. En attendant, des correctifs peuvent être envisagés mais, pour le CS, ils doivent être fondés scientifiquement et mis en place en restant, autant que possible, dans la métrique de l'ACV.

Certains projets ont proposé, à la place ou en complément d'améliorations au sein du cadre ACV, d'intégrer des correctifs, hors métrique ACV, basés sur des systèmes de bonus-malus généralement appliqués après un changement d'échelle permettant de passer du score unique PEF à une note sur 0-100. Le CS émet des réserves sur cette démarche et recommande de l'utiliser avec parcimonie.

Tout d'abord, il faut noter que tout correctif, basé sur un système additif de bonus-malus après le changement d'échelle, peut être exprimé par un correctif multiplicatif appliqué à un ou des indicateurs d'impacts ACV avant le changement d'échelle. En procédant ainsi, le correctif est défini sur la même échelle que l'indicateur qu'il est censé corriger. Ce n'est pas le cas quand le correctif est appliqué après le changement d'échelle : le correctif et l'indicateur censé être corrigé par ce correctif, n'étant pas définis sur la même échelle, ne sont pas commensurables. Ceci rend difficile la justification scientifique de l'amplitude donnée aux correctifs (le nombre de points de bonus-malus) et rend non transparents les possibles effets sur l'ajustement du facteur d'impact environnemental concerné et le poids attribué à ce facteur d'impact dans le calcul des scores finaux.

Les amendements au cadre de base ACV doivent ainsi être le plus possible effectués dans la métrique de l'ACV, sous peine de perdre en transparence et en capacité à argumenter de façon scientifique l'amplitude des effets attribués aux correctifs envisagés. Ceci est particulièrement vrai si les correctifs ont pour fonction de pallier des manques de données ou de compléter l'évaluation environnementale proposée par le cadre du PEF. Si les correctifs ont pour fonction d'amplifier les écarts entre produits pour des raisons stratégiques ou de cohérence avec d'autres politiques publiques, des correctifs additionnels peuvent être envisagés, mais ils relèvent plutôt d'arguments politiques que scientifiques.

4. Pour avoir un impact significatif en termes de changements de comportements d'achat, le format d'affichage doit être interprétatif, synthétique et coloriel. Il doit aussi être transversal sur l'ensemble de l'alimentation. Une échelle en cinq niveaux, établie sur la base d'un score environnemental synthétique, est efficace pour guider les consommateurs dans les comparaisons de produits entre catégories d'aliments (effet 'régime'). Cependant celle-ci ne suffit pas toujours pour guider le consommateur dans des comparaisons de produits au sein des catégories d'aliments (et donc valoriser des modes de production-transformation-distribution plus vertueux sur le plan environnemental). Plusieurs réponses sont envisageables sur ce plan.

L'échelle en cinq niveaux peut être complétée par une valeur numérique, qui exprime le score environnemental agrégé sur une échelle de 0 à 100. Cette granularité plus fine facilite les comparaisons entre produits de la même catégorie et rend mieux visibles les effets des leviers d'action du côté de l'offre. L'échelle en cinq niveaux peut aussi être complétée par une décomposition du score agrégé en sous-scores exprimant les grandes dimensions environnementales (climat, biodiversité...). Les actions

sur l'offre sont ici rendues mieux visibles par les variations qu'elles induisent au niveau des sous-scores. La décomposition permet aussi d'accroître les informations données au consommateur, sans perdre en efficacité globale grâce à la présence du score agrégé. Enfin, une augmentation du nombre de niveaux (de cinq à sept, par exemple) peut permettre de décrire les produits avec une granularité un peu plus fine.

La possibilité d'apposer l'ensemble de ces informations (position du produit sur l'échelle à cinq niveaux, valeur numérique, sous-scores) en un même point sur l'emballage des produits, ou la nécessité de les répartir entre face avant et face arrière des emballages, et sur des sites *online* dédiés, reste à préciser. Le packaging étant le vecteur de plusieurs types d'information, la présence conjointe de plusieurs logos (environnementale, nutritionnel...) nécessite également une réflexion sur la place, forcément contrainte, à accorder respectivement à chacun.

Des expérimentations complémentaires avec des consommateurs en situations réelles d'achats, sur des sites de ventes en ligne, en magasins et en restauration collective, seraient aussi utiles à conduire pour compléter l'évaluation des formats d'affichage, tant en matière de compréhension et de connaissances des consommateurs, que de choix des produits et d'impacts environnementaux.

REFERENCES

Asselin A, Rabaud S, Catalan C, et al (2020) Product Biodiversity Footprint – A novel approach to compare the impact of products on biodiversity combining Life Cycle Assessment and Ecology. *J Clean Prod* 248:119262. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119262>

Aubert PM, Schwoob MH, Poux X (2019) Agroecology and carbon neutrality in Europe by 2050: what are the issues? Findings from the TYFA modelling exercise, IDDRI study 02/19.

Basset-Mens C, van der Werf HMG (2005) Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric Ecosyst Environ* 105:127–144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Barbier C, Couturier C, Pourouchottamin P, Cayla JM, Sylvestre M, Pharabod I (2019) L’empreinte énergétique et carbone de l’alimentation en France. Club Ingénierie Prospective Energie et Environnement, Paris, IDDRI, 24p. Janvier 2019

Baudry J, Pointereau P, Seconda L, Vidal R, Taupier-Letage B, Langevin B, ... & Kesse-Guyot E (2019). Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *The American journal of clinical nutrition*, 109(4), 1173-1188.

Bialkova S, van Trijp H (2010) What determines consumer attention to nutrition labels? *Food Qual Prefer* 21:1042–1051. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2010.07.001>

Boizot-Szantai C, Hamza O, Soler, L. G. (2017). Organic consumption and diet choice: An analysis based on food purchase data in France. *Appetite*, 117, 17-28.

Bos U, Horn R, Beck T (2016) LANCA[®] Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment
Brunner, F., Kurz, V., Bryngelsson, D., & Hedenus, F. (2018). Carbon label at a university restaurant–label implementation and evaluation. *Ecological economics*, 146, 658-667.

Bulle C, Margni M, Patouillard L, et al (2019) IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *Int J Life Cycle Assess* 24:1653–1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

Carrero I, Valor C, Díaz E, Labajo V (2021) Designed to be noticed: A reconceptualization of carbon food labels as warning labels. *Sustain* 13:1–14. <https://doi.org/10.3390/su13031581>

Cashion T, Hornborg S, Ziegler F, et al (2016) Review and advancement of the marine biotic resource use metric in seafood LCAs: a case study of Norwegian salmon feed. *Int J Life Cycle Assess* 21:1106–1120. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1092-y>

Chaudhary A, Brooks TM (2018) Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environ Sci Technol* 52:5094–5104. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>

Chaudhary A, Verones F, de Baan L, Hellweg S (2015) Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environ Sci Technol* 49:9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

Clark M, Tilman D (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016.

Clark MA, Springmann M, Hill J, Tilman D (2019) Multiple health and environmental impacts of foods. *Proc Natl Acad Sci U S A* 116:23357–23362. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906908116>

Crosetto, P., Lacroix, A., Muller, L., & Ruffieux, B. (2020). Nutritional and economic impact of five alternative front-of-pack nutritional labels: experimental evidence. *European Review of Agricultural Economics*, 47(2), 785-818.

Dourmad J Y, van der Werf H M G, Mairesse G, Schmitt B, Chesneau G, Kerhoas N, Mourot J, 2019. Évaluation multidimensionnelle et outil d’exploration de voies d’amélioration de la durabilité de menus. *Cahiers de nutrition et de diététique* 54, 223–229.

EC-JRC (2010) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Eur 24708 EN - 2010, First Edit. Publications Office of the European Union, Luxembourg

Emanuelsson A, Ziegler F, Pihl L, et al (2014) Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use. *Int J Life Cycle Assess* 19:1156–1168. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0684-z>

Fantke P, Charles R, Alencastro LF De, et al (2011a) Plant uptake of pesticides and human health: Dynamic modeling of residues in wheat and ingestion intake. *Chemosphere* 85:1639–1647. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.030>

Fantke P, Juraske R, Antón A, et al (2011b) Dynamic multicrop model to characterize impacts of pesticides in food. *Environ Sci Technol* 45:8842–9. <https://doi.org/10.1021/es201989d>

Fazio S, Castellani V, Sala S, et al (2018) Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment method. EUR 28888 EN, European Commission, JRC109369, Ispra

Feucht, Y., & Zander, K. (2017). Consumers' willingness to pay for climate-friendly food in European countries. *Proceedings in Food System Dynamics*, 360-377.

Finkbeiner M, Inaba A, Tan R, et al (2006) The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int J Life Cycle Assess* 11:80–85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>

Frischknecht R, Braunschweig A, Hofstetter P, Suter P (2000) Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environ Impact Assess Rev* 20:159–189. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6)

Frischknecht R, Jolliet O (eds) (2016) *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: Volume 1*. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris

Guinée JB, Heijungs R (1995) A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environ Toxicol Chem* 14:917–925. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140525>

Grunert, K. G., & Wills, J. M. (2007). A review of European research on consumer response to nutrition information on food labels. *Journal of public health*, 15(5), 385-399.

Hélias A, Langlois J, Fréon P (2018) Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. *Fish Fish* 19:951–963. <https://doi.org/10.1111/faf.12299>

Hellweg S, Frischknecht R (2004) Evaluation of Long-Term Impacts in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 9:339–341. <https://doi.org/10.1007/BF02979427>

Hou P, Jolliet O, Zhu J, Xu M (2020) Estimate ecotoxicity characterization factors for chemicals in life cycle assessment using machine learning models. *Environ Int* 135:105393. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105393>

Huijbregts MAJ, Steinmann ZJN, Elshout PMF, et al (2016) ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104. Bilthoven, The Netherlands

Huijbregts MAJ, Steinmann ZJN, Elshout PMF, et al (2017) ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int J Life Cycle Assess* 22:138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

ISO, 2006a. ISO 14040—Environmental management—life cycle assessment— principles and framework. ISO, Geneva

ISO, 2006b. ISO 14044—Environmental management—life cycle assessment— requirements and guidelines. ISO, Geneva

IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany.

Julia, C., Etilé, F., & Hercberg, S. (2018). Front-of-pack Nutri-Score labelling in France: an evidence-based policy. *Lancet Public Health*, 3(4), e164.

Kesse-Guyot, E., Fouillet, H., Baudry, J., Dussot, A., Langevin, B., Allès, B., ... & Pointereau, P. (2021). Halving food-related greenhouse gas emissions can be achieved by redistributing meat consumption: progressive optimization Results of the NutriNet-Santé cohort. *Science of The Total Environment*, 147901.

Knudsen MT, Hermansen JE, Cederberg C, et al (2017) Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. *Sci Total Environ* 580:358–366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>

Lacroix, A., Muller, L., & Ruffieux, B. (2017). Etiquetage au service d'une alimentation durable: les consommateurs souhaitent plus d'informations, claires et fiables.

Landrigan PJ, Fuller R, Acosta NJRR, et al (2017). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet* 6736:. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)

Langlois J, Fréon P, Delgenes J-P, et al (2014) New methods for impact assessment of biotic-resource depletion in life cycle assessment of fisheries: theory and application. *J Clean Prod* 73:63–71. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.087>

Langlois J, Fréon P, Steyer J-P, et al (2015) Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factors for life support functions. *Int J Life Cycle Assess* 20:970–981. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0886-7>

Lambotte M, De Cara S, Brocas C, Bellassen V. (2021). Carbon footprint and economic performance of dairy farms: The case of protected designation of origin farms in France, *Agricultural Systems*, Volume 186.

Leclère D, Obersteiner M, Barrett M, et al (2020) Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 2018:. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>

Lindner J, Fehrenbach H, Winter L, et al (2019) Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 11:5628. <https://doi.org/10.3390/su11205628>

Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management* 149, 193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>

Melendrez-Ruiz J, Chambaron S, Buatois Q, et al (2019) A central place for meat, but what about pulses? Studying French consumers' representations of main dish structure, using an indirect approach. *Food Res Int* 123:790–800. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2019.06.004>

Mertens E, Kuijsten A, van Zanten HH, et al (2019) Dietary choices and environmental impact in four European countries. *J Clean Prod* 237:. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117827>

Meyerding, S. G., Schaffmann, A.- L. and Lehberger, M. (2019). Consumer preferences for different designs of Carbon footprint labelling on tomatoes in Germany— does design matter? *Sustainability*, 11(6): 1587

Mueller C, de Baan L, Koellner T, 2014. Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk-based on a Swedish case study, *Int. J. Life Cycle Assess.*, 19: 52-68.

Muhl M, Berger M, Finkbeiner M (2021) Distance-to-target weighting in LCA—A matter of perspective. *Int J Life Cycle Assess* 26:114–126. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01837-2>

Muller, L., & Ruffieux, B. (2020). What makes a front-of-pack nutritional labelling system effective: the impact of key design components on food purchases. *Nutrients*, 12(9), 2870.

Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, et al (2013) Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (ed) *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 659–740

Myllyviita T, Leskinen P, Seppälä J (2014) Impact of normalisation, elicitation technique and background information on panel weighting results in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 19:377–386. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0645-6>

Nassy G, Girard P, Majou D (2021). Expérimentation sur l'affichage environnemental. Proposition pour un affichage environnemental des produits alimentaires à l'aide d'unités fonctionnelles adaptées. *Cahiers IFIP*, 7(2), 17-40.

Pellerin et al., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA, 114 p.

Perignon, M., Vieux, F., Soler, L. G., Masset, G., & Darmon, N. (2017). Improving diet sustainability through evolution of food choices: review of epidemiological studies on the environmental impact of diets. *Nutrition reviews*, 75(1), 2-17.

Pernollet F, Coelho CRV, van der Werf HMG. Methods to simplify diet and food life cycle inventories: accuracy versus data-collection resources. *J Cleaner Prod* 2017;140:410–20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.111>.

Poore J, Nemecek T (2018) Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* (80-) 360:987–992. <https://doi.org/10.1126/science.aaq0216>

Posch M, Seppälä J, Hettelingh J-P, et al (2008) The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *Int J Life Cycle Assess* 13:477–486. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0025-9>

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., Jacob, U., Insarov, G., Kiessling, W., Leadley, P., Leemans, R., Levin, L., Lim, M., Maharaj, S., Managi, S., Marquet, P. A., McElwee, P., Midgley, G., Oberdorff, T., Obura, D., Osman, E., Pandit, R., Pascual, U., Pires, A. P. F., Popp, A., ReyesGarcía, V., Sankaran, M., Settele, J., Shin, Y. J., Sintayehu, D. W., Smith, P., Steiner, N., Strassburg, B., Sukumar, R., Trisos, C., Val, A.L., Wu, J., Aldrian, E., Parmesan, C., Pichs-Madruga, R., Roberts, D.C., Rogers, A.D., Díaz, S., Fischer, M., Hashimoto, S., Lavorel, S., Wu, N., Ngo, H.T. 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change; IPBES and IPCC. DOI:10.5281/zenodo.4782538.

Potter C, Bastounis A, Hartmann-Boyce J, et al (2021) The Effects of Environmental Sustainability Labels on Selection, Purchase, and Consumption of Food and Drink Products: A Systematic Review

Pradinaud C, Northey S, Amor B, et al (2019) Defining freshwater as a natural resource: A framework linking water use to the area of protection natural resources. *Int J Life Cycle Assess* online first. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1543-8>

Prado V, Cinelli M, Ter Haar SF, et al (2019) Sensitivity to weighting in life cycle impact assessment (LCIA). *Int J Life Cycle Assess*. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01718-3>

Rayner, M., Scarborough, P. and Lobstein, T. (2009). The UK Ofcom nutrient profiling model. British Heart Foundation Health Promotion Research Group, Department of Public Health, University of Oxford

Regnier F (2011). La perception des messages de santé par les populations défavorisées. *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 46(4), 206-212.

Rockström J, W. Steffen, K. Noone, et al (2009) A safe operation space for humanity. *Nature* 461:472–475

Rosenbaum RK, Anton A, Bengoa X, et al (2015) The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. *Int J Life Cycle Assess* 20:765–776. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0871-1>

Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, et al (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13:532–546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>

Sanchez-Sabate R, Sabaté J (2019). Consumer attitudes towards environmental concerns of meat consumption: a systematic review. *International journal of environmental research and public health*, 16(7), 1220.

Sala S, Cerutti AK, Pant R (2018) Development of a weighting approach for the Environmental Footprint. Publications Office of the European Union, Luxembourg

Sala S, Crenna E, Secchi M, Sanyé-Mengual E (2020) Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries. *J Environ Manage* 269:. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110686>

Saouter E, Biganzoli F, Ceriani L, et al (2020) Environmental Footprint: Update of Life Cycle Impact Assessment Methods - Ecotoxicity freshwater, human toxicity cancer, and non-cancer. EUR 29495 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg

Servien R, Latrille E, Patureau D, Hélias A (2021) Machine learning models based on molecular descriptors to predict human and environmental toxicological factors in continental freshwater. 43. <https://doi.org/https://doi.org/10.1101/2021.07.20.453034>

SNBC (2020) La transition écologique et solidaire vers la neutralité carbone. Ministère de la Transition Ecologique, Mars 2020, 192 pages

Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, et al (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* (80-) 347:1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Temme L, Ocke M, RIVM collaborators (2021) Less meat in the shopping basket: the effect of higher prices and information on the environmental impact of meat. *Artic Prep Pers Commun*

Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>

Van der Werf H.M.G., Nguyen T.T.H., 2015. Construction cost of plant compounds provides a physical relationship for co-product allocation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 20: 777-784. doi: 10.1007/s11367-015-0872-0

van Herpen E, van den Broek E, van Trijp HCM, Yu T (2016) Can a virtual supermarket bring realism into the lab? Comparing shopping behavior using virtual and pictorial store representations to behavior in a physical store. *Appetite* 107:196–207. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2016.07.033>

van Zelm R, Larrey-Lassalle P, Roux P (2014) Bridging the gap between life cycle inventory and impact assessment for toxicological assessments of pesticides used in crop production. *Chemosphere* 100:175–181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.037>

Vargas-Gonzalez M, Witte F, Martz P, et al (2019) Operational Life Cycle Impact Assessment weighting factors based on Planetary Boundaries: Applied to cosmetic products. *Ecol Indic* 107:105498. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105498>

Verones F, Hellweg S, Antón A, et al (2020) LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. *J Ind Ecol jiec*.13018. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>

Vieux F, Soler LG, Touazi D, Darmon N (2013) High nutritional quality is not associated with low greenhouse gas emissions in self-selected diets of French adults, *The American Journal of Clinical Nutrition*, Volume 97, Issue 3, March 2013, Pages 569–583, <https://doi.org/10.3945/ajcn.112.035105>

Waterlander WE, Jiang Y, Steenhuis IHM, Ni Mhurchu C (2015) Using a 3D virtual supermarket to measure food purchase behavior: A validation study. *J Med Internet Res* 17:e107. <https://doi.org/10.2196/jmir.3774>

Wilfart A, Gac A, Salaün Y, Aubin J, Espagnol S, 2021. Allocation in the LCA of meat products: is agreement possible? *Cleaner Environmental Systems* 2: 100028. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2021.100028>

Willett W, Rockström J, Loken B, et al (2019) Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet* 6736:3–49. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

WMO (1999) Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone Research and Monitoring Project - Report No. 44, ISBN 92-807-1722-7. World Meteorological Organisation, Geneva

ANNEXES

Annexe 1

Prise en compte dans l'affichage environnemental d'une biodiversité « à la parcelle »

Le postulat est que des pratiques agricoles « non-conventionnelles » permettent une augmentation de la biodiversité de x % observé au champ. On considère aussi que l'importance, le « poids » w_{lb} , que l'on accorde à cette biodiversité « à la parcelle » par rapport aux autres impacts a été décidé.

Soit c une production conventionnelle et nc une production non conventionnelle. Le score EF EF_c est connu :

$$EF_c = \sum_i w_i \times \frac{I_{c,i}}{N_i}$$

Avec $I_{c,i}$ le score d'impact de la catégorie i (changement climatique, eutrophisation, etc...), w_i la valeur de pondération ($\sum_i w_i = 1$) et $N_i = \frac{I_{G,i}}{P}$ la valeur de normalisation associée ($I_{G,i}$ est l'impact total au niveau mondial pour une année et P la population mondiale, c 'est l'impact moyen, pour une année, que l'on attribue à une personne « moyenne » sur terre).

Tenir compte d'une biodiversité locale revient à créer une nouvelle catégorie d'impact I_{lb} . Dans ce schéma très simpliste, elle n'a que 2 facteurs de caractérisation :

- CF_c pour une utilisation d'espace agricole avec des pratiques conventionnelles,
- $CF_{nc} = \frac{1}{1+x} \times CF_c$ pour une utilisation d'espace agricole avec des pratiques non conventionnelles.

La valeur de CF_c est exprimée en unité d'impact I_{lb} par mètre carré occupé pendant un an (m2a). Le plus simple est de définir l'impact en « équivalent agriculture conventionnelle », il n'est pas nécessaire d'avoir une quantification plus précise. Nous avons donc $CF_c = 1$ et $CF_{nc} = \frac{1}{1+x}$.

L'impact se calcule en multipliant le facteur de caractérisation approprié avec la surface agricole (conventionnelle ou non-conventionnelle) utilisée

$$I_{c,lb} = s_c \times CF_c = s_c$$

$$I_{nc,lb} = s_{nc} \times CF_{nc} = s_{nc} \times \frac{1}{1+x}$$

La valeur de normalisation correspondante pour cet impact est

$$N_{lb} = \frac{I_{G,lb}}{P} = \frac{s_c \times CF_c + s_{nc} \times CF_{nc}}{P}$$

$$N_{lb} = \frac{s_c + s_{nc} \times \frac{1}{1+x}}{P}$$

avec S_c la surface mondiale de terres agricoles conventionnelles et S_{nc} la surface mondiale de terres cultivées avec des pratiques non conventionnelles.

Comme indiqué précédemment, il faut aussi définir le poids w_{lb} donné à cet impact vis-à-vis des autres, comme cela a été fait entre les catégories d'impact du PEF.

Le calcul devient alors pour l'empreinte environnementale :

$$\widetilde{EF}_c = \frac{1}{1+w_{lb}} \times \left(EF_c + \frac{w_{lb}}{N_{lb}} \times s_c \right)$$

$$\widetilde{EF}_{nc} = \frac{1}{1+w_{lb}} \times \left(EF_{nc} + \frac{w_{lb}}{N_{lb}} \times s_{nc} \times \frac{1}{1+x} \right)$$

On peut aussi considérer que la seule différence entre la production conventionnelle et non conventionnelle se trouve dans une différence de biodiversité à la parcelle. C'est une hypothèse simplificatrice (il n'y aurait pas d'écart de rendement entre le conventionnel et le non-conventionnel), mais qui est nécessaire s'il faut rajouter un correctif pour introduire le caractère non conventionnel, sans aucune donnée d'inventaire additionnel. $EF_{nc} = EF_c$ et $s_{nc} = s_c$. Nous avons donc dans cette situation :

$$\widetilde{EF}_{nc} = \frac{1}{1 + w_{lb}} \times \left(EF_c + \frac{w_{lb}}{N_{lb}} \times s_c \times \frac{1}{1 + x} \right)$$

Données nécessaires

Pour introduire cette nouvelle catégorie d'impact dans l'affichage, il faut donner une valeur aux paramètres suivants :

- x , le % d'augmentation de biodiversité par rapport à l'agriculture conventionnelle
- w_{lb} , le poids accordé à cette nouvelle catégorie
- S_c, S_{nc} , et P , pour la valeur de normalisation
- s_c , la surface agricole utilisée pour le produit (avec l'hypothèse $s_{nc} = s_c$)

La valeur de s_c (et aussi s_{nc} dans certains cas) est disponible dans les inventaires détaillés Agribalyse via les logiciels ACV. Il est aussi possible de l'estimer très grossièrement à partir de l'impact « land use » de la phase agricole (disponible dans les données simplifiées de l'Ademe sous format excel). Dans ce cas, on fait encore une l'hypothèse : la majorité des terres utilisées sont des cultures annuelles ou pérennes, irriguées ou non, toutes intensives. En divisant l'impact « land use » par valeur de 50,191 pt/m2a (le CF qui correspond à ces types de terres) nous avons une estimation de s_c .

Exemple théorique

- L'approche est menée sur les inventaires Agribalyse actuels
- $x = 30\%$, « exemple : nous avons 30% de biodiversité en plus observée à la parcelle avec l'agriculture non conventionnelle »
- $w_{lb} = w_{cc} = 21.06\%$, « exemple : À l'échelle mondiale, nous pensons que la biodiversité locale dans les parcelles agricoles est tout aussi importante que l'ensemble des conséquences du réchauffement climatique, actuelles et à venir pour les hommes et les écosystèmes »
- $S_c = 4.79 \times 10^{13}$ m2a, en 2016, <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.K2> (après soustraction de S_{nc})
- $S_{nc} = 7.14 \times 10^{11}$ m2a, en 2018, <https://statistics.fibl.org/world/area-world.html>
- $P = 6895889018$, en 2011, valeur utilisée dans la méthode EF, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC109878/kjna28984enn_global_norm_factors.pdf
- Toutes les hypothèses simplificatrices sont utilisées

Avec ces éléments les résultats sont les suivants :

- Différence le PEF (EF_c) et le PEF modifié (\widetilde{EF}_c) pour les productions conventionnelles.
- Le score modifié \widetilde{EF}_c est en moyenne 1% plus élevé que EF_c (médiane 1%, interquartile 16%). Si l'on regarde le rang des produits (du plus impactant au moins d'impactant) celui-ci varie de 2% en moyenne (médiane 1%, interquartile 3%). Les résultats changent, mais uniquement à la marge pour la majorité des produits (avec cependant quelques points extrêmes). Rajouter une catégorie d'impact change obligatoirement les résultats, ici uniquement en fonction de s_c .
- Différence entre les PEF modifiés (\widetilde{EF}_c et \widetilde{EF}_{nc}) : productions conventionnelles versus non conventionnelles.

Avec les hypothèses d'un avantage biodiversité de 30% et une importance accordée à cette biodiversité similaire à celle accordée au réchauffement climatique, le score PEF modifié \widetilde{EF}_{nc} est en moyenne 3% inférieur au score \widetilde{EF}_c (médiane 4%, interquartile 3%). L'avantage est plus marqué pour les grandes valeurs de s_c . Il est ainsi de l'ordre de 6 à 8% pour les productions animales.

– Sensibilité

Pour tester la sensibilité du résultat aux paramètres, on peut jouer sur les valeurs de x et de w_{lb} . En considérant un avantage de biodiversité de 300% et une importance toujours identique au réchauffement climatique, l'avantage moyen est de 11% (médiane 13%, interquartile 11%) pour le non conventionnel. Il n'y a pas de changement dans la relation entre le PEF et le PEF modifié. À l'inverse, en considérant un avantage de biodiversité de 30%, mais une importance 10 fois plus grande accordée à la biodiversité qu'au réchauffement climatique, l'avantage moyen du non-conventionnel est de 12% (médiane 15% interquartile 7%), du même ordre de grandeur donc. Dans cette configuration, la relation entre PEF bio et PEF pour les productions conventionnelles change. Le rang varie de 8% en moyenne (médiane 5%, interquartile 10%). Les résultats sont beaucoup plus modifiés.

Ces facteurs 10 sont extrêmes et ne peuvent être réellement envisagés, mais les variations restent cependant limitées. Avec un facteur 2 sur l'avantage de biodiversité, le non-conventionnel est mieux de 6% en moyenne (médiane 6%, interquartile 5%). Si ce facteur 2 est sur le poids (2 fois plus important que le réchauffement climatique) les résultats sont similaires, 6% en moyenne (médiane 7%, interquartile 5%).

Annexe 2

Produits alimentaires utilisés pour l'expérimentation sur les effets des formats d'affichage sur les achats des consommateurs

Le magasin expérimental incluait les produits suivants, collectés dans un hypermarché et soumis à la vente pour les participants à l'expérimentation :

Types d'Aliments	Nombre de produit
Famille : Produits composés et autres	92
Famille : Produits laitiers et œufs	55
Famille : Produits végétaux	72
Famille : Viandes et poissons	57
Total :	276

Pour chacun de ces produits, des valeurs d'impacts environnemental ont été calculées. Elles ont été utilisées pour créer les affichages, ainsi que pour les simulations présentées dans la section 4. La démarche de calcul a été la suivante :

- Identification de la valeur d'Agribalyse.
- Correction de la valeur d'Agribalyse de façon à se rapprocher de valeurs semi-spécifiques publiques par la prise en compte de : la recette (par modélisation), le transport, l'emballage.
- Intégration d'un correctif stockage du carbone pour les produits de viande bovine bio et label rouge.
- Inclusion d'un indicateur biodiversité à la parcelle, avec une hypothèse de bénéfices additionnels de 30% pour le bio par rapport au conventionnel, et un poids donné à cet indicateur équivalent à celui de l'indicateur climat.
- Correctif pour simuler des ajustements en matière de toxicité et d'écotoxicité.

Le temps imparti n'a pas permis d'intégrer dans cette base de données toutes les modifications mentionnées dans le rapport.

Annexe 3

Changement d'échelle

Ecospore

Selon les indications de la documentation de l'Ecospore¹⁷, trois indications sont données

1. « Dans le cadre de l'Eco-score, le score PEF est converti sur une échelle de 0 à 100 afin de faciliter sa lecture. »
2. « Le score est borné dans l'intervalle [0, 100] »
3. « La formule suit une courbe logarithmique (non linéaire) où l'impact sur l'environnement est doublé tous les 20 points. »

Soit x le score PEF (mPt/kg), avec x_{min} la valeur minimale et x_{max} la valeur maximale. Avec l'affirmation 3, il faut donc utiliser une formule avec un logarithme base 2 et un facteur de 20

$$-\frac{\ln(x)}{\ln(2)} \times 20$$

sachant que l'ordre est inverse entre le score PEF (plus la valeur est grande, plus l'impact est important) et l'Eco-score (100 est pour le produit le plus vertueux), ce qui explique le signe négatif.

En lien avec l'affirmation 2, il faut ensuite borner les valeurs par une borne inférieure (x_{lb}) et supérieure (x_{ub}). Nous avons l'impact d'un produit avec un Eco-score de 0 (le plus mauvais) qui est 32 fois (2^5 car il y a 5 fois 20 dans 100) plus important que le produit avec un Eco-score de 100 (le meilleur), donc

$$x_{ub} = 32 \times x_{lb}$$

Il y a trois grandes possibilités pour faire cela :

- On ne peut pas être plus de 32 fois pire que le meilleur : $x_{lb} = x_{min}$, $x_{ub} = 32 \times x_{min}$
- On ne peut pas être plus de 32 fois meilleur que le pire : $x_{lb} = \frac{1}{32} \times x_{max}$, $x_{ub} = x_{max}$
- On enlève les valeurs extrêmes d'une manière symétrique.

L'avantage de cette dernière possibilité est de ne pas dépendre d'une seule valeur (x_{min} ou x_{max}) mais de la distribution d'une série de données. C'est une approche classique en traitement de données, que l'on va garder ici :

$$\begin{aligned}x_{lb} &= x_{P\%} \\x_{ub} &= x_{100-P\%}\end{aligned}$$

avec $P\%$ le percentile qui permet d'avoir $x_{100-P\%} = 32 \times x_{P\%}$. Dans le cas des données agribalyse $P\% \approx 6,4\%$ ce qui signifie que près de 13% des produits agribalyse sont en dehors des bornes de l'intervalle considéré. C'est une proportion importante.

On peut ensuite facilement mettre l'échelle à la valeur de 0 pour $x_{93,6\%}$

$$-\frac{\ln(x)}{\ln(2)} \times 20 + \frac{\ln(x_{93,6\%})}{\ln(2)} \times 20$$

¹⁷ Extraits de <https://docs.score-environnemental.com/methodologie-recette/fonctionnement-general-recette> accédée le 27-01-2021

Ce qui peut s'écrire plus simplement, en limitant les valeurs à l'intervalle [0, 100]

$$\begin{aligned} \{x < x_{6,4\%} &\rightarrow Eco - score = 100 \\ x_{6,4\%} \leq x \leq x_{93,6\%} &\rightarrow Eco - score = \frac{\ln(x_{93,6\%}) - \ln(x)}{\ln(2)} \times 20 \\ x > x_{93,6\%} &\rightarrow Eco - score = 0 \end{aligned}$$

Comparaison

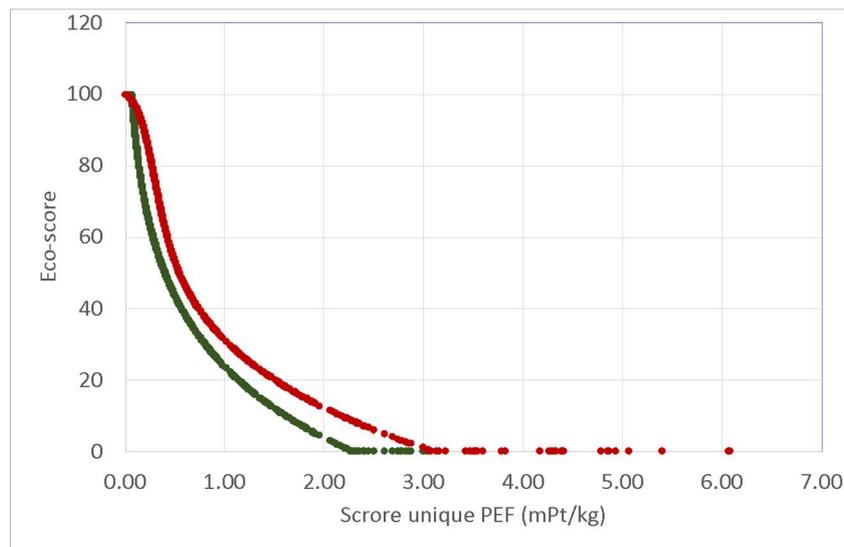
La formule proposée dans la documentation de l'Ecoscore est la suivante (est présentée ici la seconde version, disponible en mai 2021) :

$$100 - \frac{\ln(10x + 1)}{\ln(2 + \frac{1}{100x^4})} \times 20$$

avec x en $\mu\text{Pt}/100\text{g}$. Comme le montre la figure ci-dessous, l'Eco-score obtenu selon les affirmations du texte et celui selon l'équation proposée sur la page web ne donne pas le même résultat. Entre les deux alternatives, la lettre (A,B,C,D ou E) qui est attribuée au produit est différente pour 45% des produits.

Pour avoir quelque chose de similaire sur les Eco-score entre 0 et 50 avec la première version proposée, il ne faut pas utiliser comme borne dans l'équation la valeur $x_{93,6\%} = 2,27 \text{ mPt}/\text{kg}$, mais une valeur proche de $3,1 \text{ mPt}/\text{kg}$. Dans cette configuration, il n'y aurait que 15% des produits qui changent de lettre. Il n'y a cependant aucune justification envisageable pour ce $3,1 \text{ mPt}/\text{kg}$. Cela voudrait dire que l'on considère en dehors des bornes, 3,1% des valeurs pour les scores PEF les plus élevés et 9,9% des valeurs pour les scores PEF les plus bas. Il faudrait un argumentaire pour justifier cette asymétrie. La forme de la relation entre 50 et 100 ne correspond pas à une relation logarithmique qui double tous les 20 (même si elle présente l'avantage de tendre vers la valeur zéro).

Une autre approche serait de dire que le meilleur peut être 128 fois mieux que le pire et ($x_{ub} = 128 \times x_{lb}$), de remplacer les 5 niveaux [A, B, C, D, E] par 7 : [A++, A+, A, B, C, D, E] (sachant que l'affichage pourrait ne pas différencier A++, A+ et A et seulement afficher A, avec une argumentation à définir...) Dans cette configuration $P\% \approx 1,7 \%$ et $x_{98,3\%} \approx 3,54 \text{ mPt}/\text{kg}$. La lettre de l'Eco-score change pour 15% des produits.



a)

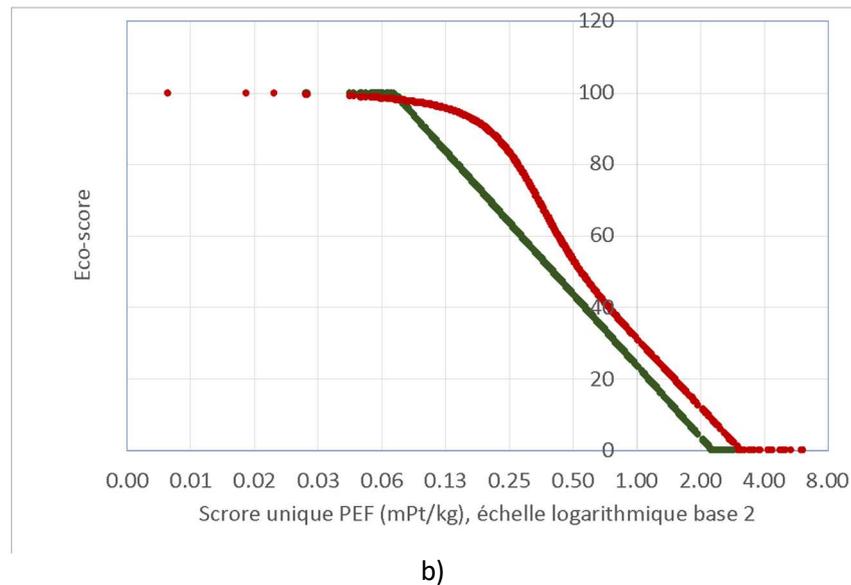


Figure A.1. Eco-score en fonction des valeurs de score unique PEF pour les 2480 données Agribalyse : en vert, avec la formule construite selon les indications du texte, en rouge selon l'équation proposée sur la page web. a) échelle normale pour l'axe des abscisses, b) échelle logarithmique base 2 pour l'axe des abscisses.

Changement d'équation pour les boissons

La formule diffère pour les boissons. Pour celles-ci, la formule est $-36 * \ln(100x + 1) + 150$ et l'eau et les sodas sont retirés de l'affichage. Un score de 100 est ainsi beaucoup plus vite atteint. Changer la relation de changement d'échelle pour une catégorie donnée revient à construire ici à un affichage intra-catégorie pour celle-ci et non pas inter-catégorie. La note d'une boisson ne peut alors pas être comparée à la note d'un aliment.

On peut imaginer un affichage qui ne ferait que de l'inter-catégorie ou un qui ne ferait que de l'intra-catégorie. Mais si l'objectif de l'affichage est de permettre des comparaisons inter- et intra-catégories, il semble difficile **d'argumenter un affichage dont l'objectif change selon la catégorie (pour certains inter-, pour d'autres intra-catégorie) comme cela est le cas ici**. Ce choix très particulier nécessite une argumentation qui n'est pas présente dans la documentation de l'Ecoscore et d'une transparence vis-à-vis des consommateurs.

Remarque finale

Dans tous les cas, il faut argumenter vis-à-vis de la construction de l'équation :

- Le choix des bornes (ce qui a été négligé dans la proposition initiale) en évitant de les déterminer en fonction des points extrêmes, mais bien selon l'ensemble des données disponibles.
- L'échelle logarithmique base 2, passé d'une échelle linéaire à une échelle logarithmique peut être discutée vis-à-vis de la perception du consommateur, en s'appuyant sur la loi de Fechner par exemple, mais cet aspect doit être approfondi.
- Un affichage à 5 niveaux (ce qui signifie que le meilleur est 32 fois mieux que le pire).

ADEPALE et ATLA

L'ADEPALE et l'ATLA utilisent une autre formule pour passer à une échelle logarithmique :

$$100 - 50 \times \log_{10} \left(\frac{x}{6,09} \times 100 \right)$$

ce qui permet d'obtenir un score entre 0 et 100 pour les valeurs entre les bornes $x_{ub} = 6,09$ et $x_{lb} = 0,0609$ mPt/kg respectivement.

Pour avoir une relation en logarithme base 10 entre 0 et 100, une manière plus générale d'écrire cette formule est :

$$\begin{aligned} \{x < x_{lb} &\rightarrow Eco - score = 100 \\ x_{lb} \leq x \leq x_{ub} &\rightarrow Eco - score = \frac{\log_{10}(x_{ub}) - \log_{10}(x)}{\log_{10}(x_{ub}) - \log_{10}(x_{lb})} \times 100 \\ x > x_{ub} &\rightarrow Eco - score = 0 \end{aligned}$$

Il serait préférable de ne pas déterminer les bornes par un point unique, ici le plus grand impact. Choisir les bornes pour représenter par exemple 95% du jeu de données ($x_{ub} = x_{97,5\%}$, $x_{lb} = x_{2,5\%}$) et ainsi s'affranchir des valeurs extrêmes semble une alternative plus robuste.

Annexe 4

Correspondance entre des bonus-malus et l'ajout d'un nouveau critère environnemental à l'ACV

Présentations des éléments :

Considérons une méthode d'évaluation des impacts sur l'environnement A et un impact additionnel B . Ce dernier représente une dimension environnementale qui n'est pas prise en compte dans la méthode A . Accordons un poids w_B à la dimension B . L'impact total qui fait suite à l'ajout de B à A correspond à

$$I = \left(\frac{1}{w_B + 1} \right) \times (w_B B + A)$$

- Prenons $w_B = 0.1, 1$ ou 10 . L'impact B est donc considérée comme dix fois moins, autant ou dix fois plus important que A .
- Prenons un produit de référence (REF) et postulons $\frac{B_{REF}}{A_{REF}} = 0.1, 1$ ou 10 . Cela signifie que l'impact de ce produit est dix fois moins, autant ou dix fois plus important vis-à-vis de B que de A . C'est à ce niveau qu'intervient la normalisation.
- Définissons enfin un produit alternatif (ALT) avec $A_{ALT} = A_{REF}$ et $B_{ALT} = \frac{1}{2} B_{REF}$. Le produit alternatif a donc les mêmes impacts que le produit de référence pour A , mais deux fois moins d'impact que la référence pour B .
- Considérons maintenant les bonus de $+10, +15$ et $+20$ qui seraient introduits après passage à une échelle logarithmique base 2 inversé ($-\frac{\ln(I)}{\ln(2)} \times 20$), comme pour le Planet-score et l'Ecoscore.

Il y a donc deux aspects à considérer : (1) l'importance du critère additionnel B par rapport à A (c'est le rôle de la pondération avec le poids w_B qu'on lui accorde) et (2) la contribution de ce produit à l'impact total B (c'est ce que représente B_{REF} , et $\frac{B_{REF}}{A_{REF}}$ relativement donc à la contribution de ce produit à l'impact A). Dans l'équation, ces deux aspects se multiplient. Un poids plus important peut compenser une contribution réduite, et inversement. Ainsi $w_B = 0.1$ et $\frac{B_{REF}}{A_{REF}} = 10$ donnera le même résultat que $w_B = 10$ et $\frac{B_{REF}}{A_{REF}} = 0.1$

Il est possible d'étudier l'avantage du produit alternatif ($\frac{I_{ALT}}{I_{REF}}$) en fonction du poids de B et de sa contribution relative de la référence ($w_B \times \frac{B_{REF}}{A_{REF}}$) comme sur la figure ci-dessous (ligne bleue). Si les bonus servent à représenter l'ajout du critère B au résultat A , les lignes rouges sur la figure montrent les avantages du produit alternatif correspondants à ces bonus.

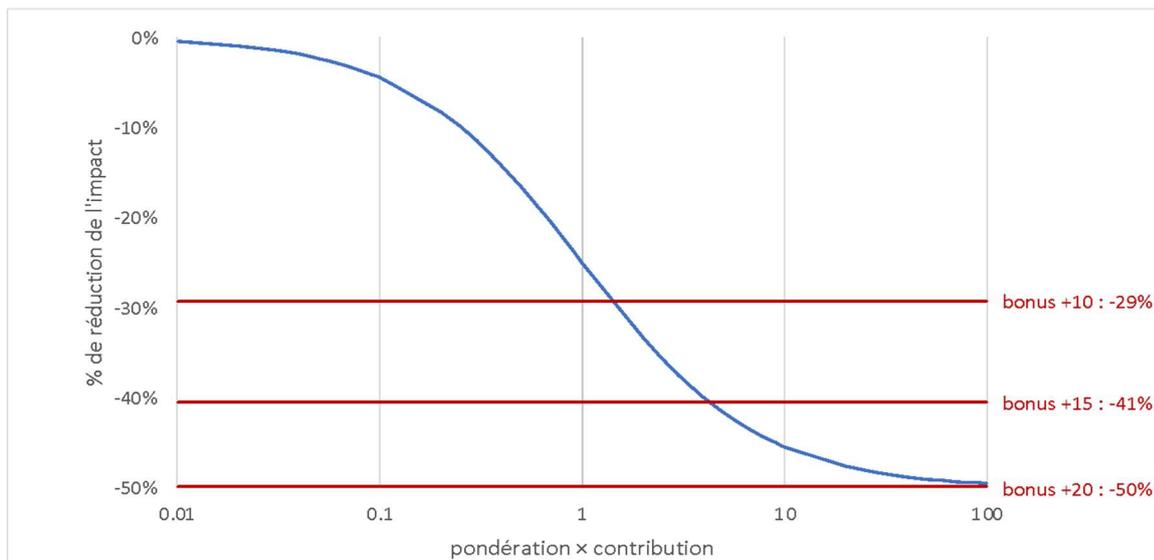


Figure A.2. Ligne bleue : pourcentage de réduction de l'impact avec le produit alternatif par rapport au produit de référence, en fonction du poids et de la contribution à l'impact additionnel du produit ; lignes rouges : pourcentage de réduction de l'impact avec le produit alternatif en fonction des bonus. L'axe des abscisses est en échelle logarithmique.

Ainsi, ici un bonus de +10 (-29%) est proche d'une réduction de 25%, qui correspond à un impact *B* ayant une contribution et une pondération similaire à *A*. Un bonus de +20 correspond à une réduction de 50%, ce qui n'est jamais atteint (il faudrait avoir un avantage du produit alternatif supérieur à une réduction de 50% pour cela). Une valeur proche serait obtenue avec une couple pondération – contribution de l'ordre de 100.

Des bonus de l'ordre +10 ou +20 sont des modifications substantielles qui doivent être argumentées. Si la contribution du produit au critère additionnel peut être très grande, il est difficilement concevable d'accorder un poids extrême ($\times 10$, $\times 20$...) à ce critère par rapport aux autres enjeux environnementaux (comme le changement climatique par exemple). L'avantage de l'alternative doit aussi être décrit (par exemple, le gain est-il de 10%, 50% ou de plusieurs ordres de grandeur ?). Les corrections par bonus-malus dans l'échelle logarithmique peuvent être remplacées par l'introduction de nouveaux critères environnementaux dans le cadre ACV. Cela permet d'argumenter d'une manière transparente sur le poids du critère additionnel, sur la contribution du produit à celui-ci et sur l'avantage de l'alternative. Ces argumentaires sont indispensables à l'introduction de nouveaux critères environnementaux dans l'affichage.

Annexe 5

IMPACT DE 6 FORMATS D’AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL SUR LES PANIERS D’ACHATS ALIMENTAIRES PHILIPPINE DE LATTRE, LAURENT MULLER (UMR GAEL)

Introduction

Ce projet répond à l’appel à candidature lancé par l’ADEME dans le cadre de l’article 15 de la loi relative à la lutte contre le gaspillage alimentaire et à l’économie circulaire visant à mieux informer les consommateurs de l’impact environnemental de leurs choix alimentaires.

Recourant à la méthode d’économie expérimentale en laboratoire, donc contrôlée et reproductible, nous étudions les impacts respectifs sur les achats effectifs des consommateurs de l’apposition de six formats d’affichage environnemental alternatifs.

Les formats retenus



Format de ‘Référence’, équivalent au Nutri-Score, comprend cinq niveaux associés à une lettre (ABCDE) et à une couleur. Les aliments sont distribués dans les niveaux par quintiles du score EF



Format ‘Note’ est le format de ‘Référence’ auquel on remplace les lettres ABCDE par une note logarithmique sur 100 (score EF doublé tous les 20 points).



Format ‘Multiplicateur’ est le format de ‘Référence’ auquel on remplace les lettres ABCDE par un coefficient multiplicateur correspondant au score EF du produit divisé par le score EF du produit le plus bas du catalogue, à savoir la pomme bio.



Format ‘Famille’ est le format de ‘Référence’ appliqué aux familles ‘Viandes et poissons’, ‘Produits composés et autres’, ‘Produits laitiers et œufs’ et ‘Produits végétaux’.



Format ‘Décomposé’ est le format de ‘Référence’ auquel on ajoute des informations analytiques concernant trois sous-ensembles d’impacts : ‘Climat’, ‘Biodiversité’ et ‘Exposition humaine’.



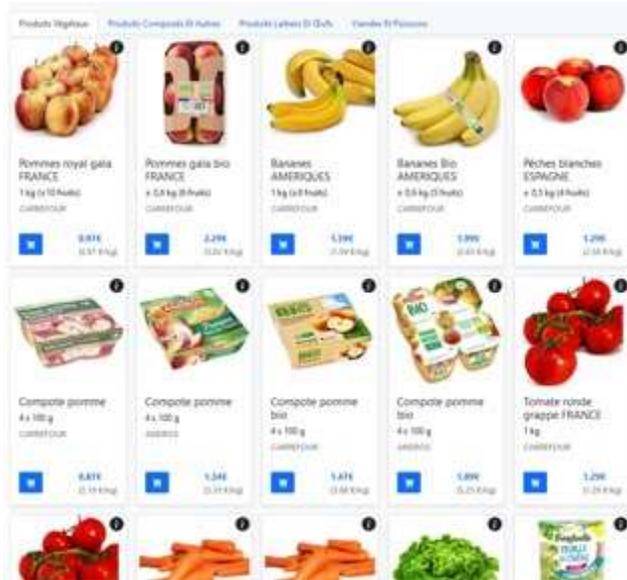
Format ‘Référence+Nutri-Score’ : Le Nutri-Score est ajouté au système de ‘Référence’.

Méthode

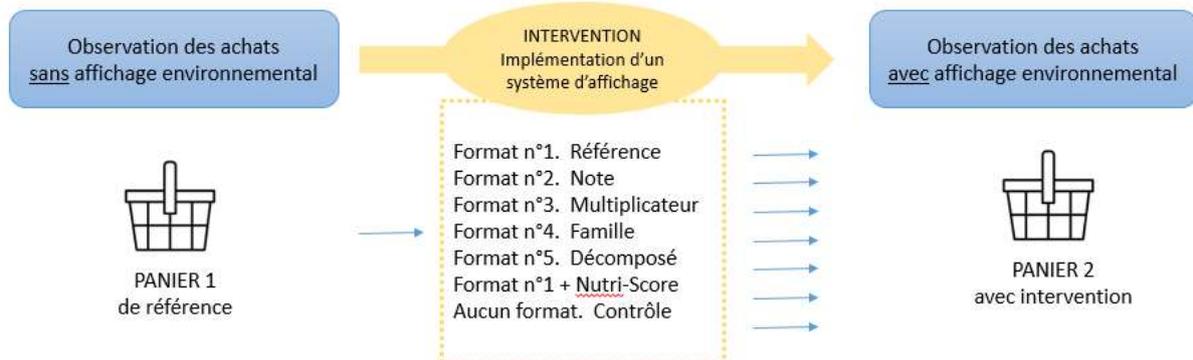
Les expériences ont été conduites en laboratoire, dans les locaux de la Maison de la Création et de l’Innovation (MACI) à l’Université Grenoble Alpes de juillet à septembre 2021. 622 consommateurs ont participé à cette expérience. Une indemnité de 20€ était donné à chacun en contrepartie de l’heure et demi passé au laboratoire.

Les participants étaient invités à venir faire leurs courses alimentaires en ligne depuis le laboratoire, pour leur foyer. Un bon d'achats de 20€ était donné pour ce faire. Les produits étaient réellement achetés. Les participants étaient livrés à leur domicile ou venaient retirer leurs achats sur le lieu de l'expérience.

Un catalogue en ligne de 276 produits a été constitué, à partir des produits accessibles dans les grandes surfaces alentours. Les prix de vente étaient ceux affichés dans les grandes surfaces en question. Les



produits sont répartis en quatre familles. Dans le laboratoire, les produits se présentaient à l'écran selon le visuel ci-contre.



Sept traitements ont été Implémentés. Les six correspondent aux formats décrits ci-dessus. Le septième est le traitement de contrôle. C'est un traitement technique qui permet de mesurer la présence d'artefacts de laboratoires liés au protocole, afin de les éliminer statistiquement, le cas échéant. Les achats ont été observés avant et après la mise en place d'un affichage. L'analyse des résultats a été faite à partir de la méthode des doubles différences consistant à comparer la différence entre le groupe de contrôle et les groupes traités avant et après l'introduction des étiquetages.

Résultats

Résultat 1. Tous les formats d'affichage améliorent significativement l'impact environnemental des paniers alimentaires.

Le score EF diminue pour les six formats. Ces diminutions sont toutes statistiquement significatives à un seuil de 0,1%.

Résultat 2. Les écarts de performances entre formats sont faibles.

Les magnitudes de l'amélioration du score EF ne sont pas statistiquement différentes sauf entre les formats 'Décomposé' et 'Référence+Nutri-Score', respectivement les formats avec l'amélioration du

PEF la plus et la moins importante (-1,102 point vs -0,067). Le score EF diminue respectivement de -0,085 point, -0,074 point, -0,070 point et -0,069 point pour les formats 'Référence', 'Multiplicateur', 'Famille' et 'Note'.

Résultat 3. A l'exception du format 'famille', l'affichage environnemental diminue le coût par kilogramme des achats.

Les formats 'Référence+Nutri-Score', 'Décomposé', 'Référence' et 'Note' génèrent des baisses statistiquement significatives à un seuil de 0,1%, avec des baisses respectives de -0,79€/kg, -0,72€/kg, -0,58€/kg et -0,57€/kg. Le format 'Multiplicateur' diminue le coût par kilogramme moins significativement (5%) avec une baisse de -0,37€/kg. Seul le système 'famille' a une baisse non statistiquement significative à un seuil de 5% (-0.24€/kg).

Résultat 4. Les affichages environnementaux améliorent la qualité nutritionnelle du caddie. L'amélioration est la plus importante pour le format 'Référence+Nutri-Score' et la moins importante pour les formats 'Famille' et 'Multiplicateur'.

Le système 'Référence+Nutri-Score' affiche la diminution (-1,20 points) la plus significative à un seuil de 0,1%. Les systèmes 'Décomposé', 'Référence' et 'Note', ont des baisses respectives de -0,77, -0,65 et -0,57 points significatives à un seuil de 1%. Enfin, les traitements 'Famille' et 'Multiplicateur' n'améliorent pas le score FSA de façon significative (-0,27 et -0,25 points).

	SCORE EF	Prix(€/KG)	SCORE FSA
Niveau de référence	0,383 ***	4,43 ***	1,01**
	(0,012)	(0,24)	(0,36)
'Décomposé'	-0,102 ***	-0,72 ***	-0,77 **
	(0,019)	(0,18)	(0,25)
'Référence'	-0,085 ***	-0,58 ***	-0,65 **
	(0,012)	(0,15)	(0,12)
'Multiplicateur'	-0,074 ***	-0,37 *	-0,25
	(0,014)	(0,15)	(0,22)
'Famille'	-0,070 ***	-0,24	-0,27
	(0,010)	(0,13)	(0,21)
'Note'	-0,069 ***	-0,57 ***	-0,57 **
	(0,011)	(0,13)	(0,20)
'Référence+Nutri-Score'	-0,067 ***	-0,79 ***	-1,20 ***
	(0,009)	(0,16)	(0,23)
N	1230	1230	1230

Niveau de référence (correspondant au panier 1 du groupe de contrôle) et variations des score EF, des prix (en €/kg) et du score FSA entre le panier 1 et 2 selon une régression linéaire en double-différence.

*** $p < 0.001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$.

Résultat 5. Les participants se conforment aux affichages.

Tous les formats haussent significativement le nombre de produits A et B dans les paniers et diminuent le nombre de D, E et, dans une moindre mesure, C. Dans le détail, les format 'décomposé' augmente le nombre de produits A et B de 2,46 unités, 'famille' 2,42, 'référence' 2,15, 'note' 2,07, 'référence+Nutri-Score' 1,95 et 'multiplicateur' 1,73. Il n'y a pas de différence significative lorsque l'on compare ses évolutions entre les formats.

Résultat 6. A l'exception des formats 'famille' et 'multiplicateur', l'affichage diminue la consommation de viandes et augmente celle des produits végétaux.

Le format 'décomposé' affiche la baisse la plus significative de consommation des produits issus de la catégorie 'viandes et poissons' (-0,47 unités) avec seuil statistique de 0,1% contre 1% pour les formats 'Note', 'Référence+Nutri-Score' et 'Référence' (respectivement -0,34, -0,34 et -0,30) et 5% seulement pour le 'Multiplicateur' (-0,22). La consommation ne varie pas pour le format 'famille' (+0.031). En ce qui concerne le produits végétaux, les formats 'Référence+Nutri-Score', 'Note' et 'Référence' affichent les hausses les plus significatives (respectivement +0,88, +0,71 et +0,69) avec un seuil statistique de 0,1% contre 1% pour le format 'Décomposé' (+0,68). La consommation ne varie pas pour les formats 'famille' et 'multiplicateur' (-0,09 et +0,20). La consommation des 'produits laitiers et œufs' ne varie pas. Il en est de même pour les 'produits composés et autres' sauf pour le format 'famille' (+0,39, $p < 0,01$).

<i>Famille d'aliments</i>	Viandes et Poissons	Produits laitiers et œufs	Produits végétaux	Produits composés et autres
Niveau de référence	1.658 *** (0.153)	2.633 *** (0.217)	4.937 *** (0.332)	1.835 *** (0.167)
'Décomposé'	-0.466 *** (0.129)	-0.011 (0.170)	+0.682 ** (0.210)	+0.155 (0.143)
'Référence'	-0.303 ** (0.108)	-0.116 (0.166)	+0.693 *** (0.193)	+0.051 (0.121)
'Multiplicateur'	-0.220 * (0.108)	+0.114 (0.167)	+0.204 (0.249)	+0.097 (0.112)
'Famille'	+0.031 (0.115)	-0.150 (0.150)	-0.087 (0.188)	+0.391 ** (0.121)
'Note'	-0.342 ** (0.114)	-0.001 (0.157)	+0.706 *** (0.201)	+0.157 (0.119)
'Référence+NutriScore'	-0.339 ** (0.108)	+0.024 (0.165)	+0.882 *** (0.212)	+0.072 (0.116)
N	1230	1230	1230	1230

Nombre d'unités de produits par catégorie alimentaire dans le panier 1 du traitement de contrôle et son évolution par traitement selon une régression linéaire en double-différence.

Annexe 6

EFFET D'UN AFFICHAGE ENVIRONNEMENTAL SUR LES CHOIX ALIMENTAIRES DES CONSOMMATEURS DANS UN SUPERMARCHÉ EN RÉALITÉ VIRTUELLE

LAURA ARRAZAT, STEPHANIE CHAMBARON, GAËLLE ARVISENET, SOPHIE NICKLAUS, LUCILE MARTY (UMR CSGA)

Introduction

Dans le cadre de l'appel à projet de l'ADEME concernant l'expérimentation sur l'affichage environnemental dans le secteur alimentaire, nous avons testé l'effet d'un affichage environnemental sur les choix alimentaires des consommateurs dans un supermarché en réalité virtuelle. Les faiblesses méthodologiques des études ayant testé l'impact d'un affichage environnemental sur les choix des consommateurs ont récemment été mise en exergue dans une revue de la littérature (Potter et al., 2021), soulignant la nécessité de conduire des essais contrôlés randomisés dans des environnements de choix réalistes pour démontrer les effets d'affichages environnementaux sur les choix alimentaires. Dans cette perspective, nous avons utilisé un supermarché en réalité virtuelle, une méthodologie qui place le consommateur dans une situation réaliste et validée comme reflétant de manière adéquate les comportements d'achat, tout en permettant de contrôler finement les conditions expérimentales dans le cadre d'un essai contrôlé randomisé (van Herpen et al., 2016; Waterlander et al., 2015). La réalité virtuelle présente l'avantage d'immerger le consommateur dans un environnement à taille réelle, la saillance visuelle de l'affichage environnemental est donc similaire à celle d'un supermarché réel (Bialkova and van Trijp, 2010). A notre connaissance, cette étude est la première utilisant cette méthodologie pour étudier l'effet d'un affichage environnemental sur les choix alimentaires.

Objectifs

1. Tester l'effet d'un affichage environnemental sur les intentions de choix alimentaires
2. Tester l'effet d'un affichage environnemental sur les connaissances quant à l'impact environnemental des aliments

Méthodes

Design expérimental

Lors d'une séance expérimentale dans un supermarché en réalité virtuelle, les participants ont choisi séquentiellement, sur les rayonnages, trois produits bruts pour composer un repas fait-maison et un plat préparé selon deux scénarios : « choix pour tous les jours » et « choix bons pour la planète ». Les participants ont été répartis aléatoirement dans deux conditions expérimentales : avec ou sans affichage environnemental. La comparaison de l'impact environnemental des choix effectués par les participants dans les conditions avec et sans affichage environnemental dans le scénario « choix pour tous les jours » a permis de tester l'impact de l'affichage sur les comportements ; la même comparaison dans le scénario « choix bons pour la planète » a permis de tester l'impact de l'affichage sur les connaissances (i.e., est-ce que l'affichage permettait de mieux identifier les aliments « bons pour la planète »). La procédure expérimentale complète est présentée Figure A.3. Le protocole a été soumis à l'approbation du CEEI (avis n°21-780) et pré-enregistré <https://osf.io/9ugkz/>.

Le rayon des produits bruts était composé de 66 aliments répartis dans les groupes féculents, légumes, légumineuses, viande-œufs-poissons-substituts permettant d'observer de potentielles substitutions inter-groupes. L'offre de plats préparés était composée de 30 produits présentant un impact environnemental contrasté.

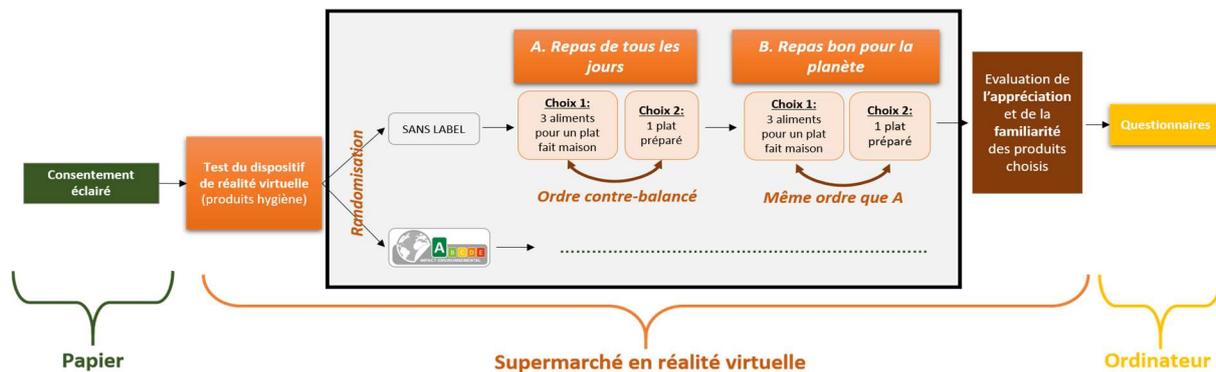


Figure A.3. Représentation de la procédure expérimentale

Création de l'affichage environnemental

Le score environnemental des produits (de A, faible impact, à E, fort impact) a été calculé sur la base du *single score Environmental Footprint (EF)*, score unique d'impact environnemental, source Agribalyse 3.0. Les 96 produits du supermarché virtuel ont été appariés aux aliments de la base de données Agribalyse à partir du libellé, de la méthode de transformation (ex. appertisation, séchage, etc.) et de la liste d'ingrédients pour les plats préparés. Les produits ont ensuite été divisés en cinq classes en fonction de leur score (de A à E). Les seuils de ces cinq classes ont été définis comme la valeur des quintiles d'une sélection plus large d'aliments de la base de données Agribalyse pour les 66 produits bruts d'une part (sur la base de la distribution de *single score EF* de 1655 aliments appartenant aux mêmes groupes d'aliments) et pour les 30 plats préparés d'autre part (sur la base de la distribution de *single score EF* de 281 plats préparés). Cette méthode permettait de discriminer de manière adéquate les produits en fonction de leur groupe (ex. produits d'origine végétale en A ou B, produits d'origine animale en C, D ou E).

Le design du label a été créé à partir d'une adaptation de la charte graphique de la marque IMPACT ENVIRONNEMENTAL® tout en respectant la recommandation d'utiliser un code couleur (Carrero et al., 2021), voir Figure A.4.



Figure A.4. Design du label « impact environnemental »

Résultats

Les données de 132 participants ont été analysées (67 avec affichage environnemental, 65 sans affichage environnemental). Dans la condition avec affichage, 89% des participants ont déclaré avoir vu le label « impact environnemental » sur les produits et 96% ont déclaré avoir compris que ce label indiquait l'impact environnemental des aliments. La comparaison des *single score EF* des choix effectués avec et sans affichage environnemental indique que la présence d'un label diminue l'impact environnemental des choix effectués (scénario "choix pour tous les jours") et améliore les connaissances quant à l'impact environnemental des produits (scénario "choix bons pour la planète"), voir Figure A.5.

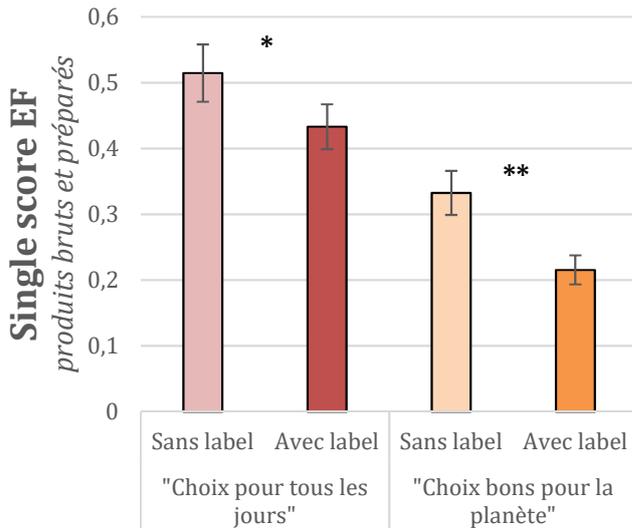


Figure A.5. Single score EF moyen pour 1 kg des produits choisis (bruts et préparés)

Comparaison des moyennes ajustées du modèle mixte : single score EF standardisé = label (présent/absent) + scénario ("tous les jours"/"bons pour la planète") + univers produits (bruts/préparés) + interactions. * $p < 0,05$

Effet label $p < 0,001$; Effet scénario $p < 0,001$; Effet univers produits $p < 0,001$; Label x scénario $p = 0,80$; Label x univers produits $p = 0,15$; Scénario x univers produits $p = 0,55$

Nous montrons donc un effet de l’affichage environnemental sur les intentions de choix en faveur d’une diminution de l’impact environnemental des choix alimentaires effectués en présence de l’affichage comparé à une situation où l’affichage est absent. Nous avons testé si cette diminution s’accompagnait d’autres variations et nous n’avons pas observé d’effet de l’affichage environnemental sur la qualité nutritionnelle (score FSA, $p = 0.91$), le prix par kcal ($p = 0.08$), la familiarité ($p = 0.82$) et l’appréciation ($p = 0.47$) des choix effectués.

Nous montrons également un effet de l’affichage environnemental sur les connaissances, l’affichage permettant de mieux identifier les aliments de plus faible impact environnemental lorsque cette consigne était explicitement donnée. Après l’immersion dans le supermarché virtuel, nous avons demandé aux participants les critères qu’ils avaient pris en compte pour choisir les aliments dans le scénario « choix bons pour la planète », voir Figure A.6. Alors que les participants de la condition sans affichage ont majoritairement déclaré se fier à la présence de légumes (62%), au type d’emballage (60%) et au degré de transformation (55%), les participants de la condition avec affichage se sont fiés à l’impact sur l’environnement des aliments (79%) et au label (55%)

Conclusions

Dans le cadre d’un essai contrôlé randomisé, méthodologie de référence pour tester l’effet d’une intervention, dans un supermarché virtuel reproduisant une expérience proche de la réalité, nous montrons (1) qu’un affichage environnemental a pour effet de réduire l’impact environnemental des intentions de choix alimentaires pour un repas et (2) d’améliorer les connaissances permettant d’identifier les aliments de plus faible impact environnemental. La diminution de l’impact environnemental des intentions de choix ne se fait ni au détriment de la qualité nutritionnelle, ni de l’appréciation des aliments choisis. L’amélioration de la capacité à identifier les aliments de plus faible impact environnemental est notamment due au fait que les consommateurs se fiant au label s’appuient moins sur d’autres critères pour identifier des produits « bons pour la planète ». Or ces autres critères, comme le degré de transformation ou le type d’emballage, sont assez peu contributeurs à l’impact environnemental global des aliments tel que mesuré par le *single score EF*.

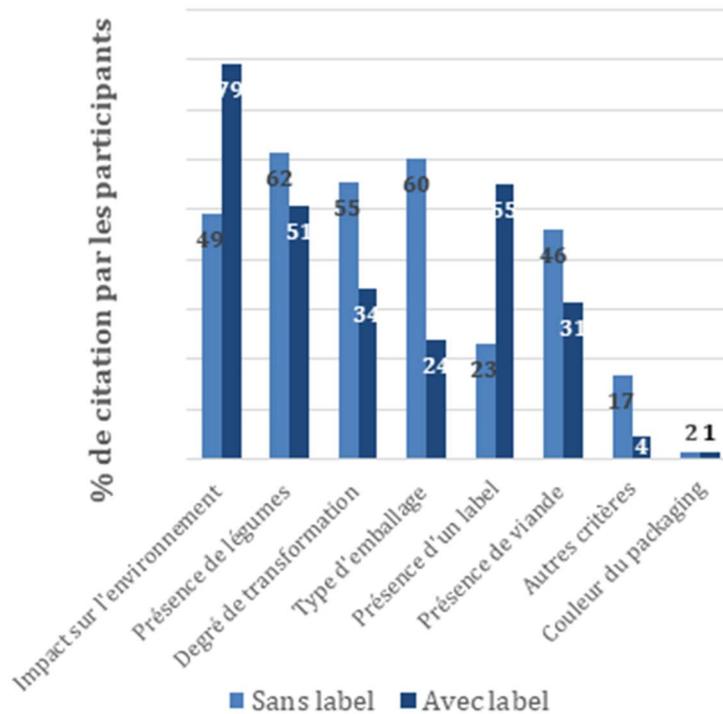


Figure A.6. Critères de « choix bons pour la planète »

Limites et précautions d'interprétation

Ces conclusions sont néanmoins à nuancer. L'offre d'aliments intégrée dans notre supermarché virtuel était limitée et n'incluait que des aliments appropriés pour l'élaboration d'un plat principal. Nos résultats se bornent donc à ce contexte d'offre alimentaire. Néanmoins, le fait que les produits carnés occupent une place centrale dans la constitution des plats principaux en France (Melendrez-Ruiz et al., 2019) et que ce groupe de produits soit le plus impactant d'un point de vue environnemental (Clark et al., 2019; Mertens et al., 2019) suggère que les plats principaux sont une cible pertinente pour des interventions visant à diminuer l'impact environnemental des consommations alimentaires. De plus, dans le cadre de la session expérimentale proposée dans notre étude, les participants avaient le temps d'explorer en détail les rayons du supermarché virtuel, ce qui n'est pas forcément le cas dans la vie quotidienne. Nous pouvons donc anticiper un effet moindre du label en condition réelle, ou la nécessité de plusieurs expositions au label avant qu'un consommateur ne remarque et n'utilise un tel affichage en supermarché réel. Enfin, les prix des produits n'étaient pas affichés dans le supermarché virtuel afin que les participants puissent se projeter dans le choix d'un aliment du supermarché comme s'il s'agissait de l'option qu'ils ont l'habitude de consommer. En effet, en raison de contraintes logistiques, nous n'avons pu inclure qu'une seule référence par produit dans notre supermarché et ne pas afficher les prix permettait d'éviter que les participants ne se détournent d'un produit qui leur serait apparu trop cher comparé à leurs habitudes d'achat. Néanmoins, les produits ayant un plus faible impact environnemental avaient un prix plus faible dans notre supermarché virtuel et nous pourrions donc faire l'hypothèse que l'introduction des prix aurait accentué l'effet de l'affichage (Temme et al., 2021).

