



HAL
open science

Evaluation de l'utilisation de l'eau en élevage

Michael S. Corson, Michel Doreau

► **To cite this version:**

Michael S. Corson, Michel Doreau. Evaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. INRA Productions Animales, 2013, 26 (3), pp.239-248. hal-01209147

HAL Id: hal-01209147

<https://hal.science/hal-01209147>

Submitted on 29 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage

M.S. CORSON^{1,2}, M. DOREAU^{3,4}

¹ INRA, UMR1069 SAS, F-35000 Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069 SAS, F-35000, Rennes, France

³ INRA, UMR1213 Herbivores, F-63122 Saint-Genès-Champagnelle, France

⁴ Clermont Université, VetAgro Sup, UMR1213 Herbivores, BP 10448, F-63000 Clermont-Ferrand, France

Courriel : michael.corson@rennes.inra.fr

La ressource en eau devient rare et nécessite d'être préservée ; une part notable de la consommation d'eau est liée à l'agriculture en général et à l'élevage en particulier. Des chiffres variables sont cités pour évaluer la contribution de l'élevage à la pénurie en eau, mais leur interprétation est souvent sujette à caution. Ce texte explore les relations entre élevage et ressource en eau, et les méthodes pour évaluer l'utilisation d'eau par l'élevage.¹

La pénurie d'eau est liée au bilan entre les apports et la demande en eau, qui varient tous deux très largement dans le temps et dans les différentes parties du monde. On considère, par convention, que les populations humaines sont confrontées à une pénurie d'eau quand l'apport en eau renouvelable est inférieur à 1 000 m³ par personne et par an, ce qui est fréquent dans la plupart des pays d'Afrique du Nord et de la péninsule arabique (UNEP 2008). Bien que les régions arides et semi-arides soient les plus vulnérables, une demande importante en eau dans des régions plus humides peut aussi avoir un rôle prépondérant sur l'apparition de la pénurie. Ainsi un stress hydrique correspondant à un prélèvement d'eau supérieur à 25% de l'apport annuel renouvelable, s'est déjà produit dans des pays de zone tempérée comme l'Allemagne, la Pologne ou la Corée du Sud (FAO 2007, figure 1).

Il est prédit que la consommation globale d'eau s'accroîtra fortement, d'environ 50%, entre 1995 et 2025 au niveau mondial (UNEP 2008), en particulier dans les pays en développement et émergents, non seulement en raison de l'accroissement démographique, mais aussi de celui de la production industrielle et de l'augmentation du niveau de vie, qui conduisent à une consommation accrue d'énergie, de biens de consommation et de nourriture, notamment de produits animaux. Il a été estimé que 64% de la population mondiale vivra

dans des zones sujettes à des pénuries d'eau en 2025 (Rosegrant *et al* 2002). Pour les 36% restants, en particulier la population des zones tempérées, l'élevage pourrait continuer sans restrictions majeures de consommation d'eau. Ainsi, l'irrigation de l'herbe, couramment pratiquée dans des pays humides et peu peuplés comme la Nouvelle-Zélande, peut constituer une stratégie utile pour maximiser la production d'herbe (Martin *et al* 2006).

La disponibilité en eau dépend non seulement de la pluviométrie dans la région concernée, qui peut en outre fortement varier d'une année à l'autre, mais aussi de la gestion de l'approvisionnement en eau, des systèmes de distribution et de sa pollution qui peut la rendre non potable. A l'avenir, la disponibilité en eau dépendra de l'évolution de la pluviométrie, variable d'un modèle de prédiction à l'autre, en particulier dans certaines zones géographiques (zone sahélienne en particulier). Des simulations du changement climatique réalisées par le GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat, IPCC en anglais) prédisent une augmentation moyenne de pluviométrie annuelle de plus de 14% dans les régions polaires (à plus de 60° de latitude nord) et l'Asie septentrionale, et au contraire une diminution de plus de 12% dans l'Europe du Sud et le bassin méditerranéen (IPCC 2007). Les changements saisonniers seront plus sensibles, avec par exemple les accroissements de pluvio-

métrie les plus forts entre décembre et février sur le plateau tibétain (+ 19%) et l'Europe du Nord (+ 15%), et entre juin et août sur l'Asie du sud (+ 11%), et les diminutions les plus fortes entre décembre et février sur le Sahara (- 18%) et l'Amérique centrale (- 14%), et entre juin et août sur le bassin méditerranéen (- 29%) et en Afrique du Sud (- 23%) (IPCC 2007).

Des études récentes ont mis en évidence la contribution de l'agriculture, en particulier l'élevage, aux prélèvements d'eau par les activités humaines (FAO 2006). Actuellement, il n'y a pas de relation forte entre la présence de bétail et le risque de pénurie d'eau. Par exemple, en France, il y a un faible recouvrement entre les régions à forte densité animale et celles où les problèmes de pénurie d'eau estivale sont les plus forts, une partie de ces dernières étant des zones où l'irrigation des cultures est fréquente (figure 2). Une conclusion similaire pour la production du lait a été tirée pour les USA par Matlock *et al* (2013). Comme la durabilité des systèmes agricoles constitue un élément clé de la protection des ressources naturelles dans de nombreuses régions, il est nécessaire d'analyser comment les activités d'élevage influencent la pénurie d'eau. Au-delà des éléments présentés dans cet article, il est toutefois indispensable d'envisager le problème de la ressource en eau de manière holistique, en évaluant globalement le rôle de l'élevage dans les sociétés humaines.

¹ Ce texte constitue une version française enrichie et mise à jour d'un article de Doreau *et al* (2012) publié dans la revue « *Animal Frontiers* ».

Figure 1. Pays (en jaune ou orange) les plus probablement sujets à une pénurie d'eau à l'avenir en l'absence de mesures de restriction (FAO 2007).

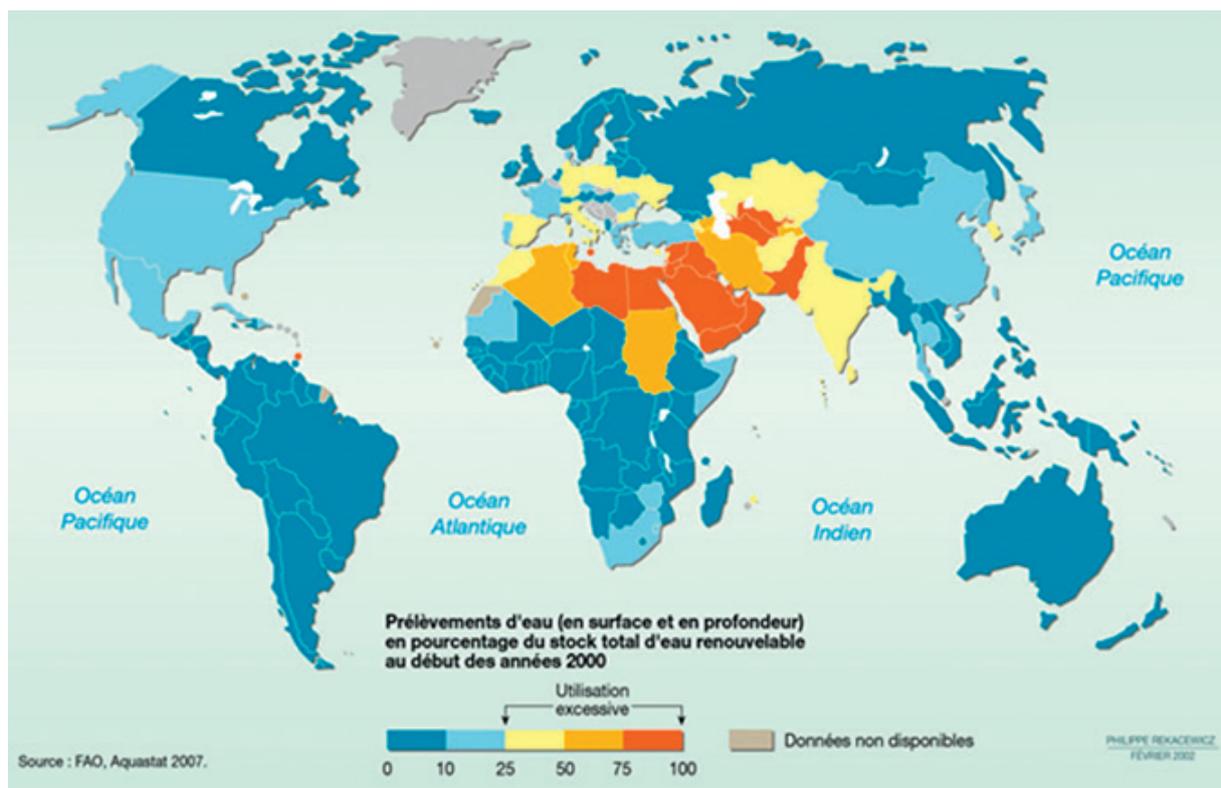
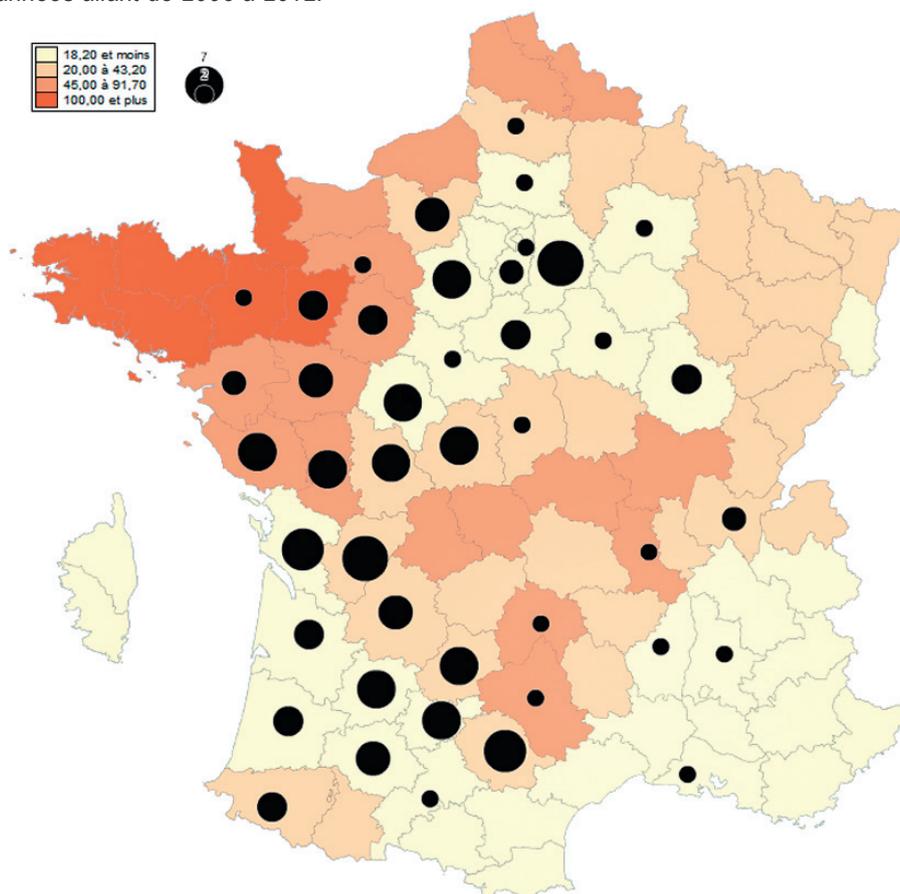


Figure 2. Répartition géographique des principaux animaux domestiques (bovins, ovins, porcs, volailles, exprimés en UGB/km²) en France (Agreste 2011) et les départements soumis aux plus fortes restrictions de consommation d'eau (« Niveau 3 » ou « Crise ») durant les mois d'août des années 2006 à 2012 (cercles). La taille des cercles correspond au nombre d'années avec restriction sur les 7 années allant de 2006 à 2012.



1 / Quels critères pour quel usage de l'eau ?

Durant les deux dernières décennies, des concepts ont été définis permettant de différencier plusieurs catégories d'eau selon son origine et son utilisation. Dans l'environnement, l'eau existe sous différentes formes : *i*) les eaux de surface (eaux courantes, plans d'eau, océans), *ii*) les eaux souterraines (peu profondes, renouvelables, dites nappes phréatiques, ou plus profondes, situées sous des terrains imperméables, dites captives) et *iii*) l'eau pluviale stockée dans le sol (Kounina *et al* 2013). On désigne souvent les eaux douces de surface et souterraines comme « eau bleue » et l'eau de pluie disponible pour les plantes et pouvant être évaporée comme « eau verte » (Falkenmark et Rockström 2006, Mekonnen et Hoekstra 2012, encadré 1). Les impacts de l'utilisation de l'eau douce peuvent être divisés entre sa consommation (diminution en quantité dans un bassin versant, à cause de son évaporation, son intégration dans un produit (plante ou animal) ou son rejet dans un autre bassin versant) et sa dégradation (diminution en qualité dans un même bassin versant) (Bayart *et al* 2010). On quantifie cette dernière pour obtenir l'« eau grise » (encadré 1), qui est une estimation de la quantité d'eau qui serait nécessaire pour diluer les polluants jusqu'à une concentration admissible ; elle varie fortement selon la nature du polluant et selon le seuil de concentration maximale retenu (Ridoutt et Pfister 2010).

Le cycle global de l'eau est complexe. L'eau évaporée à un endroit retourne généralement à la surface du sol, souvent dans un autre bassin versant. Sur l'ensemble des surfaces terrestres, l'eau de pluie dépasse l'évapotranspiration (la somme de l'évaporation du sol et de la transpiration des plantes) d'environ 70%,

Encadré 1. Eau bleue, eau verte, eau grise.

Ces termes employés internationalement permettent de différencier plusieurs types d'eau utilisés initialement pour évaluer la gestion des ressources hydriques.

L'eau bleue est l'eau circulant sous forme liquide et prélevée dans les rivières, les eaux dormantes ou dans les nappes phréatiques pour les besoins des activités humaines. Dans le cas d'une exploitation agricole, il s'agit de l'eau « du robinet » servant à abreuver les animaux, à nettoyer les locaux ou la salle de traite, et éventuellement de l'eau bue par les animaux dans les rivières ou les mares.

L'eau verte est l'eau nécessaire pour la croissance des plantes. Elle est considérée comme étant égale à l'évapotranspiration réelle. Celle-ci est en fait la somme de l'évaporation des sols et de la transpiration des plantes poussant sur ces sols (encadré 2). Elle dépend du climat, secondairement du type de sol et du type de végétation. Elle est positivement liée à la biomasse végétale et à la pluviométrie. Elle participe donc au cycle air - sol - plante de l'eau et est parfois appelée « eau sous forme vapeur » puisqu'elle correspond à l'eau quittant le sol ou les plantes sous forme gazeuse.

L'eau grise est un concept visant à tenir compte de la pollution de l'eau en calculant la quantité d'eau qu'il faudrait rajouter à une eau polluée pour qu'elle devienne conforme aux normes environnementales. Il s'agit donc d'une eau virtuelle. Ce concept peut être appliqué à n'importe quel polluant, mais l'a généralement été aux nitrates.

Chapagain et Hoekstra (2004) ont été les premiers à ajouter eau bleue, eau verte et eau grise pour obtenir ce qu'ils appelaient des flux d'eau « virtuelle » des produits agricoles. Graduellement, cette expression a fait place chez ces auteurs au terme « empreinte eau », le caractère virtuel n'apparaissant plus. Cette « empreinte eau » a été ensuite assimilée à la quantité d'eau nécessaire pour produire les denrées agricoles.

alors qu'au niveau des océans l'évaporation est plus élevée que la pluviométrie. À un niveau plus local, il y a des transferts d'eau d'un bassin versant à un autre, et donc entre l'exploitation agricole et son environnement. Une part de l'eau bleue retourne toutefois à l'endroit où elle a été prélevée. Ainsi une partie de l'eau ingérée par le bétail (incluant celle qui est contenue dans les aliments) retourne à la ferme sous forme de fèces et d'urine (tableau 1). Le reste de l'eau, présente dans le corps des animaux ou leurs produits comme le lait, quitte généralement la ferme, et souvent le bassin versant. L'eau d'irrigation et l'eau de pluie sont prélevées dans le sol par les plantes puis transpirées (encadré 2), allant ainsi d'un lieu à l'autre *via* les courants atmosphériques. Le processus d'irrigation rend l'eau bleue disponible aux plantes (encadré 1). Quand l'eau de pluie est supérieure à l'évapotranspi-

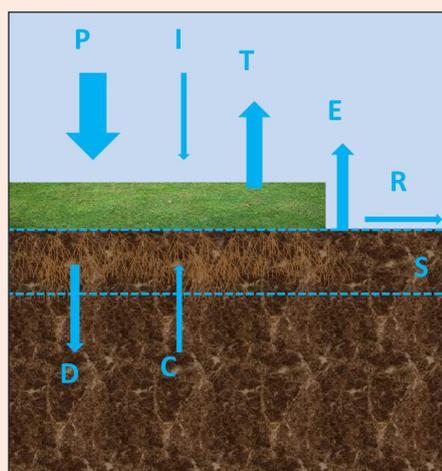
ration, l'excès d'eau s'infiltre dans le sol et rejoint les nappes, ou ruisselle vers les cours d'eau puis les océans, où elle s'évapore. L'eau bleue et l'eau verte sont donc fortement interconnectées. L'eau grise, en tant que quantité théorique calculée, n'influence pas le bilan hydrique d'un bassin versant mais peut indiquer qu'une partie de l'eau du bassin versant est devenue trop polluée pour certains usages (Kounina *et al* 2013). Une forte pollution peut donc contribuer à une pénurie d'eau douce, mais cet impact est plus souvent apprécié par des indices comme le potentiel d'eutrophisation ou l'écotoxicité aquatique (Ridoutt et Pfister 2010). Aussi cet article se focalise sur les effets des animaux d'élevage sur l'eau bleue et l'eau verte.

La consommation directe d'eau bleue par les activités humaines la rend moins

Tableau 1. Nature de l'eau bleue utilisée ou restituée en élevage.

<p>Consommation d'eau par les animaux Eau de boisson (incluant l'évaporation dans le cas de stockage de cette eau). Eau contenue dans les aliments produits sur la ferme (incluant l'eau métabolique¹). Eau contenue dans les aliments achetés (incluant l'eau métabolique).</p>
<p>Exportation d'eau par les animaux Urine et fèces. Produits (lait, viande, œufs, laine, cuir...) Sueur, expiration de vapeur d'eau.</p>
<p>Autres besoins en eau Eau utilisée sur l'exploitation (lavage des sols, rinçage du tank à lait...) Aspersion des animaux en production intensive en climats chauds. Eau d'irrigation des fourrages et cultures destinés aux animaux. Eau nécessaire à tous les processus en amont de la ferme (usines d'aliments, d'engrais et autres intrants...) Eau nécessaire à toutes les activités en aval de la ferme (laiteries, abattoirs, tanneries...).</p>

¹ L'eau métabolique est l'eau produite par le catabolisme dans l'organisme animal des glucides, lipides et protéines ingérés. Elle représente une part mineure mais parfois non négligeable de l'eau apportée par la ration.

Encadré 2. Le bilan de l'eau au niveau du sol et de la plante (d'après INRA 2006).

P : Pluviométrie
 I : Irrigation
 T : Transpiration des plantes
 E : Evaporation du sol nu
 R : Ruissellement vers les rivières
 D : Drainage (percolation) vers les nappes
 C : Remontées par capillarité
 S : Réserve utile du sol
 E + T = Evapotranspiration

La figure montre les différents flux d'eau entre l'air, la plante et le sol. L'évapotranspiration est la somme de la transpiration par les plantes et de l'évaporation par le sol. Elle est fonction du stade de végétation des plantes et de l'état hydrique du sol. Elle est régulée par les stomates de la plante, qui sont de petits orifices permettant les échanges gazeux entre la plante et l'at-

mosphère : entrée de gaz carbonique, entrée et sortie d'oxygène, sortie de vapeur d'eau. Si la pluviométrie (à laquelle s'ajoute éventuellement l'irrigation) est suffisante pour couvrir les besoins de la plante, les stomates sont ouverts et la photosynthèse (donc la production de biomasse) est maximale. Si la pluviométrie est insuffisante et donc la réserve utile d'eau du sol limitante, les stomates se ferment, l'évapotranspiration et la photosynthèse sont réduites.

disponible. Cette consommation comprend toutes les activités non agricoles incluant l'industrie, les services et la consommation familiale, et quelques activités agricoles, comme l'irrigation des cultures, l'abreuvement du bétail, ainsi que l'utilisation dans des usines productrices d'intrants (par exemple production d'engrais, d'aliments du bétail) ou de transformation de produits animaux (laiteries, abattoirs, tanneries). Dans les zones arides, l'eau peut dans certains cas être utilisée pour l'aspersion des animaux afin de limiter les échanges de chaleur (Morand-Fehr et Doreau 2001), mais cette pratique est restreinte à quelques zones spécifiques. Au niveau mondial, la part de l'agriculture représente 70% de la consommation d'eau bleue et 86% de la consommation de l'ensemble eau bleue + eau verte (WWAP 2009) ; 15% de l'eau évapotranspirée par l'agriculture est due aux cultures destinées à l'élevage (hors pâturage et fourrages) (FAO 2006).

La pénurie d'eau est, par définition, reliée à la consommation d'eau par les humains mais pas au flux total d'eau des les systèmes agricoles, qui est en grande partie constitué de l'évapotranspiration. En effet, l'évapotranspiration, qui est la principale composante du flux d'eau, dépend premièrement du climat, deuxièmement du type de sol, et troisièmement du type de végétation (INRA 2006). Un changement dans la quantité de biomasse produite sur un site modifierait l'évapotranspiration mais pas nécessairement son effet sur la pénurie d'eau. A titre d'exemple, Peters *et al* (2010) ont remarqué que l'évapotranspiration différait peu en Australie entre des systèmes

pastoraux traditionnels et des systèmes améliorés, ces derniers produisant plus de biomasse ; dans ce cas, un changement de l'utilisation des terres ne modifiait pas le risque de pénurie d'eau dans la région. Toutefois, ce n'est pas le cas avec la déforestation tropicale qui, en diminuant l'évapotranspiration, diminue l'humidité de l'air qui passe au-dessus et donc la précipitation en aval du courant d'air (Spracklen *et al* 2012).

2 / Quelle(s) méthode(s) pour apprécier la consommation d'eau des élevages ?

La connaissance de l'ingestion d'eau par les animaux d'élevage (eau de boisson et eau contenue dans les aliments) peut être un indicateur utile pour la gestion de l'eau sur l'exploitation, mais des indicateurs plus complets reposent sur l'évaluation de toutes les consommations d'eau en amont de l'exploitation agricole pour produire tous les aliments, et en aval pour transformer et commercialiser les animaux ou leurs produits (lait, œufs, laine, viande...). La prise en compte de ces processus pour déterminer la consommation d'eau dans la chaîne de production des produits animaux fournit un indicateur pour l'ensemble du système de production, qui peut être exprimé en kg d'eau réellement consommée et « virtuelle » (encadré 1) par kg de produit. On distingue deux niveaux de méthodes pour quantifier cette consommation : *i*) comme inventaire, en estimant les eaux bleue, verte et/ou grise et *ii*) comme indicateur d'impact, en multipliant chacun des types d'eau de l'inven-

taire par un facteur de caractérisation (stress hydrique sur le site pour l'eau bleue, toxicité aquatique liée à la nature des polluants pour l'eau grise) pour estimer une consommation d'eau pondérée (Kounina *et al* 2013). Pour les systèmes agricoles, l'utilisation d'eau bleue inclut l'irrigation pour la production de fourrages ou de cultures, le lavage des bâtiments ou des installations de traite, l'eau d'abreuvement et les pertes par évaporation de l'eau destinée à l'abreuvement (cas de bassins de retenue d'eau) (Owens, 2002). En outre, la comparaison de méthodes nécessite la prise en compte de différences dans la délimitation des processus inclus dans l'analyse des systèmes d'élevage. Il existe de bonnes revues scientifiques générales concernant l'estimation de l'eau virtuelle (par exemple Berger et Finkbeiner 2010, Kounina *et al* 2013). Aussi, cet article sera centré sur les méthodes ciblant l'utilisation de l'eau pour les productions agricoles, particulièrement les productions animales ; il décrira les méthodes les plus récentes en mettant en évidence les principales différences.

2.1 / L'empreinte eau

Les méthodes d'estimation de la consommation totale d'eau liée aux produits animaux ont pris en compte la consommation d'eau virtuelle dès 1993 ; elles avaient pour but de montrer que les importations de produits agricoles étaient un moyen de compenser le faible potentiel de production agricole dans les pays arides. Cette approche a inspiré le développement du concept d'« empreinte eau » en 2002, affiné plus récemment par Hoekstra *et al* (2011), qui a eu pour buts d'estimer l'eau totale nécessaire aux productions agricoles des pays et de faire connaître ces volumes d'eau aux consommateurs et aux décideurs politiques. Cette méthode additionne l'eau bleue, l'eau verte et l'eau grise en un indicateur unique. La consommation d'eau verte des cultures est calculée par la méthode de Penman-Monteith agréée par la FAO, à partir de la production de biomasse et de l'évapotranspiration, qui est fonction des caractéristiques des plantes et de paramètres climatiques (Chapagain et Hoekstra 2004). Deutsch *et al* (2010) ont introduit une modification du calcul de l'empreinte eau en excluant l'eau verte de l'herbe pâturée (mais pas de l'herbe récoltée) pour les systèmes de production à base d'herbe, au motif que ces systèmes fournissent des services écosystémiques. Ces indicateurs, créés pour estimer la consommation totale d'eau pour produire des aliments, sont donc utiles pour quantifier les échanges internationaux d'eau virtuelle et pour discuter des volumes d'eau bleue, verte et grise analysés séparément dans un objectif de gestion

de la ressource en eau. En revanche, quand ils sont additionnés puis utilisés pour évaluer l'impact environnemental effectif sur la ressource en eau, la pertinence de ces inventaires est critiquable. Par exemple, au niveau d'un bassin versant, l'utilisation d'eau verte a un impact beaucoup plus faible que l'utilisation d'eau bleue sur l'eau douce disponible. De plus, l'utilisation d'une même quantité d'eau aura un impact plus négatif dans certaines régions que dans d'autres, selon le niveau de stress hydrique (état des nappes phréatiques par exemple). Donc, sauf pour l'estimation de l'eau grise, qui prend en compte la magnitude d'une pollution, le calcul de l'empreinte eau n'est pas explicitement bâti pour évaluer l'impact potentiel sur la ressource (Kounina *et al* 2013).

2.2 / L'analyse du cycle de vie

La recherche pour développer des indicateurs ciblés sur les impacts environnementaux de l'utilisation de l'eau (par exemple, en la pondérant par sa disponibilité) a été très active depuis quelques années, spécifiquement dans le cadre conceptuel de l'analyse du cycle de vie (ACV). L'ACV est une approche standardisée au niveau international pour estimer les impacts environnementaux, répartis en différentes catégories, pour les biens et les services tout au long de leur cycle de production, depuis l'extraction de matières premières jusqu'à leur utilisation et leur recyclage, dans les cas les plus complets (ISO 2006). Les ACV ont été appliquées aux productions animales depuis plus d'une décennie à l'étranger (Cederberg et Mattsson 2000, pour la production laitière) puis en France (Van der Werf *et al* 2005, pour le porc). Différentes approches par ACV ont été développées depuis 2009 pour quantifier l'utilisation de l'eau et ses impacts. Elles diffèrent par le(s) type(s) d'eau pris en compte, les processus considérés en amont et en aval de l'exploitation, et la caractérisation des impacts environnementaux (par exemple au milieu (« *midpoint* ») ou à la fin (« *endpoint* ») de la chaîne de mécanismes liant les pratiques agricoles à leurs impacts). Les indicateurs « *midpoint* » représentent des utilisations de ressources ou des émissions (comme les gaz à effet de serre) peu agrégées, tandis que les indicateurs « *endpoint* » représentent des dommages sur différents objets à protéger, tels que l'environnement, les ressources naturelles ou la santé humaine. La plupart des ACV agricoles prennent en compte uniquement l'eau bleue, définie comme eau consommée, pour réaliser l'inventaire de l'utilisation des ressources.

Toutes les approches par ACV incluent l'eau utilisée pour la production des cultures (fourrages et concentrés),

avec quelques différences mineures dans la prise en compte des processus d'amont : certains auteurs excluent l'eau nécessaire pour le fonctionnement des infrastructures ou pour les transports. La majorité des ACV agricoles arrêtent les calculs à la sortie de la ferme, mais certaines continuent jusqu'à l'usine de transformation des produits (abattoir, laiterie) ou le consommateur. Toutes les approches par ACV incluent l'eau utilisée pour l'irrigation, l'eau d'abreuvement et l'eau utilisée dans les bâtiments, en particulier pour le nettoyage.

Les évaluations les plus récentes, comme celles de Ridoutt *et al* (2012b) sont fondées sur la consommation d'eau bleue conduisant à une réduction de l'eau douce disponible, ce qui signifie par exemple que l'eau ingérée par les ruminants mais retournant à la ferme (environ 50% de l'eau de boisson, sous forme d'urine) est exclue du calcul de la consommation d'eau. Quelques approches ACV incluent l'eau grise (Ridoutt et Pfister 2012), mais la majorité des auteurs considèrent le plus souvent que la pollution de l'eau ne peut être prise en compte que par d'autres indicateurs d'impact, tels que l'écotoxicité aquatique (liée à la pollution par les constituants organiques de synthèse et les métaux lourds) et le potentiel d'eutrophisation (lié essentiellement aux nitrates et aux phosphates). Dans le cas des ACV en aquaculture, on considère le « besoin en eau » comme un impact, qui est d'un ordre différent de la consommation d'eau. Le flux d'eau passant dans une ferme aquacole représente l'essentiel de la dépendance à l'eau et peut être un indicateur de la gestion des fermes piscicoles d'eau douce, mais il est d'un intérêt pratique limité pour des fermes piscicoles marines (Aubin et van der Werf 2009). L'exclusion de l'eau verte par les approches ACV est motivée par le fait que l'évapotranspiration de l'eau du sol par les fourrages ou cultures est souvent similaire à celle de la végétation naturelle qu'elles remplacent, sauf en cas de déforestation récente. Dans un même lieu, cultures et pâturages ne présentent pas de différence majeure d'évapotranspiration par unité de production de biomasse (voir des données moyennes dans Rockström *et al* 1999 et des données dans un même écosystème dans Jansson *et al* 1999). Néanmoins, dans une ACV de lait néerlandais, De Boer *et al* (2013) ont inclus dans la consommation d'eau le changement de disponibilité en eau verte dû aux changements d'utilisation des terres qui influencent l'infiltration ou le ruissellement de l'eau (par exemple, de la forêt au pâturage). L'effet de la gestion de l'eau sur l'exploitation est parfois évalué par rapport à l'effet de la végétation naturelle, pour laquelle l'évapo-

transpiration est estimée comme une simple fonction de la pluviométrie. La plupart des approches ACV considèrent que l'eau verte est partiellement ou entièrement prise en compte par l'indicateur d'impact « occupation de terres », considérant que l'eau du sol, comme la lumière solaire ou l'oxygène, est une propriété inhérente de la surface occupée. L'utilisation de l'ACV permet de comptabiliser cette occupation de surface par l'élevage. En ce qui concerne les indicateurs d'impact, certaines ACV utilisent des facteurs de caractérisation basés sur des indices de stress hydrique au niveau du bassin versant où est prélevée l'eau, le résultat étant une consommation d'eau pondérée, exprimé en équivalent-eau (Ridoutt et Pfister 2010, entre autres). Enfin, plusieurs approches ACV publiées incluent des indicateurs « *endpoint* » qui estiment l'impact de l'eau sur la santé humaine, la qualité de l'écosystème ou le déficit hydrique (par exemple Milà i Canals *et al* 2009).

3 / Les productions animales contribuent-elles au déficit hydrique ?

3.1 / Unités fonctionnelles et limites du système de production

La consommation d'eau pour la production des aliments pour les humains est généralement calculée par unité de produit, les unités les plus fréquentes étant le kg, la kcal ou une unité monétaire comme l'euro, cette dernière étant toutefois critiquable car tributaire des conditions de marché et variable au cours du temps. Comme l'une des principales fonctions des produits animaux est d'apporter des protéines, le kg de protéines pourrait être une unité plus pertinente pour comparer des produits. La principale critique en est que chaque aliment a ses propriétés spécifiques nutritionnelles (fer héminique pour la viande bovine, lycopène pour la tomate...), hédoniques ou culturelles, qu'il est difficile de comparer. Pour cette raison, le kg de produit (parfois par kg de matière sèche) est l'unité la plus couramment utilisée dans les ACV sur la ressource en eau. On considère parfois que la fonction de l'élevage est l'utilisation du territoire, alors la consommation d'eau est rapportée à l'ha. Cette approche a aussi pour avantage de fournir une vision territoriale, localisée géographiquement, de l'utilisation de la ressource en eau, par exemple au niveau du bassin versant. Elle est particulièrement pertinente lorsque l'eau verte est prise en compte, mais jusqu'à présent cette approche a été peu utilisée. Comme la disponibilité de l'eau dépend fortement de l'aire géographique, la consommation d'eau est

calculée au sein d'une aire spécifique, par kg ou par ha au sein de la zone.

Globalement, lorsque le besoin en eau est exprimé par kg de produit, les produits végétaux ont une consommation d'eau presque toujours inférieure aux produits animaux (Hoekstra et Chapagain 2007). Cette constatation avait déjà été faite pour d'autres ressources, comme l'énergie fossile ou l'occupation des terres. Comme déjà mentionné, l'accroissement de la démographie et le changement des habitudes alimentaires dans les pays en développement et émergents

risquent d'augmenter fortement la consommation de produits animaux (FAO 2009). Il est probable que l'idée de plus en plus répandue dans les pays développés, que la consommation de produits animaux devrait diminuer n'influencera pas cette tendance. Il est donc nécessaire de développer les travaux sur l'impact eau afin de faire face aux risques croissants de déficit hydrique lié à l'élevage.

Avec la même méthodologie, le résultat dépend aussi de la délimitation du système de production et de l'allocation des impacts entre tous les produits du

système (par exemple, le lait et la viande dans une ferme laitière). Ainsi, la consommation d'eau pour produire 1 kg de viande bovine inclut ou non la contribution des vaches allaitantes. Par ailleurs, le système analysé peut inclure ou non les phases de la transformation de l'animal en produit (du poids vif au poids de carcasse puis au poids de viande), de l'emballage et du transport au consommateur. Donc, en comparant des estimations de la consommation d'eau entre études, y compris avec les mêmes méthodes, il faut porter une attention méticuleuse aux processus inclus et aux unités

Tableau 2. Estimations selon différentes études de la quantité d'eau (sans ou avec pondération par le stress hydrique) en L nécessaires pour produire 1 kg de produit animal et de sa répartition par type d'eau (V, verte, B, bleue, G, grise).

Lorsqu'ils ne sont pas quantifiés, les types d'eau pris en compte ou non dans l'estimation totale sont indiqués par « oui » et « non », respectivement.

Espèce / Produit	Non pondérée (L d'eau)				Pondérée (L équivalent-eau)				Par kg	Auteurs
	V	B	G	total	V	B	G	total		
Bœuf	oui	oui	non	200 000					NS ¹	Pimentel et Pimentel (2003)
Bœuf	oui	oui	non	43 000					NS	Pimentel <i>et al</i> (2004)
Bœuf	15 342	155	non	15 497					Viande	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Bœuf	oui	oui	non	40 500					Viande	Deutsch <i>et al</i> (2010) ³
Bœuf	part. ⁴	oui	non	12 000					Viande	Deutsch <i>et al</i> (2010)
Bœuf	oui	oui	non	27 à 540					Carcasse	Peters <i>et al</i> (2010)
Bœuf	non	58 à 551	non	58 à 551	non	8 à 520	non	8 à 520	Viande	Ridoutt <i>et al</i> (2012a) ⁵
Bœuf	14 414	550	451	15 415					Viande	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Bœuf					non	0,2	non	0,2	Poids Vif	Zonderland-Thomassen <i>et al</i> (2012)
Mouton	9 813	522	76	10 412					Viande	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Mouton	oui	oui	non	51 000					NS	Pimentel <i>et al</i> (2004)
Mouton	oui	oui	non	6 143					Viande	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Mouton	non	140	non	140	non	36	non	36	Viande	Ridoutt <i>et al</i> (2012b)
Mouton					non	0,1	non	0,1	Poids Vif	Zonderland-Thomassen <i>et al</i> (2012)
Porc	oui	oui	non	6 000					NS	Pimentel <i>et al</i> (2004)
Porc	oui	oui	non	4 856					Viande	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Porc	4 907	459	622	5 988					Viande	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Poulet	oui	oui	non	3 500					NS	Pimentel <i>et al</i> (2004)
Poulet	oui	oui	non	3 918					Viande	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Poulet	3 545	313	467	4 325					Viande	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Œufs	oui	oui	non	3 340					Viande	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Œufs	2 592	244	429	3 265					Viande	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Lait	oui	oui	non	990					Lait	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Lait	non	830	non	830	non	108	non	108	Lait	Ridoutt <i>et al</i> (2010) ⁷
Lait	oui	oui	non	430-2 400					Lait	Sultana <i>et al</i> (2011) ⁸
Lait	863	86	72	1 020					Lait	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Lait	680	1	264	945	non	0,01	non	0,01	LCMP ⁹	Zonderland-Thomassen et Ledgard (2012) ¹⁰
Lait	499	249	336	1 084	non	7	non	7	LCMP ⁹	Zonderland-Thomassen et Ledgard (2012) ¹¹
Lait	non	152	non	152	non	109	non	109	Lait	Matlock <i>et al</i> (2013) ¹²
Lait	ch. ¹³	oui	non	66	ch. ¹³	oui	non	33	LCMP ⁸	De Boer <i>et al</i> (2013)
Beurre	4 695	465	393	5 553					Beurre	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Fromage	oui	oui	non	4 914					Fromage	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Fromage	4 264	439	357	5 060					Fromage	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶
Laine	oui	oui	oui	2 237					Laine	URS (2012)
Cuir ¹⁴	oui	oui	non	16 656					Cuir	Hoekstra et Chapagain (2007) ²
Cuir ¹⁴	15 916	679	498	17 093					Cuir	Mekonnen et Hoekstra (2012) ⁶

¹ NS : Non Spécifié ; ² Moyenne pondérée pour tous les pays du monde ; ³ Moyenne de 3 systèmes de production (pâturage, mixte, intensif) ; ⁴ Partiellement prise en compte : l'évapotranspiration par la pâture est exclue ; ⁵ Gamme de 6 systèmes de production ; valeur par kg de poids vif convertie en valeur par kg viande en multipliant par 2,353 ; ⁶ Moyenne pondérée pour tous les pays du monde et 3 systèmes de production (pâturage, mixte, industriel) ; ⁷ Estimation faite en supposant 88% de l'eau dans le lait ; ⁸ Gamme de 12 fermes de 6 pays ; ⁹ LCMP : Lait Corrigé en matière Grasse et en Protéine ; ¹⁰ Système pâturage, non irrigué ; ¹¹ Système pâturage, irrigué ; ¹² Donne seulement la partie de la consommation d'eau due à la production des cultures consommées par des vaches laitières ; ¹³ Seul le changement en disponibilité de l'eau verte lié au changement d'utilisation des terres a été inclus ; ¹⁴ Vaches allaitantes.

de l'estimation (par exemple, kg de poids vif à la porte de la ferme, kg de carcasse à la porte de l'abattoir, kg de viande au domicile du consommateur).

3.2 / Comparaison des estimations de la consommation d'eau

Pimentel et Pimentel (2003), qui ont calculé une consommation de 200 000 L d'eau par kg de viande bovine (tableau 2), n'ont pas spécifié la méthodologie employée, mais le calcul était réalisé pour un système sur parcours extensifs, qui demande une grande surface et donc une grande quantité d'eau verte par kg de viande produit. Si on généralise cette valeur, la consommation totale pour la production mondiale de viande bovine pendant un an, soit 80 millions de tonnes (en 2009), serait trois fois plus que le prélèvement annuel d'eau douce pour toutes les activités humaines de la planète. En poussant à l'extrême ce mode de calcul, des bovins pâturant une grande surface de végétation de faible valeur nutritive (friches, broussailles) ou peu productive (zones arides, haute montagne) et ayant donc une faible vitesse de croissance auraient une consommation d'eau extrêmement élevée par kg de viande, alors que la même surface sans animaux aurait une évapotranspiration comparable, et que la présence d'animaux a très peu d'impact sur une éventuelle pénurie d'eau.

Pour des systèmes plus classiques, Hoekstra et Chapagain (2007) ont estimé l'empreinte eau à 15 500 L par kg de viande bovine en moyenne (tableau 2). Il y a de fortes différences d'un pays à l'autre, allant par exemple de 11 000 L au Japon à 37 800 L au Mexique. Cette variation est liée aux précipitations et à l'évapotranspiration locale, aux systèmes de production et à la productivité animale. Quand la viande bovine est produite à partir de viande de réforme, la quantité d'eau nécessaire pour produire 1 kg de viande est normalement partagée entre la production de lait et la production de viande (Zonderland-Thomassen et Ledgard 2012), mais De Boer *et al* (2013) ont pour leur part totalement alloué l'utilisation de l'eau douce à la production de lait. Quand elle est produite par le troupeau allaitant, la majorité de la consommation d'eau est allouée à la viande. Aussi, le calcul de la consommation d'eau prend en compte non seulement celle des jeunes bovins, mais aussi celle des vaches allaitantes et des génisses de renouvellement (Peters *et al* 2010). Il en résulte ainsi une grande différence de consommation d'eau par kg de viande produite selon les auteurs.

Pour des systèmes de production identiques dans un même pays, les quantités d'eau verte et bleue consommées varient

d'une année à l'autre et d'une région à l'autre en raison de différences de rendement de production des aliments consommés liées aux conditions climatiques, comme cela a été montré en production porcine et avicole au Brésil (Palhares 2011, 2012).

Lorsque seule l'eau bleue est considérée, la consommation d'eau totale est beaucoup plus faible, par exemple de 27 à 540 L par kg de carcasse pour les bovins produits en Australie (Peters *et al* 2010). Les différences sont principalement dues aux caractéristiques des systèmes de production (par exemple, système biologique sans irrigation et système plus intensif avec irrigation), et des différences importantes entre années sont observées. Des variations similaires de consommation d'eau bleue (58 à 551 L d'eau par kg de viande bovine) ont été observées par Ridoutt *et al* (2012a) pour 6 systèmes de production de viande en Australie. Lorsque ces chiffres sont pondérés par l'indice de stress hydrique, la consommation pondérée varie entre 8 et 520 L d'équivalent-eau par kg de viande. De même, Ridoutt *et al* (2010) ont estimé la consommation d'eau non pondérée et pondérée d'un système laitier respectivement à 108 L d'eau bleue et 14 L d'équivalent-eau par kg de matière sèche du lait (soit approximativement 830 et 108 L par kg de lait). Par comparaison, dans un système laitier fortement irrigué aux Pays-Bas, De Boer *et al* (2013) ont estimé la consommation d'eau à 66 L par kg de lait, dont 74% provenaient de l'irrigation du fourrage. Les valeurs de consommation d'eau pondérée sont probablement les plus adaptées pour refléter l'impact des animaux sur la pénurie d'eau, bien que parfois les valeurs soient bien inférieures aux consommations non pondérées des animaux durant leur vie. En comparaison, la quantité d'eau bleue dans l'empreinte eau calculée par Mekonnen et Hoekstra (2012) représente approximativement 4 à 5% du total pour la viande bovine ou ovine et le cuir bovin, et 7 à 9% du total nécessaire pour produire la viande de porc ou de poulet, les œufs, le lait, le beurre et le fromage (tableau 2), mais les valeurs moyennes cachent des différences considérables entre pays et entre systèmes de production. Par exemple, l'utilisation d'eau bleue pour produire la viande de poulet est de 77 L par kg au Pays-Bas et de 873 L par kg en Inde, principalement à cause d'une meilleure efficacité alimentaire au Pays-Bas. Pour la viande bovine, le système qui demande le plus d'eau bleue est un système mixte au Pays-Bas et un système industriel en Chine. De grandes différences d'utilisation d'eau bleue sont observées pour la production de viande bovine dans un même pays : de 1471 L par kg

pour des systèmes industriels à 242 L pour des systèmes pâturés en Inde, principalement à cause de la plus forte utilisation des concentrés dans le système industriel. En dépit d'une grande variabilité dans les méthodes d'estimation, il est clair que la consommation d'eau bleue est un critère simple pour évaluer la contribution des animaux d'élevage au risque de pénurie d'eau.

4 / Comment limiter le déficit hydrique par des techniques d'élevage ?

De nombreux rapports décrivent les moyens d'économiser l'eau verte par des pratiques culturales et de gestion de l'eau ; citons le rapport d'expertise de l'INRA (2006) qui a détaillé des améliorations génétiques et agronomiques. Des améliorations des systèmes d'élevage comme l'intégration agriculture-élevage avec utilisation par les animaux de sous-produits de culture ont également été proposées (Sonder *et al* 2005, FAO 2006). Ces techniques permettent d'accroître le recyclage ou la percolation de l'eau, et de limiter le ruissellement. Malgré ces perspectives, il convient de noter que la consommation d'eau verte des herbages et des cultures utilisées pour les animaux reste, par unité de biomasse produite, du même ordre de grandeur que celle des cultures destinées à l'alimentation humaine ou à la production de biocarburants. Comme le risque de pénurie d'eau est relié à l'eau bleue, nous nous centrerons sur les moyens de réduire sa consommation, en amont et sur l'exploitation (du berceau à la sortie de la ferme, pour reprendre la terminologie ACV). Les deux principales options techniques sont la réduction dans l'alimentation des animaux des matières premières nécessitant l'irrigation, et la réduction de la consommation directe et indirecte d'eau par les animaux (par exemple, l'eau d'abreuvement et l'eau bleue consommées pour produire des aliments du bétail, respectivement).

4.1 / Modulation de l'irrigation

La pratique la plus efficace pourrait être de diminuer l'irrigation des aliments cultivés dans des zones où la pluviométrie est trop faible pour éviter le déficit hydrique, par limitation de l'eau disponible, au moins pendant certaines périodes de l'année. L'irrigation accroît la sécurité alimentaire pour les humains en maximisant la production de ressources alimentaires, mais peut assécher les nappes phréatiques et, dans des cas extrêmes, abaisser le niveau des eaux des mers intérieures et accroître leur salinité, comme cela a été le cas pour la mer d'Aral suite à l'irrigation du coton. Plusieurs

possibilités existent pour accroître l'efficacité de l'irrigation : optimiser le moment de l'irrigation et la quantité d'eau, mettre en œuvre des améliorations technologiques (FAO 2003, FAO 2006). Par exemple, le maïs, largement utilisé en alimentation animale et fortement tributaire de l'apport d'eau, requiert l'irrigation pour maximiser la production de biomasse quand la pluviométrie est insuffisante. Plusieurs solutions ont été proposées pour réduire son irrigation. Des variétés précoces peuvent être semées de manière à faire correspondre la période de croissance maximale avec la période de disponibilité en eau ; l'intérêt de ce type de variétés en cas de restriction hydrique a été montré en France (Epinat-Le Signor *et al* 2001) et des travaux similaires ont été réalisés en zone tropicale. Toutefois leur rendement est généralement plus faible que celui des variétés classiques. Les sociétés semencières et des instituts de recherche travaillent depuis plusieurs années pour développer des variétés plus résistantes à la sécheresse, par sélection traditionnelle effectuée dans des pays arides, par sélection assistée par marqueur et par transgénèse. Il a été montré que la sélection classique sur la productivité permet de fournir en même temps des variétés également plus productives en cas de déficit hydrique ; des variétés plus résistantes à la sécheresse ont été produites par sélection assistée et sont commercialisées pour les zones tropicales (voir, par exemple, Bruce *et al* 2002, Campos *et al* 2004). En revanche, les variétés transgéniques ne devraient pas voir le jour dans un avenir proche, malgré des annonces récurrentes. Une autre possibilité est que les éleveurs achètent le maïs à des producteurs ne pratiquant pas l'irrigation ou dans les régions nécessitant moins d'irrigation (environ 45% du maïs grain produit en France en 2000, Gleyze et Rieu 2004), mais il est nécessaire de s'assurer que cela n'entraîne pas un accroissement d'autres impacts environnementaux liés au changement d'utilisation des terres ou à un degré moindre à l'allongement des distances de transport. Enfin, une dernière possibilité est le remplacement du maïs par d'autres céréales, bien que leurs caractéristiques nutritionnelles, telle que leur composition en acides aminés, soient différentes. Le remplacement par le sorgho est souvent évoqué car il pousse dans les mêmes zones géographiques et produit plus de biomasse en absence d'irrigation (Lemaire *et al* 1996), ce qui d'ailleurs correspond à une empreinte eau verte supérieure à celle du maïs (Hoekstra et Chapagain 2007).

4.2 / Modulation de la consommation d'eau par les animaux

La consommation directe d'eau par les animaux comprend l'eau d'abreuvement,

l'eau contenue dans les aliments et une petite quantité d'eau métabolique produite par le catabolisme des nutriments. Cette dernière n'est toutefois pas une consommation d'eau à proprement parler, mais plutôt une source d'eau pour l'animal. Les mécanismes physiologiques et la prédiction des quantités d'eau ingérée par les vaches laitières sont détaillés par Boudon *et al* (2013) dans ce numéro. Chez les ruminants, la consommation totale d'eau est voisine de 5 L par kg de matière sèche ingérée dans les zones tempérées ; plus la teneur en eau des aliments est élevée, plus la quantité d'eau bue est faible (Khelil-Arfa *et al* 2012). Ainsi, quand de l'herbe jeune est consommée, les animaux n'ont pas besoin d'eau de boisson. L'accroissement de la part de l'herbe verte ou de l'ensilage dans la ration permet donc de réduire l'abreuvement. La consommation d'eau peut être plus élevée de 50% en zone tropicale par rapport aux zones tempérées, surtout pour les volailles (Costa 2009). Il a été montré chez les vaches laitières que l'eau évaporée pour la thermorégulation suite à une augmentation de température était entièrement compensée par une consommation d'eau supplémentaire par l'animal (Boudon *et al* 2012). La consommation d'eau peut aussi être accrue par la consommation d'aliments riches en sel. Il y a différents moyens de réduire la consommation d'eau, en particulier en zone chaude. Certaines espèces (camélidés) ou races (parmi les caprins) sont adaptées à la sécheresse et consomment moins d'eau grâce à un recyclage de l'eau plus efficace (Silanikove 1992). En pays chauds, l'utilisation d'abris réduit le stress thermique et donc la consommation d'eau dans une proportion pouvant aller jusqu'à 50% (Morand-Fehr et Doreau 2001).

Lorsqu'on considère une approche par ACV, un moyen efficace pour réduire la consommation indirecte d'eau par kg de produit est de diminuer la quantité totale d'aliments consommés durant la vie de l'animal, en particulier pour les monogastriques, ou d'avoir un système d'élevage globalement plus efficace. Ainsi, même en l'absence de travaux expérimentaux on peut prédire que la consommation d'eau par kg de viande décroît chez le poulet avec l'âge à l'abattage et donc une plus faible quantité d'aliments consommés par kg de carcasse. De même, dans l'approche par ACV d'un système de production complet, la viande bovine nécessitera moins d'eau par kg lorsqu'elle est produite à partir de vaches de réforme du troupeau laitier qu'à partir de jeunes bovins du troupeau allaitant, parce que la consommation d'eau de la première est répartie entre les productions de lait et de viande alors que la production de la seconde doit en théorie intégrer la consommation

d'eau par les vaches mères. Mais cette approche est purement sectorielle et ne tient pas compte d'autres critères de durabilité des élevages, de qualité des produits et d'utilisation des terres pour la production animale. Par exemple, l'allongement de l'âge à l'abattage des volailles favorise une meilleure qualité sensorielle des produits et correspond à un segment de marché de viandes à label ou biologiques (Beaumont *et al* 2004), et les systèmes bovins allaitants extensifs génèrent des produits animaux par une utilisation maximale d'herbe avec peu d'intrants, sur des zones souvent peu propices à d'autres activités agricoles, et présentent une forte résilience (Blanc *et al* 2010).

Conclusion

L'eau est une ressource précieuse, et tous les secteurs d'activité, dont l'agriculture et en particulier l'élevage, doivent contribuer à la préserver. Des outils d'évaluation tels que l'empreinte eau et l'ACV sont disponibles, mais cette dernière a besoin de standardisation, et leur interprétation par les décideurs doit être affinée. Par ailleurs, la disponibilité de l'eau potable est seulement un des problèmes environnementaux majeurs de notre planète. Les ressources en énergies non renouvelables et les émissions de gaz à effet de serre sont d'autres priorités urgentes qu'il convient de prendre en compte dans une approche environnementale globale des systèmes d'élevage. Cette approche multicritère est un des avantages de l'ACV.

Nous avons analysé dans cet article les impacts négatifs des animaux d'élevage sur la ressource en eau. Cependant, les animaux peuvent avoir une action neutre ou positive sur la ressource. Ainsi, le pâturage des zones humides par les animaux nuit moins à la biodiversité que leur drainage pour une conversion en cultures. Dans les zones arides, l'utilisation d'animaux de trait pour des forages, des travaux hydrauliques, l'extraction de l'eau et son transport favorise l'habitat sédentaire (Blanfort *et al* 2011). Plus d'un milliard d'humains dépendent de l'élevage, et les produits animaux sont une composante très importante des régimes alimentaires humains. L'élevage joue un rôle économique et social majeur dans de nombreuses communautés, particulièrement pour les petits éleveurs des pays en développement. Bien que le débat sur la consommation de produits animaux dans les pays développés reste ouvert, l'interaction entre l'élevage et la ressource en eau doit être considérée dans le but d'aboutir à des systèmes d'élevage durables.

Références

- Agreste, 2011. Recensement Agricole 2010. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>
- Aubin J., van der Werf H.M.G., 2009. Pisciculture et environnement : apports de l'analyse de cycle de vie. *Cah. Agric.*, 18, 220-226.
- Bayart J.B., Bulle C., Deschênes L., Margni M., Pfister S., Vince F., Koehler A., 2010. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 15, 439-453.
- Beaumont C., Le Bihan-Duval E., Juin H., Magdelaine P., 2004. Productivité et qualité du poulet de chair. *INRA Prod. Anim.*, 17, 265-273.
- Berger M., Finkbeiner M., 2010. Water footprinting: how to address water use in life cycle assessment? *Sustainability*, 2, 919-944.
- Blanc F., Dumont B., Brunshwig G., Bocquier F., Agabriel J., 2010. Robustesse, flexibilité, plasticité : des processus adaptatifs révélés dans les systèmes d'élevage extensifs de ruminants. In : Robustesse, rusticité, flexibilité, plasticité, résilience, ... les nouveaux critères de qualité des animaux et des systèmes d'élevage. Sauvans D., Perez J.M. (Eds). Dossier, *INRA Prod. Anim.*, 23, 65-80.
- Blanfort V., Doreau M., Huguenin J., Lazard J., Porphyre V., Soussana J.F., Toutain B., 2011. Impacts et services environnementaux de l'élevage en régions chaudes. In : Numéro spécial, *Elevage en régions chaudes*. Coulon J.B., Lecomte P., Boval M., Perez J.M. (Eds). *INRA Prod. Anim.*, 24, 89-112.
- Boudon A., Khelil-Arfa H., Thomas-Morel M., Banville M., Pham T.H.V., Ménard J.L., Brunshwig P., Huneau T., Coutant S., Lamy J.M., Faverdin P., 2012. Construction et validation d'un modèle de prédiction des besoins en eau des vaches laitières incluant l'effet de la température ambiante. *Renc. Rech. Rum.*, 19, 177-180.
- Boudon A., Khelil-Arfa H., Ménard J.L., Brunshwig P., Faverdin P., 2013. Quantification des volumes d'eau nécessaires à l'abreuvement des bovins laitiers. *INRA Prod. Anim.*, 26, 249-262.
- Bruce W.B., Edmeades G.O., Barker T.C., 2002. Molecular and physiological approaches to maize improvement for drought tolerance. *J. Exp. Botany*, 53, 13-25.
- Campos H., Cooper M., Habben J.E., Edmeades G.O., Schussler J.R., 2004. Improving drought tolerance in maize: a view from industry. *Field Crops Res.*, 90, 19-34.
- Cederberg C., Mattsson B., 2000. Life cycle assessment of milk production—a comparison of conventional and organic farming. *J. Clean. Prod.*, 8, 49-60.
- Chapagain A.K., Hoekstra A.Y., 2004. Water footprints of nations. Volume 1: main report, Research report series no. 16. UNESCO-IHE: Delft.
- Costa N.D., 2009. Climate change: implications for water utilisation in animal agriculture and poultry, in particular. *Aust. Poult. Sci. Symp.*, 20, 1-8.
- De Boer I.J.M., Hoving I.E., Vellinga T.V., van de Ven G.W.J., Leffelaar P.A., Gerger P.J., 2013. Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18, 193-203.
- Deutsch L., Falkenmark M., Gordon L., Rockström J., Folke C., 2010. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. In : *Livestock in a changing landscape*, Vol. 1. Steinfeld H., Mooney H.A., Schneider F., Neville L.E. (Eds). Island Press, Washington, DC, 97-110.
- Doreau M., Corson M.S., Wiedemann S.G., 2012. Water use by livestock: a global perspective for a regional issue? *Anim. Frontiers*, 2, 9-16.
- Epinat-Le Signor C., Dousse S., Lorgeou J., Denis J.B., Bonhomme R., Carolo P., Charcosset A., 2001. Interpretation of genotype × environment interactions for early maize hybrids over 12 years. *Crop Sci.*, 41, 663-669.
- Falkenmark M., Rockström J., 2006. The new blue and green water paradigm: breaking new ground for water resources planning and management. *J. Water Resour. Plann. Manag.*, 132, 129-132.
- FAO, 2003. Agriculture, food and water. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- FAO, 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., de Haan C. (Eds). Food Agric. Organ., Rome, Italy.
- FAO, 2007. Aquastat. <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/globalmaps/indexfra.stm>
- FAO, 2009. The state of food and agriculture. Livestock in the balance. Food Agric. Organ., Rome, Italy.
- Gleyze G., Rieu T., 2004. L'irrigation en France : état des lieux 2000 et évolution. Ed. Cemagref, Paris, France.
- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., 2007. Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resour. Manag.*, 21, 35-48.
- Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., Mekonnen M.M., 2011. The water footprint assessment manual: setting the global standard. Earthscan Publishing, London, U.K.
- INRA, 2006. Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective. http://www.inra.fr/l_institut/expertise/expertises_realisees/secheresse_et_agriculture_rapport_d_expertise
- IPCC, 2007. Climate change 2007: working group I: the physical science basis. Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (Eds) Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/contents.html
- ISO, 2006. ISO 14044 Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. International Organization for Standardization, Geneva, Suisse.
- Jansson A., Folke C., Rockström J., Gordon L., 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: the case of the Baltic sea drainage basin. *Ecosystems*, 2, 351-366.
- Khelil-Arfa H., Boudon A., Maxin G., Faverdin P., 2012. Prediction of water intake and excretion flows in Holstein dairy cows under thermoneutral conditions. *Animal*, 6, 1662-1676.
- Kounina A., Margni M., Bayart J.B., Boulay A.M., Berger M., Bulle C., Frischknecht R., Koehler A., Milà i Canals L., Motoshita M., Núñez M., Peters G., Pfister S., Ridoutt B., van Zelm R., Verones F., Humbert S., 2013. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 18, 707-721.
- Lemaire G., Charrier X., Hébert Y., 1996. Nitrogen uptake capacities of maize and sorghum crops in different nitrogen and water supply conditions. *Agronomie*, 16, 231-246.
- Martin R.J., Thomas S.M., Stevens D.R., Zyskowski R.F., Moot D.J., Fraser T.J., 2006. Improving water use efficiency on irrigated dairy farms in Canterbury. *Proc. New Zeal. Grassl. Assoc.*, 68, 155-160.
- Matlock M., Thoma G., Cummings E., Cothren J., Leh M., Wilson J., 2013. Geospatial analysis of potential water use, water stress, and eutrophication impacts from US dairy production. *Int. Dairy J.*, 31, S78-S90.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y., 2012. A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosyst.*, 15, 401-415.
- Milà i Canals L., Chenoweth J., Chapagain A., Orr S., Antón A., Clift R., 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 14, 28-42.
- Morand-Fehr P., Doreau M., 2001. Ingestion et digestion chez les ruminants soumis à un stress de chaleur. *INRA Prod. Anim.*, 14, 15-27.
- Owens J.W., 2002. Water resources in life-cycle impact assessment. Considerations in choosing category indicators. *J. Industr. Ecol.*, 5, 37-54.
- Palhares, J.C.P., 2012. Pegada hídrica das aves abatidas no Brasil na década de 2000-2010. In: *Água na avicultura industrial*. Macari M., Soares (Eds). N.M. Campinas: Fundação Apinco de Ciência e Tecnologia Avícolas, 40-52.
- Palhares, J.C.P., 2011. Pegada hídrica dos suínos abatidos nos Estados da Região Centro-Sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Anim. Sci.*, 33. DOI: 10.4025/actascianimsci.v33i3.9924.
- Peters G.M., Wiedemann S.G., Rowley H.V., Tucker R.W., 2010. Accounting for water use in Australian red meat production. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 15, 311-320.
- Pimentel D., Pimentel M., 2003. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *Am. J. Clin. Nutr.*, 78, 660S-663S.
- Pimentel D., Berger B., Filiberto D., Newton M., Wolfe B., Karabinakis E., Clark S., Poon E., Abbott E., Nandagopal S., 2004. Water resources: agricultural and environmental issues. *BioSci.*, 54, 909-918.
- Ridoutt B.G., Pfister S., 2010. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on freshwater scarcity. *Global Environ. Change*, 20, 113-120.

Ridoutt B.G., Pfister S., 2012. A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. *Int. J. Life Cycle Assess.* (online) doi: 10.1007/s11367-012-0458-z.

Ridoutt B.G., Williams S.R.O., Baud S., Fraval S., Marks N., 2010. The water footprint of dairy products: case study involving skim milk powder. *J. Dairy Sci.*, 93, 5114-5117.

Ridoutt B.G., Sanguansri P., Freer M., Harper G., 2012a. Water footprint of livestock: comparison of six geographically-defined beef production systems. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 17, 165-175.

Ridoutt B.G., Sanguansri P., Nolan M., Marks N., 2012b. Meat consumption and water scarcity: beware of generalizations. *J. Clean. Prod.*, 28, 127-133.

Rockström J., Gordon L., Folke C., Malenmark M., Engwall M., 1999. Linkages among water vapor flows, food production and terrestrial ecosystem services. *Ecology and Society*, 3 (2), art. 5, disponible en ligne à <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art5/>

Rosegrant M.W., Cai X., Cline S.A., 2002. Global water outlook to 2025: averting an impending crisis. International Food Policy Research Institute, Washington DC, and International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.

Silanikove N., 1992. Effects of water scarcity and hot environment on appetite and digestion in ruminants: a review. *Livest. Prod. Sci.*, 30, 175-194.

Sonder K., Astatke A., El Wakeel A., Molden D., Peden D., 2005. Workshop livestock water productivity in the Nile Basin, Kampala, Uganda.

Spracklen D.V., Arnold S.R., Taylor C.M., 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature*, 489, 282-285.

Sultana M.N., Uddin M.M., Ndambi O.A., Hemme T., 2011. Measuring water footprints in dairy production worldwide in climate change scenarios. In: Book of abstracts of the 62nd Ann. Meet. Eur. Fed. Anim. Sci., Stavanger, Norvège, 62.

UNEP, 2008. Vital water graphics - an overview of the state of the world's fresh and marine waters. 2nd Ed. UNEP, Nairobi, Kenya. <http://www.grida.no/publications/vg/water2/>

URS, 2012. Review of data on embodied water in clothing. Summary report. URS Infrastructure & Environment UK Limited, Manchester, Royaume-Uni. <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Appendix%20V%20-%20Water%20footprint%20report.pdf>

Van der Werf H.M.G., Petit J., Sanders J., 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agric. Syst.*, 83, 153-177.

Wiedemann S.G., Davis R.J., Zadow E.N., McGahan E.J., Watts P.J., Nielsen W.M., Cottle D., Martin P., 2010. Review of GHG and water in the red meat industry - report 1. Meat and Livestock Australia.

WWAP, 2009. Water in a changing world. The 3rd United Nations world water development report. World Water Assessment Programme. Paris: UNESCO, et Londres: Earthscan.

Zonderland-Thomassen M.A., Ledgard S.F., 2012. Water footprinting - a comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study. *Agric. Syst.*, 110, 30-40.

Zonderland-Thomassen M.A., Ledgard S.F., Lieffering M., 2012. Water footprint of pastoral farming systems in New Zealand. In: Corson M.S., van der Werf H.M.G. (Eds). Proc. 8th Int. Conf. Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 1-4 October 2012, Saint Malo, France. INRA, Rennes, France, 41-44.

Résumé

La pénurie d'eau, qui est le bilan entre sa disponibilité et sa consommation, est un problème régional avec des répercussions globales, car *i)* l'accroissement de la population humaine et de la demande en produits animaux entraîne l'augmentation de la demande en eau et *ii)* le changement climatique modifie les régimes de pluviométrie partout dans le monde. L'eau peut être divisée en eau « bleue » (eau de surface et des nappes phréatiques), en eau « verte » (eau du sol soumise à l'évapotranspiration) et en eau « grise » (eau virtuellement nécessaire pour diluer les polluants). Globalement 70% de l'eau bleue est utilisée pour l'agriculture. Une différence majeure entre méthodes d'appréciation de la consommation d'eau est l'inclusion ou non d'autres types d'eau que l'eau bleue. L'« empreinte eau » inclut les eaux verte et grise, alors que les analyses du cycle de vie tendent à les exclure, ou à inclure seulement la différence de disponibilité en eau verte en cas de changement d'utilisation des terres. Une seconde différence est la prise en compte de la consommation brute (en litres d'eau) ou pondérée par un index de stress hydrique (en litres d'équivalent-eau). En raison de ces différences méthodologiques, les estimations de la consommation d'eau pour un même produit varient fortement. En définitive, la pénurie en eau dépend de la consommation d'eau bleue. La contribution des animaux d'élevage à la pénurie en eau peut être réduite en diminuant leur consommation d'eau et/ou celle des cultures irriguées utilisées pour leur alimentation.

Abstract

Assessment of water use by livestock

Water scarcity, a function of supply and demand, is a regional issue with global repercussions, given that *i)* the increasing human population and demand for animal products will increase water demand and that *ii)* global climate change is altering rainfall patterns worldwide. Water can be divided into "blue" (surface and groundwater), "green" (soil water subject to evapotranspiration) and "grey" water (water necessary to dilute pollutants to acceptable levels). On a global scale, agriculture represents 70% of blue water use. One main difference among all methods for assessing water use is whether and how they include green and grey water with blue water. The "water footprint" approach includes green and grey water, whereas life cycle assessment approaches tend to exclude them or to include only the variation in green water availability resulting from land use change. A second difference is whether water use is reported as a volume of water (L) or a volume weighted by a water stress index (L water equivalents). Because of these differences and the few livestock systems studied, methods give wildly different results for the same livestock product. Ultimately, water scarcity depends on blue water use. The contribution of livestock to water scarcity can be reduced by decreasing their water consumption and/or that of the irrigated crops they consume.

CORSON M.S., DOREAU M., 2013. Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. *INRA Prod. Anim.*, 26, 3, 239-248.