

Ökobilanz der graslandbasierten Milchproduktion: Stärken, Schwächen und Verbesserungspotenziale

Thomas Nemecek¹, Martina Alig¹ und Michael Sutter²

¹Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 Zürich

² Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), 3052 Zollikofen

Einleitung

Die landwirtschaftlich nutzbare Fläche in der Schweiz besteht grösstenteils aus Grasland. Für dessen Nutzung sind wir auf die Tierhaltung hauptsächlich durch Wiederkäuer angewiesen. Die Frage stellt sich, welche diese Nutzungsstrategie aus Umweltsicht am besten geeignet ist. In diesem Beitrag werden zwei Strategien der Milchproduktion verglichen: eine Produktion mit einem hohen Einsatz von Krafffutter und Futter, das auf Ackerflächen produziert wurde und eine auf Grasland fokussierte Produktion mit einem unterschiedlich hohen Weideanteil.

In der Literatur finden sich teilweise widersprüchliche Ergebnisse. Die spezifischen Methanemissionen pro kg Milch aus der Verdauung sinken in der Regel mit zunehmender Milchleistung und mit hoher Verdaulichkeit und Energiedichte des Futters (Gerber *et al.*, 2010; Kirchgessner, 2004), wie sie meist bei Hochleistungskühen zu finden sind. O'Brien *et al.* (2012) fand tiefere Umweltwirkungen der graslandbasierten Milchproduktion in einer Ökobilanz-Fallstudie auf zwei experimentellen Betrieben. Thi Tuyet Hanh *et al.* (2013) ermittelte einen erhöhten Flächenbedarf und eine Steigerung der Treibhausgasemissionen in einer konsequentiellen Ökobilanzstudie bei der Umstellung von einer Maissilage-Ration auf eine graslandbasiertes System. Arsenault *et al.* (2009) fand teilweise reduzierte Umweltwirkungen in einem kanadischen Weidesystem, hingegen einen höheren Flächenbedarf. Die Frage kann daher aufgrund der Literatur nicht abschliessend beantwortet werden.

Die Umweltwirkungen der graslandbasierten bzw. ackerbasierten Milchproduktion werden durch die grundsätzlichen Unterschiede zwischen Ackerland und Grasland bestimmt. Deshalb wird in diesem Beitrag zuerst ein Augenmerk auf diese Unterschiede geworfen. Anschliessend werden die Ökobilanzergebnisse aus der Fallstudie Hohenrain dargestellt, gefolgt von den Ergebnissen einer Modellstudie für das Schweizer Talgebiet.

Unterschiede zwischen Ackerland und Grasland

Auf dem Ackerland ist sowohl die direkte Produktion von Nahrungsmitteln wie Kartoffeln oder Brotweizen als auch jene von Futtermitteln wie Silomais oder Klee gras möglich. Auf Flächen, wo aus klimatischen Gründen, aufgrund der Topographie oder der Bodenbeschaffenheiten eine ackerbauliche Nutzung ausgeschlossen ist, kann nur Futter für Raufutterverwerter erzeugt werden. Allenfalls wäre eine energetische Nutzung (z.B. Biogas) oder eine stoffliche Verwertung möglich. Die Vielfalt an möglichen Produkten ist daher im Ackerbau viel grösser. Die Hauptnutzung von Grasland erfolgt durch Wiederkäuer, wobei die Milchproduktion pro produzierte Proteineinheit deutlich effizienter und mit weniger Umweltbelastung verbunden ist als die Fleischproduktion (de Vries & de Boer, 2010). Die Intensitätsunterschiede sind im Grasland wesentlich grösser als im Ackerland. Dies schlägt sich auch in den Umweltwirkungen entsprechend nieder (Nemecek *et al.*, 2005; Nemecek *et al.*, 2011). Im Grasland werden – abgesehen von wenigen meist gezielten Herbizidbehandlungen – wenig Pestizide eingesetzt. Im Ackerbau hingegen ist regelmässiger Pestizideinsatz ausserhalb des Biolandbaus üblich. Die Eingriffe in den Boden sind im Ackerbau grösser; durch reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat lassen sie sich allerdings minimieren. Die Folge der Bodenbearbeitung und teilweise fehlenden Bodenbedeckung im Rahmen der Fruchtfolge ist ein höheres Risiko für Erosion und Nitratauswaschung. Die Lachgasemissionen sind stark variabel, aber scheinen im Ackerbau höher zu sein als im Grasland (Bouwman *et al.*, 2002; Rees *et al.*, 2013). Im Rahmen einer Fruchtfolge hat eine Kunstwiese grundsätzlich einen positiven Einfluss auf die Bodenqualität (Nemecek *et al.*, 2005; Oberholzer *et al.*, 2012). Das Biodiversitätspotenzial ist auf Grasland grundsätzlich höher als auf Ackerland (Jeanneret *et al.*,

2008; Nemecek *et al.*, 2005; Nemecek *et al.*, 2011). Dies gilt jedoch in erster Linie für die extensiven Flächen. Bei intensiv bewirtschaftetem Grasland ist das Biodiversitätspotenzial nicht unbedingt höher als im Ackerland. Zu beachten ist zudem, dass Ackerland für einige Organismen ein günstigeres Habitat darstellt als das Grasland. Die möglichen Biomasseerträge sind im Ackerbau höher, wobei in intensiv genutztem Grasland in günstigen Lagen ebenfalls sehr hohe Erträge erwirtschaftet werden können. Im Ackerbau können Futtermittel mit höherer Nährstoffkonzentration („Krafftutter“) produziert werden, was höhere Leistungen in der Milchproduktion und Mast ermöglicht. Im Grasland sind je nach Intensitätsstufe mehrere Ernten pro Jahr möglich bzw. erforderlich, was mit einem entsprechend hohen Maschinenaufwand verbunden ist. Durch Beweidung lässt sich dieser Aufwand allerdings minimieren. Im Ackerbau gibt es in der Regel nur eine Ernte pro Jahr. Schliesslich ist der Anteil der Leguminosen im Grasland meist höher. Im europäischen Ackerbau belegen Körner-Leguminosen nur einen sehr geringen Anteil der Fläche, wodurch ihr Potenzial für die symbiontische Stickstoff-Fixierung wenig genutzt wird.

Tab. 1: Grundsätzliche Unterschiede zwischen Ackerland und Grasland mit Relevanz für die Umweltwirkungen

| | Ackerland | Grasland |
|--|-----------------|---------------|
| Intensitätsunterschiede | geringer | hoch |
| Pestizid-Einsatz, Ökotoxizität | mittel-hoch | gering |
| Bodenbearbeitung | ja | nein |
| Risiko für Nitratauswaschung, Erosion | mittel-hoch | niedrig |
| Lachgasemissionen | höher | tiefer |
| Wirkung auf Bodenqualität | eher negativ | eher positiv |
| Biodiversitätspotenzial | gering-mittel | gering-hoch |
| Vielfalt an Produkten | gross | klein |
| Ertragspotenzial | höher | niedriger |
| Nährstoffkonzentration von Futtermitteln | mittel-hoch | gering-mittel |
| Ernten | eine | viele |
| Leguminosen | geringer Anteil | wichtig |

Fallstudie Hohenrain

Auf dem Betrieb Hohenrain im Kanton Luzern wurden während den Jahren 2008 bis 2010 zwei Milchproduktionssysteme verglichen: eine stallbasierte Produktion mit einem für schweizerische Verhältnisse hohen Krafftuttereinsatz und eine weidebasierte Produktion mit einem sehr tiefen Krafftuttereinsatz. Die Charakteristiken der beiden Systeme sind in Hofstetter *et al.* (2011) sowie in Tab. 1 dargestellt. Im Versuch wurde Milch mit Silage in der Stallherde und silofreie Milch in der Weideherde erzeugt. Da die Dürrfütterzubereitung mit höheren Umweltwirkungen als die Silage verbunden ist (Nemecek *et al.*, 2005), wurde noch zusätzlich eine Variante „Weideherde mit Silo“ berechnet. Dabei wurde anstelle von Belüftungsheu Silage angenommen, um eine bessere Vergleichbarkeit mit der Stallherde zu erreichen. Die Details der Ökobilanzstudie sind in Sutter *et al.* (2013) beschrieben.

Die Unterschiede zwischen den beiden Systemen werden durch die unterschiedliche Fütterung sowie durch den Weidegang bestimmt (Abb. 1). Der grössere Krafftuttereinsatz in der Stallherde geht mit einer höheren Ökotoxizität (aufgrund des höheren Pestizideinsatzes), einer markant höheren Abholzung wegen des Einsatzes von Soja sowie wesentlich höherem Bedarf an mineralischen P- und K-Ressourcen (hier nicht dargestellt, vgl. Sutter *et al.*, 2013) einher. Die Weidehaltung führt zu deutlich tieferen Ammoniak-Emissionen im Vergleich zur Stallhaltung mit anschliessender Hofdüngerausbringung. Dies wirkt sich günstig für die Weideherde bei der Versauerung und der terrestrischen Ökotoxizität aus. Beim Energiebedarf und der aquatischen Eutrophierung lagen die beiden Systeme gleichauf. Der tiefere Energiebedarf für die Futterbereitstellung bei der Weideherde wird durch den höheren Futterbedarf und den grösseren Bedarf an Stallfläche kompensiert. Die tieferen Ammoniakemissionen der Weideherde werden durch höhere Nitratverluste – hauptsächlich durch die grössere bewirtschaftete Fläche pro kg

energiekorrigierte Milch (ECM) und die Nitratverluste auf der Weide – ausgeglichen. Deutlich höher fallen bei der Weideherde die Methanemissionen sowie der Flächenbedarf aus. Die ersteren sind durch die schlechtere Futtermittelverwertung bei der Weideherde bedingt (Tab. 2), was zu höheren spezifischen Methanemissionen pro kg ECM führt. Zudem ist auch der Remontierungsbedarf pro kg Milch höher. Der höhere Flächenbedarf ist auf die tieferen Flächenerträge auf Weideflächen und die geringere Milchleistung zurückzuführen. Zu beachten ist allerdings, dass bei der Weideherde vor allem Grasland genutzt wird, bei der Stallherde hingegen deutlich mehr Ackerland benötigt wird, wo Nahrungskonkurrenz zum Menschen besteht.

Tab. 2: Charakterisierung der beiden Versuchsherden. FS = Frischsubstanz (nach Sutter *et al.*, 2013), Futtermittelverwertung nach Hofstetter *et al.* (2011).

| Stallherde | Weideherde |
|---|--|
| 24 Kühe | 28 Kühe |
| Brown Swiss / Holstein (1:1) | Brown Swiss / Swiss Fleckvieh (1:1) |
| Milchleistung 8 900 kg / Standardlaktation | Milchleistung 6 074 kg / Standardlaktation |
| Teilmischung mit Mais-/Grassilage und Proteinausgleichsfutter | Vollweide auf Kurzrasenweide |
| (Milchproduktions-Potenzial= 27kg) | Keine Silage |
| Krafftuttermittel nach Bedarf | Krafftuttermittel nur zu Laktationsbeginn |
| ca. 1 100kg FS / Kuh & Laktation | ca. 300 kg FS / Kuh & Laktation |
| 0.78 kg Futter-TS/kg ECM | 0.93 kg Futter-TS/kg ECM |
| „Siesta-Weide“ während Vegetationsperiode (ca. 3 h pro Tag) | Vollweide |
| Abkalbung ganzjährig mit Häufung von Juni bis September | Abkalbung von Februar bis April |

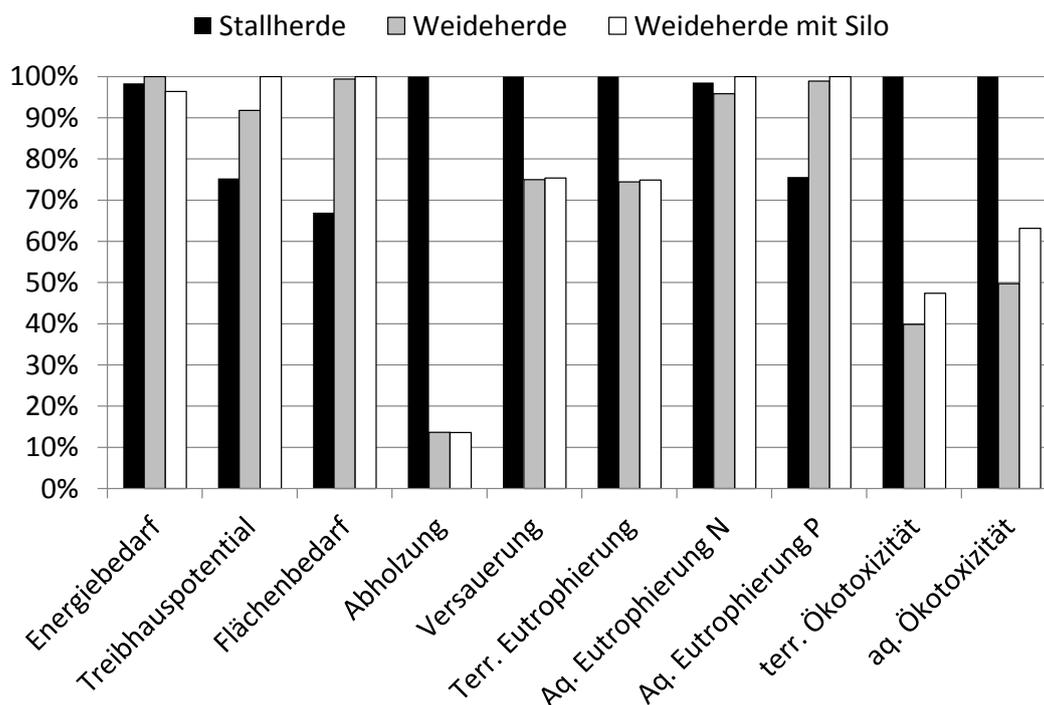


Abb. 1: Ausgewählte Umweltwirkungen für die Milchproduktionssysteme in der Fallstudie Hohenrain pro kg energiekorrigierte Milch (ECM). Die Balken sind jeweils auf den höchsten Wert (=100%) normiert (nach Sutter *et al.*, 2013).

Schliesslich erzielte die Weideherde einen Vorteil bei der Biodiversität, wo 6.7 Biodiversitätspunkte mit der Methode SALCA-Biodiversität (Jeanneret *et al.*, 2006) erzielt wurden gegenüber 5.5 Punkten für die Stallherde. Durch die Beweidung wird die Heterogenität des Graslandes gefördert, was sich günstig auf die Artenvielfalt auswirkt.

Zu erwähnen ist auch, dass sich die Umweltwirkungen der Weideherde von Jahr zu Jahr verringert haben, während jene der Stallherde etwa gleich geblieben sind (Sutter *et al.*, 2013). Dies zeigt, dass das System der Weideherde noch ein Entwicklungspotenzial hatte.

Modellstudie für eine durchschnittliche Produktion im Talgebiet

Im Rahmen des Projektes „Ökologische Bewertung ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import“ (ÖB-CHInt) wurde eine Modellstudie für das Schweizer Talgebiet durchgeführt (Bystricky *et al.*, 2014). Ausgehend von einem Modellbetrieb für den Betriebstyp Verkehrsmilch / Tal / ÖLN wurden Varianten für eine ackerbasierte, eine graslandbasierte und eine weidebasierte Variante erstellt (Tab. 3). Die erstere ist der Stallherde in der Fallstudie Hohenrain ähnlich, die letztere der Weideherde. Die Produktionsdaten beruhen zum Teil auf Modellannahmen und zum Teil auf in der Praxis erhobenen Kennzahlen (Bystricky *et al.*, 2014). Die Charakteristiken der verschiedenen Systeme wurden mit Experten verifiziert.

Tab. 3: Charakteristiken der untersuchten Fütterungsvarianten.

| Fütterungs-variante | Milch-leistung | Futter von Grünlandflächen | | | Futter von Ackerflächen | | |
|--|--------------------|----------------------------|-------------|--------------|-------------------------|--------------|--------------------------------|
| | | Gras-silage | Dürr-futter | Weide-gras | Mais-silage | Kraft-futter | |
| Ackerbasiert (Mais-/ Krafftutter- betont) | 9'000 kg je Kuh | 40 % | 5 % | 5 % | 30% | 20 % | der aufgenom- menen Energie |
| | | 42 % | 6 % | 5 % | 30 % | 17 % | der TS-Aufnahme ¹⁾ |
| Grasland- basiert | 6'000 kg je Kuh | mindestens 90 % | | | max. 10 % | | der TS-Aufnahme |
| Weidebasiert | 6'000 kg je Kuh | | | min. 50 % | max. 10 % | | der TS-Aufnahme |

¹⁾ Annahme: Grassilage 6.0, Weidegras 6.2, Heu 5.4 Maissilage 6.3, Krafftutter 7.6 MJ NEL/kg TS

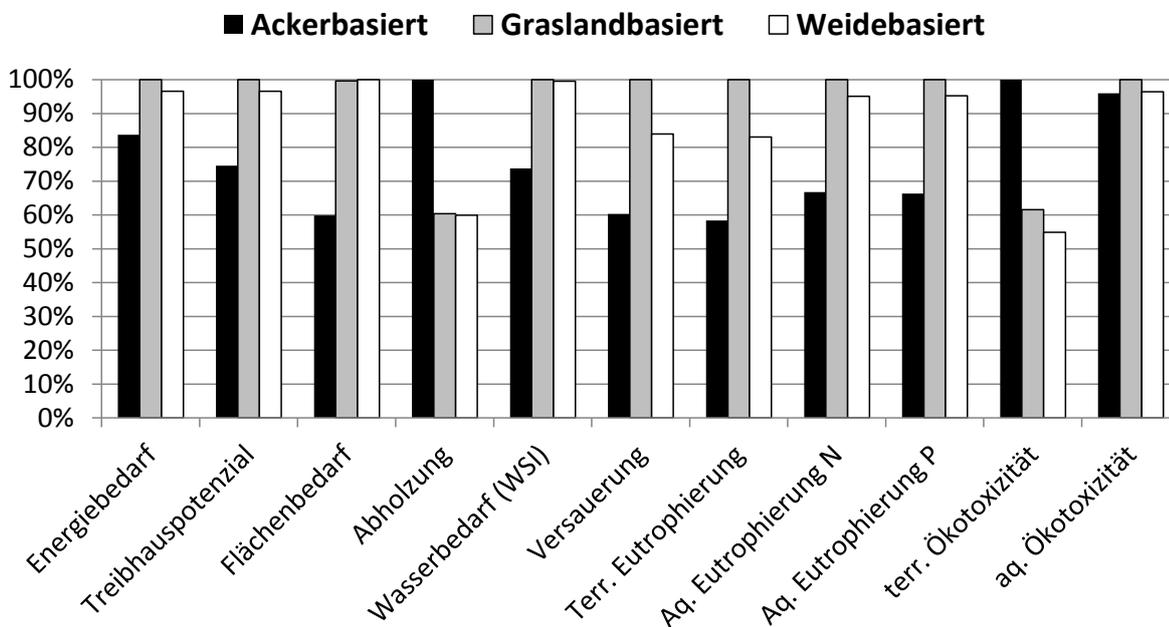


Abb. 2: Ausgewählte Umweltwirkungen für die ackerbasierte, graslandbasierte und weidebasierte Milchproduktion in der Schweiz pro kg Milch. Die Balken sind jeweils auf den höchsten Wert (=100%) normiert.

Grundsätzlich zeigt sich ein ähnlicher Trend wie bei der Fallstudie Hohenrain; bei den Kategorien Treibhauspotenzial, Flächenbedarf, Abholzung, aquatische Eutrophierung P und der terrestrischen Ökotoxizität fällt der Vergleich ähnlich aus, wie in der Studie Hohenrain (Abb. 2). Bei einigen

anderen Umweltkategorien fällt der Vergleich hingegen für die ackerbasierte Variante günstiger aus, als bei der Fallstudie Hohenrain. Beispielsweise bei den Kategorien Energiebedarf, Versauerung, terrestrische und aquatische Eutrophierung N sowie der aquatischen Ökotoxizität schneidet die ackerbasierte Variante günstiger ab. Die Futtermittelverwertung liegt mit 0.81 kg TS/kg Milch bei der ackerbasierten Variante ähnlich wie bei der Stallherde in Hohenrain; ist bei den grasland- und weidebasierten Varianten hingegen mit 1.01 kg TS/kg Milch schlechter als bei der Weideherde in Hohenrain.

Diskussion

Die Ökobilanz-Ergebnisse der Fallstudie Hohenrain fielen in der Tendenz günstiger für die Weidevariante aus. Dies deutet darauf hin, dass die Verhältnisse beim Betrieb Hohenrain für die Weideherde besonders günstig lagen. Der Standort Hohenrain ist für Graswachstum optimal und weist hohe Erträge im Futterbau auf. Zudem ist der Betrieb arrondiert und eignet sich gut für die Weideführung. Diese Ergebnisse lassen sich nicht ohne weiteres auf den schweizerischen Durchschnitt übertragen.

Die zwei Hauptschwachpunkte des Vollweidesystems aus Umweltsicht sind seine höheren Methanemissionen sowie sein höherer Flächenbedarf. Beim Flächenbedarf ist zu beachten, dass es sich zum grössten Teil um Grasland handelt und die benötigte Ackerfläche deutlich geringer ist. Die Nutzung von Grasland kann durchaus erwünscht sein, da kaum alternative Nutzungen innerhalb der Landwirtschaft bestehen. Bezüglich der Methanemissionen besteht noch Forschungsbedarf. Die Methodik gemäss IPCC (2006) geht von einer konstanten Verlustrate von 6.5% der Brutto-Energie in Form von Methan aus. Eine breit angelegte statistische Analyse von Ramin & Huhtanen (2013) bestätigte, dass der Methanausstoss aus der Verdauung der Wiederkäuer stets eine hohe Korrelation mit der aufgenommenen Futtermenge aufwies, durch Einbezug weiterer Parameter lässt sich die Schätzung allerdings verbessern. O'Neill *et al.* (2011) ermittelte tiefere Methanemissionen pro kg aufgenommenes Futter und sogar pro kg ECM in einem Raigras-Weidesystem im Vergleich mit einer Total-Mischration. In jener Studie war allerdings die Futtermittelverwertung in beiden Systemen gleich hoch. Dies zeigt die Bedeutung der Futtermittelverwertung für das Treibhauspotenzial.

Um die Milchproduktion in Vollweidesystemen in Zukunft zu verbessern, muss der Produktivität und Effizienz besondere Beachtung geschenkt werden. Die Tatsache, dass sich die Ergebnisse der Weideherde in Hohenrain von Jahr zu Jahr verbessert haben weist darauf hin, dass ein beträchtliches Optimierungspotenzial besteht. Weitere Anstrengungen sind notwendig, um die Umweltwirkungen dieses Systems zu vermindern.

Die hier präsentierten Ergebnisse stammen aus einer einzelnen Fallstudie, die nur eine begrenzte Repräsentativität hat sowie aus einer Modellstudie, welche nicht alle Aspekte berücksichtigen kann. Für einen abschliessenden Vergleich braucht es Ökobilanzstudien auf einer repräsentativen Stichprobe von Praxisbetrieben.

Schlussfolgerungen

Milchproduktion in einem Vollweidesystem weist tiefere Ökotoxizität, Bedarf an mineralischen Ressourcen P und K, Abholzung sowie Bedarf an Ackerfläche auf. Der gesamte Flächenbedarf liegt höher und die Treibhausgasemissionen ebenfalls. Bei den übrigen Umweltkategorien gibt es teilweise widersprüchliche Ergebnisse. Um die Umweltwirkungen des Vollweidesystems noch weiter zu senken, muss insbesondere der Effizienz (Erträge, Verlustminimierung, Futtermittelverwertung) besondere Beachtung geschenkt werden.

Literatur

- Arsenault N., Tyedmers P. & Fredeen A., 2009. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 7: 19-41.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M. & Batjes N.H., 2002. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16.

- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. *Agroscope*, Zurich, *Agroscope Science* Nr. 5, 176 p., Available at www.agroscope.ch.
- de Vries M. & de Boer I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128: 1-11.
- Gerber P., Vellinga T., Opio C., Henderson B. & Steinfeld H., 2010. Greenhouse gas emissions from the dairy sector - a life cycle assessment. *FAO*, 98 p.
- Hofstetter P., Frey H., Petermann R., Gut W., Herzog L. & Kunz P., 2011. Systemvergleich Milchproduktion Hohenrain. Stallhaltung versus Weidehaltung - Futter, Leistungen und Effizienz. *Agrarforschung Schweiz*, 2: 402-411.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- Jeanneret P., Baumgartner D., Freiermuth R. & Gaillard G., 2006. Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques – SALCA-BD. *Agroscope FAL Reckenholz*, 67 p., Available at <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>.
- Jeanneret P., Baumgartner D.U., Knuchel R.F. & Gaillard G., 2008. A new LCIA method for assessing impacts of agricultural activities on biodiversity (SALCA-Biodiversity). In: *Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector – Towards a sustainable management of the Food chain*, Nemecek, T. & Gaillard, G. (eds.). November 12–14, 2008, Zurich. *Agroscope ART*, 34-39.
- Kirchgessner M., 2004. Tierernährung. 11. neu überarbeitete Auflage ed. *DLG Verlag*, Frankfurt am Main,
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G., 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. *Agroscope FAL Reckenholz*, Zürich, *Schriftenreihe der FAL*, 155 p.
- Nemecek T., Huguenin O., Dubois D., Gaillard G., Schaller B. & Chervet A., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, 104: 233-245.
- O'Brien D., Shalloo L., Patton J., Buckley F., Grainger C. & Wallace M., 2012. Evaluation of the effect of accounting method, IPCC v. LCA, on grass-based and confinement dairy systems' greenhouse gas emissions. *Animal*, 6: 1512-1527.
- O'Neill B.F., Deighton M.H., O'Loughlin B.M., Mulligan F.J., Boland T.M., O'Donovan M. & Lewis E., 2011. Effects of a perennial ryegrass diet or total mixed ration diet offered to spring-calving Holstein-Friesian dairy cows on methane emissions, dry matter intake, and milk production. *Journal of Dairy Science*, 94: 1941-1951.
- Oberholzer H.-R., Knuchel R.F., Weisskopf P. & Gaillard G., 2012. A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development*, 32: 639-649.
- Ramin M. & Huhtanen P., 2013. Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *Journal of Dairy Science*, 96: 2476-2493.
- Rees R.M., Augustin J., Alberti G., Ball B.C., Boeckx P., Cantarel A., Castaldi S., Chirinda N., Chojnicki B., Giebels M., Gordon H., Grosz B., Horvath L., Juszczak R., Klemetsson A.K., Klemetsson L., Medinets S., Machon A., Mapanda F., Nyamangara J., Olesen J.E., Reay D.S., Sanchez L., Cobena A.S., Smith K.A., Sowerby A., Sommer M., Soussana J.F., Stenberg M., Topp C.F.E., van Cleemput O., Vallejo A., Watson C.A. & Wuta M., 2013. Nitrous oxide emissions from European agriculture - an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences*, 10: 2671-2682.
- Sutter M., Nemecek T. & Thomet P., 2013. Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz*, 4: 230-237.
- Thi Tuyet Hanh N., Corson M.S., Doreau M., Eugene M. & van der Werf H.M.G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18: 1470-1484.