



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Energie BFE
Bundesamt für Umwelt BAFU
Bundesamt für Landwirtschaft BLW

ÖKOBILANZ VON ENERGIEPRODUKTEN:

ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG VON BIOTREIBSTOFFEN

Schlussbericht

Ausgearbeitet durch

Rainer Zah
Heinz Böni
Marcel Gauch
Roland Hischier
Martin Lehmann
Patrick Wäger

Empa
Abteilung Technologie und Gesellschaft
Lerchenfeldstrasse 5
CH-9014 St. Gallen
www.empa.ch/tsl
rainer.zah@empa.ch

Impressum

Rainer Zah, Heinz Böni, Marcel Gauch, Roland Hischier, Martin Lehmann & Patrick Wäger (Empa):
Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen

Bern, 22. Mai 2007

Im Auftrag des Bundesamtes für Energie, des Bundesamtes für Umwelt und des Bundesamtes für Landwirtschaft:

Bruno Guggisberg (BFE)
Daniel Binggeli (BFE)
Lukas Gutzwiler (BFE)
Norbert Egli (BAFU)
Daniel Zürcher (BAFU)
Amira Ellenberger (BAFU)
Anton Candinas (BLW)
Reto Burkard (BLW)

Projektleitung:

Niels Jungbluth, ESU-services Ltd., Uster

Critical Reviewer:

Fredy Dinkel, Carbotech, Basel

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.

Zusammenfassung

Ziel dieser Studie ist die Beurteilung der Umweltauswirkungen der gesamten Produktionskette von in der Schweiz genutzten Treibstoffen aus Biomasse. Die Studie liefert einerseits eine handlungsorientierte Analyse der möglichen Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen. Andererseits wird eine „ökologische Gesamtbilanz“ der verschiedenen Biotreibstoffe erstellt, die als Grundlage für die Festlegung der Befreiung von der Mineralölsteuer verwendet werden kann. Zusätzlich werden die Auswirkungen der Treibstoffnutzung mit anderen Nutzungsformen für Bioenergie, wie Strom- und Wärmenutzung, verglichen. Die auf der Schweizerischen Umweltinventardatenbank *ecoinvent* beruhende Studie erlaubt einen gesamthaften Vergleich der Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen; Kosten der Biotreibstoffe, oder soziale Folgen der Produktion werden jedoch nicht bewertet. Die Resultate beziehen sich auf durchschnittliche Verhältnisse im Jahr 2004 in den jeweiligen Produktionsländern und gelten bezüglich Nutzung für die Schweiz als Ganzes. Die Studie kann somit keine Antworten auf die Frage nach zukünftigen Auswirkungen – beispielsweise auf Nahrungsmittelpreise – geben.

Grundsätzlich lässt sich jeder der untersuchten Treibstoffe (Bioethanol, Biomethanol, Biodiesel und Biogas) auf umweltfreundliche Art produzieren – entscheidend ist, welche Rohstoffe und Produktionstechnologien dabei eingesetzt werden. Der grösste Anteil der Umweltbelastung geht dabei auf den landwirtschaftlichen Anbau der jeweiligen Rohstoffe zurück. Deutlich geringer ist in der Regel die Umweltbelastung durch die Treibstoff-Produktion. Nochmals geringer ist die Umweltbelastung durch den Transport vom Produktionsort an die Schweizer Tankstelle, selbst wenn die Biotreibstoffe in Übersee produziert werden. Die vorliegende Studie zeigt, dass bei den meisten Biotreibstoffen ein Zielkonflikt zwischen der Minimierung der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) und einer positiven ökologischen Gesamtbilanz besteht. Zwar lassen sich mit einer ganzen Reihe von Biotreibstoffen die THG-Emissionen um mehr als 30% reduzieren. Die meisten dieser Bereitstellungspfade weisen jedoch bei mehreren anderen Umweltindikatoren höhere Belastungen als Benzin auf.

Die ökologische Gesamtbilanz wurde einerseits mit der Schweizer Methode der ökologischen Knappheit (UBP 06) bestimmt, welche die Differenz der Umweltbelastungen zu den gesetzlich festgelegten Grenzwerten bewertet, andererseits mit der europäischen Methode Eco-indicator 99, welche die Schädigung der menschlichen Gesundheit und der Ökosysteme quantifiziert. Beide Methoden zeigen das gleiche Bild: Im Falle der tropischen Landwirtschaft ist dies primär die Brandrodung von Urwäldern, welche grosse Mengen von CO₂ freisetzt, eine erhöhte Luftbelastung bewirkt und massive Auswirkungen auf die Biodiversität hat. In den gemässigten Breiten sind teils der niedrige Flächenertrag, teils die intensive Düngung und mechanische Bearbeitung für eine ungünstige Umweltbeurteilung ausschlaggebend. Im Gegensatz zu den fossilen Treibstoffen lassen sich die Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen aber durch gezielte Massnahmen deutlich verringern. In Sensitivitätsanalysen zeigt die Studie auf, wie beispielsweise eine Reduktion des Methanschlupfs die Ökobilanz der Biogas-Produktion verbessern kann oder welchen Einfluss der Verzicht auf Brandrodung für die Ökobilanz von Biodiesel aus Palmöl hat.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass eine Förderung von Biotreibstoffen beispielsweise durch steuerliche Begünstigung, differenziert erfolgen muss. Nicht alle Biotreibstoffe führen per se zu einer Reduktion der Umweltauswirkungen im Vergleich zu fossilen Treibstoffen. Von den untersuchten Produktionspfaden zeigt gegenwärtig vor allem die Verwertung von biogenen Abfallstoffen, von Gras und von Holz eine Reduktion der Umweltauswirkungen gegenüber Benzin. Da das Potential der einheimischen Bioenergie heute – aber auch in Zukunft – beschränkt ist, lassen sich mit Bioenergie allein unsere Energieprobleme nicht lösen. Wird die verfügbare Biomasse jedoch effizient und umweltfreundlich in Energie transformiert, gleichzeitig der Verbrauch gesenkt und die Energieeffizienz erhöht, so können diese alternativen Energieträger im Verbund mit anderen erneuerbaren Energieformen eine nicht zu vernachlässigende Rolle in unserer zukünftigen Energieversorgung leisten.

Résumé

Cette étude est consacrée à l'évaluation des effets sur l'environnement de l'ensemble de la chaîne de production des carburants produits à partir de biomasse utilisés en Suisse. Elle fournit d'une part une analyse orientée vers l'action des effets possibles des biocarburants sur l'environnement et elle établit d'autre part un écobilan global des différents biocarburants qui peut être utilisé comme base pour la détermination de leur exemption de l'impôt sur les huiles minérales. Par ailleurs, elle compare aussi les effets de l'utilisation des carburants avec ceux d'autres formes de l'utilisation des bioénergies telles que l'électricité et la chaleur. Cette étude, qui repose la banque de donnée d'inventaires environnementaux ecoinvent permet une comparaison globale des effets sur l'environnement des biocarburants. Le coût de biocarburants ou les conséquences sociales de leur production n'ont toutefois pas été évalués. Les résultats se rapportent aux conditions moyennes de l'année 2004 dans les pays de production concernés et s'appliquent à la Suisse dans son ensemble pour ce qui est de leur consommation. Cette étude ne peut ainsi pas fournir de réponse sur les conséquences futures telles que par exemple sur les effets sur le prix des denrées alimentaires.

Par principe chacun des carburants étudié (bioéthanol, biométhanol, biodiesel et biogaz) peut être produit de manière écologique- ce qui est décisif, ce sont les matières premières et les technologies utilisées pour leur production. La majeure partie des pressions exercées sur l'environnement proviennent de la culture des matières premières utilisées. La pollution provoquée par la production des carburant eux-mêmes est en règle générale nettement plus faible et celle découlant des transports du site de production aux stations service, encore plus faible, cela même si le biocarburant est produit outremer. Cette étude montre que pour la majorité des biocarburants il existe un conflit d'objectifs entre la minimisation des émissions de gaz à effet de serre et un bilan écologique global positif. Certes de nombreux biocarburants permettent de réduire de plus de 30% les émissions de gaz à effet de serre, mais la majorité de leurs filières de production présentent pour plusieurs autres indicateurs environnementaux une pollution plus élevée que pour l'essence.

Le bilan global a été déterminé d'une part à l'aide de la méthode suisse de la saturation écologique (UBP 06) qui évalue la différence entre les impacts sur l'environnement et les valeurs limites légales et d'autre part avec la méthode européenne Eco-indicator 99 qui quantifie les atteintes à la santé humaine et aux écosystèmes. Les deux méthodes aboutissent à une image semblable: dans le cas de l'agriculture tropicale c'est en premier lieu le défrichage par brûlage des forêts qui libère de grandes quantités de CO₂, provoque une augmentation de la pollution atmosphérique et exerce des effets massifs sur la biodiversité. Sous les latitudes modérées, ce sont en partie les bas rendements surfaciques, la fertilisation intensive et la mécanisation qui sont déterminants pour une évaluation écologique défavorable. Toutefois au contraire de ce qui est le cas pour les carburants fossiles, il est possible de réduire notablement par des mesures ciblées les effets sur l'environnement des biocarburants. Dans des analyses de sensibilité cette étude montre comment par exemple une réduction des pertes de méthane permet d'améliorer l'écobilan de la production de biogaz ou quelle influence exerce le renoncement au défrichage par brûlage dans la production de biodiesel à partir d'huile de palme.

Au total les résultats de cette étude montrent que la promotion des biocarburants, par exemple par le biais de mesures fiscales, doit s'effectuer de manière différenciée. Tous les biocarburants ne conduisent pas intrinsèquement à une réduction des effets sur l'environnement par comparaison avec les carburants fossiles. Parmi les filières de production, c'est actuellement la valorisation des déchets biogènes, de l'herbe et du bois qui conduit à une réduction des effets sur l'environnement par rapport à l'essence. Mais le potentiel de la bioénergie indigène est actuellement limité et le restera aussi dans l'avenir, la bioénergie ne permettra pas à elle seule de résoudre nos problèmes d'énergie. Mais si l'on transforme de manière efficace et écologique en énergie la biomasse disponible et que l'on réduit simultanément la consommation en augmentant l'efficacité énergétique, ces supports énergétiques de remplacement peuvent, en association avec d'autres formes d'énergie renouvelables, jouer un rôle non négligeable dans notre approvisionnement futur en énergie.

Riassunto

Scopo di questo studio è la valutazione dell'impatto ambientale di tutta la catena produttiva dei propellenti usati in Svizzera. Da una parte lo studio fornisce un'analisi sugli utilizzi pratici dei possibili impatti ambientali di carburanti biologici. Dall'altra è compilato un'„ecobilancio generale“ dei diversi propellenti, da utilizzarsi per fissare gli sgravi tributari relativi all'uso di carburanti. Viene inoltre comparato l'uso dell'energia biologica con quello di altre forme energetiche in altri settori di utilizzo, come quello per la produzione di corrente o di calore. Lo studio, basato sull'inventariato ambientale offerto dalla banca dati svizzera ecoinvent, consente un confronto generale sull'impatto ambientale di carburanti biologici, ma non sono valutati né i costi dei biocarburanti né le conseguenze sociali relative alla loro produzione. I risultati, riferiti alla situazione media 2004 nei paesi produttori, valgono per il consumo svizzero considerato nel suo insieme. Per questo motivo lo studio non può fornire risposte su effetti futuri, come ad esempio quelli sui costi di generi alimentari.

In linea di principio, ognuno dei carburanti presi in esame (bioetanolo, biometanolo, biodisel e biogas) può essere prodotto rispettando l'ambiente; a questo riguardo sono di primaria importanza le materie prime e le tecnologie produttive utilizzate. La maggior parte dell'impatto ambientale è da addebitarsi alla coltivazione delle relative materie prime. Notevolmente minore è in genere l'impatto ambientale dovuto alla produzione del carburante, ed ancora inferiore è quello addebitabile al trasporto dal luogo di produzione alle stazioni di rifornimento svizzere, anche nel caso che i carburanti vengano prodotti oltre oceano. Il presente studio indica che per la maggior parte di carburanti biologici esiste un conflitto tra il minimizzare le emissioni di gas ad effetto serra e un ecobilancio globale positivo. È pur vero che con tutta una serie di carburanti biologici le emissioni di gas ad effetto serra possono essere ridotte del 30% e più, ma in ogni caso molti altri indicatori evidenziano un carico ambientale del loro processo produttivo superiore a quello della benzina.

L'ecobilancio globale è stato fatto da una parte con il metodo svizzero della scarsità ecologica (UBP 06), che esamina la differenza tra carico ambientale e valori limiti stabiliti per legge, dall'altra con il metodo europeo Eco-indicator 99, che quantifica sia il danno sulla salute umana che sull'ecosistema. Entrambi forniscono lo stesso quadro: nel caso di economia agricola a livello tropicale, il disboscamento, nel bruciare grandi estensioni di foreste tropicali, libera grandi quantità di CO₂, causa un maggiore inquinamento atmosferico ed ha un forte impatto sulla diversità biologica. A latitudini intermedie la valutazione sfavorevole è dovuta in parte ai bassi ricavi conseguiti dallo sfruttamento delle aree agricole, in parte alla eccessiva concimazione ed alla lavorazione meccanica. Ma al contrario dei carburanti fossili, gli impatti ambientali dei carburanti biologici possono essere notevolmente ridotti con provvedimenti mirati. Ad esempio, nell'analisi della sensibilità, lo studio indica come una riduzione di dispersione di metano può migliorare l'ecobilancio della produzione di biogas o mostra quale influsso abbia sull'ecobilancio relativo al biodisel derivato da olio di palma la rinuncia al disboscamento per combustione.

I risultati di questo studio indicano in generale che un sostegno di biocombustibili debba essere fatto in modo differenziato, ad esempio con politiche fiscali. Comparati ai combustibili fossili, non tutti i biocombustibili portano di per sé ad una riduzione di impatto ambientale. Tra tutti i processi produttivi esaminati, attualmente è l'utilizzo di rifiuti biogeni, di piante graminacee che, in confronto alla benzina, in primo luogo porta ad una riduzione dell'impatto ambientale. Poiché oggi, ma anche in futuro, il potenziale di bioenergia autoctona è limitata, i nostri problemi non si lasciano risolvere solo con la bioenergia. Ma se la biomassa disponibile è trasformata in energia in modo efficiente e rispettoso dell'ambiente e se allo stesso tempo si migliora l'efficienza energetica, allora queste forme di energia alternativa, in congiunzione con altre forme di energia rinnovabile, possono giocare un ruolo non trascurabile per il nostro futuro approvvigionamento di energia.

Summary

The objective of this study is to evaluate the environmental impact of the entire production chain of fuels made from biomass used in Switzerland. Firstly the study supplies an analysis of the possible environmental impacts of biofuels suitable as a basis for political decisions. Secondly an “ecological life-cycle analysis” (LCA) of the various biofuels is done, which can be used as a basis for granting an exemption from the excise duty on hydrocarbon oil. In addition, the impacts of fuel use are compared with other uses for bioenergy such as the generation of electricity and heat. The study based on the Swiss database of environmental inventories ecoinvent gives a holistic comparison of the environmental impacts of biofuels; however neither the costs of biofuels nor the social consequences of their production are evaluated. The results refer to average values from the year 2004 in the respective production countries and are to be taken as a snapshot of factors relevant to the fuels’ use in Switzerland. Thus the study cannot provide any answers to questions concerning future impacts – for instance, on food prices.

In principle, each of the fuels examined (bioethanol, biomethanol, biodiesel and biogas) can be produced in an environmentally friendly way – it depends on what raw materials and production technologies are used. Most of the environmental impacts can be attributed to the agricultural cultivation of the respective raw materials (feedstocks). The environmental impact from fuel processing is usually much lower. The environmental impact from the transport from the production site to Swiss filling stations is even less, even when the biofuels are produced overseas. The present study shows that with most biofuels there is a trade-off between minimizing greenhouse gases (GHG emissions) and a positive ecological LCA. It is true that GHG emissions can be reduced by more than 30% with a number of biofuels. However most of these supply paths show greater impacts than petrol for various other environmental indicators.

The ecological LCA was done using two different methods: one was the Swiss method of ecological scarcity (Environmental Impact Points, UBP 06), which evaluates the difference between environmental impacts and legal limits. The other one is the European Eco-indicator 99 method, which quantifies the damage done to human health and ecosystems. Both methods show the same results: in the case of tropical agriculture it is primarily the slashing and burning of rainforests that releases the largest quantities of CO₂, causes an increase in air pollution and has massive impacts on biodiversity. In the moderate latitudes it is partly the lower crop yields, partly the intensive fertilizer use and mechanical tilling of the soil that are the causes of a bad environmental evaluation. However unlike the case of fossil fuels, the environmental impacts of biofuels can be greatly reduced by specific measures. The study shows in sensitivity analysis how, for instance, a reduction in methane leakage can improve the LCA of biogas production or what effect a prohibition of slash and burn would have on the LCA of biodiesel made from palm oil.

Overall, the results of the study show that any promoting of biofuels by a tax break, for instance, must be done so as to target the best production paths. Not all biofuels per se can reduce environmental impacts as compared to fossil fuels. Currently, of all the production paths investigated, it is especially the use of biogenic wastes ranging from grass to wood that brings a reduction in environmental impact as compared with petrol. Since the potential of domestic bioenergy today is limited – and will be so in future – bioenergy will not solve our energy problems. However if the available biomass is transformed into energy in an efficient and environmentally friendly manner, while at the same time consumption is reduced and energy efficiency increased, these alternative energy carriers can together with other forms of renewable energy play a role in our future energy supply that should not be neglected.

Executive Summary

Im Zusammenhang mit der Verknappung fossiler Energieträger und der Klimaproblematik stösst die Nutzung von erneuerbaren Energieträgern sowohl in der Schweizer Öffentlichkeit als auch in der Industrie auf steigendes Interesse. Im Strassenverkehr sind Treibstoffe aus Biomasse – sogenannte Biotreibstoffe – gegenwärtig die wichtigste erneuerbare Energieform und könnten zumindest kurz- und mittelfristig eine Rolle bei der Reduktion der Treibhausgase und der Abhängigkeit von fossilen Energieträgern übernehmen.

Vor dem Hintergrund, den Einsatz von erneuerbaren Treibstoffen gegenüber Diesel und Benzin steuerlich zu fördern, stehen in der Schweiz deshalb wichtige politische Entscheide an.

Obwohl Biotreibstoffe aus erneuerbaren Ressourcen bestehen, kann bei deren Anbau und Verarbeitung ein gegenüber fossilen Treibstoffen deutlich breiteres Spektrum von Umweltbelastungen entstehen. Dieses reicht von Überdüngung und Versauerung des landwirtschaftlichen Bodens bis hin zu Biodiversitätsverlust hervorgerufen durch die Brandrodung von Regenwaldflächen. Weiter darf nicht vergessen werden, dass eine Ausdehnung der landwirtschaftlichen Energieproduktion zu einer Flächenkonkurrenz mit anderen Landnutzungsformen wie der Nahrungsmittelproduktion oder dem Erhalt natürlicher Flächen führen kann. Energetische Effizienz und erzielte Treibhausgasreduktion können daher nicht die alleinigen Kriterien für eine ökologische Gesamtbewertung dieser alternativen Treibstoffe sein.

Ziel dieser Studie ist die Beurteilung der Umweltauswirkungen der gesamten Produktionskette von in der Schweiz genutzten Biotreibstoffen. Die Studie soll einerseits eine handlungsorientierte Analyse der Umweltauswirkungen von erneuerbaren Energieträgerträgern liefern. Andererseits soll eine „ökologische Gesamtbilanz“ der verschiedenen Biotreibstoffe erstellt werden, die als Grundlage für die Umsetzung der Befreiung erneuerbarer Treibstoffe von der Mineralölsteuer verwendet werden kann. Zusätzlich werden die Auswirkungen der Treibstoffnutzung mit anderen Nutzungsformen für Bioenergie, wie Strom- und Wärmenutzung, verglichen.

Methodik

Um die Auswirkungen von Biotreibstoffen auf die Umwelt möglichst genau bestimmen zu können, wurde die Methodik der Ökobilanzierung verwendet. Dabei werden der für die Erfüllung einer definierten Funktion (z.B. dem Tanken von 1 MJ Energie an einer Schweizer Tankstelle) notwendige Energie- und Ressourcenverbrauch und sämtliche anfallenden Schadstoffemissionen über den gesamten Lebenszyklus gesamthaft beurteilt. Die dazu notwendigen Inventardaten für Biotreibstoffe wurden in einem ersten Teilprojekt erhoben und durch zusätzliche Daten aus der Schweizer Umweltinventardatenbank (ecoinvent 1.3) ergänzt. Die Auswirkungen auf die Umwelt wurden anschliessend einerseits mit Hilfe von **handlungsorientierten Indikatoren** bestimmt, welche die unmittelbaren Umweltauswirkungen beschreiben und gezielte Rückschlüsse auf mögliche Massnahmen erlauben. Andererseits wurde eine **ökologische Gesamtbilanz** erstellt, bei der die unterschiedlichen Schadstoff-Wirkungen gewichtet und aggregiert werden, sodass die gesamte Umweltauswirkung abgeschätzt werden konnte (siehe Abbildung 1). Zu beachten ist, dass die aggregierten Bewertungsmethoden (in dieser Studie UBP 06¹ und Eco-indicator 99²) die Gewichtung der verschiedenen Umweltauswirkungen (z.B. Treibhauseffekt vs. Überdüngung) vorwegnehmen. Für den politischen Diskurs ist es daher wichtig, sich nicht allein auf die Gesamtbewertung abzustützen, sondern von Fall zu Fall die zugrundeliegenden handlungsorientierten Einzelindikatoren miteinzubeziehen.

In der Studie wurden erneuerbare Energieträgerträger aus der Schweiz und aus ausländischer Produktion verglichen, als Nutzungsort wurde jedoch immer die Schweiz angenommen. Die Beurteilung erfolgte «cradle-to-grave³»; dabei werden alle relevanten Umweltauswirkungen vom Biomasse-Anbau bzw. der Entstehung eines biogenen Abfallstoffes bis hin zur energetischen Nutzung miteinbezogen. Als Betrachtungszeitraum wurde die Situation im Jahr 2004 gewählt, wobei teilweise auf ältere oder neuere Daten zurückgegriffen werden musste.

¹ Methode der ökologischen Knappheit (UBP 06). Die Masseinheit sind Umweltbelastungspunkte. Diese Schweizer Methode schätzt die totale Umweltbelastung aus der Differenz der Emissionswerte zu den gesetzlichen Vorschriften.

² Voll aggregierende Umweltbewertungsmethode, die auf der Ausbreitung und Schädigungswirkung von Emissionen beruht.

³ „Von der Wiege bis zur Bahre“

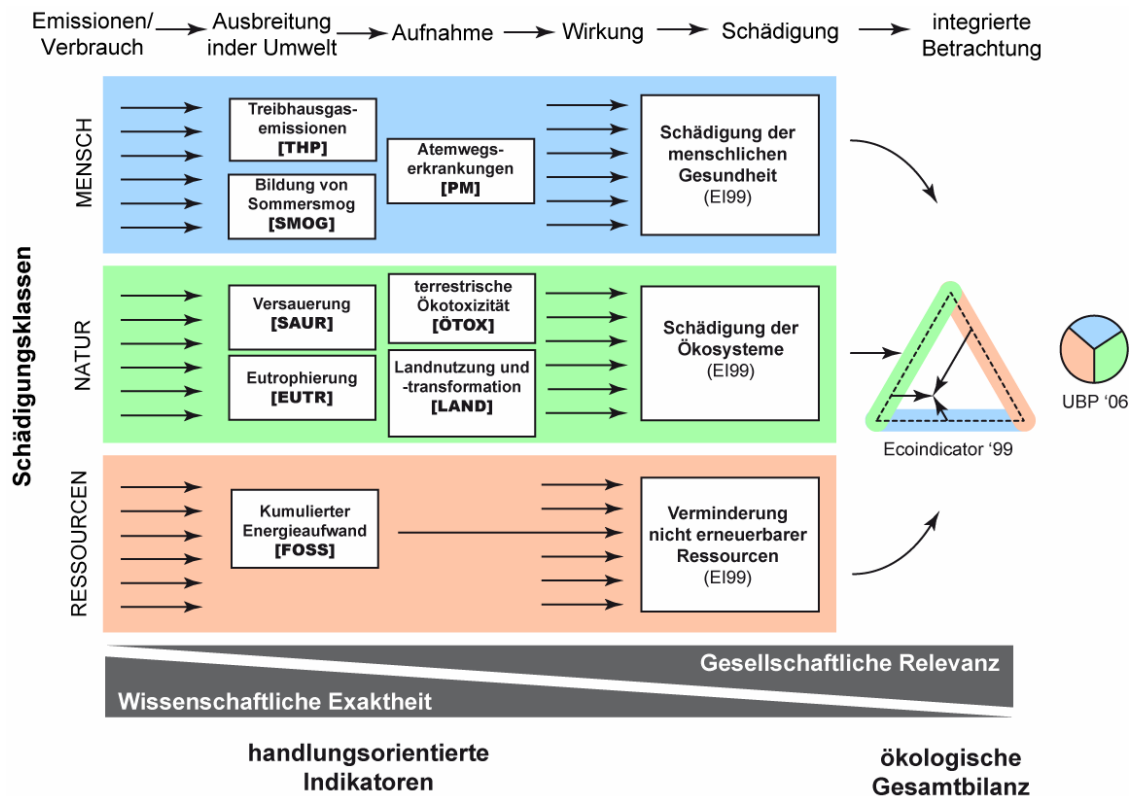


Abbildung 1 Schema der in dieser Studie verwendeten Umweltindikatoren entlang des Ausbreitungs- und Wirkungspfads.

Ein wichtiger Aspekt bei der Bilanzierung von nachwachsenden Rohstoffen ist die Berücksichtigung von Koppelprodukten: Bei der Herstellung der in dieser Studie untersuchten Produkte gibt es auf verschiedenen Produktionsstufen Nebenprodukte, für die eine Allokation der Umweltauswirkungen auf die verschiedenen Produkte notwendig ist. So müssen z.B. die Rohstoffinputs und Umweltbelastungen aus dem Pressen von Rapskörnern auf die beiden Produkte Rapsöl und Rapskuchen aufgeteilt werden. Erfolgt ist diese Allokation bei der vorausgegangenen Datenerfassung in der Regel nach ökonomischen Kriterien, was bedeutet, dass die Umweltauswirkungen gemäss den Anteilen des erzielten Erlöses auf die jeweiligen Produkte verteilt wurden.

Grenzen der Arbeit

Die gewählte Methodik erlaubt einen gesamthaften Vergleich von Bioenergieträgern unter Berücksichtigung der gesamten Produktionskette. Dennoch besitzt der Ansatz bei der Interpretation der Ergebnisse folgende Grenzen:

- Die Methodik der Ökobilanzierung analysiert die Umweltauswirkungen von Stoff- und Energieflüssen. Es lassen sich damit keine Aussagen zu ökonomischen Faktoren wie z.B. Kosten oder zu sozialen Faktoren wie z.B. Kinderarbeit machen.
- Obwohl der hier gewählte Ökobilanzierungsansatz sehr umfassend ist, werden gewisse Umweltauswirkungen nicht oder nur unvollständig berücksichtigt. Beispielsweise werden die Auswirkungen der Wassernutzung nicht bewertet, da diese stark von lokalen Gegebenheiten (Niederschlagsmenge, Grundwasserspiegel, etc.) abhängig ist. Unvollständig ist die Bewertung von Biodiversitätsverlusten da insbesondere bei tropischen Ökosystemen die Datengrundlage fehlt.
- Im gewählten Bilanzierungsansatz werden nur die primären Umweltauswirkungen der Prozesskette berechnet, beispielsweise Energieverbrauch und Schadstoffemissionen beim Anbau von Energie-Raps. Sekundäre Folgen werden hingegen nicht berücksichtigt. (Auf der Energie-Raps-Anbaufläche wurden beispielsweise vorher Nahrungsmittel angebaut. Diese müssen nun aus dem Ausland importiert werden, es fallen also zusätzliche Transporte und damit verbundene Umweltbelastungen an.)

- Bei der Anbaubiomasse (z.B. Getreide oder Kartoffeln) wird nicht zwischen Ernteüberschüssen oder spezifisch zur Treibstoffherstellung produzierter Biomasse unterschieden. Auch differenziert die Methode nicht zwischen der Nutzung von bereits bewirtschafteten Flächen oder neu zu bewirtschaftenden Stilllegungsflächen oder Brachflächen, und damit verbundenen Umwelteinflüssen, wie z.B. eine Reduktion der Biodiversität.
- Auf Grund der vorliegenden Sachbilanzdaten beziehen sich die Resultate im Wesentlichen auf bestehende Prozessketten und decken somit das Bezugsjahr 2004 ab; zukünftige Entwicklungen werden nicht beurteilt. Ein ansatzweiser Ausblick auf zukünftige Entwicklungen wird durch die Sensitivitätsanalysen und die möglichen Optimierungspotentiale gegeben.
- Da viele Allokationen aufgrund von Verkaufserlösen berechnet werden und Erlöse von der Marktdynamik abhängen, sind die Ergebnisse dieser Studie nicht 'in Stein gemeisselt' und müssen allenfalls zu einem späteren Zeitpunkt überprüft werden.
- Die untersuchten Prozessketten stellen nur eine Teilmenge aller Herstellungsverfahren dar; eine Vielzahl weiterer Herstellungspfade wäre denkbar. Die ausgewählten Pfade werden für die heutige Situation in der Schweiz als besonders relevant betrachtet.
- Die zugrunde liegenden Sachbilanzdaten bilden durchschnittliche Verhältnisse in den jeweiligen Produktionsländern (Schweiz, Europa, Brasilien, USA, etc.) ab und gelten bezüglich Nutzung für die Schweiz als Ganzes. Die Ergebnisse lassen sich daher nicht ohne weiteres auf Entscheidungssituationen in Teilregionen oder bei einzelnen Betrieben anwenden, da die Umweltauswirkungen im Einzelfall erheblich von der Durchschnittssituation abweichen können.
- Die Studie gibt keine Antworten auf die Frage nach den zukünftigen Folgen einer Umstellung auf erneuerbare Treibstoffe, beispielsweise die Konsequenzen für die Umwelt, falls landwirtschaftliche Produkte in grossen Massstab für energetische Nutzung angebaut würden und damit die landwirtschaftliche Produktion insgesamt intensiviert werden müsste oder mögliche Rebound-Effekte⁴, falls sich durch die Einführung von Biotreibstoffen eine Erhöhung des Treibstoffverbrauchs ergeben sollte, da diese in der Wahrnehmung der Konsumenten als „umweltfreundlich“ und daher unproblematisch angesehen werden.

Wie verteilen sich die Umweltbelastungen entlang der Wertschöpfungskette?

Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die Verteilung der Treibhausgas-Emissionen (THG-Emissionen) entlang verschiedener Produktionsketten für Bioethanol, Biodiesel, Methanol und Methan⁵. Die Abbildung zeigt, dass je nach Biotreibstoff und Produktionsweg Einsparungen von bis zu 80% gegenüber fossilen Treibstoffen möglich sind. Entlang der Produktionskette zeigen sich jedoch grosse Unterschiede:

- Der grösste Anteil an den THG-Emissionen stammt aus dem **landwirtschaftlichen Anbau** (Abbildung 2, grün) durch den Einsatz von Maschinen, Düngemitteln und/oder Pestiziden, aber auch in Form von direkten Emissionen (z.B. Lachgas). Gleichzeitig ist dieser Anteil jedoch sehr variabel. Wichtigste Einflussfaktoren für die landwirtschaftlichen THG-Emissionen sind die Flächenerträge (hoch bei Zuckerrüben CH oder Zuckerrohr BR, jedoch niedrig bei Kartoffeln CH oder Roggen RER), die Lachgasemissionen (machen z.B. bei Mais US 30% aus) und die Brandrodung von Regenwaldflächen (relevant bei Palmöl MY und Sojaöl BR). Die regionalen Unterschiede in der Intensität der Regenwaldabholzung können einen relevanten Einfluss auf die Gesamtbilanz haben. Hauptfaktor ist generell die Art und Weise, wie Energiepflanzen angebaut werden. Dies gilt nicht nur für die THG-Emissionen, sondern auch für die meisten anderen Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen. Im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Produkten brauchen Abfall- und Reststoffe zur Bereitstellung keinen Energieaufwand; dies wirkt sich sehr positiv auf deren Gesamtbilanz aus. So lassen sich die insgesamt niedrigsten THG-Emissionen bei der Verwendung von Biodiesel aus Alt-speiseöl oder Methan aus Gülle erzielen.
- Die **Treibstoff-Produktion** (Abbildung 2, gelb) verursacht im Schnitt deutlich geringere THG-Emissionen als der landwirtschaftliche Anbau. Besonders gering sind die Emissionen bei der Ölgewinnung und Veresterung zu Biodiesel. Bei der Fermentierung von Bioethanol sind die Emissio-

⁴ Ein Rebound-Effekt liegt dann vor, wenn Effizienzgewinne zu einem erhöhten Verbrauch führen, welcher wiederum die Vorteile dieses Effizienzgewinns vermindert resp. zunichte macht.

⁵ Biogenes ETBE wurde in dieser Studie ebenfalls betrachtet. Da es sich in Bezug auf die Umweltauswirkungen aber analog zu Ethanol verhält, mit dem Unterschied, dass die CO₂-Reduktionswirkung geringer ausfällt, da nur rund die Hälfte von ETBE auf Biomasse beruht, wurde es im Executive Summary jedoch nicht gesondert dargestellt.

nen sehr variabel, da entweder fossile Energieträger zum Einsatz kommen (Bioethanol aus Mais US) oder Abfälle aus der landwirtschaftlichen Produktion als Prozess-Energie verwendet werden (Bagasse beim Zuckerrohr BR). Die höchsten THG-Emissionen im Produktionsprozess werden bei der Gewinnung von biogenem Methan frei. Die Ursachen hierfür sind die Methan- und Lachgas-emissionen bei der Nachgärung des Gärückstands sowie der Methanschluß bei der Aufbereitung von Biogas zu 96 Vol.-% Methan. Abbildung 2 zeigt aber auch, dass beispielsweise bei der Gülle durch gezielte Massnahmen wie die Abdeckung des Nachgärbehälters ein Grossteil dieser Emissionen reduziert werden kann⁶. Diese Abdeckung entspricht 2007 schon dem Stand der Technik.

- Der **Treibstoff-Transport** (Abbildung 2, orange) aus den Produktionsgegenden an die Schweizer Tankstelle macht in den meisten Fällen deutlich weniger als 10% der Gesamtemissionen aus und spielt aus Umweltsicht eine untergeordnete Rolle – sofern der interkontinentale Transport mit Tankschiffen oder in Pipelines erfolgt.
- Der eigentliche **Fahrzeug-Betrieb** (Abbildung 2, dunkelgrau) ist bei den hier verglichenen, reinen Biotreibstoffen CO₂-neutral, da das freigesetzte CO₂ beim Pflanzenwachstum in einem kurzen Zeitraum gebunden wurde.

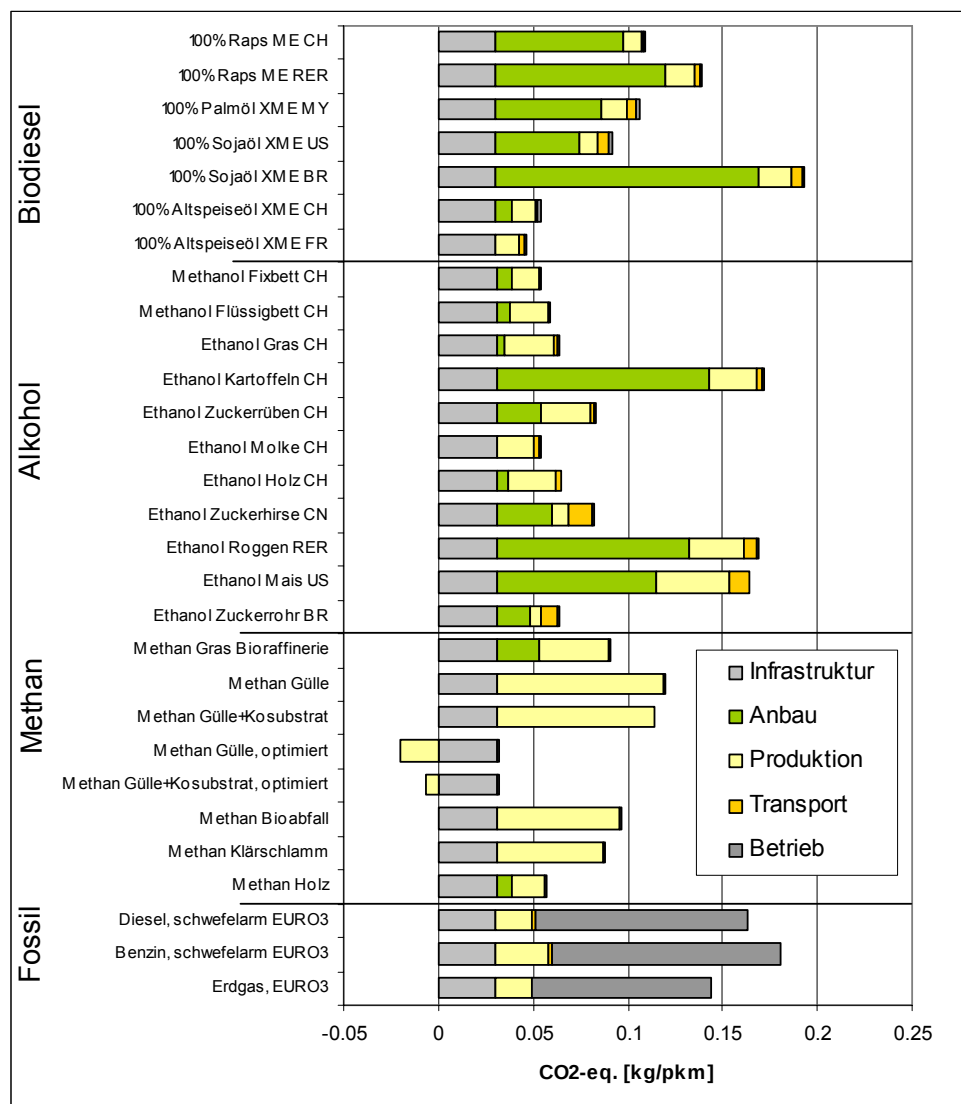


Abbildung 2 Vergleich der Treibhausgas-Emissionen von Biotreibstoffen im Vergleich mit fossilen Treibstoffen (Benzin und Diesel, EURO3). Die Emissionen sind nach den einzelnen Prozessen der Wertschöpfungskette gegliedert.

⁶ Die THG-Emissionen bei *Methan aus Gülle, optimiert* sind negativ, da hier die Differenz zu den Emissionen bei landwirtschaftlichem Ausbringen der unvergorenen Gülle betrachtet werden.

- Die **Bereitstellung und der Unterhalt der Fahrzeuge und Strassen** (Abbildung 2, hellgrau) wurde in dieser Studie ebenfalls berücksichtigt. Allerdings wurden für alle betrachteten Fälle ein identisches Fahrzeug und eine gleiche jährliche Fahrleistung angenommen, weshalb dieser Anteil für alle Varianten gleich hoch ist. Dieser Aufwand kann bei sehr effizienten alternativen Treibstoffen wie Biodiesel aus Altöl, Bioethanol aus Zuckerrohr oder Methan aus Gülle deutlich mehr die Hälfte der gesamten THG-Emissionen ausmachen.

Ein anderes Bild zeigt Abbildung 3, in der die gesamte Umweltbelastung, berechnet nach der Methode der ökologischen Knappheit (UBP 06), dargestellt ist. Zwar sind die Umweltauswirkungen des Fahrzeugbetriebs (dunkelgrau) bei der Verwendung von fossilem Treibstoff im Vergleich zu den Biotreibstoffen noch deutlich höher, dies wird aber durch teilweise sehr hohe Umweltbelastungen in der landwirtschaftlichen Produktion überkompensiert. Ursachen hierfür sind Bodenversauerung und Überdüngung bei der europäischen und Schweizer Landwirtschaft. Bei der tropischen Landwirtschaft sind Biodiversitätsverlust, Luftbelastung durch Brandrodung sowie Toxizität von in der Schweiz teilweise verbotenen Pestiziden die wesentlichen Ursachen für die hohen Umweltbelastungen. Die sehr hohe Belastung bei der Nutzung von Schweizer Kartoffeln ist durch die hohe Gewichtung der Nährstoffauswaschung zu erklären. Die sehr hohen Werte für Roggen aus europäischer Produktion lassen sich dagegen durch den niedrigen Ernteertrag von Roggen im gesamteuropäischen Schnitt erklären.

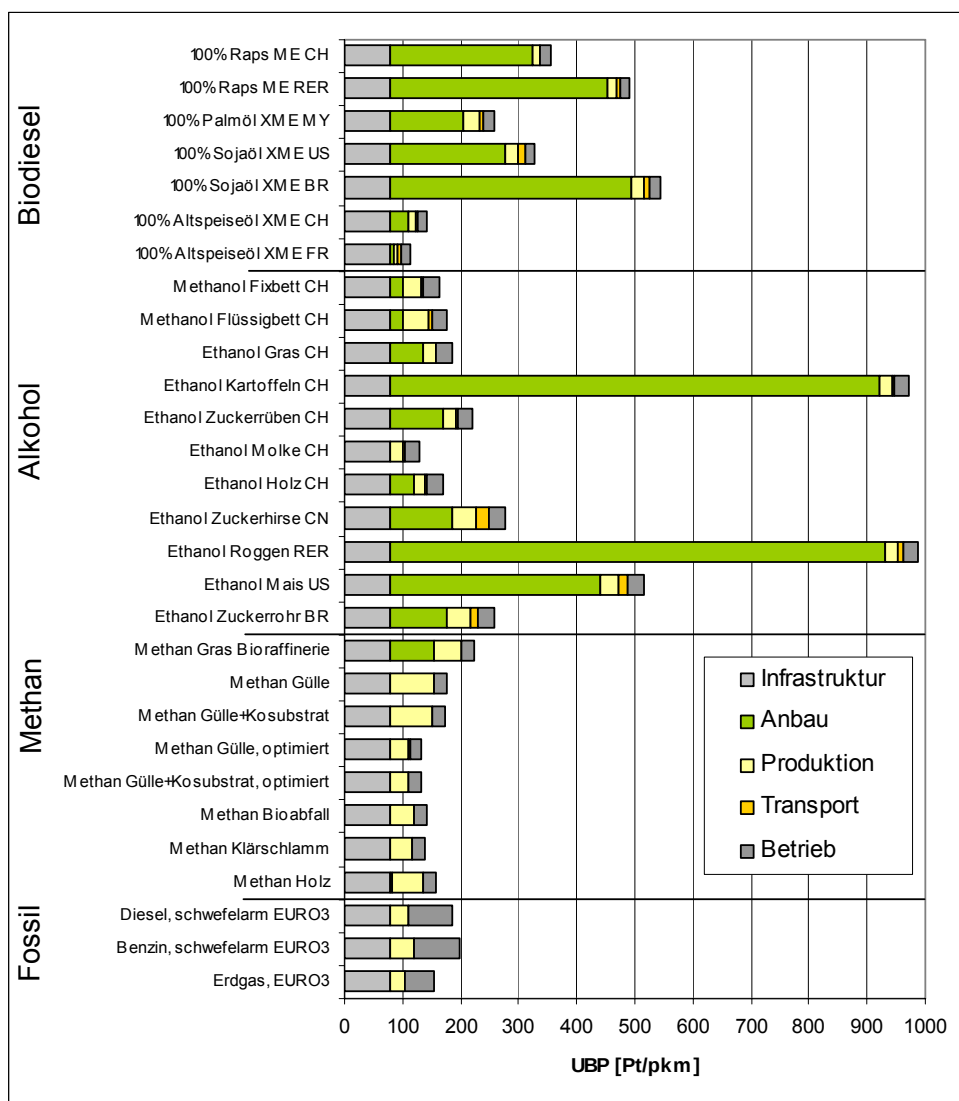


Abbildung 3 Vergleich der aggregierten Umweltbelastung (Methode der ökologischen Knappheit, UBP 06) von Biotreibstoffen im Vergleich mit fossilen Treibstoffen (Benzin und Diesel, EURO3). Die Umweltbelastung ist nach den einzelnen Prozessen der Wertschöpfungskette gegliedert.

Sollen Biotreibstoffe aus dem Ausland importiert werden?

Sowohl bei den THG-Emissionen (Abbildung 2) als auch bei der gesamten Umweltbelastung (Abbildung 3) macht der Transport der Biotreibstoffe aus Übersee an die Schweizer Tankstelle einen geringen Anteil aus und einzelne importierte Biotreibstoffe wie Bioethanol aus brasilianischem Zuckerrohr erzielen eine ähnlich gute Umweltbewertung wie die besten einheimischen Biotreibstoffe. Der Grund hierfür ist, dass aus ökonomischen Gründen effiziente Transportmittel wie Hochseetanker oder Pipelines eingesetzt werden, die pro Transporteinheit relativ wenig Energie benötigen und geringe Schadstoffemissionen verursachen.

Es ist dennoch fraglich, ob der Import von Biotreibstoffen in grossem Massstab langfristig sinnvoll ist. Einerseits könnte der Biotreibstoff auch in den Produktionsländern eingesetzt werden, um dort die Abhängigkeit von Ölimporten zu mindern; andererseits führt die grosse Nachfrage nach Biotreibstoff zu einem rasanten Ausbau der Produktionsflächen und damit auch zu steigenden Nahrungsmittelpreisen und zu einem erhöhten Druck auf Regenwaldflächen. Sobald aber Brandrodung stattfindet, verschlechtert sich sowohl die Treibhausgasbilanz als auch die gesamte Ökobilanz massiv, was wiederum einen Import fragwürdig macht.

Welche Biotreibstoffe sind am umweltfreundlichsten?

Für die integrierte Umweltbeurteilung gilt es, eine Vielzahl verschiedener Umweltindikatoren auf geeignete Art und Weise zusammenzufassen. Hierzu müssen Wertungen vorgenommen werden. Die primäre Motivation zur Steuerbefreiung von Biotreibstoffen liegt bei deren Potential zur Treibhausgasreduktion. Entsprechend ist die erste Umwelanforderung für eine Treibstoffsteuerreduktion die Menge an eingesparten Treibhausgasen. Für die Darstellung in dieser Studie sind die folgenden Schwellenwerte zugrunde gelegt worden:

- **Treibhausgasreduktion um mindestens 30% gegenüber der fossilen Referenz (Benzin, EURO3⁷)**

Diese Treibhausgas-Einsparungen dürfen jedoch nicht auf Kosten anderer Umweltbelastung erfolgen, welche bei Biotreibstoffen vielfältiger Art sein können. Eine wichtige weitere Anforderung für die integrierte Umweltbeurteilung ist daher das Kriterium:

- **Keine Zunahme der Belastungen bei anderen relevanten Umweltfaktoren gegenüber der fossilen Referenz (Benzin, EURO3)**

Diese beiden Kriterien wurden in Abbildung 4 (siehe übernächste Seite) auf die Ökobilanzergebnisse dieser Studie angewendet. Es zeigt sich, dass 13 verschiedene Biotreibstoffe Treibhausgasreduktionen von mehr als 50% ermöglichen, wobei 5 davon aus Abfallstoffen hergestellt werden. Die bedeutendsten Reduktionen lassen sich dabei mit Biotreibstoffen aus Gülle erzielen. Die weiteren Treibstoffe, welche Treibhausgasreduktionen von mehr als 50% ermöglichen, sind: Biodiesel aus Altspeiseöl, Methanol und Methan aus Holz sowie Bioethanol aus inländischer Biomasse (Gras, Holz, Zuckerrüben oder Molke), brasilianischem Zuckerrohr und chinesischer Zuckerhirse. 9 Treibstoffe (vier davon aus Abfallstoffen) ermöglichen eine Treibhausgasreduktion von immerhin noch mehr als 30%, darunter die Produktion von Biodiesel aus verschiedenen landwirtschaftlichen Produkten (Sojaöl US, Palmöl MY, Rapsöl CH) und die Vergärung zu biogenem Methan aus verschiedenen Abfallstoffen. 5 alternative Treibstoffe schliesslich weisen weniger als 30% Treibhausgasreduktionen auf, im Extremfall von brasilianischem Soja-Biodiesel sind die Emissionen sogar leicht höher als beim Benzin.

Während der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand (KEA)⁸ mit den THG-Emissionen korreliert, ändert sich das Bild bei den übrigen Umweltindikatoren. Beim Sommersmog-Potential (SMOG) weisen besonders die tropischen Alternativen hohe Werte auf, da die Anbauflächen oft mittels Brandrodung bereitgestellt werden oder – im Falle von Bioethanol aus Zuckerrohr – die trockenen Blätter vor der Ernte abgebrannt werden. Die Überdüngung (EUTR) ist erwartungsgemäss bei landwirtschaftlichen Prozessen um Faktoren höher als bei fossilen Treibstoffen. Beim brasilianischen Zuckerrohr und beim malaysischen Palmöl zeigt sich jedoch, dass auch diese Faktoren bei geringem Düngereinsatz und gleichzeitig hohen Flächenerträgen niedrig ausfallen können. Die Ökotoxizität (ÖTOX) zeigt wie-

⁷ EURO 3 ist die seit Jan. 2000 gültige Europäische Schadstoffnorm für Personenwagen. Da die Emissionen bis und mit der Fahrleistung verglichen werden, ist es notwendig eine Schadstoffnorm zu definieren.

⁸ Gesamte Menge an nicht erneuerbarer Energie, die für die Produktion und Bereitstellung eines Produkts (in unserem Fall eines Biotreibstoffs) gebraucht wird.

derum Spitzenwerte bei Kulturen, die auf Brandrodungsflächen wachsen; Ursache ist die hohe ökotoxische Bewertung von Azeton-Emissionen. Die einzigen untersuchten Biotreibstoffe, welche in allen hier untersuchten Umweltfaktoren unter dem Wert des Benzins bleiben, sind in Frankreich hergestellter Methylester aus Altspeiseöl sowie Methan aus Klärschlamm und Bioabfall.

Aufgrund der Umweltauswirkungen durch den landwirtschaftlichen Anbau ergibt die Gesamtbeurteilung (Abbildung 5) bei der Schweizerischen Bioethanol-Produktion aus Molke eine gegenüber Benzin um bis zu 30% (UBP 06) resp. 50% (Eco-indicator 99) reduzierte Gesamtbelastung. Die übrigen einheimischen Pfade für Bioethanol zeigen in der Gesamtblastung gleiche oder gar bessere Werte als Benzin. Eine gegenüber Benzin um bis zu 30% (UBP 06) resp. 50% (Eco-indicator 99) reduzierte Gesamtbelastung lässt sich auch bei der Produktion und Nutzung von biogenem Methan erzielen, obwohl die THG-Emissionen aufgrund des Methanschlupfs teilweise erhöht sind. Abbildung 5 zeigt auch das Vertrauensintervall an, in dem 95% aller Werte liegen. Dieses Vertrauensintervall berücksichtigt nur die Unsicherheiten bei der Erhebung der Inventardaten (z.B. beim Abschätzen des Energieverbrauchs) und nicht die Unsicherheit der Bewertungsmethodik (z.B. die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Krebs bei der Emission einer gewissen Menge karzinogener Substanzen). Die Unsicherheiten sind vor allem bei der UBP-Methodik, aber auch bei der Abschätzung der THG-Emissionen relativ klein und führen nur in Einzelfällen zu einer Änderung der Bewertung (von grün nach rot oder umgekehrt). Sehr hoch ist die Unsicherheit aber bei allen landwirtschaftlichen Prozessen bei der Eco-indicator 99-Bewertung. Ursache ist hierfür die Bewertung der Landnutzung, die – primär aus methodischen Gründen – eine hohe Unsicherheit bewirkt.

Abbildung 6 und Abbildung 7 fassen THG-Emissionen und gesamte Umweltbeurteilung für alle betrachteten Treibstoffe zusammen. Der grüne Bereich bedeutet eine bessere Bewertung sowohl bei den THG-Emissionen als auch bei der gesamten Umweltbeurteilung als die fossile Benzin-Referenz. Die Abbildungen zeigen einerseits, dass es für alle Treibstofftypen Produktionspfade im grünen Bereich gibt; andererseits basieren die meisten dieser „grünen“ Produktionspfade auf Abfall- und Reststoffen. Bioethanol aus brasilianischem Zuckerrohr weist sehr unterschiedliche Bewertungen mit UBP 06 und Eco-indicator 99 auf. Ursache hierfür ist das stark Arsen-haltige Pestizid Daconate, welches in dieser Studie nur im Inventar des Zuckerrohr-Anbaus auftaucht und das bei der Beurteilung mit Eco-indicator 99 zu hohen Werten bei der Ökotoxizität führt. Die grossen Unterschiede bei Bioethanol aus Kartoffeln erklären sich dagegen durch die hohe Gewichtung der Nährstoffauswaschung bei der UBP 06-Methode.

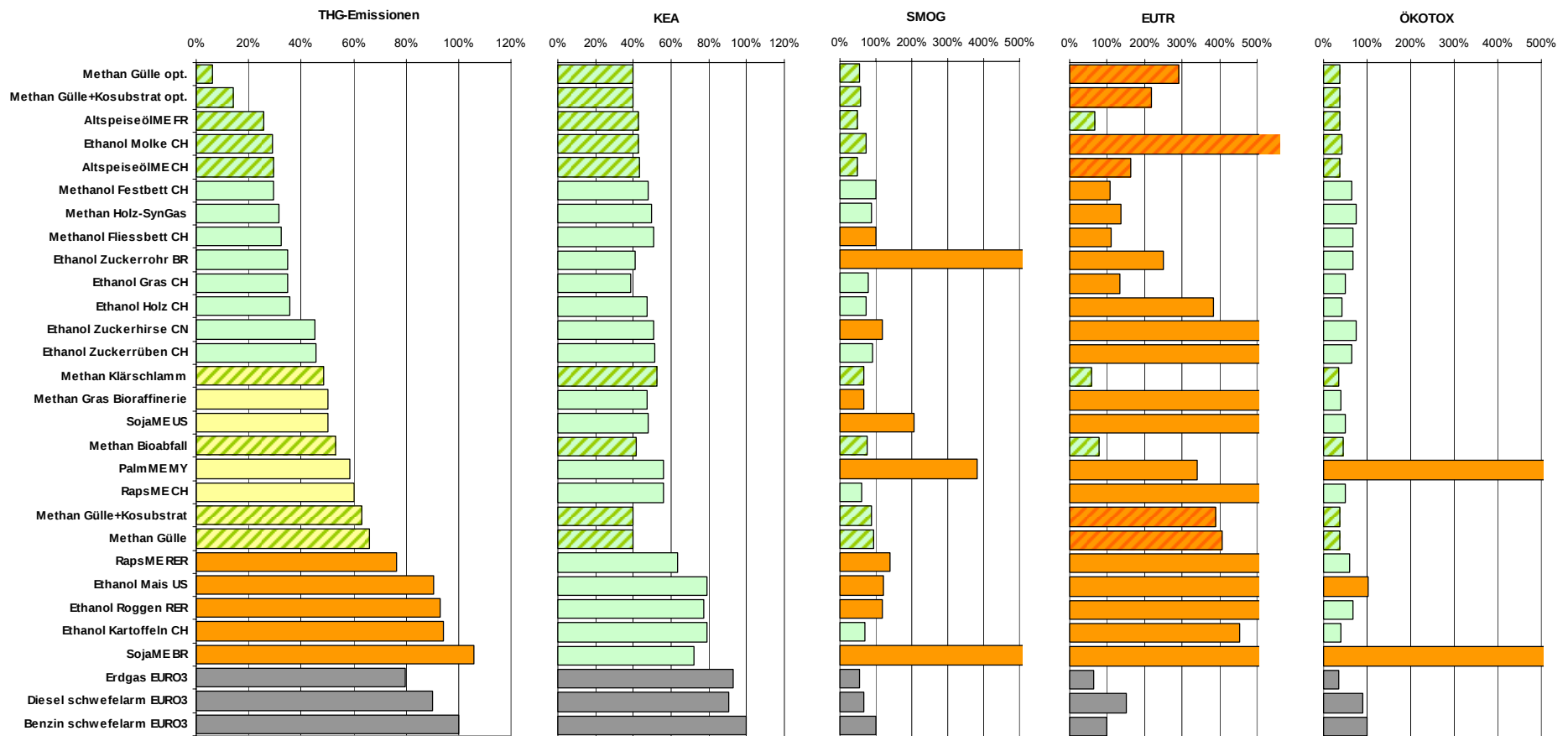


Abbildung 4 Ökologische Gesamtbilanz aller betrachteten, ungemischten Biotreibstoffe im Vergleich zur fossilen Referenz. KEA = Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand, SMOG = Sommersmog-Potential, EUTR = Überdüngung, ÖTOX = Ökotoxizität. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die Biotreibstoffe sind im Diagramm links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz. Schraffierte Felder = Produktionspfade aus Rest- oder Abfallstoffen.

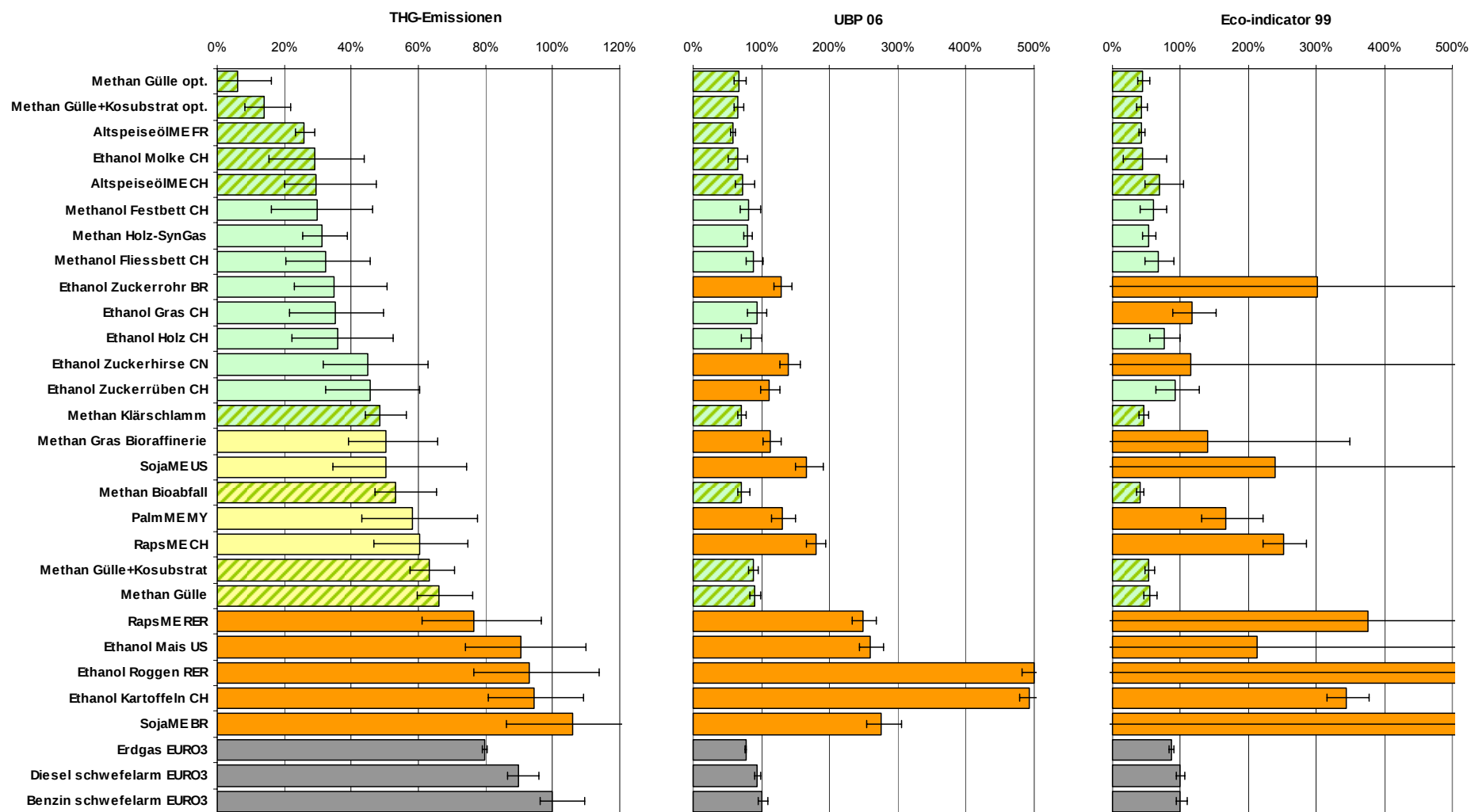


Abbildung 5 Ökologische Gesamtbilanz aller betrachteten, ungemischten Biotreibstoffe im Vergleich zur fossilen Referenz. THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz. Schraffierte Felder = Produktionspfade aus Rest- oder Abfallstoffen. Fehlerbalken = 2.5% / 97.5% Perzentilen berechnet mit Monte Carlo-Simulation.

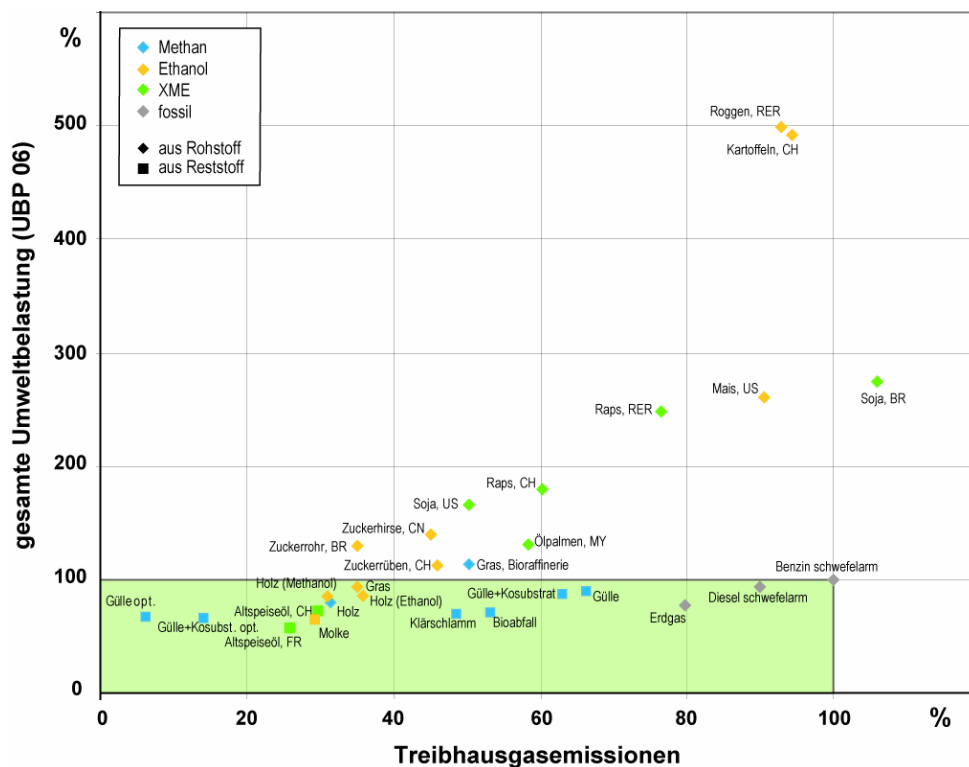


Abbildung 6 Zweidimensionale Darstellung von Treibhausgasemissionen und gesamter Umweltbelastung als UBP 06. Die Werte sind relativ zur fossilen Referenz Benzin dargestellt. Der grüne Bereich bedeutet sowohl geringere Treibhausgasemissionen als auch eine geringere gesamte Umweltbelastung als Benzin.

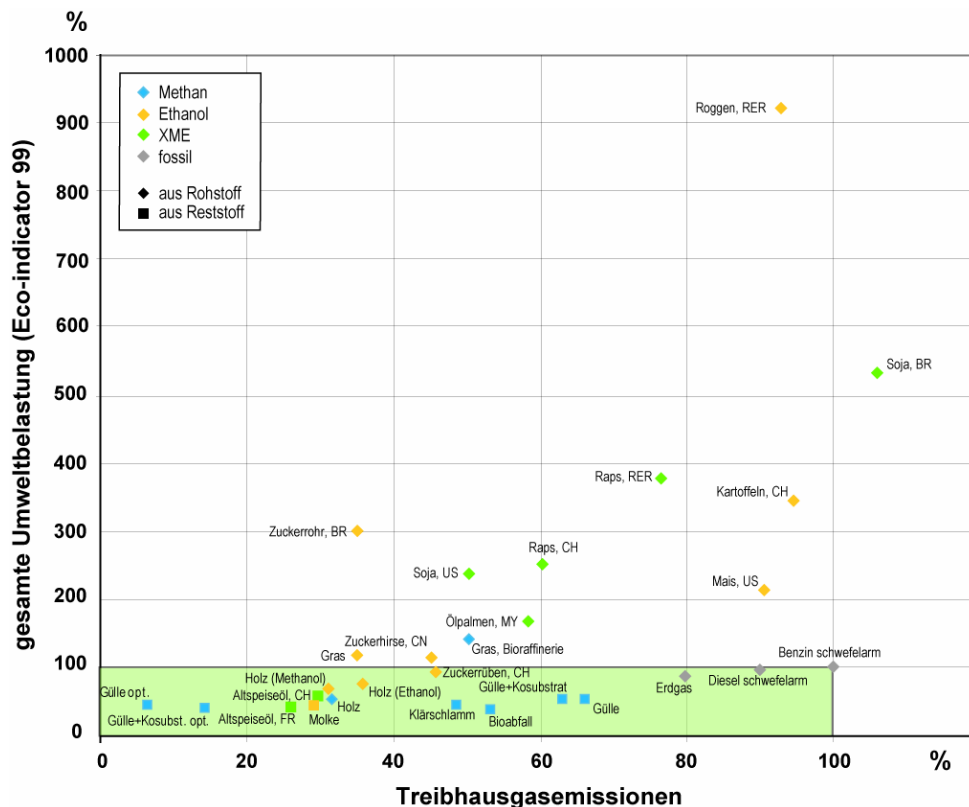


Abbildung 7 Zweidimensionale Darstellung von Treibhausgasemissionen und gesamter Umweltbelastung als Eco-indicator 99. Die Werte sind relativ zur fossilen Referenz Benzin dargestellt. Der grüne Bereich bedeutet sowohl geringere Treibhausgasemissionen als auch eine geringere gesamte Umweltbelastung als Benzin.

Wie hoch sind die Umweltauswirkungen der Treibstoffproduktion pro Fläche?

Abbildung 8 zeigt die THG-Emissionen pro Hektar und Jahr im Vergleich zur Kilometerleistung, die sich mit der auf dieser Hektare gewachsenen Biomasse erzielen lässt. Die Abbildung zeigt massive Unterschiede im landwirtschaftlichen Anbau auf, sowohl was die Energieerträge als auch was die THG-Emissionen anbelangt.

Die grösste Kilometerleistung lässt sich mit Bioethanol aus inländischen Zuckerrüben erzielen. Die Zuckerrüben ergeben ungefähr den gleichen Hektarenertrag wie brasilianisches Zuckerrohr (ca. 70 t/a), weisen aber aufgrund des deutlich niedrigeren Fasergehalts einen leicht höheren Saccharose-Gehalt als Zuckerrohr auf. Vergleicht man die Kilometerleistung/ha mit dem Treibhausgas-Potential/ha, weist das brasilianische Bioethanol dennoch den grössten Abstand zur Korrelationsgeraden und damit das beste Verhältnis auf.

Betrachtet man bei den einheimischen Landwirtschaftsprodukten die Anbauformen „IP“, „extenso“ und „bio“, ergeben sich bei Kartoffeln, Roggen, Gras und Raps bei extensivem Anbau weniger THG-Emissionen, die Kilometerleistung nimmt aber in ähnlichem Mass ab, sodass keine klaren Präferenzen zu erkennen sind.

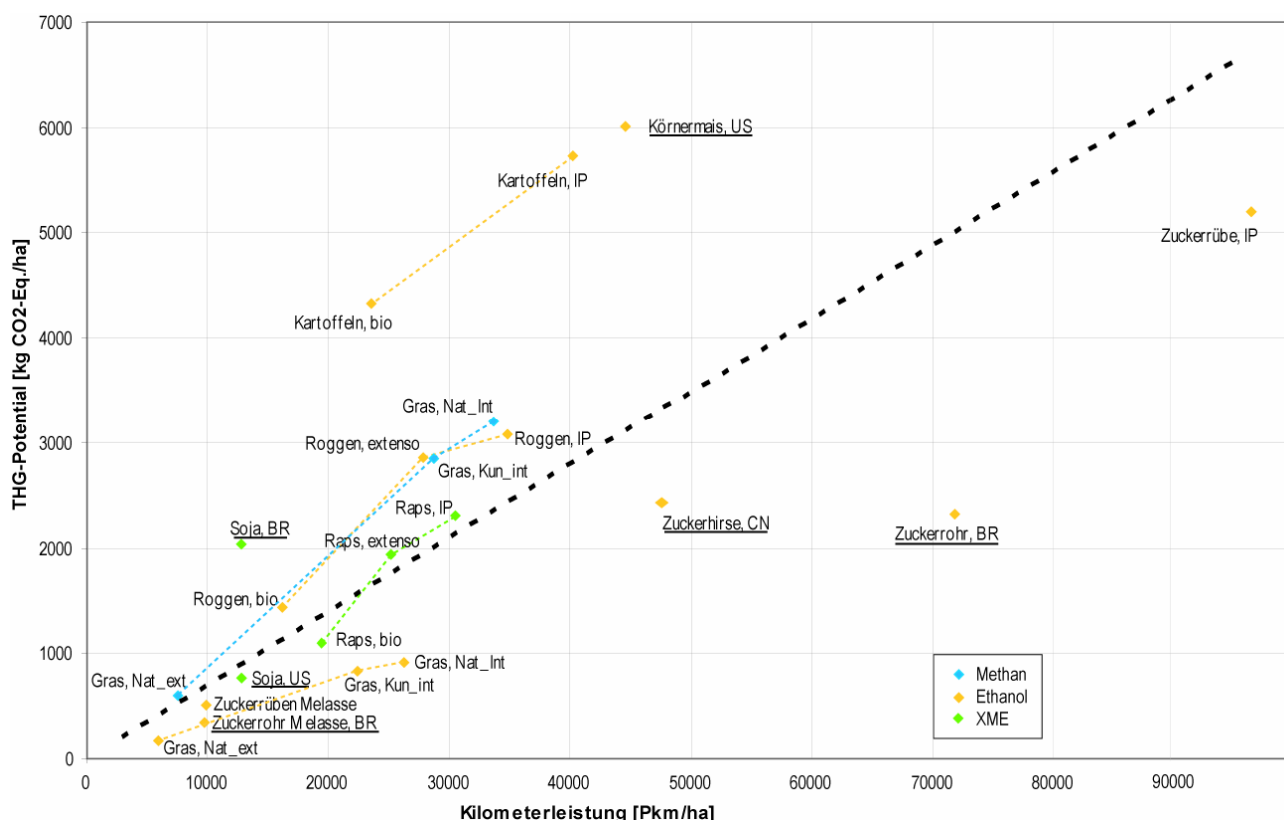


Abbildung 8 Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung und Treibhausgasbelastung pro Hektar für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt den Mittelwert (lineare Regression) dar. Die farbige gestrichelte Linien verbinden die verschiedenen Anbauformen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.

Welche energetische Nutzung ist am umweltfreundlichsten?

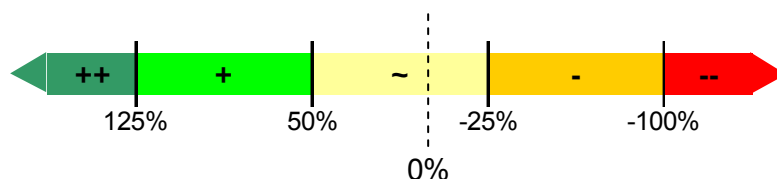
Biogene Energieträger wie Holz, Biogas oder Ethanol können nicht nur als Treibstoff eingesetzt werden, sondern es lässt sich daraus beispielsweise auch Wärme und/oder Strom produzieren. Nicht alle dieser Nutzungsmöglichkeiten sind ökologisch gesehen gleich vorteilhaft, denn es werden unterschiedliche Anteile von konventionellen, häufig fossilen, Energieträgern ersetzt. In dieser Studie wurde deshalb in einem zweiten Schritt der Frage nachgegangen, welche Nutzungsart die geringsten Umweltbelastungen erzeugt. Dafür wurde für verschiedene biogene Energieträger der resultierende Nettonutzen anhand der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Nettonutzen} = \text{Vermiedene Umweltbelastung durch Ersatz fossiler Energieträger} - (\text{erzeugte}) \text{ Umweltbelastung der Nutzung des biogenen Energieträgers XY}$$

Die funktionale Einheit bei diesen Untersuchungen ist eine bestimmte Menge eines biogenen Energieträgers (z.B. 1 kg Molke). Aus dieser Menge kann dann eine bestimmte Energiemenge für eine Wärme-, Strom- oder Transportnutzung erzeugt werden. Für diese Energiemenge sowie für die dadurch substituierte fossile Energiemenge wurden die jeweiligen Umweltbelastungen und gemäss der obigen Formel dann der Nettonutzen berechnet.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten nicht alle Möglichkeiten einer Nutzung biogener Energieträger untersucht werden – vielmehr beschränkt sich diese Studie auf jene Fälle, für welche im ersten Teil des Projektes spezifische Daten erhoben wurden, inklusive der Nutzungsmöglichkeiten, die bereits in der Datenbank ecoinvent enthalten sind. Die Studie beschränkt sich dabei auf einen Vergleich mit heute gängigen Energieträgern, also vornehmlich auf den Vergleich mit fossilen Energieträgern.

Nachfolgend sind die Resultate des Nutzenvergleiches für die Stufen Treibhauspotential (THP) sowie die Gesamtbeurteilung (mit Eco-indicator'99 und der Methode der ökologischen Knappheit, Version 2006) aller untersuchten Energieträger zusammengefasst. Für diesen Überblick wird folgendes Farbschema benutzt:



Die Skala zeigt dabei an, wie hoch der Nutzen im Vergleich zur Umweltbelastung aus der Nutzung des biogenen Sekundärenergieträgers ist. Da ein positiver Nettonutzen im Vordergrund steht, wurde eine um 25% asymmetrische Skala hier benutzt. (Berechnungsbeispiel: Die Nutzung von 1 kg Bioabfall als Treibstoff ergibt einen Nettonutzen beim THP von 0.13 kg CO₂-Eq. Der Aufwand für die Vergärung von Bioabfall zu Methan ist 0.39 kg CO₂-Eq. Somit folgt als Rechnung: 0.13 kg/0.39 kg was 33% entspricht und womit als Resultat gemäss der obigen Skala ein ~ für den Bereich „-25% bis +50%“ ergibt).

Energieträger \ Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Molke		Bioabfall		Frischkärschlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	++	++												
BHKW	++	++	+	++	++	++			++	++	~	+	++	++
PKW (Methan)	++	++	+	+	++	++	++	++	+	+	~	~	+	+
PKW (Ethanol)	++	++	++	++					+	+				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							++	++			~	~	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											++	++		
Zement Werk							++	++					~	~

Abbildung 9 Nettonutzen bezüglich dem Treibhauspotential. Die Tabelle zeigt alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Sekundärenergieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben). Für die konventionelle Strom- und Wärmeproduktion wurden jeweils zwei verschiedene Szenarien im Kapitel 4 untersucht – wodurch der Nettonutzen zwischen einem minimalen (Spalte „Min“) sowie einem maximalen Wert (Spalte „Max“) liegen kann. Weisse Felder bedeuten, dass diese Varianten hier nicht untersucht wurden.

Energieträger Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Milch		Bioabfall		Fräschklär- schlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	~	++												
BHKW	~	++	~	~	+	++			+	++	-	-	+	++
PKW (Methan)	+	+	~	~	++	++	+	+	+	+	~	~	++	++
PKW (Ethanol)	~	~	+	+					++	++				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							~	+			-	-	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											+	++		
Zement Werk							+	+					-	-

Energieträger Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Milch		Bioabfall		Fräschklär- schlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	~	+												
BHKW	~	+	+	++	+	++			-	-	-	-	~	++
PKW (Methan)	~	~	+	+	+	+	~	~	-	-	-	-	~	~
PKW (Ethanol)	~	~	++	++					++	++				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							-	-			-	-	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											-	-		
Zement Werk							+	+					-	-

Abbildung 10 Nettonutzen bezüglich der Gesamtbeurteilung nach Eco-Indikator'99 (oben) sowie UBP'06 (unten). Die Tabellen zeigen alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Sekundärenergieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben). Für die konventionelle Strom- und Wärmeproduktion wurden jeweils zwei verschiedene Szenarien im Kapitel 4 untersucht – wodurch der Nettonutzen zwischen einem minimalen (Spalte „Min“) sowie einem maximalen Wert (Spalte „Max“) liegen kann. Weisse Felder bedeuten, dass diese Varianten hier nicht untersucht wurden.

Das Resultat für die **THG-Emissionen** in Abbildung 9 korreliert dabei wiederum mit jenem für den kumulierten nicht-erneuerbare Energieaufwand (KEA). In den allermeisten Fällen ist der Nutzen 50 und mehr % grösser als die Belastung, welche die Nutzung des biogenen Energieträgers ausmacht. Nicht so positiv sieht das Bild nur für die beiden stark wasserhaltigen Sekundärenergieträger Bioabfall und Klärschlamm aus, da deren Nutzung oftmals eine ganze Reihe von vorangehenden, mit fossilem Energieverbrauch verbundenen, Trocknungsschritten beinhaltet.

Macht man eine **Gesamtbeurteilung** mittels der Methoden **Eco-Indicator 99** und **UBP 06**, so zeigt sich ein etwas weniger optimistisches Bild, wie in Abbildung 10 zu sehen ist. Es zeigt sich auch hier wieder, dass es nicht so einfach ist, einen biogenen Energieträger zu finden, welcher sowohl bezüglich THG-Emissionen als auch in der ökologischen Gesamtbetrachtung positiv abschneidet. Am besten schneidet noch die Nutzung von Gülle (Hofdünger) ab – wird diese doch in beiden angewandten Methoden als gut bis sehr gut dargestellt. Die Nutzung des Bioabfalls zeigt dem gegenüber ein viel weniger positives Bild. Hauptgrund dafür sind die Schwermetallemissionen, welche mit der Nutzung des Gärgutes in landwirtschaftliche Kulturen ausgetragen werden.

Eine horizontale Betrachtungsweise, bei welcher die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten (Nutzung in einem BHKW, als Treibstoff, etc.) angeschaut werden, zeigt in allen Fällen positive und weniger positive, zum Teil sogar negative Fälle. Tendenziell scheinen die aktuellen KVA nicht sehr effizient zu sein für die Nutzung von biogenen Sekundärenergieträgern.

Alles in allem kann aus den erfolgten Vergleichen gefolgert werden, dass ein Ersatz der traditionellen, fossilen Energieträger durch die hier untersuchten biogenen Varianten bei den THG-Emissionen zu positiven Resultaten – sprich geringeren Umweltbelastungen – führen wird. Viele der untersuchten Varianten weisen aber in anderen ökologisch relevanten Aspekten klare Nachteile gegenüber den heute eingesetzten fossilen Varianten auf, so dass eine ökologische Gesamtbetrachtung längst nicht in allen Fällen zu einem positiven Befund für den Einsatz des biogenen Energieträgers kommt.

Fazit

Die vorliegende Studie zeigt, dass bei den meisten Biotreibstoffen ein Zielkonflikt zwischen der Minimierung der Treibhausgasemissionen und einer positiven ökologischen Gesamtbilanz besteht. Zwar lassen sich Treibhausgas-Reduktionen von mehr als 30% mit einer ganzen Reihe von Biotreibstoffen erzielen, die meisten dieser Bereitstellungspfade weisen jedoch bei mehreren anderen Umweltindikatoren höhere Belastungen als Benzin auf. Der Transport auch von ausländischen Biotreibstoffen in die Schweiz ist dabei von untergeordneter Bedeutung. Wesentlich bedeutender ist, wie der jeweilige Biotreibstoff hergestellt wird.

Zentrale Erkenntnis dieser Studie ist, dass bei Biotreibstoffen der Grossteil der Umweltbelastungen durch den landwirtschaftlichen Anbau verursacht wird. Im Falle der tropischen Landwirtschaft ist dies primär die Brandrodung von Urwäldern, welche grosse Mengen von CO₂ freisetzt, eine erhöhte Luftbelastung bewirkt und massive Auswirkungen auf die Biodiversität hat. Konkrete Zertifizierungsrichtlinien für Biotreibstoffe, welche dieser Problematik Rechnung tragen, beispielsweise analog den Richtlinien des *Forest Stewardship Council* (FSC), wären dringend wünschbar. In den gemässigten Breiten sind teils der niedrige Flächenertrag, teils die intensive Düngung und mechanische Bearbeitung für eine ungünstige Umweltbeurteilung ausschlaggebend. Hier gilt es, durch geeignete Sortenwahl und Fruchtfolge ein optimales Verhältnis aus energetischem Ertrag und geringen Umweltbelastungen zu finden. Eine günstigere Umweltbilanz lässt sich auch bei der energetischen Nutzung von landwirtschaftlichen Co-Produkten erreichen, beispielsweise mit Melasse oder Zuckerhirse-Stroh.

Am besten schneidet in dieser Studie die energetische Nutzung von Abfall- und Reststoffen ab, da hier einerseits die hohen Belastungen aus der Rohstoff-Bereitstellung wegfallen und andererseits Umweltemissionen aus der Abfallbehandlung, wie Abwasserbelastung durch Molke oder Methan-Emissionen durch Düngung mit unvergorener Gülle, reduziert werden können. Ein kritischer Faktor sind die teilweise hohen Methanemissionen bei der Produktion und Aufbereitung von Biogas. Auch in diesem Bereich liesse sich die Gesamtbilanz durch gezielte Massnahmen markant verbessern. Diese werden bei neuen Anlagen zum einen bereits verwirklicht, zum anderen besteht aber gerade bei der effizienten CO₂-Abtrennung noch konkreter Forschungsbedarf.

Ebenfalls gute Ergebnisse zeigt die energetische Nutzung von Holz, da hier die Umweltauswirkungen bei der Rohstoff-Bereitstellung sehr gering sind. Eine mögliche Technologie für die Zukunft ist die Vergasung von Holz, falls treibhauswirksame Methan-Emissionen durch eine geschlossene Prozessführung minimiert werden können. Auch wenn solche Verfahren grundsätzlich als zukunftssträftig beurteilt werden, ist die zukünftige Bedeutung aufgrund der limitierten Rohstoffverfügbarkeit und der heutigen konkurrenzierenden Verwertungen noch offen.

Die Erkenntnisse dieser Studie zeigen insgesamt, dass eine Förderung von Biotreibstoffen z.B. durch steuerliche Begünstigung differenziert erfolgen muss. Nicht alle Biotreibstoffe sind per se mit einer Reduktion der Umweltauswirkungen im Vergleich zu fossilen Treibstoffen verbunden. Von den untersuchten Produktionspfaden zeigen gegenwärtig vor allem Verwertungen von biogenen Abfallstoffen und von Holz, sowie die Nutzung von Gras zur Ethanolproduktion eine Reduktion der Umweltauswirkungen gegenüber der fossilen Referenz. Im Gegensatz zu den fossilen Treibstoffen lassen sich die Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen aber durch gezielte Massnahmen deutlich verringern. Auf Grund des möglichen Optimierungspotentials ist deshalb zu erwarten, dass sich in Zukunft für verschiedene Produktionspfade bessere Beurteilungen ergeben. Zusätzlich werden auch neuartige Verfahren wie Biomass-to-Liquid (BTL) an Bedeutung gewinnen, die im Rahmen dieser Studie nicht untersucht werden konnten.

Das Potential der einheimischen Bioenergie ist heute – aber auch in Zukunft – beschränkt. Würden in der Schweiz in grossem Massstab Energiepflanzen angebaut, würde dies einen negativen Einfluss auf den Selbstversorgungsgrad der Schweiz mit Nahrung nach sich ziehen resp. durch eine allfällige Intensivierung des Nahrungsanbaus zusätzliche Umweltbelastungen hervorrufen. Mit biogenen Energieträgern allein lassen sich somit unsere Energieprobleme nicht lösen. Wird die dafür verfügbare Biomasse aber effizient und umweltfreundlich in Energie transformiert, gleichzeitig der Verbrauch gesenkt und die Energieeffizienz erhöht, so können diese alternativen Energieträger im Verbund mit anderen erneuerbaren Energieformen eine nicht zu vernachlässigende Rolle in unserer zukünftigen Energieversorgung spielen.

Glossar

Allokation:	Verteilung von Ressourcenverbrauch und Emissionen auf die verschiedenen Produkte eines Prozesses. Die Allokation kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen, z.B. nach der Massenbilanz, nach der Energiebilanz oder nach dem ökonomischen Wert der Produkte.
Bagasse:	Pressrückstand des Zuckerrohrs der bei der Gewinnung des Zuckerrohrsafts entsteht. Enthält hauptsächlich Pflanzenfasern. Kann zur Energiegewinnung verbrannt werden.
BHKW:	<u>B</u> lock <u>h</u> ei <u>z</u> k <u>r</u> a <u>f</u> t <u>w</u> er <u>k</u> . Dezentrales Kraftwerk, das Strom und Wärme erzeugt.
BR:	Ecoinvent-Ländercode für Brasilien
BTL:	<u>B</u> iomass- <u>t</u> o- <u>L</u> iquid: Umsetzung von in Biomasse gebundenem Kohlenstoff in synthetischen Treibstoff (Diesel oder Benzin) mittels Auftrennung in Synthesegas und anschliessendem Fischer-Tropsch-Verfahren.
CML:	Niederländische Umweltbewertungsmethode, die auf → <i>Midpoint</i> -Indikatoren beruht.
CN:	Ecoinvent-Ländercode für China
Cogeneration:	Gleichzeitige Erzeugung von Wärme und Elektrizität, beispielsweise in einem → <i>BHKW</i> oder in einer → <i>KVA</i> .
cradle-to-gate:	Von der Wiege zum Fabriktor. Bezeichnung für den Lebenszyklus eines Produkts von der Bereitstellung der Rohstoffe bis zum fertigen Produkt, wenn es die Fabrik verlässt.
cradle-to-grave:	Von der Wiege zum Grab. Bezeichnung für den vollständigen Lebenszyklus eines Produkts von der Bereitstellung der Rohstoffe bis zur Entsorgung des Produkts.
DE:	Ecoinvent-Ländercode für Deutschland
Eco-indicator 99:	Voll aggregierende Umweltbewertungsmethode, die auf der Ausbreitung und Schädigungswirkung von Emissionen beruht.
Ecoinvent:	Schweizer Umweltinventardatenbank
Ecospod:	Auf XML beruhendes Datenformat für Umweltinventardaten, das bei → <i>Ecoinvent</i> verwendet wird.
EDIP:	<u>E</u> nvironmental <u>D</u> esign of <u>I</u> ndustrial <u>P</u> roducts: Vollaggregierende Dänische Umweltbewertungsmethode
EI99:	→ <i>Eco-indicator 99</i>
EURO 3/4/5:	Zunehmend verschärfte Europäische Schadstoffnormen für Personenwagen. Es gelten jeweils andere Grenzwerte für Diesel- und Benzinfahrzeuge. Einführungsdaten: EURO 3 -> Jan 2000, EURO 4 -> Jan 2005, EURO 5 -> Sep 2009 (geplant).
FR:	Ecoinvent-Ländercode für Frankreich
Funktionelle Einheit:	Die Funktion eines Produkts oder einer Dienstleistung für deren Erfüllung mit der → <i>LCA</i> die Umweltauswirkungen bilanziert werden. Beispielsweise „1 MJ Energie an einer Schweizer Tankstelle tanken“, oder „1 km mit einem durchschnittlichen Schweizer Personenwagen fahren“.
GLO:	Ecoinvent-Ländercode für Globalen Durchschnittsprozess
IMPACT 2002+:	An der EPFL entwickelte Umweltbewertungsmethode, die Eigenschaften von → <i>CML</i> und → <i>Eco-indicator</i> kombiniert.
KEA:	<u>K</u> umulierter <u>E</u> nergie <u>a</u> ufwand. Gesamte Energiemenge, die für ein Produkt oder eine Dienstleistung über den ganzen Lebenszyklus gebraucht wird. In dieser Studie wird der nicht-erneuerbare kumulierte Energieaufwand betrachtet.

KVA:	<u>K</u> ehrricht <u>u</u> er <u>b</u> rennungs <u>a</u> n <u>a</u> ge.
LCA	<u>L</u> ife <u>C</u> ycle <u>A</u> ssessment. Lebenszyklusanalyse oder auch Ökobilanz. Methodik zur Erhebung der Umweltauswirkungen die über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts oder einer Dienstleistung entstehen.
Life Cycle Assessment:	siehe → LCA.
Melasse:	Abfallprodukt der Zuckerherstellung. Kann als Ausgangsmaterial für die Ethanol-Gewinnung verwendet werden.
Midpoint:	Bezeichnung für Umweltindikatoren die zwischen der Schadstoff-Emission und der eigentlichen Schädigungswirkung ansetzen. Beispiele sind Treibhausgaspotential (→ THP), Überdüngung, oder Ozon-Bildung.
Molke:	Abfallprodukt bei der Käseproduktion. Kann als Ausgangsmaterial für die Gewinnung von Ethanol oder Methan verwendet werden.
MY:	Ecoinvent-Ländercode für Malaysia
Polygeneration:	Gleichzeitige Erzeugung von mehr zwei Endenergieformen, z.B. Elektrizität, Wärme und Treibstoff.
RER:	Ecoinvent-Ländercode für Europa
RME:	<u>R</u> aps- <u>M</u> ethylester. Biodiesel aus Rapsöl.
tank-to-wheel:	Vom Tank zum Rad. Bezeichnung für die Umwandlung von Treibstoff in Bewegungsenergie auf einem Fahrzeug.
THP:	<u>T</u> reib <u>h</u> aus <u>p</u> otential: Summe aller Emissionen in einem Prozesses oder Lebenszyklus, die eine Auswirkung auf den Treibhauseffekt haben. Das Treibhauspotential wird meist in CO ₂ -Äquivalenten (CO ₂ -eq.) angegeben.
UBP:	<u>U</u> mwelt <u>b</u> elastung <u>s</u> punkte: Masseinheit der integrierten Umweltbewertungsmethode der ökologischen Knappheit.
US:	Ecoinvent-Ländercode für USA
well-to-tank:	Von der (Öl-)quelle bis in den (Auto-)tank. Bezeichnung für den Lebenszyklus von Treibstoffen von der Bereitstellung der Rohstoffe bis zur Betankung des Fahrzeugs. Siehe auch → <i>cradle-to-gate</i> .
well-to-wheel:	Von der (Öl-)quelle bis zum Rad. Bezeichnung für den vollständigen Lebenszyklus von Treibstoffen von der Bereitstellung der Rohstoffe bis zur Umwandlung in Bewegungsenergie. Siehe auch → <i>cradle-to-grave</i> .
XME:	<u>X</u> - <u>M</u> ethylester: Methylester (= Biodiesel) aus beliebiger ölhaltiger Biomasse.

Verwendete energetische Faktoren

Energieträger	Dichte [kg/l]	Unterer Heizwert [MJ/kg]	Unterer Heizwert [MJ/l]	Unterer Heizwert [kWh/kg]	unterer Heizwert [kWh/l]
Landwirtschaftliches Biogas ¹⁾	0.00113	21.4	0.02418	5.94	0.00672
Diesel ¹⁾	0.84	42.8	35.95	11.89	9.99
Benzin ¹⁾	0.75	42.5	31.88	11.81	8.85
Methanol ¹⁾	0.792	20	15.84	5.56	4.40
Ethanol ²⁾	0.794	26.96	21.41	7.49	5.95
Erdgas ¹⁾	0.0008	48* (45.4)	0.03840	13.33	0.01067
Methan 96% aus Biogas ²⁾	0.00075	45.8	0.03435	12.72	0.00954
Ethanol 99.7%v/v ²⁾	0.789	26.8	21.15	7.44	5.87
Benzin 5% EtOH ²⁾	0.752	41.7	31.36	11.58	8.71
Benzin 85% EtOH ²⁾	0.783	29.1	22.79	8.08	6.33
Benzin 4% ETBE ²⁾	0.75	42.2	31.65	11.72	8.79
Benzin 15% ETBE ²⁾	0.75	41.5	31.13	11.53	8.65
Rapsmethylester ²⁾	0.888	37.2	33.03	10.33	9.18
Rapsöl ²⁾	0.918	37.2	34.15	10.33	9.49
Sojabohnen-Methylester ²⁾	0.870	37.2	32.36	10.33	8.99
Sojabohnenöl ²⁾	0.922	37.2	34.30	10.33	9.53
Palmöl-Methylester ²⁾	0.870	37.2	32.36	10.33	8.99
Palmöl ²⁾	0.918	37.2	34.15	10.33	9.49
Palmkernöl ²⁾	0.918	37.2	34.15	10.33	9.49
Altspeiseöl-Methylester ²⁾	0.888	36.8	32.68	10.22	9.08
Raffiniertes Altspeiseöl ²⁾	0.916	36.8	33.71	10.22	9.36

Quellen: ¹⁾ ecoinvent-report No.1 ²⁾ LCI bioenergy report

*: der im ecoinvent-report verwendete Wert ist verglichen mit anderen Literaturwerten zu tief und wurde deshalb in Absprache mit der Projektleitung für die vorliegende Studie angepasst.

Umrechnung MJ in kWh

Die häufig verwendete Energieeinheit kWh kann aus der Einheit MJ umgerechnet werden durch Division durch 3.6 (1 J =Ws).

1 MJ = 1/3.6 kWh = 0.277778 kWh

1 kWh = 3.6 MJ

Wo finden sich die einzelnen Teilfragestellungen der Projektausschreibung?

Paket 1 (Vergleich alternativer Treibstoffe mit fossilen Treibstoffen):	→ Kapitel 3.1 & 3.3
Paket 2 (Bestimmung beste Ressourcennutzung zur Gewinnung von alternativen Treibstoffen):	→ Kapitel 5
Paket 3 (Vergl. Prozessketten zur Herstellung eines bestimmten alternativen Treibstoffes):	→ Kapitel 3.1
Paket 4 (Vergleich verschiedener Nutzungsarten von Brenn- und Treibstoffen):	→ Kapitel 4.3
Paket 5 (Vergleich der energetischen Nutzung von Abfällen/Reststoffen):	→ Kapitel 4.4
Paket 6 (Vergleich importierte alternative Treibstoffe mit Produktion in der Schweiz):	→ Kapitel 3.2
Paket 7 (Optimierung des landwirtschaftlichen Rohstoffanbaus und Vergleich von Anbaumethoden für nachwachsende Rohstoffe)	→ agroscope, Carbotech

Inhaltsverzeichnis

Executive Summary	I
Glossar	XV
Verwendete energetische Faktoren.....	XVII
Inhaltsverzeichnis	1
Verzeichnis der Sensitivitätsanalysen	3
1 Einleitung	4
1.1 Ausgangslage	4
1.2 Zielsetzung.....	4
1.3 Fragestellung	6
1.4 Methodik der Ökobilanzierung	6
1.4.1 Vorgehen bei der Ökobilanzierung.....	7
1.4.2 Zielsetzung und Systemgrenzen	7
1.4.3 Sachbilanz.....	8
1.4.4 Bestimmung der Umweltauswirkungen (Wirkungsbilanz).....	8
2 Untersuchungsrahmen.....	9
2.1 Systemgrenze	9
2.2 Zeitraum.....	10
2.3 Standort	10
2.4 Allokationsverfahren	10
2.5 Bilanzierung des Kohlenstoff-Kreislaufes	10
2.6 Datenbasis und –qualität	11
2.7 Umgang mit Fehlern und Unsicherheiten	11
2.8 Bewertung der Umweltwirkungen.....	12
2.9 Methodische Grenzen.....	17
2.10 Projektorganisation	18
2.10.1 Steuerungsgruppe.....	18
2.10.2 Projektleitung	18
2.10.3 Begleitgruppe	18
2.10.4 Kritische Prüfung.....	19
3 Produktion und Nutzung als Treibstoff	20
3.1 Bewertung verschiedener Prozessketten zur Herstellung von Biotreibstoffen.....	22
3.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen	22
3.1.2 Biogenes Methan	22
3.1.3 Bioethanol	30
3.1.4 Biomass-to-Liquid (BTL)-Treibstoffe	37
3.1.5 Pflanzliche Öle	41

3.1.6	Pflanzliche Methylester.....	47
3.2	Bewertung der Bereitstellung von Biotreibstoffen in der Schweiz	54
3.2.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	54
3.2.2	Bioethanol	54
3.2.3	Pflanzenöle.....	58
3.2.4	Pflanzliche Methylester.....	64
3.2.5	Vergleich der Treibstoffe	68
3.3	Bewertung der Transportleistung biogener und fossiler Treibstoffe	74
3.3.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	74
3.3.2	Transportleistung mit Personenfahrzeugen.....	74
3.3.3	Transportleistung mit Nutzfahrzeugen.....	84
3.3.4	Ökologischer Gesamtvergleich.....	86
3.3.5	Ursachen der Umweltbelastungen im Gesamtvergleich	91
4	Vergleich verschiedener Nutzungsvarianten für Bioenergie.....	100
4.1	Einleitung.....	100
4.2	Methodisches Vorgehen für den Nutzungsvergleich	101
4.2.1	Substitutionsszenarien für die Wärme- und Stromproduktion.....	106
4.2.2	Substitutionsszenarien für die Nutzung als Treibstoff.....	108
4.2.3	Verbrennung in der KVA.....	108
4.2.4	Einsatz als Brennstoff im Zementwerk	108
4.2.5	Gärgut als Düngerersatz	109
4.2.6	Weitere Produkte.....	109
4.3	Bewertung unterschiedlicher Nutzungsvarianten Für Holz und Gras	111
4.3.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	111
4.3.2	Nutzungsvarianten für Holz	111
4.3.3	Nutzungsvarianten für Gras.....	116
4.4	Bewertung unterschiedlicher Nutzungsvarianten für biogene Abfälle und Reststoffe	122
4.4.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	122
4.4.2	Nutzungsvarianten für Gülle und Mist (Hofdünger)	122
4.4.3	Nutzungsvarianten für Altholz.....	125
4.4.4	Nutzungsvarianten für Molke.....	128
4.4.5	Nutzungsvarianten für Bioabfall.....	131
4.4.6	Nutzungsvarianten für Klärschlamm.....	135
4.5	Schlussfolgerungen Nutzenvergleich.....	139
5	Flächenerträge.....	142
5.1.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	142
5.1.2	Beschreibung der Varianten	143
5.1.3	Resultate	144
6	Ausblick.....	147
	Referenzen	149
	Abbildungsverzeichnis	152
	Tabellenverzeichnis.....	160
	Stellungnahmen aus der Begleitgruppe und Critical Review	161

Verzeichnis der Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalyse „Methanschlupf“	28
Sensitivitätsanalyse „Faserpreis bei der Gras-Vergärung“	29
Sensitivitätsanalyse „Ausschluss der Abwasserreinigung“	30
Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Zuckerrohr-Produktion“	36
Sensitivitätsanalyse „Verwendung unterschiedlicher Holzfraktionen“	40
Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Soja(öl)-Produktion“	45
Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Palm(öl)-Produktion“	46
Sensitivitätsanalyse „Einfluss von Glycerinpreis auf RME-Impact“	50
Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren 2003 auf Resultat Ökotoxizität“	52
Sensitivitätsanalyse „Ethanol-Mix Schweiz“	57
Sensitivitätsanalyse „Transportdistanz beim CH-Altöl“	62
Sensitivitätsanalyse „Emissionsstandards bei Personenwagen (EURO 3/4/5 und ecoinvent-Daten)“	80
Sensitivitätsanalyse „Unterschiedliche Biomasse-Ressourcen für die ETBE-Produktion“	81
Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren 2003 auf Resultat Ökotoxizität“	90
Sensitivitätsanalyse „Keine Vermarktung der Gras-Fasern“	119

1 Einleitung

1.1 AUSGANGSLAGE

Im Zusammenhang mit der Verknappung fossiler Ressourcen und der Klimaproblematik stösst die Nutzung von Bioenergie⁹ als alternativer Energieträger sowohl in der Öffentlichkeit als auch in der Industrie auf steigendes Interesse. Im Strassenverkehr sind alternative Treibstoffe gegenwärtig die wichtigste erneuerbare Energieform und könnten zumindest kurz- und mittelfristig eine zentrale Rolle bei der Reduktion der Abhängigkeit von fossilen Energieträgern übernehmen. Zudem können diese alternativen Treibstoffe einen Beitrag leisten zur Reduktion des fossilen CO₂ Ausstosses, der wesentlich für Klimaveränderungen verantwortlich ist. Im Zusammenhang mit den Verpflichtungen zur Reduktion der Emissionen im Rahmen des Kyoto Protokolls erscheint der Einsatz von solchen Alternativen eine geeignete Massnahme zu sein. Diese Entwicklung wird von der EU mit einer Richtlinie gefördert, gemäss welcher bis zum Jahr 2010 ein Biotreibstoff-Anteil von 5.75% angestrebt wird [1]. Entsprechend dynamisch entwickeln sich die alternativen Energieträger-Märkte in den Europäischen Nachbarländern. Mit dem Ziel alternative Treibstoffe in der Schweiz zu fördern, stehen wichtige politische Entscheide zur steuerlichen Begünstigung der biogenen Energienutzung an.

Alternative Treibstoffe bestehen zwar aus erneuerbarer Biomasse, bei deren Anbau und Verarbeitung kommen aber auch fossile Energieträger zum Einsatz. Unter bestimmten Umständen muss für die Gewinnung von einem Liter Biotreibstoff nahezu die gleiche Menge an fossilen Energieträgern aufgewendet werden [2]. Zudem können die verschiedenen alternativen Treibstoffe sehr unterschiedliche CO₂-Bilanzen aufweisen [3]. Eine entsprechend wichtige Rolle bei der Beurteilung der biogenen Energieträger spielt deshalb die Abschätzung von Energieeffizienz und Treibhausgas-Emissionen. Die Umweltauswirkungen beschränken sich aber nicht auf diese zwei Faktoren. Der landwirtschaftliche Anbau von Energiepflanzen kann Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Nährstoffhaushalt und Biodiversität haben [4], Schadstoffe die bei der Treibstoff-Produktion entstehen, können beispielsweise toxisch wirken. Für eine ökologische Gesamtbeurteilung müssen deshalb alle relevanten Umweltauswirkungen berücksichtigt und in geeigneter Form aggregiert werden.

Es gibt eine Vielzahl von Studien über die Umweltauswirkungen von Energieprodukten. Da sich die Verfahrenstechnik zur Produktion alternativer Brenn- und Treibstoffe ständig weiterentwickelt, sind vor allem die aktuellen Studien aus dem Europäischen Umfeld von Interesse [5, 6]. Die Ergebnisse dieser Studien lassen sich jedoch nur beschränkt vergleichen, da sie auf unterschiedlichen Annahmen und teilweise schlecht dokumentierten Datengrundlagen beruhen und eine Adaption auf die Situation in der Schweiz daher nicht möglich ist. Dagegen beschränken sich die in der Schweiz durchgeführten Untersuchungen meist auf Teilbereiche [7-9], beleuchten nur einzelne Aspekte der Umweltauswirkungen wie beispielsweise Luftschadstoffemissionen [10] oder haben nur beschränkte Aussagekraft bezüglich neuer Entwicklungen, weil sie bereits mehrere Jahre zurückliegen [11].

Eine aktuelle, breit angelegte Beurteilung der Umweltauswirkungen von der Bereitstellung und Nutzung alternativer Energieträger in der Schweiz, die einen direkten Vergleich untereinander und mit fossilen Energieträgern ermöglicht und die von den verschiedenen Interessensvertretern der Schweizerischen Landwirtschafts-, Mobilitäts- und Energieszene getragen wird, fehlt bis heute. Um einerseits im Forschungsprogramm „Biomasse“ die richtigen Schwerpunkte setzen zu können, und um andererseits in der politischen Diskussion im Bereich Energie-, Umwelt- und Klimapolitik über gesicherte Entscheidungsgrundlagen zu verfügen, wurde das Projekt „Ökobilanz von Energieprodukten“ durch die Bundesämter für Energie (BFE), Umwelt (BAFU) und Landwirtschaft (BLW) durchgeführt. Die Erarbeitung erfolgte in zwei Phasen. In Phase 1 wurden die notwendigen Inventardaten aller relevanten Alternativen Energieträger erhoben [12]. In der Phase 2 wurde unter anderem basierend auf diesen Inventardaten eine Beurteilung der Umweltauswirkungen durchgeführt.

1.2 ZIELSETZUNG

Ziel der vorliegenden Studie ist die Beurteilung der Umweltauswirkungen durch die Produktion und Nutzung von alternativen Energieträgern in der Schweiz. Der Schwerpunkt liegt bei der Beurteilung von verschiedenen Arten von alternativen Treibstoffen. Da alle menschlichen Aktivitäten mit Umwelt-

⁹ Unter dem Begriff „Bioenergie“ wird Energie aus nachwachsenden Rohstoffen und/oder organischen Abfallstoffen verstanden. Da es sich dabei aber nicht um biologischen Landbau handelt, wird im folgenden dieses Berichtes anstelle von Bioenergie von **alternativen Energieträgern** resp. von **alternativen Treibstoffen** gesprochen.

auswirkungen verbunden sind, kann eine solche Beurteilung nicht absolut erfolgen, sondern nur im Vergleich zu anderen Produkten und Dienstleistungen, welche denselben Nutzen haben. Daher werden die Umweltauswirkungen der verschiedenen Alternativen untereinander und mit fossilen Treibstoffen verglichen.

Prioritär werden diejenigen Prozesstechnologien betrachtet die bereits etabliert sind bzw. in der Schweiz angewendet werden könnten. Es handelt sich dabei in erster Linie um alternative Treibstoffe der ersten Generation¹⁰ (Biogas und Ethanol aus Vergärung; Pflanzenmethylester aus der Veresterung von Pflanzenöl). Ebenfalls betrachtet wird die Produktion von Methanol sowie von Methan aus der Vergasung von Biomasse. Weitere alternative Treibstoffe der zweiten Generation (wie z.B. BTL, Methan aus hydrothormaler Vergasung, Bioraffinerien) deren Produktionstechnologien momentan in Entwicklung sind und erst in einigen Jahren auf dem Markt erhältlich sein werden, sind nicht Gegenstand dieses Projekts.

Um der dynamischen Entwicklung im Sektor der alternativen Energieträger Rechnung zu tragen und eine spätere Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen, baut die Studie auf Daten aus der ecoinvent-Datenbank auf [12]. Ecoinvent ist die nationale Ökoinventardatenbank der Schweiz. Sie ist modular aufgebaut und wird kontinuierlich aktualisiert, so dass eine Bilanzierung zusätzlicher Anwendungsfälle, unter dem Beibehalt der Vergleichbarkeit zu den hier verwendeten Daten, im Anschluss an dieses Projekt möglich sein wird.

In einem ersten Teil des Projektes „Ökobilanz von Energieprodukten“ wurden Sachbilanzdaten aller wichtigen Produktionsstufen und Verfahren von alternativen Energieträgern erhoben [13] und für die Integration in die nationale Ökoinventar-Datenbank ecoinvent aufgearbeitet. Zusammen mit dem entsprechenden Schlussbericht sollen diese Daten Bestandteil der Version 2 dieser Datenbank werden [12].

Im hier dokumentierten zweiten Teil des Projektes werden die Umweltauswirkungen der verschiedenen alternativen Energieträger bestimmt und beurteilt. Um eine gute Verständlichkeit und eine rasche Übersicht über das komplexe Thema zu gewährleisten, sind die untersuchten Fragestellungen in die folgenden beiden Teile gegliedert:

- **Vergleich der verschiedenen Treibstoffe**

Das **Kapitel 3.3.5** beschäftigt sich mit dem Kernthema der Studie, der ökologischen Bewertung von alternativen Treibstoffen. Dazu werden Energieeffizienz und Umweltauswirkungen verschiedener Produktionsverfahren für solche alternative Energieträger gegenübergestellt, die Treibstoff-Bereitstellung auf Stufe Tankstelle verglichen und schliesslich die Transportleistungen bei Verwendung von fossilen und biogenen Treibstoffen beurteilt.

- **Konkurrenznutzungen**

Eine ausschliessliche Beurteilung der Treibstoff-Nutzung ohne Berücksichtigung der anderen Energienutzungsformen erscheint nicht zweckmässig, da sich mit der Strom- und Wärmeproduktion allenfalls ein besserer Wirkungsgrad erzielen lässt. In **Kapitel 4** werden deshalb die unterschiedlichen Nutzungsformen von alternativen Energieträgern im Hinblick auf Energieeffizienz und Umweltauswirkungen verglichen.

Diese Studie richtet sich an Fachleute und Entscheidungsträger aus den Bereichen Energie, Mobilität und Landwirtschaft, welche sich mit der Produktion und Nutzung von alternativen Energieträgern in der Schweiz auseinandersetzen.

Um eine hohe Akzeptanz dieser Studie zu gewährleisten, wurde diese in allen Bereichen in Anlehnung an die ISO-Normenreihe für Ökobilanzen (ISO 14'040 ff.) durchgeführt, von einer Begleitgruppe der verschiedenen Interessenvertreter (siehe Kapitel 2.9) begleitet und einer kritischen Prüfung unterzogen. Bezüglich der verwendeten Bewertungsmethoden geht die Studie über die Empfehlungen von ISO hinaus, indem auch vollaggregierende Bewertungsindikatoren benutzt werden. Dieser Schlussbericht wird als Ganzes (für Fachspezialisten) und als Executive Summary (für Entscheidungsträger) veröffentlicht.

¹⁰ Der Begriff der „1. resp. 2. Generation von Biotreibstoff“ ist in der Fachliteratur nicht eindeutig definiert. In der Regel werden unter der „1. Generation“ bereits etablierte Produktionsverfahren verstanden, die den Zucker- und Stärkeanteil in Energie umsetzen, während die „2. Generation“ auf zukünftige Technologien verweist, die auch den Zellulose-Anteil miteinbeziehen.

1.3 FRAGESTELLUNG

Gemäss Zielsetzung sollen mit dieser Arbeit Antworten auf die folgenden Fragen gegeben werden:

- Ergeben sich durch die Nutzung von Biotreibstoffen wesentliche Reduktionen der Umweltauswirkungen im Vergleich zur Nutzung von Treibstoffen aus fossilen Ressourcen?
- Wie hoch ist die energetische Effizienz der verschiedenen Biotreibstoffe? Plakativ ausgedrückt stellt sich die Frage, wie viele Fässer an Biotreibstoffen aus einem Fass Erdöl gewonnen werden können.
- Gibt es relevante Unterschiede bezüglich Umweltauswirkungen zwischen den verschiedenen Alternativen? Welche alternativen Treibstoffe weisen besonders niedrige Umweltauswirkungen aus, welche besonders hohe?
- Welches sind die Gründe für die Umweltauswirkungen und gibt es Möglichkeiten zu deren Reduktion?
- Ist es sinnvoller die Biomasse anderweitig z.B. für Heizzwecke oder Strombereitstellung zu nutzen?
- Welches ist die beste Nutzung der in der Schweiz vorhandenen Landressourcen?

1.4 METHODIK DER ÖKOBILANZIERUNG

Die Ökobilanzierung oder Lebenszyklusanalyse ("life cycle assessment", LCA) ist eine Methode, um die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf die Umwelt zu erfassen, zu beurteilen und daraus Optimierungspotentiale abzuleiten. Auf Grund der Komplexität der Natur und des globalen Wirtschaftssystems reicht es nicht, nur einzelne Problemstoffe oder lokale Auswirkungen zu betrachten. Aus dem Anspruch an eine umfassende Bewertung ergeben sich die folgenden Anforderungen an die Methode:

- Möglichst umfassende Berücksichtigung der verschiedenen Umweltauswirkungen
- Berücksichtigung des gesamten Lebensweges
- Quantifizierung der Umweltauswirkungen
- Entscheidungsfreundlich durch eine Bewertung der verschiedenen Auswirkungen
- Wissenschaftlich abgestützt, um eine hohe Akzeptanz zu erreichen

Die Ergebnisse der Ökobilanz können eingesetzt werden:

- als Entscheidungshilfen bei verschiedenen Varianten
- zur Erfassung der relevanten Auswirkungen
- in der strategischen Planung zur Ermittlung von Optimierungspotentialen
- zur Ermittlung der wesentlichen Einflussfaktoren
- zur Beurteilung von Massnahmen

In einem ersten Schritt werden die Waren-, Stoff- und Energieflüsse sowie der Ressourcenbedarf erfasst. Anschliessend werden die Auswirkungen auf die Umwelt mit Hilfe von gewählten Indikatoren, welche diese Wirkungen beschreiben, bestimmt. Mit dem Ziel die Ergebnisse mit einer Kennzahl auszudrücken, kann eine Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen durch eine entsprechende Gewichtung erfolgen.

1.4.1 Vorgehen bei der Ökobilanzierung

Nach ISO 14'040 [14] umfasst eine Ökobilanz die folgenden Schritte (vgl. Abbildung 11):

- Festlegen des Zielsystems und der Rahmenbedingungen
- Erfassen der relevanten Stoff- und Energieströme sowie den Ressourcenbedarf (Sachbilanz)
- Bestimmen der Auswirkungen auf die Umwelt (Wirkbilanz)
- Interpretation der Umweltauswirkungen aufgrund der Zielsetzungen (Bewertung)
- Erarbeiten von Massnahmen (Optimierung)

Wie Abbildung 11 zeigt, ist dies kein linearer Prozess, sondern ein iterativer Erkenntnis- und Optimierungszyklus.

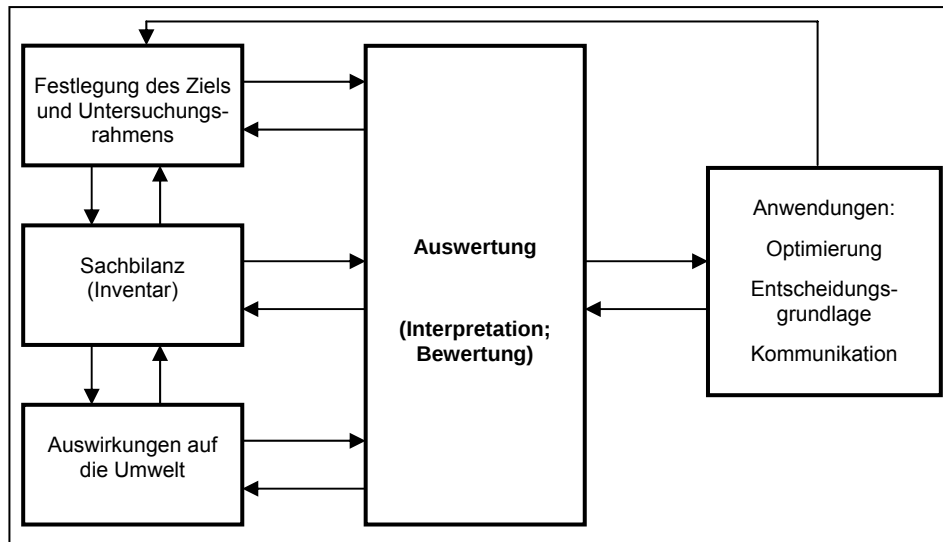


Abbildung 11 Schritte einer Ökobilanz.

1.4.2 Zielsetzung und Systemgrenzen

Je nach Ziel bzw. Fragestellung ergeben sich unterschiedliche Rahmenbedingungen und Systemgrenzen. Die Systemgrenzen definieren, welche Prozesse und vorgelagerten Prozesse berücksichtigt werden. Dabei müssen der zeitliche und geographische Rahmen der verwendeten Daten sowie die zu untersuchenden Umweltauswirkungen festgelegt werden.

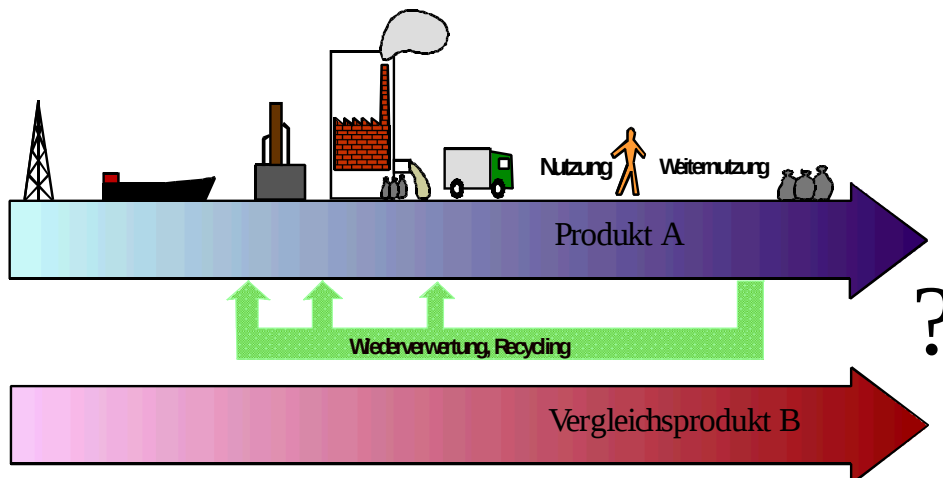


Abbildung 12 Erfassung der Umweltauswirkungen über den gesamten Lebensweg

Die "Funktionellen Einheit" als Vergleichsbasis

Die Bewertung eines Produktes oder Prozesses muss immer relativ zu Alternativen erfolgen, welche denselben Nutzen erbringen bzw. dieselbe Funktion erfüllen. Die Grösse, auf welche sich der Vergleich bezieht, wird als funktionelle Einheit bezeichnet. Je nach Zielsetzung, bzw. Fragestellung können als funktionelle Einheit beispielsweise gewählt werden:

- Treibstoff mit demselben Energieinhalt
- Gleiche Fahrleistung mit einem Fahrzeug
- Verwertung derselben Menge an Biomasse

1.4.3 Sachbilanz

In der Sachbilanz werden ein Modell für das zu bilanzierende Produktsystem entworfen und die Energie- und Stoffflüsse der mit der Nutzung eines Produktes verbundenen Prozesse erfasst. Diese umfassen

- die Beziehungen eines Prozesses mit andern Prozessen der Technosphäre, wie z.B. Menge an benötigten Rohstoffen, Hilfsstoffen, Energiebedarf oder Transporten.
- die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt der Ökosphäre, wie z. B. Bedarf an Ressourcen und Emissionen, Beispiel CO₂ Emissionen.

Die Erstellung der Sachbilanz ist nicht Umfang des vorliegenden Berichtes, sondern wurde im ersten Teil des Projektes erarbeitet. Teilweise wurden diese Daten erweitert um Szenarienrechnungen oder Sensitivitätsbetrachtungen durchzuführen.

1.4.4 Bestimmung der Umweltauswirkungen (Wirkungsbilanz)

Selbst die Beschränkung auf die "wichtigsten" Stoffe führt sofort zu unübersichtlichen Zahlentabellen, welche nur schwer oder gar nicht zu interpretieren sind. Zudem sind nicht die Stoffemissionen sondern deren Auswirkungen auf die Umwelt von Bedeutung. Um diese zu bestimmen wird folgendermassen vorgegangen:

- **Klassifizierung:** Die Stoffe werden nach ihren unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt gruppiert.
- **Charakterisierung:** Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt. Dabei werden die einzelnen Substanzen entsprechend ihres Schädigungspotentials bezüglich einer Umweltauswirkung gegeneinander gewichtet. Daraus ergeben sich die Schädigungspotentiale bezüglich einer bestimmten Umweltauswirkung.

Folgende Wirkungen bzw. Aspekte werden typischerweise berücksichtigt, siehe auch Kapitel 2.8:

- Treibhauspotential
- Kumulierter Energieaufwand (KEA), graue Energie oder energetische Ressourcen:
- Ozonbildungspotential
- Säurebildungspotential
- Toxizität für den Menschen
- Ökotoxizität
- Eutrophierung oder Überdüngung
- Flächenbedarf

Jeder dieser Indikatoren deckt nur einen Teilbereich der gesamten Umweltauswirkungen ab. Nur die Berücksichtigung der verschiedenen Auswirkungen gibt ein umfassendes Bild der ökologischen Auswirkungen. Problematisch dabei ist, dass die Ergebnisse der verschiedenen Wirkkategorien nicht direkt miteinander verglichen werden können. Einerseits sind die Einheiten und damit Dimensionen unterschiedlich und andererseits wird keine Aussage gemacht, wie problematisch die betreffende Wirkung relativ zu anderen ist. Um diese verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl zusammenzufassen ist eine Normierung und Gewichtung der verschiedenen Auswirkungen notwendig.

2 Untersuchungsrahmen

Nachfolgend werden jene Elemente des Untersuchungsrahmens beschrieben, welche für die gesamte Studie Gültigkeit haben. Weitere wichtige Punkte, wie die Definition der funktionellen Einheit und die detaillierte Festlegung der Systemgrenzen, sind für die verschiedenen Fragestellungen unterschiedlich, weshalb sie in den Ergebnis-Kapiteln separat ausgeführt werden.

2.1 SYSTEMGRENZE

Die Beurteilung erfolgt «cradle-to-grave», vom Biomasse-Anbau respektive der Entstehung eines biogenen Abfallstoffes bis hin zur energetischen Nutzung (siehe Abbildung 13). Einzelne Fragestellungen, wie beispielsweise der Vergleich verschiedener Prozesstechnologien (siehe Kapitel 2.10), werden «cradle-to-gate» behandelt, d.h. die Systemgrenze endet an einer bestimmten, definierten Stelle in der Produktion des jeweiligen Energieträgers.

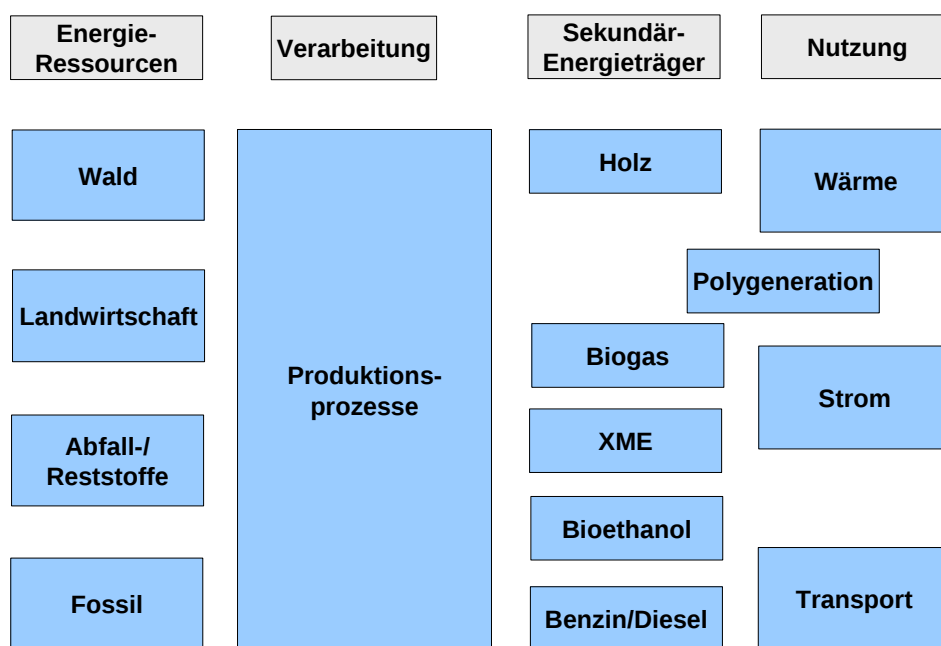


Abbildung 13 Übersicht über das betrachtete Energiebereitstellungssystem für Alternative Energieträger.

Innerhalb dieser Systemgrenzen werden die folgenden Wertschöpfungsebenen unterschieden:

- **(Energie-)Ressourcen:** Landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Produktion von Rohstoffen (bzw. Bereitstellung von Reststoffen und Nebenprodukten);
- **Aufbereitung:** verschiedenen Schritte / Verfahren zur Herstellung der Sekundär-Energieträger;
- **(Sekundär-)Energieträger:** die verschiedenen Brenn- und Treibstoffe;
- **Nutzung:** Verwendung der Energieträger für Transport, Wärme- und Stromproduktion

Die Ökobilanzierung erfolgte in diesem Projekt „attributional“ (es werden nur die Stoff- und Energieflüsse der zu untersuchenden Prozessketten berücksichtigt) und nicht „consequential“ (es werden auch die Folgen der zu untersuchenden Prozessketten mitberücksichtigt). Dementsprechend wird in dieser Studie das so genannte „leaching“, indirekte Effekte, die durch die betrachtete Prozesskette ausgelöst werden, nicht berücksichtigt. Beispielsweise könnte der Anbau von Energiepflanzen auf Weideland in tropischen Gegenden zu einer Verdrängung der Viehwirtschaft führen, welche dann wiederum Wald zur Gewinnung neuer Weideflächen abholzt.

In Übereinstimmung mit den Anforderungen der Datenbank ecoinvent (siehe [15]), wurden im ersten Teil dieses Projektes bei der Erarbeitung der Sachbilanzdaten für jeden Prozessschritt alle als relevant einzustufenden Umwelteinwirkungen berücksichtigt: Schadstoffemissionen, Ressourcenverbrauch und Flächeninanspruchnahme, sowie der Bedarf an Energieträgern, Ausgangsrohstoffen, Betriebsstoffen und Dienstleistungen (insbesondere Transporte und Entsorgung). Ebenfalls berücksichtigt wurden die Umweltwirkungen der für einen Prozess notwendigen Infrastruktur, wie z.B. die Erstellung des benötigten Fabrikgebäudes.

2.2 ZEITRAUM

Der Zeitraum wurde im Rahmen der Sachbilanzdaten-Erhebung bereits festgelegt, wobei soweit wie möglich die Situation im Jahr 2004 betrachtet wurde [12]. Teilweise muss allerdings auf ältere Informationen zurückgegriffen werden. Für Kraftstoffe, die bisher noch nicht oder nur unbedeutend auf dem Markt eingeführt sind, wurde die zukünftige Situation nach deren Markteinführung abgeschätzt.

Es lässt sich nicht umgehen, dass die zu vergleichenden Verfahren teilweise einen unterschiedlichen technischen Entwicklungsstand aufweisen. Um Fehlinterpretationen vorzubeugen wird der jeweilige Technologiestand in den einzelnen Kapiteln dokumentiert.

2.3 STANDORT

Soweit möglich wurden alle Prozesse für den Produktionsstandort Schweiz bilanziert und die zugehörigen Hintergrundannahmen (z.B. Strommix, Transportdistanzen) verwendet. Nur für Prozesse, die unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht in der Schweiz stattfinden können (z.B. Anbau von Zuckerrohr), oder bei denen der Import eine wichtige Rolle spielen kann (z.B. Raps oder Roggen) wurde die Bilanz für repräsentative Produktionsstandorte erstellt. Es wurde dabei jeweils von einer vollständigen Produktion des Treibstoffs im Herkunftsland ausgegangen. Die Nutzung der Energie findet aber in jedem Fall in der Schweiz statt.

2.4 ALLOKATIONSVERFAHREN

Ein wichtiger Aspekt bei der Bilanzierung von nachwachsenden Rohstoffen ist die Berücksichtigung von Koppelprodukten. Bei der Herstellung der in dieser Studie untersuchten Produkte gibt es auf verschiedenen Produktionsstufen Nebenprodukte, für die eine Allokation der Umweltauswirkungen auf die verschiedenen Produkte erfolgen muss. So müssen z.B. die Rohstoffinputs und Umweltbelastungen aus dem Pressen von Rapskörnern auf die beiden Produkte Rapsöl und Rapskuchen verteilt werden.

Grundsätzlich wurden die Allokationsentscheide bereits im Rahmen der Erstellung der Datensätze getroffen, und die entsprechenden Begründungen sind in der Dokumentation jener Datensätze zu finden [12]. Basis für diese Entscheide spielten dabei die diesbezüglichen Richtlinien von ecoinvent. In ecoinvent werden die realen Umweltbelastungen nach der 100% Regel auf die bilanzierten Koppelprodukte aufgeteilt. Dabei ist ein flussspezifischer Allokationsfaktor möglich [15, 16]. Für landwirtschaftliche Produkte werden dabei meist ökonomische Kriterien (Erlös durch die Produkte) angewendet. Für Energiegehalt und C-Aufnahme werden physikalische Grössen verwendet [17]. Wie in allen schon existierenden Ecoinvent-Datensätzen, wurden auch bei diesen zusätzlichen Datensätzen keine Gutschriften bzw. Systemerweiterungen bilanziert.

2.5 BILANZIERUNG DES KOHLENSTOFF-KREISLAUFES

Die Freisetzung von zuvor in fossilen Energieträgern gebundenem Kohlenstoff in Form von CO₂ ist hauptverantwortlich für den Treibhauseffekt. Der Kohlenstoffkreislauf bei landwirtschaftlichen Produkten wird hingegen in der Regel als neutral angesehen - beim Wachstum der Pflanzen wird ebensoviel CO₂ gebunden wie später beim Abbau bzw. bei der Verbrennung der Produkte freigesetzt wird. Bei einer Bilanz von «cradle-to-grave» ist die Summe aller CO₂-Aufnahmen und -Abgaben somit theoretisch null und könnte vernachlässigt werden.

Im Sinne einer Qualitätskontrolle wurde der Kohlenstoffkreislauf beim Erarbeiten der Prozessdaten (siehe [12]) vollständig bilanziert, inklusive Aufnahme und Abgabe von biogenem Kohlenstoff. Dabei wird die im Produkt enthaltene Kohlenstoffmenge in der Sachbilanz als Aufnahme von biogenem Kohlenstoff aus der Luft betrachtet. Treibhausgasemissionen wurden hinsichtlich Herkunft in biogen bzw. fossil unterschieden. Stoffströme weiterer C-Verbindungen, insbesondere CH₄, wurden auch erfasst. Damit kann auch bei Produktgemischen aus fossilen und pflanzlichen Rohstoffen die Emission von CO₂ richtig bilanziert werden.

Eine zeitlich differenzierende Inventarisierung erfolgt nicht. Das heisst, es werden keine Betrachtungen zur Senkenwirkung durchgeführt. Für Energieprodukte kann davon ausgegangen werden, dass diese in relativ kurzer Zeit wieder verbrannt werden. Damit wird Kohlenstoff im Falle der Alternative Energieträger dem natürlichen Kreislauf nur für relativ kurze Zeit entzogen. Aus diesem Grunde wird in allen benutzten Bewertungsmethoden nur der fossile Anteil des CO₂ bewertet – die biogenen Emissionen und Ressourcenaufnahmen werden nicht bewertet.

In anderen Studien wird teilweise das biogene CO₂ ebenfalls bewertet. Dies führt bei Betrachtungen, welche nicht den gesamten Lebensweg betrachten, z.B. nur Herstellung der Treibstoffe ohne dessen Gebrauch, zu unterschiedlichen Ergebnissen im Vergleich zu dieser Studie. Bei Betrachtung des gesamten Lebensweges verschwinden diese Unterschiede wieder.

2.6 DATENBASIS UND –QUALITÄT

Die Studie basiert auf der ecoinvent-Datenbank Version 1.3 plus den im Rahmen des ersten Teils dieses Projektes erhobenen Inventardaten von Biotreibstoffen [12]. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Biotreibstoffe der ersten Generation (Biogas und Ethanol aus Vergärung; Pflanzenmethylester aus der Veresterung von Pflanzenöl) die bereits auf dem Schweizer Markt erhältlich sind oder deren Produktion in der Schweiz diskutiert wird. Alternative Treibstoffe der zweiten Generation (wie z.B. BTL (biomass-to-liquid), Methan aus hydrothormaler Vergasung, Bioraffinerien) deren Produktionstechnologien momentan in Entwicklung sind und erst in einigen Jahren auf dem Markt erhältlich sein werden, bilden nicht Gegenstand dieses Projekts. Für den Stromverbrauch wurde der für den jeweiligen Teilprozess gültige Strommix (ebenfalls aus ecoinvent 1.3) verwendet.

Die Qualität der im ersten Teilprojekt erhobenen Sachbilanzdaten wurde mehrfach überprüft. Da die Daten im Rahmen der ecoinvent Daten v2.0 veröffentlicht werden sollen, erfolgte die Datenerhebung gemäss den Qualitätsrichtlinien des ecoinvent-Projekts [18]. Sowohl die durch verschiedene Bearbeiter durchgeführte Inventardatenerhebung als auch die Dateneingabe in die Datenbank ecoinvent wurde vom Projektleiter begleitet und in einem internen Review begutachtet [13]. Ebenfalls überprüft wurden die Datensätze von der Steuerungsgruppe. Ein weiterer Kontrollschritt war die Editierung des einheitlichen Schlussberichts durch den Projektleiter. Zusätzlich wurde die Plausibilität der Inventardaten auch durch die Bearbeiter des zweiten Teilprojekts überprüft.

Für einzelne Auswertungen im Rahmen der hier betrachteten Fragestellungen waren die im ersten Teilprojekt erhobenen Durchschnittswerte nicht ausreichend (z.B. gereinigtes Ethanol aus Zuckerrüben ist nicht als Einzelmodul vorhanden, sondern es ist Bestandteil des CH-Mixes von gereinigtem Ethanol). In solchen Fällen wurden, ausgehend von den existierenden Datensätzen, zusätzliche Datensätze abgeschätzt, erstellt und verwendet. Diese zusätzlichen Datensätze werden nach Projektabschluss der Steuerungsgruppe sowie der Projektleitung zur Verfügung gestellt.

2.7 UMGANG MIT FEHLERN UND UNSICHERHEITEN

Bei Ökobilanzierungen wird eine Vielzahl von Einzelprozessen in die Berechnungen miteinbezogen. Bei der Erstellung und Verwendung dieser Prozesse müssen immer wieder unsichere Entscheide getroffen werden. Aus diesem Grunde ist eine Strategie, wie mögliche Fehler erkannt werden können, wie mit statistischer Unsicherheit umgegangen wird und wie die Resultate plausibilisiert werden, unabdingbar. Nur so kann das Ziel einer hohen Glaubwürdigkeit und Akzeptanz der Ergebnisse auch bei unterschiedlichen Stakeholdern erreicht werden. Bei der Erstellung von Ökobilanzen treten drei Arten von Unsicherheiten auf:

- **Ungenauigkeit**

Die Ungenauigkeit tritt typischerweise auf der Ebene der Daten auf. Grundsätzlich gibt es einen „richtigen“ Wert, jedoch treten Abweichungen auf z.B. auf Grund von Messfehlern oder weil Mit-

telwerte von verschiedenen Anlagen verwendet werden. Diese Unsicherheiten werden in den ecoinvent Inventaren angegeben. Um die Auswirkungen dieser verschiedenen Unsicherheiten aufs Endergebnis abzuschätzen wird die **Fehler-Fortpflanzung** mittels Monte-Carlo-Simulation ermittelt.

- **Unschärfe**

Vielleicht gibt es einen „wahren“ Wert, jedoch ist dieser nur mit sehr grossem Aufwand oder überhaupt nicht zu ermitteln. Diese Art von Unsicherheiten treten z.B. bei der Allokation auf (Entscheid, welches die korrekte Allokation ist, falls eine ökonomische Allokation gemacht wird, kann diese je nach Marktsituation schnell ändern), bei der Berechnung der Auswirkungen auf das Klima oder bei der Wahl der Systemgrenzen. Mit Plausibilitäts-, Sensitivitäts- und Relevanzanalysen können diese Unsicherheiten reduziert oder zumindest deren Einfluss auf die Resultate aufgezeigt werden. Dies ist für die Interpretation und Diskussion der Ergebnisse notwendig.

- **Unsicherheit**

Unsicherheiten treten auf der Ebene der Entscheidungen auf, bei denen es keinen „richtigen“ Wert gibt, z.B. bei der Wahl und Gewichtung der Schutzziele in Bewertungen oder bei der Wahl der Zielsetzungen. Im Umgang mit dieser Art von Unsicherheit werden ebenfalls Plausibilitäts-, Sensitivitäts- und Relevanzanalysen durchgeführt.

Da alle drei Arten von Unsicherheiten in Ökobilanzen auftreten, kann es „die richtige“ Ökobilanz in einem strengen wissenschaftlichen Sinn nicht geben. Viel mehr ist das Qualitätsmerkmal einer Ökobilanz deren Transparenz und Nachvollziehbarkeit.

Im Rahmen dieser Studie werden verschiedene Methoden angewendet, um mit diesen Unsicherheiten umzugehen. Dazu zählen:

- **Plausibilitätsanalyse:** Die Ergebnisse, resp. die Differenzen zwischen den Varianten werden logisch analysiert. Lassen sich Unterschiede in den Umweltauswirkungen durch die zugrunde liegenden Inventardaten auf Prozessebene erklären? Relevante Unterschiede müssen erklärbar sein. Die Ursachen werden dokumentiert. Unklarheiten wurden mit den jeweiligen Sachbearbeitern der Phase 1 bereinigt.
- **Relevanzanalyse:** Die Ursachen für relevante Umweltauswirkungen werden systematisch analysiert und diskutiert. Welcher Prozess ist für die Hauptfracht des Schadstoffs x verantwortlich?
- **Sensitivitätsanalyse:** Wenn relevante Prozesse identifiziert werden können die beeinflussbar sind, werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt: Einzelne Parameter der Prozesskette (z.B. die Höhe des Methanverlusts bei der Rohgas-Aufbereitung) werden variiert um deren Anteil am Gesamtergebnis abzuschätzen. Sensitivitätsanalysen sind jeweils in grauen Boxen dargestellt.

Diese Analysen haben nicht nur das Ziel mögliche Fehler zu finden. Viel mehr ist das Ziel, Schwachstellen und Optimierungspotentiale zu ermitteln, welche einen Input für zukünftige Entwicklungen geben können.

2.8 BEWERTUNG DER UMWELTWIRKUNGEN

Die kumulierten Inventar-Daten eines jeden Produktsystems (hier z.B. eines alternativen Treibstoffes X) bestehen aus einer Liste mit Hunderten von emittierten Schadstoffen resp. verbrauchten Ressourcen. Ziel des zweiten Schrittes einer LCA ist das Verdichten dieser Information und eine Bewertung der Auswirkungen der emittierten Schadstoffe auf die Umwelt.

Wenn Substanzen emittiert werden, breiten sie sich in der Luft, im Boden und im Wasser aus. Wie schnell und wohin sie sich ausbreiten hängt einerseits von den Eigenschaften der Substanz andererseits aber auch vom jeweiligen Umweltkompartiment ab. Basierend auf den berechneten Konzentrationen kann abgeschätzt werden, wie viel der Substanzen von den Organismen aufgenommen wird. Die aufgenommene Dosis ist wiederum die Basis für die Abschätzung möglicher Wirkungen. Die Summe aller Wirkungen führt schliesslich zu einer Schädigung des menschlichen Organismus oder eines Ökosystems (siehe Abbildung 14).

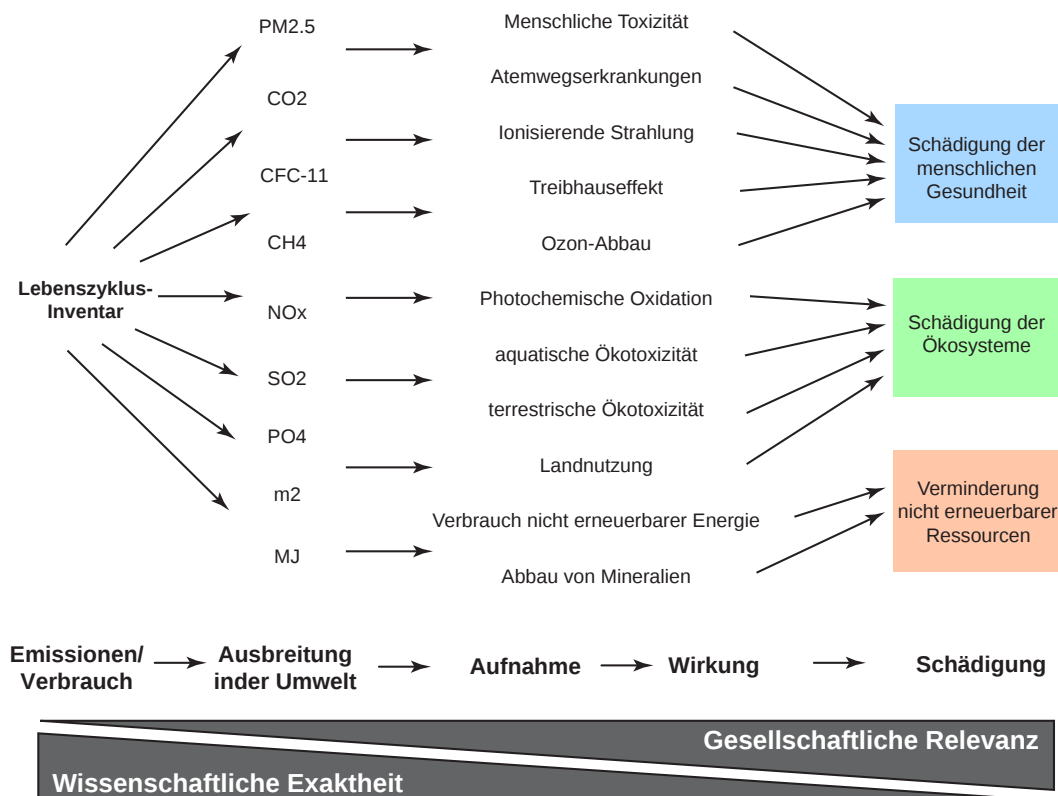


Abbildung 14 Generelles Schema zur Bewertung von Umweltauswirkungen von Lebenszyklus-Inventaren. Modifiziert nach [19] und [20].

Generell besitzen Indikatoren, die nahe bei den Lebenszyklusinventaren liegen (z.B. Emission von Treibhausgasen gemessen in CO₂-Äquivalenten), so genannte „Midpoint“-Indikatoren, eine geringe Unsicherheit, da nur wenige Umweltmechanismen modelliert werden müssen. Indikatoren, die dagegen nahe beim Endpunkt liegen (z.B. Schädigung der menschlichen Gesundheit gemessen in DALY = Disease Adjusted Life Years), können grosse Unsicherheiten ausweisen; sie sind jedoch besser verständlich und lassen sich von Entscheidungsträgern einfacher interpretieren.

Der Endpunkt der Umweltwirkungen liegt in Abbildung 14 bei drei verschiedenen Schädigungskategorien, welche sich nicht direkt ineinander umrechnen lassen: Menschliche Gesundheit, Zustand der Ökosysteme und Verfügbarkeit nicht erneuerbarer Ressourcen.

Alle diese drei Ebenen sind bei der Beurteilung von alternativen Treibstoffen relevant:

- Wie bei fossilen Treibstoffen auch entstehen beim Verbrennungsprozess Luftschadstoffe, die sich negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken, wie z.B. eine erhöhte Ozon Belastung, Atemwegserkrankungen oder negative Auswirkungen des Treibhauseffekts.
- Der Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen ist auch bei nachwachsenden Rohstoffen ein zentrales Beurteilungskriterium.
- Der Anbau von Energiepflanzen braucht Landfläche. Die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Prozesse auf die Ökosysteme sind wichtige Beurteilungskriterien bei alternativen Treibstoffen.

Ziel der vorliegenden Studie ist es einerseits, eine handlungsorientierte Analyse der Umweltauswirkungen von biogenen Energieträgern zu liefern. Mögliche Fragen in diesem Zusammenhang wären:

- Bei welchem Teilprozess werden die meisten Treibhausgase freigesetzt und um welche Stoffe handelt es sich?
- Welche landwirtschaftliche Kultur liefert die niedrigste terrestrische Ökotoxizität?
- Wieviel nicht erneuerbare Ressourcen werden für die Produktion von solchen Alternativen benötigt?

- Wo treten die wesentlichen Gewässerbelastungen auf und können diese reduziert werden?

Zur Beantwortung solcher Fragen ist eine integrierende Beurteilung aller Umweltwirkungen wenig sinnvoll. Es müssen dagegen spezifische „**Midpoint**“-**Indikatoren** ausgewählt werden, welche eine hohe Relevanz für die zu erwartenden Hauptauswirkungen besitzen. Für die Bewertung der alternativen Treibstoffe werden deshalb die in Abbildung 15, Punkte A-G aufgeführten „Midpoint“-Indikatoren betrachtet.

Abbildung 15A **Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand (KEA)**: Ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung erneuerbarer Energieträger ist die Energieeffizienz. Das heisst „Wie viel Energie wurde verbraucht um den erneuerbaren Energieträger bereitzustellen?“ Es werden dabei die Kategorien Fossil, Nuklear, Land Transformation unterschieden, wobei sich die Kategorie „Land Transformation“ auf den Energieinhalt der Biomasse bezieht, der bei der Brandrodung von Waldflächen verloren geht und für einen längeren Zeitraum als nicht-erneuerbar betrachtet wird. Die Ergebnisse werden dargestellt als gesamte nicht erneuerbare Energiemenge, die aufgewendet werden muss, um eine gewünschte Endenergiemenge zu produzieren. Bei der Produktion von Treibstoffen aus Abfallressourcen ist der Energieinhalt des Abfallstoffs nicht im Inventar enthalten. In diesem Fall enthält der Kumulierte Energiebedarf nur die in den Produktionsprozessen gebrauchte Hilfsenergie. Die Einheit des kumulierten Energieaufwands ist:

$$MJ_{ae}/MJ_t = MJ \text{ aufgewendete Energie pro MJ Energie im Treibstoff}$$

Zum Beispiel bedeutet ein kumulierter Energieaufwand von 0.5 dass die Produktion 50% der Energiemenge benötigt, die beim Verbrennen des Treibstoffs frei wird.

Abbildung 15B **Treibhausgas-Emissionen**: Da die Nutzung von erneuerbaren Energiequellen vor allem vor dem Hintergrund der Klimaänderung durch die Nutzung von fossilen Rohstoffen diskutiert wird, werden für alle zu bewertenden Prozesse die Treibhausgas-Emissionen nach der IPCC-Methode berechnet [16, 21] und als CO₂-Äquivalent dargestellt. Die Ergebnisse werden den wichtigsten Prozessschritten zugeordnet und der Beitrag verschiedener Gase (CO₂, CH₄, etc.) wird diskutiert. Zusätzlich werden Treibhausgasemissionen innerhalb der Schweizer Grenzen und ausserhalb der Schweiz differenziert¹¹.

Abbildung 15C **Atemwegserkrankungen (hervorgerufen durch anorganische Partikel)**: In epidemiologischen Studien wurde gezeigt, dass verschiedene anorganische Luftschadstoffe zu Atemwegserkrankungen führen können. Insbesondere sind dies Staubpartikel in den Grössenklassen PM₁₀ und PM_{2.5} aber auch Ozon, Ammoniak, Nitrat, Sulfat, SO₃, CO und Stickoxide. Es wird der entsprechende Indikator der EI99-Methode [20] verwendet.

Abbildung 15D **Bildung von Photooxidantien (Sommersmog)**: Photooxidantien sind reaktive Verbindungen wie z.B. Ozon, die durch die Einwirkung von Sonnenstrahlung auf gewisse Luftschadstoffe, vor allem Kohlenwasserstoffe, gebildet werden. Dieser Indikator ist lokal sehr relevant und bildet so eine komplementäre Ergänzung zum global wirksamen Indikator für Treibhauspotential. Es wird das Ozonbildungspotential mit der CML2001-Methodik [22] betrachtet. Die Einheit ist kg Ethylen-Äquivalent.

Abbildung 15E **Versauerung**: Versauernde Schadstoffe haben viele verschiedene Auswirkungen auf den Boden, Grundwasser, Oberflächengewässer, Ökosysteme, aber auch auf Gebäude. Die wichtigsten versauernden Schadstoffe sind SO₂, NO_x und NH₄. Zur Abschätzung der versauernden Wirkung wird der entsprechende Indikator der CML2001-Methode [22] eingesetzt. Die Einheit ist kg SO₂-Äquivalent.

Abbildung 15F **Eutrophierung**: Eutrophierung beinhaltet mögliche Auswirkungen auf Grund von Veränderung des Nährstoffgleichgewichtes durch Nährstoff-Emissionen. Diese kann un-

¹¹ Dies geschieht durch Auswertung der ecospold-Ländercodes der einzelnen Teilprozesse und anschliessende manuelle Überarbeitung, da bei der Erhebung der Sachbilanzdaten teilweise Prozesse mit Ländercode CH bei Prozessschritten, die im Ausland stattfinden, verwendet wurden.

erwünschte Veränderungen in der Artenzusammensetzung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen hervorrufen. Es wird der entsprechende Indikator der CML2001-Methode [22] eingesetzt. Die Einheit ist kg PO₄-Äquivalent.

Abbildung 15G **Terrestrische Ökotoxizität:** Es wird der entsprechende Indikator der EDIP-Methode (gemäss Originalmethode in [23]) berechnet, welche im Vergleich zu anderen Methoden die umfangreichere Schadstoffliste ausweist. Der Einfluss aufgrund einer Aktualisierung der Toxizitätswerte im Jahre 2003 wurde mittels Sensitivitätsanalysen untersucht.

Abbildung 15H **Landnutzung und -transformation:** Die Ergebnisse der üblicherweise eingesetzten EI99-Methode [20] befriedigten im Rahmen dieser Studie nicht. Beispielsweise werden die Landnutzungs-Auswirkungen einer Ackerkultur im Schweizer Mittelland gleich bewertet wie die einer tropischen Kultur auf gerodeter Regenwald-Fläche. Es wurde daher eine neue, verbesserte Methodik eingesetzt, die zu besser interpretierbaren Werten führte [24].

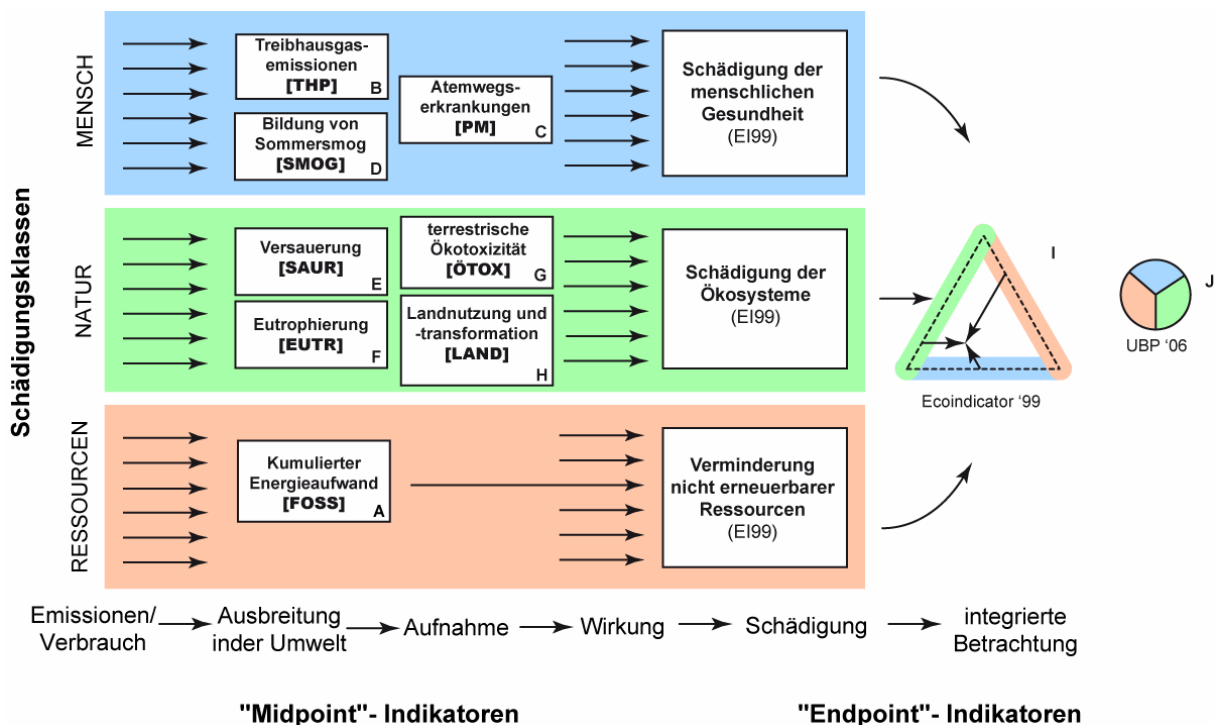


Abbildung 15 Graphische Darstellung aller Indikatoren zur Beurteilung der Umweltauswirkungen von Alternative Energieträgerträgern. Die Kurzbezeichnungen in eckigen Klammern werden im Resultate-Kapitel in den Abbildungen verwendet.

Andererseits soll diese Studie eine „ökologische Gesamtbilanz“ ermöglichen. Hierzu sollten alle relevanten Umweltauswirkungen in geeigneter Art und Weise integriert werden. Zu beantwortende Fragen sind:

- Bei welcher Gewichtung der Schädigungsklassen (Mensch/Natur/Ressourcen) ist der Treibstoff A umweltfreundlicher als der Treibstoff B?
- Welcher alternative Treibstoff weist gesamthaft die niedrigsten Umweltbelastungen auf?

Die Beantwortung solcher Fragen ist mit einer **Endpunkt-Bewertungsmethodik** wie beispielsweise dem Eco-indicator'99 möglich (Abbildung 15I). Diese Methode ist schon seit einiger Zeit verfügbar und international anerkannt. Auch ist es (neben IMPACT 2002+ [19]) die einzige Bewertungsmethode, die die Landnutzung berücksichtigt. Schwachpunkte sind die fehlende Berücksichtigung der Umweltaus-

wirkungen von Lärm und aquatischer Eutrophierung. Insbesondere bei landwirtschaftlichen Prozessen wird die EI99-Bewertung oftmals durch den Einzelindikator Landnutzung dominiert. In den EI99-Abbildungen wurde deshalb die Landnutzung separat ausgewiesen. Die Vollaggregation der drei Schädigungsklassen erfolgte mit einer Panelbefragung von Ökobilanz-Experten. Dabei wurden auch verschiedene Werthaltungen der Experten berücksichtigt. In dieser Studie verwenden wir die Werthaltung „Hierarchist“.

Zusätzlich erfolgt auch noch eine vollaggregierende Bewertung der Umweltauswirkungen mit der Methode der ökologischen Knappheit (oder Umweltbelastungspunkte-Methode). Es wird hierzu die neu überarbeitete Version dieser Methode, die sog. UBP'06-Methode, eingesetzt [25].

Biogener Kohlenstoff – vorhanden aber nicht klimarelevant

Bei der Umweltwirkung „Treibhausgas-Emissionen“ werden – in Übereinkunft mit der IPCC-Methodik – nur klimarelevante Emissionen aus nicht-erneuerbaren Quellen berücksichtigt. Das will aber nicht heissen, dass ein Biotreibstoff betriebenes Fahrzeug (z.B. E100) keine CO₂-Emissionen produziert. Vielmehr werden jene Emissionen, die aus erneuerbaren Quellen (z.B. Zuckerrüben) stammen, nicht als klimarelevant betrachtet, da die Zuckerrüben während ihres Wachstums auf dem Feld die gleiche Menge CO₂ aus der Luft aufgenommen haben. In Abbildung 16 ist dieser Sachverhalt dargestellt für das Beispiel E100, produziert mit Schweizer Zuckerrüben.

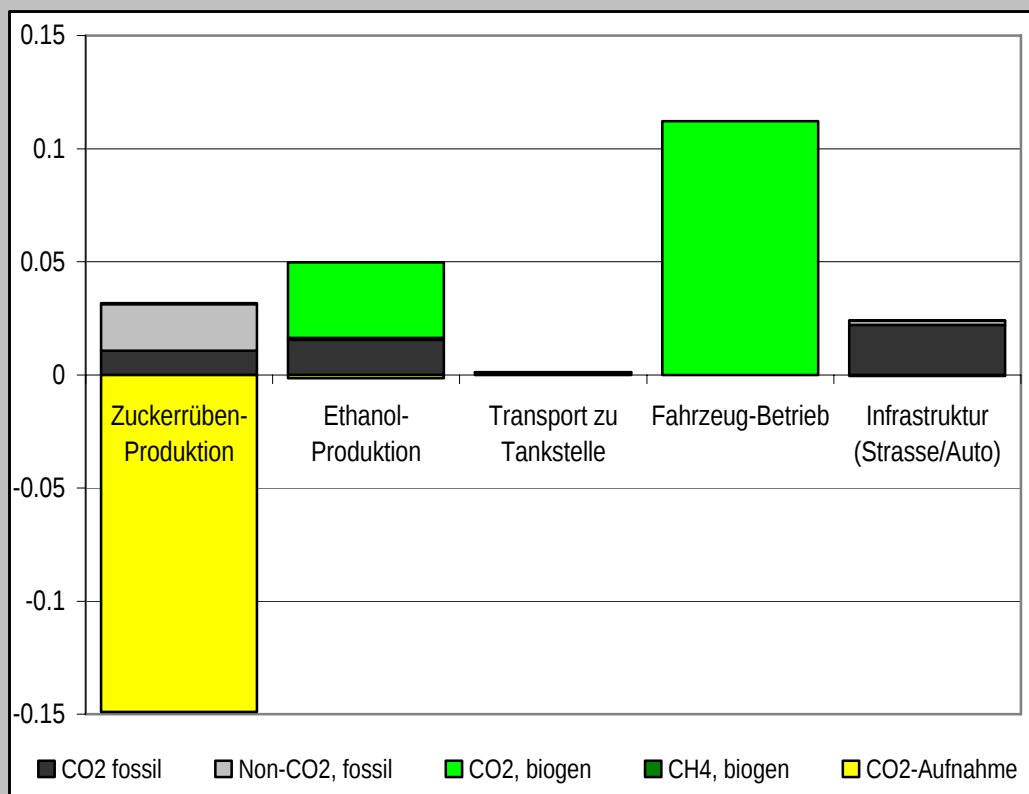


Abbildung 16 Treibhausgas-Potential (in kg CO₂-eq) pro pkm Fahrleistung mit einem durchschnittlichen Personewagen. Das Resultat ist aufgeteilt in die verschiedenen Lebensabschnitte – von der Gewinnung des Rohstoffes für den Treibstoff – über die Treibstoffproduktion, bis hin zur Nutzung (Betrieb des Fahrzeuges) sowie dem Anteil, welcher in der Infrastruktur (Auto, Strasse) liegt.

Aus Abbildung 16 wird sichtbar, dass die Emissionen im Betrieb des Fahrzeuges etwa in der gleichen Grössenordnung liegen wie beim Anbau gebunden wurde – sich aber sehr unterschiedlich zusammensetzen. Ebenfalls sichtbar wird aus dieser Graphik, dass die Zuckerrüben ungefähr die gleiche Menge CO₂ binden, wie in der Treibstoff-Produktion sowie dem Betrieb in Form von biogenem CO₂ wieder freigesetzt werden.

2.9 METHODISCHE GRENZEN

Die gewählte Methodik erlaubt einen gesamthaften Vergleich von Bioenergieträgern unter Berücksichtigung der gesamten Produktionskette. Dennoch besitzt der Ansatz bei der Interpretation der Ergebnisse folgende Grenzen:

- Die Methodik der Ökobilanzierung analysiert die Umweltauswirkungen von Stoff- und Energieflüssen. Es lassen sich damit keine Aussagen zu ökonomischen Faktoren wie z.B. Kosten oder zu sozialen Faktoren, wie z.B. Kinderarbeit, machen.
- Im gewählten Bilanzierungsansatz werden nur die primären Umweltauswirkungen der Prozesskette berechnet, beispielsweise Energieverbrauch und Schadstoffemissionen beim Anbau von Energie-Raps. Sekundäre Folgen (auf der Energie-Raps-Anbaufläche wurden beispielsweise vorher Nahrungsmittel angebaut, diese müssen nun aus dem Ausland importiert werden --> es fallen zusätzliche Transporte an) werden hingegen nicht berücksichtigt.
- Bei der Anbaubiomasse (z.B. Getreide oder Kartoffeln) wird nicht zwischen Ernteüberschüssen oder spezifisch zur Treibstoffherstellung produzierter Biomasse unterschieden. Auch differenziert die Methode nicht zwischen der Nutzung von bereits bewirtschafteten Flächen oder neu bewirtschafteten Stilllegungsflächen oder Brachflächen.
- Es werden in dieser Studie unterschiedliche Technologie-Niveaus verglichen: Einzelne Technologien sind bereits veraltet, stehen aber noch im Einsatz, andere Technologien gibt es erst als Pilotanlagen. Dies hat zur Folge, dass teilweise sehr unterschiedliche Technologien miteinander verglichen werden. Dies lässt sich aber nicht vermeiden, da das Interesse besteht alle heute oder in naher Zukunft verfügbaren Technologien zu berücksichtigen.
- Auf Grund der vorliegenden Sachbilanzdaten beziehen sich die Resultate im Wesentlichen auf bestehende Prozessketten und decken somit den Ist-Zustand ab; zukünftige Entwicklungen werden nicht beurteilt. Ein ansatzweiser Ausblick auf zukünftige Entwicklungen wird durch die Sensitivitätsanalysen und die möglichen Optimierungspotentiale gegeben.
- Die untersuchten Prozessketten stellen nur eine Teilmenge aller Herstellungsverfahren dar; eine Vielzahl weiterer Herstellungspfade wäre denkbar. Die ausgewählten Pfade werden für die heutige Situation in der Schweiz als besonders relevant betrachtet.
- Die zugrunde liegenden Sachbilanzdaten bilden durchschnittliche Verhältnisse in den jeweiligen Produktionsländern (Schweiz, Europa, Brasilien, USA, etc.) ab und gelten bezüglich Nutzung für die Schweiz als Ganzes. Die Ergebnisse lassen sich daher nicht ohne weiteres auf Entscheidungssituationen in Teilregionen oder bei einzelnen Betrieben anwenden, da die Umweltauswirkungen im Einzelfall erheblich von der Durchschnittssituation abweichen können.
- Die Studie gibt keine Antworten auf die Frage nach den zukünftigen Folgen einer Umstellung auf erneuerbare Treibstoffe, wie beispielsweise die Konsequenzen für die Umwelt, falls landwirtschaftliche Produkte in grossen Massstab für energetische Nutzung angebaut würden oder mögliche Rebound-Effekte¹², falls sich durch die Einführung von Biotreibstoffen eine Erhöhung des Treibstoffverbrauchs ergeben sollte, da diese in der Wahrnehmung der Konsumenten als „umweltfreundlich“ und daher unproblematisch angesehen werden.

¹² Ein Rebound-Effekt liegt dann vor, wenn Effizienzgewinne zu einem erhöhten Verbrauch führen, welcher wiederum die Vorteile dieses Effizienzgewinns zunichte macht.

2.10 PROJEKTORGANISATION

2.10.1 Steuerungsgruppe

Die Steuerungsgruppe setzt sich aus verschiedenen Personen der beteiligten Bundesämter zusammen. Sie finanziert und begleitet den gesamten Projektablauf. Folgende Personen sind an der Steuerungsgruppe beteiligt:

- Bruno Guggisberg, Daniel Binggeli, Lukas Gutzwiler (BFE)
- Norbert Egli, Daniel Zürcher, Amira Ellenberger (BAFU)
- Anton Candinas, Reto Burkard (BLW)
- Marion Bracher (EZV)

2.10.2 Projektleitung

Projektleiter des Gesamtprojekts und des vorliegenden zweiten Teilprojekts ist Niels Jungbluth (ESU-services). Inhaltlich war er im Rahmen dieses Teilprojekts 2 für folgende Aufgaben zuständig:

- Entwurf geeigneter Fragestellungen (siehe [26]).
- Diskussion der wichtigen Projektschritte mit dem Projektbearbeiter, der Begleitgruppe und der Steuerungsgruppe.
- Review des Schlussberichts in Anlehnung an die ISO-Normen für Ökobilanzen [14] zu Handen der Projektbearbeiter, der Steuerungsgruppe und der Begleitgruppe.

2.10.3 Begleitgruppe

Damit eine möglichst weitgehende Akzeptanz der Ergebnisse gewährleistet ist, wurde das Projekt in Abstimmung mit unterschiedlichen Interessenvertretern durchgeführt. Hierzu gehören Institutionen, die von den Studienresultaten betroffen sind, z.B. landwirtschaftliche Interessenverbände, sowie Verarbeiter und Vermarkter der hier verglichenen Energieprodukte. Diese Begleitgruppe hatte die Möglichkeit in der zweiten Projektphase Wünsche anzubringen und Verbesserungsvorschläge zu machen. Die Endergebnisse werden aber nicht zwingend von allen Begleitgruppenmitgliedern mitgetragen.

Die Gruppe setzte sich folgendermassen zusammen:

- Armin Heitzer (Erdöl-Vereinigung)
- Andreas Grossen (Verband der Schweizerischen Gasindustrie)
- Patrick Hofstetter (WWF)
- Pierre Krummenacher (im Auftrag von Pierre Schaller, Alcosuisse)
- Hans Engeli (Biogas Forum)
- Werner Edelmann (Biogas Forum)
- Rhea Beltrami (Schweizer Bauernverband, SBV)
- Susanne Wegmann (e'mobile)
- Martin Seifert (Schweizer Verband der Gas- und Wasserwirtschaft, SVGW)
- Heinz Hänni (Schweizerischer Bauernverband)
- Christoph Leitzinger (Entsorgung und Recycling Zürich, ERZ)
- Hans-Christian Angele (BiomassEnergie, AG Biomethan)

2.10.4 Kritische Prüfung

Die Akzeptanz einer Ökobilanz kann durch eine kritische Prüfung resp. Stellungnahme von unabhängigen internen und/oder externen Experten oder von Interessengruppen erhöht werden. Die kritische Prüfung ist ein Verfahren, welches u.a. klärt, ob eine Ökobilanz-Studie die Anforderungen der internationalen Normen hinsichtlich des methodischen Vorgehens, der benutzten Daten sowie der Berichterstattung erfüllt. Es wird damit die Qualität der Ökobilanz überprüft. Eine kritische Begleitung der Ökobilanz kann die Qualität der Arbeit erhöhen, zum besseren Verständnis beitragen und ihre Glaubwürdigkeit erhöhen. In ISO 14'040 wird für Ökobilanzen, deren Ergebnisse für die Öffentlichkeit bestimmt sind und zur Begründung vergleichender Aussagen herangezogen werden, eine solche kritische Begleitung gefordert, um die Möglichkeit von Missverständnissen oder negativen Auswirkungen auf aussenstehende Kreise zu verringern.

Das kritische Prüfungsverfahren muss dabei sicherstellen, dass:

- die bei der Durchführung angewendeten Methoden mit den internationalen Normen übereinstimmen;
- die bei der Durchführung angewendeten Methoden für die Fragestellung geeignet und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen;
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Für die vorliegende Studie wurde eine externe Begleitung durch die Interessensvertreter (Begleitgruppe) sowie des Ökobilanzexperten Dr. Fredy Dinkel (Carbotech) gewählt. Er ist mit den Anforderungen der internationalen Norm vertraut, und verfügt über die wissenschaftlichen und technischen Fachkenntnisse sowie eine jahrelange Erfahrung im Bereich der Beurteilung von nachwachsenden Rohstoffen und im Speziellen von alternativen Treibstoffen. Die kritische Begleitung erfolgte projektbegleitend während der gesamten Dauer des Projektes. Es ist ein Gutachten über die Begleitung erstellt worden.

3 Produktion und Nutzung als Treibstoff

In diesem Kapitel werden die Umweltauswirkungen verschiedener Verfahren zur Herstellung von alternativen Treibstoffen aus unterschiedlichen Arten von Biomasse sowie deren Nutzung untersucht. Ein Schwerpunkt bildet die Herstellung von alternativen Treibstoffen in der Schweiz. Das ökologisch nutzbare Potenzial in der Schweiz ist allerdings nach oben ganz klar beschränkt, es liegt langfristig bei rund einem Zehntel des schweizerischen Primärenergiebedarfs, wovon derzeit erst rund ein Drittel wirklich genutzt wird [27]. Auf Grund dieser Beschränktheit stellt sich ebenfalls die Frage, ob es aus ökologischer Sicht Sinn macht, auch im Bereich der alternativen Treibstoffe einen Teil der benötigten Mengen aus dem Ausland in die Schweiz zu importieren; oder ob der damit verbundene erhöhte Transport bis zur Tankstelle (und damit zum Nutzer) und unterschiedliche Produktionsbedingungen im Ausland den ökologischen Nutzen von diesen Alternativen im Vergleich mit konventionellen Treibstoffen entscheidend vermindert. Die Gesamtökobilanzen schweizerischer und ausländischer Treibstoffe sind von Bedeutung für den Entscheid, ob und welche importierten alternativen Treibstoffe von der Mineralölsteuer allenfalls zu befreien sind.

In den folgenden Kapiteln wird die Produktion resp. die Nutzung von alternativen Treibstoffen deshalb auf unterschiedliche Art und Weise genauer analysiert (siehe auch Abbildung 17):

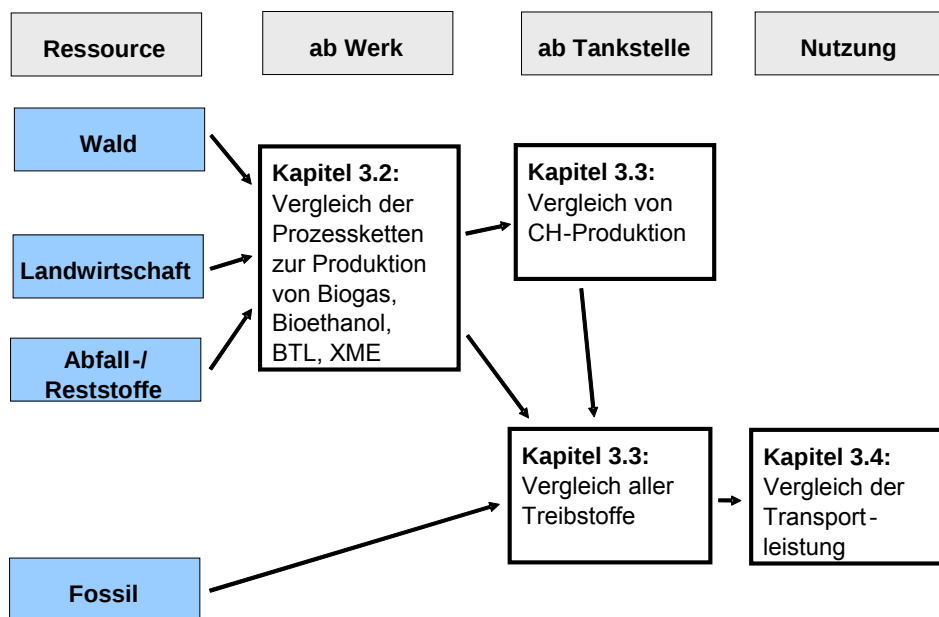


Abbildung 17 Übersicht über die einzelnen Teilprojekte und deren Verknüpfung zur Bewertung der alternativen Treibstoffe.

- Im **Kapitel 3.1** werden die **unterschiedlichen Produktionswege** der verschiedenen Treibstoffe (Biogas, Bioethanol, BTL und XME – Inland und Ausland) aus den verschiedenen möglichen Ausgangsstoffen bis und mit Werk verglichen und bewertet.
- Im **Kapitel 3.2** werden die Umweltwirkungen verschiedener **alternativer Treibstoffe auf der Stufe „Tankstelle“** verglichen. Dies erlaubt einen direkten Vergleich zwischen der Schweizer Produktion und den Importen von solchen Alternativen.
- Im **Kapitel 3.3** werden die verschiedenen, jetzt und in Zukunft an der Tankstelle erhältlichen, biogenen **Treibstoffe mit den fossilen Treibstoffen bezüglich ihrer jeweiligen Transportleistung** ökologisch bewertet. Mit den unterschiedlichen Treibstoffen lassen sich bei gleichem Energiegehalt auf verschiedenen Antriebssystemen unterschiedliche Fahrleistungen erzielen. Auch unterscheiden sich die alternativen Treibstoffe bezüglich der Verbrennungsemissionen.

Eine Übersicht über alle untersuchten Prozesse und deren Verknüpfungen wird in Abbildung 18 gegeben.

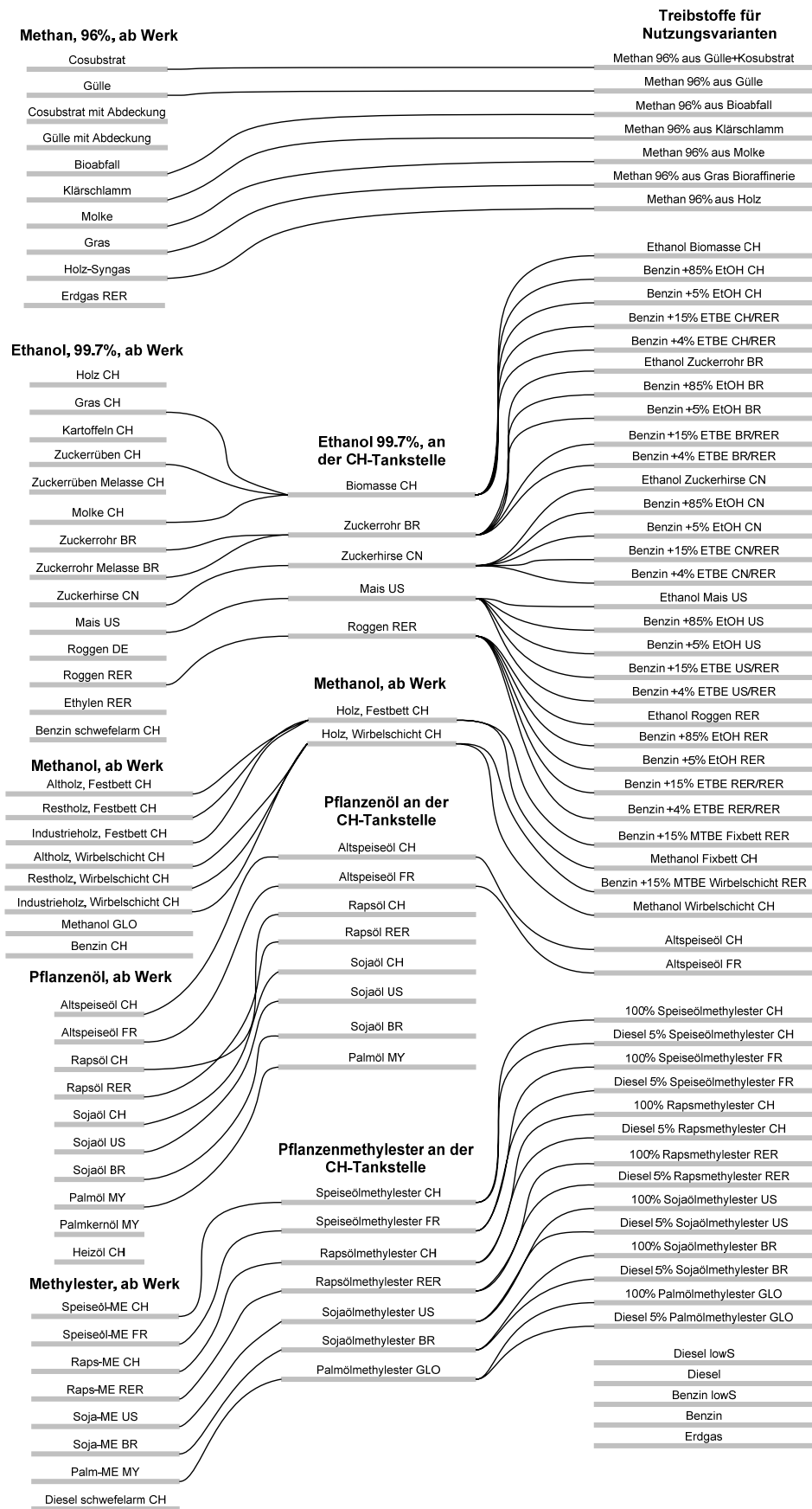


Abbildung 18 Übersicht über die im Kapitel 3 untersuchten Prozesse und deren Verknüpfungen untereinander.

3.1 BEWERTUNG VERSCHIEDENER PROZESSKETTEN ZUR HERSTELLUNG VON BIOTREIBSTOFFEN

3.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Zielsetzung

Das Ziel besteht darin, einen ökologischen Vergleich der verschiedenen, in- und ausländischen, Prozessketten zur Herstellung von biogenen Treibstoffen, die in Schweiz genutzt werden könnten, durchzuführen. Hierzu werden die Umweltbelastungen bei der Herstellung von Biotreibstoffen gleicher Qualität aus unterschiedlichen Ausgangsprodukten (nachwachsende Rohstoffe, Abfälle resp. Reststoffe, Mix) miteinander verglichen.

Die Vergleiche bilden eine wesentliche Grundlage für die anderen Teilprojekte, insbesondere die Teilprojekte in den Kapiteln 3.2 und 3.3. Vor allem soll damit untersucht werden, welche Rohstoffe und Umwandlungstechnologien aus ökologischer Sicht sinnvoll sind sowie Schwachstellen und Optimierungspotentiale zu erkennen.

Systemgrenze

Die Prozesskette wird cradle-to-gate betrachtet. Die Nutzung der Biotreibstoffe selbst wird nicht berücksichtigt.

Funktionelle Einheit

Basis für den Vergleich der verschiedenen Prozessketten, und somit die funktionale Einheit, bildet 1 MJ Energieinhalt des jeweiligen Energieträgers ab Werk.

3.1.2 Biogenes Methan

Biogenes, als Treibstoff verwendbares Methangas kann aus der Aufbereitung von Biogas oder Synthesegas gewonnen werden. Der Begriff 'Biogas' bezeichnet ein Gas, welches bei der Vergärung von Materialien wie Biomasse, Klärschlamm, Gülle, Gras oder Molke sowie bei der Co-Vergärung von Gülle und Biomasse entsteht. Synthesegas ist ein universelles Zwischenprodukt aus der Holzvergasung.

Beschreibung der Varianten

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die in Tabelle 1 aufgeführten und nachfolgend beschriebenen Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methan, 96 Vol.-% berücksichtigt:

- Bei der *Landwirtschaftlichen Vergärung* werden Daten eines kleineren bis mittleren Schweizer Biofermenters von 300 m³ Inhalt verwendet. Die Anlage ist auf die Vergärung der Gülle von 30 Grossvieheinheiten (GVE) Kühen plus 200 Schweinen (= weitere 30 GVE) ausgerichtet. In der Anlage können zusätzlich auch weitere Bioabfälle als Co-Substrat mitvergoren werden. Es wurde von einem Anteil von 20% für die Co-Substrat-Vergärung ausgegangen. Da Gülle ein Abfallprodukt aus der Tierproduktion ist, ist der Produktionsaufwand nicht Teil des Untersuchungssystems. Aus dem gleichen Grund wird auch die landwirtschaftliche Ausbringung des Gärrückstandes nicht betrachtet. Weiter werden in dieser Studie basierend auf den Daten von Edelmann [7] nur die Emissionen berücksichtigt, die zusätzlich zu denen von unvergorener Gülle emittieren. Dies ist sinnvoll, da vergorene und unvergorene Gülle ausgebracht wird und durch die Vergärung der eigentliche Nutzen der Gülle (Nährstoffe) nicht wesentlich beeinträchtigt wird. Weiter werden gemäss Edelmann [7] zwei Szenarien unterschieden: Mit und ohne Abdeckung der Gärrückstandsgrube. Es wird geschätzt dass gegenwärtig etwa die Hälfte der Anlagen eine Abdeckung aufweist¹³. Bei neuen Anlagen ist die Abdeckung des Güllenlagers und die Rückführung von Gasen (Methan, Ammoniak, Lachgas) aus der Nachgärung die Regel.

¹³ Mündliche Aussage von J.L. Hersener

- Bei der *Vergärung von Bioabfall* wurde die Zusammensetzung von Bioabfall im Kanton Zürich [28] und eine typische Vergärungsanlage für 10'000 Tonnen Bioabfall pro Jahr (KOMPOGAS) zugrunde gelegt. Es wurde angenommen, dass die Vergärung von Bioabfall drei Funktionen erfüllt: Bioabfallentsorgung, Biogasproduktion und die Produktion von Dünger respektive Bodenverbesserer. Entsprechend wurde der Prozess als Multioutput-Prozess modelliert; die Allokation erfolgte auf ökonomischer Basis. In dieser Studie wird von einem Preis von 126CHF/t für die Entsorgungsdienstleistung ausgegangen, folglich ist dies die wichtigere Einnahmequelle als der Erlös der Gasproduktion. Der Gärrückstand wiederum wird gratis als Dünger abgegeben. Entsprechend setzt sich die Allokation zusammen: Bioabfallentsorgung: 82%, Biogasproduktion: 18%, Gärrückstand: 0%. Die CO₂-Emissionen wurden dagegen nach der C-Bilanz alloziiert: Bioabfallentsorgung: 0%, Biogasproduktion: 55%, Gärrückstand: 45%.
- Die Daten in dieser Studie zur *Vergärung von Molke* beruhen auf einer neuen Studie zu alternativen Nutzungsmöglichkeiten von Molke aus der Käseproduktion [29]. In der Schweiz wird in grossem Massstab bisher noch keine Molke vergoren, obwohl das Potential relativ gross ist. Entsprechend konnten nur Daten aus einer Pilotanlage verwendet werden, einige Rechnungen beruhen auf Schätzwerten. Von entscheidender Bedeutung dabei ist, was sonst mit der Molke gemacht wird, ob sie verwertet werden kann oder entsorgt werden muss, bzw. ob der Rückstand nach der Vergärung genutzt werden kann oder nicht. Gemäss Aussage eines Landwirtschaftsexperten bestehen nur beschränkte Möglichkeiten zur Nutzung als Schweinefutter, sowohl für die Molke, wie auch für die vergorene Molke. Daher wurde für die vergorene Molke eine Entsorgung in der Kläranlage berücksichtigt. Der Einfluss dieses Entsorgungsschrittes wird mittels einer Sensitivitätsanalyse weiter hinten im Bericht betrachtet.
- Bei der Vergärung von Klärschlamm wird sowohl die Bereitstellung des Klärschlammes als auch die Verwertung des vergorenen Klärschlammes nicht berücksichtigt, da heute keine Preisdifferenz für die Entsorgung, bzw. Verwertung von frischem oder vergorenem Klärschlamm besteht. Gemäss Ronchetti [30] wird von einer Abbaurate von 45% organischem Material und einem Trockenmasseanteil von 4-6% im Rohschlamm ausgegangen. Produkte der Vergärung sind einerseits das Klärgas und andererseits Klärschlamm.
- Die in dieser Studie betrachtete *Vergärung von Gras* beruht auf einer Bioraffinerie die 2001 in Schaffhausen in Betrieb ging, im Sommer 2003 aus ökonomischen Gründen aber den Betrieb einstellen musste. Die Anlage produzierte mit einer Kapazität von 0.8t Trockenmaterial/h technische Fasern (primär für Dämmmaterialien) und Biogas, die zusätzliche Produktion von eiweisshaltigem Futtermittel war geplant. Die Allokation der Gras-Bereitstellung basiert auf geschätzten ökonomischen Zahlen: Biogas: 9%, Fasern: 75%, Proteine: 17%. Die Verkaufbarkeit der Fasern hängt aber – im Gegensatz zu Biogas oder Futterzusätzen – stark von der Akzeptanz der Kunden ab. Die Allokation ist deshalb mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet.
- Die hier beschriebene *Methanisierung von Holz* basiert auf Forschung und Entwicklung des PSI in Zusammenarbeit mit den Betreibern der Pilotanlage in Güssing (Österreich), das heisst die Daten sind noch nicht breit abgestützt auf Messungen grosstechnischer Anlagen. Der Prozess läuft in zwei Stufen, nämlich Vergasung und Methanerzeugung. Die Vergasung beruht auf der FICFB Methode (Fast Internally Circulating Fluidized Bed). Die dabei frei werdende Wärme wird zur Aufrechterhaltung der Vergasung verwendet. Bei der anschliessenden Methanisierung werden möglichst viele Kohlenstofffraktionen in Methan umgewandelt, wobei CO mit H₂ zu Wasser und CH₄ reagiert. Das endgültige Gas besteht typischerweise aus 97.3% (vol.) CH₄, 2.6% CO₂ und 0.1% H₂O.

Tabelle 1 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methan, 96 Vol.-%, auf der Stufe Aufbereitungsanlage

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Gülle & Co-substrat	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus landw. Vergärung und Kosubs., ab Aufbereitung	1a*
Gülle	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus landw. Vergärung, ab Aufbereitung	1a*
Gülle & Co-substrat	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus landw. Vergärung und Kosubs., ab Aufbereitung, mit Abdeckung des Gärrückstands	1a*
Gülle	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus landw. Vergärung, ab Aufbereitung, mit Abdeckung des Gärrückstands	1a*
Bioabfall	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Bioabfall, ab Aufbereitung	1a*
Klärschlamm	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Klärschlamm, ab Aufbereitung	1a*
Molke	Vergärung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Molke, anaerobe Vergärung, ab Aufbereitung	1a*
Gras	Vergärung Bioraffinerie	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Gras, anaerobe Vergärung, ab Aufbereitung	1a*
Holzschnitzel, Altholz	50:50 Mix von Wirbelstrom- und Festbettvergasung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Synthesegas, Produktionsmix, ab Aufbereitung	1a
Fossil	Bereitstellung	RER	Erdgas, ab Fernleitung	E2k

*) Im Rahmen des Teilprojektes 1a wurde ein Methan-Datensatz für einen Mix von verschiedenen Biogas in der Schweiz berechnet. Im Rahmen der vorliegenden Fragestellung wurden analoge Datensätze mit jeweils einem spezifischen Input (Rohstoff & Verfahren) erstellt.

Resultate

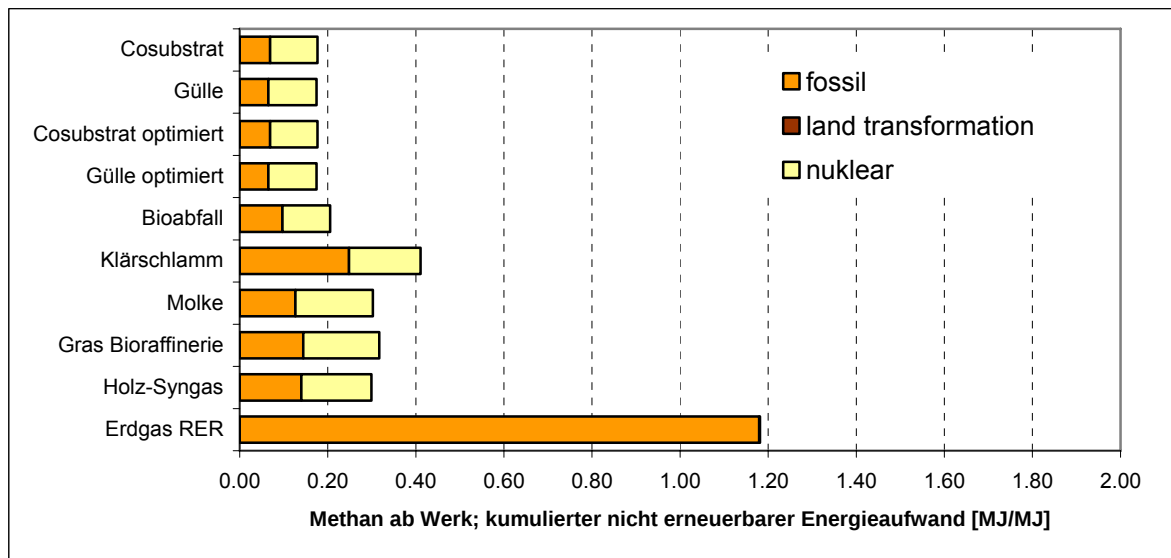


Abbildung 19 Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methan.

Alle biogenen Bereitstellungspfade weisen einen nicht erneuerbaren Energieaufwand von 0.2 – 0.4 MJ pro MJ Methan ab Werk auf (Abbildung 19). Davon ist die Hälfte fossile Energie. Der geringste Energieaufwand steckt in der Methan-Produktion aus Gülle und Co-Substrat, die meiste Energie wird bei der Vergärung aus Klärschlamm eingesetzt. Zu beachten ist, dass für die Produktion von Biogas aus Gülle und Molke, davon ausgegangen wurde, dass der Energiebedarf zumindest teilweise mit dem produzierten Biogas und einem BHKW gedeckt wird. Grundsätzlich ist dies auch für die Produkti-

onen von Biogas aus den anderen Rohstoffen möglich. Da dadurch der Biogasertrag gesenkt wird, wird dies in der Regel nicht gemacht, falls das Biogas für Treibstoffe verwendet wird.

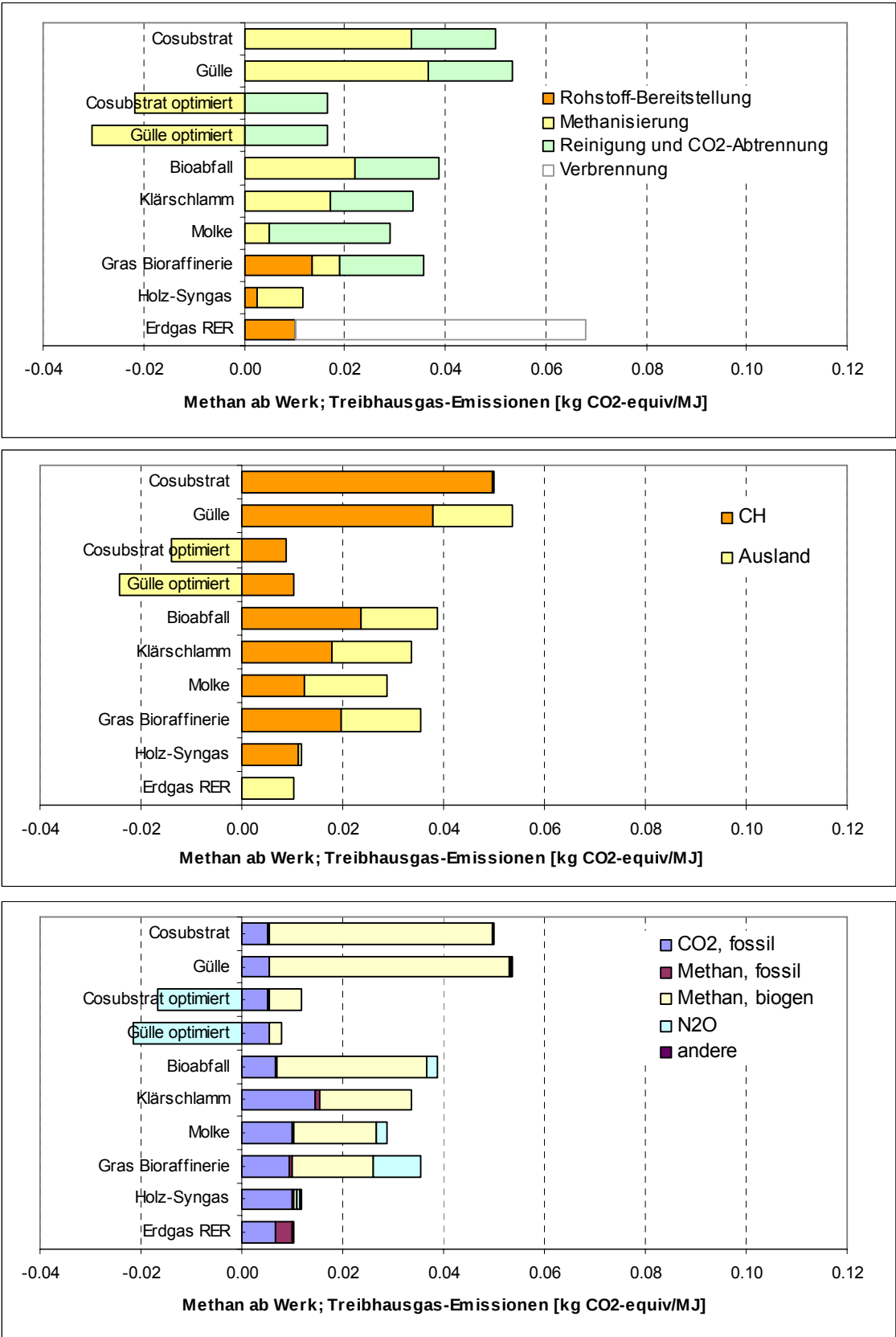


Abbildung 20 Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methan, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).

Die Treibhausgasemissionen bei der Produktion von biogenem Methan (siehe Abbildung 20 oben) finden praktisch ausschliesslich in der Schweiz statt. Da die meisten Pfade auf Abfallstoffen beruhen, werden Emissionen durch die Rohstoffbereitstellung nicht berücksichtigt. Entsprechend entstehen die meisten THG-Emissionen bei der Methanisierung durch nachträgliches Ausgasen aus dem Gärückstand, aber auch bei der darauf folgenden Gasaufbereitung in Form biogener Methanemissionen.

Die Höhe der THG-Emissionen ist stark von technischen Massnahmen zur Reduktion des Gasschlupfs abhängig, dies zeigt sich insbesondere bei der landwirtschaftlichen Vergärung. Wird der Gärückstand nicht abgedeckt, werden im Vergleich zu unvergorener Gülle grosse Mengen an Methan freigesetzt. Werden die Gruben jedoch abgedeckt und die gasförmigen Emissionen gesammelt, können die Methanemissionen deutlich reduziert werden und die Lachgasemissionen sind sogar geringer als bei unvergorener Gülle, was in der Summe zu negativen Emissionswerten führt (-8 resp. -15 g CO₂-eq./MJ). Ebenfalls sehr geringe THG-Emissionen entstehen bei der Methanisierung von Holz, da hier aufgrund der geschlossenen Prozessführung keine Treibhausgase entweichen und abgetrenntes CO₂ aus der Treibstoffaufbereitung durch den Verbrennungssofen des BHKWs geleitet wird.

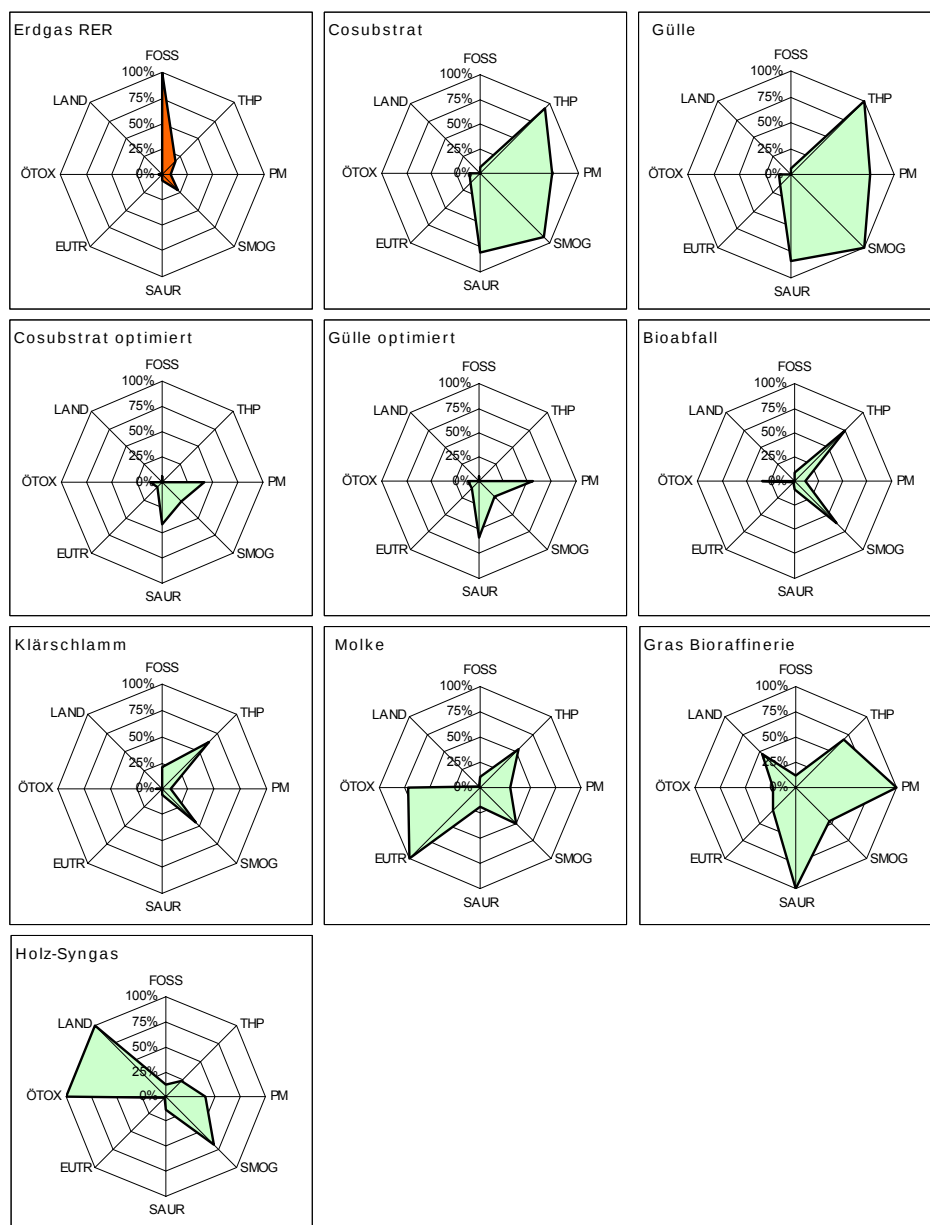


Abbildung 21 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methan (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).

Erwartungsgemäss schneidet die Bereitstellung von Erdgas bezüglich der Emission von Luftschadstoffen am besten ab, da das Erdgas eben nur zum Verbraucher transportiert wird und keine Trans-

formationsprozesse stattfinden. Bei Versauerung gibt es deutliche Emissionen bei den landwirtschaftlichen Ketten von Gras, Gülle, bzw. Co-Substrat, hingegen fast keine Emissionen bei Holz, Molke, Klärschlamm und Bioabfall. Ähnlich sieht die Situation bei der Eutrophierung aus – wobei hier die Molke aufgrund Ihrer Abwasserbelastung einen sehr hohen Wert aufweist.

Durch die Abdeckung des Gültenlagers reduzieren sich nicht nur die THG-Emissionen, sondern dank der Reduktion der Ammoniak-Emissionen auch die Bildung von Photooxidantien und Versauerung. Die relativ hohen Werte für Ökotoxizität, Sommersmogbildung und Partikelemissionen beim Syngas-Prozess aus Holz erklären sich weitgehend durch Lastwagen-Transporte, die hier grösser sind als bei der dezentralen landwirtschaftlichen Vergärung. Die hohe Bewertung der Landnutzung ergibt sich aus der Annahme, dass ein Grossteil des Holzes frische Holzschnitzel ab Wald sind und aus der Tatsache, dass die Bewertung nicht differenziert zwischen intensiver und extensiver Waldbewirtschaftung. Diese schlechte Bewertung trifft demnach nicht zu, wenn von einer extensiven nachhaltigen Forstwirtschaft oder einer Altholznutzung ausgegangen wird.

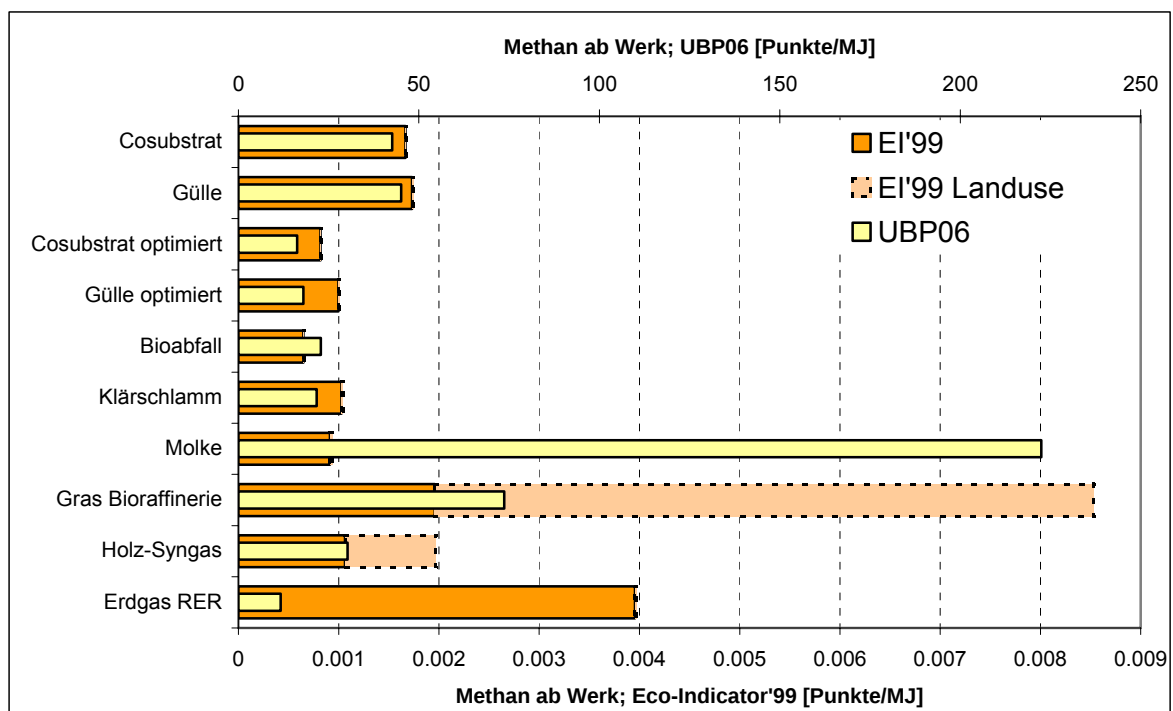


Abbildung 22 Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Methan mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Bei der Gesamtbeurteilung schneidet die Methanproduktion aus Gülle und Co-Substrat mit Abdeckung, Bioabfall sowie Klärschlamm am besten ab. Bei der Eco-indicator-Bewertung fällt die Landnutzung beim Graspfad stark ins Gewicht. Die hohe Belastung für Erdgas bei der Eco-indicator-Bewertung erklärt sich durch die bei dieser Methode starke Gewichtung des Verbrauchs von fossilen Ressourcen.

Bei der Beurteilung mit UBP'06 fällt der sehr hohe Wert des Molke-Pfades auf. Dieser stammt praktisch ausschliesslich aus der Abwasserreinigung des Rückstandes, welcher nach der Biogas-Gewinnung entsorgt werden muss (siehe auch Sensitivitätsanalyse dazu weiter hinten im Bericht).

Sensitivitätsanalyse „Methanschlupf“

Der Einfluss des Methanschlupfes – d.h. des Verlustes von Methan während der Aufbereitung des Rohgases – wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht.

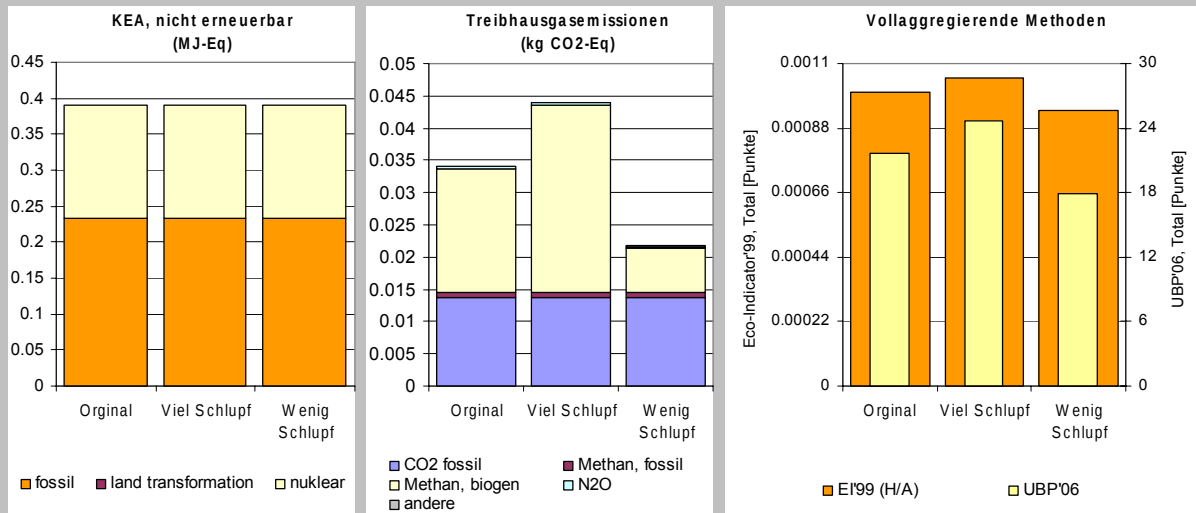


Abbildung 23 Sensitivitätsanalyse „Methanschlupf“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links)

Ausgehend von den Originaldaten für aufbereitetes Rohgas aus dem ersten Teil dieses Projektes (Datensatz „Methan, 96 Vol-%, aus Biogas, ab Aufbereitung“), welcher einen Methanschlupf von 6% aufweist, wurden die folgenden beiden Szenarien gerechnet:

-> Szenario „**viel Schlupf**“: **10%** Methanverlust bei der Aufbereitung

-> Szenario „**wenig Schlupf**“: **1%** Methanverlust bei der Aufbereitung

Dabei wurde angenommen, dass der Input des Rohgases ebenso wie der totale Gasoutput an die Atmosphäre unabhängig vom Methanschlupf sind. Zudem ist die C-Bilanz (über die biogenen CO₂-Emissionen in die Luft) in allen Szenarien sichergestellt. Aufgrund der Tatsache, dass sich die Inputgrößen nicht verändern, gibt es auch keine Unterschiede beim nicht-erneuerbaren KEA (rechte Abbildung). Direkt sichtbar werden die Unterschiede im Methanschlupf beim THP – hier variieren die Resultate um rund 30 bis 35% nach oben resp. nach unten für die zwei untersuchten Szenarien. Verantwortlich für diese Unterschiede sind einzig die biogenen Methanemissionen. Im Fall der beiden aggregierenden Bewertungen kommt es ebenfalls aufgrund der gleichen Emissionen zu Unterschieden in den Resultaten – allerdings sind diese deutlich geringer als beim THP ($\pm 15\%$ bei UBP'97, $\pm 8\%$ bei Eco-indicator'99). Dies ist die Folge aus der Tatsache, dass das THP nur einer von vielen Aspekten ist, welche in diese aggregierenden Bewertungen einfließen.

Sensitivitätsanalyse „Faserpreis bei der Gras-Vergärung“

Im erstellten Datensatz für die Gras-Vergärung wird aufgrund der gewählten Allokation (C-Bilanz für den Gras-Input / Ökonomische Kriterien für übrigen In- und Outputs) zwischen 51 und 75% der Belastung der Faser alloziert. Da die dieser Bilanz zugrunde liegende Anlage in Schaffhausen aus wirtschaftlichen Gründen bereits wieder geschlossen wurde, wird hier mittels einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss eines geänderten Faserpreises auf die Umweltbelastung des Biogases untersucht.

Die Hauptbelastung dieses Prozesses stammt aus dem Inputmaterial (Gras). Deshalb wird für diese Sensitivitätsanalyse hier ein ökonomischer Allokationsschlüssel auf alle In- und Outputs angewandt. Ausgehend von den Originaldaten für aufbereitetes Biogas aus Gras (Datensatz „Methan, 96 Vol-%, aus Biogas, aus Gras, anaerobe Vergärung, ab Aufbereitung“) mit einem Faserpreis von 1 CHF/kg Fasern, wurden die folgenden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**100% Ökonomisch**“: alle In-/Outputs nach ökonomischen Kriterien alloziert.
- > Szenario „**Tiefer Preis**“: Preis für die Fasern beträgt noch **20 %** des ursprünglichen Preises
- > Szenario „**Ohne Fasern**“: nur noch **zwei** Produkte – Biogas und Proteine – Faser als Abfall

Der Preis für das zweite Co-Produkt – das Protein-Konzentrat – wurde dabei für alle untersuchten Szenarien konstant gehalten. Für das Szenario „Ohne Fasern“ wurde beim Wärmebedarf der Aufwand für die Trocknung der Fasern nicht mehr berücksichtigt, da die Fasern als ökonomisch wertlos angenommen und entsprechend als Abfall entsorgt werden.

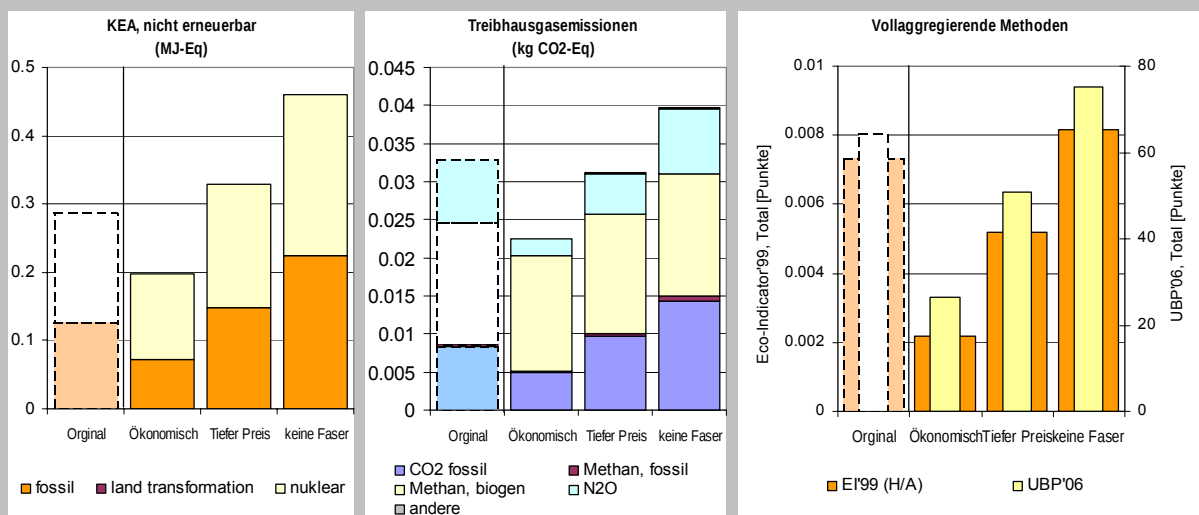


Abbildung 24 Sensitivitätsanalyse „Gras-Vergärung“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links)

Alle untersuchten Faktoren zeigen ein sehr ähnliches Bild. Der Einfluss der Allokationsfaktoren ist sehr gross – wie aus dem Vergleich der ersten beiden Spalten in allen drei Diagrammen sichtbar wird. Denn der Unterschied zwischen diesen beiden Spalten ist nur auf die unterschiedlichen Allokationsfaktoren für den Gras-Input (Original = Allokation nach C-Bilanz / Ökonomisch = ökonomische Allokation nach Preis) zurückzuführen. Anschliessend sieht man, dass sich der Faserpreis ebenfalls als ein sehr wichtiges Element zeigt – weist Biogas im Falle unverkäuflicher Fasern (Szenario „keine Faser“) eine Umweltbelastung auf, welche 80 bis 280 % höher ist, als beim Szenario „Ökonomisch“, welches von einem Faserpreis von CHF 1.00 pro kg Fasern ausgeht.

Sensitivitätsanalyse „Ausschluss der Abwasserreinigung“

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss der nachgeschalteten Abwasserreinigung auf die Molke-Vergärung untersucht. Hintergrund dieser Untersuchung ist der Umstand, dass auch in anderen hier untersuchten Prozessen, Abwässer im Prozess entstehen, deren Behandlung im folgenden aber nicht eingeschlossen wurden. Um zu untersuchen, wie stark die Berücksichtigung der Abwasserreinigung den Datensatz für Molke beeinflusst, wurden die folgenden Szenarien gerechnet:

-> Szenario „Mit ARA“: oben benutzte Daten

-> Szenario „Ohne ARA“: Daten OHNE anschliessende Abwasserreinigung betrachtet;

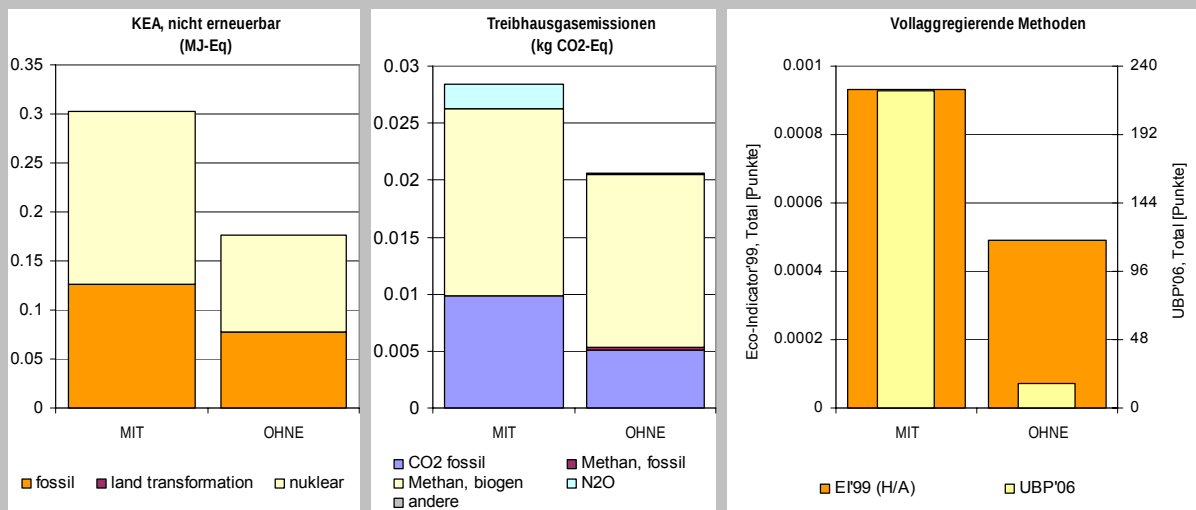


Abbildung 25 Sensitivitätsanalyse „Ausschluss der Abwasserreinigung bei Molke in Vergärung“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UB P'06 (links)

Alle untersuchten Faktoren (KEA, THP, UB P'97, Eco-indicator'99) zeigen ein recht analoges Bild – die Umweltbelastung der Abwasserbehandlung macht 30 oder mehr % der gesamten Umweltbelastung des Vergärungsprozesses der Molke aus. Besonders stark tritt dieser Effekt bei der Bewertung mit den Umweltbelastungspunkten (UB P'06) zu Tage – für deren Resultat praktisch ausschliesslich die direkten Emissionen der Abwasserbehandlung (rund 92%) verantwortlich zeichnen.

3.1.3 Bioethanol

Biogenes Ethanol kann als Kraftstoff bzw. Kraftstoffbeimischung in Ottomotoren eingesetzt werden. Ausgehend von Ethanol kann ferner Ethyl-tertiär-Butyl-Ether (ETBE) produziert werden, welches Otto-kraftstoffen zur Verbesserung der Klopfestigkeit beigemischt wird. Reines Bioethanol wird heute u.a. in Brasilien eingesetzt (sogenanntes E-100). Ebenfalls in Brasilien wird Benzin mit einer Beimischung von 25 Vol.-% (sogenanntes E-25) verkauft; in Deutschland und der Schweiz sind Beimischungen bis zu 5 Vol.-% erlaubt, auch gibt es bereits einzelne Tankstellen die E-85 (85% Bioethanol, 15% Benzin) anbieten, das von umgerüsteten Fahrzeugen getankt werden kann (Ford, Saab). Während Ethanolbeimischungen zu Problemen führen können, z.B. bei der Einhaltung des Dampfdrucks im Benzin oder wenn der Kraftstoff mit Wasser in Berührung kommt (Ethanol ist im Gegensatz zu Benzin mit Wasser völlig mischbar), ist eine Beimischung von ETBE zur Verbesserung der Klopfestigkeit aus technischer Sicht unproblematisch [31].

Bioethanol kann z.B. aus landwirtschaftlichen Rohstoffen wie etwa Zuckerrüben, Weizen, Roggen, Triticale (eine Kreuzung von Weizen und Roggen), Körnermais und Kartoffeln hergestellt werden. Diese Rohstoffe haben je ihre eigenen Vorzüge und Nachteile, die es zu berücksichtigen gilt. So weisen Zuckerrüben und Weizen zwar hohe Flächenproduktivitäten auf, sind aber verhältnismässig teuer.

Im Gegensatz zu Weizen, der hohe Ansprüche an die Böden stellt, können Roggen und Triticale auch auf ertragsschwachen Böden angebaut werden, erreichen aber dafür eine geringere Flächenproduktivität. Bei Kartoffeln fallen vor allem die hohen Rohstoff-, Lager- und Verarbeitungskosten ins Gewicht. Mais könnte zu einem attraktiven Rohstoffe für die Ethanolherzeugung werden, wenn neue Sorten zugelassen werden, bei denen der Mais noch auf dem Feld trocknen kann.

Ein weiterer Rohstoff für die Produktion von Bioethanol ist Molke aus der Nahrungsmittelindustrie. In Zukunft könnten auch lignozellulosehaltige Rohstoffe (schnellwachsende Baumarten, Miscanthus, Rutenhirse) zum Einsatz kommen; allerdings bestehen hier noch erhebliche technische Schwierigkeiten [31].

Beschreibung der Varianten

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die in Tabelle 2 aufgeführten und nachfolgend beschriebenen Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Ethanol, 95 % berücksichtigt:

- Die *Fermentierung aus Holz CH* beruht auf der enzymatischen Hydrolyse von Cellulose sowie auf einer Co-Vergärung von Glucose und Xylose zu Ethanol. Die Prozessbeschreibungen sowie die LCI-Daten stammen im wesentlichen vom amerikanischen National Renewable Energy Laboratory (NREL). Die berücksichtigte Anlage verarbeitet 275 kt Holzschnitzel pro Jahr, und produziert 42 kt Ethanol (95 Gew-%) sowie 1'800 MWh Elektrizität (Netto) pro Jahr. Die Allokation der Holz-Bereitstellung auf Ethanol und Strom beruht auf geschätzten Marktpreisen für wasserfreies Ethanol (1.40 CHF/l) und Strom (0.10 CHF/kWh) in der Schweiz. (Bemerkung: Der alcosuisse Händlerpreis liegt seit 2005 bei CHF 1.20/l dehydrierter Alkohol).
- Die *Fermentierung aus Gras* verschiedener Herkunft (Wiese intensiv, natürliche Wiese intensiv, natürliche Wiese extensiv) basiert auf einer Saccharifizierung (Hydrolyse) mit simulatener Vergärung (SSF), wobei die Ethanolproduktion in einer Pilotanlage der Firma 2B AG in Märwil, mit einer Kapazität von 1.4 Millionen Liter Ethanol zugrundegelegt wurde. Die Allokation der Gras-Bereitstellung auf Ethanol und die anderen Produkte – Fasern und Proteine – beruht auf Marktpreisen (0.7 CHF/kg für Ethanol, 1 CHF/kg für Fasern und 0.6 CHF/kg für Proteine).
- Die *Fermentierung von Kartoffeln CH* beruht auf einer enzymatischen Hydrolyse. Die Prozessbeschreibungen sowie die LCI-Daten beruhen auf dem etha+-Projekt der Alcosuisse und dem ASIATIC-Projekt. Die berücksichtigte Anlage verarbeitet jährlich 500kt Kartoffeln und produziert rund 36 kt Ethanol (95 Gew.-%) sowie 54 kt DDGS (*distillers dried grains with solubles*; 90% Gew. Trockensubstanz). Die Allokation der Kartoffel-Bereitstellung auf Ethanol und DDGS erfolgt nach ökonomischen Kriterien (95.6% für Ethanol und 4.4 %für DDGS).
- Die Prozessbeschreibungen sowie die LCI-Daten für die *Fermentierung von Zuckerrüben CH* beruhen auf Daten zur Ethanolanlage der finnischen Firma JPI, welche zur Kaakko Pöyry Grppe gehört und eine Tageskapazität von 400000 Liter hat. Die Allokation der Zuckerrüben-Bereitstellung auf Ethanol und die Nebenprodukte – Zuckerrübenschnitzeln und Vinasse – beruht auf Marktpreisen (0.7 CHF/kg für Ethanol, 0.12 CHF/kg für Zuckerrübenschnitzel und 0.02 CHF/kg für die Vinasse).
- Die *Fermentierung aus Zuckerrüben Melasse CH* beinhaltet die Produktion von Zucker, Melassen und Pulpe, basierend auf der Technologie der Zuckerraffinerie Aarberg, sowie die Produktion von Ethanol (95 Vol-%) und Vinassekonzentrat aus Zuckerrüben Melasse im schweizerischen Kontext. Die Allokation von gemeinsamen Emissionen und Ressourcenverbrauch auf Melasse und die anderen Produkte aus der Zuckerraffination - Zucker und Pulpe - sowie auf Ethanol und Vinassekonzentrat erfolgt nach ökonomischen Kriterien (Allokationsfaktoren: 93% für Melasse, 4.7% für Zucker und 2.3% für die Pulpbe bzw. 95.% für Ethanol und 4.5% für das Vinassekonzentrat).
- Die *Fermentierung aus Molke CH* erfolgt mit Hilfe von Hefe. Die Prozessbeschreibungen sowie die LCI-Daten beruhen auf dem Carbery Prozess, welcher derzeit in Irland eingesetzt wird und rund 6.8 Millionen Liter Ethanol pro Jahr produziert. Die Allokation von gemeinsamen Emissionen und Ressourcenverbrauch auf das Ethanol und die Nebenprodukte – Proteinkonzentrat und Hefepaste – beruht auf Marktpreisen (0.7 CHF/kg für Ethanol, 0.44 CHF/kg für das Proteinkonzentrat und 2.2 CHF/kg für die Hefe).
- Die *Fermentierung von Zuckerrohr BR* erfolgt, indem Zuckerrohr zerkleinert, gepresst, sterilisiert und anschliessend mit Hefe versetzt wird. Die Allokation der Zuckerrohr-Bereitstellung auf

Ethanol und den Strom aus der Verbrennung von Bagasse erfolgt nach ökonomischen Kriterien (99.75% für Ethanol und 0.25% für den Strom).

- Die *Fermentierung von Zuckerrohr* Melasse BR beinhaltet die Produktion von Zucker, Ethanol (95 Vol.-%), Bagasse, Strom und Vinasse aus einer integrierten Zuckerraffinerie in einem brasilianischen Kontext. Die Allokation von Zuckerrohr-Bereitstellung, gemeinsamen Emissionen und Ressourcenverbrauch auf Ethanol und die anderen Produkte – Zucker, Bagasse und Strom – erfolgt nach ökonomischen Kriterien (Allokationsfaktoren: 13.6% für Ethanol, 84.3% für den Zucker, 0.6% für die Bagasse und 1.5% für den Strom). Vinasse wird als Düngemittlersatz an die Bauern zurückgegeben und hat keinen ökonomischen Wert.
- Die *Fermentierung von Zuckerhirse* CN erfolgt in einer integrierten Ethanol-Destillationsanlage. Die Prozessbeschreibungen sowie die LCI-Daten beruhen auf dem etha+-Projekt der Alcosuisse. Der Energiebedarf wird, wie beim Zuckerrohr, vollständig durch die Verbrennung von Bagasse gedeckt. Die Allokation der Zuckerhirse-Bereitstellung auf Ethanol und die Nebenprodukte – Bagasse und Strom – erfolgt nach ökonomischen Kriterien (Chinesische Marktpreise; Allokationsfaktoren: 92.1% für Ethanol, 0.4% für die Bagasse und 7.5% für den Strom).
- Die *Fermentierung von Mais* US beruht auf der Trockenmahltechnologie, auf die bis zum Jahr 2012 rund 80% der Ethanolproduktion aus Mais zurückgehen sollen. Die Allokation der Mais-Bereitstellung auf Ethanol und das Nebenprodukt DDGS erfolgt nach ökonomischen Kriterien (US-Marktpreise; Allokationsfaktoren: 97.7% für Ethanol und 2.3% für DDGS).
- Der Prozess für die *Vergärung von Roggen* entspricht im Wesentlichen dem Prozess für die Vergärung von Kartoffeln (s. dort). Die Allokation der Roggenbereitstellung auf Ethanol und das Nebenprodukt DDGS erfolgt nach ökonomischen Kriterien (Allokationsfaktoren: 98.1% für Ethanol und 1.9% für DDGS). Für den Roggenanbau wurden zwei unterschiedliche Szenarien berücksichtigt. Einerseits der Europäische Durchschnittsertrag, der aufgrund von extensiven Anbauflächen in Osteuropa relativ niedrig ist (Roggen RER, 3.2 t/ha*y), andererseits ein ertragsoptimierter Anbau wie er in der Schweiz und in Deutschland betrieben wird (Roggen DE, 6 t/ha*y), was für eine energetische Nutzung das wahrscheinlichere Szenario darstellt.
- Ethanol aus fossilen Quellen und Benzin dienen als Referenzprodukte.

Tabelle 2 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Ethanol, 95%, auf der Stufe Destillation

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Holz	Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Holz, ab Destillation	1b*
Gras	Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Gras, ab Destillation	1a*
Kartoffeln	Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Kartoffeln, ab Destillation	1b*
Zuckerrübe	Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Zuckerrübe, ab Destillation	1a*
Zuckerrüben Melasse	Zuckerproduktion & Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Zuckerrüben Melasse, ab Destillation	1b*
Molke	Fermentation	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Molke, ab Destillation	1a*
Zuckerrohr	Fermentation	BR	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Zuckerrohr, ab Destillation	1a*
Zuckerrohr Melasse	Zuckerproduktion & Fermentation	BR	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Zuckerrohr Melasse, ab Destillation	1b*
Zuckerhirse	Fermentation	CN	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Zuckerhirse, ab Destillation	1b*
Mais	Fermentation	US	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Mais, ab Destillation	1b*
Roggen	Fermentation	DE	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Roggen, ab Destillation	1b*
Roggen	Fermentation	RER	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Roggen, ab Destillation	1b*
Fossil	Raffinierung	RER	Ethanol aus Ethylen, ab Werk	V2.0
Fossil	Raffinierung	CH	Benzin, schwefelarm, ab Raffinerie	E2k

*) Im Rahmen des Teilprojektes 1 wurden Ethanol 99.7%v/v-Datensätze für einen Mix von verschiedenen Ausgangsprodukten berechnet. Im Rahmen der vorliegenden Fragestellung werden analoge Datensätze aus jeweils einem spezifischen Rohstoff erstellt.

Die Produktion von ETBE sowie MTBE werden auf dieser Stufe (d.h. nur Produktion, ohne anschließende Nutzung) nicht berücksichtigt. Diese Produkte werden im Kapitel 3.3 untersucht.

Resultate

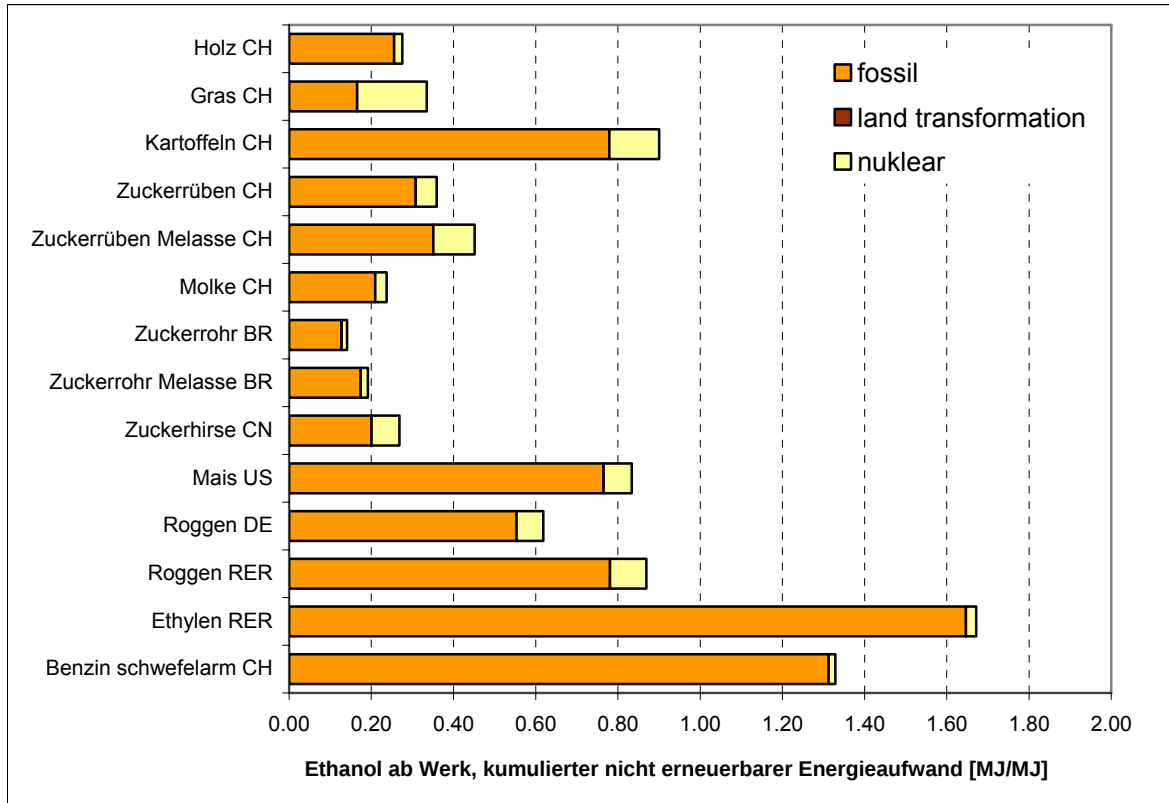


Abbildung 26 Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Bioethanol.

Der kumulierte, nicht erneuerbare Energieaufwand von Ethanol aus Ethylen liegt über 1.5 und ist damit deutlich grösser als der entsprechende Energieaufwand für die verschiedenen Bioethanol-Herstellungsvarianten. Der kumulierte, nicht erneuerbare Energieaufwand für Benzin ist höher als der entsprechende Energieaufwand für die berücksichtigten Bioethanol-Herstellungsvarianten, jedoch tiefer als derjenige für die Herstellung aus Ethylen.

Für Bioethanol aus Kartoffeln CH, Mais US, Roggen DE und Roggen RER liegt der kumulierte, nicht erneuerbare Energieaufwand zwischen 0.5 und 1, für die weiteren Herstellungsvarianten unter 0.5. Der geringe kumulierte, nicht erneuerbare Energieaufwand für Molke ist u.a. dadurch zu erklären, dass gemäss Allokation nur rund 20% des Aufwandes auf Ethanol, der grösste Teil aber auf die Hefepaste entfällt. Die ebenfalls geringen Werte für Bioethanol aus Zuckerrohr, Zuckerrohr Melasse sowie Zuckerhirse sind darauf zurückzuführen, dass einerseits die Flächenerträge aufgrund günstiger Umweltbedingungen hoch sind, und andererseits die für den Prozess erforderliche Energie weitgehend aus der Verbrennung von Bagasse, einem Co-Produkt aus der Verarbeitung von Zuckerrohr, stammt. Der relativ hohe Wert für die Produktion von Bioethanol aus Mais US entspricht Literaturwerten und ist auf einen hohen Einsatz von fossiler Energie beim landwirtschaftlichen Anbau zurückzuführen. Der vergleichsweise hohe Energieaufwand für Bioethanol aus Kartoffeln CH und Roggen RER lässt sich durch den relativ geringen ökonomischen Wert der Nebenprodukte (<5%) und durch die vergleichsweise niedrigen Flächenerträge beim Roggen erklären.

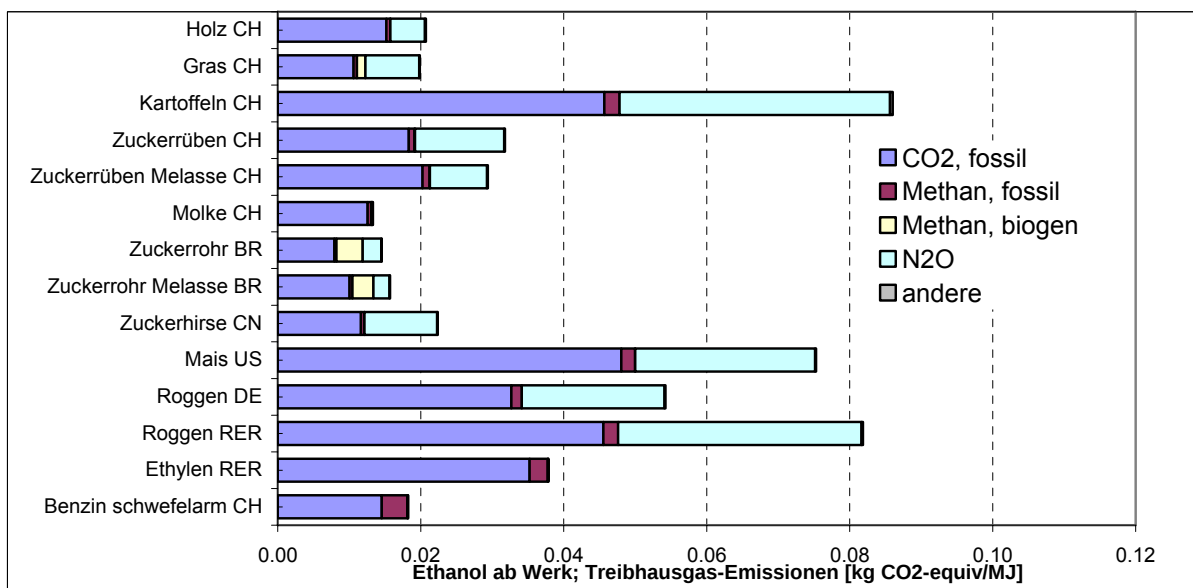
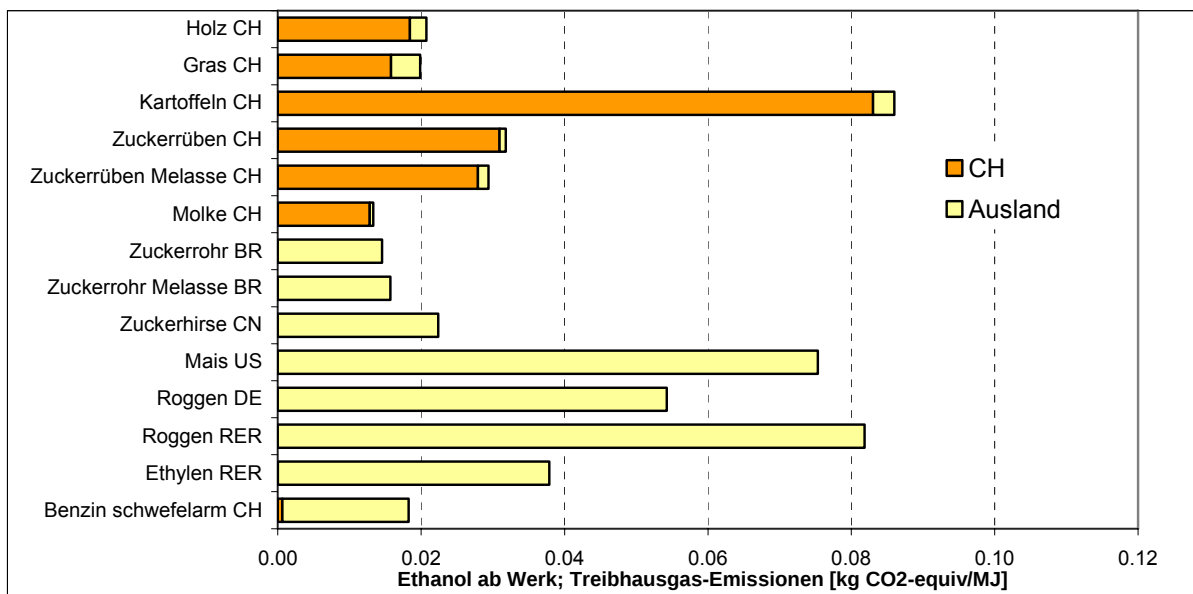
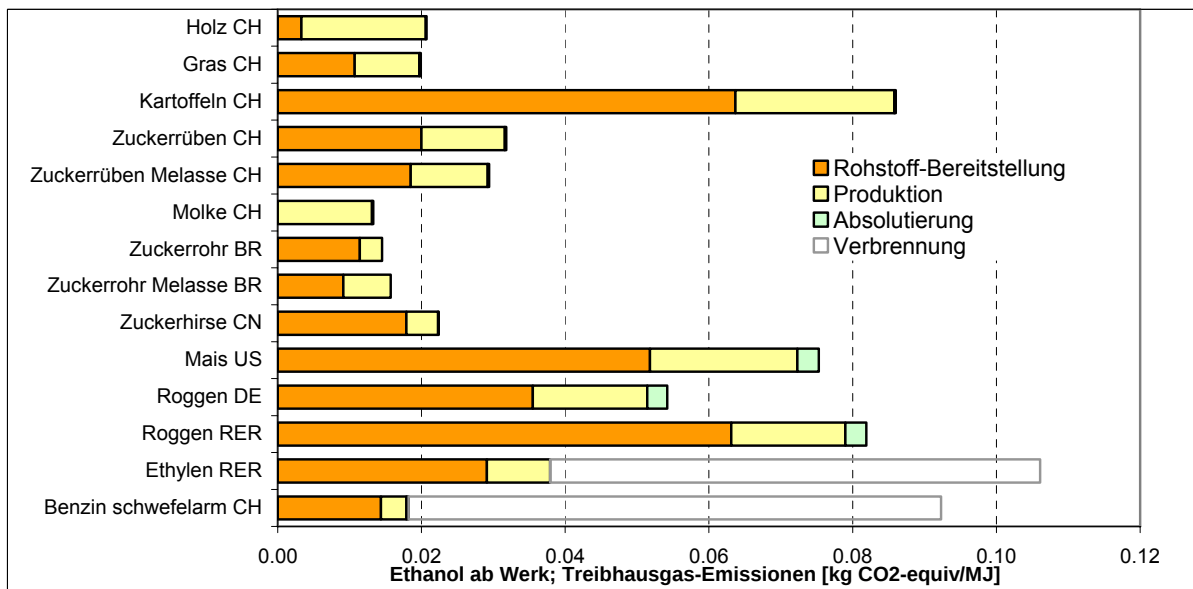


Abbildung 27 Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Bioethanol, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).

Die meisten THG-Emissionen fallen bei der Bioethanol-Herstellung aus Kartoffeln CH, Mais US sowie Roggen RER und DE an. Die Unterschiede zwischen Roggen in Europa (RER) und Deutschland ergeben sich aus den unterschiedlichen Flächenerträgen, welche für die Berechnungen verwendet wurden. Am meisten ins Gewicht fallen dabei jeweils die THG-Emissionen bei der Rohstoff-Bereitstellung, d.h. landwirtschaftlichen Produktion. Die CO₂-Emissionen machen jeweils den grössten Anteil an den THG-Emissionen aus, gefolgt von Lachgas, das bei den Düngemittel-intensiven Kulturen fast ebenso relevant ist. Der geringe Anteil ausländischer Emissionen bei der Bioethanol-Herstellung in der Schweiz lässt sich ebenfalls durch die gewichtige Rolle der Landwirtschaft erklären.

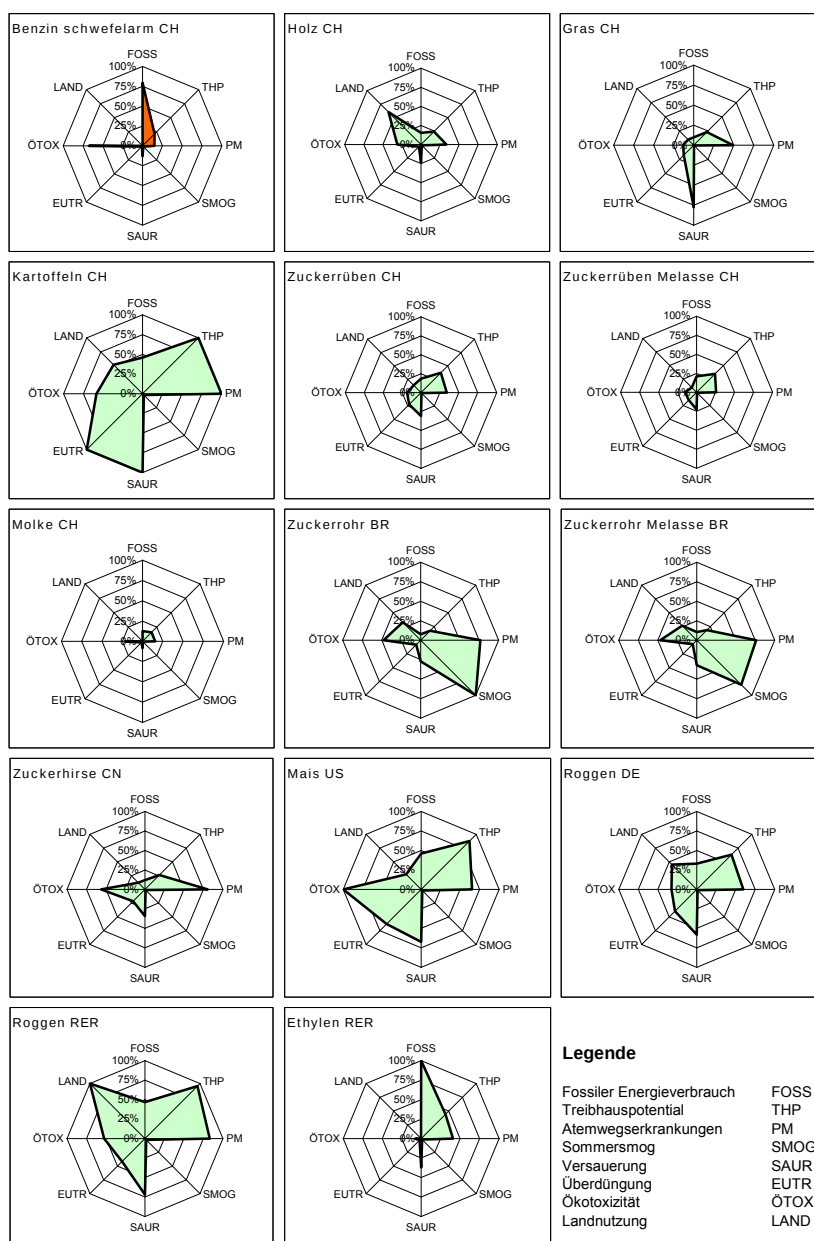


Abbildung 28 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Bioethanol (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).

Die Aufbereitung von Molke CH zeigt erwartungsgemäss – es handelt sich um einen Abfall – die geringsten Umweltauswirkungen für die ausgewählten Indikatoren. Vergleichsweise gering sind die Umweltauswirkungen auch bei Bioethanol aus Holz, Gras, Zuckerrüben CH, Zuckerrüben Melasse CH und Zuckerhirse CN. Bei der Herstellung von Bioethanol aus Holz fällt die starke Gewichtung der Landnutzung auf, die aber bei der in Mitteleuropa verbreiteten nachhaltigen Waldbewirtschaftung kei-

ne grosse Rolle und bei der Verwendung von Altholz gar keine Rolle spielt. Die geringsten Umweltauswirkungen bei den Landwirtschaftsprodukten weisen die Pfade aus Gras, Zuckerrüben und Zuckerhirse auf. Das Abbrennen der Blätter vor der Ernte führt bei der ansonsten mit geringen Umweltauswirkungen verbundenen Produktion von Bioethanol aus Zuckerrohr zu starker Luftbelastung durch Partikel sowie zu erhöhter Smogbildung. Deutlich am meisten Belastungen verursacht die Herstellung von Bioethanol aus Kartoffeln CH (Treibhauspotential, Atemwegserkrankungen, Eutrophierung, Versauerung), Mais US (Treibhauspotential, Atemwegserkrankungen, Ökotoxizität, Eutrophierung, Versauerung) sowie Roggen RER (Landnutzung, Treibhauspotential, Atemwegserkrankungen, Ökotoxizität, Versauerung). Für Bioethanol aus Roggen DE sieht das Verteilungsmuster ähnlich wie für Bioethanol aus Roggen RER aus, wobei aber alle Belastungen aufgrund der höheren Flächenerträge geringer ausfallen.

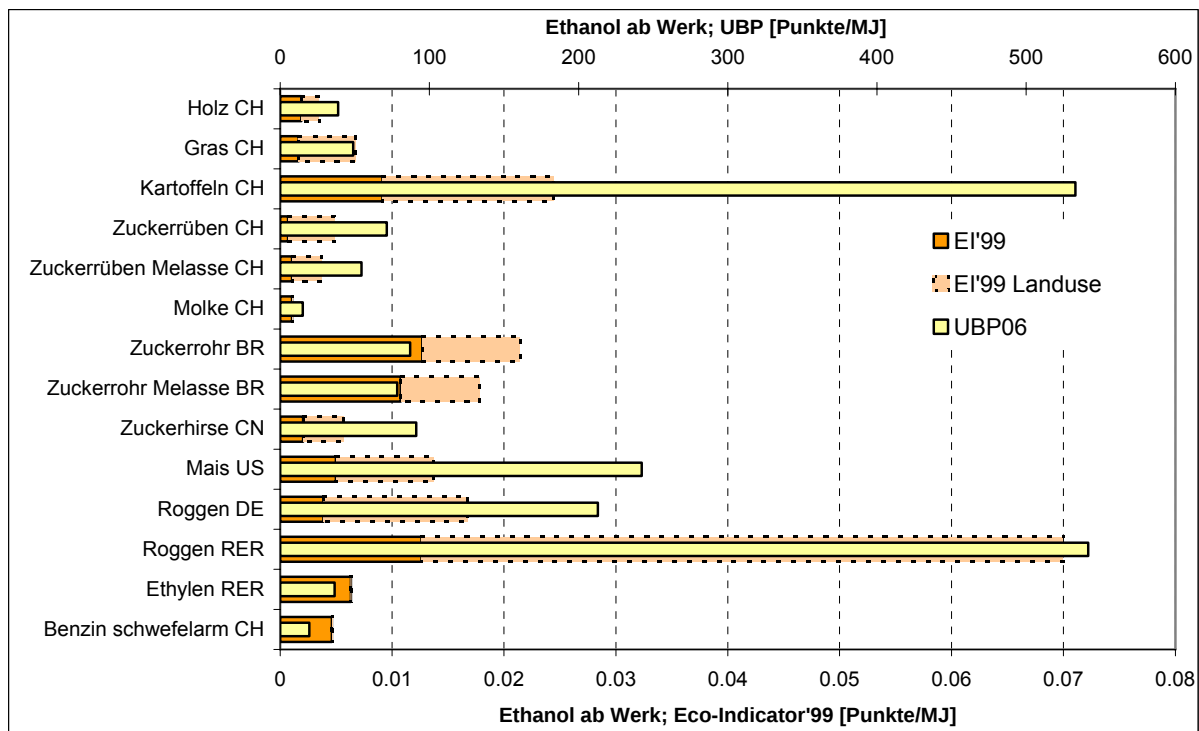


Abbildung 29 Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Bioethanol mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Die Gesamtbeurteilung der Umweltbelastungen zeigt für den Molkeprozess die tiefsten Werte, gefolgt von Holz CH und Gras CH. Alle drei Prozesse weisen ähnlich niedrige Umweltauswirkungen auf wie die Bereitstellung von fossilen Treibstoffen. Das Abbrennen der Felder vor der Ernte führt bei der brasilianischen Ethanolproduktion aus Zuckerrohr zu etwas schlechteren Werten. Doppelt so hoch liegen aber die Umweltbelastungen bei der Produktion von Ethanol aus Kartoffeln CH, Mais US und Roggen RER.

Die hohe Bewertung von Roggen RER bei Eco-indicator 99 ist auf die starke Gewichtung der Landnutzung zurückzuführen. Kartoffeln CH erhalten bei der UBP-Methodik eine hohe Bewertung wegen der Belastung des Bodens mit Nährstoffen und Pestiziden.

Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Zuckerrohr-Produktion“

Der Einfluss des Anteils an abgeholztem Urwald für die Produktion von Zuckerrohr auf das Resultat für Ethanol aus Zuckerrohr wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Heute stammen weniger als 0.05% der Ethanolproduktion in Brasilien aus dem Amazonasgebiet. Aufgrund von stärkerer Nachfrage im In- und Ausland nach Ethanol wird davon ausgegangen, dass sich die Fläche für den Zuckerrohr-Anbau in den nächsten Jahren deutlich vergrössern wird – hier stellt sich die Frage, in welchen Regionen dies möglich ist. Deshalb wurden, ausgehend von den Originaldaten für die Zuckerrohrproduktion, welche auf 0% Abholzung des Urwaldes basieren, die folgenden beiden Szenarien gerechnet:

-> Szenario „0.5% Urwald“: 0.5% der benötigten Landfläche aus Rodung von Urwald

-> Szenario „1% Urwald“: 1% der benötigten Landfläche aus der Rodung von Urwald

Dabei wurde angenommen, dass der C-Gehalt im abgeholzten Boden, analog wie bei Soja aus Brasilien, im Bereich von 12.3 t/ha liegt.

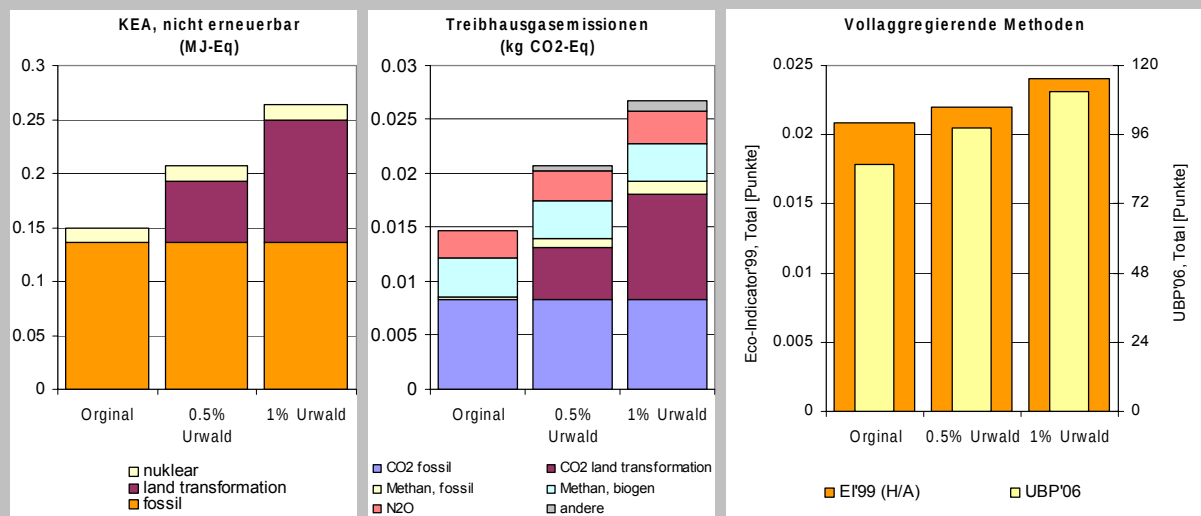


Abbildung 30 Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Zuckerrohr-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UB P 06 (links)

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein sehr analoges Bild. Bei den beiden Einzelfaktoren (KEA nicht-erneuerbar, THP) führt die Rodung von 0.5% Urwaldfläche zu einer Zunahme des Impacts auf der Stufe „Ethanol, 99.7%v/v, ab Produktion“ von rund 40% - eine Zunahme welche sich anschließend linear fortsetzt. Bei den beiden aggregierten Bewertungen führt diese Urwaldrodung ebenfalls zu einer Zunahme des Wertes – allerdings nur um rund 5-15%, wiederum aufgrund der Tatsache, dass in diese beiden aggregierenden Methoden eine ganze Reihe von Faktoren einfließen – Faktoren, welche nur zu einem Teil durch die hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse beeinflusst werden.

3.1.4 Biomass-to-Liquid (BTL)-Treibstoffe

Beschreibung der Varianten

Der Begriff 'BTL-Treibstoffe' umfasst Treibstoffe, welche aus der Aufbereitung von Synthesegas (Syngas) erhalten werden. Syngas ist ein universelles Zwischenprodukt aus der Vergasung von organischem Material, aus dem ein breites Spektrum synthetischer Treibstoffe hergestellt werden kann (u.a. Fischer-Tropsch Diesel, Benzin, Naphtha, Kerosen, Methanol, Ethanol, Wasserstoff, Dimethylether, etc.).

Derzeit liegt lediglich ein Datensatz für Methanol aus Syngas vor, welchem zwei verschiedene Holzvergasungsvarianten zugrunde liegen. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden diese zwei Varianten miteinander verglichen.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die in Tabelle 3 aufgeführten und nachfolgend beschriebenen Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methanol, 99.9% berücksichtigt:

- Die Herstellung von *Methanol aus Synthesegas ab Festbettvergasung* CH beinhaltet die Herstellung von Synthesegas aus gemischten Holzschnitzeln, welches dann anschliessend zu Methanol hydriert wird. Die Herstellung von Synthesegas ausgehend von gemischten Holzschnitzeln umfasst die Trocknung (auf 10-15% Feuchtigkeitsgehalt) und Zerkleinerung der Holzschnitzeln (auf eine Grösse von 30x30x30 mm), die Festbettvergasung der Schnitzeln sowie eine Reinigung von Verunreinigungen und Schadstoffen. Die erforderliche Wärmeenergie stammt von der Verbrennung von Synthesegas nach der Reinigung. Vor der Hydrierung zu Methanol

wird das Synthesegas, welches hauptsächlich aus H_2 , CO , CO_2 und CH_4 besteht, aufbereitet und konditioniert. Dies beinhaltet die Konversion von Methan zu CO und H_2 durch Dampf, die Anpassung des $H_2:CO$ Verhältnisses durch Umwandlung von CO zu H_2 und CO_2 ebenfalls mittels Dampf, sowie die Entfernung von CO_2 . Wegen Datenmangels wurde die Methanolerzeugung stark an die Herstellung von Methanol aus Erdgas angelehnt.

- Die Herstellung von *Methanol aus Synthesegas ab Wirbelschichtvergasung* CH beinhaltet im Wesentlichen dieselben Prozessschritte wie die Herstellung von Synthesegas ab Festbettvergasung CH. Der grösste Unterschied zur Herstellung ab Festbettvergasung besteht im Vorhandensein eines zirkulierenden Bettes innerhalb des Vergasers. Das Bett besteht hauptsächlich aus Sand, welcher Träger für die Prozesswärme ist. Da der Sand im Reaktor zirkuliert, wird er mit Verunreinigungen beladen und muss regelmässig ersetzt werden.
- Methanol ab fossilen Quellen und Benzin dienen als Referenzprodukte.

Tabelle 3 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methanol 99.9%

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Altholz-Mix	Wirbelschichtvergasung	CH	Methanol, aus Synthesegas, ab Wirbelschichtvergasung, ab Werk	1a
Altholz-Mix	Festbettvergasung	CH	Methanol, aus Synthesegas, ab Festbettvergasung, ab Werk	1a
Fossil		GLO	Methanol, ab Werk	E2k
Fossil		CH	Benzin, schwefelarm, ab Raffinerie	E2k

Resultate

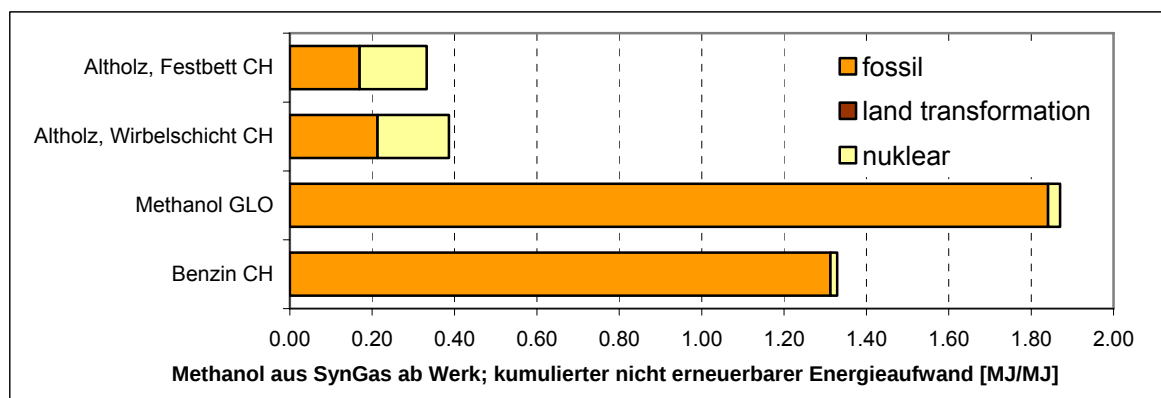


Abbildung 31 Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methanol.

Der nicht erneuerbare Energieanteil bei der Methanol-Produktion aus Holz beträgt 0.35 – 0.4 MJ pro MJ Methanol. Das Festbettverfahren ist etwas energieeffizienter als das Wirbelschichtverfahren.

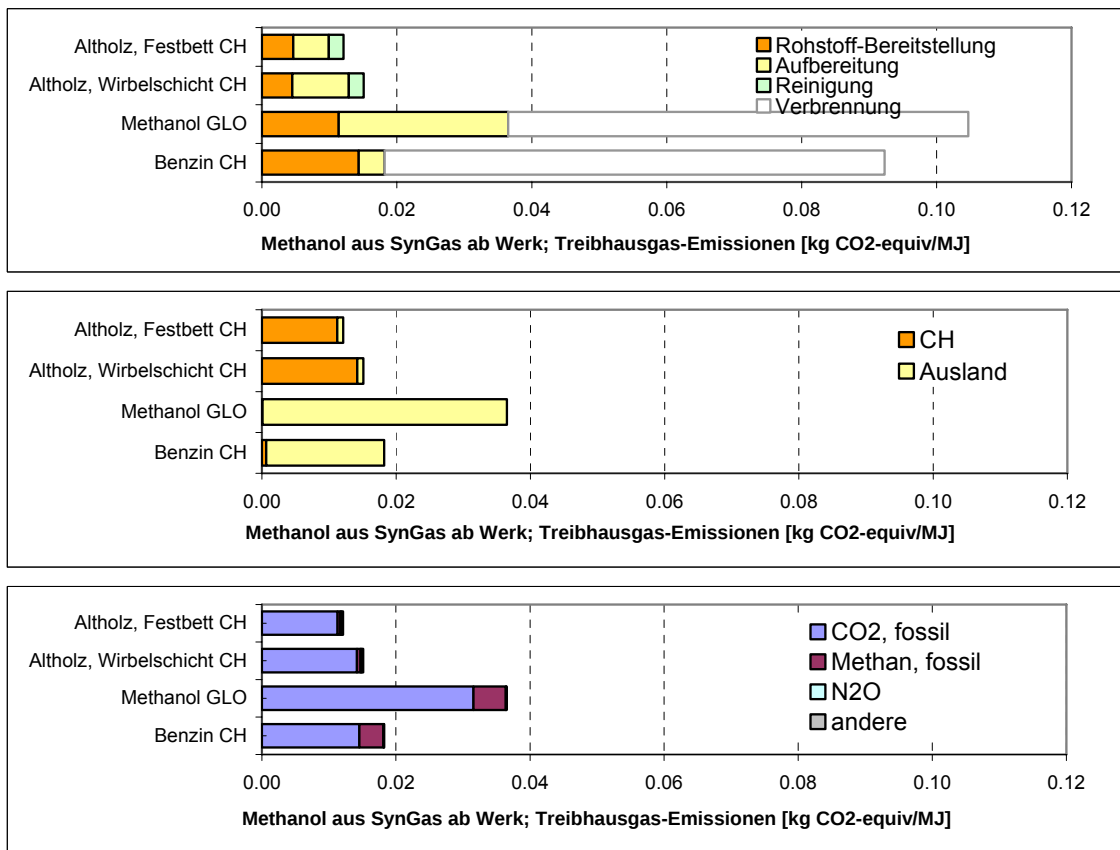


Abbildung 32 Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methanol, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).

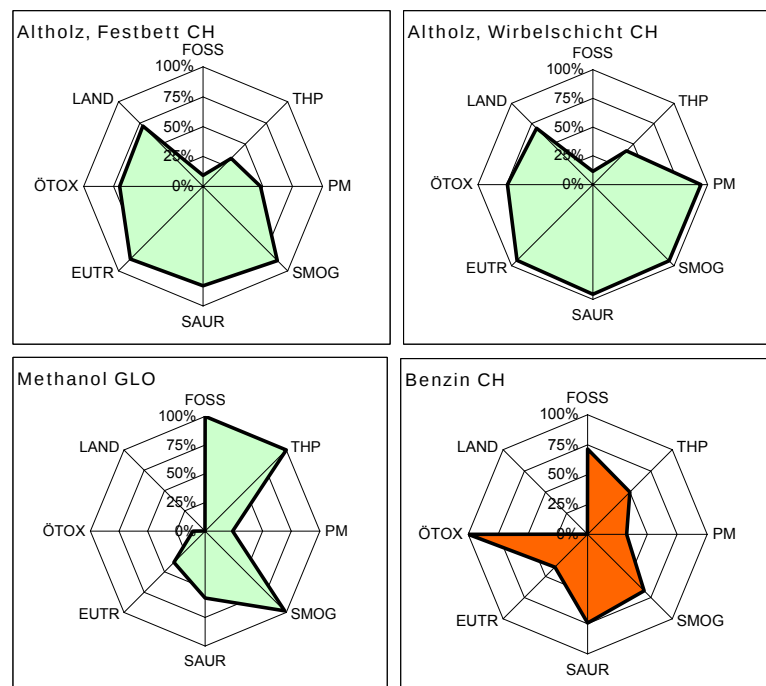


Abbildung 33 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methanol (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).

Trotz dem relativ hohen Anteil an eingesetzter Energie, ist das Treibhaus-Potential sehr gering, da im Prozess keine treibhausrelevanten Gase entweichen. Entsprechend ist das Treibhauspotential durch

die CO₂-Emissionen bestimmt. Das etwas effizientere Festbett-Verfahren führt zu einer gegenüber dem Wirbelschicht-Verfahren leicht verminderten Treibhauswirkung.

Die Umweltbelastungen auf der Midpoint-Ebene unterscheiden sich nicht sehr stark von den fossilen Referenzen (Abbildung 33). Eutrophierung, Versauerung, Sommersmogbildung und Feinstaubemissionen sind gegenüber der fossilen Referenz erhöht, da mehr Transportleistung (vom Wald zur Fabrik) erbracht werden muss.

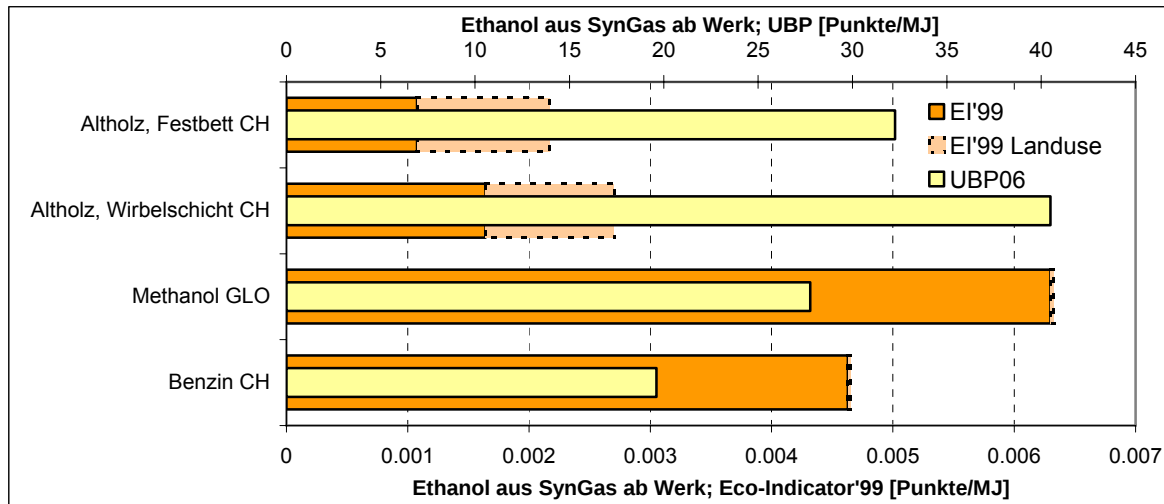


Abbildung 34 Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Ethanol aus Synthesegas mit Eco-indicator 99 und UBP 06

Sensitivitätsanalyse „Verwendung unterschiedlicher Holzfraktionen“

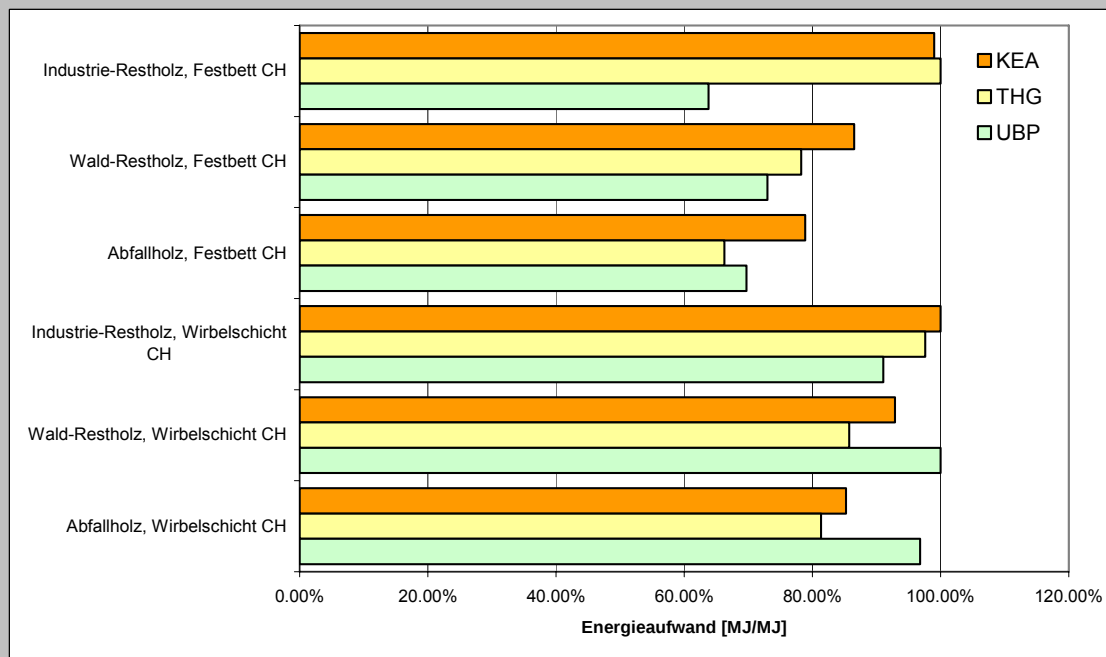


Abbildung 35 Vergleich der Umweltauswirkungen verschiedener Holzfraktionen zur Methanol-Herstellung. Dargestellt sind der nicht erneuerbare Energieaufwand (KEA), die totalen Treibhausgas-Emissionen und die gesamte Umweltbelastung bewertet mit der UBP-Methode (UBP).

In Abbildung 35 werden die Unterschiede in den Umweltauswirkungen verglichen, wenn spezifische Holzfraktionen verwendet werden. Grundsätzlich sind auch hier die Unterschiede nicht sehr gross. Aus Sicht der Energieeffizienz und der THG-Emissionen schneiden Wald-Restholz und Abfallholz am besten ab, bei der integrierten UBP-Bewertung dagegen das industrielle Restholz, da hier der Transportaufwand niedriger ist.

3.1.5 Pflanzliche Öle

Pflanzliche Öle (d.h. Öl aus Raps, Sonnenblumen, Erdnuss oder Soja, aber auch aus Altspeiseöl) können ohne Veresterung in Dieselmotoren (z.B. LkW) eingesetzt werden, es sind aber geringe Umrüstungen nötig (mind. Zweitanksystem: Kaltstart mit Diesel und Spülung vor Abschalten).

Beschreibung der Varianten

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die in Tabelle 4 aufgeführten und nachfolgend beschriebenen Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Pflanzenöl berücksichtigt:

- Die *Aufbereitung von Altspeiseöl CH* beinhaltet die Sammlung und Auslieferung von Altspeiseöl an die Aufbereitungsanlage, die Behandlung der Verunreinigungen und die Entfernung von Wasser, sowie die Konditionierung und Lagerung. Ein wichtiger Schritt bei dieser auf eine anschließende Produktion von Methylester ausgerichteten Aufbereitung von Altspeiseöl besteht in der Veresterung von freien Fettsäuren (6.5 Gew.-%) mit einer Technologie, die derjenigen der Trans-Veresterung von Speiseöl in Methylester sehr ähnlich ist. Wegen Datenmangels wurde deshalb der Aufbereitungsprozess bezüglich Energieverbrauch und Infrastruktur an den Veresterungsprozess angelehnt. Das aufbereitete Altspeiseöl besteht aus 6.5 Gew.-% Fettsäuremethylester (FAME) und 93.5 Gew.-% Triglyceride. Für die Sammlung des Altspeiseöls und die Anlieferung der Hilfsstoffe wurden Standardentfernungen eingesetzt (100 km durch einen 16 t LKW für Altspeiseöl). Dem Altspeiseöl vor der Sammlung und Aufbereitung wurden keine Umweltauswirkungen zugeordnet.
- Für die *Aufbereitung von Altspeiseöl FR* werden derselbe Prozess und dieselben LCI-Daten wie für die Aufbereitung von Altspeiseöl CH verwendet; wo immer möglich wurden FR- und RER-spezifische Daten verwendet (Transport, Methanol, Strom). Wärme wird – gleich wie für die Aufbereitung von Altöl in der Schweiz – über die Verbrennung von Erdgas generiert.
- Die *Gewinnung von Rapsöl CH* erfolgt mit Hilfe der Kaltpress-Methode. Die Prozessbeschreibung sowie die LCI-Daten für die Gewinnung von Rapsöl CH stammen aus der Biodiesel-Anlage EcoEnergie Etoy in der Schweiz. Im Gegensatz zu den meisten Ölmühlen und Biodieselanlagen, ist der Prozess wegen der geringen Grösse der zugrundeliegenden (Pilot-)Anlage in Etoy vollständig elektrisch. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Raps-Bereitstellung auf das Rapsöl und das Nebenprodukt Rapsmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (CH-Marktpreise).
- Die *Gewinnung von Rapsöl RER* erfolgt durch Lösungsmittlextraktion mit Hexan; das Lösungsmittel wird dabei zum grössten Teil zurückgewonnen und rezykliert. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Raps-Bereitstellung auf das Rapsöl und das Nebenprodukt Rapsmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (RER-Marktpreise).
- Die *Gewinnung von Sojaöl CH* erfolgt durch Lösungsmittlextraktion mit Hexan; das Lösungsmittel wird dabei zum grössten Teil zurückgewonnen. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Soja-Bereitstellung auf Sojaöl und das Nebenprodukt Sojabohnenmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (CH-Marktpreise).
- Die *Gewinnung von Sojaöl US* erfolgt durch Lösungsmittlextraktion mit Hexan, wobei Sojaöl und Sojabohnenmehl als Produkte anfallen. Das Lösungsmittel wird zum grössten wiedergewonnen und recycelt. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Soja-Bereitstellung auf Sojaöl und das Nebenprodukt Sojabohnenmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (US-Marktpreise).
- Für die *Gewinnung von Sojaöl BR* werden derselbe Prozess und dieselben Daten wie für die Gewinnung von Sojaöl US verwendet. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Soja-Bereitstellung auf Sojaöl und das Nebenprodukt Sojabohnenmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (BR-Marktpreise).
- Die *Gewinnung von Palmöl MY aus Palmfruchtständen* und von *Palmkernöl MY* erfolgt über eine Reihe von mechanischen und thermischen Prozessen. Zunächst werden die Palmfruchtstände sterilisiert. Anschliessend werden in einer Drehohrtrommel die Früchte von den Fruchtständen abgetrennt. Aus den Früchten wird Öl durch Kaltpressung extrahiert und anschliessend gereinigt. Der dabei anfallende Presskuchen wird mittels Lufttrennherd (air classifier) und Zyklonen getrocknet und in Nüsse (bestehend aus der Schale und dem Kern) sowie Fasern ge-

trennt. Mit Hilfe von Reissern werden die Kerne von den Schalen getrennt; aus den Nüssen wird wiederum Palmkernöl (durch ein Kaltpressverfahren) und Palmkernmehl gewonnen. Die gesamte, für diese Prozesse erforderliche Energie wird aus den dabei anfallenden Schalen, Fasern und leeren Fruchtständen gewonnen. Die Allokation der Umweltauswirkungen der Palmfrucht-Bereitstellung auf Palmöl, Palmkernöl und Palmkernmehl erfolgt nach ökonomischen Kriterien (MY-Marktpreise).

- Als Referenzprodukt dient Heizöl ab Raffinerie.

Tabelle 4 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1MJ Pflanzenöl

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Altspeiseöl	Aufbereitung	CH	Pflanzenöl, aus Altspeiseöl, ab Aufbereitung	1a
Altspeiseöl	Aufbereitung	FR	Pflanzenöl, aus Altspeiseöl, ab Aufbereitung	1a
Raps	Ölgewinnung	CH	Rapsöl, ab Ölmühle	1a
Raps	Ölgewinnung	RER	Rapsöl, ab Ölmühle	1b
Soja	Ölgewinnung	CH	Sojaöl, ab Werk	E2k
Soja	Ölgewinnung	US	Sojaöl, ab Werk	1b
Soja	Ölgewinnung	BR	Sojaöl, ab Werk	1b
Palmfruchtstände	Ölgewinnung	MY	Palmöl, ab Ölmühle	1b
Palmkerne	Ölgewinnung	MY	Palmkernöl, ab Ölmühle	1b
fossil	Raffinierung	CH	Heizöl S, ab Raffinerie	E2k

Resultate

Der geringste Aufwand an nicht erneuerbarer Energie von jeweils weniger als 0.2 MJ pro MJ Pflanzenöl steckt einerseits in den aufbereiteten Altölen, andererseits im amerikanischen Sojaöl, das unter klimatisch optimalen Bedingungen und auf grossen Feldern effizient produziert wird (Abbildung 36). Deutlich mehr nicht erneuerbare Energie wird bei der inländischen Produktion von Raps- und Sojaöl benötigt (0.4 MJ), noch mehr bei der Gewinnung von Öl aus konventionellem Rapsanbau in Deutschland (0.6 MJ). Gründe hierfür sind geringere Erträge und, aufgrund der kleineren Anbauflächen, ein höherer Anteil an maschinellen Aufwand.

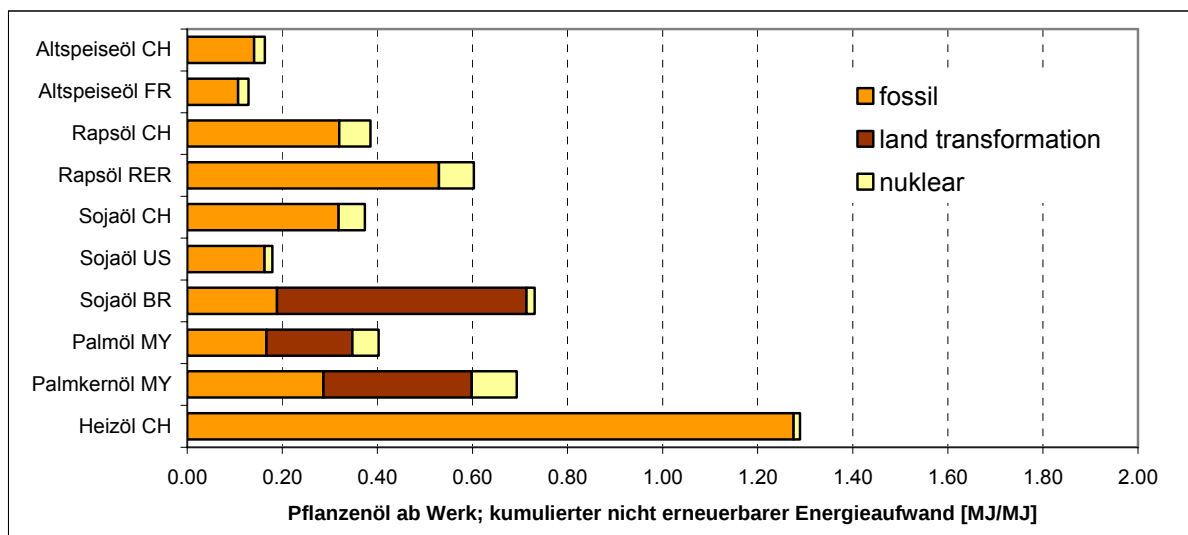


Abbildung 36 Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Pflanzenöl.

Ebenfalls energetisch sehr günstig wäre die Erzeugung von Sojaöl in Brasilien und von Palmöl in Malaysia. In beiden Fällen werden jedoch Urwaldflächen zur Erzeugung neuen Ackerlandes brandgerodet – in Brasilien 3.2% der jährlichen Anbaufläche. Wenn die in den Bäumen und im Waldboden enthaltene Energie dem nicht erneuerbaren Energieaufwand hinzugerechnet wird, verschlechtert sich die

Bilanz markant, insbesondere für den brasilianischen Sojaanbau (0.7 MJ Energieaufwand für 1 MJ Pflanzenöl).

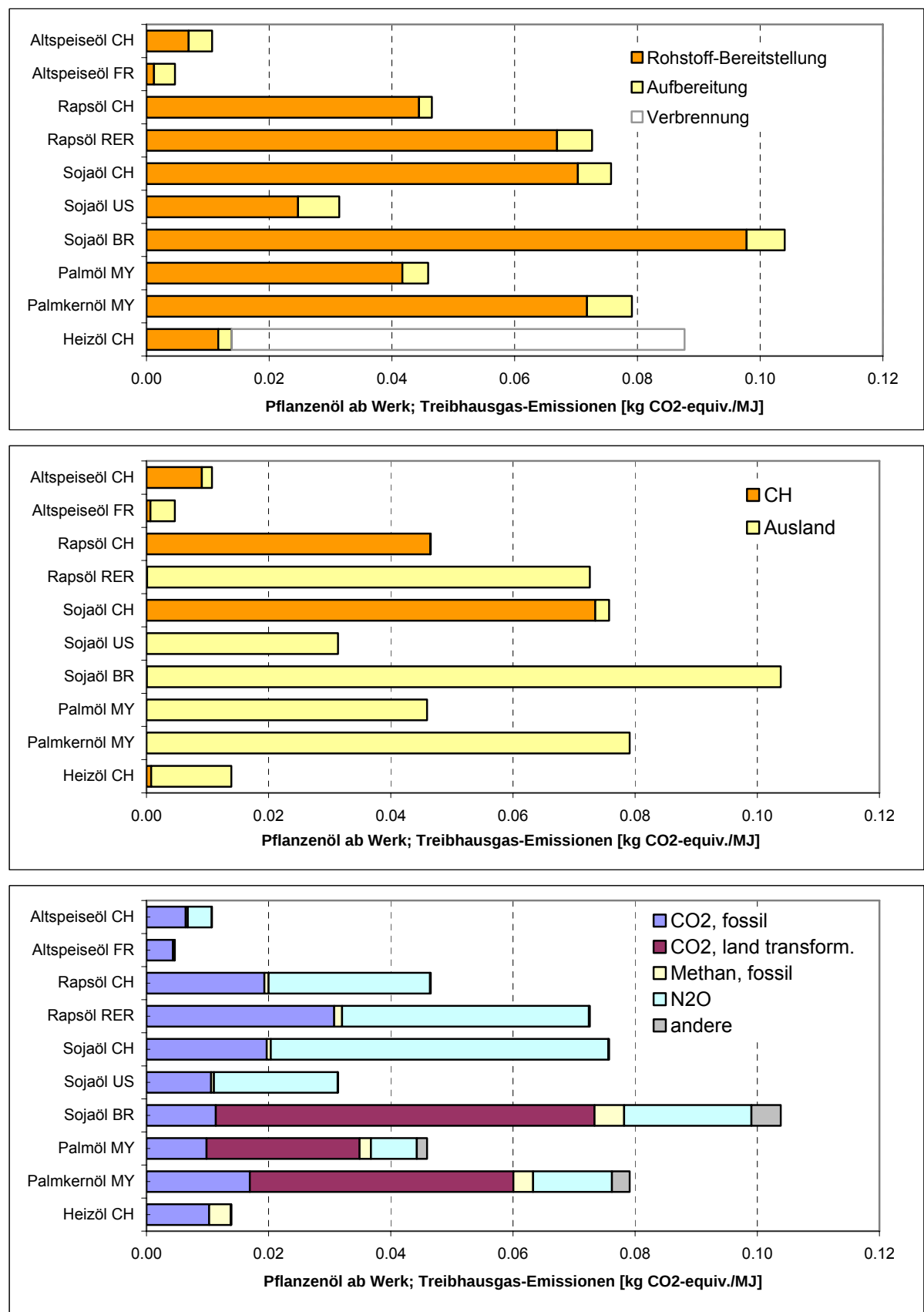


Abbildung 37 Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl, aufgeschlüsselt nach Emissions-Region (oben), Prozesskette (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).

Erwartungsgemäss entstehen bei der Aufbereitung von pflanzlichen Altölen am wenigsten Treibhausgasemissionen, da die Rohstoffbereitstellung entfällt. Die Werte sind niedriger als bei der Raffinierung und Bereitstellung von Heizöl. Das in der Schweiz aufbereitete Altspeiseöl weist dennoch einen Bereitstellungs-Anteil auf, da Glycerin aus der Rapsöl-Gewinnung zur Anwendung kommt. Beim französischen Altöl ist der Aufbereitungs-Prozess dagegen mit der Veresterung gekoppelt und das dabei entstehende Glycerin kann intern genutzt werden.

Die übrigen Bereitstellungsketten sind alle stark von der Landwirtschaft geprägt. Durchs Band entfallen 95% der Treibhausgas-Emissionen auf den landwirtschaftlichen Anbau und nur gerade 5% auf die Ölgewinnung (Abbildung 37 Mitte). Entsprechend konzentrieren sich die Emissionen auch auf die jeweiligen Produktionsländer (Abbildung 37 oben). Die Treibhausgas-Emissionen sind beim Europäischen und amerikanischen Anbau dominiert von Lachgas-Emissionen aus den Landwirtschaftsflächen (Abbildung 37 unten). Ebenfalls relevant sind fossile CO₂-Emissionen aus der Verwendung von fossilen Treib- und Brennstoffen. Der Sojaanbau in Brasilien, aber auch die Ölpalm-Kulturen in Malaysia werden dominiert vom CO₂, das bei der Brandrodung und dem darauf folgenden Abbau der organischen Bodenfraktionen frei wird.

Schweizer Rapsöl weist im Vergleich zum Deutschen Rapsöl eine bessere Energie- und Treibhausgasbilanz auf, weil in der Schweiz viel Mist, etwas Gülle verwendet und nur ca. 22g Mineraldünger/kg verwendet wird. Beim deutschen Anbau sind es ca. 150g/kg.

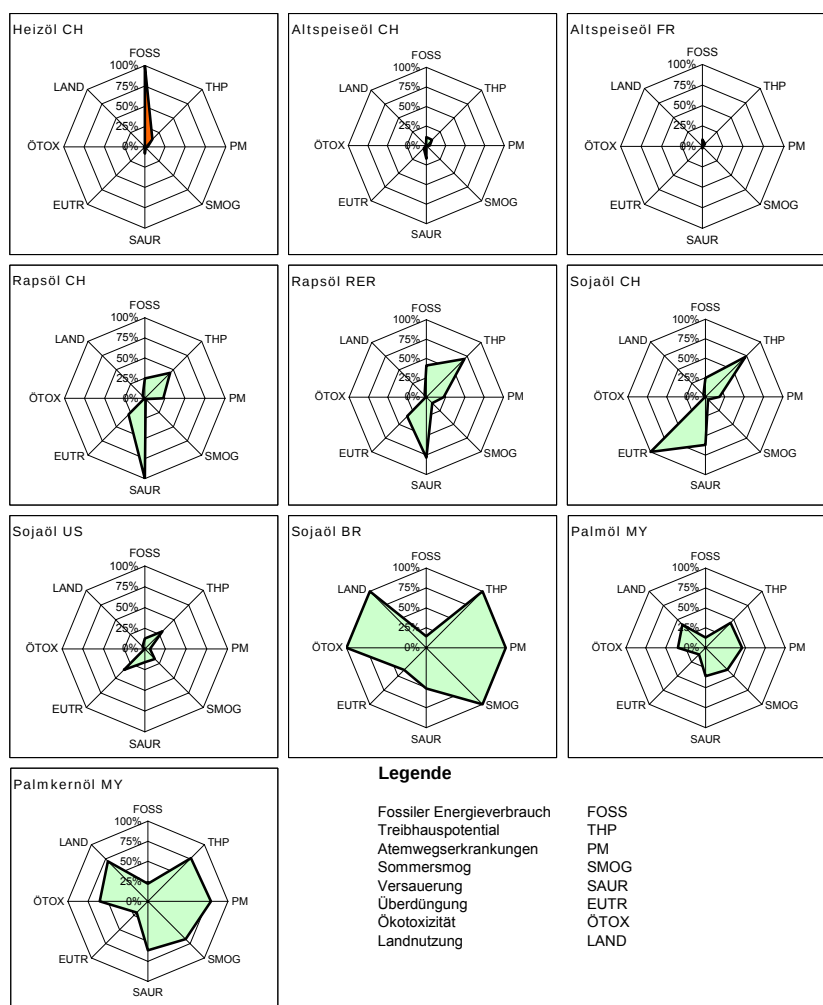


Abbildung 38 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).

Die Aufbereitung von Altspeiseöl hat erwartungsgemäss sehr geringe Auswirkungen bei allen Umwelt-Indikatoren, die Unterschiede zwischen der Schweizer und der französischen Kette rühren von der unterschiedlichen Herkunft des Glycerins (FR: interne Nutzung, CH: externes Produkt). Die einheimische und die deutsche Produktion von Rapsöl und Sojaöl führen zu Umweltbelastungen bei Boden-

versauerung und Überdüngung, die durch das Auswaschen von Nährstoffen verursacht werden. Die amerikanische Sojaöl-Produktion zeichnet sich wegen ihrer hohen Effizienz durch geringe Umweltauswirkungen aus. Die Brandrodung beim brasilianischen Sojaanbau und in geringerem Masse beim malaiischen Palmölanbau führt dagegen zu starker Luftbelastung (Partikel, CO, organische Fraktionen) und dadurch zu erhöhter Smogbildung und Ökotoxizität.

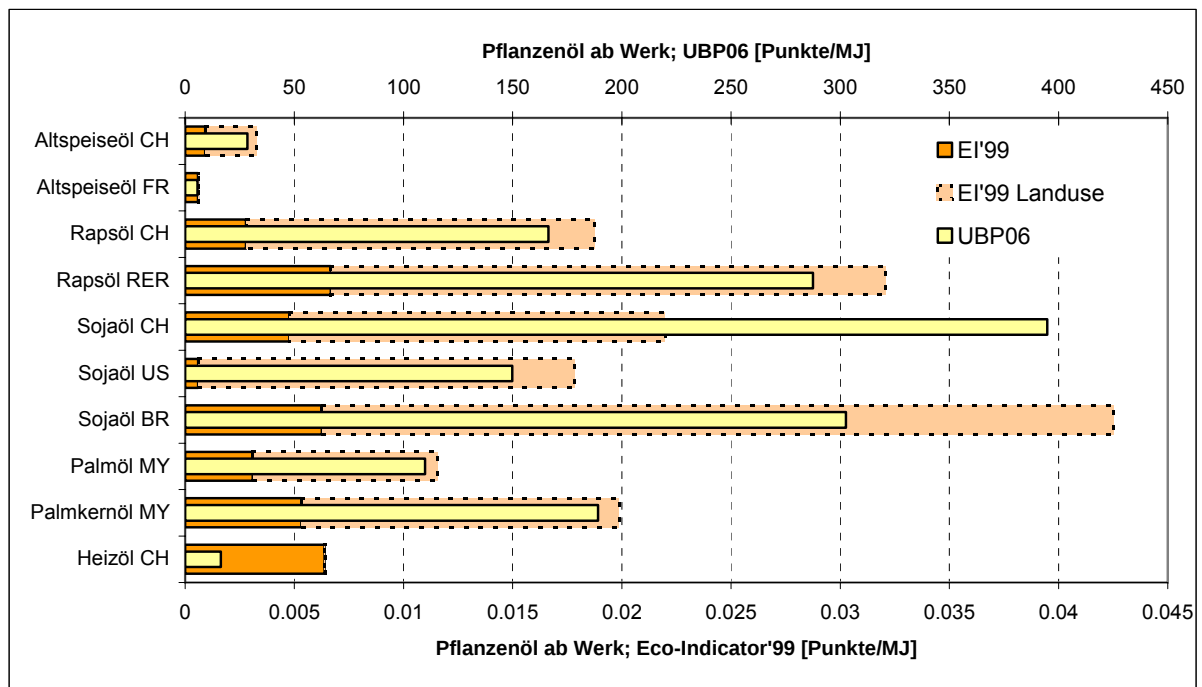


Abbildung 39 Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Bei der aggregierten Bewertung schlagen die vielfältigen Umweltbelastungen der landwirtschaftlichen Prozesse durch. Stickstoff-Emissionen in den Boden führen zur hohen UBP-Bewertung bei Schweizerischem, europäischen und amerikanischen Soja- und Raps-Öl. Die Bewertung mit der Eco-indicator-Methodik ist von der Landnutzung dominiert, von der 80-90% der Punktzahl stammen.

Die auf den ersten Blick etwas widersprüchlichen Resultate für Raps (CH) vs. Raps (RER) sowie Soja (CH) vs. Soja (USA) / Soja (BRA) basieren primär auf den für die CH-Daten in ecoinvent entwickelten, sehr komplexen Modellen für den Schadstoffeintrag in den Boden. Diese Modelle weisen eine Vielzahl von Abhängigkeiten (wie Fruchtfolgen, Zeitpunkt der Düngung, etc.) auf. Für die ausländischen Daten wurden mangels anderer Quellen diese Modelle teilweise übernommen im 1. Teil dieses Projektes hier, und führen zu grossen Unsicherheiten z.B. bei den Düngeremissionen in den Boden – Emissionen welche sich in solchen Gesamtbeurteilungen wie hier dargestellt als relevant erweisen für diese Unterschiede. Vertiefende Analysen würden weitergehende Studien und Abklärungen bedürfen – was im Rahmen dieses Projektes hier nicht möglich ist.

Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Soja(öl)-Produktion“

Der Einfluss des Anteils an abgeholztem Urwald für die Produktion von Soja auf das Resultat für Sojaöl wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht.

Heute sind 3.2% der jährlich neu angebauten Fläche in der Sojaproduktion Urwaldgebiet. Für die Zukunft stellt sich die Frage, wie es mit diesen 3.2% weitergehen wird – werden in Zukunft weniger oder gar mehr Urwaldflächen für die Produktion von Soja(öl) abgeholzt werden? Ausgehend von den Originaldaten für die Sojaproduktion, wurden deshalb die folgenden beiden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**0.8% Urwald**“: **viertel weniger** aus Rodung von Urwald genutzter Landfläche
- > Szenario „**6.4% Urwald**“: **Verdopplung** der aus der Rodung von Urwald genutzten Landfläche

Dabei wurde angenommen, dass diese Mehr- resp. Minderflächen an Urwald durch entsprechende Veränderungen bei der genutzten Fläche an Krautvegetation („shrub land“) ersetzt werden.

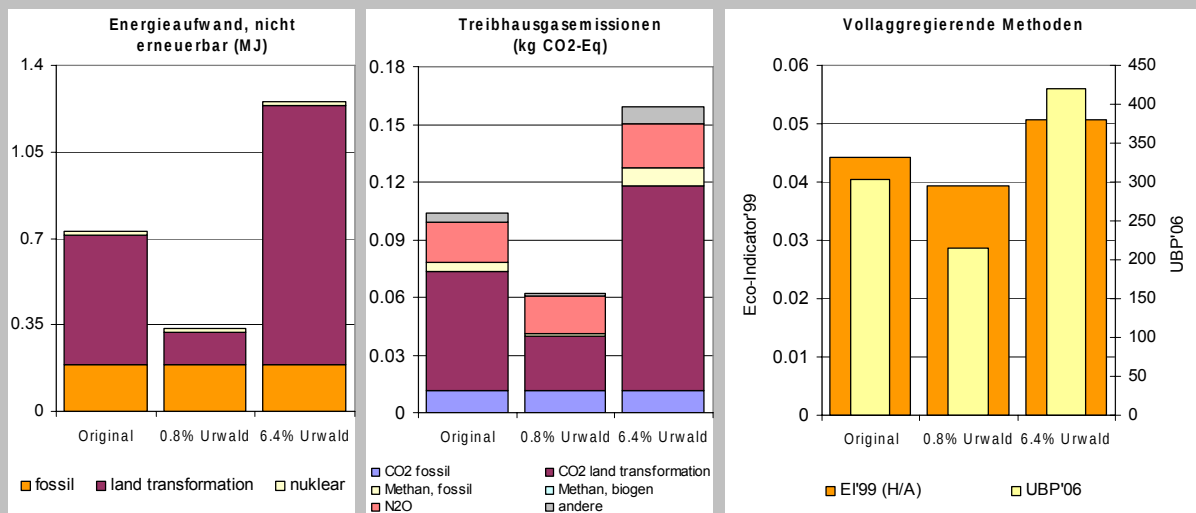


Abbildung 40 Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Soja(öl)-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (Mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein sehr ähnliches Bild. Bei den beiden Einzelfaktoren (KEA, THP) führt eine viermal geringere Nutzung von Urwaldfläche zu einer Abnahme des Impacts auf der Stufe „Sojaöl, ab Produktion“ von rund 40-50% - während die Verdopplung der Urwaldnutzung zu einer Zunahme des Faktors um 50-75% führt. Bei den beiden aggregierten Bewertungen ist ein analoges Verhalten zu beobachten – allerdings in geringerem Umfang (Abnahme von 10-20% resp. Zunahme von 15-30%), wiederum aufgrund der Tatsache, dass in diese beiden aggregierenden Methoden eine ganze Reihe von Faktoren einfließen – Faktoren, die sich aufgrund der hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse nur zu einem Teil verändern.

Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Palm(öl)-Produktion“

Der Einfluss des Anteils an abgeholztem Urwald für die Produktion von Palmfrüchten auf das Resultat für Palmöl wurde ebenfalls im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Heute muss in Malaysia davon ausgegangen werden, dass die gesamte Palmölproduktion auf Urwaldgebiet stattfindet, welches in den letzten 25 Jahren abgeholzt wurde. Für die Zukunft stellt sich die Frage, ob es gelingen wird, die Palmölproduktion in Ländern wie Malaysia nachhaltiger zu gestalten – was automatisch auch eine geringere Nutzung von Urwald mit sich bringen würde. Ausgehend von den Originaldaten für die Palmfruchtproduktion, welche auf 100% Abholzung des Urwaldes basieren, wurden deshalb die folgenden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**75% Urwald**“: **Reduktion** der Rodung von Urwald für die genutzte Landfläche (kann in circa 7 Jahren erreicht werden, wenn überhaupt kein Urwald mehr abgeholzt wird)
- > Szenario „**kein Urwald**“: **keine** Rodung von Urwald für die genutzte Landfläche (kann in 28 Jahren erreicht werden, wenn überhaupt kein Urwald mehr abgeholzt wird)

Dabei wurde angenommen, dass diese Mehr- resp. Minderflächen an Urwald durch entsprechende Veränderungen bei der genutzten Fläche an „Wald, Kurzumtrieb“ ersetzt werden.

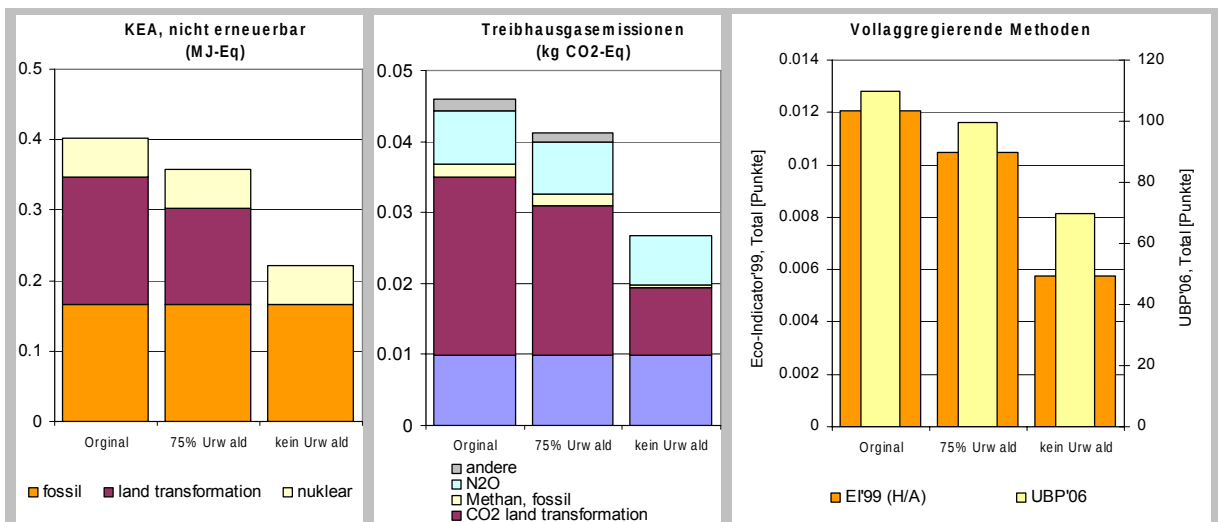


Abbildung 41 Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Palm(öl)-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UB'06 (links)

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein sehr ähnliches Bild. Bei den beiden Einzelfaktoren (KEA nicht-erneuerbar, THP) führt eine 25%-ige Reduktion der Nutzung von Urwaldfläche zu einer Abnahme des Impacts auf der Stufe „Palmöl, ab Produktion“ von rund 10% - während die komplette Stopung der Urwaldnutzung zu einer Abnahme des Faktors um 40-45% führt. Bei den beiden aggregierten Bewertungen ist ein analoges Verhalten zu beobachten. Während sich dies bei der UB'06-Methodik in geringerem Umfang (Abnahme von 8% resp. 30%) zeigt, aufgrund der Tatsache, dass in diese Methodik eine ganze Reihe von weiteren Faktoren einfließt – so zeigt der Eco-indicator'99 sogar noch eine stärkere Reaktion als die beiden oben erwähnten Einzelfaktoren. Dies kommt aus dem Umstand, dass der Eco-indicator'99 zu rund 70% vom Faktor Landnutzung bestimmt wird.

3.1.6 Pflanzliche Methylester

Aus der Veresterung gereinigter Pflanzenöle entsteht 'Methylester' der auch als 'Biodiesel' oder je nach Herkunft als 'RME' (Rapsmethylester) oder 'XME' (Pflanzenmethylester) bezeichnet wird. Methylester kann als Alternative zu konventionellen Dieselölen in der Regel ohne oder nur mit geringen Umrüstungen an Dichtungen und Schläuchen für Personenwagen oder Lastwagen verwendet werden (evtl. Freigabe durch den Motoren-Hersteller erforderlich).

Beschreibung der Varianten

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die in Tabelle 5 aufgeführten und nachfolgend beschriebenen Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methylester berücksichtigt:

- Die *Herstellung von Pflanzenölmethylester CH* aus Altspeiseöl CH erfolgt durch basenkatalysierte Reaktion zwischen dem aufbereiteten Altspeiseöl CH (Beschreibung s. 3.2.5) und Methanol. Grundlage bilden die Prozesse und Daten der Anlage EcoEnergie Etoy (CH). Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Pflanzenölmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (13% Allokation auf Glycerin).
- Die *Herstellung von Pflanzenölmethylester FR* aus Altspeiseöl FR (Beschreibung s. 3.1.5) entspricht bezüglich der verwendeten Daten weitgehend der Herstellung von Rapsölmethylester. Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Pflanzenölmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (CH-Marktpreise).
- Die *Herstellung von Rapsölmethylester CH* aus Rapsöl CH (Beschreibung s. 3.1.5) basiert auf den Prozessen und Daten der Anlage EcoEnergie Etoy (CH). Da die Anlage zur Veresterung direkt mit der Ölmühle gekoppelt ist, findet kein Transport von Rapsöl statt. Hingegen werden Transporte für die Nachbehandlung des beim Veresterungsprozess anfallenden Glycerins so-

wie der flüssigen Abwässer im nahegelegenen Genf berücksichtigt (45 km durch 28 t Lastwagen). Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Rapsölmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (CH-Marktpreise).

- Die *Herstellung von Rapsölmethylester RER* durch Veresterung von Rapsöl RER (Beschreibung s. 3.2.5) hat im Unterschied zum schweizerischen Prozess nicht zwei, sondern drei Outputs: Rapsölmethylester, Glycerin und Kaliumphosphat. Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Rapsölmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (RER-Marktpreise).
- Die *Herstellung von Sojabohnenmethylester US* durch Veresterung von Sojaöl US (Beschreibung s. 3.2.5) entspricht bezüglich der verwendeten Daten weitgehend der Herstellung von Rapsölmethylester im Europäischen Kontext. Die Ausbeuten, Allokationsfaktoren, aber auch die Wärme und Stromversorgung sind jedoch spezifisch für den US Kontext. Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Sojabohnenmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (US-Marktpreise).
- Die *Herstellung von Sojabohnenmethylester BR* durch Veresterung von Sojaöl BR (Beschreibung s. 3.2.5) entspricht bezüglich der verwendeten Daten weitgehend der Herstellung von Rapsölmethylester im Europäischen Kontext. Die Ausbeuten, Allokationsfaktoren, aber auch die Wärme und Stromversorgung sind jedoch spezifisch für den BR Kontext. Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Sojabohnenmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (BR-Marktpreise).
- Die *Herstellung von Palmölmethylester MY* durch Veresterung von Palmöl MY (Beschreibung s. 3.2.5) entspricht bezüglich der verwendeten Daten weitgehend der Herstellung von Rapsölmethylester im Europäischen Kontext. Die Ausbeuten und Allokationsfaktoren sind jedoch spezifisch für den MY Kontext. Die Allokation der Umweltauswirkungen auf den erzeugten Sojabohnenmethylester und das anfallende Nebenprodukt Glycerin erfolgt nach ökonomischen Kriterien (MY-Marktpreise).
- Als Referenzprodukt dient Diesel ab Raffinerie.

Tabelle 5 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1MJ Methylester

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Altspeiseöl	Veresterung	CH	Pflanzenölmethylester, ab Veresterung	1b*
Altspeiseöl	Veresterung	FR	Pflanzenölmethylester, ab Veresterung	1b
Raps	Veresterung	CH	Rapsölmethylester, ab Veresterung	1a
Raps	Veresterung	RER	Rapsölmethylester, ab Veresterung	1b
Sojabohnen	Veresterung	US	Sojabohnenmethylester, ab Veresterung	1b
Sojabohnen	Veresterung	BR	Sojabohnenmethylester, ab Veresterung	1b
Palmfruchtstände	Veresterung	MY	Palmölmethylester, ab Veresterung	1b
Fossil		CH	Diesel, schwefelarm, ab Raffinerie	E2K

*) Im Rahmen des Teilprojektes 1b wurde dieser Datensatz für Altspeiseöl aus Frankreich berechnet. Im Rahmen dieser Fragestellung hier wird ein analoger Datensatz für Altspeiseöl aus der Schweiz erstellt.

Resultate

Die Ergebnisse bei den Methylestern entsprechen weitgehend denjenigen der Pflanzenöle. Bei der Veresterung wird ca. 10% fossiles Methanol verbraucht, dies führt insgesamt zu einem im Vergleich mit den Pflanzenölen um 15% höheren kumulierten Energieaufwand.

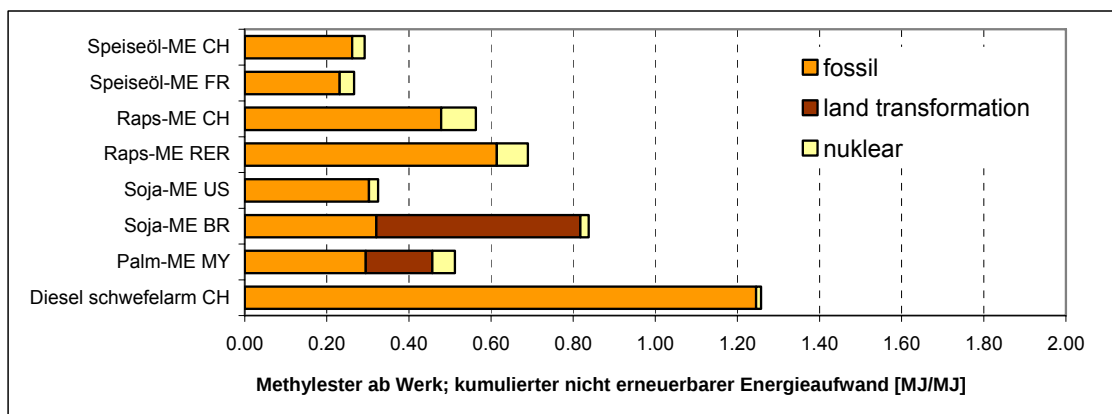


Abbildung 42 Kumulierter Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methylester.

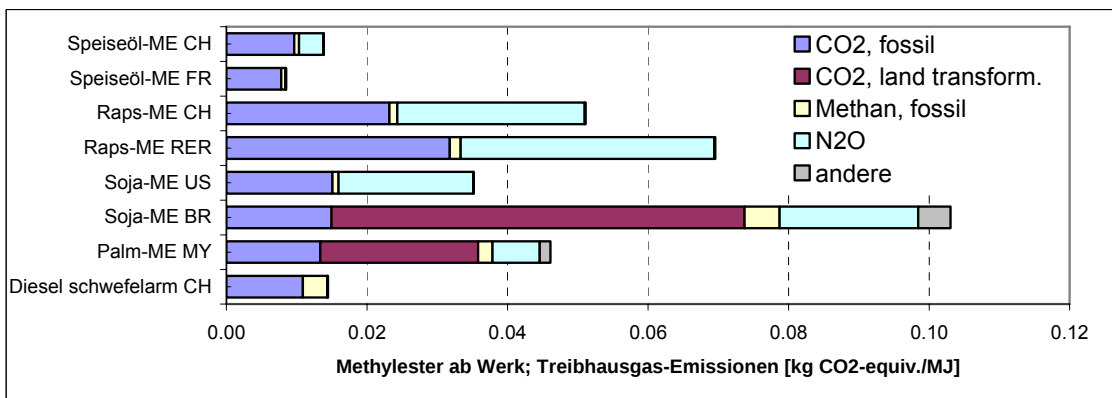
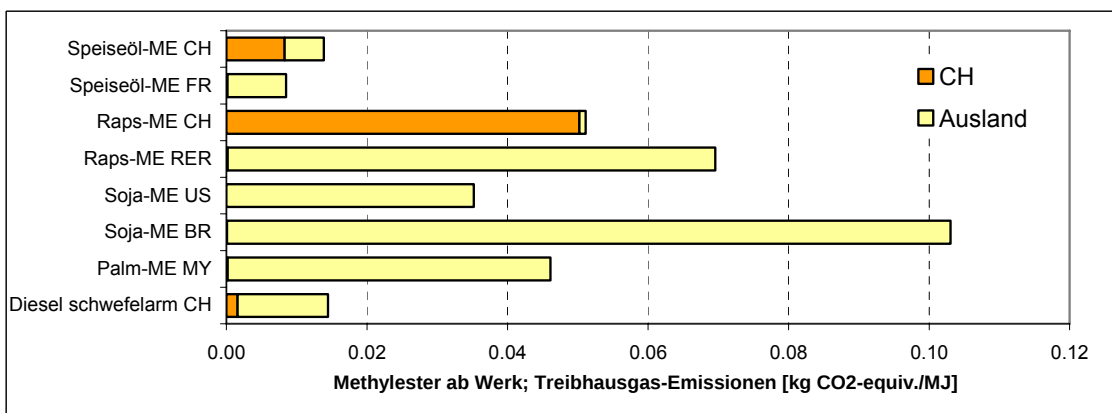
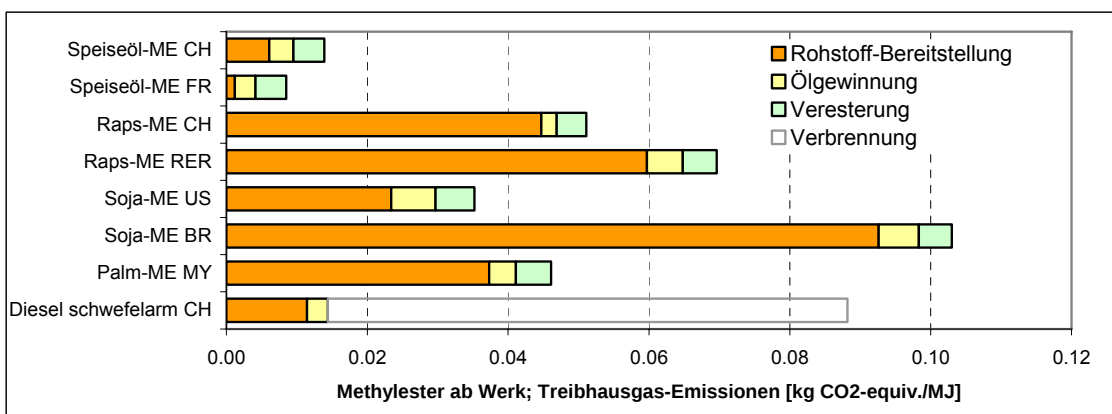


Abbildung 43 Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methylester, aufgeschlüsselt nach Emissions-Region (oben), Prozesskette (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).

Die Treibhausgasemissionen steigen durch den Veresterungsprozess kaum an, da die hohen Treibhausgas-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Ölgewinnung durch die Verwendung von fossilem Methanol bei der Veresterung sozusagen „verdünnt“ werden.

Bei den vorliegenden Daten wurde von einem Allokationsfaktor von 13% auf das bei der Veresterung entstehende Glycerin ausgegangen. Teilweise wird heutzutage Glycerin aber umsonst abgegeben – entsprechend verschlechtert sich die Ökobilanz von Methylester.

Sensitivitätsanalyse „Einfluss von Glycerinpreis auf RME-Impact“

Der Einfluss des Glycerinpreises (und der damit verbundene Allokationsfaktor) wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Hintergrund sind die widersprüchlichen Informationen, welche man betreffend Nutzungsmöglichkeiten für dieses Co-Produkt findet. Ausgehend von den Originaldaten für RME aus dem ersten Teil dieses Projektes (Datensatz „Rapsmethylester, ab Veresterung“), welche auf einem Glycerinpreis von 1.38 CHF/kg basieren, wurden hier deshalb die folgenden Szenarien gerechnet:

-> Szenario „**hoher Preis**“: **Verdopplung** des Preises (2.76 CHF/kg) von Glycerin

-> Szenario „**kein Co-Produkt**“: **kein ökonomischer Wert** für Glycerin

Dabei wurde der Output an biogenem CO₂ in die Luft in allen Szenarien über die C-Bilanz berechnet, unabhängig von den jeweils angewandten Allokationsfaktoren.

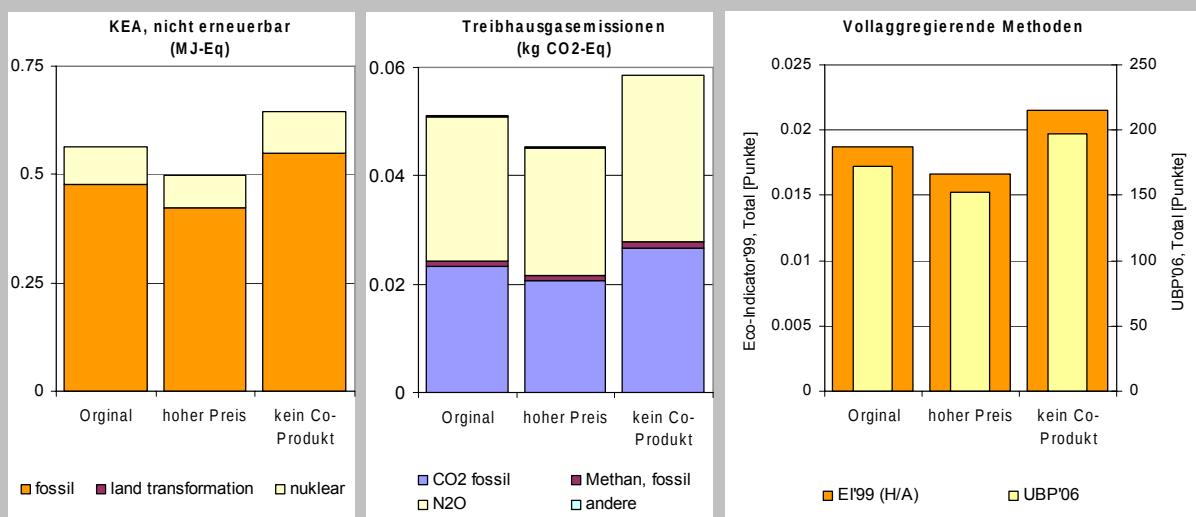


Abbildung 44 Sensitivitätsanalyse „Glycerinpreis-Einfluss auf RME“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBPO6 (links)

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein identisches Bild. Die Verdopplung des Glycerinpreises führt zu einer rund 11%-igen Reduktion der Umweltbelastung – während eine reine RME-Produktion zu einer Zunahme der Faktoren um knapp 15% führt. Die Einzelfaktoren (KEA, THP) sowie die beiden aggregierten Bewertungen (UBP'97, Eco-indicator'99) zeigen dabei das gleiche Bild.

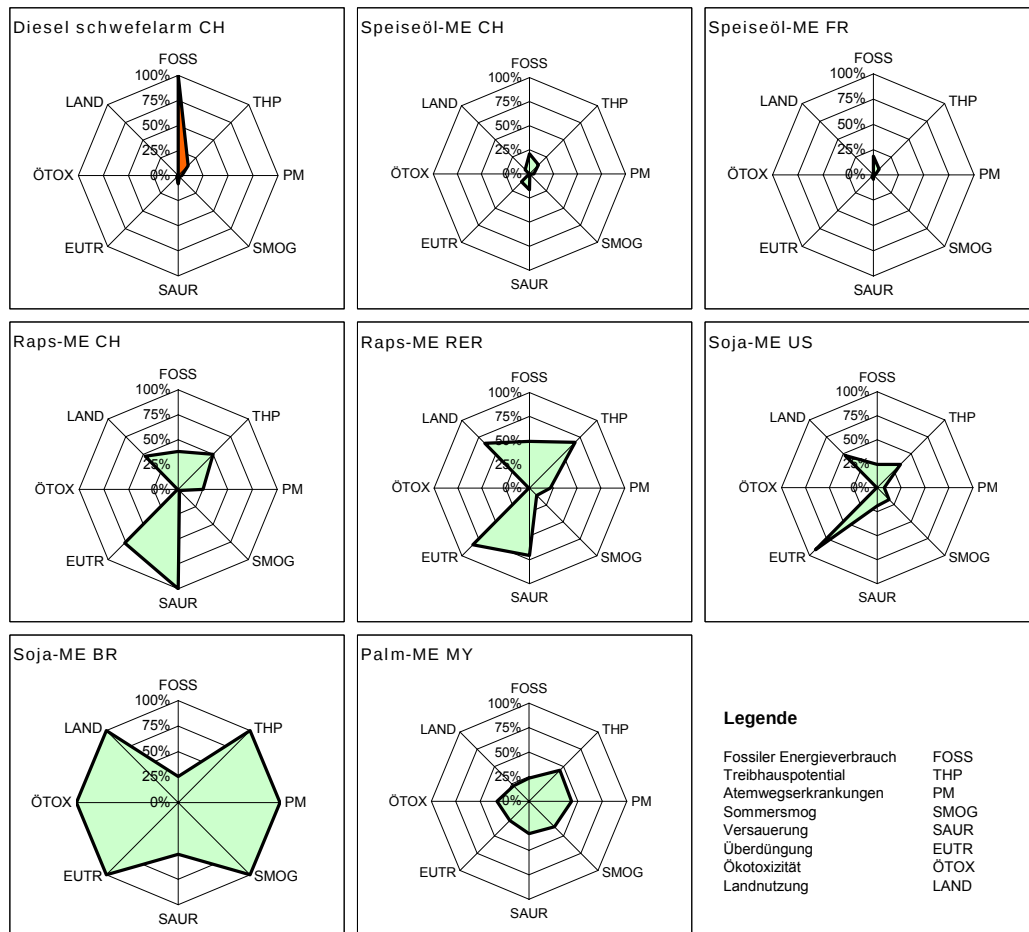


Abbildung 45 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methylester (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).

Bei den Midpoint-Indikatoren zeigt sich das gleiche Bild wie bei der Erzeugung von Pflanzenöl. Die Aufbereitung von Altspeiseöl hat erwartungsgemäss sehr geringe Auswirkungen bei allen Umwelt-Indikatoren. Die einheimische und die deutsche Produktion von Rapsöl führt zu Umweltbelastungen bei Bodenversauerung und Überdüngung, die durch das Auswaschen von Nährstoffen verursacht werden. Die amerikanische Sojaöl-Produktion zeichnet sich wegen ihrer hohen Effizienz grundsätzlich durch geringere Umweltauswirkungen aus, bewirkt aber eine relativ hohe Eutrophierung. Die Brandrodung beim brasilianischen Sojaanbau und in geringerem Masse beim malaiischen Palmölanbau führt dagegen zu starker Luftbelastung (Partikel, CO, organische Fraktionen) und dadurch zu erhöhter Smogbildung und Ökotoxizität.

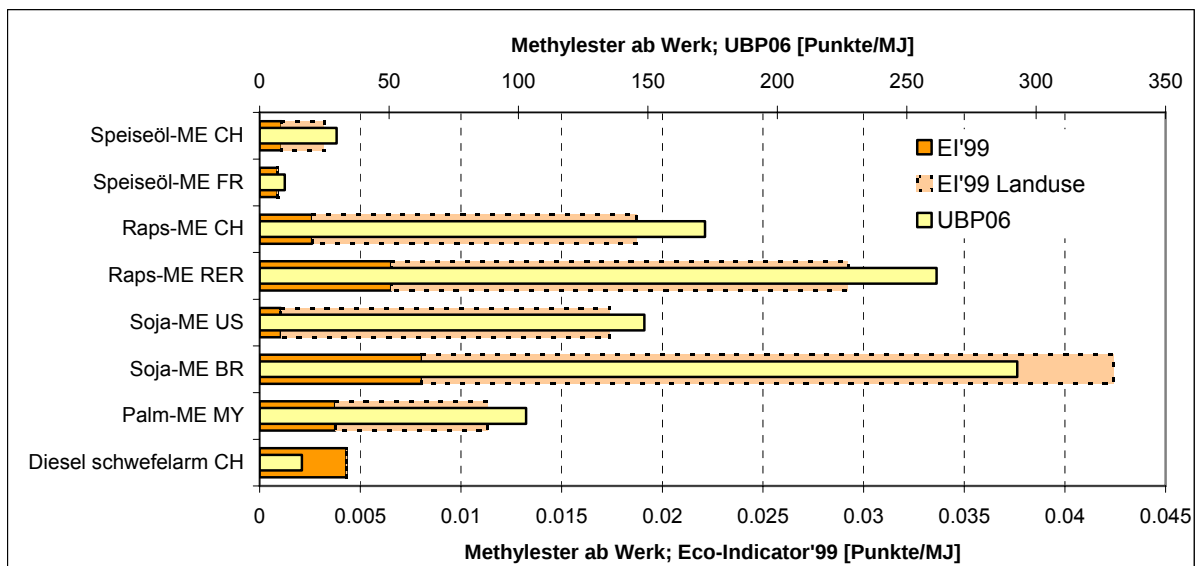


Abbildung 46 Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Pflanzenmethylester mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Auch die aggregierten Methoden lassen sich direkt mit den Pflanzenölen vergleichen – weist doch diese Abbildung hier in etwa das gleiche Bild auf, wie die entsprechende Abbildung bei den Pflanzenölen (siehe Abbildung 56).

Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren 2003 auf Resultat Ökotoxizität“

Der Einfluss von geänderten Toxizitätsfaktoren wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Hintergrund ist die Tatsache, dass die beiden auf tropischen Böden angebauten XME (Palmölres. Sojamethylester aus Malaysia resp. Brasilien – vgl. Abbildung 45) um einen Faktor 70 bis 200 fa- che Ökotoxizitätswerte aufweisen im Vergleich zu einheimischem Rapsmethylester. Diese Werte wer- den zu mehr als 90% durch Aceton-Emissionen bei der Rodung von Urwaldfläche verursacht. Dieser Faktor für Aceton hat in der 2003-Version von EDIP geändert. Deshalb wurden die folgenden Szena- rien gerechnet:

- > Szenario „**EDIP, org.**“: **Originaldaten** der EDIP-Methodik (gemäss [23])
- > Szenario „**EDIP 2003**“: **geänderte, 2003er Werte** der EDIP-Methodik

Grundsätzlich zeigt sich auch bei den 2003er Ökotoxizitätswerten ein gleiches Bild wie mit den Orgi- naldaten (siehe Abbildung 47 auf der nächsten Seite), obschon sich die Werte für die beiden oben erwähnten XME (Palmölmethylester aus Malaysia, Sojamethylester aus Brasilien) sich deutlich redu- zieren. Weiterhin aber weisen diese beiden Methylesterarten Ökotoxizitätswerte auf, welche um Fak- toren grösser sind als bei den übrigen hier betrachteten RME/XME-Varianten – Faktoren welche neu im Bereich von 30 bis 80 (statt den ursprünglichen 70 bis 200) liegen. Bei allen übrigen RME/XME- Varianten zeigen die geänderten EDIP-Faktoren nur einen kleinen Einfluss auf das Resultat.

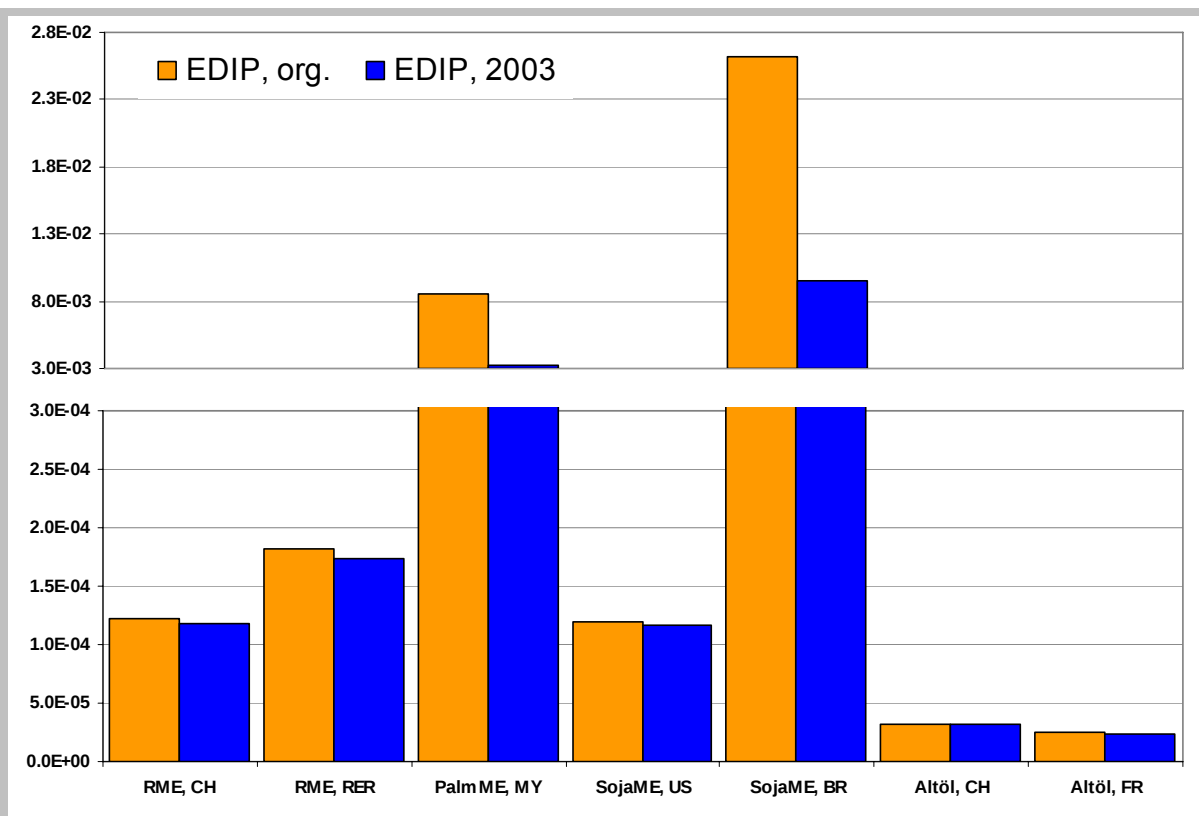


Abbildung 47 Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren“ – Änderungen auf das Resultat des Mid-Point Indikators „Ökotoxizität“

3.2 BEWERTUNG DER BEREITSTELLUNG VON BIOTREIBSTOFFEN IN DER SCHWEIZ

3.2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Zielsetzung

Im Rahmen dieser Fragestellung wird zum einen untersucht, wie die Umweltbelastung von in der Schweiz produzierten Alternativen im Vergleich zu analogen Alternativen aussieht, welche aus anderen Ländern in die Schweiz importiert werden. Entsprechende Vergleiche werden für Bioethanol, für pflanzliche Öle sowie für RME/XME durchgeführt.

Zum anderen interessiert aber auch, wie der Vergleich zwischen den verschiedenen momentan, und der in Zukunft erhältlichen Treibstoffe auf der Stufe Tankstelle aussieht. Denn wie das vorangegangene Kapitel 3.1 gezeigt hat, kann jeder der Treibstoffe aus verschiedenen Primärenergieträgern sowie mittels unterschiedlichster Verfahren produziert werden. Zudem wird dem Umstand Rechnung getragen, dass die Biotreibstoffe auch aus Importen stammen können. Hier wird auf all diesen Ergebnissen aufgebaut, indem „worst case“ und „best case“ der jeweiligen Treibstoff-Produktion zur Anwendung gelangen, um einerseits die ganze Bandbreite der Resultate, aber auch die bestmögliche Variante „from well-to-tank“ aufzeigen zu können.

Systemgrenze

Die Prozesskette wird well-to-tank betrachtet, also vom Anbau bis zur Tankstelle in der Schweiz. Die Nutzung der verschiedenen alternativen Treibstoffe wird nicht berücksichtigt.

Funktionelle Einheit

Die Basis für den Vergleich, und somit die funktionale Einheit, bildet „ein Megajoule (MJ) Treibstoff ab Tankstelle“.

3.2.2 Bioethanol

Beschreibung der Varianten

Die einzelnen untersuchten Varianten sind zusammengefasst in Tabelle 6. Der Vergleich baut dabei auf den im Kapitel 3.1.3 beschriebenen Produktionsvarianten für biogenes Ethanol auf. Zusätzlich sind die folgenden Rohstoffmixe und Transportszenarien (vom Ort der Produktion zur Tankstelle in der Schweiz) berücksichtigt worden:

- *Produktion CH*: Der **Produktionsmix** resultiert aus den Potentialen für die Ethanolproduktion in der Schweiz, abgeschätzt aus Jungbluth et al. [32]. Die Daten repräsentieren folgenden Produktionsmix: Gras 66.0% - Zuckerrüben 27.7% - Molke 6.3%. Für den **Transport** von der Produktionsstätte zur Tankstelle in der Schweiz wird folgender Mix benutzt: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Produktion CN*: Die Produktion in China erfolgt zu 100% aus Zuckerhirse. Für den **Transport** von der Produktionsstätte in China zur Tankstelle in der Schweiz wird folgender Mix benutzt: (i) Transporte in China: 850 km Eisenbahn und 150 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 23'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 500 km Eisenbahn, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Produktion RER*: Für die Produktion in Europa wird zu 100% Roggen als Rohstoff benutzt. Für den **Transport** von der Produktionsstätte zur Tankstelle in der Schweiz wird folgender Mix benutzt: (i): Transporte in Europa: 165 km Eisenbahn, (ii): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Produktion US*: Die Produktion in den USA erfolgt zu 100% aus Mais. Für den **Transport** von der Produktionsstätte in den USA zur Tankstelle in der Schweiz wird folgender Mix benutzt: (i) Transporte in USA: 1'700 km Eisenbahn und 100 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 7'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.

- *Produktion BR*: Der **Produktionsmix** für die brasilianische Ethanolproduktion liegt bei 83% durch direkte Fermentation von Zuckerrohr und 17% durch Fermentation der Melasse aus der Zuckerproduktion (aus Zuckerrohr). Für den **Transport** von der Produktionsstätte in Brasilien zur Tankstelle in der Schweiz wird folgender Mix benutzt: (i) Transporte in Brasilien: 100 km Eisenbahn und 600 km Pipeline, (ii) Übersee: 9710 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv) Transporte in Schweiz: 150 km Eisenbahn.

Tabelle 6 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Ethanol, 99.7%v/v in Wasser, auf der Stufe Tankstelle in der Schweiz

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Mix von Rohstoffen	Vergärung	CH	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, ab Tankstelle, CH	1a
Zuckerhirse	Vergärung	CN	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, Produktion CN, ab Tankstelle, CH	1b
Roggen	Vergärung	RER	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, Produktion RER, ab Tankstelle, CH	1b
Mais	Vergärung	US	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, Produktion US, ab Tankstelle, CH	1b
Zuckerrohr	Vergärung	BR	Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, Produktion BR, ab Tankstelle, CH	1b

Resultate

Beim kumulierten nicht erneuerbaren Energieverbrauch zeigt sich auf der Stufe Tankstelle ein sehr ähnliches Bild wie für die Produktion alleine (dargestellt in Abbildung 26).

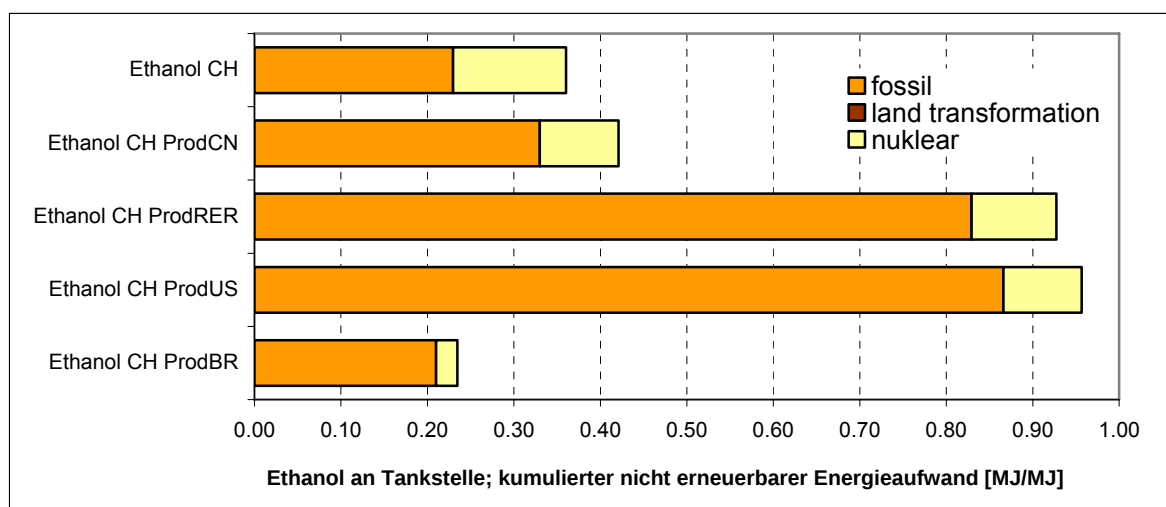


Abbildung 48 Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle.

Der Transportaufwand verursacht somit nur einen geringen Anteil am Total des kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwandes. In Zahlen ausgedrückt beträgt der Anteil des Transportes am Total des kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwandes zwischen 2% (CH-Produktion) und 5.7% (CN-Produktion). Die Erläuterungen für die tiefen Werte im Falle von China und Brasilien resultieren aus der Produktion und sie sind im Detail im Kapitel 3.1.3 bereits beschrieben.

Auch das Treibhauspotential (siehe Abbildung 49) sowie die weiteren Midpoint-Indikatoren (siehe Abbildung 50) zeigen analog zum kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwand nur einen geringen Unterschied im Vergleich mit den Resultaten der Produktion dieser verschiedenen Ethanol-Varianten im Kapitel 3.1.3. Aus diesem Grunde sind für ersteren auch nur eine Aufspaltung in die Stufe „Produktion“ (als Rohstoff-Bereitstellung) und „Lieferung Tankstelle“ (als Transport zu Tankstelle) aufgeführt.

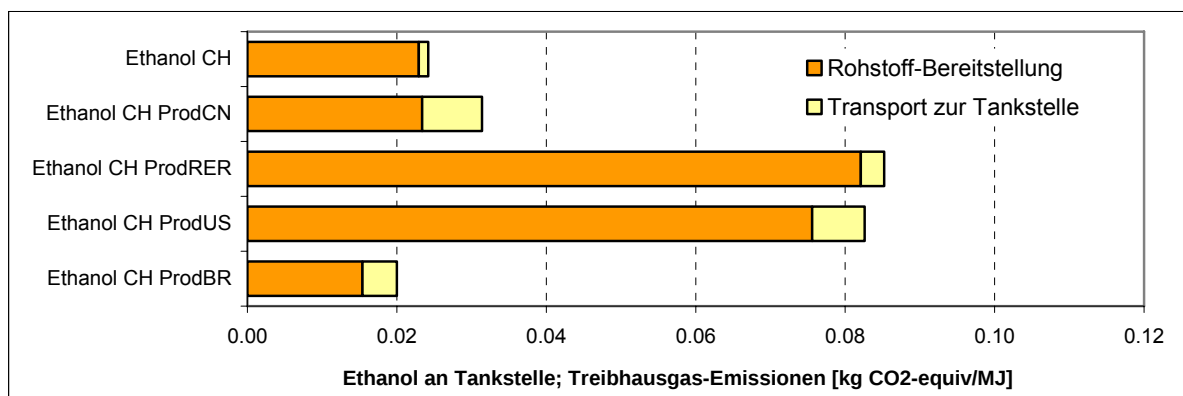


Abbildung 49 Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) für Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle.

Klar den geringsten Treibhauseffekt zeigt der Transport zur Tankstelle im Fall der inländischen Ethanolproduktion. Danach folgt logischerweise die europäische Produktion (Fall RER), vor der Produktion in Brasilien. Letztere weist ein deutlich geringes THP für den Transport auf als z.B. US-Ethanol, da der Transport innerhalb von Brasilien hauptsächlich über eine Pipeline erfolgt.

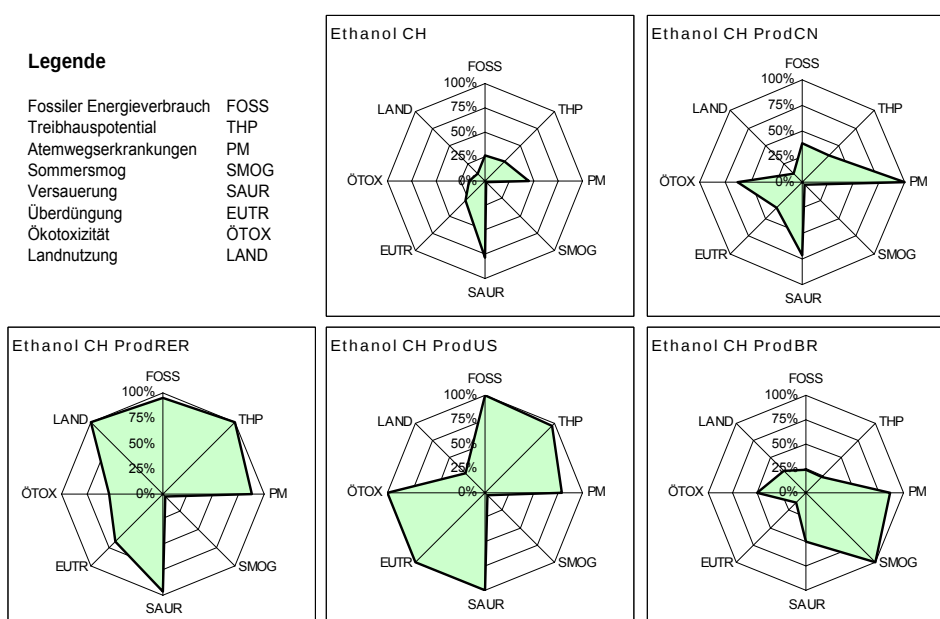


Abbildung 50 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).

Während die CH-Produktion nie mit dem höchsten Wert aufwartet, weisen die übrigen 5 untersuchten Produktionswege alle in mindestens einem der hier untersuchten Midpoint-Indikatoren die höchste Belastung im Vergleich zu den übrigen Produktionswegen auf. Die Erläuterungen für diese hohen Belastungen sind in allen Fällen in der Produktion zu suchen – und somit bereits im Kapitel 3.1.3 beschrieben.

Betrachtet man die aggregierenden Bewertungsmethoden (siehe Abbildung 51), so resultiert betreffend den Rangfolgen wiederum ein analoges Bild wie bei der Betrachtung der Produktion alleine (dargestellt in Abbildung 29 von Kapitel 3.1.3). Denn auch in diesen beiden Systemen kommt die grosse Mehrheit der Belastung aus der Produktion und der anschliessende Transport zur Tankstelle in der Schweiz ist nur von untergeordneter Bedeutung. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Resultaten können somit auch im Falle der aggregierenden Bewertungsmethoden aus dem Kapitel 3.1.3 entnommen werden. Im Falle des Eco-indicators'99 wird zwischen dem Anteil aus der Landnutzung

und der restlichen Belastung unterschieden. Diese Unterscheidung zeigt, wie stark die Eco-indicator-Punkte von der Landnutzung dominiert sind – eine Landnutzung welche primär wiederum aus der Produktion stammt und somit auch bereits in Abbildung 29 von Kapitel 3.1.3 die Werte des Eco-indicators'99 dominiert.

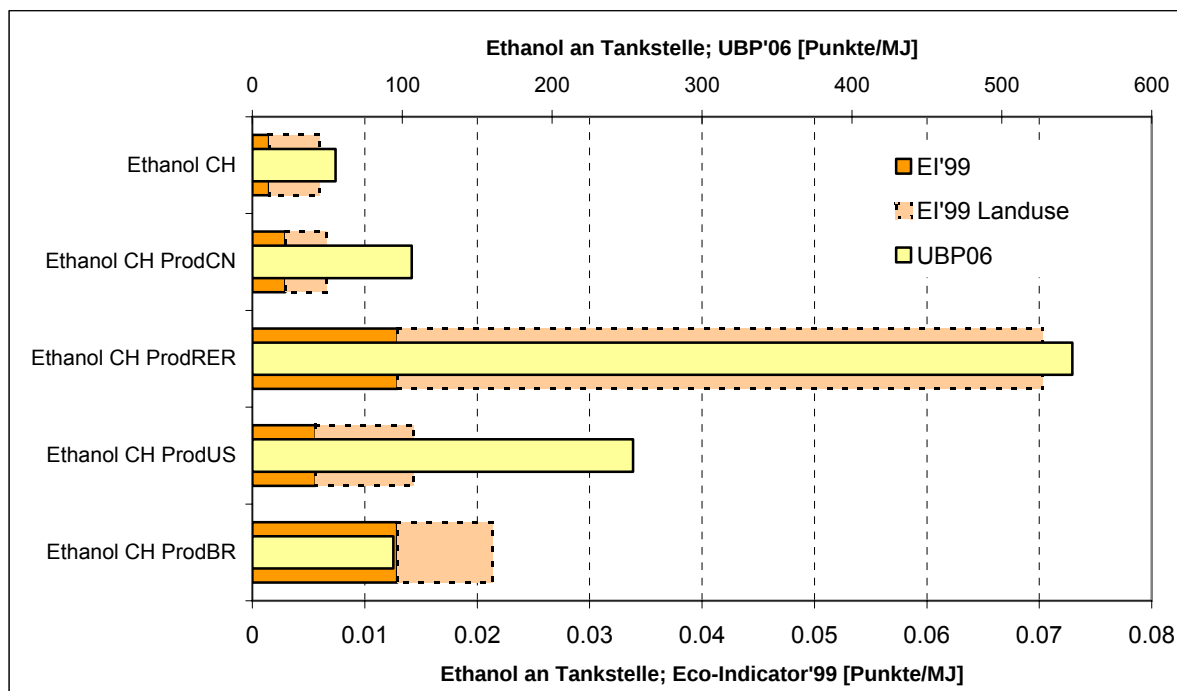


Abbildung 51 Aggregierende Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Sensitivitätsanalyse „Ethanol-Mix Schweiz“

Der Einfluss des gewählten Ethanol-Mixes – d.h. des Mixes an Rohstoffen, welche für die Produktion von Ethanol benutzt werden – wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Ausgehend von den Originaldaten für inländisches Ethanol an der Tankstelle (Datensatz „Ethanol, 99.7%v/v in Wasser, aus Biomasse, ab Tankstelle“) – welche einen Mix von 66% Gras, 27.7% Zuckerrüben und 6.3% Molke für die Ethanol-Produktion nutzen – wurden die folgenden beiden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**Kartoffel**“: 25% des Ethanols stammen aus Kartoffeln
- > Szenario „**Zuckermelasse**“: 15% des Ethanols stammen aus Zuckermelasse

Dabei wurde angenommen, dass in beiden Szenarien die verbleibende Menge sich proportional gleich zwischen Gras, Zuckerrüben und Molke aufteilt, wie in den Originaldaten aus dem ersten Teil dieses Projektes.

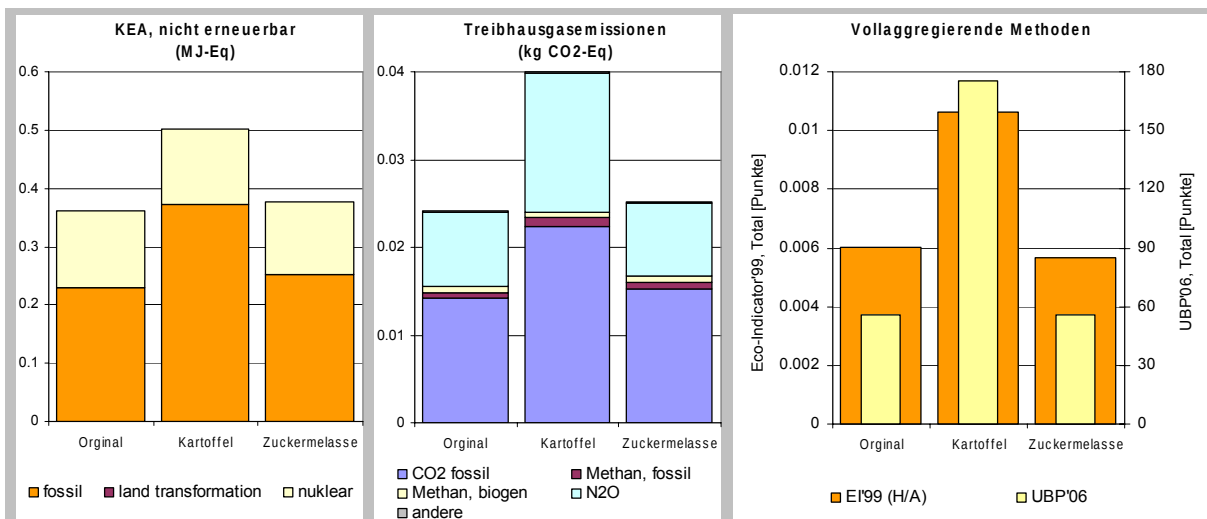


Abbildung 52 Sensitivitätsanalyse „Ethanol-Mix Schweiz“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links)

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein sehr ähnliches Bild – die Nutzung von Kartoffeln erhöht die Umweltbelastung des Ethanols, während die Nutzung der Zuckermelasse praktisch zu keinen Veränderungen führt (Veränderungen liegen unter 5%).

Im Szenario „Kartoffel“ ergibt sich für die beiden Einzelfaktoren (KEA nicht-erneuerbar, THP) eine Zunahme des Impacts auf der Stufe „Ethanol, 99.7%v/v, ab Tankstelle“ von 40 (KEA) resp. 65% (THP). Die beiden aggregierten Bewertungen zeigen ein analoges Verhalten. Während sich dies bei der UBP-Methodik mit einer Zunahme von mehr als 150% noch viel deutlicher zeigt, liegt die Zunahme beim Eco-indicator'99 mit rund 75% in einer ähnlichen Grössenordnung wie beim THP. In der UBP'97-Methodik sind für diese massive Zunahme in erster Linie die Pestizid-Emissionen in den Boden (Zunahme von mehr als 600%!) und die Nitrat-Emissionen in den Boden (Zunahme von mehr als 300%) verantwortlich.

3.2.3 Pflanzenöle

Beschreibung der Varianten

Die einzelnen untersuchten Varianten sind zusammengefasst in Tabelle 7. Der Vergleich baut dabei auf den im Kapitel 3.1.5 beschriebenen Produktionsvarianten für Pflanzenöle auf. Zusätzlich sind die folgenden Transportszenarien für den Transport vom Ort der Produktion zur Tankstelle in der Schweiz berücksichtigt worden:

- *Rapsöl CH*: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Sojaöl CH*: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Rapsöl RER*: (i) Transporte in Europa: 650 km Eisenbahn und 150 km 32t-LKW, (ii): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Palmöl GLO*: Für die globale Produktion wird Malaysia als Proxy benutzt. Für den Transport ergibt sich damit folgender Mix: (i): Transporte in Malaysia: 100 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 11'700 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 500 km Eisenbahn, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Sojaöl US*: (i) Transporte in USA: 1'400 km Eisenbahn und 100 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 7'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.

- *Sojaöl BR*: (i) Transporte in Brasilien: 500 km Eisenbahn und 150 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 10'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv) Transporte in Schweiz: 150 km Eisenbahn.
- *Altspeiseöl CH*: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Altspeiseöl FR*: (i) Transporte in Europa: 600 km Eisenbahn und 50 km 32t-LKW, (ii): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.

Tabelle 7 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Pflanzenöl auf der Stufe Regionallager in der Schweiz

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Raps	Ölgewinnung	CH	Rapsöl, ab Regionallager, CH	1a
Soja	Ölgewinnung	CH	Sojaöl, ab Regionallager, CH	E2k*
Raps	Ölgewinnung	RER	Rapsöl, Produktion RER, ab Regionallager, CH	1a*
Palmen	Ölgewinnung	MY	Palmöl, Produktion GLO, ab Regionallager, CH	1a*
Soja	Ölgewinnung	US	Sojaöl, Produktion US, ab Regionallager, CH	1a*
Soja	Ölgewinnung	BR	Sojaöl, Produktion BR, ab Regionallager, CH	1a*
Altspeiseöl	Aufbereitung	CH	Pflanzenöl, aufbereitet aus Altspeiseöl, ab Regionallager, CH	1a*
Altspeiseöl	Aufbereitung	FR	Pflanzenöl, aufbereitet aus Altspeiseöl FR, ab Regionallager, CH	1a*

*) Im Rahmen des Teilprojektes 1a wurde dieser Datensatz für Rapsöl aus der Schweiz berechnet. Im Rahmen dieser Fragestellung hier werden analoge Datensätze für die übrigen Pflanzenöle erstellt.

Resultate

Beim kumulierten nicht erneuerbaren Energieverbrauch zeigt sich auf der Stufe Tankstelle ein sehr ähnliches Bild wie für die Produktion alleine (dargestellt in Abbildung 36 im Kapitel 3.1.5).

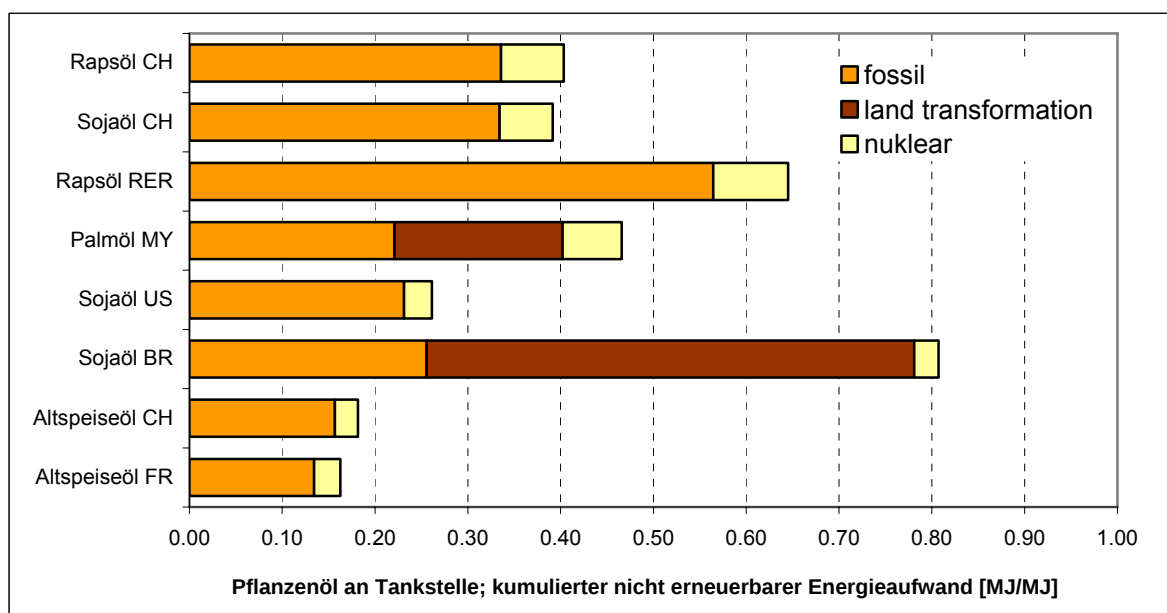


Abbildung 53 Kumulierter Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle.

Der Transportaufwand verursacht wiederum nur einen geringen Anteil am Total des kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwandes. In Zahlen ausgedrückt beträgt der Anteil des Transportes am Total des kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwandes zwischen 1.1% (CH-Rapsöl) und 26.6% (FR-

Altspeiseöl). Letzterer setzt einen Abfall als Rohstoff und hat dadurch eine viel weniger lange Kette für die Umweltbelastung aufgrund des angewandten Cut-Off-Ansatzes. Die Erläuterungen für die tiefen Werte für Sojaöl US sind im Detail im Kapitel 3.1.5 zu finden.

Auch das Treibhauspotential (siehe Abbildung 54) sowie die weiteren Midpoint-Indikatoren (siehe Abbildung 55) zeigen analog zum kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwand nur einen geringen Unterschied im Vergleich mit den Resultaten der Produktion im Kapitel 3.1.5, da auch in diesen Fällen der Transport vom Produktionsort zur CH-Tankstelle nur einen sehr geringen Anteil der gesamten Belastung ausmacht.

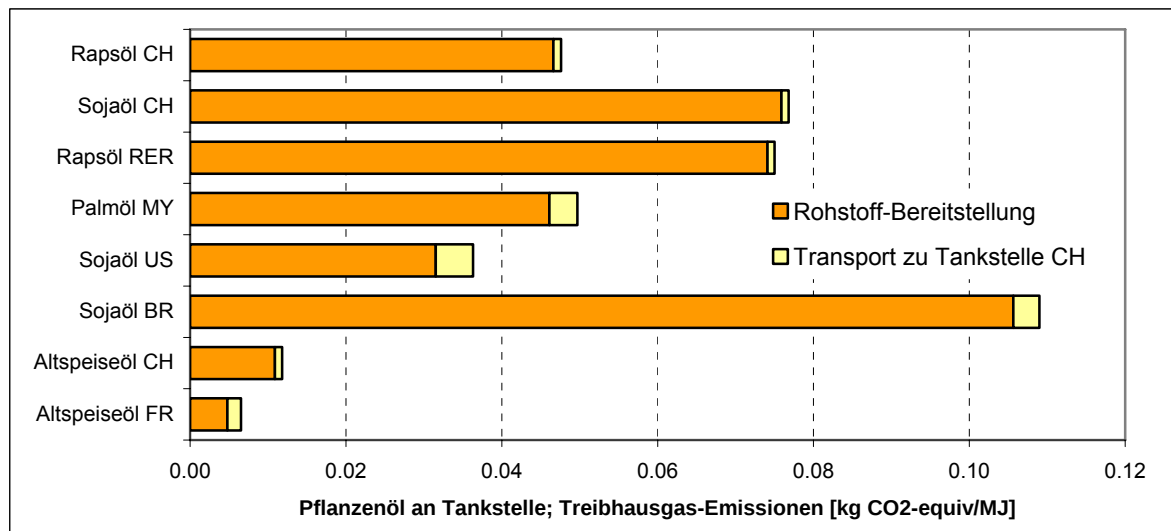


Abbildung 54 Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle.

Der Unterschied zwischen den innereuropäischen Transporten (CH, RER, FR) und Transporten von Übersee wird deutlich sichtbar und die unterschiedlichen Belastungen des Transportes zur Tankstelle decken sich auch sehr gut mit den obigen Angaben zu den Transportmitteln.

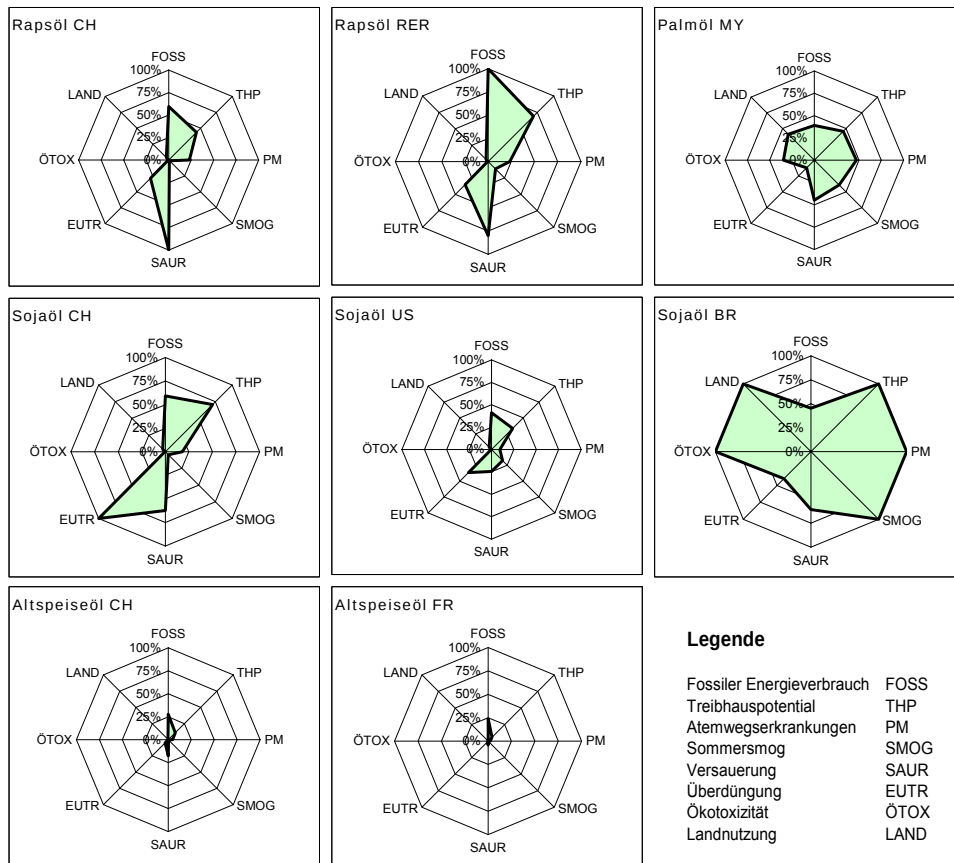


Abbildung 55 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).

Das Bild unterscheidet sich grundsätzlich nicht von jenem, welches im Kapitel 3.1.5 für die Produktionswege der verschiedenen Pflanzenöle zu finden ist. Die Erläuterungen für den Hauptteil der Belastungen sind in praktisch allen Fällen in der Produktion zu suchen – und somit bereits in jenem Kapitel beschrieben worden.

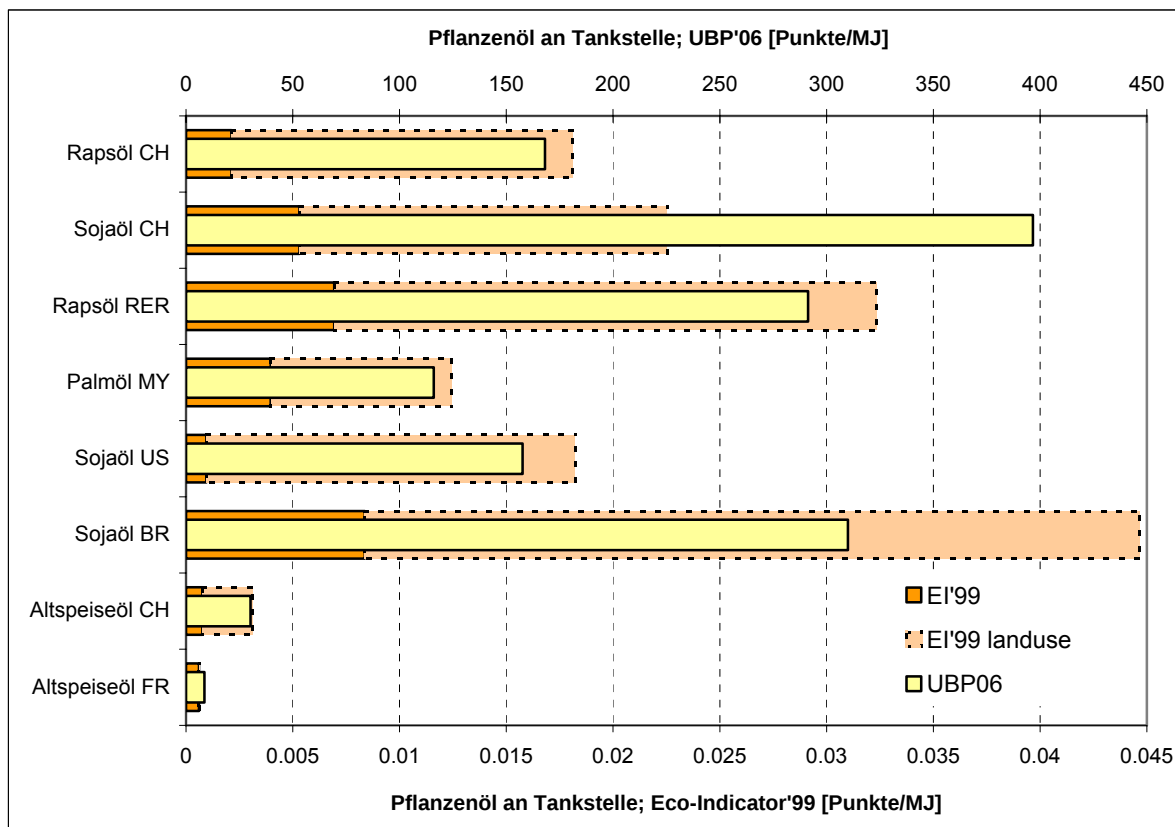


Abbildung 56 Aggregierte Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Betrachtet man die aggregierenden Bewertungsmethoden (siehe Abbildung 56), so resultiert betreffend den Rangfolgen wiederum ein analoges Bild wie bei der Betrachtung der Produktion alleine (dargestellt in Abbildung 39 von Kapitel 3.1.5). Denn auch in diesen beiden Systemen kommt die grosse Mehrheit der Belastung aus der Produktion und der anschliessende Transport zur Tankstelle in der Schweiz ist nur von untergeordneter Bedeutung. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Resultaten können somit auch im Falle der aggregierenden Bewertungsmethoden aus dem Kapitel 3.1.5 entnommen werden. Im Falle des Eco-indicators'99 wird zwischen dem Anteil aus der Landnutzung und der restlichen Belastung unterschieden. Diese Unterscheidung zeigt, wie stark die Eco-indicator-Punkte von der Landnutzung dominiert sind – eine Landnutzung welche primär wiederum aus der Produktion stammt und somit auch bereits in Abbildung 39 von Kapitel 3.1.5 die Werte des Eco-indicators'99 dominiert. Der jährliche Anteil an Rodungsfläche ist in Brasilien für Soja am höchsten.

Sensitivitätsanalyse „Transportdistanz beim CH-Altöl“

Für die Nutzung von Altöl als Treibstoff (auf Stufe Tankstelle) wurden aufgrund fehlender Angaben aus dem ersten Teil des Projektes, die Standard-Transportdistanzen aus der ecoinvent-Methodik verwendet. Der Einfluss dieser Wahl wurde mittels einer Sensitivitätsanalyse untersucht. Ausgehend von den Originaldaten für Altöl an der Tankstelle, wie er in obigen Abbildungen verwendet wurde (Datensatz „Pflanzenöl, an Tankstelle /kg /CH“), welcher auf einem Transport von 100 km Eisenbahn und 150 km LKW basiert, wurden die folgenden beiden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**lokal**“: **50 km LKW** (kein Eisenbahn-Transport)
- > Szenario „**langer Transport**“: **250 km Eisenbahn & 400 km LKW**

Dabei wurde angenommen, dass alle diese Transporte in der Schweiz stattfinden. Es wurden die entsprechenden Datensätze aus der Datenbank ecoinvent benutzt.

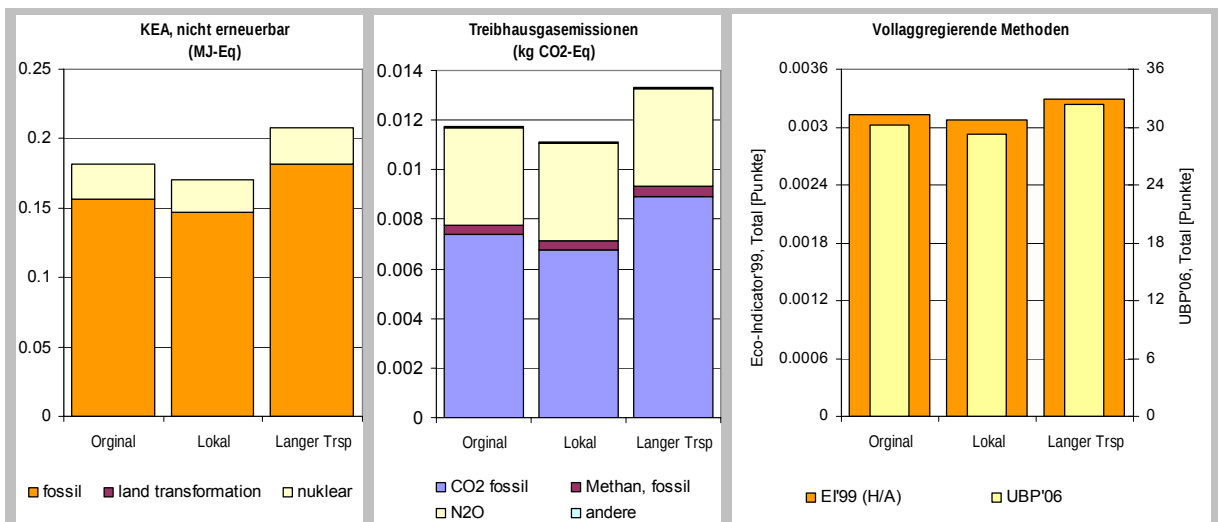


Abbildung 57 Sensitivitätsanalyse „Transportdistanz beim CH-Altöl“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UB97 (links)

Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein sehr ähnliches Bild. Bei den beiden Einzelfaktoren (KEA nicht-erneuerbar, THP) führt ein lokales Transportszenario zu einer Abnahme des Impacts auf der Stufe „Altöl, ab Tankstelle“ von rund 6% - während ein Szenario mit langen Transportdistanzen zu einer Zunahme des Faktors um rund 15% führt. Bei den beiden aggregierten Bewertungen ist ein analoges Verhalten zu beobachten – allerdings in geringerem Umfang (Abnahme von 2-3% resp. Zunahme von 5-8%), wiederum aufgrund der Tatsache, dass in diese beiden aggregierenden Methoden eine ganze Reihe von Faktoren einfließen – Faktoren, welche nur zum Teil von der hier durchgeführten Sensitivitätsanalyse beeinflusst werden.

Sensitivitätsanalyse „Transportmittel Küste-Schweiz“

Grundsätzlich gibt es drei verschiedene Möglichkeiten, nicht-europäische Biotreibstoffe vom Hafen, in welchen sie per Hochseetanker geliefert werden, in die Schweiz zu transportieren – es sind dies (i) die Eisenbahn, (ii) der LKW auf der Strasse sowie (iii) die Rheinschifffahrt.

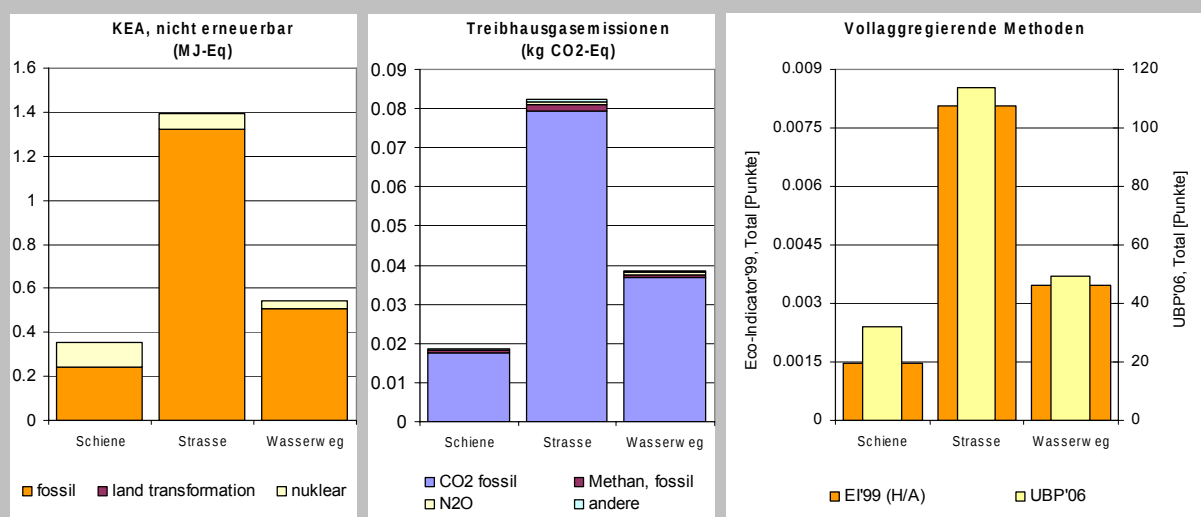


Abbildung 58 Sensitivitätsanalyse „Transportmittel Küste-Schweiz“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UB97 (links)

Ausgehend von der Tatsache, dass im ersten Teil dieses Projektes unterschiedliche Varianten bei den verschiedenen Biotreibstoffen benutzt wurden (Eisenbahn für Palmöl, Rheinschiff für Soja aus USA und Brasilien), wurden die folgenden Szenarien gerechnet:

- > Szenario „**Schiene**“: **500 km** Transport mit der europäischen Eisenbahn
- > Szenario „**Strasse**“: **500 km** Transport mit einem durchschnittlichen 40t-LKW
- > Szenario „**Wasserweg**“: **840 km** Transport mit einem Rheinschiff

Für die Berechnung wurden die Transportmodule benutzt, welche standardmässig in der Datenbank ecoinvent vorhanden sind. Diese Module repräsentieren die durchschnittliche Situation der jeweiligen Transportmittel mit Bezugsjahr 2000. Alle hier untersuchten Faktoren zeigen ein relativ ähnliches Bild. Bei den beiden Einzelfaktoren (KEA nicht-erneuerbar, THP) führt ein Wechsel von der Schiene auf die Strasse zu einer Zunahme des Impacts vom Transport von 400 bis 450%, während der Umstieg auf den Wassertransport mit einer Zunahme von rund 50 bis 100% verbunden ist. Dabei ist zu beachten, dass der Wasserweg deutlich länger angenommen wird, als ein Transport mit Eisenbahn resp. LKW. Bei den beiden aggregierten Bewertungen ist ein analoges Verhalten zu beobachten, wobei v.a. der Eco-indicator'99 sogar noch viel stärker auf den Wechsel des Transportsystems (plus 300% für Strasse, plus 130% für Schiff) reagiert – verursacht durch eine Zunahme um mehr als einen Faktor 10 in den beiden Luftemissions-Faktoren „Carcinogenics“ sowie „Resp. Organics“.

3.2.4 Pflanzliche Methylester

Beschreibung der Varianten

Die einzelnen untersuchten Varianten sind zusammengefasst in Tabelle 8. Der Vergleich baut dabei auf den im Kapitel 3.1.6 beschriebenen Produktionsvarianten für pflanzliche Methylester (RME/XME) auf. Zusätzlich sind die folgenden Transportszenarien für den Transport vom Ort der Produktion zur Tankstelle in der Schweiz berücksichtigt worden:

- *Rapsölmethylester CH*: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Rapsölmethylester RER*: (i) Transporte in Europa: 650 km Eisenbahn und 150 km 32t-LKW, (ii): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Palmölmethylester MY*: Für die globale Produktion wird Malaysia als Proxy benutzt. Für den Transport ergibt sich damit folgender Mix: (i): Transporte in Malaysia: 100 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 11'700 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 500 km Eisenbahn, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Sojaölmethylester US*: (i) Transporte in USA: 1'400 km Eisenbahn und 100 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 7'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Sojaölmethylester BR*: (i) Transporte in Brasilien: 500 km Eisenbahn und 150 km 32t-LKW, (ii) Übersee: 10'000 km mit Hochseetanker, (iii): Transporte in Europa: 840 km Rheinschiff, (iv) Transporte in Schweiz: 150 km Eisenbahn.
- *Pflanzenölmethylester CH*: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.
- *Pflanzenölmethylester FR*: (i) Transporte in Europa: 600 km Eisenbahn und 50 km 32t-LKW, (ii): Transporte in Schweiz: 100 km Eisenbahn und 150 km 28t-LKW.

Tabelle 8 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ RME/XME auf der Stufe Tankstelle in der Schweiz

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Raps	Veresterung	CH	Rapsölmethylester, ab Tankstelle, CH	1a
Raps	Veresterung	RER	Rapsölmethylester, Produktion RER, ab Tankstelle, CH	1b
Palmen	Veresterung	MY	Palmölmethylester, Produktion GLO, ab Tankstelle, CH	1b
Soja	Veresterung	US	Sojaölmethylester, Produktion US, ab Tankstelle, CH	1b
Soja	Veresterung	BR	Sojaölmethylester, Produktion BR, ab Tankstelle, CH	1b
Altspeiseöl	Veresterung	CH	Pflanzenölmethylester, ab Tankstelle, CH	1b*
Altspeiseöl	Veresterung	FR	Pflanzenölmethylester, Produktion FR, ab Tankstelle, CH	1b

*) Im Rahmen des Teilprojektes 1b wurde dieser Datensatz für Altspeiseöl aus Frankreich berechnet. Im Rahmen dieser Fragestellung hier wird ein analoger Datensatz für Altspeiseöl aus der Schweiz erstellt.

Resultate

Beim kumulierten nicht erneuerbaren Energieverbrauch zeigt sich auf der Stufe Tankstelle ein sehr ähnliches Bild wie für die Produktion alleine (dargestellt in Abbildung 42 im Kapitel 3.1.6).

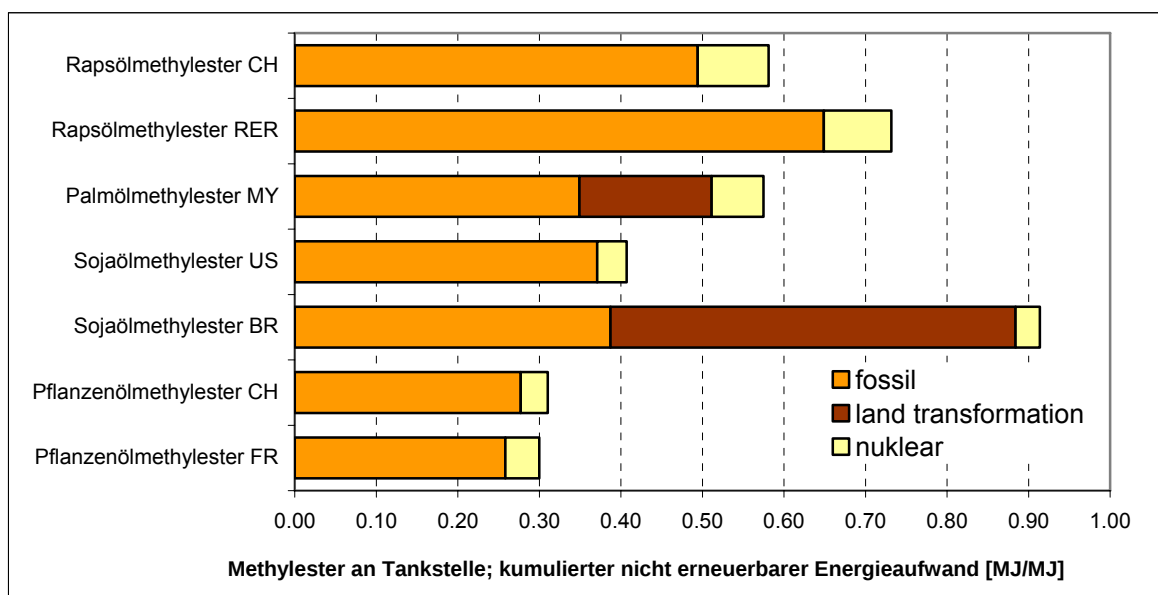


Abbildung 59 Kumulierter Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle.

Der Transportaufwand verursacht – analog wie bei den Pflanzenölen - wiederum nur einen geringen Anteil am Total des kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwandes. In Zahlen ausgedrückt beträgt der Anteil des Transportes zwischen 1.0% (CH-RME) und 13.3% (FR-Altspeiseöl). Letzterer setzt einen Abfall als Rohstoff ein (und hat dadurch eine viel weniger lange Kette für die Umweltbelastung aufgrund des angewandten Cut-Off-Ansatzes). Weitere Erläuterungen für die tiefen Werte bei XME aus US-Sojaöl sowie aus Palmöl sind im Detail im Kapitel 3.1.6 zu finden.

Auch das Treibhauspotential (siehe Abbildung 60) sowie die weiteren Midpoint-Indikatoren (siehe Abbildung 61) zeigen analog zum kumulierten nicht erneuerbaren Energieaufwand nur einen geringen Unterschied im Vergleich mit den Resultaten der Produktion im Kapitel 3.1.6, da auch in diesen Fällen der Transport vom Produktionsort zur CH-Tankstelle nur einen sehr geringen Anteil der gesamten Belastung ausmacht.

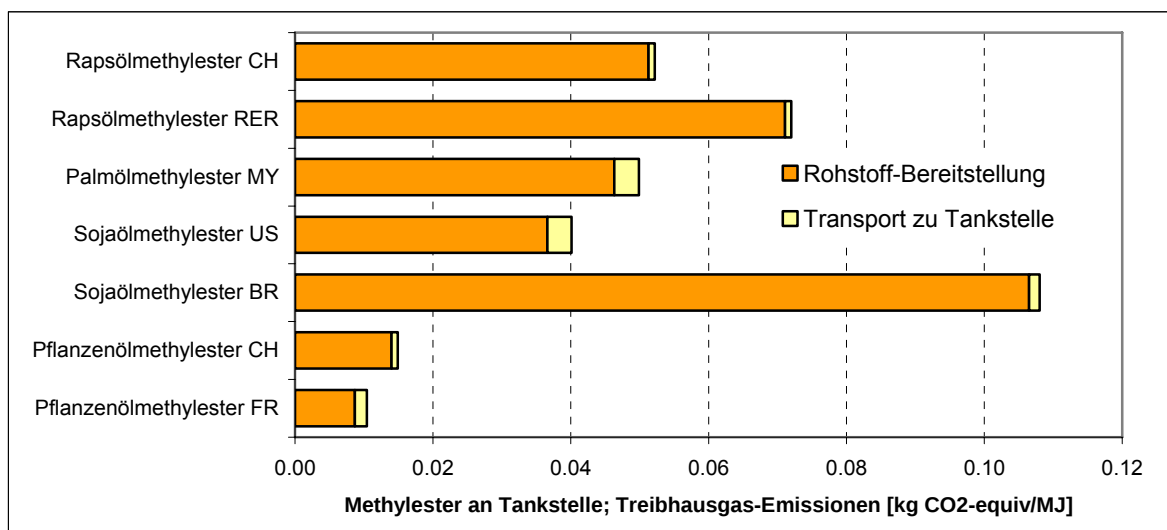


Abbildung 60 Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle.

Das Bild ist relativ ähnlich wie beim Pflanzenöl im vorangehenden Kapitel – die tiefsten Belastungen des Transportes treten bei Produktion in der Schweiz resp. in Europa auf. Importe aus den USA oder aus Malaysia (stellvertretend für globalen Palmölmethylester) weisen deutlich höhere Mengen aus dem Transport zur Tankstelle auf – allerdings sind auch diese Werte noch sehr gering im Vergleich zum THP aus der Produktion der verschiedenen Methylester.

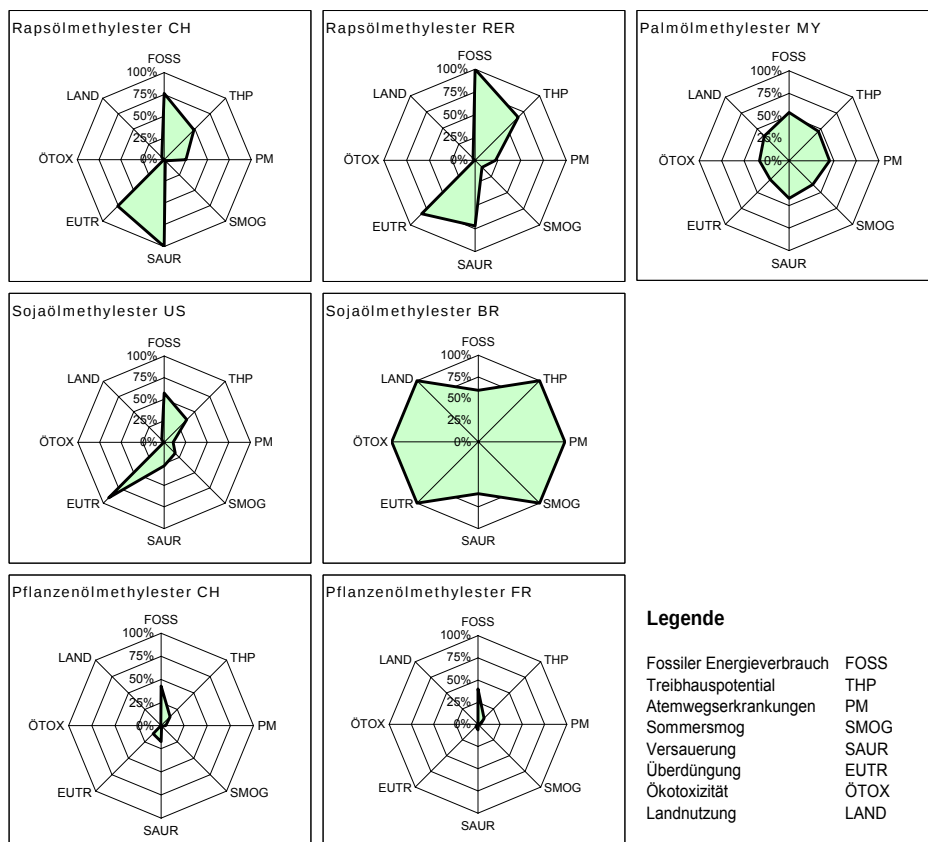


Abbildung 61 Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).

Das Bild unterscheidet sich grundsätzlich nicht von jenem, welches im Kapitel 3.1.6 für die Produktionswege der verschiedenen Pflanzenölmethylester zu finden ist. Die Erläuterungen für den Hauptteil der Belastungen sind in praktisch allen Fällen in der Produktion zu suchen – und somit bereits in jenem Kapitel beschrieben worden.

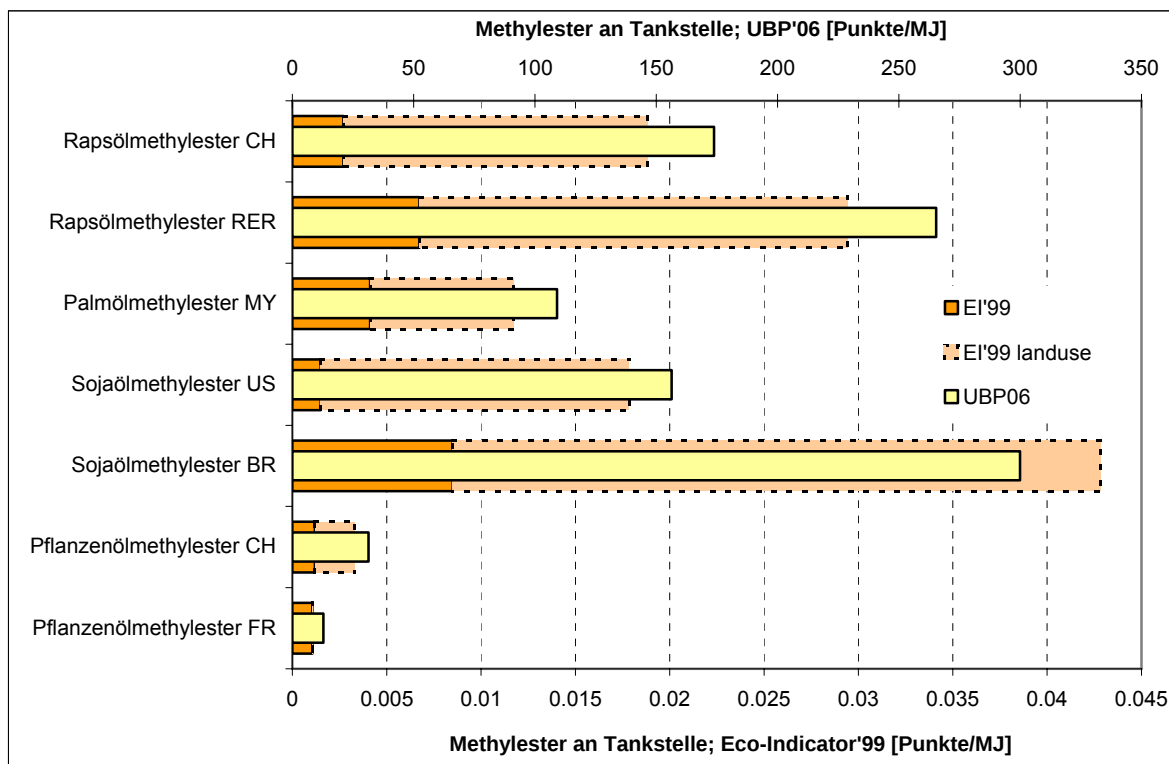


Abbildung 62 Aggregierte Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.

Auch die aggregierten Methoden lassen sich direkt mit den Pflanzenölen vergleichen – weist doch diese Abbildung hier in etwa das gleiche Bild auf, wie die entsprechende Abbildung bei den Pflanzenölen (siehe Abbildung 56).

3.2.5 Vergleich der Treibstoffe

In diesem Kapitel werden biogene Treibstoffe, wie sie in der Schweiz an der Tankstelle erhältlich sind oder sein könnten miteinander verglichen. Die einzelnen Treibstoffe bauen dabei auf den in den vorangegangenen Kapiteln untersuchten Vorketten auf. Für jeden Treibstofftyp werden jeweils die Produktionsvarianten mit den geringsten und den höchsten Umweltauswirkungen dargestellt.

Beschreibung der Varianten

Die einzelnen untersuchten Varianten sind zusammengefasst in Tabelle 9 dargestellt. Es wurden die folgenden Treibstoffe berücksichtigt:

- *Pflanzlicher Methylester (RME/XME), 5% Beimischung zu Diesel / 100%:* Technisch gesehen können pflanzliche Methylester, besser bekannt als "Biodiesel", konventionellen Diesel ersetzen oder in jedem Mischungsverhältnis von 0% bis 100% beigegeben werden, ohne dass Modifikationen am Motor nötig sind. Nicht alle Fahrzeughersteller garantieren aber einen fehlerfreien Betrieb, wenn reiner Biodiesel oder Biodiesel-Mischungen getankt werden. In der EU schreibt jedoch die Norm EN590 eine zulässige Beimischung von 5% Biodiesel für jedes Fahrzeug vor. Die meisten deutschen Fahrzeughersteller geben auch Garantien bis zu 100% Biodiesel. In dieser Studie wurden deshalb die beiden Szenarien „5% Beimischung von Biodiesel zu konventionellem Diesel“ und „100% Biodiesel“ betrachtet.
- *Pflanzenöl, aus Altspeiseöl, ab Aufbereitung:* Pflanzenöl kann grundsätzlich auch ohne Veresterung als Dieselerersatz eingesetzt werden. Es sind dazu aber Modifikationen am Fahrzeug nötig. In der Schweiz existiert eine entsprechend umgerüstete LKW-Flotte und es sind einige Pflanzenöl-Tankstellen in Betrieb.
- *Methanol, 100%:* Methanol kann in reiner Form oder gemischt als Treibstoff verwendet werden. Hauptsächlich wird es jedoch als Ausgangsstoff für die MTBE-Produktion eingesetzt.
- *Ethanol besitzt günstige Eigenschaften für Otto-Motoren.* Die durchschnittliche Oktan-Zahl beträgt 99, im Vergleich zu 88 bei konventionellem Benzin. Treibstoff-Ethanol kann daher in verschiedenen Varianten in Verbrennungsmotoren eingesetzt werden. Die nachfolgenden Varianten sind in dieser Studie berücksichtigt:
 - *Benzin, 5% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-5):* In nicht modifizierten Benzin-Motoren können Mischungen von bis zu 26% (vol.) wasserfreiem Ethanol mit Benzin genutzt werden (5% max. in EU und Indien, 10% in der USE, 22-26% in Brasilien)
 - *Benzin, 4%/15% Vol. ETBE Zusatz, Ethanol aus Biomasse, ab Tankstelle:* ETBE stellt eine Alternative zu Ethanol als Oktanzahl-erhöhendes Additiv dar. Die EU autorisiert ETBE-Beimischungen zu Benzin in jedem Verhältnis bis max. 15 Vol.%¹⁴. In diesem Projekt werden deshalb zwei Optionen betrachtet: 4 Vol.% und 15 Vol.%. Das ETBE wird dabei aus biogenem Ethanol gewonnen.
 - *Benzin, 85% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-85):* In sogenannten "flexible-fuel" Fahrzeugen, können Mischungen von bis zu 85% (vol.) wasserfreiem Ethanol mit Benzin genutzt werden. In der Schweiz wurde im Sommer 2006 die erste E-85 Tankstelle in Winterthur gebaut. Saab, Volvo und Ford bieten zur Zeit in der Schweiz Flex-fuel Modelle an – weitere Marken werden wohl bald folgen.
 - *Ethanol, 99.7%v/v, aus Biomasse, ab Tankstelle:* Flex-fuel Fahrzeuge, die auch reinen Alkohol tanken können gibt es bisher erst in Brasilien.

Die Verwendung von Treibstoff-Ethanol besitzt aber auch gewisse Nachteile: (1) Niedrige Mischungen von Ethanol führen zu einer Erhöhung des Dampfdrucks, welche die Verdunstung von Treibstoff fördert. (2) Hohe Anteile von Ethanol im Benzin führen zu einem starken Abfall des Dampfdrucks und zu Problemen bei niedrigen Temperaturen und in den Bergen.

¹⁴ Siehe: European Union Directive 98/70

- *Benzin, 15% MTBE Zusatz (aus biogenem Methanol)*: MTBE ist, wie ETBE und Ethanol, ein hoch-oktaniges Benzinadditiv, das in der USA stark verbreitet war, bis es wegen dem Grundwasserschutz in vielen Gegenden verboten und durch Ethanol ersetzt wurde. In Europa wurde MTBE primär als Blei-Ersatz eingeführt. In der Schweiz hat 2005 „Bleifrei-95-Benzin“ einen durchschnittlichen fossilen MTBE-Anteil von 3.7 Vol.% und „Bleifrei-98“ von 10.7 Vol.%. Beim vorliegenden Prozess wurde von biogen hergestelltem Methanol als Ausgangsbasis für die MTBE-Produktion ausgegangen.
- *Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas*: biogenes Methan besitzt sehr ähnliche Eigenschaften wie Erdgas und kann daher in allen Mischungen von Erdgasfahrzeugen getankt werden. Da die restlichen 4 Vol.% bei biogenem Methan primär aus CO₂ bestehen, während Erdgas neben Methan andere Kohlenwasser wie Butan enthält, ist der Heizwert von biogenem Methan etwas niedriger als bei Erdgas.
- *Diesel, schwefelarm, ab Regionallager*: Wurde als fossile Referenz mitberechnet
- *Diesel, ab Regionallager*: Wurde als fossile Referenz mitberechnet
- *Benzin, schwefelarm, ab Regionallager*: Wurde als fossile Referenz mitberechnet
- *Benzin, bleifrei, ab Regionallager*: Wurde als fossile Referenz mitberechnet
- *Erdgas, Produktionsmix, ab Tankstelle*: Wurde als fossile Referenz mitberechnet

Tabelle 9 Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 MJ Treibstoff an einer Tankstelle in der Schweiz.

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Fossil/ Bio-masse	Ölgewinnung – Veresterung Raffinierung	CH	pflanzlicher Methylester (RME/XME), 5%, 95% Diesel	1a
Biomasse	Ölgewinnung - Veresterung	CH	pflanzlicher Methylester (RME/XME), 100%	1a
Altspeiseöl	Aufbereitung	CH	Pflanzenöl, aus Altspeiseöl, ab Aufbereitung	1a
Biomasse	Synthesegas-Prozess	CH	Methanol, 100%	1a
Biomasse	Vergärung	CH	Ethanol, 100%	1a
Mix	Vergärung – Raffinierung	CH	Benzin, 85% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-85)	1a
Mix	Vergärung – Raffinierung	CH	Benzin, 5% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-5)	1a
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Benzin, 15% Vol. ETBE Zusatz, Ethanol aus Biomasse, ab Tankstelle	1a
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Benzin, 4% Vol. ETBE Zusatz, Ethanol aus Biomasse, ab Tankstelle	1a
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Benzin, 15% MTBE Zusatz (aus biogenem Methanol)	*
Biomasse	Vergärung – Aufbereitung	CH	Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas	1a
Fossil	Raffinierung	CH	Diesel, schwefelarm, ab Regionallager	E2k
Fossil	Raffinierung	CH	Diesel, ab Regionallager	E2k
Fossil	Raffinierung	CH	Benzin, schwefelarm, ab Regionallager	E2k
Fossil	Raffinierung	CH	Benzin, bleifrei, ab Regionallager	E2k
Fossil	Aufbereitung	CH	Erdgas, Produktionsmix, ab Tankstelle	E2k

*) MTBE (aus biogenem Methanol) wird als Datensatz neu berechnet aus den vorhandenen Datensätzen „biogenes Methanol, aus Synthesegas“ und „Methyl tert-butyl ether, ab Werk“.

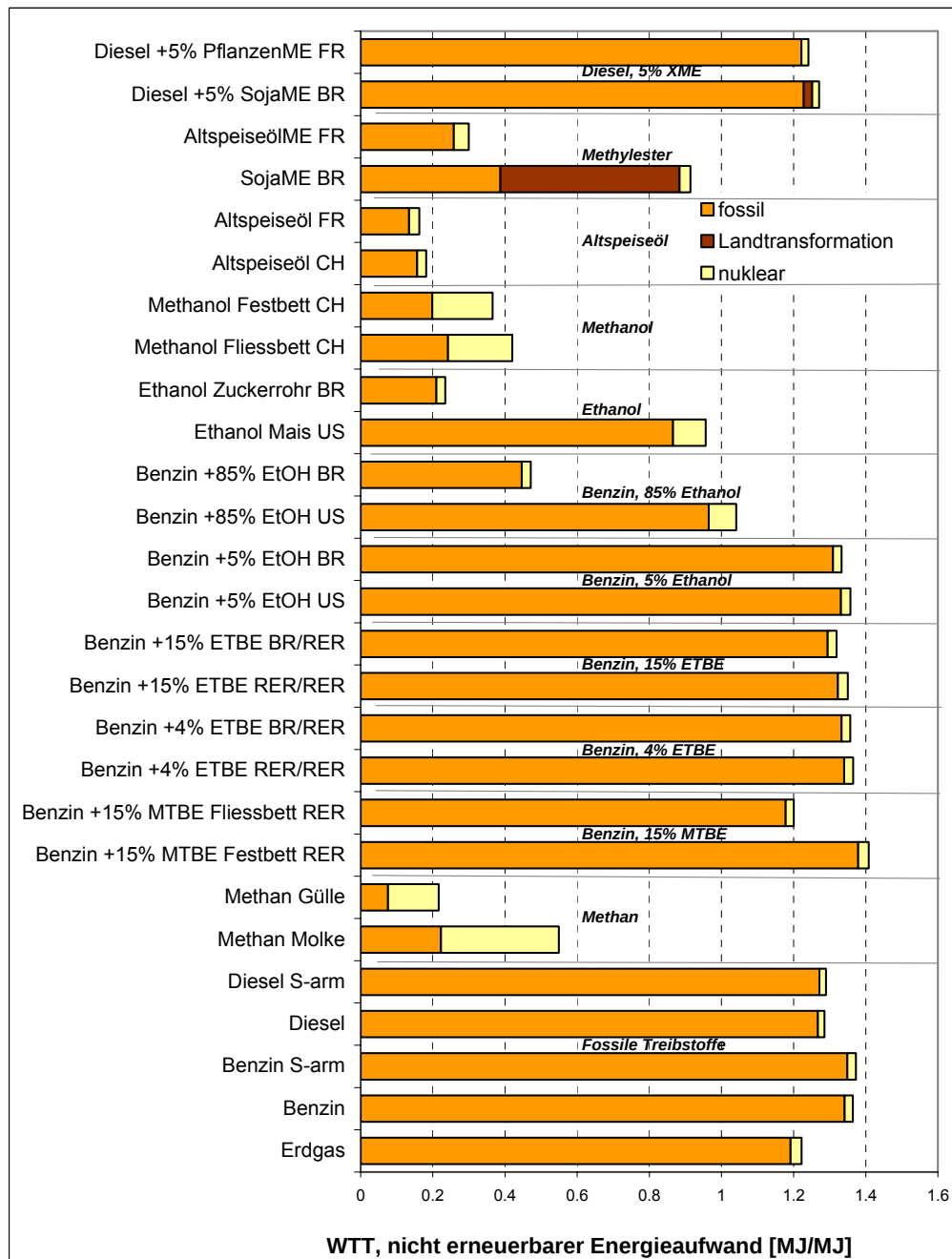


Abbildung 63 Kumulierter Energieaufwand von Treibstoffen an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

In Abbildung 63 ist der nicht erneuerbare Energieaufwand der verschiedenen Treibstoffe dargestellt. Bei XME und Ethanol zeigen sich grosse Unterschiede zwischen den besten und schlechtesten Bereitstellungspfaden. Während der nicht erneuerbare Energieaufwand beim reinen alternativen Treibstoff im besten Fall bei 0.3 – 0.4 MJ / MJ Treibstoff liegt, zeigen die ineffizientesten Pfade Werte von 0.9 MJ/MJ und sind nicht weit entfernt von den fossilen Treibstoffen. Am wenigsten fossile Treibstoffen werden zur Produktion von biogenem Methan benötigt. Die gemischten Treibstoffe weisen logischerweise Werte entsprechend dem Mischungsanteil der jeweiligen beiden Treibstoffen auf.

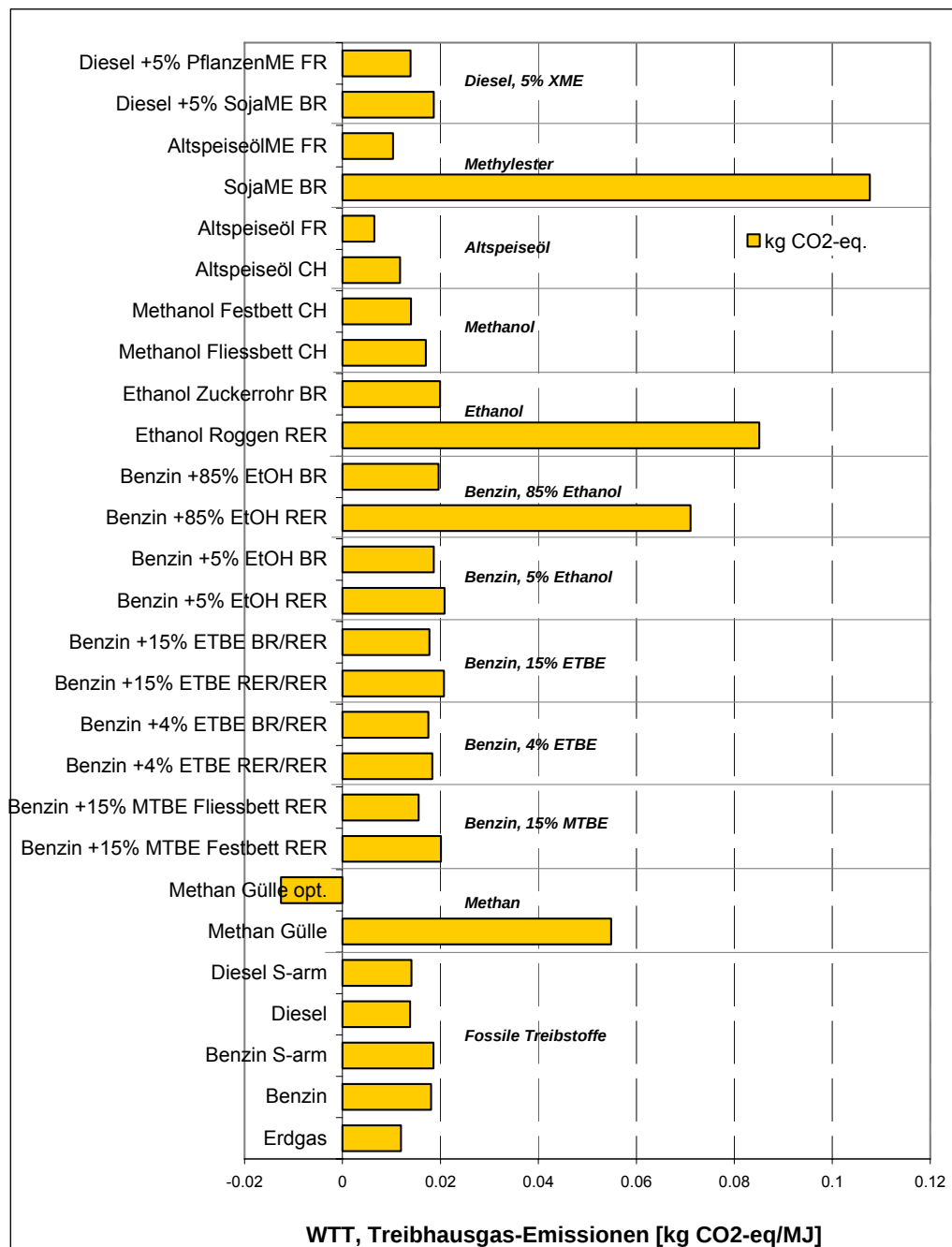


Abbildung 64 Treibhausgasemissionen bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Treibstoff an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

In Abbildung 64 sind die Treibhausgasemissionen bis zur Tankstelle dargestellt. Die niedrigen Emissionen der fossilen Treibstoffe rühren daher, dass diese noch nicht verbrannt sind und die entsprechende CO₂-Menge noch nicht freigesetzt ist. Wie schon beim kumulierten Energieaufwand zeigen sich auch hier die grössten Unterschiede zwischen den besten und schlechtesten Bereitstellungspfaden der jeweiligen Treibstoffe. Bei jedem reinen alternativen Treibstoffe gibt es einen Bereitstellungspfad mit ähnlich niedrigen THG-Emissionen wie bei den fossilen Treibstoffen. Dies ist aber nicht unbedingte der Pfad, der auch energetisch am effizientesten ist. Der energetisch effizienteste Methanpfad aus Gülle verursacht beispielsweise aufgrund der Lachgas- und Methan-Emissionen bei der Nachgärung am meisten THG-Emissionen, dies entspricht jedoch heute nicht mehr dem Stand der Technik weil die Güllelager generell abgedeckt werden.

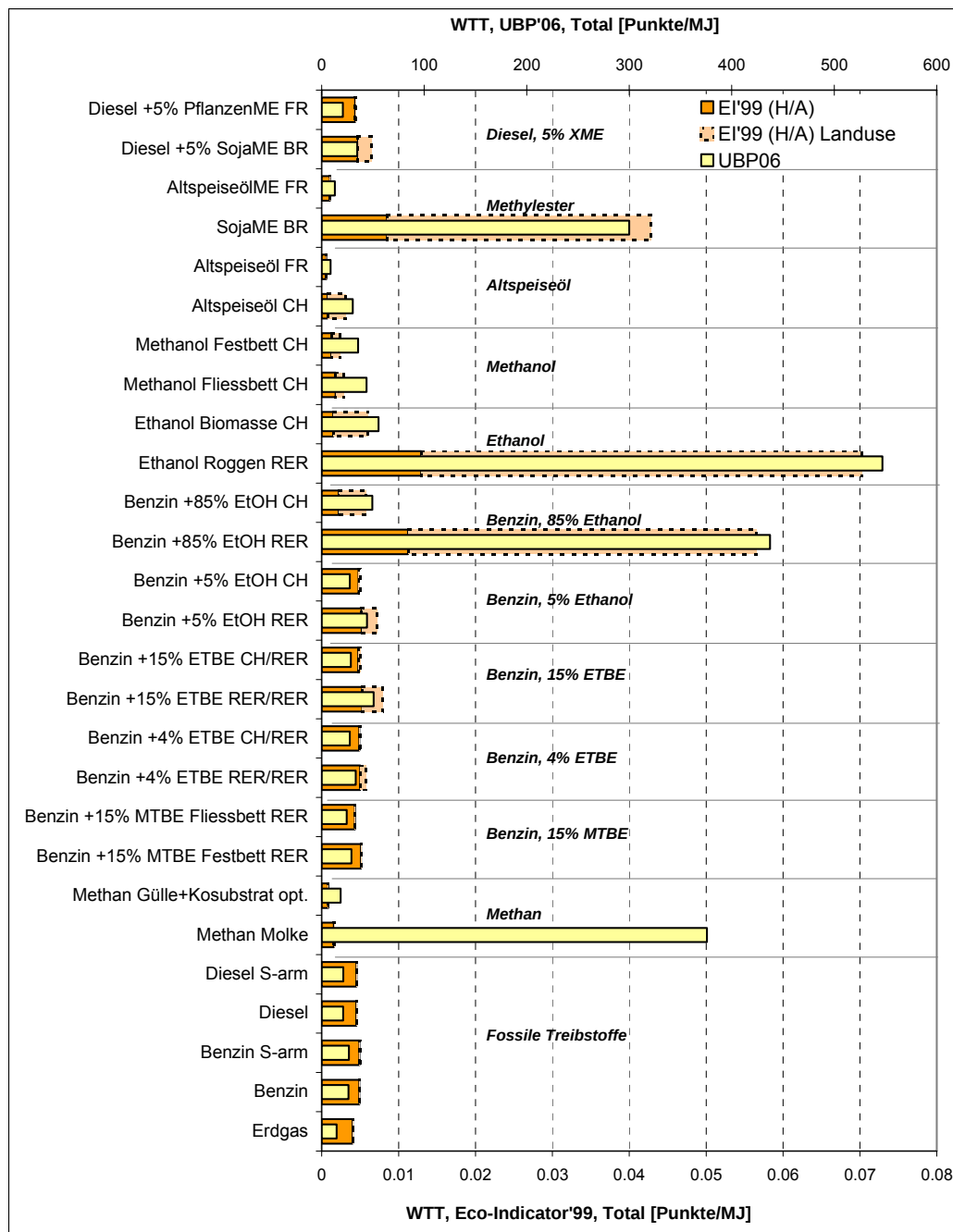


Abbildung 65 Aggregierte Umweltbelastung bei Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Treibstoff an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

In Abbildung 65 sind die aggregierten Umweltbelastungen der Treibstoffproduktion bis zur Tankstelle dargestellt. Das Bild ist ein ähnliches wie bei den THG-Emissionen. Im besten Fall lassen sich ähnlich geringe Umweltbelastungen erzielen wie bei der Bereitstellung von fossilen Treibstoffen, währenddessen Bereitstellungspfade die aufwendige Landwirtschaftsprozesse (Roggen) oder Brandrodung (Soja, Brasilien) beinhalten um Faktoren schlechter abschneiden. Ebenfalls um Faktoren schlechter ist der Methanpfad aus Molke bei der UBP'06-Bewertung aufgrund der hohen Bewertung der Abwasseremissionen. Die geringsten Umweltbelastungen besitzen Biodiesel aus rezykliertem Pflanzenöl und Methan aus Gülle mit Kosubstrat (optimierte Version) – beiden Pfaden liegen Reststoffe zugrunde.

Interpretation

Wenn die ganze Produktionskette betrachtet wird, zeigt sich, dass die grössten Umweltauswirkungen bei den landwirtschaftlichen Prozessen stattfinden. Relevante Faktoren sind Brandrodung, Einsatz von

Düngemitteln und Pestiziden, der ökonomische Wert allfälliger Nebenprodukte und die Hektarerträge in den jeweiligen Regionen. Entsprechend sind es Bereitstellungspfade aus Abfall- und Reststoffen, die die geringsten Umweltauswirkungen aufweisen. Aus den Untersuchungen bei Ethanol, Pflanzenölen sowie RME/XME zeigt sich des weiteren, dass der Import eines alternativen Treibstoffes in die Schweiz nur zu geringen Mehrbelastungen der Umwelt führt im Vergleich zu den Belastungen, welche bei der Produktion der Alternative entstehen. Umweltfreundlich produzierte alternative Treibstoffe aus Übersee können daher in der Ökobilanz an der Schweizer Tankstelle gut mit Schweizer Produkten konkurrieren. Allerdings stellt sich grundsätzlich die Frage, ob Biotreibstoffe nicht besser lokal beim Produktionsort genutzt werden, um unnötigen Transport von Treibstoffen zu vermeiden.

3.3 BEWERTUNG DER TRANSPORTLEISTUNG BIOGENER UND FOSSILER TREIBSTOFFE

3.3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Zielsetzung

Ziel dieses Teilprojekts ist es, einen ökologischen Vergleich der Transportleistung der momentan, und der in Zukunft erhältlichen Treibstoffe vorzunehmen.

Analog zum Treibstoffvergleich auf Stufe Tankstelle („from well-to-tank“) im vorangehenden Kapitel, wird hier wiederum auf den Ergebnissen der beiden vorangehenden Kapitel (Kapitel 3.1 und 3.2) aufgebaut, indem worst case und best case zur Anwendung gelangen, um einerseits die ganze Bandbreite der Resultate, aber auch die bestmögliche Variante, nun für den Fall „from well-to-wheel“ aufzuzeigen. Dabei werden die zwei folgenden Teilfragestellungen näher untersucht:

- **Vergleich der Transportleistung bei Personenfahrzeugen „well-to-wheel“.** Als funktionelle Einheit dient 1 Personen-km zurückgelegt mit einem Pkw der Golf-Klasse (Fahrzeuggrösse, Crash-Verhalten, Fahrdynamik und Reichweite identisch).
- **Vergleich der Transportleistung bei Nutzfahrzeugen „well-to-wheel“.** Als funktionelle Einheit dient 1 Tonnen-km erbracht mit einem 28t-Lkw.

Systemgrenze

Der Vergleich erfolgt auf Stufe „zurückgelegte Distanz“ (well-to-wheel), um die Effizienz der Antriebstechniken für die verschiedenen Treibstoff-Arten mitzuberücksichtigen. Die Ergebnisse beinhalten dabei die Umweltauswirkungen bei der Bereitstellung des Treibstoffs, beim Betrieb des Fahrzeugs und auch bei Bereitstellung und Unterhalt von Fahrzeug und Strasse.

Spezifische Schadstoffemissionen alternativer Treibstoffe sind in den Inventardaten berücksichtigt, allfällige Auswirkungen auf die Dauerhaltbarkeit der Motoren hingegen nicht.

Funktionelle Einheit

Die funktionalen Einheiten bilden 1 Personen-km zurückgelegt mit einem Pkw der Golf-Klasse (Fahrzeuggrösse, Crash-Verhalten, Fahrdynamik und Reichweite identisch) (bei Teilfragestellung 1), resp. 1 Tonnen-km erbracht mit einem 28t-Lkw (bei Teilfragestellung 2).

3.3.2 Transportleistung mit Personenfahrzeugen

Beschreibung der Varianten

Es wurden die an der Tankstelle erhältlichen Treibstoffvarianten aus Kapitel 3.2 (well-to-tank) mit den in Tabelle 10 aufgeführten Transport-Prozessen kombiniert. Detaillierte Angaben zu den zugrundeliegenden Annahmen finden sich in den entsprechenden Kapiteln im Biotreibstoff-Inventarbericht [12].

Tabelle 10 Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 pkm Transportleistung mit Personenfahrzeugen in der Schweiz.

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Fossil/ Bio-masse	Ölgewinnung – Veresterung Raffinierung	CH	Transport, Pkw, pflanzlicher Methylester (RME/XME), 5%, 95% Diesel	
Biomasse	Ölgewinnung - Veresterung	CH	Transport, Pkw, pflanzlicher Methylester (RME/XME), 100%	1)
Altspeiseöl	Aufbereitung	CH	Transport, Pkw, Pflanzenöl, aus Altspeiseöl, ab Aufbereitung	2)
Biomasse	Synthesegas-Prozess	CH	Transport, Pkw, Methanol, 100%	
Biomasse	Vergärung	CH	Transport, Pkw, Ethanol, 100%	3)

Tabelle 10 Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 pkm Transportleistung mit Personenfahrzeugen in der Schweiz. (Fortsetzung)

Mix	Vergärung – Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, 85% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-85)	4)
Mix	Vergärung – Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, 5% Vol. Zusatz Ethanol, 99.7%v/v in H ₂ O, aus Biomasse, ab Tankstelle (E-5)	
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, 15% Vol. ETBE Zusatz, Ethanol aus Biomasse, Prod. RER, ab Tankstelle	
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, 4% Vol. ETBE Zusatz, Ethanol aus Biomasse, Prod. RER, ab Tankstelle	
Mix	Vergärung – Ethylierung Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, 15% MTBE Zusatz (aus biogenem Methanol)	5)
Biomasse	Vergärung – Aufbereitung	CH	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas	
Fossil	Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Diesel, schwefelarm, ab Regionallager	
Fossil	Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Diesel, ab Regionallager	
Fossil	Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, schwefelarm, ab Regionallager	
Fossil	Raffinierung	CH	Transport, Pkw, Benzin, bleifrei, ab Regionallager	
Fossil	Aufbereitung	CH	Transport, Pkw, Erdgas, Produktionsmix, ab Tankstelle	

- 1) RME-Emissionsfaktoren beim PKW wurden aus den LKW-Emissionsfaktoren abgeschätzt ($PKW_RME = PKW_Diesel * LKW_RME/LKW_Diesel$), der Treibstoffverbrauch wurde gemäss dem Heizwert korrigiert.
- 2) Pflanzenöl-Emissionsfaktoren wurden den RME-Emissionsfaktoren gleichgesetzt, der Treibstoffverbrauch wurde gemäss dem Heizwert korrigiert.
- 3) Ethanol-Emissionsfaktoren wurden den Methanol-Emissionsfaktoren gleichgesetzt, der Treibstoffverbrauch wurde gemäss dem Heizwert korrigiert.
- 4) Ethanol 85%-Emissionsfaktoren wurden den Ethanol-Emissionsfaktoren gleichgesetzt, der Treibstoffverbrauch wurde gemäss dem Heizwert korrigiert.
- 5) 15% MTBE Emissionsfaktoren wurden den 15% ETBE Emissionsfaktoren gleichgesetzt.

Beschreibung der Fahrzeuge

Den in der Studie berücksichtigten Treibstoffen wurden Fahrzeuge zugewiesen, die

- möglichst gut adaptiert an den Treibstoff sind und
- möglichst gut einem CH-Durchschnittswert bezüglich Grösse, Energieverbrauch, Dynamik, Sicherheit und Komfort entsprechen ("Golf-Klasse").

Es wurde angestrebt, möglichst unveränderte Werte aus den beiden Hauptquellen zu verwenden, die in die Ecoinvent-Datenbank eingeflossen sind (Daten von Infras und PSI). Bei Fahrzeugen, für die bisher keine vollständige Datensätze in Ecoinvent verfügbar sind, hat die EMPA Werte aus vergleichbaren Ecoinvent-Daten interpoliert und mit Daten aktueller Fahrzeuge abgeglichen.

Ein Gesamtvergleich der Emissionen und Energieverbräuche aller Fahrzeuge ergab ein homogenes Bild mit Ausnahme des Energieverbrauchs. Der unterschiedliche Verbrauch ist nicht durch technologische Unterschiede bedingt, sondern durch unterschiedliche Auswahl der Fahrzeugstichproben. Beispielsweise besteht die schweizerische Gasfahrzeugflotte aus grösseren und schwereren Fahrzeugen als der Durchschnitt der Benzin- oder Dieselfahrzeuge. Das Ungleichgewicht wurde in Absprache mit dem Bundesamt für Umwelt BAFU auf das Verbrauchsniveau der Golfklasse angepasst.

Für Fahrzeug-Kilometer und Personen-Kilometer gilt ein Umrechnungsfaktor von 0.62893, was einer durchschnittlichen Auslastung von 1.59 Personen pro Fahrzeug-Kilometer entspricht. Tabelle 11 zeigt die verwendeten Werte für den Energiebedarf pro Personen-Kilometer.

Tabelle 11 Energiebedarf pro Personen-Kilometer für die verschiedenen betrachteten Antriebssystem/Treibstoff-Kombinationen. Die mit * im Bemerkungsfeld bezeichneten Datensätze wurden nicht im Teilprojekt 1 erhoben, sondern von der EMPA abgeschätzt.

Fahrzeug	MJ/pkm	Energiebedarf	Emissionen	Bemerkungen
Auto Methanol	1.613	wie Petrol E3	EURO3	Infras, Verbrauch wie Petrol E3
Auto Methanol 100%	1.613	wie Petrol E3	EURO3	Infras Verbrauch wie Petrol E3
* Auto Ethanol 100%	1.613	wie Petrol E3	EURO3	* Empa: Emissionen wie Methanol, Verbrauch wie Petrol E3
* Auto Petrol + Ethanol 85%	1.613	wie Petrol E3	EURO3	* Empa: Emissionen wie Methanol, Verbrauch wie Petrol E3
Auto Petrol + Ethanol 5%	1.613	wie Petrol E3	EURO3	Infras Verbrauch wie Petrol E3
* Auto Petrol + MTBE 15%	1.566	aus 15% ETBE	EURO4	* Empa Emissionen und Verbrauch aus ETBE 15% (PSI)
Auto Petrol + ETBE 15%	1.576	E4 PSI	EURO4	PSI Spielmann
Auto Petrol + ETBE 4%	1.575	E4 PSI	EURO4	PSI Spielmann
* Auto Vegetable oil 100%	1.493	wie Diesel E3	EURO4	* Empa, Emissionen wie 100% RME/XME, Energiebedarf wie Diesel E3 PSI
* Auto RME/XME 100%	1.493	wie Diesel E3	EURO4	* Empa, Emissionen gerechnet aus LKW Infras, Energiebedarf wie Diesel E3 PSI
Auto Diesel + RME 5%	1.483	E3 Infras	EURO3	Infras
Auto Natural Gas	1.613	E3 Infras	EURO3	Infras, Verbrauch wie Petrol E3
Auto Petrol, EURO 3, INFRAS	1.613	wie Petrol E3	EURO3	Infras, Basis für Mischungen mit Alkohol Verbrauch wie Petrol E3
Auto Petrol, EURO 3	1.613	E3 PSI	EURO3	PSI Spielmann, Basis für Mischungen ETBE , Flottendurchschnitt 2005
Auto Petrol, EURO 4	1.576	E4 PSI	EURO4	PSI Spielmann, Flottendurchschnitt 2006
Auto Petrol, EURO 5	1.434	E5 PSI	EURO5	PSI Spielmann, Annahme Durchschnittsfahrzeug 2010
Auto Diesel, EURO 3	1.493	E3 PSI	EURO3	PSI Spielmann, Basis für Mischungen XME
Auto Diesel, EURO 4	1.478	E4 PSI	EURO4	PSI Spielmann
Auto Diesel, EURO 5	1.420	E5 PSI	EURO5	PSI Spielmann

Berücksichtigung der Treibstoff-Beimischung

Biogene Treibstoffe werden in verschiedenen Konzentrationen den fossilen Treibstoffen beigemischt (siehe auch Tabelle 11). Dadurch können sich die Verbrauchswerte und Schadstoffemissionen verändern. Dieser Effekt kann unter Umständen erheblich sein. Falls beispielsweise die Beimischung von 5% Bioethanol zu Benzin einen energetischen Minderverbrauch von 1% zur Folge hätte, liesse sich mit 1 Liter beigemischttem Bioethanol 0.2 Liter fossiler Treibstoff zusätzlich einsparen. Daraus kann man schliessen, dass die gesamten CO₂-Einsparungen recht unterschiedlich ausfallen können, je nachdem ob man das Bioethanol als Benzin 5 oder Benzin 85 in den Verkauf bringt. Dennoch berücksichtigen wir aufgrund der zum Teil nicht kohärenten Datenlage die Auswirkungen von Beimischung auf den Verbrauch in dieser Studie nicht, sondern gehen von gleichbleibenden energetischen Verbrauchszahlen (pkm/MJ) aus:

- Es lassen sich gegenläufige Trends feststellen. Während in der EMPA-Studie [33] ein Minderverbrauch von knapp -1% festgestellt wurde, sind es in einer spanischen Studie [34] -0.51%. In einer britischen Studie wird dagegen je nach Fahrzeug ein Mehr- oder Minderverbrauch gemessen [35].
- Die gemessenen Verbrauchsunterschiede sind alle relativ klein (<1%). Gemäss Delgado [34] sind erst Verbrauchsunterschiede > 2% als signifikant zu betrachten.
- Es gibt unterschiedliche Methoden zur Bestimmung des Treibstoffverbrauchs (volumetrisch oder Kohlenstoffbilanz) und es werden verschiedene Werte für die Kohlenstoff-Gewichtsanteil verwendet. Bei der spanischen Studie [34] ergibt sich je nach verwendeter Berechnungsmethode ein Minderverbrauch von -0.51% oder ein Mehrverbrauch von +0.73% [36]. Bei der EMPA-Studie sind es -1%, resp. -0.1% bei Berechnung des Verbrauchs aus dem gemessenen H/C-Verhältnis.
- Die Verbrauchsreduktion von knapp 1% in der EMPA-Studie wird durch Drosselklappeneffekte erklärt: Durch den niedrigeren Energieinhalt von Benzin5 wird die Drosselklappe weiter geöffnet, der Ansaugwiderstand gesenkt und damit der motorische Wirkungsgrad erhöht. Dadurch sinkt gleichzeitig aber auch die zur Verfügung stehende Leistung des Motors. Man erreicht einen ähnlichen Spar-Effekt, wie beim „Down-Sizing“ eines Motors. Damit verändert man aber auch die funktionelle Einheit, indem das untersuchte Fahrzeug nicht mehr die gleichen Leistungsdaten hat.

Zusammenfassend lassen sich aus den aktuellen Studien noch keine signifikanten Schlüsse ziehen, wie die Beimischung von Bioethanol die Verbrauchswerte generell beeinflusst. Zudem muss davon ausgegangen werden, dass eine Verbrauchssenkung die Leistung des Fahrzeugs und somit auch die funktionelle Einheit beeinflusst.

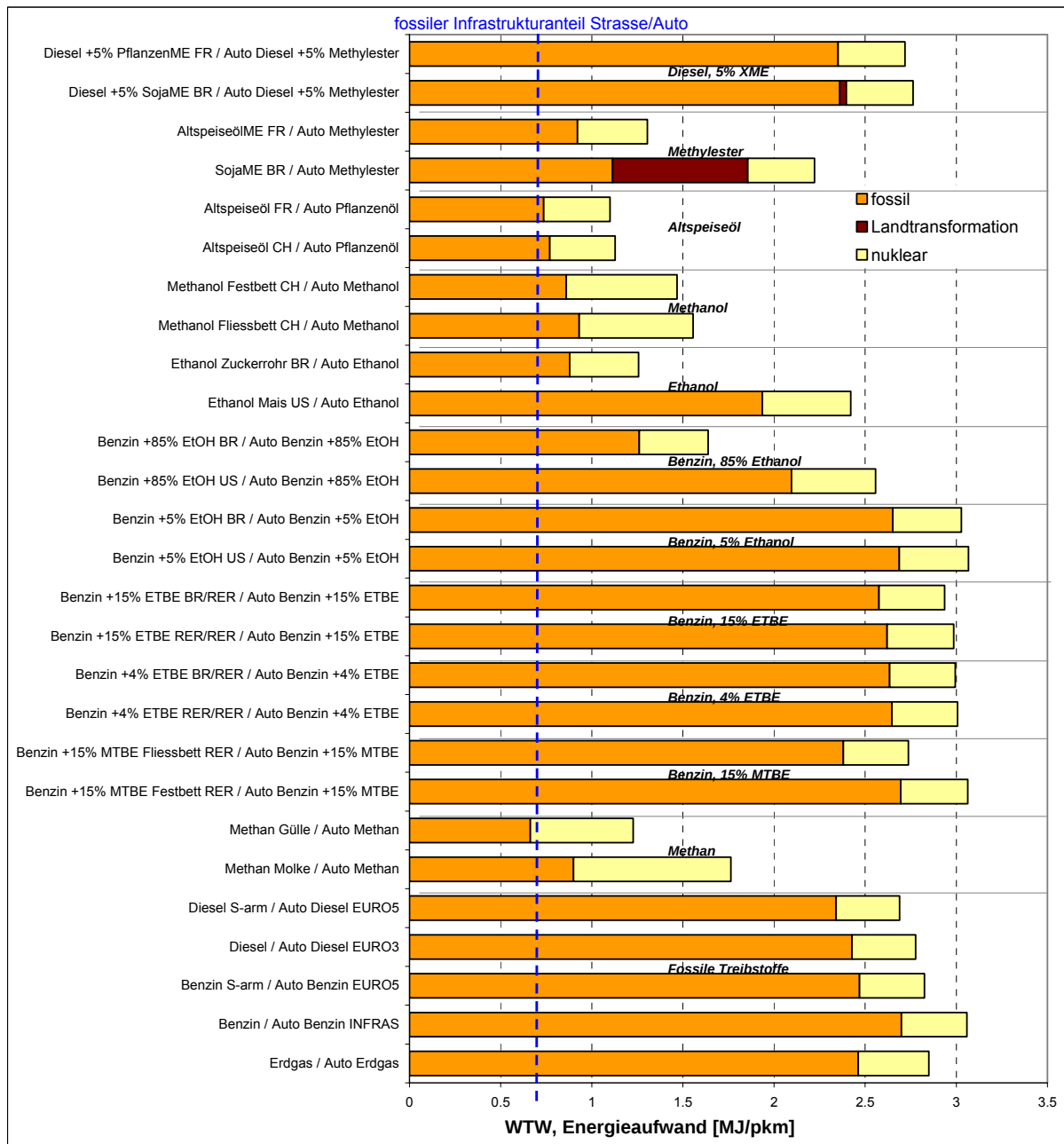


Abbildung 66 Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

In Abbildung 66 ist der nicht erneuerbare Energieaufwand der verschiedenen Antriebsvarianten dargestellt. Auch auf der Ebene „Transportleistung“ schlägt der Energieverbrauch bei der landwirtschaftlichen Produktion noch deutlich zu Buche. Die bei der Brandrodung zur Gewinnung von Soja verbrauchte Energie macht beispielsweise 40% des gesamten nicht erneuerbaren Energieanteils aus. Beim Ethanolpfad ist das brasilianische Zuckerrohr doppelt so effizient wie amerikanischer Mais.

Der kumulierte fossile Energieverbrauch reduziert sich beim Einsatz von reinen alternativen Treibstoffen um 50 – 80%. Lässt man den fossilen Infrastrukturannteil (d.h. den Einsatz von fossiler Energie bei Fahrzeug- und Strassenbau und Unterhalt) beiseite, benötigt Biogas-basierte Mobilität bis zu 90% weniger fossile Energie als Mobilität basierend auf konventionellen Treibstoffen.

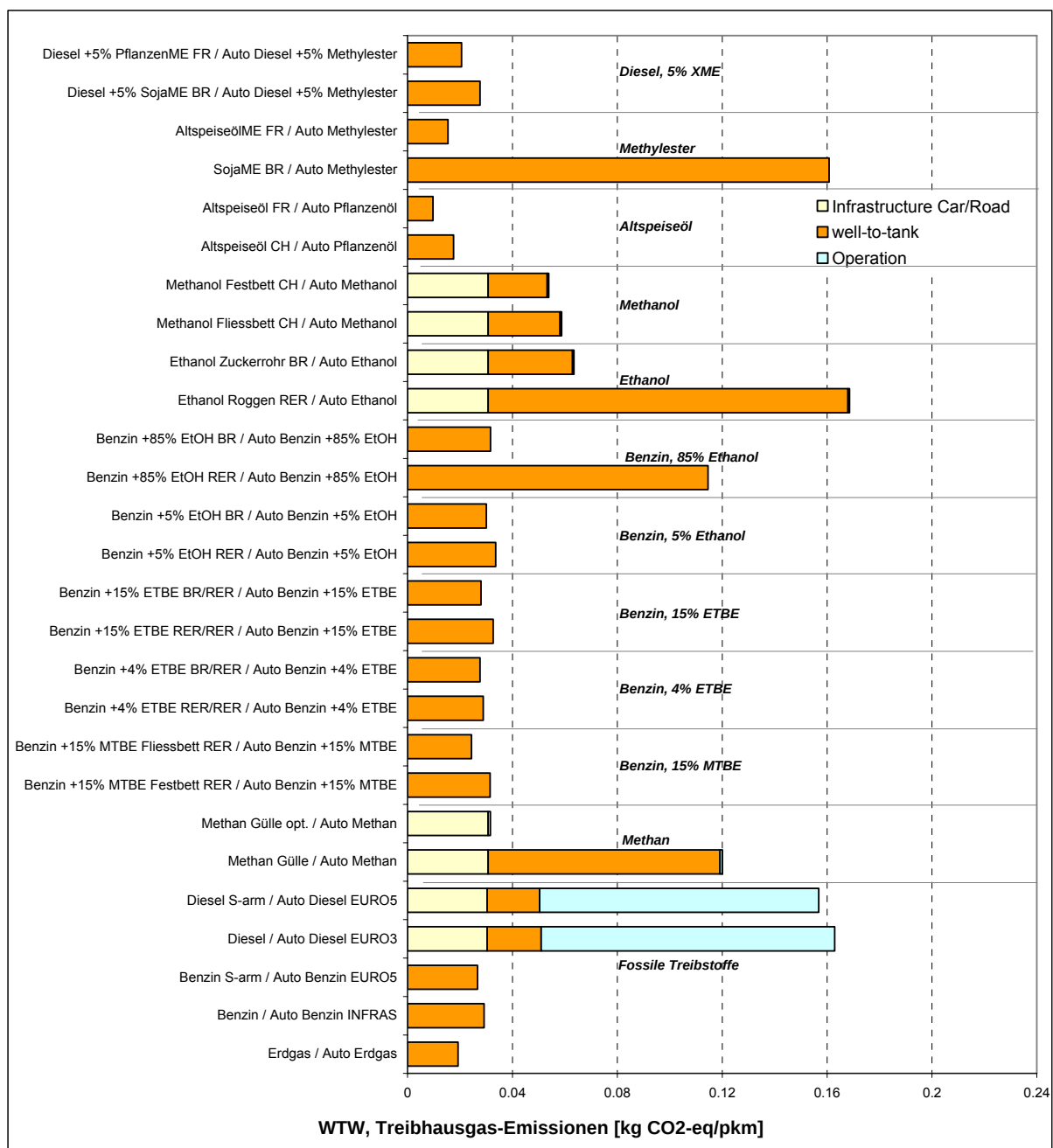


Abbildung 67 Treibhausgasemissionen bei der Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

In Abbildung 67 sind die totalen Treibhausgasemissionen zur Erzeugung von 1 pkm Transportleistung dargestellt. Im schlechtesten Fall (brasilianischer Sojamethylester) sind die totalen THG-Emissionen beim Einsatz von alternativen Treibstoffen leicht höher als bei konventionellen Treibstoff. Im besten Fall können zwei Drittel der Emissionen vermieden werden (Altspeiseöl oder Holzvergasung). Methan aus Gülle weist praktisch ähnlich hohe THG-Emissionen wie die fossilen Treibstoffe auf. Diese hohen Emissionen können aber durch eine Abdeckung des Güllelagers massiv reduziert werden.

Die deutlichen Unterschiede zwischen Ethanol- und ETBE-Beimischung erklären sich durch unterschiedliche Referenzfahrzeuge bei den jeweiligen Studien. Die Daten zur Beimischung von 5% Ethanol beziehen sich auf Dynamometer-Messungen an einem Ford Focus der ca. 0.5l/100km Mehrverbrauch gegenüber dem Verbrauch der CH-Neuwagenflotte von 2004 aufweist. Auf diese Unterschiede wird in der anschließenden Diskussion der Auswirkungen von Beimischung eingegangen.

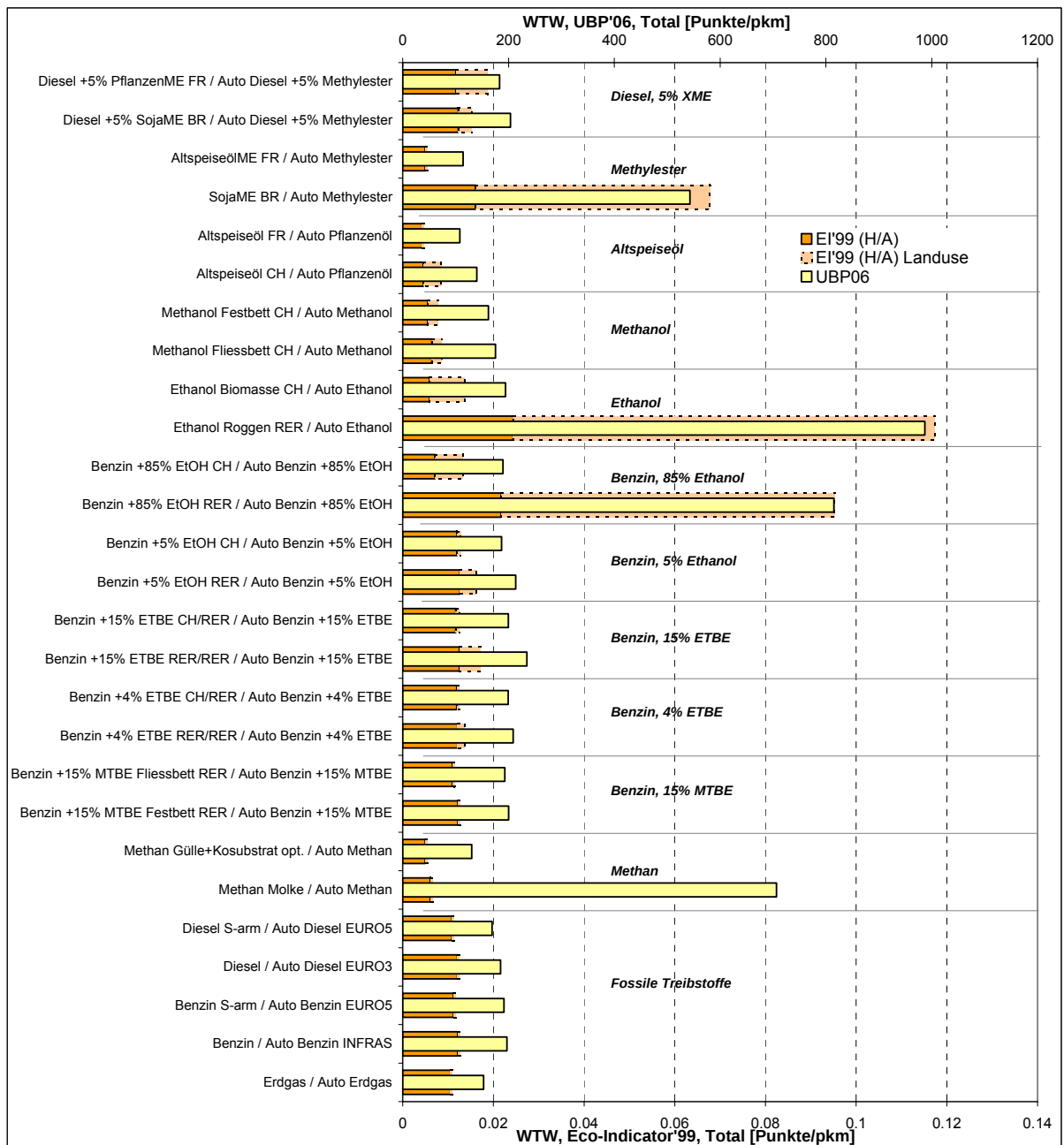


Abbildung 68 Aggregierte Bewertung der Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.

Die aggregierte Umweltbewertung in Abbildung 68 zeigt, dass die umweltfreundlichsten alternativen Treibstoffe (Altspeiseöl-XME, Methanol, Biogas) eine gegenüber den fossilen Treibstoffen halbierte Eco-indicator'99-Bewertung erzielen, währenddessen die UBP-Bewertung in etwa gleich bleibt. Die am wenigsten umweltfreundlichen Alternativen (Sojaöl-Methylester BR, Ethanol aus Roggen RER, Methan aus Molke) weisen dagegen gegenüber den fossilen Treibstoffen dreimal höhere Umweltbelastungen bei UBP und beim Eco-indicator auf – wobei dies bei der Molke nur für die Bewertung mit UBP'06 zutrifft (Grund: hohe Bewertung der Abwasserbelastung bei UBP'06)..

Sensitivitätsanalyse „Emissionsstandards bei Personenwagen (EURO 3/4/5 und ecoinvent-Daten)“

Die unterschiedlichen Abgasnormen (EURO 3, EURO 4, EURO 5) sollen über die nächsten Jahre zu einer Abnahme der Schadstoff-Emissionen bei den Fahrzeugen führen. Da derzeit die meisten Fahrzeuge nicht mehr als die EURO 3-Norm erfüllen, wurde diese als Referenzszenario aller Vergleiche dieses Berichtes benutzt. Um dem Leser einen Vergleich zu den beiden anderen EURO-Normen zu ermöglichen – sowie für einen Vergleich mit den in der Datenbank ecoinvent (v1.3) vorhandenen Mix-Daten für die Schweiz resp. Europa – wurde im Stile einer Sensitivitätsanalyse ein Vergleich dieser erwähnten Normen und Datensätze durchgeführt.

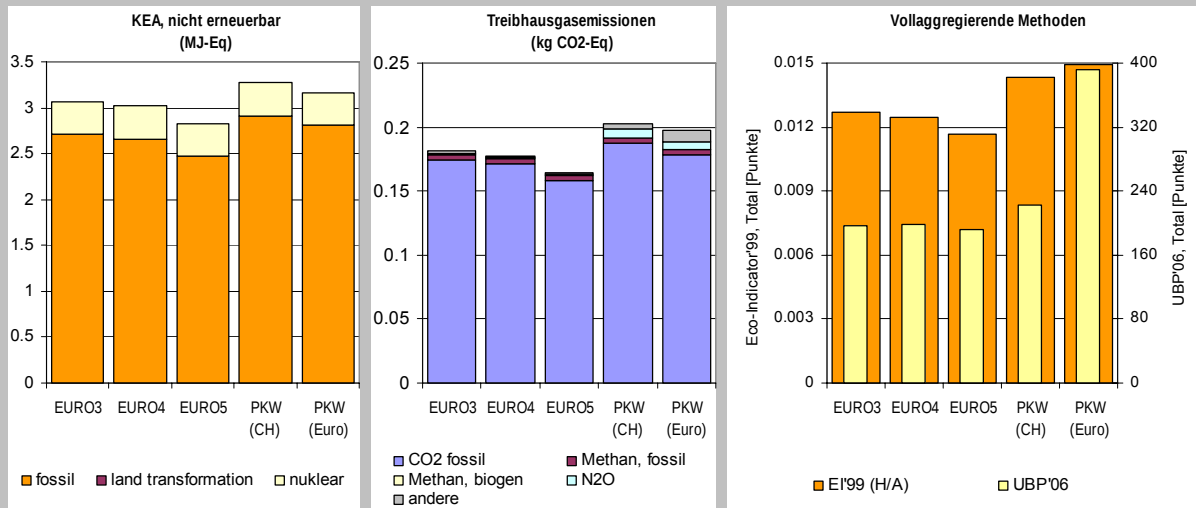


Abbildung 69 Vergleich „Abgasnormen EURO3,4,5 und die ecoinvent PKW-Daten“ – Unterschiede beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links)

Die untersuchten Faktoren (KEA, THP, UBP'97, Eco-indicator'99) zeigen ein recht ähnliches Bild – die Verschärfung der Abgasnormen von EURO 3 auf EURO 5 führt zu einer leichten Verbesserung, während die beiden ecoinvent-Datensätze einen gegenteiligen Effekt zeigen. Letzteres ist auf den Umstand zurückzuführen, dass die Daten in ecoinvent sich auf das Referenzjahr 2000 beziehen und damit in etwa auf das Einführungsjahr der EURO 3-Norm.

Der Vergleich von EURO 3 bis EURO 5 zeigt ein recht einheitliches Bild. Während sich die Umweltbelastung von EURO 3 zu EURO 4 nur gerade um rund 2% reduziert, führt der Schritt bis zu EURO 5 zu einer Reduktion von 8-10% (Ausnahme UBP'06 – hier gibt es nur eine Reduktion von rund 3% auf Grund der Tatsache, dass in dieser Bewertungsmethode der Verbrauch an Erdöl sowie die daraus entstehenden fossilen CO₂-Emissionen ein weniger hohes Gewicht aufweisen als z.B. im ebenfalls untersuchten Eco-indicator'99).

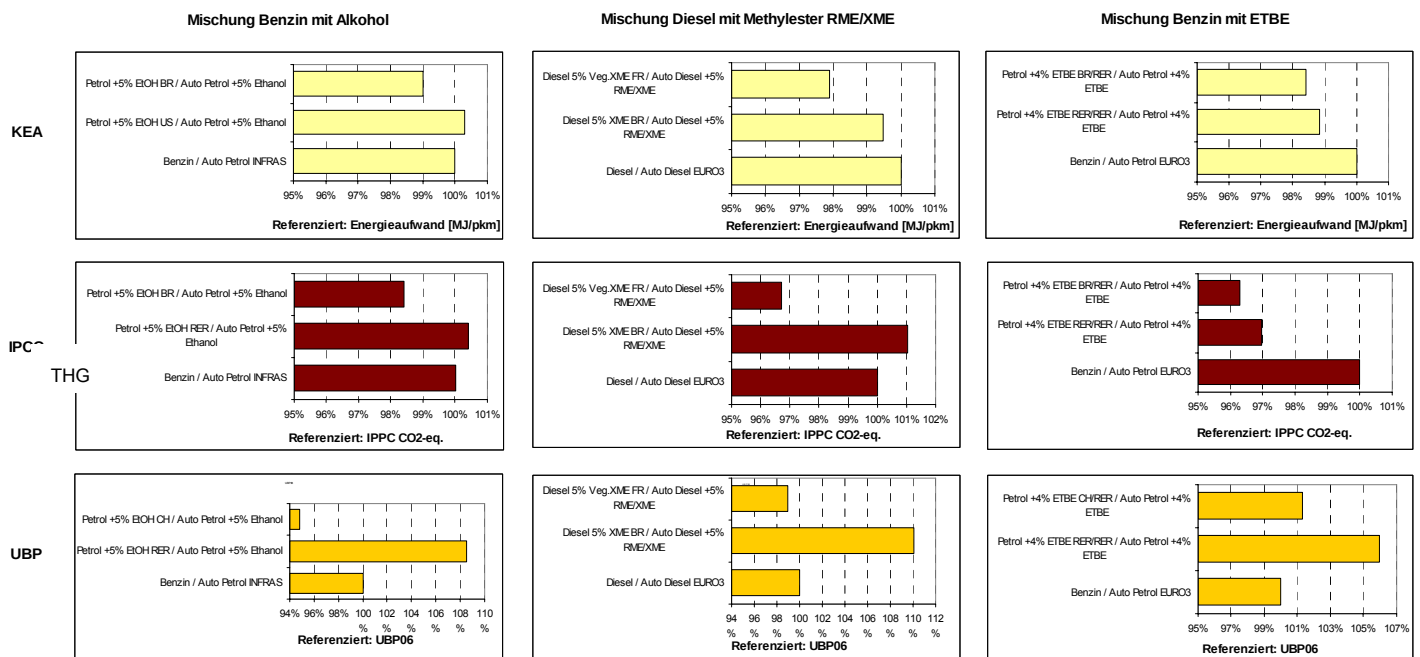


Abbildung 70 Auswirkungen der Beimischung von Biotreibstoffen auf nicht erneuerbaren Energieaufwand, Treibhausgas-Emissionen und auf die gesamte Umweltbelastung.

In Abbildung 70 werden die Auswirkungen der Beimischung von alternativen Treibstoffen im Detail betrachtet. Durch die Beimischung von 5% Bioethanol lassen sich je nach Bereitstellungs-pfad 1 – 3% Treibhausgasemissionen gegenüber der Benzinreferenz einsparen. Bei der gesamthaften Umweltbeurteilung lässt sich im besten Fall die gleiche Umweltbelastungen wie bei Benzin erzielen.

Sensitivitätsanalyse „Unterschiedliche Biomasse-Ressourcen für die ETBE-Produktion“

Zum besseren Verständnis der Umweltauswirkungen von ETBE-Beimischung wurden verschiedene Biomasse-Ressourcen für die ETBE-Produktion (Ethanol aus Biomasse CH, Mais US, Roggen RER, Zuckerhirse CN und Zuckerrohr BR) und verschiedene Mischungsverhältnisse (4% und 15%) mit Benzin verglichen. Der Untersuchungsrahmen ist well-to-wheel, es wurde jeweils ein Fahrzeug der EURO4 Klasse betrachtet.

Abbildung 71 zeigt die Treibhausgas-Emissionen pro Transportkilometer im Vergleich zu einem Benzinfahrzeug. Bei 4% Beimischung von ETBE lassen sich im besten Fall 2% Treibhausgasreduktion erreichen, wenn deklassierte Landwirtschaftsprodukte aus der Schweiz, chinesische Zuckerhirse oder brasilianisches Zuckerrohr verwendet werden. Bei 15% Beimischung sind es bei der Verwendung von brasilianischem Zuckerrohr maximal 5% THG-Reduktion. Die Reduktion ist deshalb relativ niedrig, weil bei der ETBE-Produktion fast zur Hälfte fossile Ressourcen verwendet werden.

Die Reduktion ist zum grössten Teil den verminderten CO₂-Emissionen gutzuschreiben. Dieser Effekt wird beim US-Mais und beim Roggen aber durch die erhöhten Lachgas-Emissionen zum Teil wieder wettgemacht.

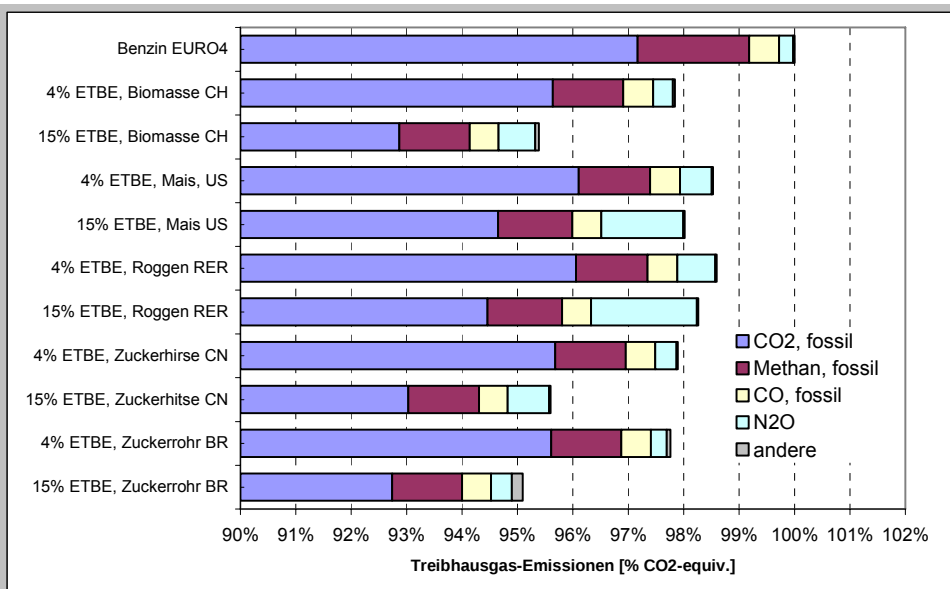


Abbildung 71 Relevante Treibhausgase bei verschiedenen ETBE-Produktionspfaden. Benzin EURO4 = 100%.

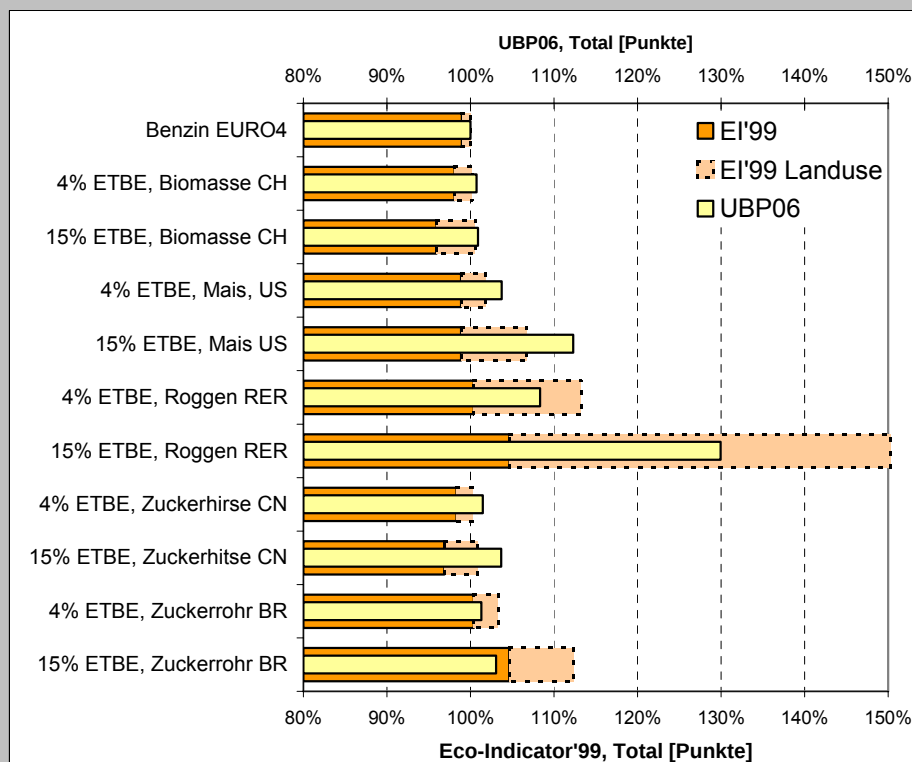


Abbildung 72 Aggregierte Umweltbeurteilung nach Eco-indicator 99 und UBP 06. Benzin EURO4 = 100%.

Ähnlich wie bei den reinen Biotreibstoffen zeigt sich auch bei der ETBE-Beimischung, dass die aggregierten Umweltauswirkungen im Vergleich zu Benzin höher liegen (Abbildung 72). Extreme Werte erzielt dabei die Verwendung von Roggen die wegen der bei Eco-indicator 99 hoch bewerteten Land-Transformation und wegen der bei UBP 06 stark gewichteten Boden-Versauerung und Überdüngung in beiden Fällen sehr schlecht abschneidet. Abbildung 73 bestätigt dieses Bild. Während die Luftemissionen bei allen Pfaden ähnlich bewertet werden, machen die Emissionen in Wasser und Boden die grossen Unterschiede zwischen den Pfaden aus.

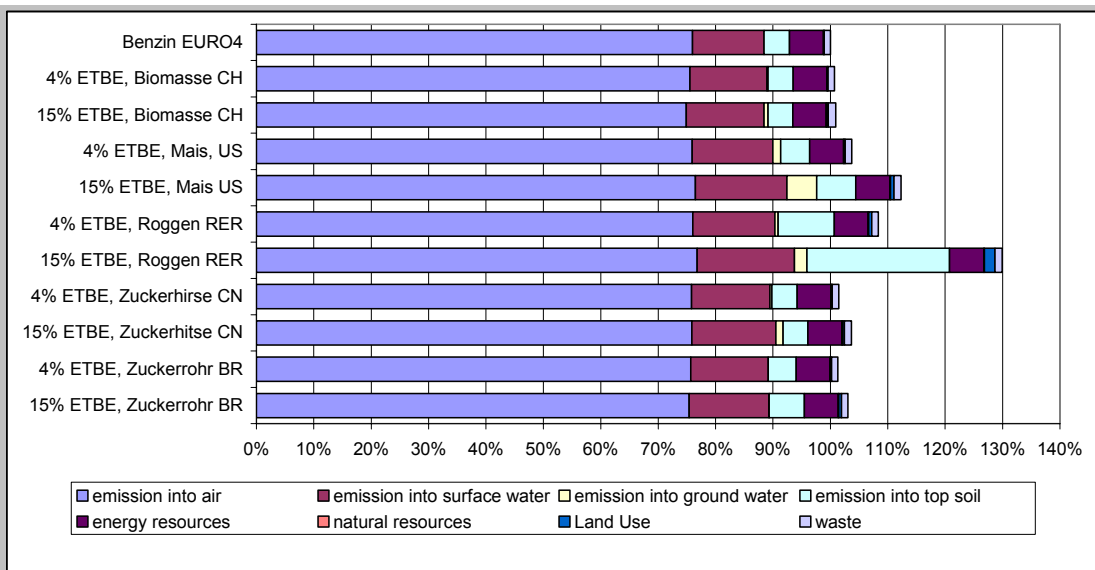


Abbildung 73 Umweltbeurteilung UBP 06 aufgeschlüsselt nach den einzelnen Wirkungskategorien. Benzin EURO4 = 100%.

3.3.3 Transportleistung mit Nutzfahrzeugen

Beschreibung der Varianten

Tabelle 12 Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 tkm Transportleistung mit Nutzfahrzeugen (Lkw, 28t) in der Schweiz.

Rohstoff	Verfahren	Ort	Ecoinvent-Prozess	
Fossil	Raffinierung	CH	Transport, Lkw, Diesel	E2k
Biomasse	Ölgewinnung - Veresterung	CH	Transport, Lkw, pflanzlicher Methylester (RME/XME), 100%	1a

Resultate

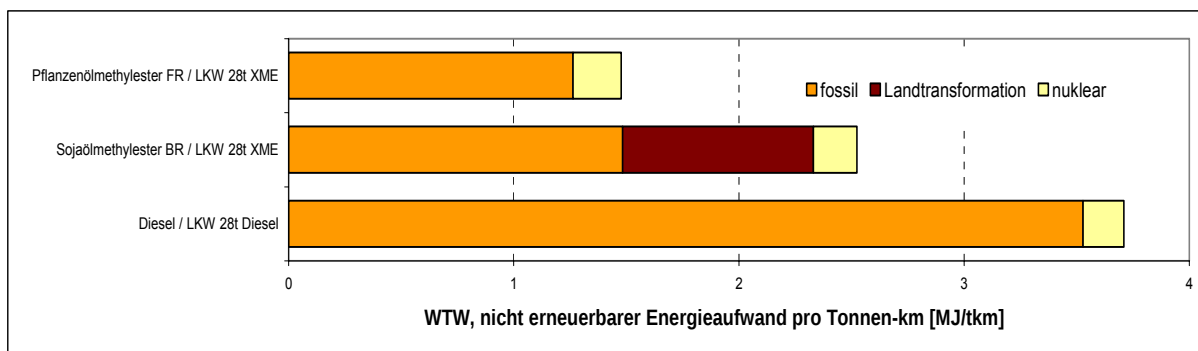


Abbildung 74 Kumulierter Energieaufwand zur Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.

Im schlechtesten Fall (brasilianischer Sojamethylester) ist der kumulierte Energieaufwand grösser als beim Einsatz von Diesel. Der fossile Anteil ist aber auf jeden Fall niedriger als bei Diesel (siehe Abbildung 74).

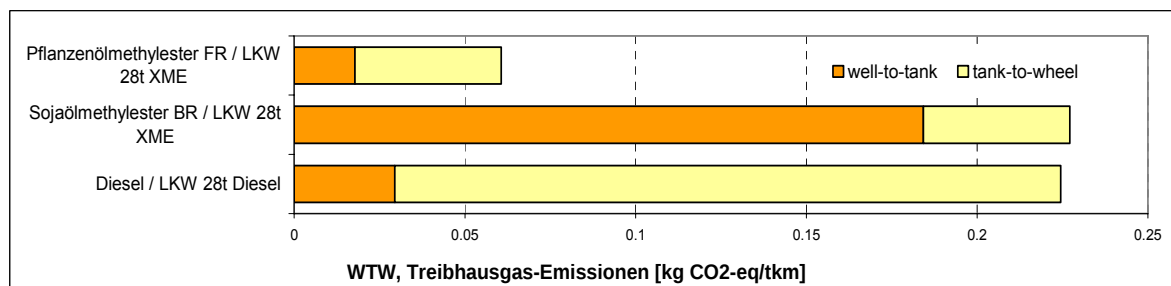


Abbildung 75 Treibhausgas-Emissionen zur Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.

Im schlechtesten Fall (brasilianischer Sojamethylester) sind die totalen THG-Emissionen beim Einsatz von alternativen Treibstoffen gleich wie bei Diesel (siehe Abbildung 75). Im besten Fall können drei Viertel der Emissionen vermieden werden (Methylester aus Altspeiseöl).

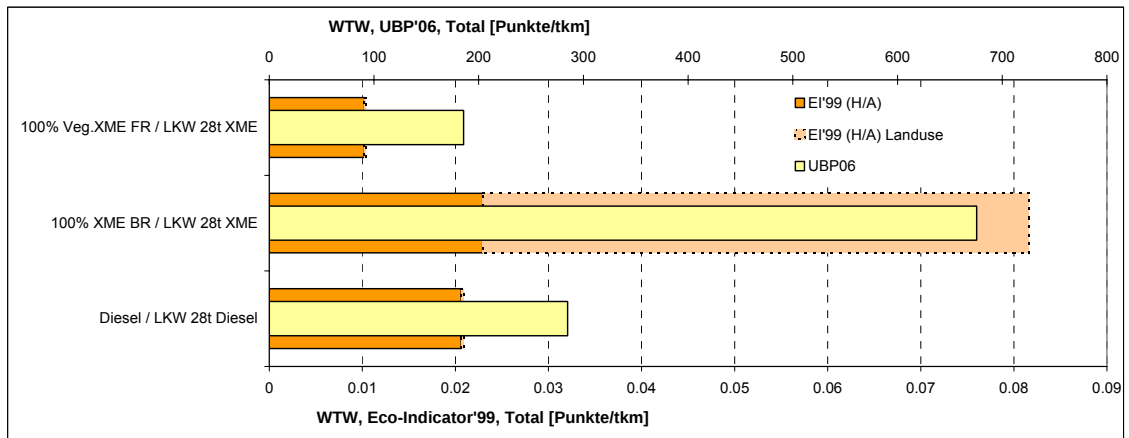


Abbildung 76 Aggregierte Umweltbelastung bei der Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.

Im besten Fall sind die aggregierten Umweltbelastungen bei Verwendung von Biodiesel um 30% niedriger als bei fossilem Diesel. Im schlechtesten Fall sind die Umweltbelastungen doppelt so hoch (siehe Abbildung 76).

3.3.4 Ökologischer Gesamtvergleich

In diesem Abschnitt sollen die Umweltauswirkungen der verschiedenen alternativen Bereitstellungspfade verglichen und bewertet werden. Ein solcher Gesamtvergleich beinhaltet zwei Komponenten:

1. Primär soll die Verwendung von alternativen Treibstoffen zu einer deutlichen Reduktion der Treibhausgasemissionen führen. Dies ist die Hauptmotivation für die gegenwärtig grosse Nachfrage nach solchen Alternativen.
2. Diese Einsparung an Treibhausgas-Emissionen soll aber nicht durch erhöhte Umweltauswirkungen in anderen Bereichen, wie z.B. Feinstaubemissionen, Bodenüberdüngung, oder Reduktion der Biodiversität erkauft werden. Vielmehr sollten die aggregierten Umweltauswirkungen im Vergleich zur fossilen Referenz mindestens gleich niedrig sein.

Diesen beiden Bedingungen wird in der Auswertung in Abbildung 77 auf den Seiten 87ff Rechnung getragen, indem zuerst alle alternativen Treibstoffe nach zunehmenden THG-Emissionen sortiert und entsprechend farblich gekennzeichnet wurden: grün = mehr als 50% THG-Einsparungen, gelb = mehr als 30% THG-Einsparungen, rot = weniger als 30% THG-Einsparungen gegenüber der fossilen Referenz Benzin EURO3. In den 9 weiteren Diagrammen wird für die verschiedenen Midpoint-Indikatoren sowie die beiden gesamtaggregierenden Methoden jeweils dargestellt, ob der alternative Treibstoff besser oder schlechter als Benzin EURO3 dasteht.

Die Rangliste bei den THG-Emissionen wird angeführt von den Produkten aus Altspeiseöl, einem Reststoff, der keine Umweltbelastungen mit sich trägt. Als nächstes folgen die Produktion von Methanol und Methan mit dem Syngas-Verfahren aus Holz. Ebenfalls noch mehr als 50% THG-Reduktion lässt sich mit den effizientesten Produktionswegen für Ethanol erzielen, es sind dies: Bioethanol aus brasilianischem Zuckerrohr, aus Schweizer Biomasse (Gras, Holz, Zuckerrüben oder Molke) und aus chinesischer Zuckerhirse. Trotz geringen THG-Emissionen weisen diese landwirtschaftlichen Pfade bei der Überdüngung hohe Werte auf. Das brasilianische Bioethanol wird bei den Luftschadstoffen schlecht bewertet; Grund ist das Abbrennen der Zuckerrohrblätter vor der Ernte. Die UBP-Umweltbewertungen für diese effizienten landwirtschaftlichen Alternativen sind knapp schlechter als für Benzin. Auf der anderen Seite weist die biogene Methanproduktion mit aktuellem Technologiestand relativ geringe THG-Emissionen auf. Die Umweltbeurteilung für die Gaspfade ist sehr günstig und resultiert in einer gegenüber Benzin besseren UBP-Bewertung.

Abbildung 77 zeigt auf, welche Faktoren entscheidend für die Umweltwirkung sind. Oftmals lassen sich so mit einfachen Massnahmen, wie zum Beispiel dem Abdecken des Güllelagers, ein Grossteil der Umweltbelastungen reduzieren und eine schlechte UBP-Bewertung korrigieren.

Abbildung 77 zeigt bei den aggregierten Indikatoren auch das Vertrauensintervall an, in dem 95% aller Werte liegen. Dieses Vertrauensintervall berücksichtigt nur die Unsicherheiten bei der Erhebung der Inventardaten (z.B. beim Abschätzen des Energieverbrauchs) und nicht die Unsicherheit der Bewertungsmethodik (z.B. die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Krebs bei der Emission einer gewissen Menge karzinogener Substanzen). Die Unsicherheiten sind vor allem bei der UBP-Methodik, aber auch bei der Abschätzung der THG-Emissionen relativ klein und führen nur in Einzelfällen zu einer Änderung der Bewertung (von grün nach rot oder umgekehrt). Sehr hoch ist die Unsicherheit aber bei allen landwirtschaftlichen Prozessen bei der Eco-indicator 99-Bewertung. Ursache ist hierfür die Bewertung der Landnutzung, die – primär aus methodischen Gründen – eine hohe Unsicherheit bewirkt.

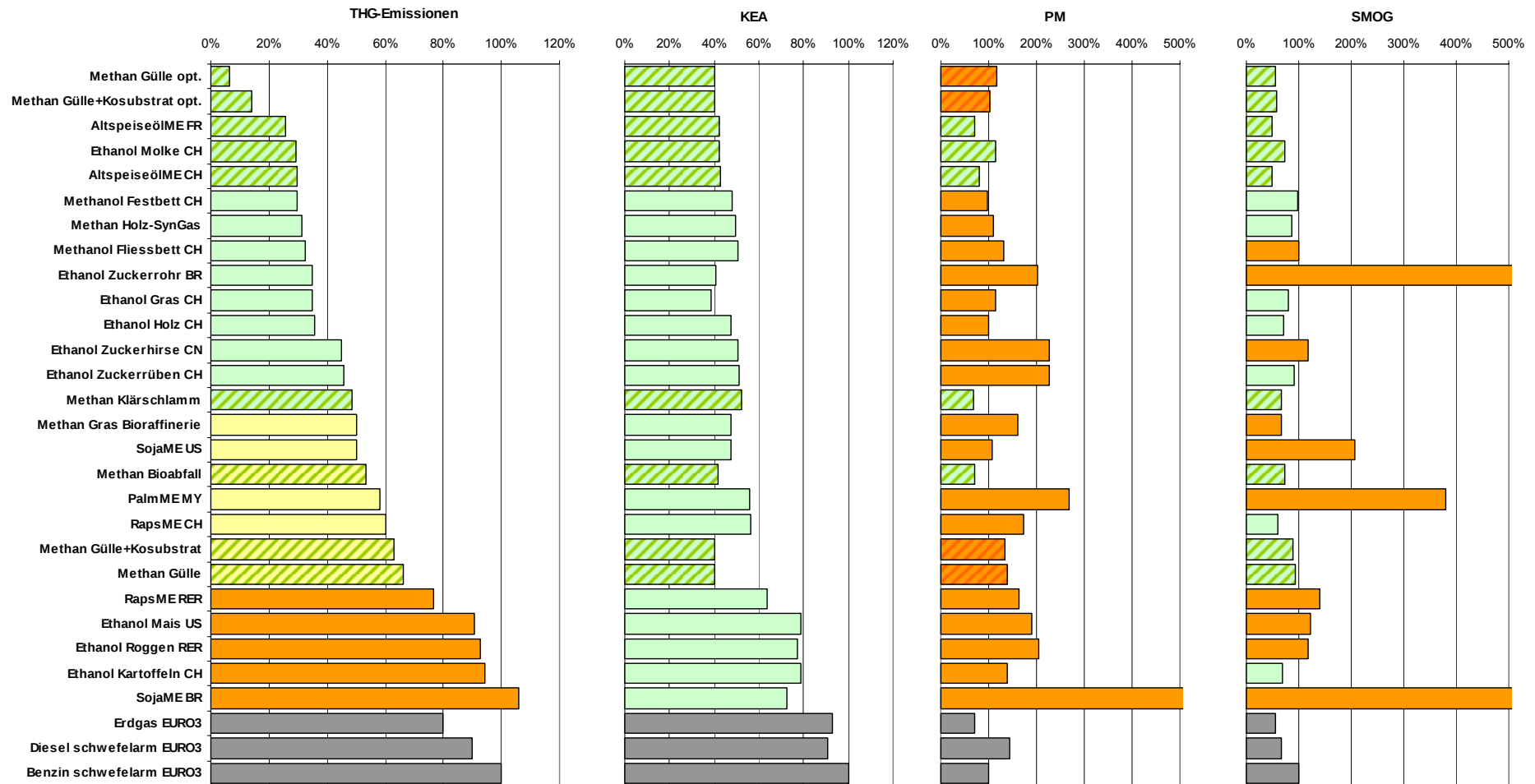


Abbildung 77 Ökologischer Gesamtvergleich auf Stufe Personentransport. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die alternativen Treibstoffe sind im 1. Teil des Diagramms links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin EURO3 erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz.

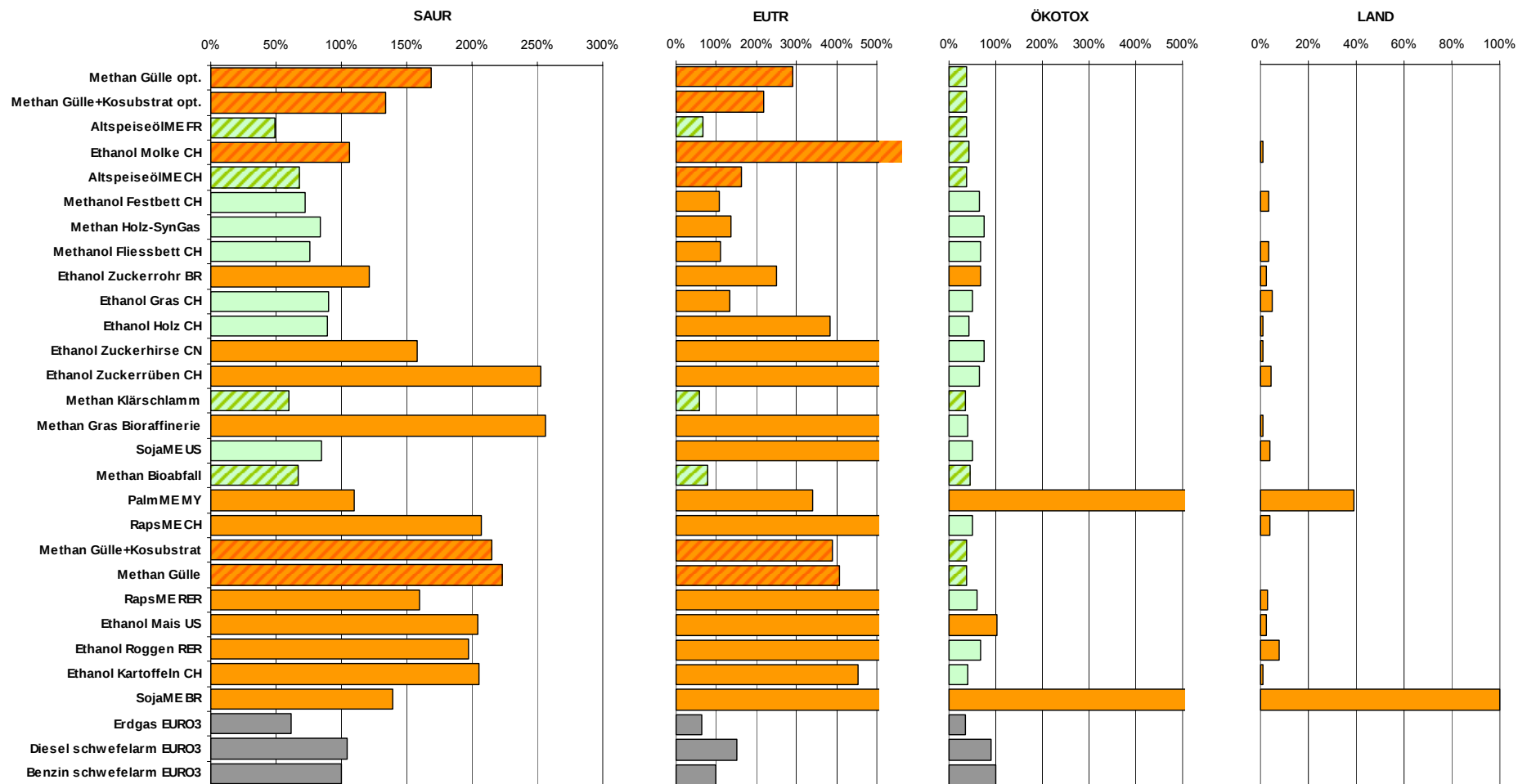


Abbildung 77 (Fortsetzung) Ökologischer Gesamtvergleich auf Stufe Personentransport. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die alternativen Treibstoffe sind im 1. Teil des Diagramms links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin EURO3 erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz.

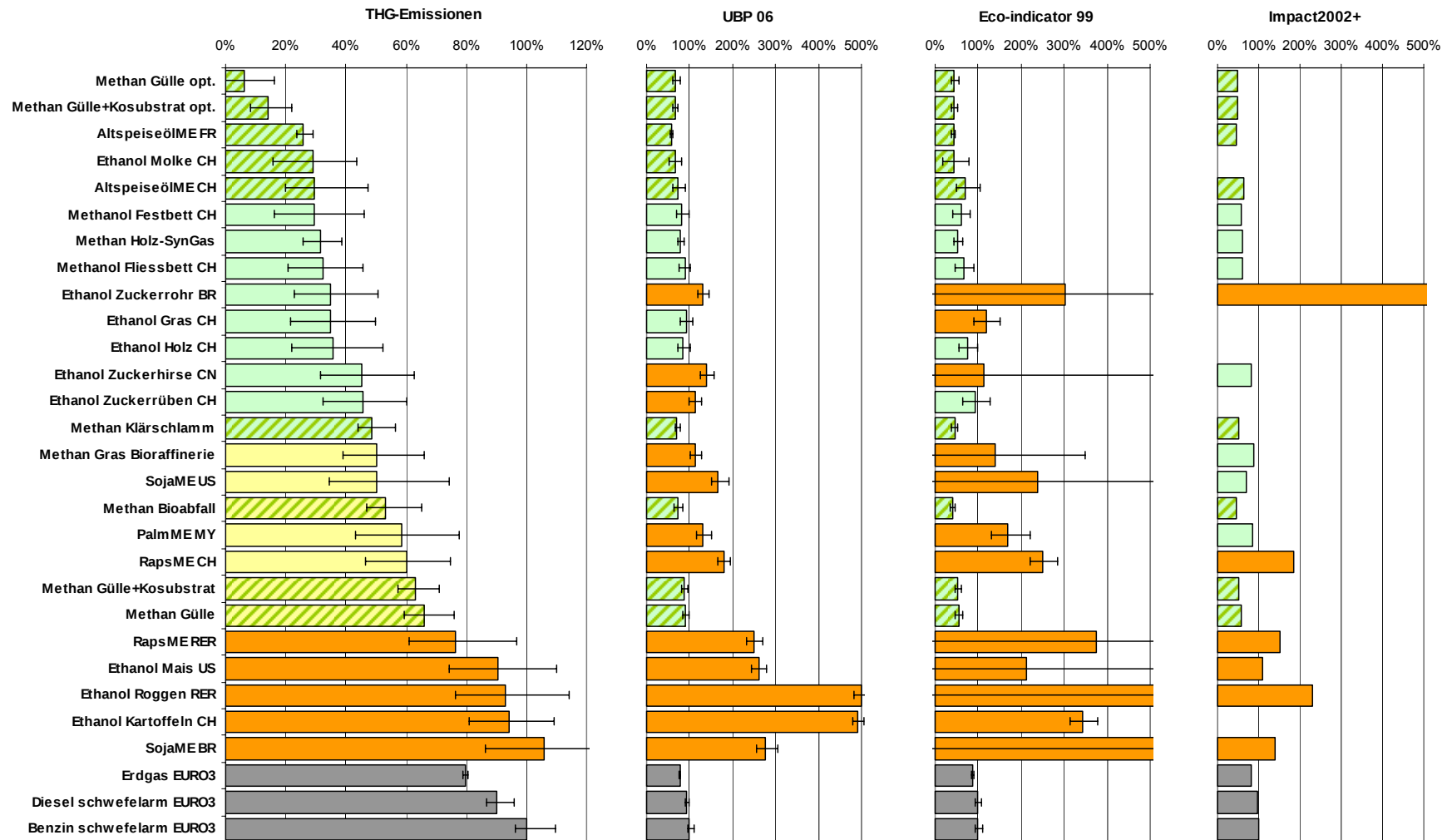


Abbildung 77 (Fortsetzung) Ökologischer Gesamtvergleich auf Stufe Personentransport. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die alternativen Treibstoffe sind im 1. Teil des Diagramms links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin EURO3 erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz. Fehlerbalken der Sachbilanzdaten = 2.5% / 97.5% Perzentilen berechnet mit Monte Carlo-Simulation (1000 Simulationsläufe). Fehlende Werte bei IMPACT2002+ wurden nicht berechnet.

Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren 2003 auf Resultat Ökotoxizität“

Der Einfluss der geänderten Toxizitätsfaktoren der EDIP-Methodik wurde bereits im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse bei den RME/XME untersucht (siehe Seite 52).

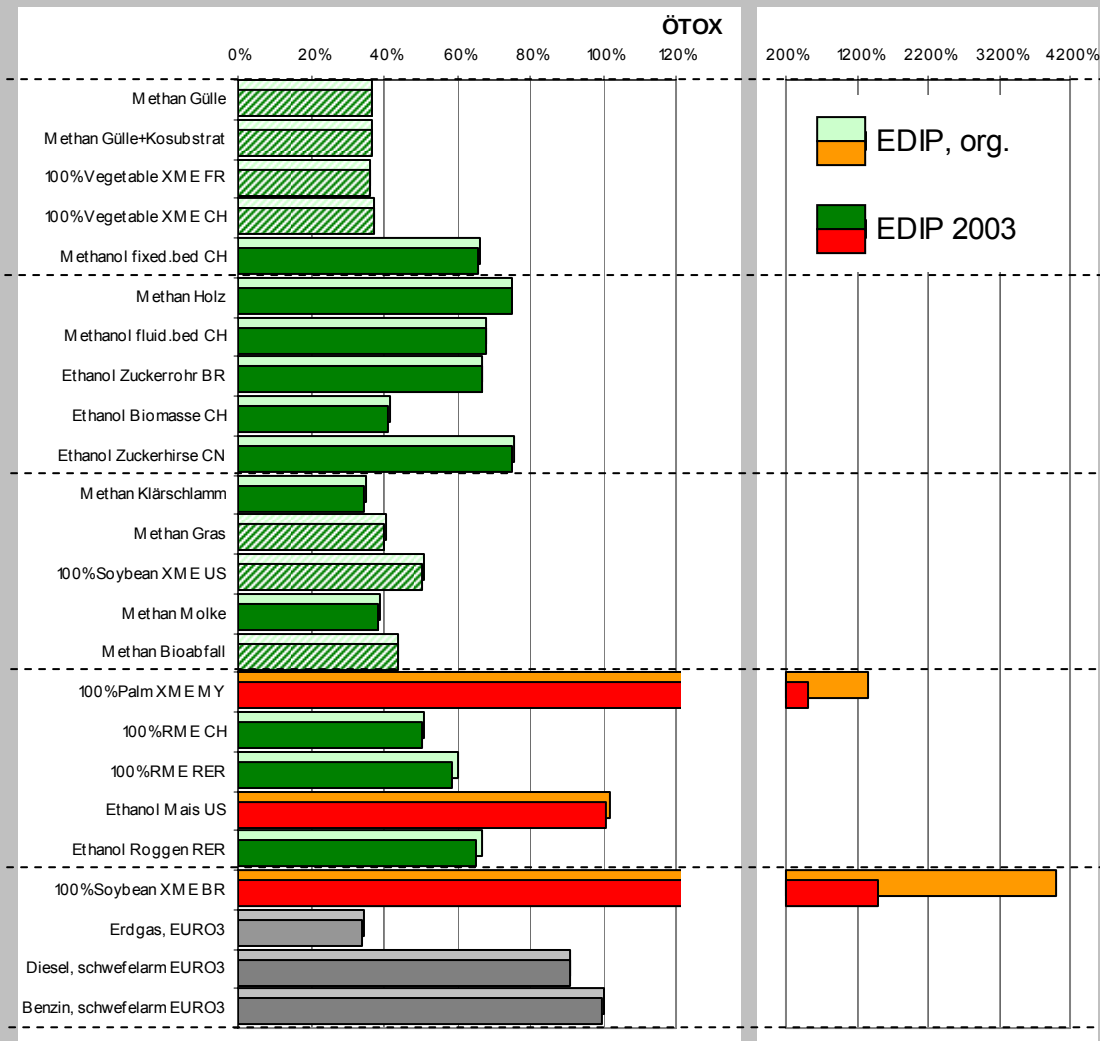


Abbildung 78 Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren“ – Auswirkungen auf das Resultat des Mid-Point Indikators „Ökotoxizität“

Grundsätzlich zeigt sich auch bei den 2003er Ökotoxizitätswerten ein gleiches Bild wie bei den Originaldaten, obschon sich die Werte für die beiden XME (Palmölmethylester aus Malaysia, Sojamethylester aus Brasilien) deutlich reduzieren. Weiterhin aber weisen diese beiden Methylesterarten Ökotoxizitätswerte auf, welche um Faktoren grösser sind als bei den übrigen Varianten – Faktoren welche neu im Bereich von 5 bis 15 (statt den ursprünglichen 13 bis 40) im Vergleich zur Referenz (Benzin) liegen. Bei allen übrigen Varianten zeigen die geänderten EDIP-Faktoren praktisch keinen Einfluss auf das Resultat.

3.3.5 Ursachen der Umweltbelastungen im Gesamtvergleich

Umweltbelastung entlang der Produktionskette

Die folgenden Abbildungen veranschaulichen den Lebensweg verschiedener Biotreibstoffe vom Anbau bis zur Nutzerbringung in Form von Mobilität. Der jeweils letzte Balken 'Infrastruktur' beinhaltet Bereitstellung und Unterhalt des Strassennetzes sowie der Fahrzeuge und ist bei allen verglichenen Treibstoffpfaden identisch.

Abbildung 79 gibt eine Übersicht über die Verteilung der THG-Emissionen entlang verschiedener Produktionsketten für Bioethanol, Biodiesel, Methanol und Methan. Die Abbildung zeigt, dass je nach Biotreibstoff und Produktionsweg Einsparungen von bis zu 80% gegenüber fossilen Treibstoffen möglich sind. Entlang der Produktionskette zeigen sich jedoch grosse Unterschiede:

- Der grösste Anteil an den THG-Emissionen stammt aus dem **landwirtschaftlichen Anbau** (Abbildung 79, grün). Gleichzeitig ist dieser Anteil jedoch sehr variabel. Wichtigste Faktoren für die landwirtschaftlichen THG-Emissionen sind die Flächenerträge (hoch bei Zuckerrüben CH oder Zuckerrohr BR, niedrig bei Kartoffeln CH oder Roggen RER), Lachgasemissionen (machen z.B. bei Mais US 30% aus) und die Brandrodung von Regenwaldflächen (relevant bei Palmöl MY und Sojaöl BR). Die regionalen Unterschiede in der Intensität der Regenwaldabholzung können einen relevanten Einfluss auf die Gesamtbilanz haben. Hauptfaktor ist generell die Art und Weise, wie Energiepflanzen angebaut werden. Dies gilt nicht nur für die THG-Emissionen, sondern auch für die meisten anderen Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen. Im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Produkten brauchen Abfall- und Reststoffe zur Bereitstellung keinen Energieaufwand; dies wirkt sich sehr positiv auf deren Gesamtbilanz aus. So lassen sich die insgesamt niedrigsten THG-Emissionen bei der Verwendung von Biodiesel aus Altspeiseöl oder Methan aus Gülle erzielen.
- Die **Treibstoff-Produktion** (Abbildung 79, gelb) verursacht im Schnitt deutlich geringere THG-Emissionen als der landwirtschaftliche Anbau. Besonders gering sind die Emissionen bei der Ölgewinnung und Veresterung zu Biodiesel. Bei der Fermentierung von Bioethanol sind die Emissionen sehr variabel, da entweder fossile Energieträger zum Einsatz kommen (Bioethanol aus Mais US) oder Abfälle aus der landwirtschaftlichen Produktion als Prozess-Energie verwendet werden (Bagasse beim Zuckerrohr BR)¹⁵. Die höchsten THG-Emissionen im Produktionsprozess werden bei der Gewinnung von biogenem Methan frei. Die Ursachen hierfür sind die Methan- und Lachgasemissionen bei der Nachgärung des Gärückstands sowie der Methanschlupf bei der Aufbereitung von Biogas zu 96 Vol.-% Methan. Abbildung 2 zeigt aber auch, dass beispielsweise bei der Gülle durch gezielte Massnahmen wie die Abdeckung des Nachgärbehälters ein Grossteil dieser Emissionen reduziert werden kann. Diese Abdeckung entspricht heute schon dem Stand der Technik.
- Der **Treibstoff-Transport** (Abbildung 79, orange) aus den Produktionsgegenden an die Schweizer Tankstelle macht in den meisten Fällen deutlich weniger als 10% der Gesamtemissionen aus und spielt aus Umweltsicht eine untergeordnete Rolle – sofern der interkontinentale Transport mit Tankschiffen oder in Pipelines erfolgt.
- Der eigentliche **Fahrzeug-Betrieb** (Abbildung 79, dunkelgrau) ist bei den hier verglichenen, reinen Biotreibstoffen CO₂-neutral, da das freigesetzte CO₂ beim Pflanzenwachstum in einem kurzen Zeitraum gebunden wurde.
- Die **Bereitstellung und der Unterhalt der Fahrzeuge und Strassen** (Abbildung 79, hellgrau) wurde in dieser Studie ebenfalls berücksichtigt. Allerdings wurden für alle betrachteten Fälle ein identisches Fahrzeug und eine gleiche jährliche Fahrleistung angenommen, weshalb dieser Anteil für alle Varianten gleich hoch ist. Dieser Aufwand kann bei sehr effizienten alternativen Treibstoffen wie Biodiesel aus Altöl, Bioethanol aus Zuckerrohr oder Methan aus Gülle deutlich mehr die Hälfte der gesamten THG-Emissionen ausmachen.

¹⁵ Grundsätzlich lässt sich jeder Prozess mit interner Energienutzung (Minimierung der THG-Emissionen) oder mit externer, meist fossiler Energie fahren (Maximierung des Energieertrags). In dieser Studie wurde das jeweils gängigste Verfahren verwendet. Ob ein Prozess mit interner oder externer Energie gefahren wird ist sehr relevant für die Ergebnisse der Ökobilanz (siehe auch [37]).

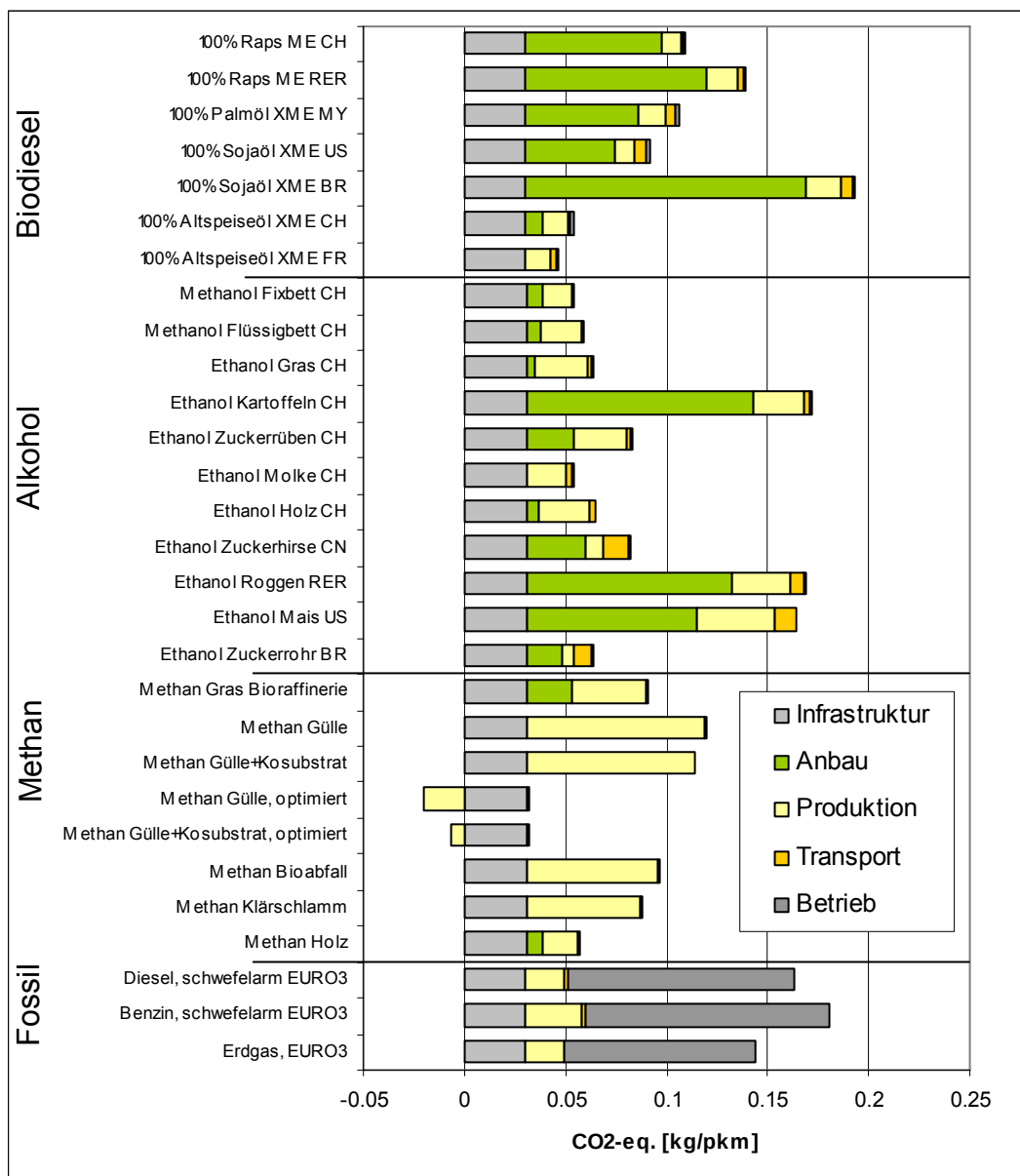


Abbildung 79 Treibhausgas-Emissionen entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.

Ein anderes Bild zeigt Abbildung 80, in der die gesamte Umweltbelastung, berechnet nach der Methode der ökologischen Knappheit (UBP 06), dargestellt ist. Zwar sind die Umweltauswirkungen des Fahrzeugbetriebs (dunkelgrau) bei der Verwendung von fossilem Treibstoff im Vergleich zu den Biotreibstoffen noch deutlich höher, dies wird aber durch teilweise sehr hohe Umweltbelastungen in der landwirtschaftlichen Produktion überkompensiert. Ursachen hierfür sind Bodenversauerung und Überdüngung bei der europäischen und Schweizer Landwirtschaft. Bei der tropischen Landwirtschaft sind Biodiversitätsverlust, Luftbelastung durch Brandrodung sowie Toxizität von bei uns teilweise verbotenen Pestiziden die wesentlichen Ursachen für die hohen Umweltbelastungen. Die sehr hohe Belastung bei der Nutzung von Schweizer Kartoffeln ist durch die hohe Gewichtung der Nährstoffauswaschung zu erklären. Die sehr hohen Werte für Roggen aus europäischer Produktion lassen sich dagegen durch den niedrigen Ernteertrag von Roggen im gesamteuropäischen Schnitt erklären.

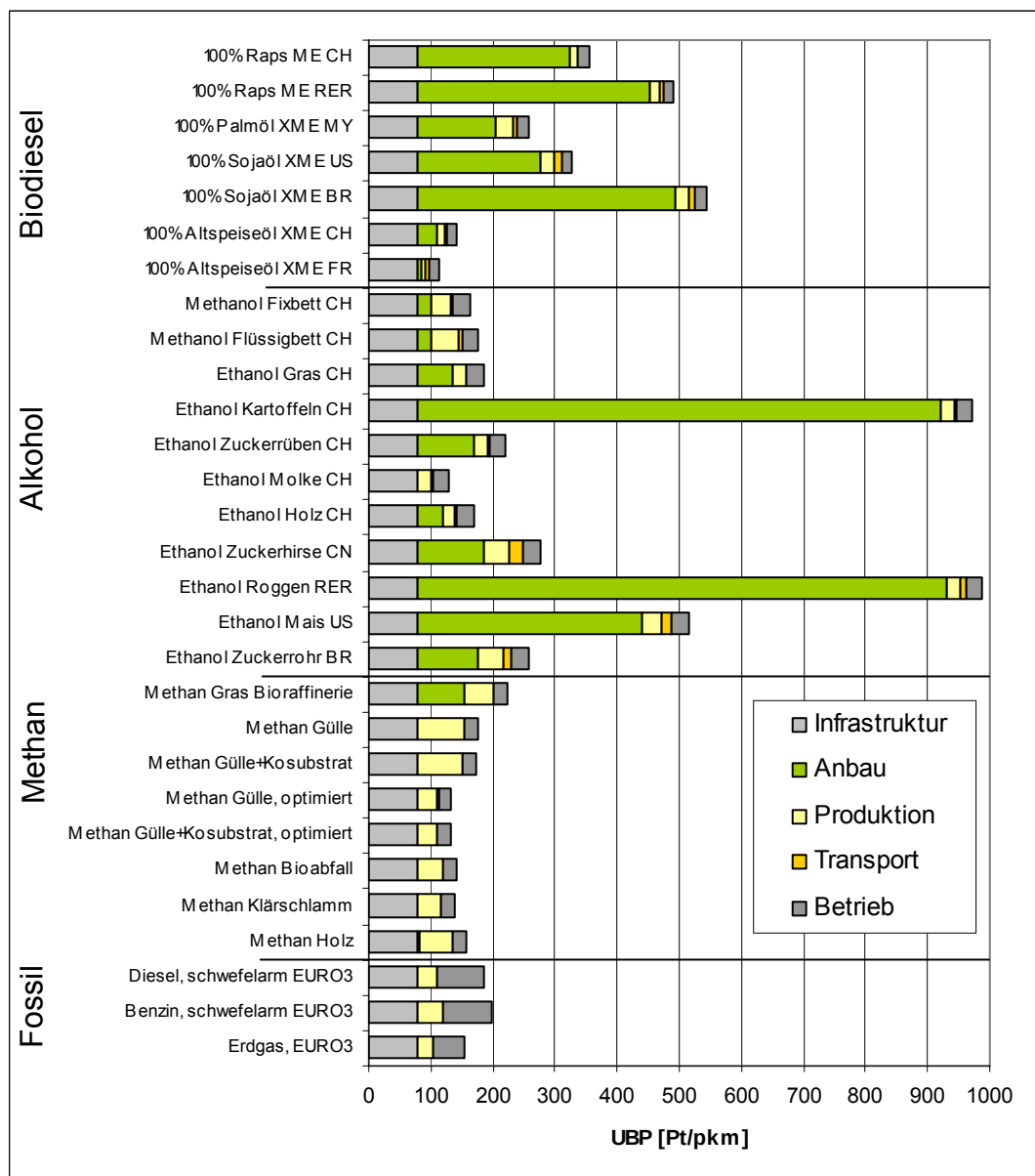


Abbildung 80 Aggregierte Bewertung der Umweltauswertung nach der Methode der ökologischen Knappheit. Dargestellt sind die Umweltbelastungspunkte UBP entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.

Die Auswertung mit der Eco-indicator 99-Methodik (Abbildung 81) ergibt ein ähnliches Muster wie die UBPAuswertung in Abbildung 80. Etwa ¾ des extremen Wertes bei Ethanol aus europäischem Roggen stammen aus der Landnutzung (Bodenokkupation) und der entsprechend hohen Gewichtung beim EI99. Der im Datensatz verwendete Ertrag aus der extensiven Roggenproduktion ist im Vergleich mit in der Schweiz erzielten Erträgen gering und die benötigte Landfläche entsprechend hoch.

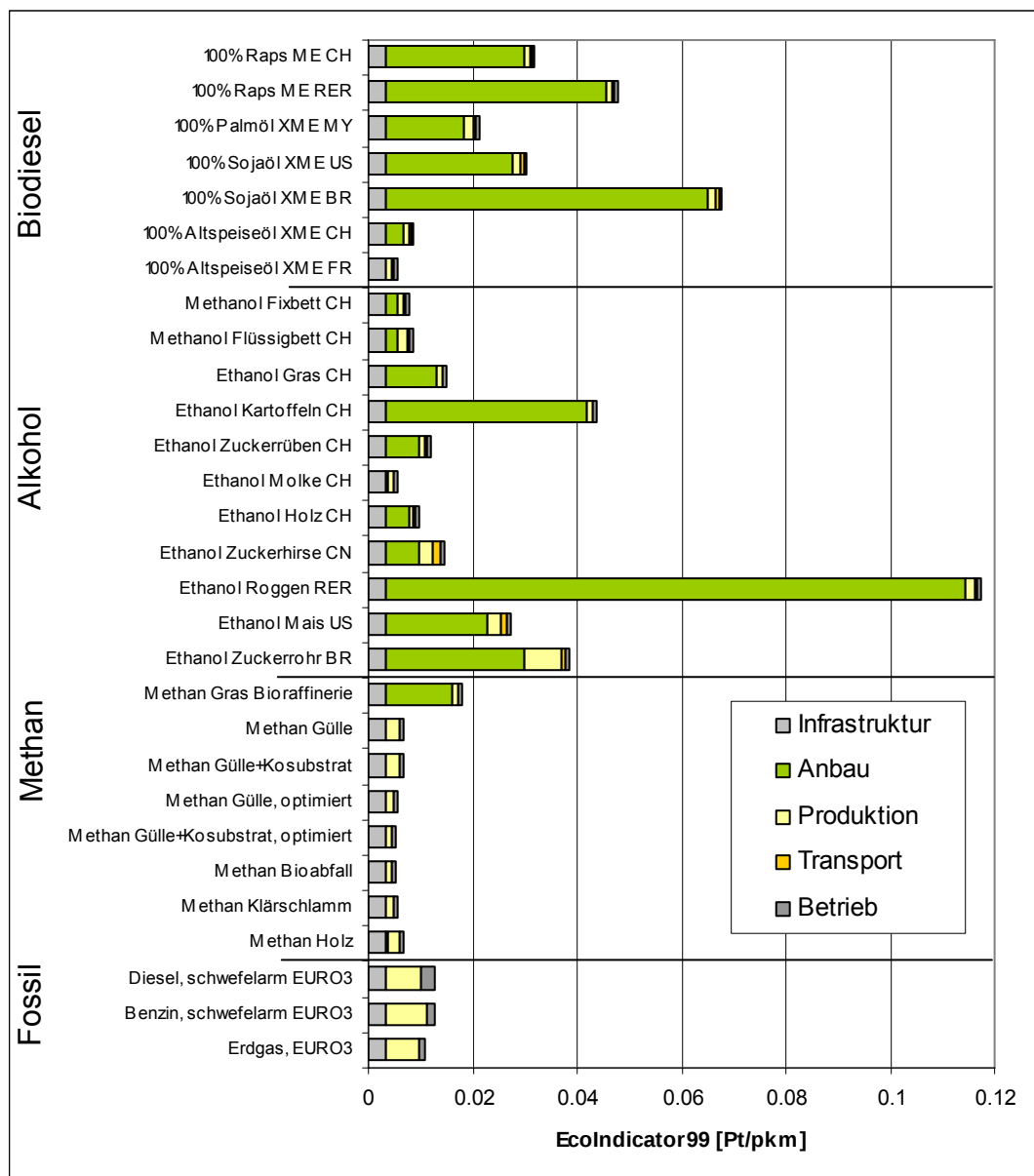


Abbildung 81 Aggregierte Bewertung der Umweltauswertung nach der Eco-indicator 99-Methode entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.

Umweltbelastung nach verursachenden Substanzen

Die folgenden Abbildungen zeigen, welche Substanzen bei den verschiedenen Indikatoren die Hauptverursacher sind. Bei den Treibhausgasemissionen (Abbildung 82 links) ist eindeutig das fossile CO₂ der Hauptverursacher. Es spielt in nahezu allen Ketten die wichtigste Rolle. Bei einigen landwirtschaftlichen Ketten (Raps, Roggen, Mais, Soja) machen Lachgas-Emissionen, die vom Mineraldünger-Einsatz her rühren einen bedeutenden Anteil aus. Bei Palmöl aus Malaysia und Sojaöl aus Brasilien fallen die hohen Anteile an CO₂-Emissionen auf, die durch die Umwandlung von natürlicher Vegetation (Urwald) in Landwirtschaftsfläche verursacht werden. Bei der Produktion von Methan ist dagegen der Methanschlußpf relevant. Die höchsten Werte finden sich bei der Vergärung von Gülle ohne Abdeckung des Gärlagers.

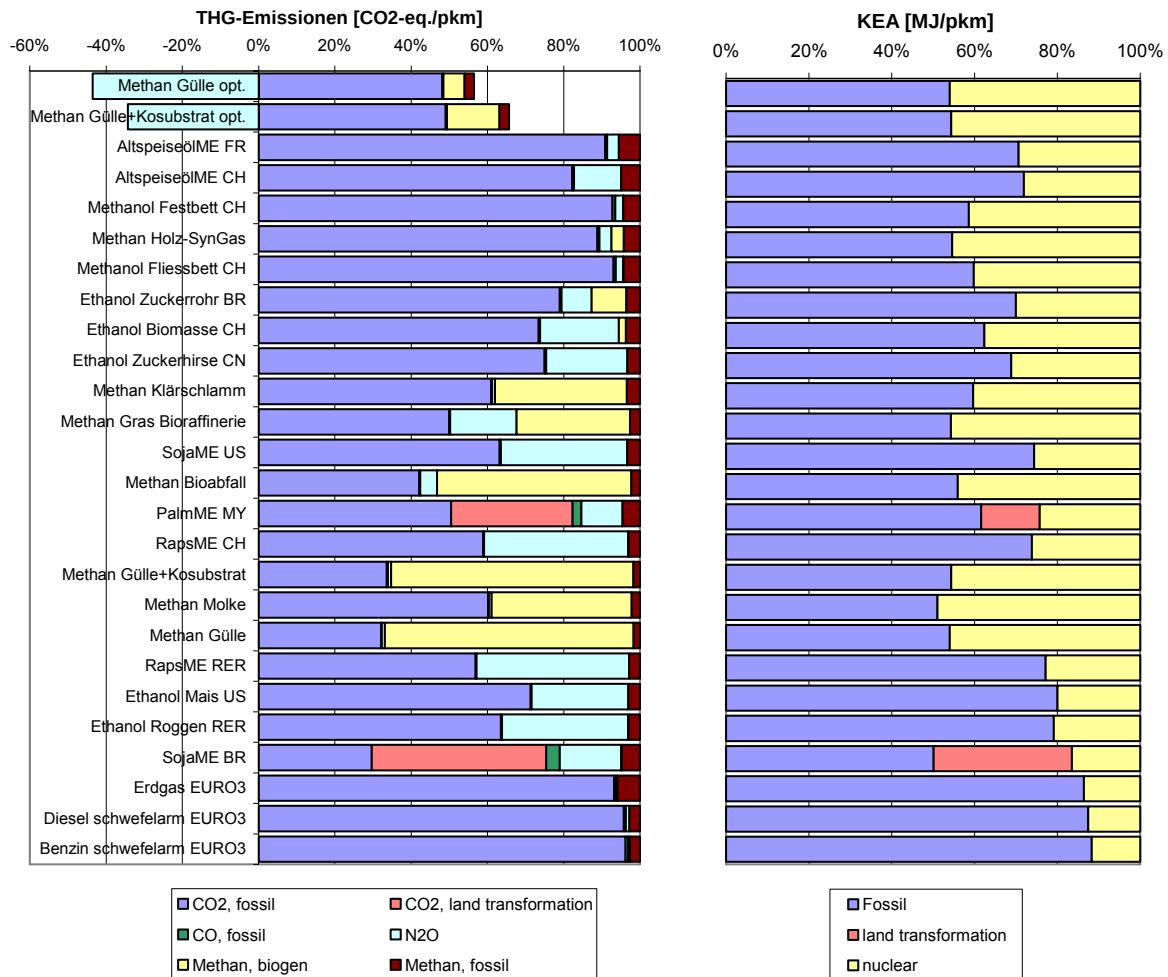


Abbildung 82 Treibhausgasemissionen (links) und kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand (rechts) aufgeschlüsselt nach den verursachenden Substanzen, respektive nach den Prozessen.

Der kumulierte nicht erneuerbare Energieaufwand wird dominiert durch fossile Energieträger (Abbildung 82 rechts). Der teilweise hohe Anteil an nuklearer Energie stammt im Wesentlichen aus der Produktion der Fahrzeuge und ist – relativ gesehen – bei den Abfallprozessen am höchsten da dort sehr wenig fossile Energie gebraucht wird. Ebenfalls relevant ist die Energie, die bei der Brandrodung in Malaysia (Ölpalmen) und in Brasilien (Sojaanbau) verloren geht.

Atemwegserkrankungen (Abbildung 83 links) werden durch ein Spektrum verschiedener Luftschadstoffe verursacht. Wenn organisches Material abgebrannt wird (Brandrodung oder Abbrennen der Blätter bei der Zuckerrohrernte) dominieren die Feinpartikel. Bei der Vergärung von Gülle und Gras sind dagegen die Ammoniak-Emissionen dominant.

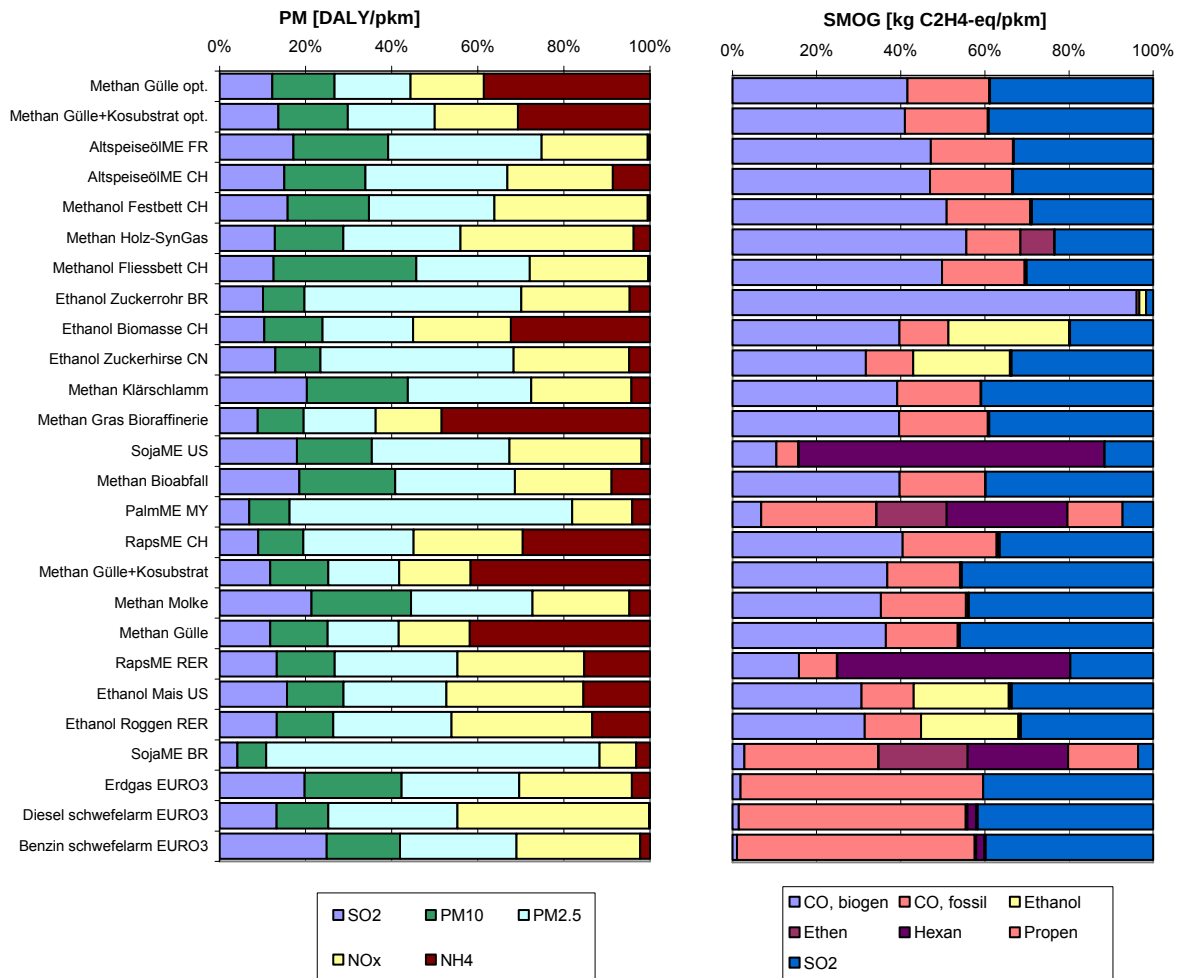


Abbildung 83 Durch anorganische Partikel verursachte Atemwegserkrankungen (PM links) und Sommersmog-Bildungspotential (SMOG rechts) aufgeteilt nach den verursachenden Substanzen.

Die Ozonbildung (Abbildung 83 rechts) wird bei fast allen Produktionspfaden primär durch Kohlenmonoxid und sekundär durch Schwefeldioxid verursacht¹⁶. Nur bei der Brandrodung in Malaysia und Brasilien ist Hexan der wichtigste Smogbildner. Das verbreitete Abbrennen der Zuckerrohrfelder in Brasilien zur erleichterten Ernte der zuckerhaltigen Stängel führt zu sehr hohen CO-Emissionen. Mit Erntemethoden, die heute schon bei modernen Plantagen angewandt werden, könnte auf das Abbrennen verzichtet werden.

¹⁶ Es gilt zu beachten, dass die zur Bestimmung des Ozonbildungspotential verwendete CML-Methodik einige NMVOCs nicht berücksichtigt.

Die Versauerung (Abbildung 84 links) wird zu ungefähr gleichen Teilen von SO₂ und von Ammoniak verursacht. NO_x-Emissionen spielen eine untergeordnete Rolle. Einheimische Landwirtschafts- und Abfallverwertungsprozesse sind durch hohe Ammoniak-Emissionen charakterisiert.

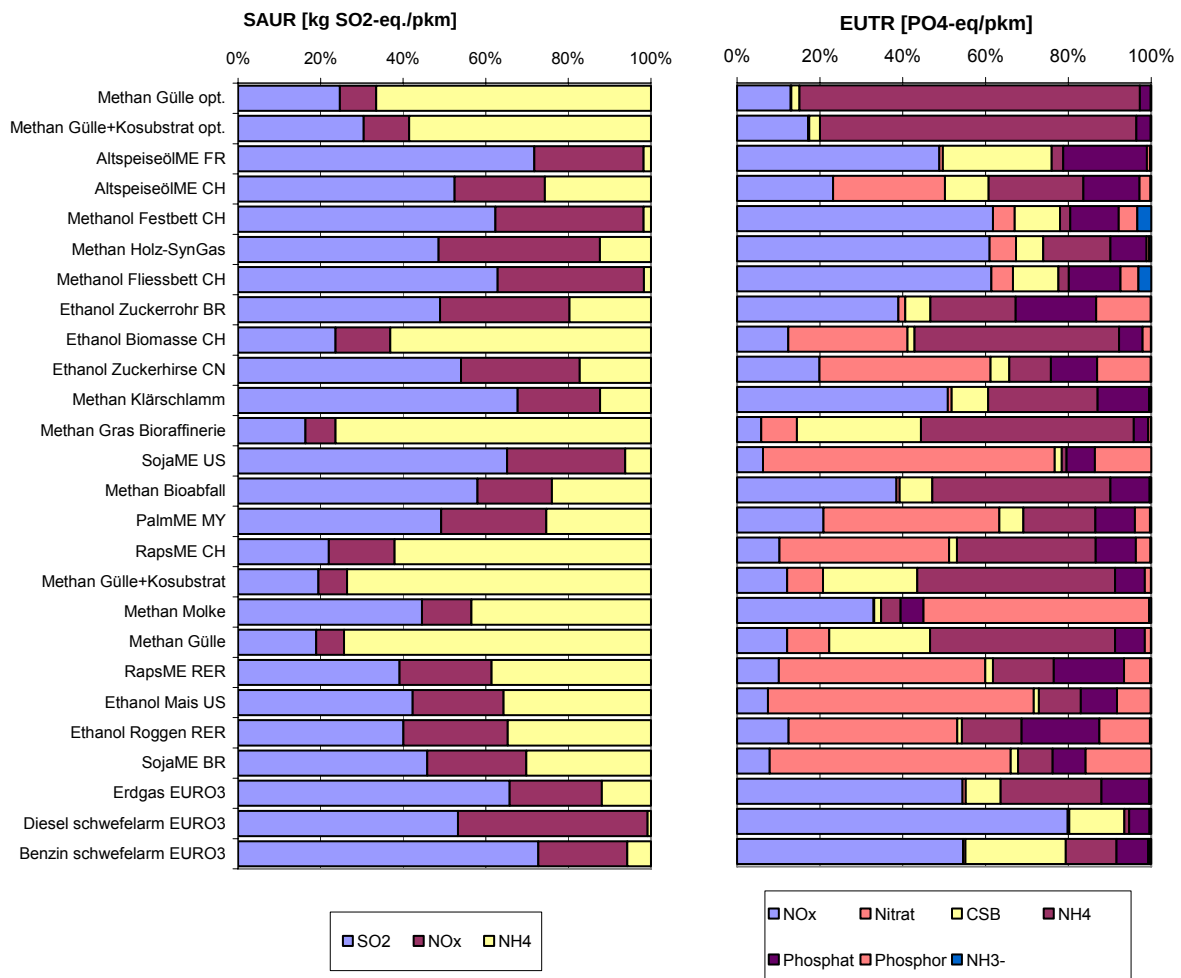


Abbildung 84 Versauerung (links) und Überdüngung (rechts) aufgegliedert nach den verursachenden Substanzen.

Landwirtschaftlich angebaute Energiesubstrate benötigen Düngemittel, deren Einsatz sich in der Abbildung 84 rechts mit hohen Nitratanteilen bei den Eutrophierungswerten ablesen lässt. Die Biogas-Produktion ist dagegen durch einen hohen Ammoniak-Anteil charakterisiert.

Die Ökotoxizität wird bei fast allen Prozesspfaden gleichmässig durch chronische und akute Emissionen ins Wasser und chronische Emissionen in den Boden hervorgerufen (Abbildung 85 links). Massiv erhöhte Emissionen in den Boden zeigen aber die Palmölproduktion in Malaysia und die Sojaölproduktion in Brasilien. Leicht erhöhte Emissionen in den Boden zeigt die Produktion von Bioethanol aus Zuckerrohr (Brasilien), aus Zuckerhirse (China) und aus Mais (USA). Abbildung 85 (Mitte) zeigt, welche Stoffe für die erhöhten Emissionen zuständig sind. Im Falle der Bioethanol-Produktion in China, Brasilien und USA sind dies Atrazin-Emissionen in den Boden, im Falle der Biodiesel-Produktion in Malaysia und in Brasilien sind es Azeton-Emissionen in die Luft. Bei allen Prozessen finden sich sehr hohe Zyanid-Emissionen ins Wasser. Diese Emissionen stammen nicht aus der Treibstoff-Kette sondern aus der Fahrzeugproduktion und sind eventuell zu hoch.

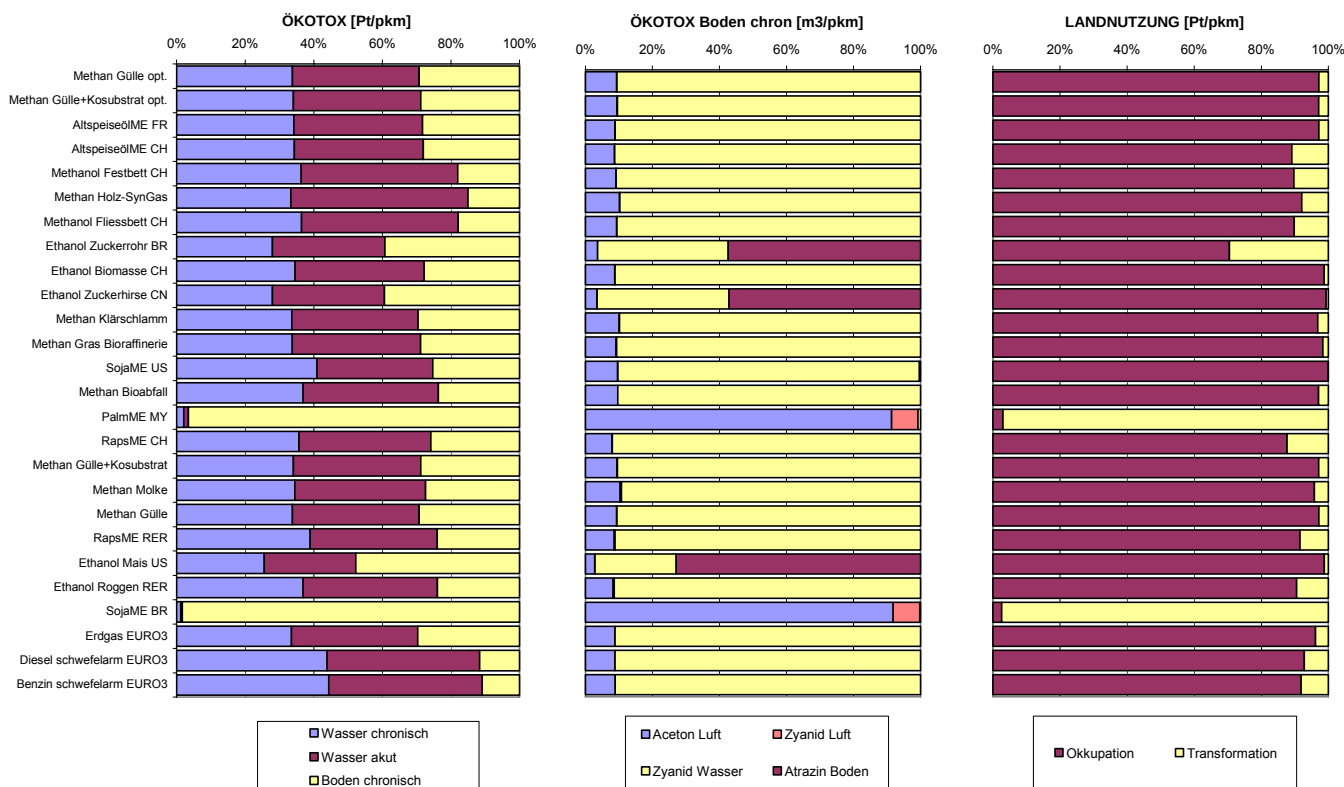


Abbildung 85 Gesamte Ökotoxizität (links), Chronische Ökotoxizität im Boden (Mitte) und Biodiversitätsverluste durch Landnutzung (rechts) aufgegliedert nach den relevanten Prozessen, respektive den verursachenden Substanzen.

Abbildung 85 rechts zeigt die Ursachen der Landnutzung. Während dies in der Regel die Besetzung der Fläche durch die landwirtschaftliche Nutzung ist, dominiert bei der Palmölproduktion in Malaysia und der Sojaölproduktion in Brasilien die Umwandlung der ursprünglichen Regenwaldfläche in Ackerland den Indikator der Landnutzung.

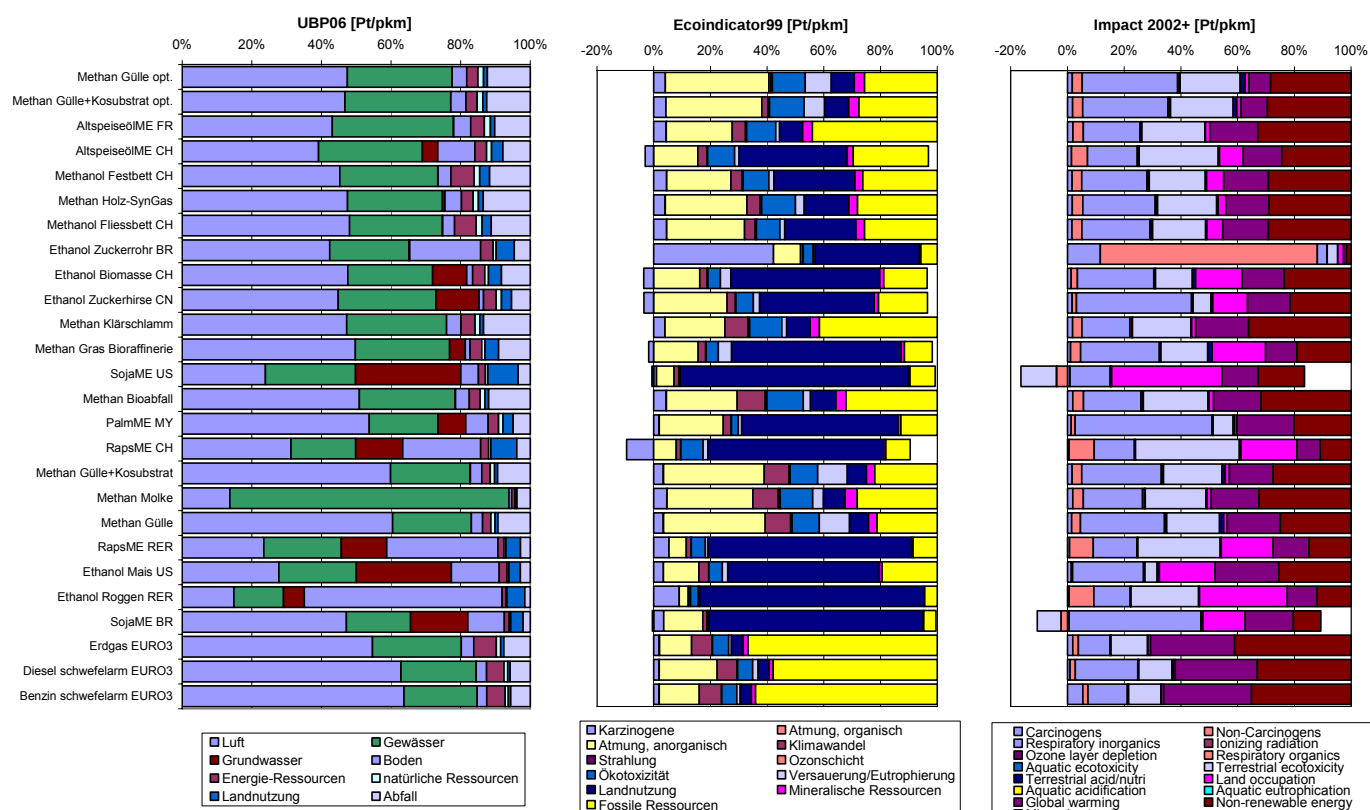


Abbildung 86 Umweltbelastungspunkte (links) und Eco-indicator99-Bewertung (rechts) aufgegliedert nach den relevanten Prozessen.

Die gesamte Umweltbelastung gemessen mit der UBP-Methodik (Abbildung 86 links) wird zur Hälfte von den Luftemissionen, zu einem Drittel von Emissionen in Oberflächengewässer bestimmt. Bei landwirtschaftlichen Prozessen können auch Emissionen in den Boden bedeutend werden (Roggen, RER). Die Produktion von Methan aus Molke ist dagegen durch die hohe Abwasserbelastung dominiert.

Bei der Bewertung der gesamten Umweltbelastung mit der Eco-indicator-Methodik (Abbildung 86 Mitte) fällt dagegen die hohe Gewichtung der Landnutzung auf, die bei allen landwirtschaftlichen Prozesspfaden gegen 80% der Gesamtbelastung ausmacht, während Atemwegserkrankungen und der Verbrauch von fossilen Ressourcen jeweils 10-20% der Umweltbelastung verursachen und der Einfluss auf den Klimawandel bei Eco-indicator keine Rolle spielt.

Bei Impact 2002+ (Abbildung 86 rechts) ist das Muster grundsätzlich ähnlich wie bei Eco-indicator, die Landnutzung spielt aber eine deutlich geringere Rolle (10-30%).

Bei Eco-indicator (Abbildung 86 Mitte) und bei Impact 2002+ (Abbildung 86 rechts) weist das brasilianische Bioethanol jeweils sehr hohe Toxizitätswerte auf, nicht jedoch bei der gesonderten Bewertung der Ökotoxizität mit der EDIP-Methode (Abbildung 85). Ursache hierfür ist das stark Arsen-haltige Pestizid Daconate, welches in dieser Studie nur im Inventar des Zuckerrohr-Anbaus auftaucht. Die Bewertung der Ökotoxizität hängt oft stark von einzelnen Substanzen ab, welche bei den verschiedenen Bewertungsmethoden unterschiedlich gewichtet oder auch gar nicht berücksichtigt werden. Entsprechend vorsichtig sollte die Interpretation der ökotoxikologischen Beurteilung erfolgen.

4 Vergleich verschiedener Nutzungsvarianten für Bioenergie

4.1 EINLEITUNG

Die verschiedenen Sekundärenergieträger (wie Holz, Biogas) aus biogenen Energieressourcen (Wald, Landwirtschaft, Abfall) können für die Wärmeproduktion, die Stromproduktion oder die Gewinnung von Treibstoff eingesetzt werden. Dabei erweisen sich nicht alle Nutzungsvarianten als gleich vorteilhaft, denn es können damit unterschiedliche Anteile der Umweltbelastungen aus der Nutzung von konventionellen, häufig fossilen, Energieträgern ersetzt werden.

Bereits heute stehen verschiedene Technologien zur Nutzung von alternativen Energieträgern in Form von Wärme, Strom oder Treibstoff zur Verfügung. Wärme aus Holzfeuerungen stellt die Option mit der derzeit besten technischen Machbarkeit dar [38]. Die Verstromung von Biomasse in Holzvergasungs- und Biogasanlagen leistet einen geringen, aber stetig zunehmenden Beitrag zur Deckung des steigenden Strombedarfs. Da jedoch in der Schweiz die räumlichen und klimatischen Verhältnisse für die Herstellung von biogenen Energieträgern gewisse Einschränkungen mit sich bringen, müssen Produktion und Verarbeitung zum Energieprodukt äusserst effizient und ökologisch sinnvoll erfolgen. Im Jahr 2003 wurden vom theoretischen Potenzial der Biomasse (330 PJ) erst rund 10% genutzt (37 PJ), wie die Studie „Potentiale zur Energetischen Nutzung von Biomasse in der Schweiz“ aufzeigt [27].

Zusätzlich fallen in der Schweiz beträchtliche Mengen biogener Abfall- und Reststoffe an, welche meist nur zu einem geringen Anteil energetisch genutzt werden:

- Der Anteil vergär- oder kompostierbarer, biogener Abfälle im Haushaltkehricht liegt bei ca. 27% [27], was einer Menge von rund 690'000 t/a entspricht.
- Das Potential an Altholz, welches heute nicht in KVA oder Industriefeuerungen energetisch genutzt wird, wird auf ca. 440'000 t/a geschätzt [27].
- Gülle und Mist von Bauernhöfen wird heute erst zu einem geringen Anteil energetisch genutzt. Die Energiemenge der darin enthaltenen Biomasse beträgt ca. 43 PJ/a [27].

Das Ausbringen von Klärschlamm in der Landwirtschaft ist in der Schweiz verboten. Zudem führen Bestimmungen der Tiergesetzgebung zu einer Abnahme oder einem gänzlichen Verschwinden der Möglichkeit, tierische Abfälle und deren Produkte (z.B. Tiermehl) oder Abfälle aus Gastrobetrieben durch Verfütterung zu verwerten. All diese biogenen Sekundärenergieträger bieten deshalb ein zunehmendes, ungenutztes Potential für die Umwandlung und Nutzung als Bio-Treibstoff oder für die Produktion von Wärme und Strom.

Im vorliegenden Kapitel soll für verschiedene biogene Sekundärenergieträger der Frage nachgegangen werden, welche Nutzungsart aus ökologischer Sicht am vorteilhaftesten ist. Es können dabei nicht alle Möglichkeiten der Nutzung von biogenen Sekundärenergieträgern untersucht werden – vielmehr beschränkt sich diese Studie auf jene Fälle, für welche im ersten Teil dieser Studie spezifische Daten erhoben wurden, sowie für jene Nutzungsmöglichkeiten, welche bereits in der Datenbank ecoinvent enthalten sind. Die Studie beschränkt sich dabei auf einen Vergleich mit heute gängigen Energieträgern, also vornehmlich auf den Vergleich mit fossilen Energieträgern. Ein Vergleich mit anderen alternativen Energieträgern (wie z.B. Wind oder Sonne) wird hier ganz bewusst vermieden, stehen doch all diese verschiedenen alternativen Energieträger nicht in einem direkten Konkurrenzkampf zueinander.

In Kapitel 4.3 werden Nutzungsvarianten für die Produktion von Wärme, Strom und Transport aus den Energieträgern Holz und Gras verglichen. Im Kapitel 4.4 werden unterschiedliche energetische Nutzungsvarianten verschiedener Rest- und Abfallstoffe einander gegenübergestellt (vgl. Abbildung 87).

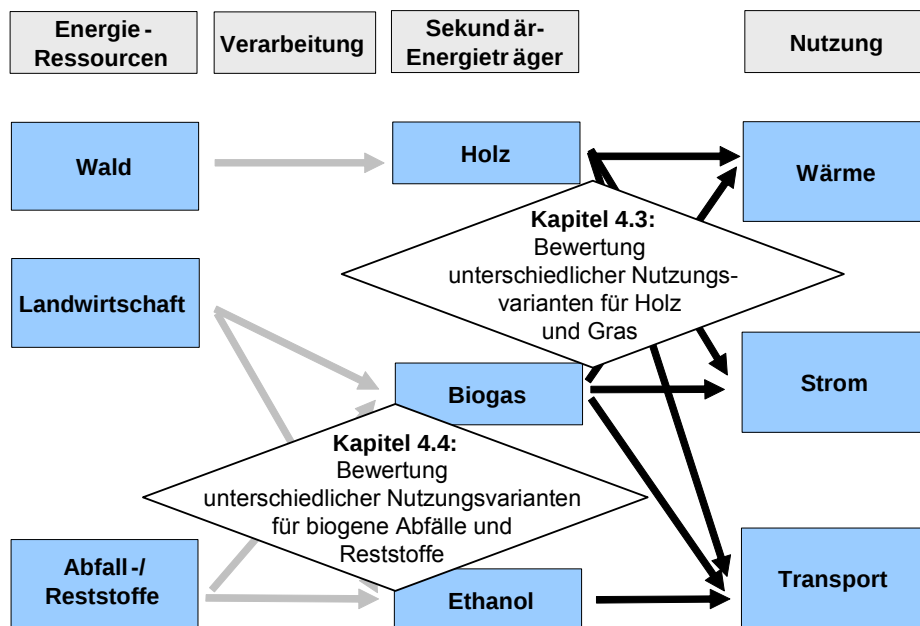


Abbildung 87 Übersicht über den Vergleich unterschiedlicher Nutzungsvarianten von alternativen Energieträgern. Pflanzenöl und Biodiesel werden nicht betrachtet, da keine Datensätze für deren Strom- und Wärmenutzung vorhanden sind.

4.2 METHODISCHES VORGEHEN FÜR DEN NUTZUNGSVERGLEICH

Ein wichtiger Aspekt ist die Tatsache, dass 1 MJ Nutzwärme aufgrund seines tieferen Exergie-Anteils als geringerwertig eingestuft wird als die gleiche Menge eines Brenn- oder Treibstoffes. Brenn- und Triebstoffe lassen sich gut lagern und transportieren und bei Bedarf mit einem relativ geringen Verlust in Wärme umwandeln. Wärme hingegen muss zum Zeitpunkt in welchem sie anfällt genutzt werden. Sie lässt sich nur mit relativ grossen Verlusten z.B. in Strom oder in einen Brenn- resp. einen Treibstoff umwandeln.

Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, aber auch, um einen Vergleich zwischen den verschiedenen Nutzungsvarianten durchzuführen, wird nachfolgend nicht der Energiegehalt der verschiedenen Nutzungsvarianten, sondern der ökologische Nettonutzen aus der Substitution fossiler Energie untersucht. Vergleicht man diesen Nettonutzen für verschiedene Nutzungsvarianten, so resultiert daraus dann die Antwort auf die Frage, welcher Einsatz einer bestimmten Menge Alternative Energieträger am sinnvollsten ist, resp. den grössten Nettonutzen aufweist. Der Begriff Nettonutzen ist dabei wie folgt definiert (Abbildung 88):

$$\text{Nettonutzen} = \text{Vermiedene Umweltbelastung (fossiler Energieträger)} - (\text{erzeugte}) \text{ Umweltbelastung der Nutzung des alternativen Energieträgers XY}$$

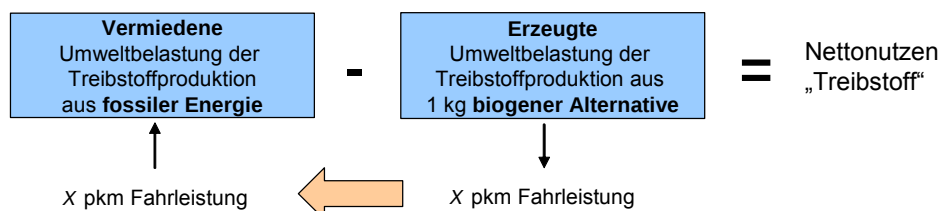


Abbildung 88 Bestimmung des Nettonutzens am Beispiel der Treibstoffproduktion aus biogenen Energieträgern. Aus dem Vergleich dieses „Nettonutzen“-Wertes mit jenen für die weiteren Energieformen ergibt sich, welche Einsatzmöglichkeit die ökologisch vorteilhafteste ist.

Die Systemgrenze geht in all diesen Vergleichen von „der Wiege“ (Anbau bei Holz und Gras) resp. dem erzeugten Abfallstoff (im Kapitel 4.3) bis zu den produzierten Energieleistungen (Wärme, Strom, Transportleistung), sowie allfälliger Nebenprodukte (Proteine, Fasern, ...).

Die funktionale Einheit ist eine bestimmte Menge einer (Energie-)Ressource (z.B. 1 kg Molke). Aus dieser Menge kann eine bestimmte Menge X an Energie für eine Wärme-, Strom- oder Transportnutzung erzeugt werden. Diese Menge wird mittels einer kombinierten Stoffflussanalyse und Energiebilanz basierend auf den Datensätzen aus ecoinvent und vor allem den Resultaten aus dem ersten Teil dieses Projektes berechnet.

In einem zweiten Schritt werden ausgehend von den Energiewerten die Umweltbelastungen der Kette dieser (Energie-)Ressource sowie der substituierten Menge fossiler Energie mittels den im Teil 1 dieses Projektes erhobenen (und weitestgehend auf einer ökonomischen Allokation basierenden) Datensätzen berechnet und die Differenz gemäss der in Abbildung 88 aufgeführten Formel berechnet.

Dieser Ansatz ermöglicht einen aus der Sicht der Ökobilanzierung korrekten Vergleich von verschiedenen Nutzungsformen, da damit die real nutzbare Menge der verschiedenen Energieformen betrachtet und bei den damit verbundenen Umweltbelastungen den Marktverhältnissen allfälliger Koppelprodukten Rechnung getragen wird.

Zusätzlich werden im Falle biogener Abfallstoffe (Kapitel 4.4) die Fälle „KVA“ sowie „Zementwerk“ berücksichtigt. In beiden Fällen werden die jeweiligen Entsorgungsdienstleistungen sowie die produzierten Mengen an Wärme (KVA, Zementwerk) resp. Strom (KVA) einbezogen.

Entstehen in einzelnen Produktionsverfahren weitere, nicht energetisch verwertbare Produkte (wie z.B. Gärgut aus Bioabfallvergärung, Proteinkonzentrate, etc.), werden diese Mengen in der Nettonutzen-Betrachtung ebenfalls berücksichtigt. Wo es sinnvoll und möglich ist, wird, analog zu Strom und Wärme, die Umweltbelastung einer alternativen Produktionsroute (z.B. Dünger statt Gärgut) in die Nettonutzenbetrachtung miteinbezogen (vgl. Kapitel 4.2.5 und 4.2.6).

Vorgehensweise am Beispiel „Bioabfall“

Anhand des biogenen Reststoffes „Bioabfall“ wird hier die Methodik schrittweise dargestellt und erläutert. Die kompletten Resultate des Vergleiches der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten für Bioabfall sind im Kapitel 4.4.5 dargestellt.

Da es sich bei Bioabfall um einen Rest- oder Abfallstoff handelt geht die Systemgrenze für diesen Fall vom bereitgestellten Abfall bis hin zu den produzierten Energieleistungen (Wärme, Strom resp. Transportleistung) sowie den dabei anfallenden Nebenprodukten (Gärgut, sowie verschieden Arten der Entsorgungsdienstleistung). Abbildung 89 zeigt schematische die allgemeinen Systemgrenzen für „Bioabfall“, sowie die verschiedenen Produkte, welche erzeugt werden können.

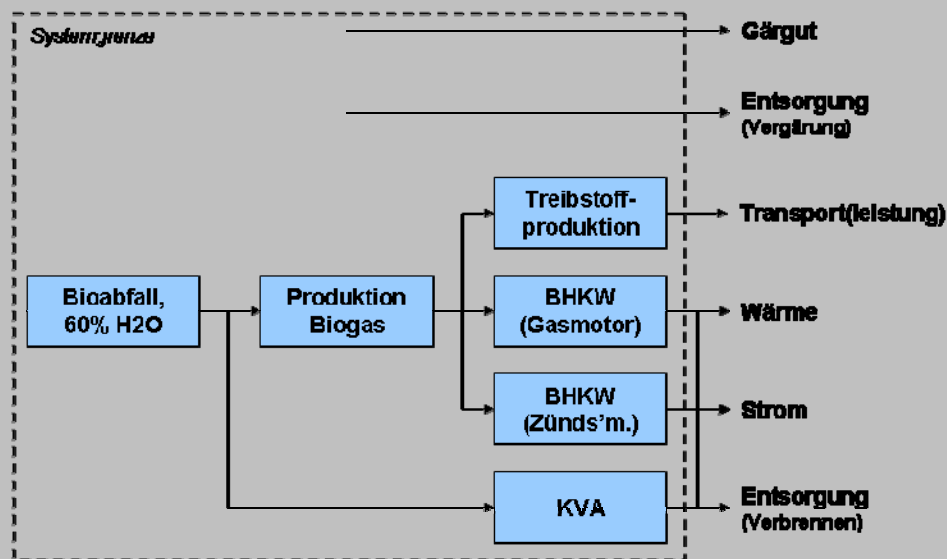


Abbildung 89 Allgemeine Systemgrenzen für die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wassergehalt)

Selbstverständlich können aber nicht alle hier dargestellten Pfade gleichzeitig begangen werden – vielmehr werden für jede der untersuchten Nutzungsmöglichkeiten nur jene Pfade berücksichtigt, die auch wirklich in der entsprechenden Variante auftreten. In Abbildung 90 sind zur Veranschaulichung die Systemgrenzen für die drei Nutzungsszenarien „Wärme & Strom mittels BHKW (Gasmotor)“, „Transport (Methan)“ sowie „Entsorgung in KVA“ im Detail dargestellt.

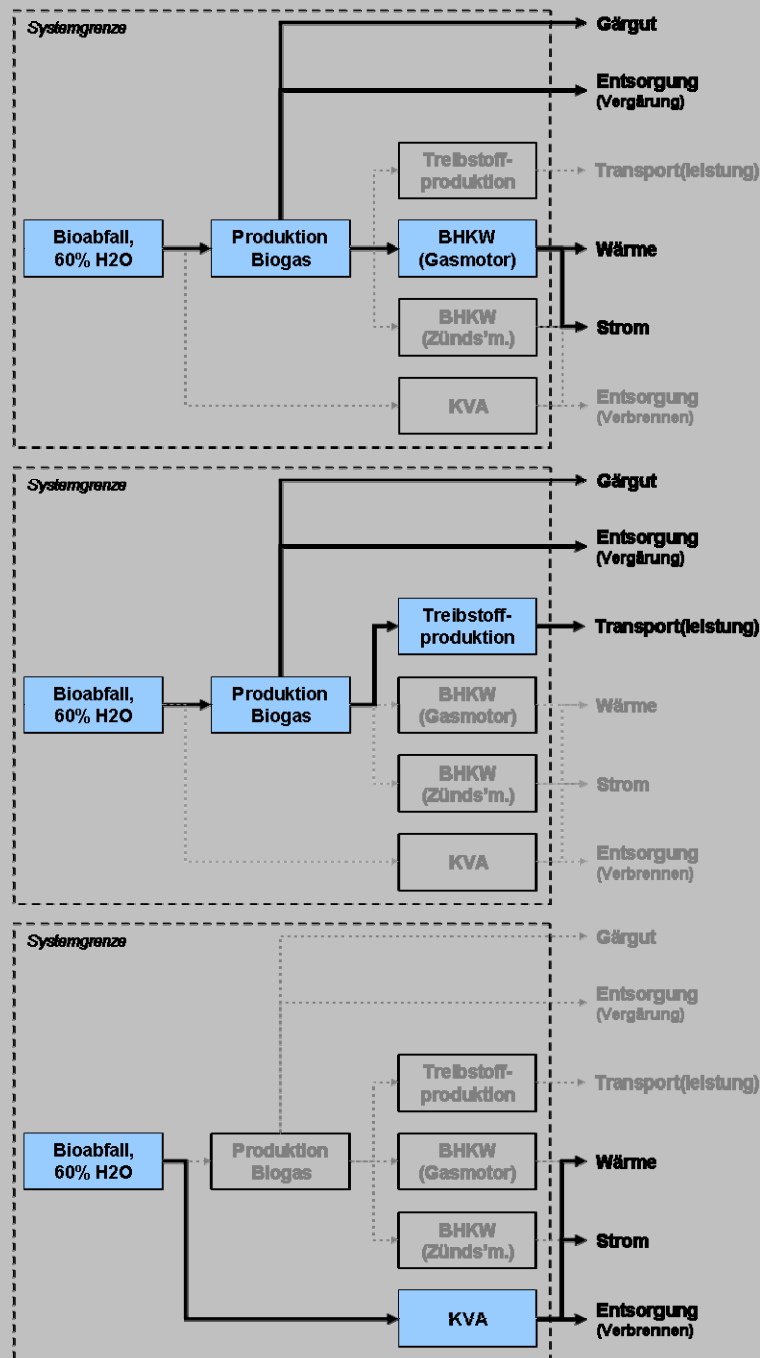


Abbildung 90 Spezifische Systemgrenzen für die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wassergehalt) bei Produktion von Wärme und Strom (oben), bei Produktion von Treibstoff (mitte) sowie bei Entsorgung in einer KVA (unten)

Schritt [i] – Bestimmung der Energiemenge X

Im ersten Schritt geht es darum, mittels einer kombinierten Stofffluss- und Energieanalyse zu berechnen, wie viel Energie(leistung) – sprich wie viele kWh Strom, MJ Wärme, km Fahrleistung, etc. – aus einer bestimmten Menge an biogenem Energieträger – hier 1 kg Bioabfall (mit einem Wassergehalt von 60%) – gewonnen

werden können. Die folgende Abbildung zeigt die Vorgehensweise für die zwei Fälle „Nutzung in einem BHKW (Typ Gasmotor)“ sowie „Nutzung als Treibstoff (gasförmig)“.

Tabelle 13 Stoffflussanalyse für die Nutzung von Bioabfall als gasförmiger Treibstoff (die Größen, welche für den nächsten Schritt relevant sind, sind fett hervorgehoben).

[i] Nutzung in Co-Generation (Typ Gasmotor)						
1.00E+00	kg	Biowaste	→	biowaste, to anaerobic digestion	biogas, from agricultural digestion, at storage	m3 1.00E-01
					digested matter, application in agriculture	kg 7.12E-01
					disposal, biowaste, to anaerobic digestion	kg 1.00E+00
1.00E-01	m3	biogas, from agricultural digestion, at storage	→	biogas, from biowaste, burned in cogen with gas engine	electricity, allocation exergy	kWh 2.14E-01
					heat, allocation exergy	MJ 1.32E+00
[v] Nutzung als Treibstoff (gasförmig)						
1.00E+00	kg	Biowaste	→	biowaste, to anaerobic digestion	biogas, from agricultural digestion, at storage	m3 1.00E-01
					digested matter, application in agriculture	kg 7.12E-01
					disposal, biowaste, to anaerobic digestion	kg 1.00E+00
1.00E-01	m3	biogas, from agricultural digestion, at storage	→	Purification biogas	methane, from purification	m3 6.99E-02
6.99E-02	m3	methane, from purification	→	High pressure methane	Methan, from high pressure	MJ 2.41E+00
2.41E+00	MJ	Methan, from high pressure	→	Methane at Service station	Methan, 96%, an Tankstelle	kg 5.26E-02
5.26E-02	kg	Methan, 96%, an Tankstelle	→	Operation passenger car	Operation, passanger car, methane, 96%, ...	km 7.82E-01
7.82E-01	km	Operation, passanger car, methane, 96%, ...	→	person transport by car	transport, Pkw, Methan 96%, Bioabfall	pkm 1.24E+00

Aus dieser Tabelle wird ersichtlich, dass in beiden Fällen neben der gesuchten Energie(leistung) noch weitere Produkte anfallen – nämlich 0.712 kg Gärgut, welches als Düngerersatz eingesetzt wird, sowie die Entsorgungsdienstleistung der verarbeiteten Menge an Bioabfall. Letztere muss ebenfalls in die Betrachtung miteinbezogen werden, da ein Teil der Umweltbelastung bei der Biogas-Produktion dieser Entsorgungsdienstleistung zugeordnet wird. Im Detail resultieren für die beiden angesprochenen Fälle die folgenden Energie(leistungen) – plus weitere (nicht-energetische) Leistungen – aus 1 kg Bioabfall (60% H₂O):

- **BHKW (Gasmotor):** 1.32 MJ Wärme, 0.214 kWh Strom, 0.712 kg Gärgut, 1 kg Entsorgung
- **Treibstoff (gasförmig):** 1.24 pkm Transport, 0.712 kg Gärgut, 1 kg Entsorgung

Schritt [ii] – Berechnung der Umweltbelastungen (Bioabfall / fossile Alternativen)

Im nächsten Schritt geht es darum, die Umweltbelastungen dieser im ersten Schritt bestimmten Energie(leistungen) aus 1 kg Bioabfall zu berechnen. Entstehen mehrere „Produkte“ (wie im Beispiel BHKW, wo Strom und Wärme entstehen plus eine Entsorgungsdienstleistung angeboten wird und ein Gärgut als Düngerersatz anfällt), so werden deren Umweltbelastungen einfach aufaddiert zur totalen „Umweltbelastung der Nutzung des Bioenergieträgers“. Die Abbildung 91 zeigt diese Vorgehensweise am Beispiel der Indikatoren „KEA, nicht-erneuerbar“ sowie „UBP'06“.

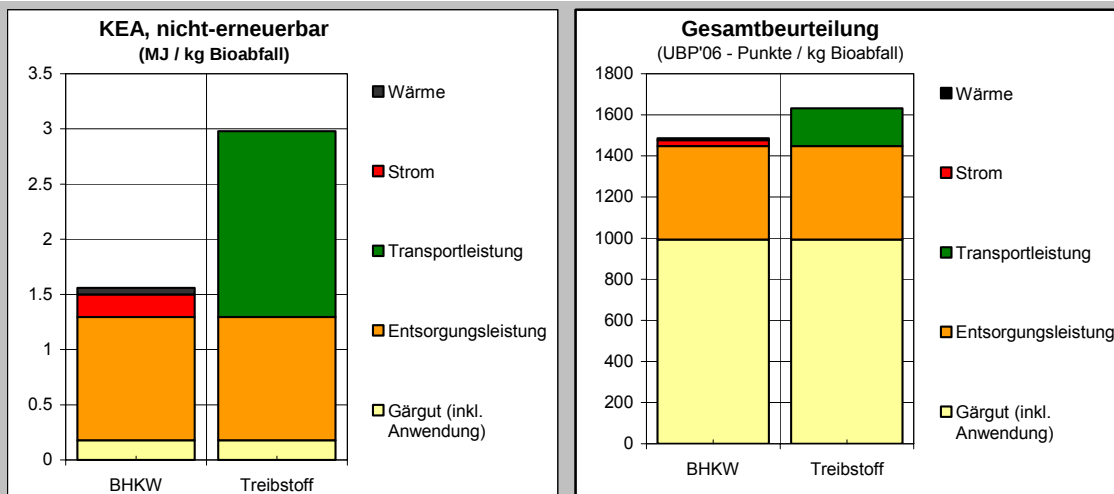


Abbildung 91 Umweltbelastung (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) einer möglichen Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wasser) – jeweils aufgesplittet auf verschiedenen Leistungen.

Ebenfalls bestimmt wird in diesem Schritt die Umweltbelastung, welche entsteht, wenn man die gleiche Energie(leistung) mittels traditionellen, meist fossilen, Energieträgern erreichen möchte (Details zu den benutzten Energieträgern sind in den Kapiteln 0 bis 4.2.6 zu finden). Die Resultate – wiederum aufgeteilt auf die 5 Produkte (Wärme, Strom, Transport, Entsorgung, Gärgut) – sind in Abbildung 92 zu finden.

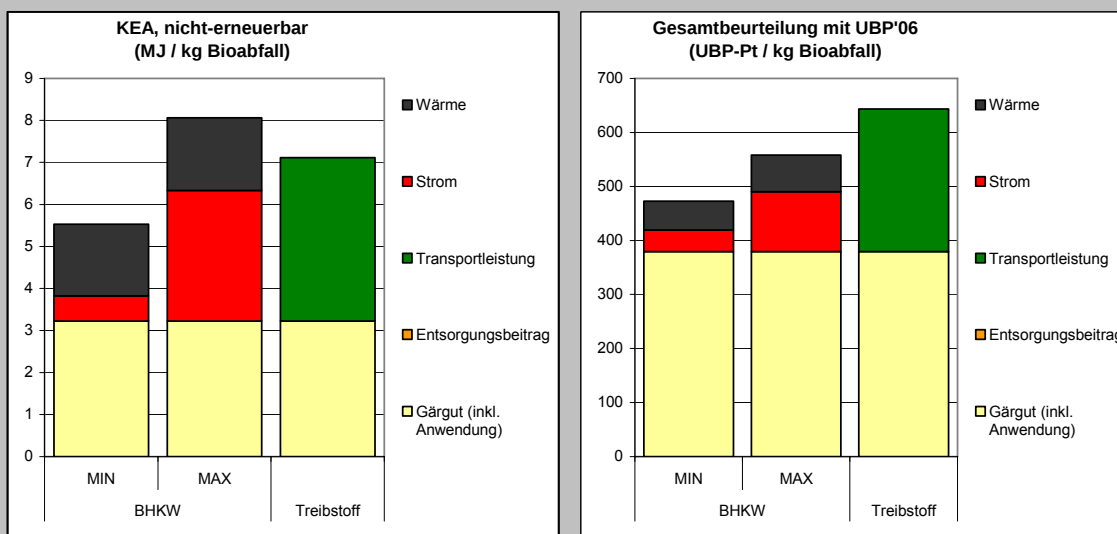


Abbildung 92 Umweltbelastung (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) der durch die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wasser) substituierten Mengen an fossilen Energieträgern resp. klassischen, mineralischen Düngemitteln.

Schritt [ii] – Berechnung des resultierenden Nettonutzens

Im abschliessenden dritten Schritt wird dann – gemäss der weiter oben dargestellten Formel – der Nettonutzen für die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% H₂O) durch eine einfache Subtraktion bestimmt. Kommen dabei positive Resultate hervor, so handelt es sich wirklich um einen Nettonutzen – sprich die Umweltbelastung aus der Nutzung des Bioabfalls führt zu einer geringeren Umweltbelastung als wenn man die gleich Leistung mit traditionellen, meist fossilen, Energieträgern bereitstellen möchte. Ist das Resultat negativ – so heisst dies das Gegenteil – sprich es ist ein Nettoschaden entstanden durch die Nutzung der Biomasse. Wie die Resultate in Abbildung 93 zeigen weist der hier betrachtete Bioabfall für den Indikator „KEA, nicht-erneuerbar“ einen Nettonutzen auf – während er aus der Sicht „UBP'06“ einen Nettoschaden aufweist.

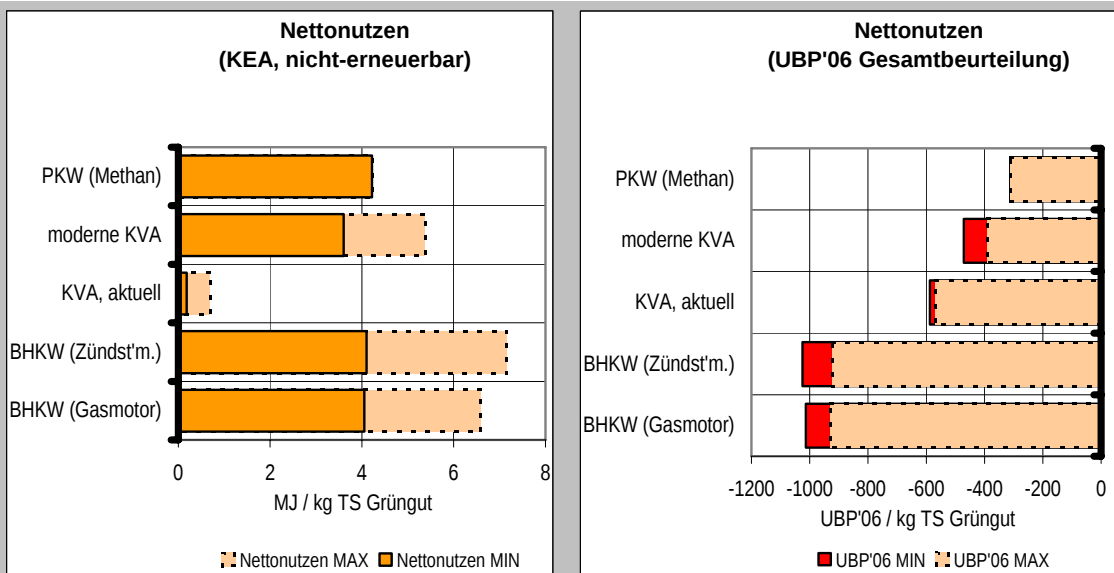


Abbildung 93 resultierender Nettonutzen (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) der Nutzungsmöglichkeiten von 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet, dass die Nutzung des alternativen Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger (Weitere Resultate des Bioabfall-Vergleiches finden sich in Abbildung 113 bis Abbildung 115 dieses Berichtes hier).

Alle weiteren Resultate des Bioabfall-Vergleiches finden sich in Abbildung 113 bis Abbildung 115 dieses Berichtes.

Um den gesamten Bericht hier nicht endlos lang werden zu lassen, sind im folgenden nur jeweils die Resultate dieser abschliessenden Nettonutzenbetrachtung dargestellt – die dazwischenliegenden Schritte und Berechnungen sind jedoch nicht überall im obigen Detaillierungsgrad abgebildet.

4.2.1 Substitutionsszenarien für die Wärme- und Stromproduktion

Grundsätzlich werden drei verschiedene Varianten unterschieden: Eine reine Wärmeproduktion, eine reine Stromproduktion sowie eine kombinierte Produktion von Wärme und Strom in einem Blockheizkraftwerk (BHKW).

Wärmenutzung

Im Bereich der fossilen Wärmeproduktion enthält die Datenbank ecoinvent eine ganze Reihe von Datensätzen unterschiedlich grosser Heizungssysteme, betrieben mit verschiedenen Energieträgern (Gas, Heizöl EL, etc.). Gemäss der Schweizerischen Gesamtenergiestatistik [39] wird in der Schweiz im privaten wie auch im industriellen Bereich ein Mix aus Heizöl EL und Erdgas eingesetzt. Abbildung 94 zeigt den Vergleich der ecoinvent Datensätze betreffend Nutzwärme aus grossen und kleinen Heizungen betrieben mit Gas/Heizöl EL und ausgewertet mit ausgewählten LCIA-Methoden.

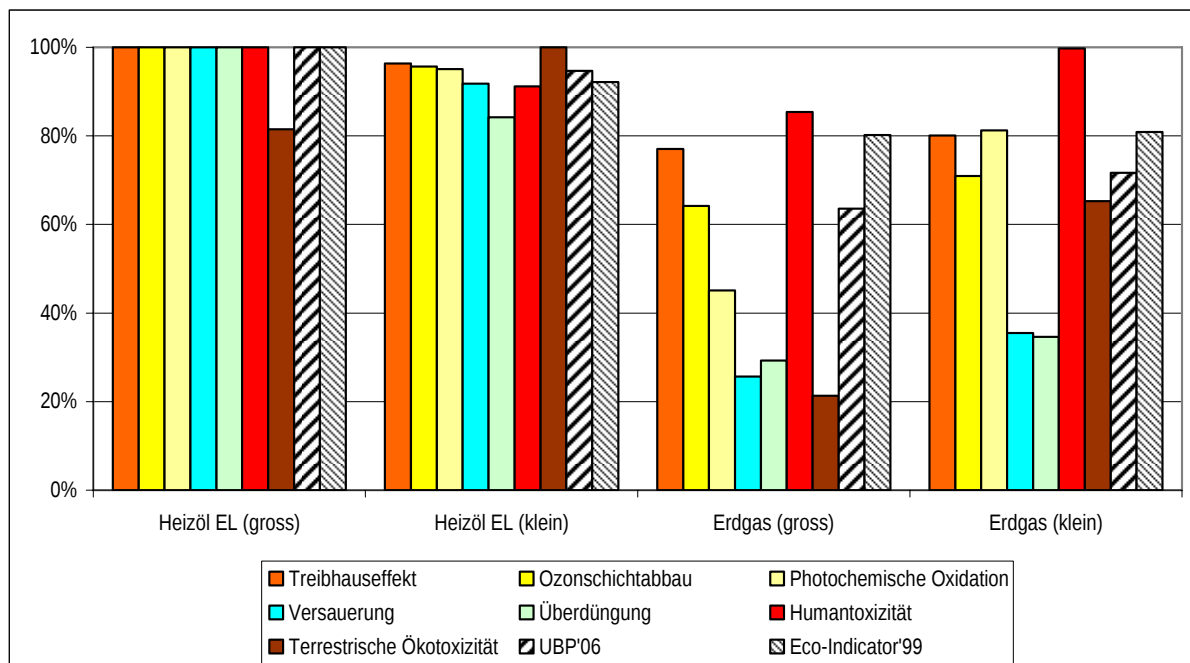


Abbildung 94 Ausgewählte LCIA-Resultate für die Produktion von 1 MJ Nutzwärme mittels Erdgas & Heizöl EL

Im Sinne einer Minimum/Maximum Betrachtung kann mit der Verwendung der Kombination von einer grossen Heizung mit Heizöl EL und einer grossen Heizung mit Erdgas die gesamte Spannweite dieser oben dargestellten fossilen Heizsysteme abgedeckt werden. In den Nutzenvergleich werden deshalb die beiden folgenden Datensätze hineingenommen:

- „Nutzwärme, Heizöl EL, ab Industriefeuerung 1MW, CH“ [Datensatz für die Schweiz]
- „Nutzwärme, Erdgas, ab Industriefeuerung >100kW, RER“ [europäischer Datensatz]

Stromnutzung

Im Falle der reinen Stromnutzung werden ebenfalls im Sinne einer Minimum/Maximum Betrachtung zwei verschiedene Szenarien berücksichtigt. In einem ersten Szenario (-> Szenario „Heute“) wird davon ausgegangen, dass aufgrund der Produktion von Strom aus Biomasse die aktuelle Bezugsmenge von Strom aus dem Ausland gesenkt werden kann. Aufgrund der Angaben in der Schweizerischen Elektrizitätsstatistik ([39]) wird ein Mix der folgenden Module benutzt (diese Module repräsentieren den jeweiligen Versorgungsmix in dem entsprechenden Land):

- „Strommix, 1 kWh, DE“
- „Strommix, 1 kWh, FR“
- „Strommix, 1 kWh, IT“
- „Strommix, 1 kWh, AT“

Im zweiten Szenario (-> Szenario „Zukunft“) wird stipuliert, dass die Stromproduktion aus Biomasse zur Deckung von zukünftigen Lücken genutzt werden kann. Für diesen Fall wird als Vergleich ein Gaskombikraftwerk eingesetzt, welches aufgrund der aktuellen energiepolitischen Debatte in erster Priorität für die Deckung von Versorgungslücken in der Schweiz gebaut würde, falls erneuerbare Stromproduktionsmöglichkeiten ungenügend genutzt werden und die Stromeffizienz ungenügend verbessert wird. Der dazu benutzte Datensatz lautet:

- „Strom, ab Gas- und Dampfturbinen-Kraftwerk, beste Technologie, 1 kWh, RER“

Nutzung in einem BHKW (Blockheizkraftwerk)

Im Falle der Verwendung der biogenen Energieträger in einer BHKW-Anlage werden anteilmässig die oben beschriebenen Ansätze für Wärme und Strom substituiert, da man davon ausgehen kann, dass eine mit einem biogenen Energieträger betriebene BHKW-Anlage nicht eine konventionelle BHKW-Anlage (betrieben z.B. mit Erdgas) ersetzen würde. Für den biogenen Energieträger wird die Summe aus den Datensätzen für die Nutzwärme und den Strom benutzt, welche im ersten Teil dieses Projektes mit dem Allokationsschlüssel „Exergie“ berechnet wurde. Da die Betrachtung die Summe umfasst, hat der gewählte Allokationsschlüssel keinen Einfluss auf das Gesamtergebnis – wird doch in einer BHKW-Anlage nur Strom und Wärme produziert – und die Summe der beiden Datensätze umfasst somit 100% der Umweltbelastung des BHKW-Prozesses.

4.2.2 Substitutionsszenarien für die Nutzung als Treibstoff

Für die Vergleiche wird davon ausgegangen, dass mit den biogenen Treibstoffen, unabhängig davon ob es sich um flüssige (-> Ethanol) oder gasförmige (-> Methan, Biogas) Treibstoffe handelt, die klassischen Treibstoffe Benzin resp. Diesel ersetzt werden. Da der eigentliche Nutzen aber im Transport einer bestimmten Menge Material resp. einer Anzahl Personen von A nach B liegt, wird der Vergleich auf der Stufe der zurückgelegten tkm (Gütertransport) resp. pkm (Personentransport) vorgenommen. Es werden die folgenden Datensätze aus ecoinvent benutzt:

- Personentransport: „Transport, Pkw, 1 pkm, CH“
- Warentransport: „Transport, LKW, 28t, 1 tkm, CH“

Die Wahl ob der Vergleich mit dem Datensatz für Personen- resp. Warentransport durchgeführt wird, ist davon abhängig für welchen Fall im Rahmen dieses Projektes hier ein Transportdatensatz erstellt wurde.

4.2.3 Verbrennung in der KVA

Bei der Abfallverbrennung in Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) wird eine Entsorgungsdienstleistung erbracht und zusätzlich Wärme und Strom erzeugt. Diese Energie kann analog wie die Energie eines BHKW in das Netz eingespeist werden und damit konventionelle Energieträger ersetzen.

Es werden dabei die folgenden Szenarien betreffend der Energieproduktion in einer KVA unterschieden. Im ersten Szenario – dem Modell „KVA, aktuell“ – wird mit Durchschnittsdaten für die Schweiz gearbeitet, bei welchen davon ausgegangen wird, dass die Wärme der KVA nicht immer über das ganze Jahr genutzt werden kann (entspricht dem Modell der heutigen KVA wie es in ecoinvent modelliert ist (siehe dazu [40])). In einem zweiten Szenario – dem Modell „moderne KVA“ – wird die Situation eines modernen Kehrichtheizkraftwerkes, wie es z.B. in Zürich-Hagenholz seit Frühjahr 2006 in Betrieb ist, untersucht. In beiden Fällen gilt, dass die Nettoenergie (analog zur BHKW-Anlage) anteilmässig die oben beschriebenen Szenarien für Wärme resp. Strom ersetzt.

Aufgrund der Datenlage aus dem ersten Teil dieses Projektes wird das erwähnte zweite Szenario nur für Bioabfälle (siehe Kapitel 4.4.5) und Klärschlamm (siehe Kapitel 4.4.6) betrachtet [12].

4.2.4 Einsatz als Brennstoff im Zementwerk

Beim Einsatz im Zementwerk können biogene Energie-Ressourcen die üblicherweise zum Einsatz gelangenden fossilen Energieträger teilweise ersetzen. Gemäss den aktuellsten Zahlen der Schweizer Zement- und Beton Industrie [41] wurden 2004 in den total 38 Anlagen - nebst geringen Mengen an Heizöl EL und an Erdgas - noch immer rund 4'600 TJ Kohle sowie rund 2'200 TJ Heizöl S eingesetzt.

Im Rahmen des ersten Teiles dieses Projektes wurde für den Fall von Klärschlamm ein Multioutput-Prozess mit den Outputs „Entsorgungsdienstleistung“ sowie „Wärme für Zementproduktion“ konzipiert (Details in [12]). Das hinter diesem Prozess steckende Modell und die darin enthaltenen Transferkoeffizienten beziehen sich auf die aktuelle Situation in der Schweiz, bei welcher 38% des in Zementwerken benutzten Klärschlammes in Anlagen mit einem Aktivkohle-Filter benutzt werden. Aufbauend auf diesem Multioutput-Modell, wurden in diesem zweiten Teil des Projektes hier analoge Modelle für die Nutzung von Altholz sowie von Kohle erstellt – Modelle welche deshalb ebenfalls davon ausgehen, dass 38% des Inputs in Anlagen mit Aktivkohlefiltern benutzt wird.

Das so entwickelte Kohle-Szenario bildet dabei das zu substituierende Szenario für die beiden Fälle Klärschlamm sowie Altholz.

4.2.5 Gärgut als Düngerersatz

Feste Rückstände aus der Vergärung von Bioabfall – sog. Gärgut – kann anstelle von Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Der Datensatz für die Vergärung von Bioabfall wurde denn auch im ersten Teil dieses Projektes hier als Multioutput-Prozess mit den Outputs „Biogas, aus Bioabfall“, „Gärrückstand, Anwendung in Landwirtschaft“ sowie „Entsorgungsdienstleistung“ konzipiert (mehr Details in [12]). Die Schwermetalle und Spurenelemente sind dabei mit einer 50-50-Allokation auf die letzten beiden Outputs aufgeteilt.

Ersetzt wird durch das ausgetragene Gärgut neben den Nährstoffen (aus Düngern) auch organische Substanz, welche ohne den Austrag des Gärgutes auf einem anderen Wege in den Boden eingetragen werden müsste. Um beide Aspekte korrekt zu berücksichtigen, wird auf den Ansatz von Schleiss und Jungbluth zurückgegriffen [42], welcher zusammengefasst die folgenden Punkte berücksichtigt:

- die Nährstoffe ersetzen die entsprechenden Mengen an Mineraldüngern;
- für die organische Substanz kann auf das Austragen von Torf und Stroh verzichtet werden;
- der Aufwand für den Transport sowie das Austragen wird auf beiden Seiten (Gärgut, ersetzter Dünger und organisches Material) in die Untersuchung miteinbezogen;
- die unterschiedlichen Schwermetallemissionen in den Boden durch Gärgut resp. die ersetzten Düngemittel werden berücksichtigt.

4.2.6 Weitere Produkte

Zusätzlich zum Kompost gibt es eine Reihe weiterer Produkte, welche aus der Verarbeitung von biogenen Energie-Ressourcen hervorgehen und ihrerseits als Ersatzstoffe für andere Produkte eingesetzt werden können. Berücksichtigung finden hier die folgenden drei Produkte: Protein-Konzentrat, Fasern (aus Gras) sowie Hefe.

Protein-Konzentrate

Es wird davon ausgegangen, dass die Protein-Konzentrate die entsprechenden Mengen an Proteinen aus der konventionellen Landwirtschaft ersetzen. In der Schweiz werden dafür in grösserem Masse „Eiweisserbsen“ kultiviert. Die von Agroscope für die Schweiz empfohlenen Eiweisserbsen weisen einen Proteingehalt von 23 bis etwa 24.8 % (bezogen auf TS) auf [43]. Für die vorliegende Studie wird davon ausgegangen, dass die Eiweisserbsen einen Proteingehalt von 24% aufweisen, wodurch pro kg Protein 4.167 kg Protein-erbsen benötigt werden.

Fasern (aus Gras)

Für Fasern aus der Verwertung von Gras besteht eigentlich kein Absatzmarkt, technisch liesse sich diese Faser allerdings z.B. als Wärmedämmstoff einsetzen. Um das Potential der Nutzung dieser Fasern aber trotzdem zu berücksichtigen (da die Datenerhebung im ersten Teil des Projektes von einer Nutzung der Fasern ausgegangen ist), wird in der vorliegenden Studie angenommen, dass die Grasfasern das traditionelle Dämmgut „Steinwolle“ ersetzt. Es wird für diesen Vergleich von folgenden Eckwerten ausgegangen:

- **Grasfasern:** Wärmeleitfähigkeit $L = 0.0425 \text{ W/mK}$ bei einer Dichte von 110 kg/m^3 (Mittelwerte der Bereiche, welche in [12] aufgeführt sind für Grasfasern);
- **Steinwolle:** Wärmeleitfähigkeit $L = 0.04 \text{ W/mK}$ bei einer Dichte von 100 kg/m^3 (Angaben aus der Datenbank ecoinvent – Datensatz „Steinwolle, verpackt, ab Werk“);

Somit kann berechnet werden, dass für die gleiche Wärmeleistung wie von 1 kg Grasfasern, 0.85 kg Steinwolle notwendig sind. Benutzt wird dafür der Datensatz „Steinwolle, verpackt, ab Werk, CH“.

Hefe

Hefe kann dort als Output erhalten werden, wo das Material im Prozessverlauf mit Hefe geimpft wurde. Da dieser Input in den hier benutzten Datensätzen keine Berücksichtigung findet, wird auch dem Output nicht die Umweltbelastung eines dadurch ersetzten anderen Hefeproduktionsweges gegenübergestellt. Die Belastung, die dem Hefeoutput zugewiesen wird, wird mitberücksichtigt bei der Berechnung der „erzeugten Umweltbelastung durch den Alternative Energieträger xy“.

4.3 BEWERTUNG UNTERSCHIEDLICHER NUTZUNGSVARIANTEN FÜR HOLZ UND GRAS

4.3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Zielsetzung

Nachfolgend werden die biogenen (Energie-)Ressourcen Holz und Gras hinsichtlich ihrer unterschiedlichen energetischen Nutzungsvarianten verglichen.

Systemgrenze

Die Prozessketten werden in Abhängigkeit der Nutzungsvariante unterschiedlich abgebildet: Während es sich bei der Wärme- und Treibstoffproduktion um „cradle-to-grave“ Betrachtungen handelt (von den Rohstoffen bis zur jeweiligen Nutzung in Form von Wärme resp. einer Transportleistung), wird bei der Stromproduktion eine „cradle-to-gate“ Betrachtung vorgenommen (von den Rohstoffen bis zur Stromproduktion – nicht berücksichtigt sind Stromverteilung, sowie –nutzung). Diese unterschiedliche Abgrenzung ist zulässig, da die Stromverteilung und -nutzung unabhängig vom Energieträger für die Stromproduktion ist und damit keinen Einfluss auf den Vergleich hat.

Funktionelle Einheit

Gemäss Kapitel 4.2 wird für den Vergleich der verschiedenen Nutzungsvarianten von der gleichen Inputmenge einer biogenen Ressource ausgegangen. In diesem Sinne lautet die funktionelle Einheit „**Menge (kg) eingesetzte biogene Ressource**“. Für den Vergleich wird die im Kapitel 4.2 beschriebene Methode verwendet.

4.3.2 Nutzungsvarianten für Holz

Beschreibung der Varianten

Die funktionelle Einheit für die untersuchten Nutzungsvarianten ist: „**1 kg Holz (Ressource), im Wald**“¹⁷. Für das klassische Heizen mit Holz (reine Wärmeproduktion) existiert in ecoinvent eine Reihe von Datensätzen, welche unterschiedliche Holzheizungen (bezüglich Grösse, Holzinputform, etc.) repräsentieren. In einem ersten Schritt wurden – analog zu den fossilen Heizungen im Kapitel 4.2.1 – die in ecoinvent abgebildeten Holzheizungen auf der Basis von 1 MJ produzierter Energie hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen untersucht. Die Resultate zeigen beachtliche Unterschiede zwischen verschiedenen Holzheizungen, wie aus Abbildung 95 ersichtlich wird. Aufgrund dieser Untersuchung wurden für eine Minimum/Maximum Betrachtung die folgenden zwei Datensätze ausgewählt:

- Heat, mixed chips, from industry, at furnace 1000 kW (effiziente Heizung)
- Heat, mixed logs, at furnace 30 kW (weniger effiziente Heizung)

Alternativ zu diesen Heizungen kann Holz auch in einem BHKW zu Strom und Wärme verarbeitet, resp. über den Methan- oder Ethanolpfad für die Treibstoffproduktion eingesetzt werden. Tabelle 14 zeigt die dafür verwendeten Datensätze, sowie die aus 1 kg Holz resultierende (Energie-)Leistung. Bei dem Vergleich gilt es allerdings zu beachten, dass die den Heizungen sowie den BHKWs zugrundeliegenden ecoinvent-Datensätze aus dem Jahr 2000 stammen. Heutige Heizanlagen und BHKW's weisen in der Regel einen höheren Wirkungsgrad bei geringeren Feinstaub und Stickoxid-Emissionen auf. Demgegenüber sind die beiden Transport-Nutzungen (Methan über Synthesegas, Ethanolproduktion aus Holz) als zukünftige Technologien anzuschauen. Diesem Umstand ist bei der Interpretation der Resultate Rechnung zu tragen!

¹⁷ Aufgrund der Art der Modellierung der Holzketten in ecoinvent (Allokationen nach ökonomischen Kriterien plus Korrekturfaktoren für korrekte Energie-, Kohlenstoff- sowie Holzinput-Bilanz), kann für den vorliegenden Fall die funktionelle Einheit nicht zu einem späteren Zeitpunkt in der Holzketten gemacht werden!

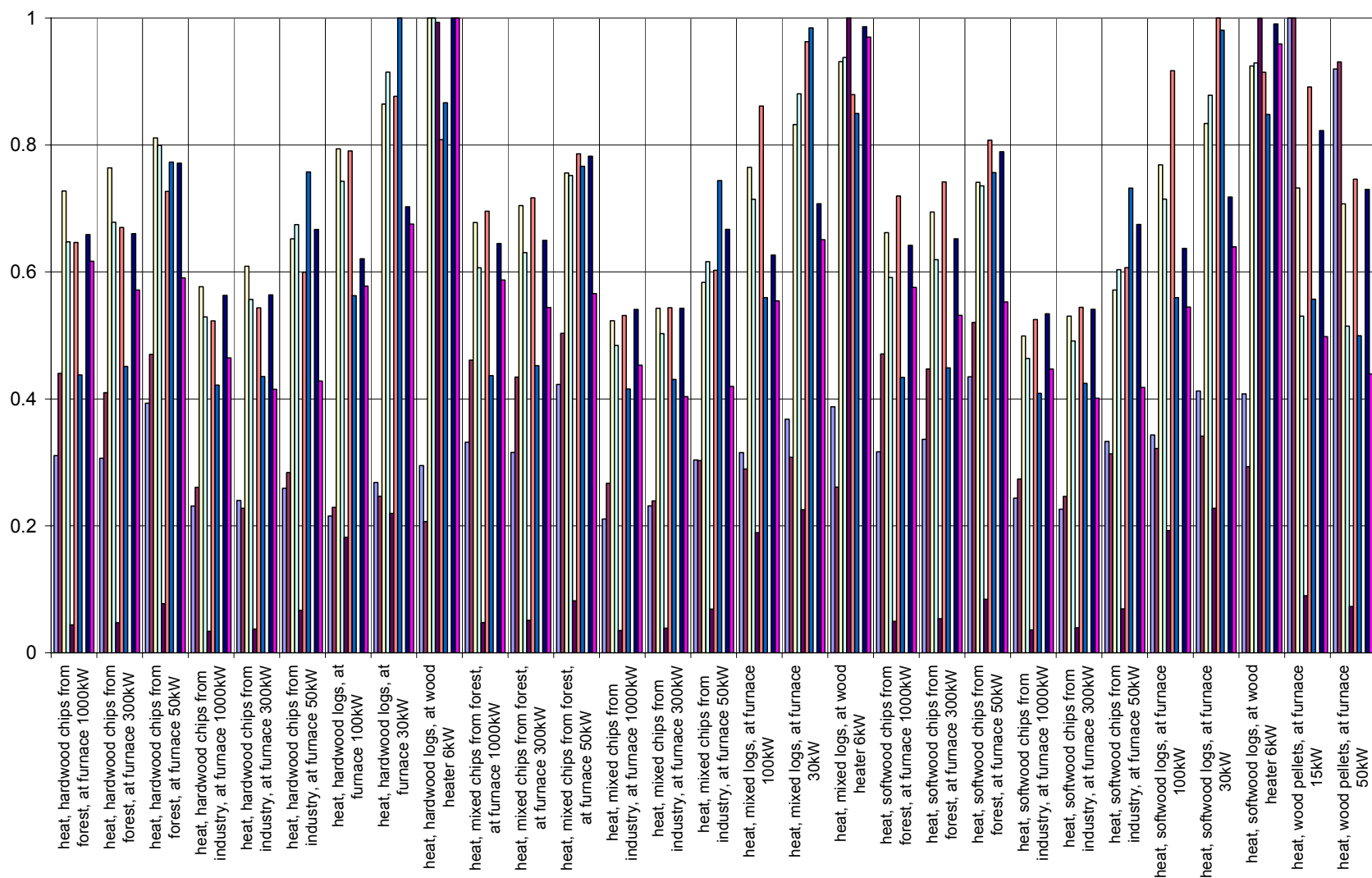


Abbildung 95 Umweltbelastung der verschiedenen Holzheizungen, welche in ecoinvent aufgeführt sind. Wie in Abbildung 94 sind von links nach rechts die folgenden Faktoren dargestellt: Treibhauseffekt, Ozonschichtabbau, Photochemische Oxidation, Versauerung, Überdüngung, Humantoxizität, terrestrische Ökotoxizität, UBP'06 sowie Eco-indicator'99. Alle Werte sind relativ zum jeweils höchsten Wert (=1) dargestellt.

Tabelle 14 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Holz, ab Waldstrasse, in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab Holz-WKK ORC 1400kWth, Allokation Exergie, CH	11.4	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab Holz-WKK ORC 1400kWth, Allokation Exergie, CH	0.132	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab Holz-WKK 6400kWth, Allokation Exergie, CH	11.4	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab Holz-WKK 6400kWth, Allokation Exergie, CH	0.341	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Treibstoff (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Synthesegas	6.33	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
Treibstoff (Ethanol)	Transport, Pkw, Ethanol, 100%, aus Holz	4.26	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
Heizung	Nutzwärme, ab Schnitzelheizung 1000kW, Industrie-HS, Holzmix	12.6	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Heizung	Nutzwärme, ab Stückholzheizung 30kW, Holzmix	10.4	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1

Resultate

In Abbildung 96 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Holz für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

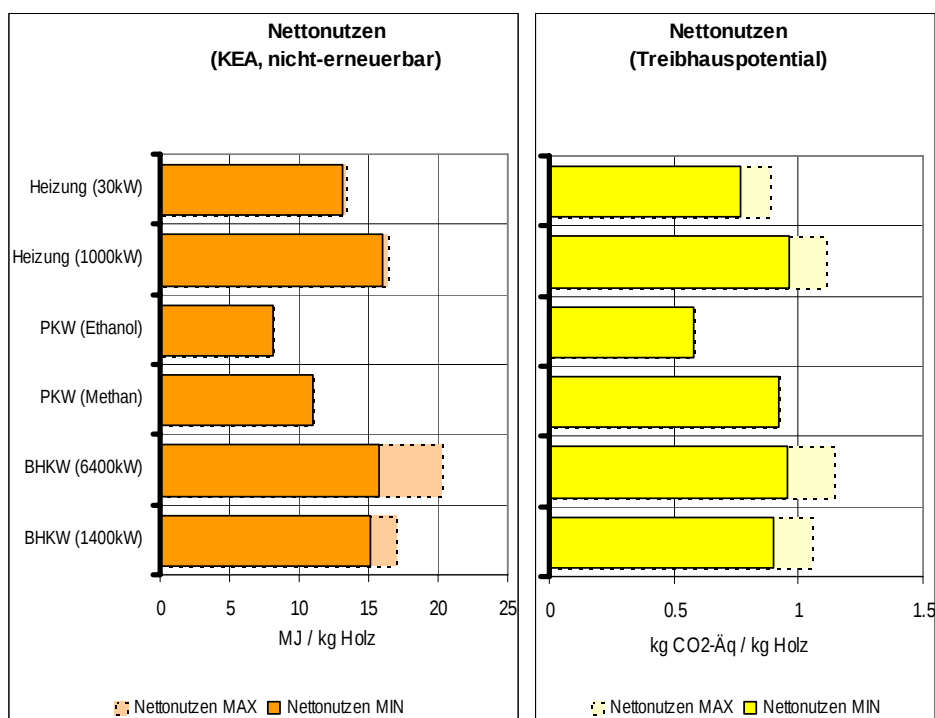


Abbildung 96 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz ($u = 0\%$). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Alle Varianten weisen bei den beiden dargestellten Bewertungen einen positiven Nettonutzen auf. Den geringsten Nettonutzen erzielt der Einsatz als flüssiger (Ethanol) oder gasförmiger Treibstoff (Methan) im Vergleich zu den herkömmlichen Treibstoffen Benzin und Diesel.

- Es zeigen sich nur relativ geringe Unterschiede zwischen den jeweiligen Minimum- und Maximum-Betrachtungen.

Abbildung 97 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

- Mit Ausnahme der 30 kW Heizung (UBP'06 MIN) sowie des 1400kW BHKW (UBP'06 MIN) weisen alle Varianten sowohl bei den Umweltbelastungspunkten (UBP'06) als auch beim Eco-indicator (EI'99) einen positiven Nettonutzen auf. Die negativen Werte bei der UBP'06 Variante sind auf die unterschiedliche Gewichtung der fossilen Ressourcen (Erdgas!) im Vergleich zur EI'99 Bewertungsmethode zurückzuführen. Dieser Umstand wirkt sich bei einer kleinen Heizung (30 kW), wo die Verbrennung normalerweise weniger effizient und sauber ist, mehr aus, als bei der grösseren (1000kW). Die grösste Auswirkung auf die UBP'06-Bewertungsskala der Heizungen ergibt sich aus den Partikeln, Stickstoffoxiden und Benzenen, die zusammen zwischen 45 und 55% der totalen Umweltbelastung ausmachen.
- Bei der grossen Heizung (1000 kW) bzw. beim grossen Blockheizkraftwerk (6400 kW) gibt es bei der Gesamtbeurteilung nach UBP'06 und EI'99 relativ grosse Unterschiede zwischen der Minimum- und der Maximum-Variante.

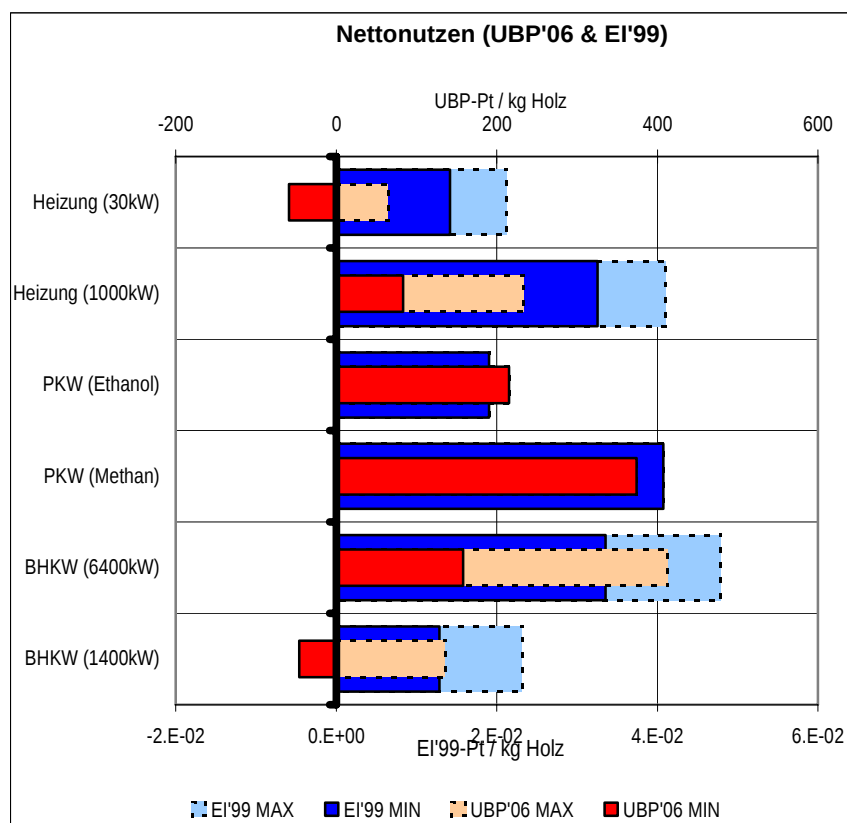


Abbildung 97 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz ($u = 0\%$). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Die Abbildung 98 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Midpoint-Indikatoren.

- Beim Einsatz als Treibstoff ergibt sich ausser bei der Landnutzung bei allen Indikatoren ein positiver Nettonutzen. Die Ursache liegt darin, dass der Landverbrauch für Holz/Wald grösser ist als die Flächennutzung für die Förderung von Rohöl.

- Bezüglich Sommersmog, Versauerung und terrestrische Ökotoxizität weist Holz gegenüber traditionellen Energieträgern in den allermeisten Fällen einen positiven Nettonutzen auf. Bei den Atemwegserkrankungen, bei der Eutrophierung sowie bei der Landnutzung schneidet die energetische Nutzung von Holz generell schlechter ab als herkömmliche Brenn- und Treibstoffe (Ausnahmen bilden die Nutzung von Holz als Treibstoff bei den Atemwegserkrankungen und bei der Eutrophierung). Beim Indikator „Atemwegserkrankungen“ ist dies mehrheitlich auf die grösseren Partikelemissionen bei der Holzverbrennung zurückzuführen (im Vergleich zur Erdgas- bzw. Heizölverbrennung). Beim Indikator „Eutrophierung“ wirken sich die Stickstoff- und Ammonium-Belastungen des Holzes negativ aus. Aufgrund der Datenlage (siehe einleitende Bemerkungen unter dem Stichwort „Beschreibung der Varianten“) kann man allerdings davon ausgehen, dass für aktuelle Heizungen und BHKW's die Situation bei diesen beiden Midpoint-Indikatoren ebenfalls positiv aussehen würde.
- Bei den Atemwegserkrankungen, der Versauerung, der Eutrophierung sowie der terrestrischen Ökotoxizität sind teilweise deutliche Unterschiede zwischen der Minimum- und Maximum-Variante erkennbar. Die beste Technologie mit herkömmlichen Energieträgern (= Min.-Variante) ist oftmals (siehe z.B. Eutrophierung) markant besser als die Variante mit Holz.

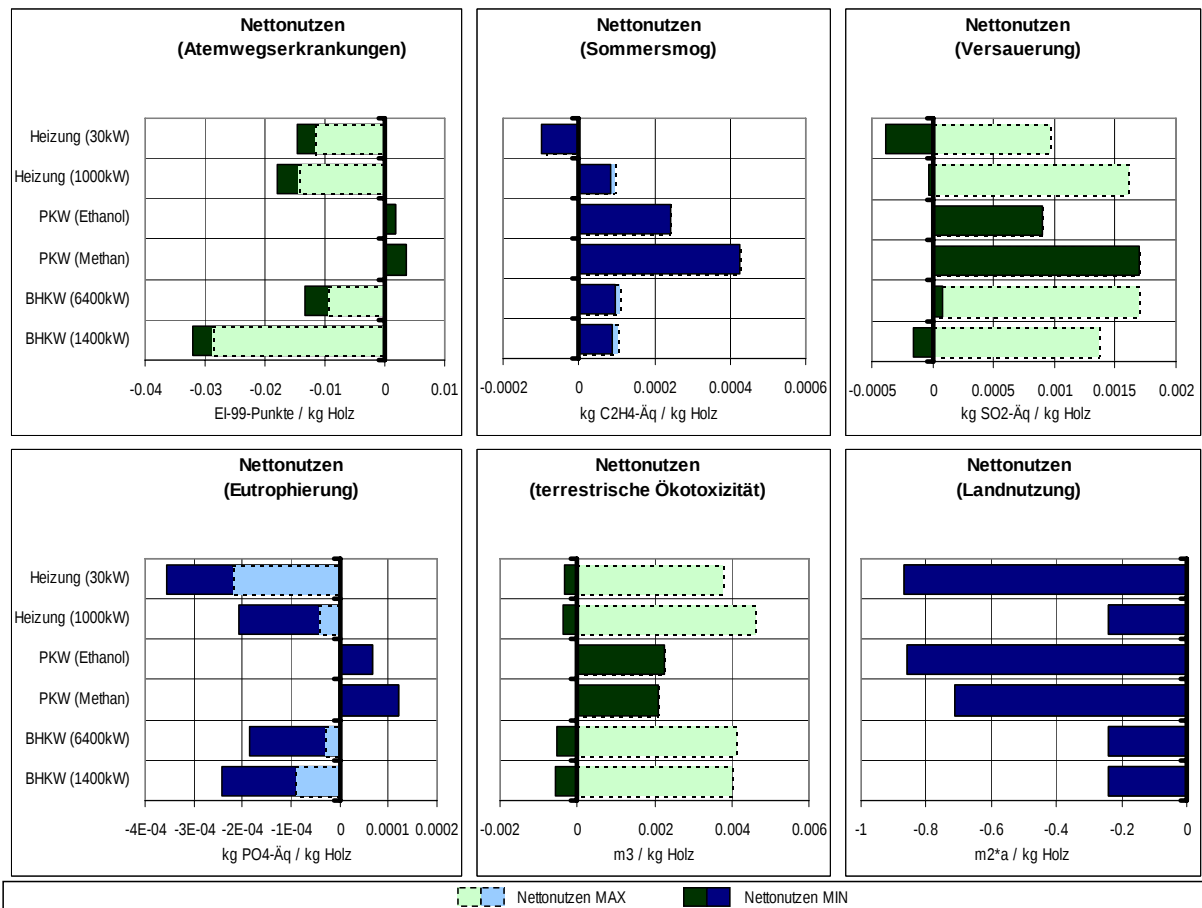


Abbildung 98 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz (u = 0%). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Fazit

- Grundsätzlich weist Holz im Vergleich mit konventionellen Energiesystemen (Wärme/Strom/Treibstoff) einen positiven Nettonutzen auf. Die energetische Nutzung von Holz in Heizungen oder BHKWs zeigt mit den hier verwendeten – etwas veralteten – Daten bereits mehrheitlich

bessere Werte als eine Nutzung als Treibstoff. Dieser Umstand würde sich wahrscheinlich mit aktuellen Anlagedaten für Holzheizungen resp. Holz-BHKW's noch verstärken.

- Von den beiden Treibstoff-Varianten zeigt die gasförmige Nutzung – über Synthesegas-Prozess – einen tendenziell grösseren Nutzen als die Produktion von Ethanol.

4.3.3 Nutzungsvarianten für Gras

Beschreibung der Varianten

Die funktionelle Einheit für alle Nutzungsvarianten lautet „1 kg Trockensubstanz (TS) an Gras“. Aufgrund der vorhandenen Datensätze wurden die nachfolgenden Nutzungsvarianten untersucht.

Tabelle 15 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg TS Gras in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Gras, Allokation Exergie, CH	2.28	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Gras, Allokation Exergie, CH	0.368	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Proteine	0.06	kg	1 kg Proteine ersetzt 4.2 kg Proteinerbsen
	Fasern	0.40	kg	0.85 kg Steinwolle / kg
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Gras, Allokation Exergie, CH	2.46	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Gras, Allokation Exergie, CH	0.418	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Proteine	0.06	kg	1 kg Proteine ersetzt 4.2 kg Proteinerbsen
	Fasern	0.40	kg	0.85 kg Steinwolle / kg
Treibstoff (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Gras	2.13	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
	Proteine	0.06	kg	1 kg Proteine ersetzt 4.2 kg Proteinerbsen
	Fasern	0.40	kg	0.85 kg Steinwolle / kg
Treibstoff (Ethanol)	Transport, Pkw, Ethanol, 99.7 Vol.-%, aus Gras	2.03	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
	Proteine	0.0996	kg	1 kg Proteine ersetzt 4.2 kg Proteinerbsen
	Fasern	0.2	kg	0.85 kg Steinwolle / kg

Resultate

In Abbildung 99 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Gras für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

- Sowohl der Einsatz als Treibstoff, wie auch die Nutzung in einem BHKW zeigen bezüglich „KEA, nicht erneuerbar“ und „Treibhauspotential“ ein positiver Nettonutzen.. Beim Einsatz in einem Blockheizkraftwerk beider Typen (Zündstrahlmotor bzw. Gasmotor) ist der Nettonutzen sowohl bei der Maximum-, wie auch bei der Minimum-Variante deutlich positiv. Die deutlichen Unterschiede bei der kombinierten Nutzung in BHKW und sind auf die unterschiedlichen Heizsysteme, resp. Strommixe zurückzuführen (siehe Kap. 4.2.1).
- Bezüglich Treibhauspotentials präsentiert sich der Einsatz von Gras zur Herstellung von Ethanol-Treibstoff am vorteilhaftesten. Die Ethanolnutzung im PKW hebt sich wegen des Zusatznutzens des Proteins (Proteine ersetzen THP) relativ deutlich von den anderen Varianten ab. Zudem wirkt sich der Methanschluß beim Reinigungsprozess zur Methanherstellung im Vergleich zu Ethanol

negativ auf das Treibhauspotential aus. Die anderen untersuchten Varianten zum Treibhauspotential sind zwar ebenfalls positiv, ihr Nettonutzen ist jedoch nur etwa halb so gross im Vergleich mit Ethanol aus Gras.

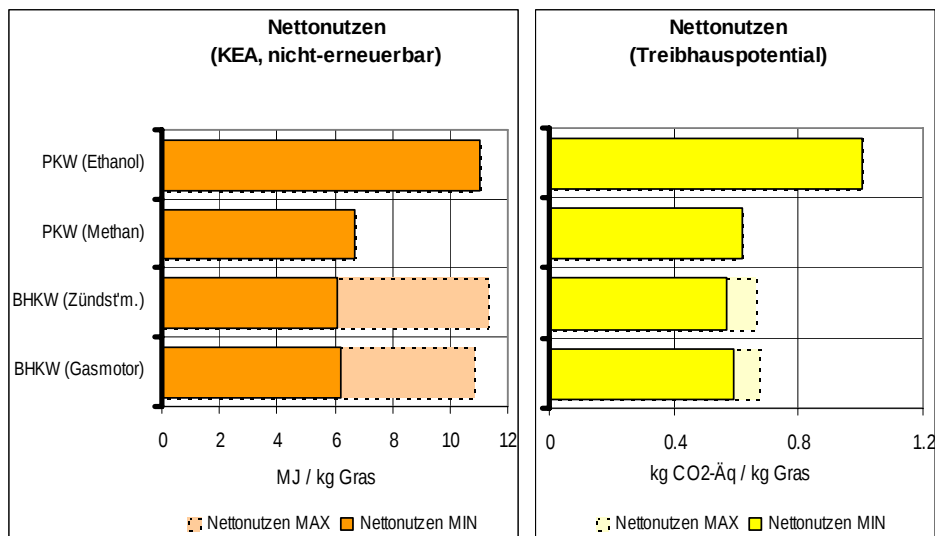


Abbildung 99 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Biogas aus Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- In allen Kombinationen (Minimum-, Maximum-Varianten) führt die Nutzung von Biogas aus Gras zu einem positiven Nettonutzen. Während beim KEA die Methan-Variante einen deutlich geringeren Nutzen als die drei anderen Varianten aufweist (bei Betrachtung des maximalen Nutzens), so zeigt das THP einen deutlich höheren Nutzen für Ethanol-Pfad im Vergleich zu den drei anderen untersuchten Varianten. Letzteres ist in erster Linie auf den erhöhten Anteil an Proteinen zurückzuführen, welcher bei der Ethanol-Varianten entsteht und damit die Landwirtschaftsproduktion von Eiweisserbsen substituiert.

Abbildung 100 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

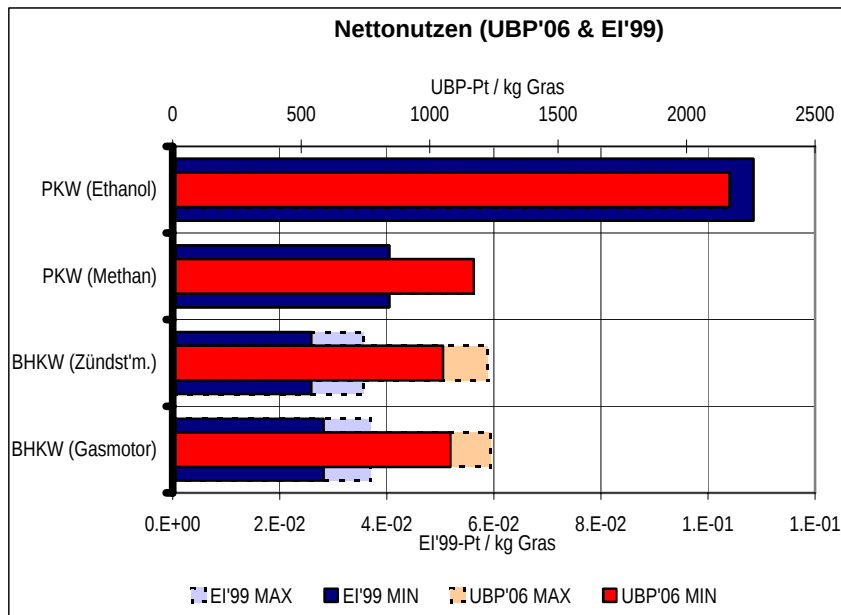


Abbildung 100 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UB'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Alle in Betracht gezogenen Varianten zeigen für beide Methode (UB'06 und EI'99) sowohl bei den Minimum- als auch bei den Maximum-Werten einen positiven Nettonutzen. Für Ethanol aus Gras ist der Nettonutzen zum herkömmlichen Treibstoff praktisch doppelt so gross wie derjenige von Methan aus Gras. Dies ist darauf zurück zu führen, dass die Produktion von Methan weit mehr Ammonium- und Methan-Emissionen hervorruft und auch bei den chemischen Oxidanten (COD), dem Nitrat (beides Emissionen ins Wasser) sowie dem Landverbrauch schlechter abschneidet als das Ethanol aus Gras. Weiter fällt wiederum der Zusatznutzen des Proteineinsatzes für Ethanol positiv ins Gewicht.

Abbildung 101 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Mid-point-Indikatoren.

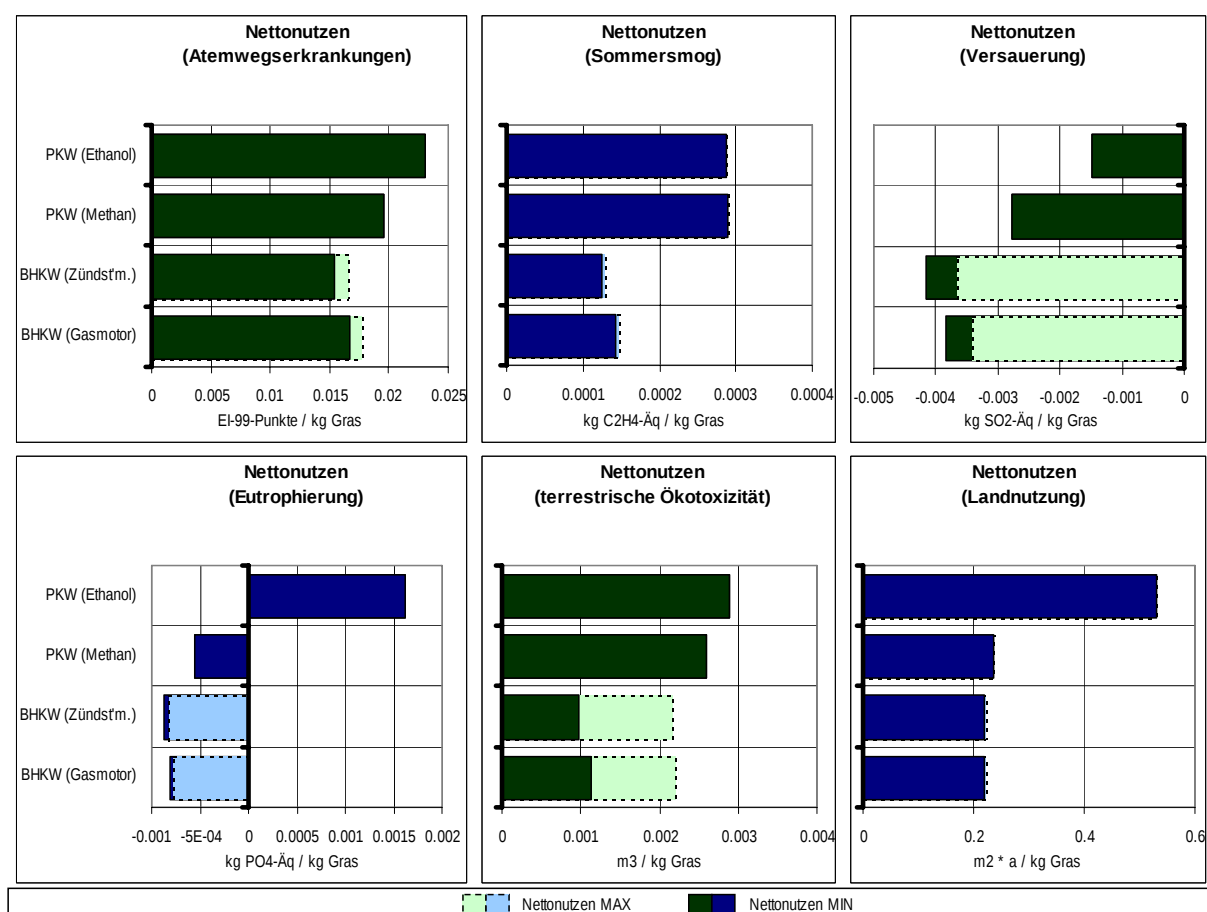


Abbildung 101 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgergrägers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Die Resultate bei den Midpoint-Indikatoren sind etwas widersprüchlicher. Bei den Indikatoren Atemwegserkrankungen, Sommersmog, terrestrische Ökotoxizität und Landnutzung weist Gras gegenüber traditionellen Energieträgern einen deutlichen Nettonutzen aus, und zwar bei beiden betrachteten Verwendungsformen (Treibstoff, Strom/Wärme). Dagegen schneidet bei den Indikatoren Eutrophierung und Versauerung die Nutzung von Gras meist schlechter ab (Ausnahme: Eutrophierung --> Vergleich mit Ethanol-betriebenen PKW – aufgrund der grösseren Menge an Proteinen, welche erzeugt werden).
- Bei den Atemwegserkrankungen, der Versauerung und der terrestrischen Ökotoxizität sind bei der BHKW-Betrachtung z.T. deutliche Unterschiede zwischen Min.- und Max.-Variante zu erkennen. Beim Sommersmog im Falle der beiden BHKWs ergibt sich für das grasbetriebene BHKW mit Zündstrahlmotor eine schlechtere Bilanz als für das BHKW mit Gasmotor. Ursache dafür sind die besseren Verbrennungswerte beim BHKW mit Gasmotor im Gegensatz zum BHKW mit Zündstrahlmotor (etwa dreimal weniger CO- und Schwefelausstoß!). Im Falle der Min.-Variante (Vergleich mit kleinem Heizkessel und Strom ab Gas- und Dampfturbinenkraftwerk) tritt beim Zündstrahlmotor-BHKW sogar ein negativer Nettonutzen auf. Der Sommersmog-Indikator setzt sich bei den BHKWs zu ca. 50% aus CO und SO₂-Emissionen zusammen, bei Ethanol und Methan sogar zu ca. 75% (60% CO und 15% SO₂).

Sensitivitätsanalyse „Keine Vermarktung der Gras-Fasern“

Im Datensatz für die Gras-Vergärung wird aufgrund der gewählten Allokation (C-Bilanz für den Gras-Input / Ökonomische Kriterien für übrigen In- und Outputs) zwischen 51 und 75% der Belastung der Faser alloziert. Da die dieser Bilanz zugrunde liegende Anlage in Schaffhausen aus wirtschaftlichen Gründen bereits wieder geschlossen wurde, wird hier mittels einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss

eines Wegfalles der Vermarktung der Fasern auf den Nettonutzen der verschiedenen Varianten untersucht. In Abbildung 102 und Abbildung 103 ist deshalb der Nettonutzen ohne Nutzung der Fasern dargestellt (KEA, THP, sowie die beiden aggregierenden Methoden UBP'06 und EI'99).

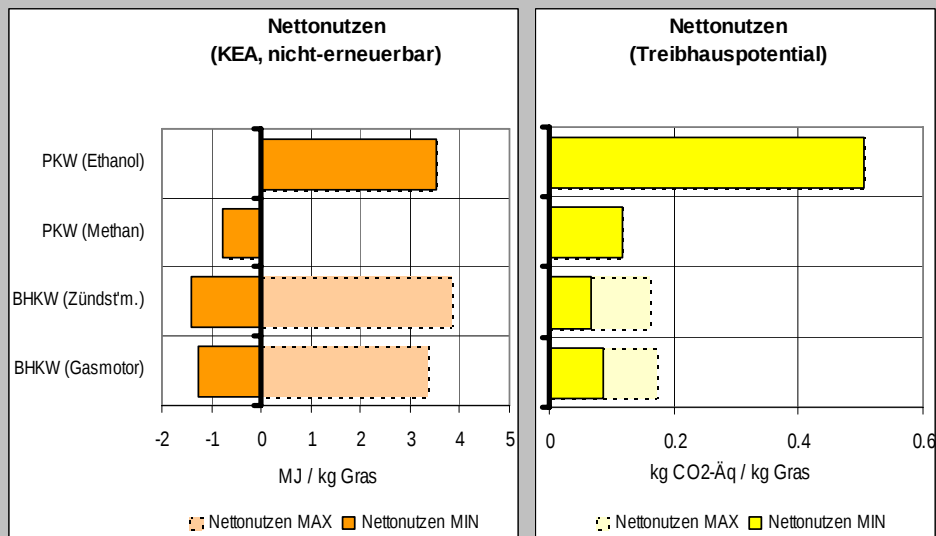


Abbildung 102 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Biogas aus Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- In allen dargestellten Bewertungsfaktoren sinkt der Nettonutzen massiv im Vergleich zu den oben gezeigten Resultaten mit Nutzung der Fasern. Im Falle des KEA kann es bei der Nutzung in einem BHKW sogar zu einem Nettoschaden kommen – d.h. eine geschickte Kombination von fossiler Heizung und Strommix kann bezüglich KEA günstiger Abschneiden als die Nutzung von Biogas aus Gras.
- Im Fall des Eco-indicators'99 zeigt nur noch die Nutzung als Ethanol-Treibstoff einen positiven Nettonutzen – alle drei anderen hier betrachteten Fälle weisen dort einen Nettoschaden auf. Der Grund ist in der Belastung zu finden, welche das Gras (d.h. Landwirtschaft !) mit sich bringt.

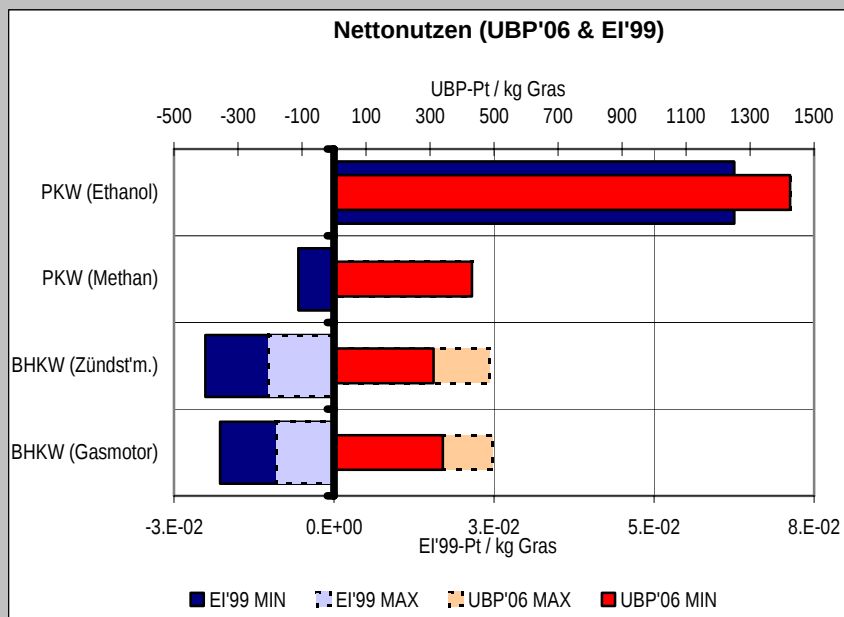


Abbildung 103 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UB-Pt'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Fazit

- Die Nutzung von Gras macht eigentlich nur dann ökologisch gesehen Sinn, wenn man die Fasern ebenfalls einer stofflichen Nutzung zuführen kann. Ist diese Voraussetzung gegeben, so kann Gras sowohl im Treibstoffbereich (flüssig oder gasförmig), wie auch als Brennstoff in einem BHKW eingesetzt werden. Von den hier untersuchten Varianten schneidet dabei keine signifikant vorteilhafter als die anderen Varianten ab. Die Ethanol-Variante zeigt teilweise höhere Nutzenwerte als die Methan-Varianten, primär aufgrund der grösseren Menge an Proteinen, welche aus dem Prozess gewonnen werden können.

4.4 BEWERTUNG UNTERSCHIEDLICHER NUTZUNGSVARIANTEN FÜR BIOGENE ABFÄLLE UND RESTSTOFFE

4.4.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Zielsetzung

Ziel ist es, die energetischen Nutzungsmöglichkeiten von biogenen Abfall- resp. Reststoffen zu bewerten und zu vergleichen. Abfall- und Reststoffe werden bereits in vielfältiger Weise stofflich und/oder energetisch genutzt. Grünabfälle beispielsweise werden kompostiert, vergärt oder thermisch verwertet. Es stellt sich die Frage, wie diese verschiedenen Nutzungsformen aus ökologischer und energetischer Sicht beurteilt werden und welches die optimalste Nutzung darstellt.

Systemgrenze

Die Prozesskette wird von „gate-to-grave“, d.h. vom Anfall des Abfalls oder Reststoffes bis zu seiner energetischen Nutzung, inkl. allfälliger nachgelagerter Prozesse, beurteilt. Die vorgelagerte „Produktion“ des Abfall oder Reststoffes, d.h. z.B. die Entstehung der Gülle oder des Grünabfalls, wird nicht betrachtet. Das bedeutet, dass der Abfall- oder Reststoff ohne vorgelagerten Umweltbelastung in die Betrachtungen eingeht.

Funktionelle Einheit

Die funktionellen Einheiten sind je nach Abfall oder Reststoff unterschiedlich und werden deshalb gesondert in den einzelnen Varianten dargestellt. Grundsätzlich gilt analog zum vorangehenden Kapitel, dass sich die funktionelle Einheit auf eine bestimmte Menge Inputmaterial bezieht (z.B. 1 kg Hofdünger). Die sich daraus ergebenden Energiemengen für Wärme, Strom resp. Transport wurden gemäss der im Kapitel 4.2 beschriebenen Vorgehensweise berechnet.

Berücksichtigt werden nur diejenigen Abfälle und Reststoffe, für welche bereits heute eine energetische Nutzung erfolgt, resp. für welche eine Technologie verfügbar ist. Zudem werden nur Stoffe betrachtet, welche aktuell oder in naher Zukunft in bedeutenden Mengen für eine energetische Nutzung zur Verfügung stehen. In die Betrachtungen miteinbezogen werden: Hofdünger (Gülle), Altholz, Molke, Bioabfälle (Grünabfall) sowie (Frisch-)Klärschlamm.

4.4.2 Nutzungsvarianten für Gülle und Mist (Hofdünger)

Beschreibung der Varianten

In derzeit 67 Landwirtschaftsbetrieben (Stand 2004, [44]) wird aus Gülle und Mist in Fermentern Biogas erzeugt. Bei einigen Betrieben werden gewerbliche Speisereste und Grünabfälle als Ko-Substrate mitvergärt. Künftig ist mit einer stetigen Zunahme der landwirtschaftlichen Biogasanlagen zu rechnen.

Die funktionelle Einheit lautet „**1 kg organisches Substrat in Gülle (Trockensubstanzanteil 7.5%)**“. Es wurden die in Tabelle 16 dargestellten Nutzungsvarianten untersucht. Nicht in die Betrachtungen einbezogen wurde die weitere Verwendung der Reststoffe aus der Vergärung von Gülle als Dünger in der Landwirtschaft sowie die damit verbundenen Umweltprobleme (wie z.B. Schwermetall-Emissionen in den Boden), da in den Daten der Datenbank ecoinvent nicht abgebildet. Zudem sind alle Varianten in welchen Biogas produziert wird – und damit die gleiche Menge an Reststoffen anfällt.

Tabelle 16 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg organischem Substrat in Gülle in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Gülle, Allokation Exergie, CH	0.274	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Gülle, Allokation Exergie, CH	0.044	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Gülle, Allokation Exergie, CH	0.296	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Gülle, Allokation Exergie, CH	0.050	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Treibstoff (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol-%, aus Biogas, aus Gülle	0.258	pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2

Resultate

In Abbildung 104 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Hofdünger (Gülle) für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

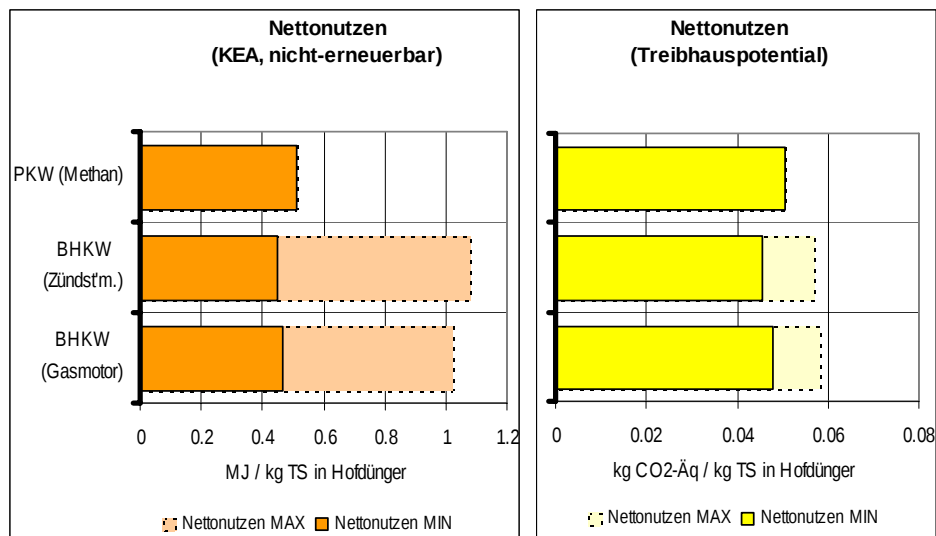


Abbildung 104 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Sowohl beim kumulierten Energieaufwand (KEA) nicht erneuerbar, wie auch beim Treibhauspotential resultiert bei allen Nutzungsformen (Wärme, Strom, Transport) von Hofdünger ein positiver Nutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. Transportnutzung.
- Die deutlichen Unterschiede bei der kombinierten Nutzung in BHKW sind auf die unterschiedlichen Heizsysteme (Heizöl EL, Erdgas), resp. Strommixe zurückzuführen. Diese treten hier und in den nachfolgenden Vergleichen viel deutlicher zutage als im vorangehenden Kapitel 4.3 (Nutzung von Holz, Gras), da hier Abfall- und Reststoffe als Ausgangsmaterial betrachtet werden – Stoffe, welche ökologisch gesehen ohne Belastung in den Prozess der Brenn- resp. Treibstoffproduktion kommen.

Abbildung 105 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

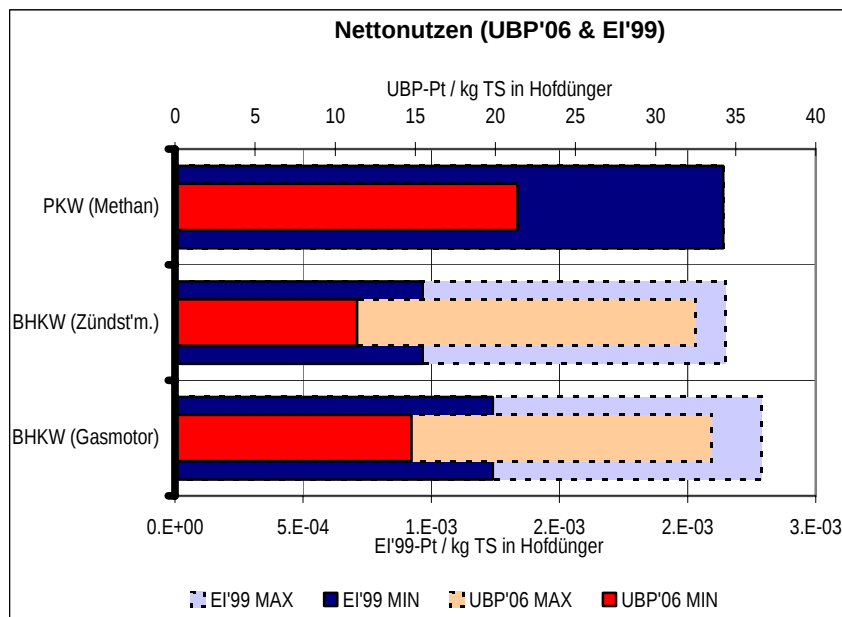


Abbildung 105 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UB'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.)

- Bei allen Nutzungsformen (BHKW oder Nutzung als Treibstoff) von Hofdünger resultiert bei den aggregierten Betrachtungen nach UB'06 und EI'99 ein positiver Nettonutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. der konventionellen Transportnutzung.
- Die Beurteilung nach UB zeigt für die Transportnutzung im Vergleich zu den maximalen Nutzen aus den BHKW einen deutlicheren Unterschied als die Beurteilung mit EI'99. Ansonsten zeigen die beiden Methoden aber ein recht einheitliches Bild.

Abbildung 106 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Midpoint-Indikatoren.

- Bei den Midpoint Betrachtungen ergibt sich gegenüber der Betrachtung des Nettonutzens nach UB'06 und EI'99 ein differenzierteres Bild: Bei allen Nutzungsvarianten ergibt sich ein negativer Effekt auf Versauerung (Ammonikemissionen) und Eutrophierung; bei der BHKW-Nutzung zusätzlich auf die Atemwegserkrankungen.
- Die Unterschiede bei der BHKW-Nutzung sind zum Teil beträchtlich. Besonders ausgeprägt sind die Differenzen bei Atemwegserkrankungen, bei der Versauerung, bei der terrestrischen Ökotoxizität und der Landnutzung. All diese Unterschiede sind auf die grossen Unterschieden in den beiden Strom- und Heizungssystemen zurückzuführen – eigentlich kann man sagen, diese Unterschiede durch Differenzen zwischen Erdgas auf der einen Seite (Erdgasheizung, Strom aus Gaskombikraftwerk) und Heizöl EL sowie Uran (Heizölheizung, Strommix Frankreich) auf der anderen Seite zustande kommen.

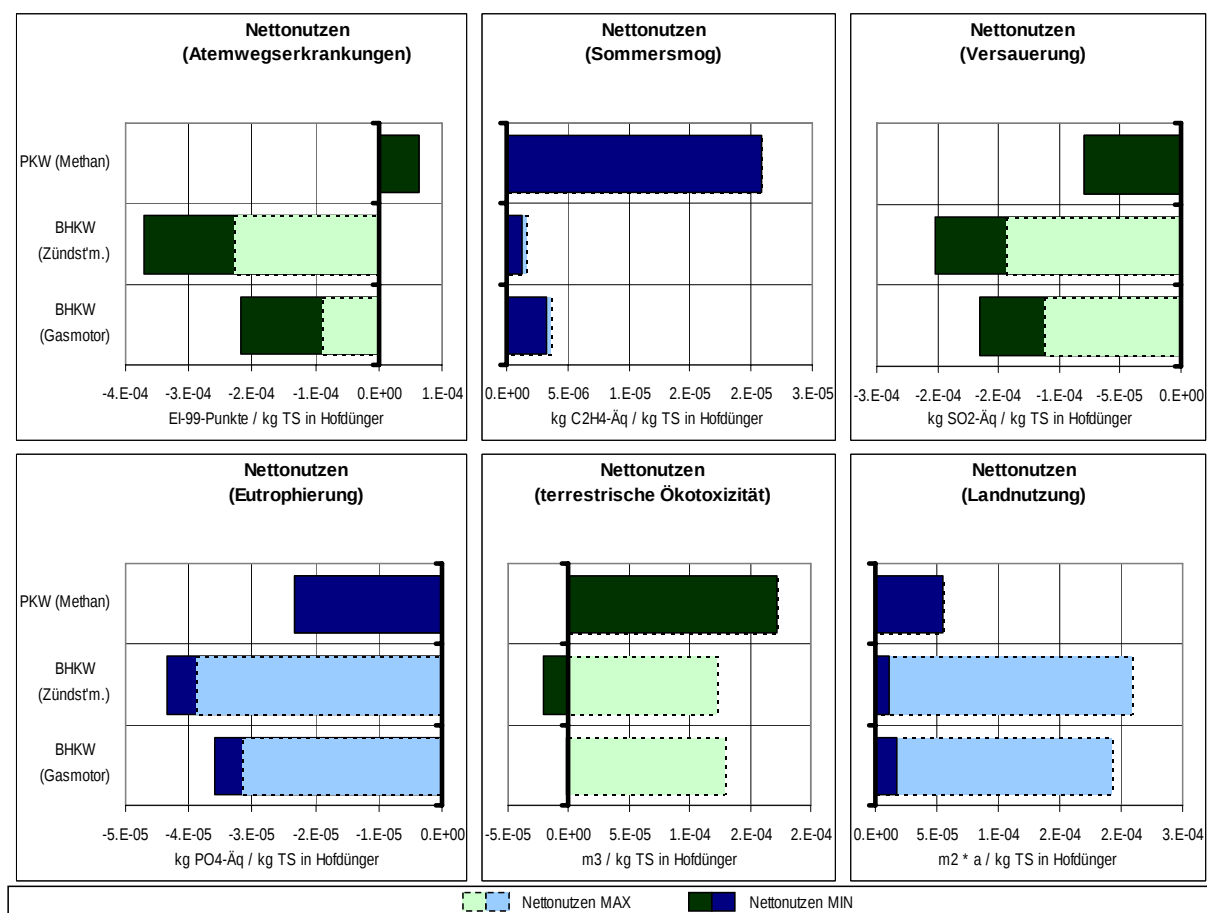


Abbildung 106 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Fazit

- Die energetische Nutzung von Hofdünger über ein BHKW oder als gasförmiger Treibstoff ist aus der Sicht des kumulierten Energieaufwandes (KEA) und des Treibhausgaspotentials wie aus gesamtökologischer Sicht sinnvoll und führt in allen Varianten gegenüber konventioneller Wärme- und Stromerzeugung, resp. Transportnutzung zu einem positiven Nettonutzen. Welche der beiden Nutzungen (Brennstoff resp. Treibstoff) betrieben wird, ist aus ökologischer Sicht zweitrangig, zeigen die beiden Nutzungsmöglichkeiten doch Resultate von einer ähnlichen Grössenordnung.

4.4.3 Nutzungsvarianten für Altholz

Beschreibung der Varianten

Heute werden rund 306'000 t des jährlichen Altholzpentials von geschätzten 700'000 t in KVA oder Industrieferuerungen energetisch verwertet. 262'000 t/a werden exportiert und ca. 130'000 t/a illegal verbrannt [27]. Die Schätzungen über das Altholzpential variieren jedoch sehr stark.

Die funktionelle Einheit lautet „1 kg Altholz bei u = 40%“ (resp. Anpassung aufgrund des unterschiedlichen Feuchtegehaltes). Es wurden die nachfolgenden Nutzungsvarianten untersucht (beide KVA-Varianten beziehen sich dabei auf die aktuellen KVAs in der Schweiz – und nicht auf eine moderne Anlage wie im Kapitel 4.2.3 beschrieben).

Tabelle 17 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Altholz ($u = 40\%$) in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Entsorgung in KVA, aktuell	Entsorgung, Bauholz, chromimprägniert, 20% Wasser, in Kehrichtverbrennung	1.20	Kg	-
	Wärme, Bauholz, ab Kehrichtverbrennung	3.29	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Bauholz, ab Kehrichtverbrennung	0.433	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Entsorgung in KVA, aktuell	Entsorgung, Holz unbehandelt, 20% Wasser, in Kehrichtverbrennung	1.20	Kg	-
	Wärme, Holz unbehandelt, ab Kehrichtverbrennung	3.29	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Holz unbehandelt, ab Kehrichtverbrennung	0.433	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Nutzung in Zementwerk	Entsorgung, Altholz, in Zementwerk	1.20	Kg	-
	Wärme, Altholz, ab Zementwerk	16.8	MJ	Spezifische Wärmeproduktion in Zementwerk gem. Kapitel 4.2.4
Treibstoff (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Synthesegas, aus Altholz	3.43	pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2

Resultate

In Abbildung 107 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Altholz (Bauabfall) für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

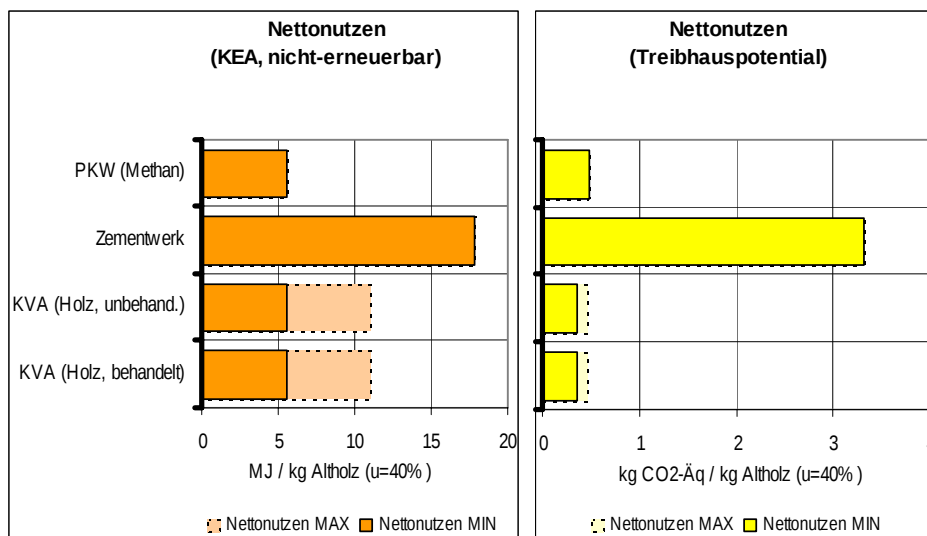


Abbildung 107 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Altholz ($u = 40\%$) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Sowohl beim KEA nicht erneuerbar, wie auch beim Treibhauspotential resultiert bei allen Nutzungsformen (Wärme, Strom, Transport) von Altholz ein positiver Nutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. Transportnutzung. Am Grössten ist der Nettonutzen bei der energetischen Nutzung im Zementwerk, weil dort der stark umweltbelastende Brennstoff Kohle ersetzt wird.

Abbildung 108 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

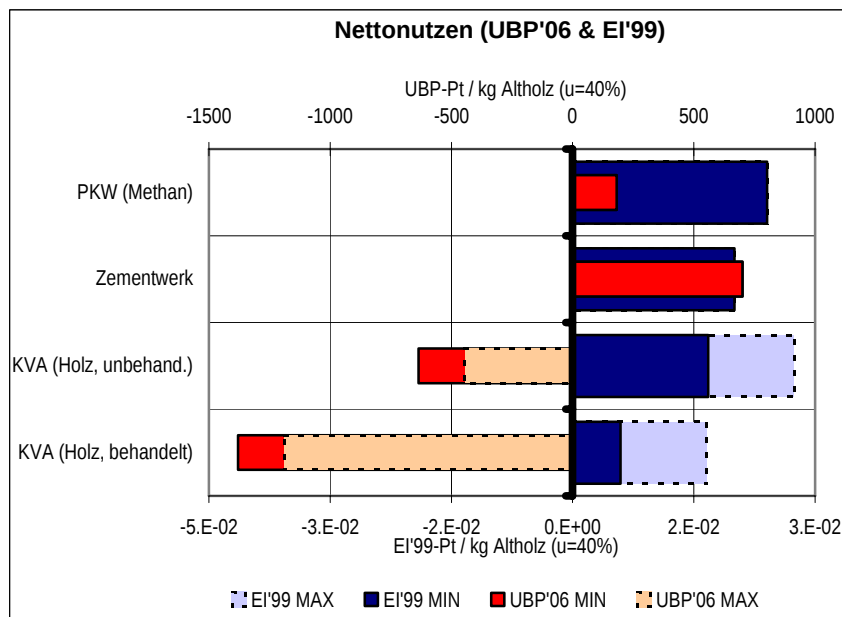


Abbildung 108 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UB'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten für 1 kg Altholz, u = 40%. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Bei der Nutzung des Altholzes für Transport, resp. eine Wärmeproduktion in einem Zementwerk ist die Gesamtbeurteilung nach UB'06 und EI'99 positiv. Bei der KVA-Nutzung von behandeltem wie unbehandeltem Holz hingegen zeigt die UB'06 Methode einen negativen Nettonutzen, während die EI'99 Methode einen positiven Nettonutzen aufweist!¹⁸ Die Variante „behandeltes Holz“ weist einen noch grösseren negativen Nettonutzen aufgrund der Chrom(VI)-Emissionen ins Wasser auf, welche alleine mehr als 40% der UB-Belastung in jenem Fall ausmachen.
- Die Min./Max.-Betrachtungen zeigen relevante Abweichungen in der KVA-Nutzung bei der EI'99-Methode. Es ist jedoch keine grundsätzliche Veränderung des Nettonutzens feststellbar.

Abbildung 109 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Mid-point-Indikatoren.

- Bei den Mid-point Betrachtungen ergibt sich gegenüber der Betrachtung des Nettonutzens nach UB'06 und EI'06 ein differenzierteres Bild: Bei der KVA-Nutzung ergibt sich ein negativer Effekt auf die Eutrophierung und die terrestrische Ökotoxizität. Dabei schlägt sich besonders bei der Ökotoxizität die Schutzbehandlung des Holzes (Chrom-haltig) sehr negativ nieder.
- Bei der Landnutzung ist die Transportvariante aufgrund des Strassenverbrauchs (ca. 70%) und dem RME-Einsatz für die Teerentfernung aus dem Synthesegas (ca. 30%) negativ. Beim Zementwerk ist aufgrund des Ersatzes des Kohleabbaus ein positiver Effekt auf die Landnutzung nachweisbar.
- Die Minimum-Maximum Unterschiede bei der KVA-Nutzung sind zum Teil beträchtlich, während bei den anderen Nutzungsvarianten die Unterschiede gering sind.

¹⁸ Die Belastung der Verbrennung in der KVA wird in der UB'06-Methodik durch die Dioxin-Emissionen dominiert, welche in den Daten unabhängig vom verbrannten Abfall als prozess-spezifische Emissionen modelliert sind.

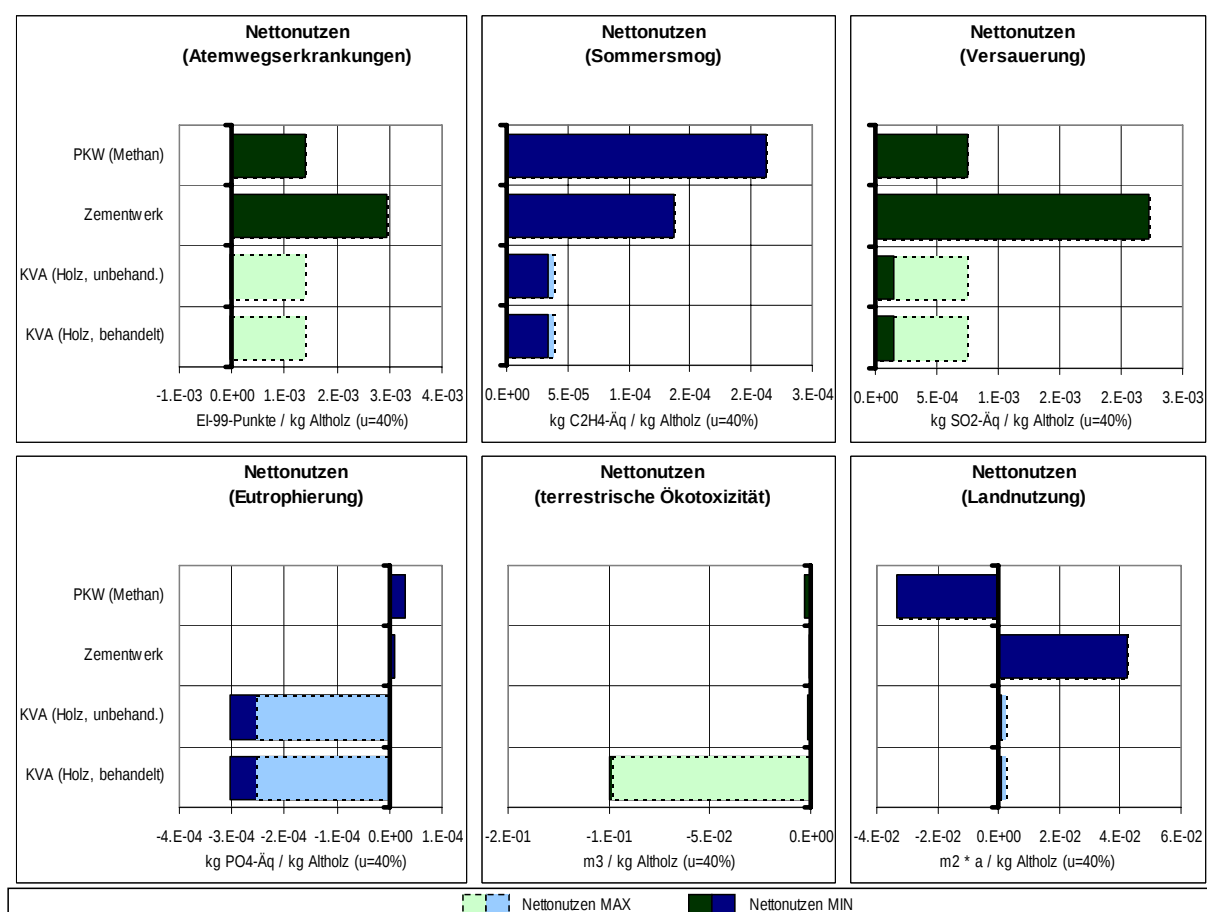


Abbildung 109 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Altholz, u = 40%. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger

Fazit

- Die energetische Nutzung von Altholz für eine Transportnutzung, resp. als Brennstoffersatz in einem Zementwerk ist aus der Sicht des Energiebedarfes und des Treibhausgaspotentials sowie einer gesamtökologischen Betrachtung sinnvoll. Am Vorteilhaftesten ist dabei die Nutzung in einem Zementwerk (Brennstoffersatz).
- Wenn auch aus Sicht des KEA und des Treibhauspotentials die Verbrennung von Altholz in einer KVA sinnvoll ist, zeigt eine gesamtökologische Betrachtung nach UBP'06, dass die übrigen Nutzungsvarianten deutlich vorteilhafter sind.

4.4.4 Nutzungsvarianten für Molke

Beschreibung der Varianten

In der Schweiz entstehen aus der Käseproduktion jährlich rund 1.5 Mio m³ Molke [12]. Molke hat einen hohen Energiewert. Heute wird ein Grossteil der Molke verfüttert, diese Entsorgung wird jedoch zunehmend schwierig. Lokal bestehen aufgrund beschränkter ARA-Kapazitäten Entsorgungsprobleme, resp. es resultieren hohe Entsorgungskosten. Als bisher einzige energetische Nutzung besteht die Co-Vergärung in ARA.¹⁹ Diese ist jedoch in Ecoinvent nicht vorhanden.

¹⁹ Eine Pilotanlage besteht in Bever/Engadin.

Die funktionelle Einheit für alle Nutzungsvarianten von Molke lautet „1 kg Molke (mit 94% Wassergehalt)“. Es wurden die nachfolgenden Nutzungsvarianten untersucht.

Tabelle 18 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 l Molke in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze konventionell
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Molke, Allokation Exergie, CH	0.429	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Molke, Allokation Exergie, CH	0.0694	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Molke, Allokation Exergie, CH	0.464	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Molke, Allokation Exergie, CH	0.0787	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Transport (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Molke	0.403	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
Transport (Ethanol)	Transport, Pkw, Ethanol, 100%, aus Molke	0.288	Pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
	Proteine	0.008	Kg	1 kg Proteine ersetzt 4.2 kg Proteinerbensen
	Hefe	0.020	kg	Ersetzt kein traditionelles Produkt

Resultate

In Abbildung 110 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Molke für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

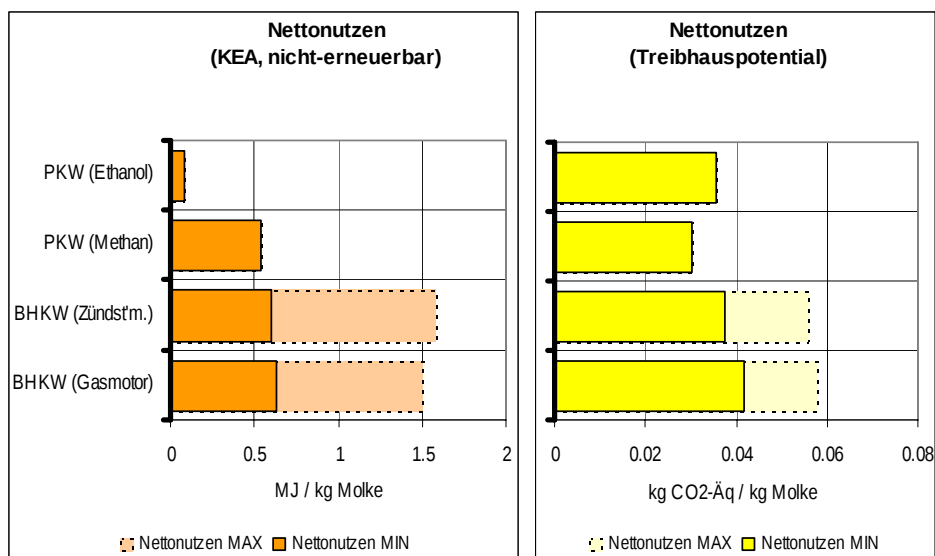


Abbildung 110 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Molke in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Sowohl beim KEA nicht erneuerbar, wie auch beim Treibhauspotential resultiert bei allen Nutzungsformen (Wärme, Strom, Transport) von Molke ein positiver Nutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. Transportnutzung – wenn er für den Fall der Ethanol-Produktion bezüglich KEA recht klein ausfällt.

- Beim THP weisen alle vier Varianten in etwa den gleichen Nutzen auf.
- Im Falle des KEA kann eine BHKW-Nutzung deutlich mehr Nettonutzen bringen als die Transportvarianten, muss aber nicht. Das Resultat ist sehr stark von der gewählten Kombination an Heizung und Strommix, welche ersetzt werden, abhängig.
- Die deutlichen Unterschiede bei der kombinierten Nutzung in BHKW und sind auf die unterschiedlichen Heizsysteme, resp. Strommixe zurückzuführen.

Abbildung 111 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

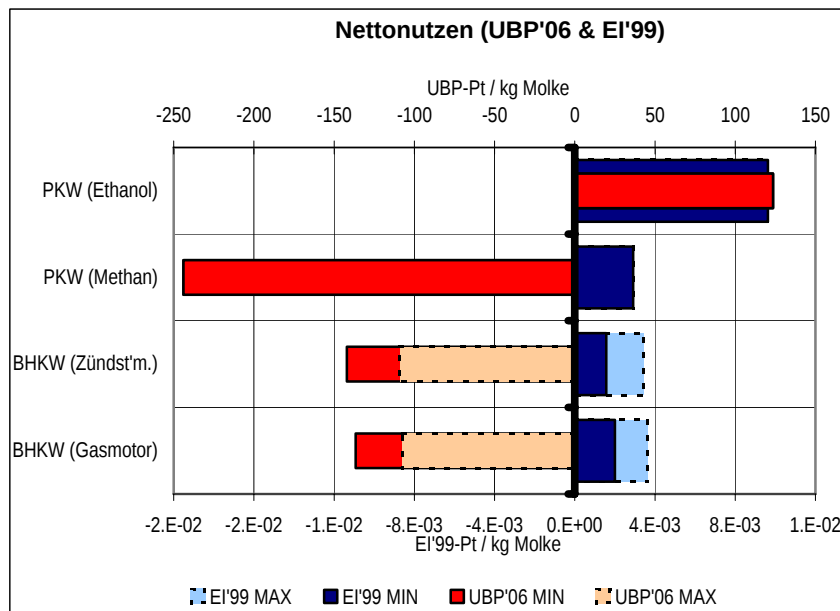


Abbildung 111 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UB'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg Molke. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Als deutlich am Vorteilhaftesten erweist sich die Ethanolnutzung in PKW wegen des Zusatznutzens des Proteins. Die übrigen Nutzungsvarianten zeigen im Falle des Eco-Indicators'99 ebenfalls noch einen positiven Nettonutzen, wenn auch um einen Faktor 2-3 kleiner als die Ethanol-Variante. Für die UB'06-Bewertung gilt diese Aussage nicht mehr – hier entsteht ein Nettoschaden aufgrund der hohen Umweltbelastung der Abwasseremissionen, welche mit der Methanproduktion aus Molke einhergehen (siehe auch entsprechende Analysen im Kapitel 3).
- Auch bei der Gesamtbeurteilung sind die Unterschiede bei der kombinierten Nutzung in BHKW auf die unterschiedlichen Heizsysteme, resp. Strommixe zurückzuführen.

Abbildung 112 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Midpoint-Indikatoren.

- Bei den Midpoint Betrachtungen ergibt sich ein etwas komplexeres Bild. Tendenziell zeigen aber die beiden Treibstoff-Varianten ein positiveres Bild als die Nutzung des Biogases in einem BHKW. Letztere weisen teilweise – und in Abhängigkeit der gewählten Varianten (Erdgas, Heizöl, ...) – sogar einen Nettoschaden auf, d.h. die Nutzung von Biogas aus Molke in einem BHKW führt zu einer grösseren Belastung als die substituierten, traditionellen Wärme- und Stromproduktionswege.
- Bei der Landnutzung schneidet die Ethanol-Produktion deutlich am besten ab. Dies ist auf die Menge Protein zurückzuführen – ersetzt diese doch ein traditionelles Landwirtschaftsprodukt (die Eiweisserbse), welches mit einem sehr hohen Landverbrauch verbunden ist im Vergleich zur Förderung von Erdgas oder Erdöl.

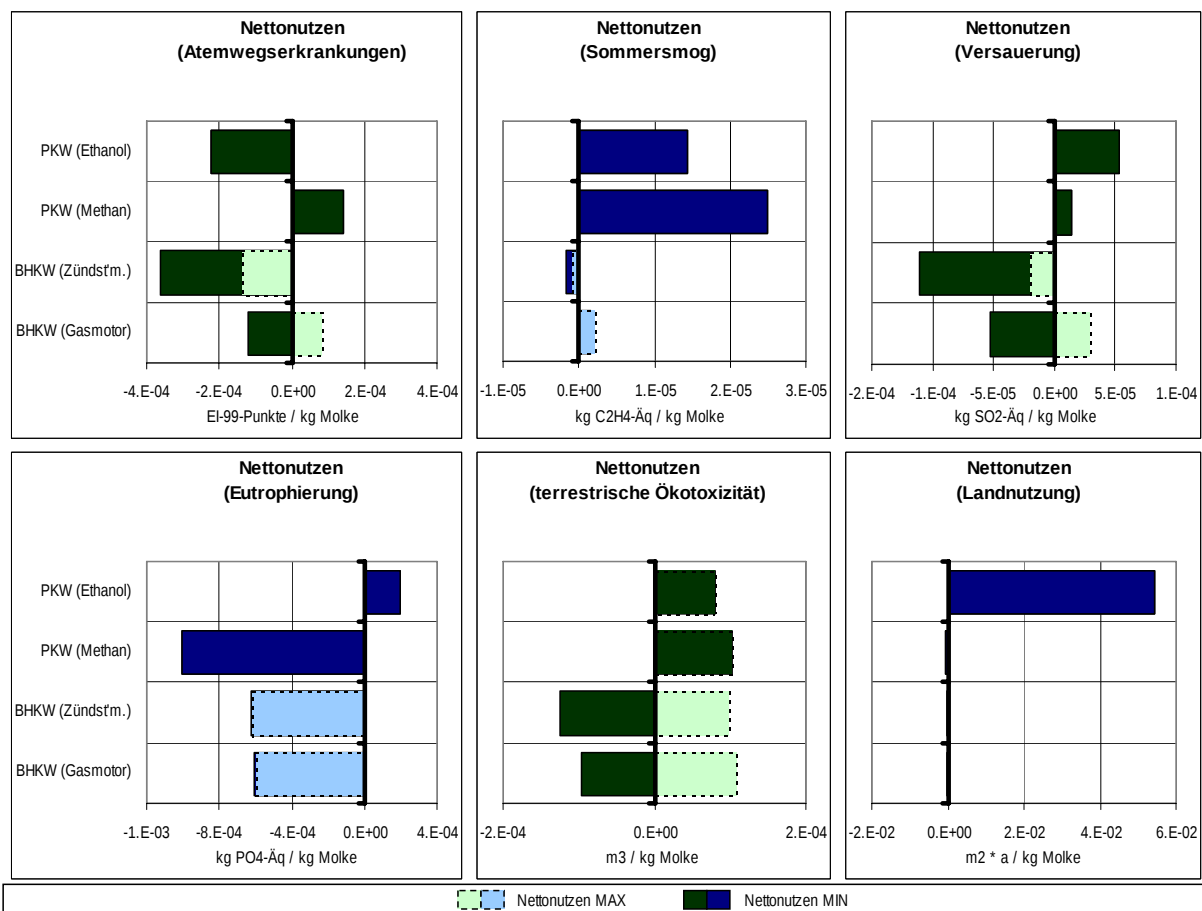


Abbildung 112 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Molke. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Fazit

- Aus gesamtökologischer und energetischer Sicht als am Vorteilhaftesten erweist sich die Nutzung von Molke als Treibstoff – wobei der Ethanolpfad aufgrund des Zusatzproduktes Protein über alles gesehen noch etwas besser abschneidet als der Methanpfad.
- Die energetische Nutzung von Molke ist aus der Sicht des Energiebedarfes und des Treibhausgaspotentials in jedem Fall sinnvoll und führt in allen Varianten gegenüber konventioneller Wärme- und Stromerzeugung, resp. Transportnutzung zu einer positiven Energiebilanz und zu einer verminderten Treibhausgasbelastung. Die gesamtökologische Beurteilung zeigt dabei, dass die Methanproduktion aus Molke mit einem Abwasserproblem behaftet ist.

4.4.5 Nutzungsvarianten für Bioabfall

Beschreibung der Varianten

Gesamthaft wurden 2002 von ca. 1'667'000 t biogenen Abfällen aus Haushaltungen, Gewerbe- und Dienstleistungsbetrieben ca. 748'000 t oder 45% vergärt oder kompostiert, ca. 210'000 t verfüttert und ca. 720'000 t gelangten über den Hausmüll in die Verbrennung [27].

Gastroabfälle werden in den kommenden Jahren verstärkt für eine bessere energetische Nutzung verfügbar, weil die gesetzlichen Bestimmungen keine Nutzung als Tierfutter mehr zulassen. Zusätzlich könnte mit geeigneten Massnahmen (wie z.B. Ausbau Sammelangebot, Information und Lenkungsmaßnahmen) ein Teil der Grünabfälle, der heute in einer gängigen KVA entsorgt wird, einer energetischen besseren Nutzung zugeführt werden. Gemäss BiomassEnergy könnte rund die Hälfte der heu-

te kompostierten Mengen ebenfalls einer Vergärung zugeführt werden. Das zusätzliche Potential beträgt ca 560'000 t oder 2.4 PJ/a.

Die funktionelle Einheit für alle Nutzungsvarianten ist „**1 kg Bioabfall (mit 60% Wassergehalt)**“. Ein Wassergehalt von 60% wird hier gewählt, da alle im ersten Teil dieses Projektes erstellten Datensätze ebenfalls von diesem Wassergehalt ausgehen. Damit wurden die nachfolgenden Nutzungsvarianten untersucht.

Tabelle 19 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Bioabfall in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Bioabfall, Allokation Exergie, CH	1.25	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Bioabfall, Allokation Exergie, CH	0.202	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Gärgut	0.712	kg	gem. Angaben Kap. 4.2.5
	Entsorgungsdienstleistung	1.0	kg	-
Wärme & Strom	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Bioabfall, Allokation Exergie, CH	1.43	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Bioabfall, Allokation Exergie, CH	0.242	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Gärgut	0.712	kg	gem. Angaben Kap. 4.2.5
	Entsorgungsdienstleistung	1.0	kg	-
Entsorgung in KVA, aktuell (CH-Durchschnitt)	Entsorgung, Bioabfall, in Kehrichtverbrennung	1.0	kg	-
	Wärme, Bioabfall, ab Kehrichtverbrennung	0.4664	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Bioabfall, ab Kehrichtverbrennung	0.0405	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Entsorgung in KVA, modern (Kehrichtheizkraftwerk)	Entsorgung, Bioabfall, in Kehrichtverbrennung, Zukunft	1.0	kg	-
	Wärme, Bioabfall, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	2.772	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Bioabfall, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	0.137	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Transport (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Bioabfall	1.19	pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2
	Gärgut	0.712	kg	gem. Angaben Kap. 4.2.5
	Entsorgungsdienstleistung	1.0	kg	-

Resultate

In Abbildung 113 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Bioabfall für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

- Sowohl beim KEA nicht erneuerbar, wie auch beim Treibhauspotential resultiert bei allen Nutzungsformen (Wärme, Strom, Transport) von Bioabfall ein positiver Nutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. der Transportnutzung.
- Die Verbrennung in heutigen KVA ergibt einen sehr geringen Nettonutzen bezüglich des KEA und der Reduktion der Treibhausgase, während die Vorteile der übrigen Nutzungen (BHKW und Methan für PKW) deutlich höher sind und in einer ähnlichen Grössenordnung liegen. Beim THP zeigt eine moderne KVA aufgrund ihres Wirkungsgrades leichte Vorteile gegenüber den BHKW sowie der PKW-Variante.

- Für die hier betrachtete moderne KVA zeigt sich dabei gegenüber der jüngsten Studie von Biomasse Schweiz [45] ein klar anderes Bild: Die künftige KVA ist bezüglich KEA und Treibhauspotential den übrigen Varianten mindestens gleichwertig. Zurückzuführen ist dies einerseits auf unterschiedliche Strom- und Wärmeausbeuten der zugrundeliegenden KVA (diese Studie: thermisch 56.3%, Strom 16.7%; Biomasse Schweiz Bericht: thermisch 55.5%, Strom 13.8%), andererseits aber v.a. auf den Unterschied im TS-Gehalt (diese Studie: 40%; Biomasse Schweiz Bericht: 20%) sowie damit verbunden, unterschiedliche Energieinhalte.

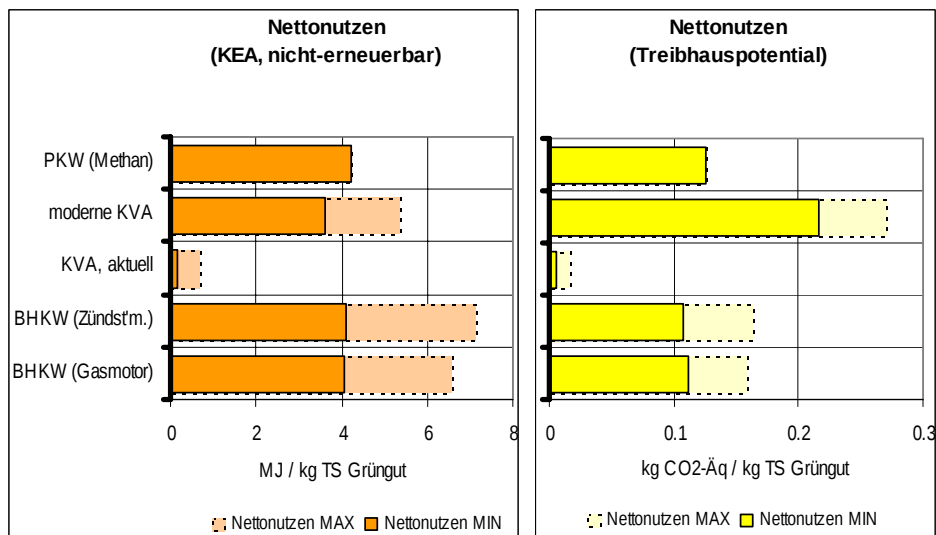


Abbildung 113 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg Bioabfall (Wassergehalt 60%) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Abbildung 114 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

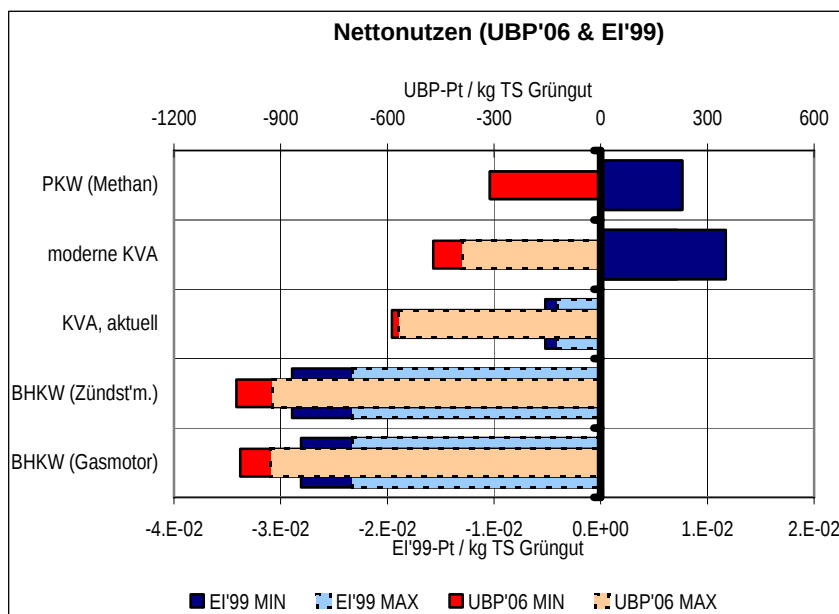


Abbildung 114 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Nur gerade die Bewertung mit EI'99 der Fälle Treibstoffproduktion sowie Verbrennung in einer modernen KVA zeigt einen Nettonutzen – alle anderen Varianten zeigen für den EI'99 keinen Nettonutzen – sondern einen Nettoschaden! Begründung: Während bei den Substitutionsszenarien die durch das Gärgut ersetzten Düngemittel eine Belastung in einer ähnlichen Grössenordnung wie die Energieproduktion (Strom / Wärme) aufweist, so zeigt die Nutzung des Gärgutes aufgrund der enthaltenen Schwermetalle eine höhere Umweltbelastung als die Nutzung des produzierten Biogases.
- Der gleiche Sachverhalt führt dazu, dass bei der Betrachtung mit UBP'06 alle Szenarien einen Nettoschaden und keinen Nettonutzen aufweisen.

Abbildung 115 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Midpoint-Indikatoren.

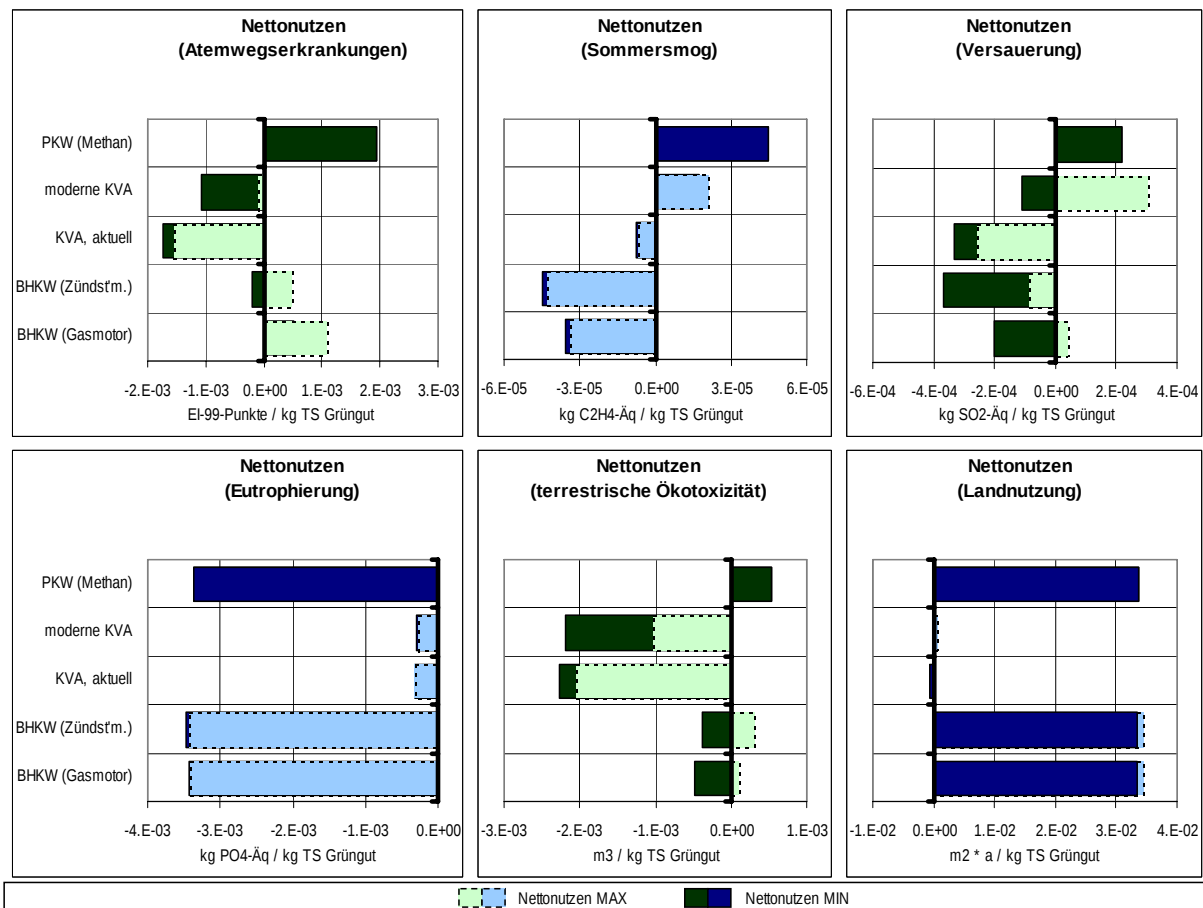


Abbildung 115 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Bei den Midpoint Betrachtungen ergibt sich ein sehr viel komplexeres Bild. Bei allen Nutzungsvarianten ein negatives Bild zeigt die Eutrophierung. Auch alle anderen Faktoren – mit Ausnahme der Landnutzung – zeigen zumindest für einen Teil der untersuchten Varianten einen Nettoschaden statt einem Nettonutzen.
- Bei der Landnutzung zeigen die drei Varianten mit genutztem Gärgut einen sehr hohen Nettonutzen aufgrund der nicht benötigten Fläche für Stroh und Torf (deren Einträge werden, neben einer Reihe von Mineraldüngern, durch das Gärgut ersetzt).

Fazit

- Die energetische Nutzung von Bioabfall ist aus der Sicht des kumulierten Energiebedarfes und des Treibhausgaspotentials gegenüber der herkömmlichen Energieproduktion sinnvoll: Sie weist

eine positive Energiebilanz auf und führt zu einer verminderten Treibhausgasbelastung. Die Nutzung in einem BHKW, die Methanisierung mit anschliessender Transportnutzung sowie das Verbrennen in einer modernen KVA sind dabei am Vorteilhaftesten.

- Grosse Vorbehalte bestehen generell bezüglich der Nutzung allerdings, wenn man die Gesamtbeurteilung nach UBP'06 resp. EI'99 betrachtet. Die Ursache dafür liegt in der Schwermetallbelastung des Gärgutes, welches in der Landwirtschaft eingesetzt wird.
- Ungünstig ist die Verbrennung in einer aktuellen KVA sowohl aus energetischer Sicht wie aus Sicht eine ökologischen Gesamtbeurteilung. Eine moderne KVA kommt zwar in den Bereich der BHKWs heutiger Generation, es sind jedoch auch bei der Biogas-Produktion weitere technologische Entwicklungen zu erwarten.
- Es kann generell gesagt werden, dass der Wassergehalt (resp. TS-Gehalt) dieses Abfalls einen entscheidenden Einfluss auf das Resultat hat – je höher der Wassergehalt desto geringer der Energieinhalt und damit auch desto geringer der Nettonutzen bei der Verbrennung von dieser Art von Abfall in einer KVA. Die hier gezeigten Resultate haben somit nur Ihre Gültigkeit für den hier benutzten Wassergehalt – weist ein solcher Abfall einen viel tieferen oder einen viel höheren Wassergehalt auf, so lässt sich dieses Resultat hier nicht mehr anwenden.

4.4.6 Nutzungsvarianten für Klärschlamm

Beschreibung der Varianten

Rund 90% der ca. 440'000 t TS von Klärschlamm aus ARA und Industriekläranlagen werden heute vergärt [27]. Der derzeitige Nutzungsgrad zur Strom- und Wärmeproduktion mit BHKW wird auf ca. 60% geschätzt [27]. Von der jährlichen Menge des gefaulten und zur Entsorgung anfallenden Klärschlammes von 200'000 t wurde 2002 rund 21% in der Landwirtschaft verwertet. Da die Ausbringung von Klärschlamm nicht mit einer nachhaltigen Landwirtschaft vereinbar ist, wird die Verbrennung künftig zum Hauptentsorgungsweg. Bei einem potentiellen ökologischen Nutzungsgrad von 90% kann die das Potential zur Behandlung mit Energienutzung von 4.0 auf 5.9 PJ/a gesteigert werden.

Die funktionelle Einheit für alle Nutzungsvarianten lautet „**1 kg Trockensubstanz des Frischklärschlammes**“. Es wurden die nachfolgenden Nutzungsvarianten für die Verwertung / Nutzung von Frischklärschlamm untersucht.

Tabelle 20 Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg TS von Frischklärschlamm in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom (I) plus Entsorgung aktuelle KVA	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	4.19	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	0.68	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Entsorgung, Faulklärschlamm, in Kehrichtverbrennung	0.65	kg	
Wärme & Strom (I) plus Entsorgung moderne KVA	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	4.19	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	0.68	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Entsorgung, Faulklärschlamm, in Kehrichtverbrennung, Zukunft	0.65	kg	-
	Wärme, Faulklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	0.147	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Faulklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	1.4e-3	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1

**Tabelle 20 (Fortsetzung) Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg TS von Frischklär-
schlamm in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen**

Nutzung	Datensätze Alternative Energieträger	Menge	Einheit	Substituierte Datensätze
Wärme & Strom (II) plus Entsorgung aktuelle KVA	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	4.55	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	0.77	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Entsorgung, Faulklärschlamm, in Kehrichtverbrennung	0.65	kg	
Wärme & Strom (II) plus Entsorgung moderne KVA	Nutzwärme, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	4.55	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, ab BHKW mit Zündstrahlmotor, Biogas, aus Klärschlamm, Allokation Exergie, CH	0.77	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Entsorgung, Faulklärschlamm, in Kehrichtverbrennung, Zukunft	0.65	kg	-
	Wärme, Faulklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	0.147	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Faulklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung, Zukunft	1.4e-3	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Entsorgung in KVA (heutige Technik)	Entsorgung, Frischklärschlamm, in Kehrichtverbrennung	20.0	kg	-
	Wärme, Frischklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung	0	MJ	Wärmeproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
	Strom, Frischklärschlamm, ab Kehrichtverbrennung	0	kWh	Stromproduktion gem. Angaben im Kap. 4.2.1
Nutzung in Zementwerk	Entsorgung, Klärfrischschlamm, in Zementwerk	20.0	kg	-
	Wärme, Klärfrischschlamm, ab Zementwerk	17.0	MJ	Spezifische Wärmeproduktion in Zementwerk gem. Kapitel 4.2.4
Transport (Methan)	Transport, Pkw, Methan, 96 Vol.-%, aus Biogas, aus Klärschlamm	3.94	pkm	Transportleistung gem. Angaben im Kap. 4.2.2

Resultate

In Abbildung 116 ist der Nettonutzen der oben aufgeführten verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von Frischklärschlamm für die Umweltaspekte „Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern“ (KEA, nicht erneuerbar) und „Treibhauspotential“ dargestellt.

- Für Klärschlamm resultiert beim KEA wie auch beim Treibhauspotential bei den Nutzungsvarianten für Transport in PKW, resp. in BHKW ein positiver Nutzen gegenüber der konventionellen Wärme- und Stromproduktion, resp. der konventionellen Transportnutzung.
- Die Verbrennung von Klärschlamm in heutigen KVA zeigt keinen Nettonutzen, sondern einen Nettoschaden. Bei der Nutzung im Zementwerk ist der Nettonutzen zwar beim Treibhauspotential am Vorteilhaftesten, beim KEA nicht erneuerbar ist er jedoch negativ.
- Unterschiede zwischen Minimum und Maximum gibt es nur bei der BHKW-Nutzung aufgrund der Minimum-Maximum Varianten für den ersetzten Strom sowie die ersetzte Wärme.

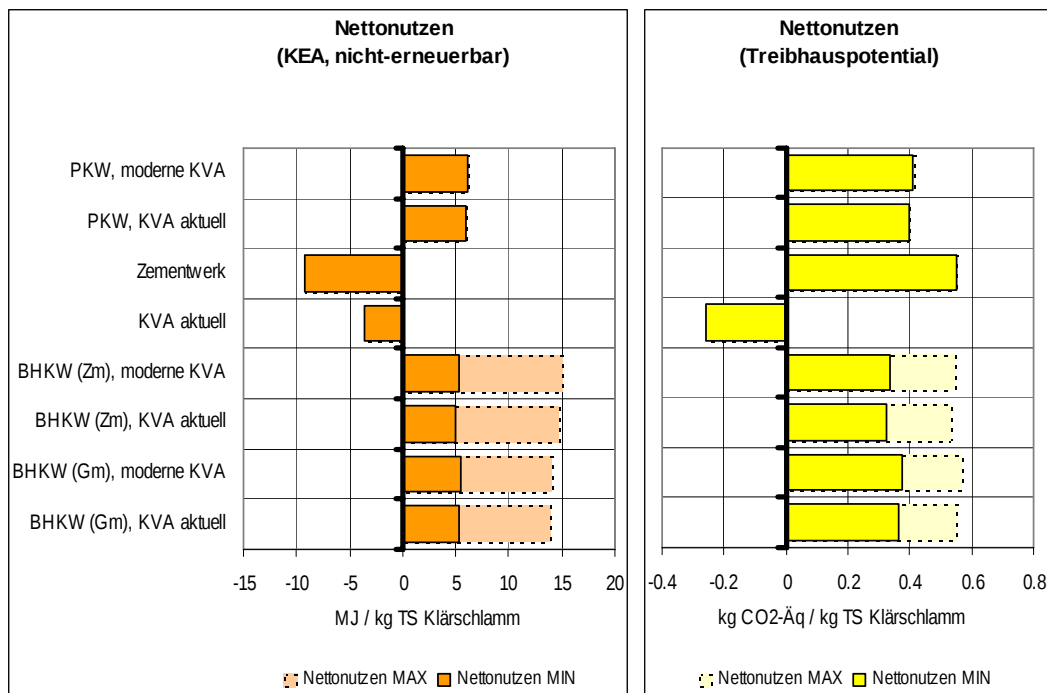


Abbildung 116 Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg Trockensubstanz aus Frischklärslamm in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

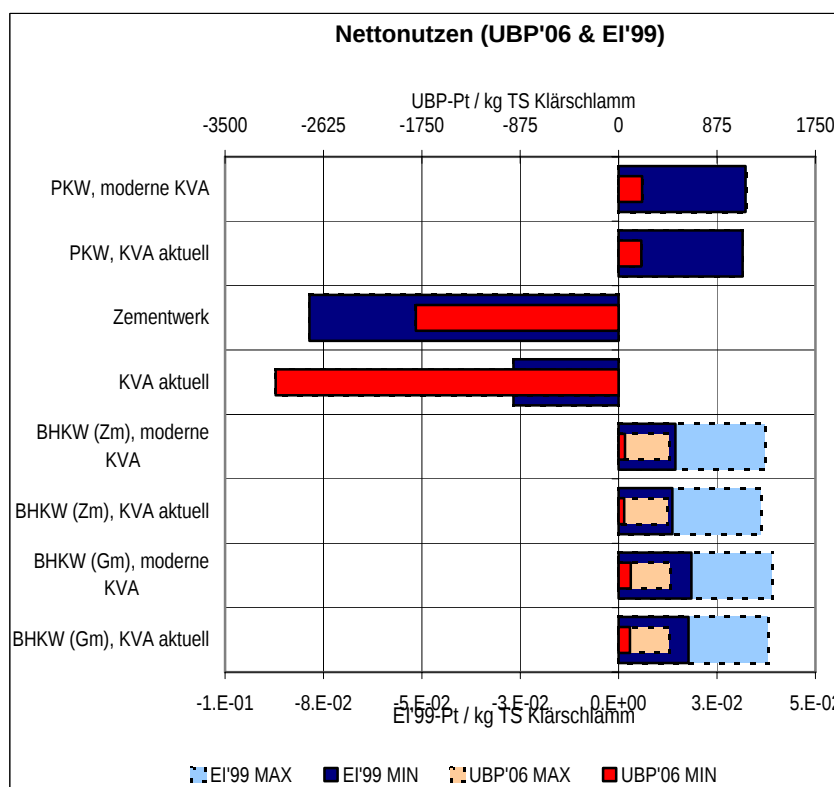


Abbildung 117 Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg TS aus Frischklärslamm. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

Abbildung 117 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit aggregierenden Methoden (UBP'06 resp. EI'99).

- Bei der energetischen Nutzung von Klärschlamm ist eine kombinierte Nutzung in BHKW, resp. eine Transportnutzung vorteilhaft, während die Verbrennung in KVA oder Zementwerk sich als nachteilig erweist – sprich einen Nettoschaden erzeugt statt einem Nettonutzen. Der Grund dafür liegt primär im Energiebedarf für die Trocknung des Klärschlammes, bevor er als Brennstoff eingesetzt werden kann.
- Die Min./Max.-Betrachtungen zeigen zwar Abweichungen, führen jedoch nicht zu einem grundsätzlich anderen Bild.

Abbildung 118 zeigt den Nettonutzen bei einer Betrachtung mit einer Reihe von verschiedenen Midpoint-Indikatoren.

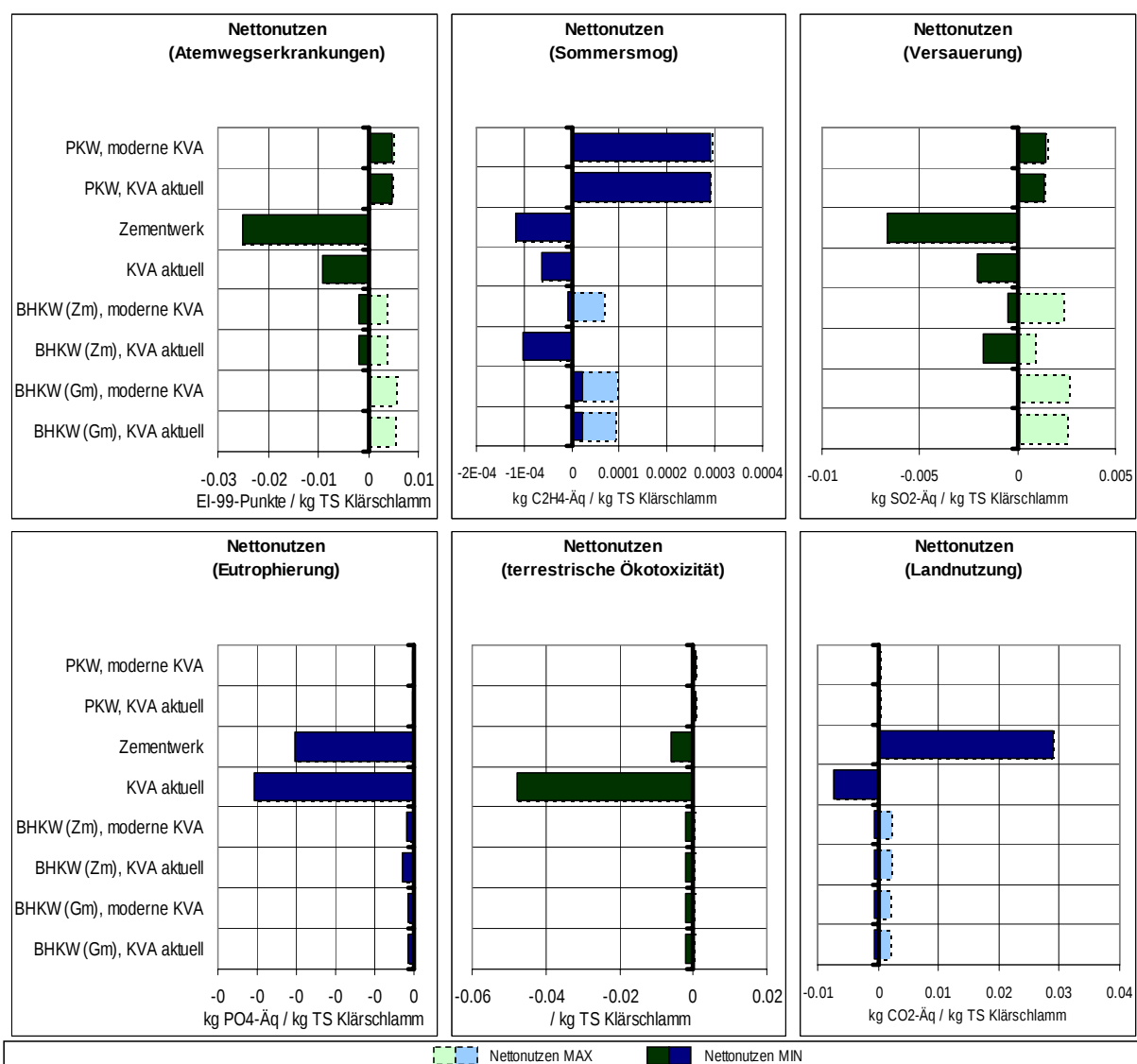


Abbildung 118 Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg TS von Frischklärschlamm. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.

- Bei den Mid-point Betrachtungen zeigt sich ein analoges Bild wie bei den Gesamtbeurteilungen nach UBP'06, resp. EI'99: Die Verbrennungsvarianten KVA und Zementwerk schneiden schlechter ab, als die Transportnutzung, resp. die Nutzung in BHKW. Die Begründung ist wieder im vorangehenden Trocknungsschritt zu suchen.
- Unterschiede bestehen nur bei der Nutzung im BHKW, wo sich bei der Minimumsbetrachtung das Bild bei einigen Indikatoren, am deutlichsten bei den Atemwegserkrankungen, umkehrt.

Fazit

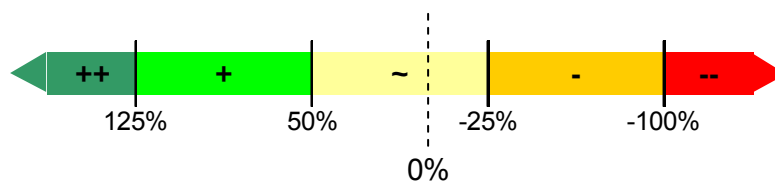
- Die energetische Nutzung von Klärschlamm ist aus der Sicht des kumulierten Energiebedarfes besser in BHKW oder Transportnutzung gegenüber KVA und Zementwerk. Beim THP steht das Zementwerk zusammen mit dem Transport und dem BHKW auf der positiven Seite.
- Die energetische Nutzung von Klärschlamm ist gesamthaft betrachtet am sinnvollsten als Biogas in einem BHKW oder in der Transportnutzung.
- Bei der Betrachtung der Midpoint-Indikatoren zeigen die Resultate für eine Nutzung in einer heutigen KVA ein deutlich negatives Bild. Bei der Nutzung im Zementwerk wirkt sich lediglich der Indikator Landnutzung positiv aus. Der Nettonutzen für die Transportnutzung in PKW ist durchwegs positiv, während sich die Nutzung in BHKW nur vereinzelt positiv darstellt.

4.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN NUTZENVERGLEICH

Die vorangehenden beiden Kapitel haben für verschiedene biogene Energieträger aufgezeigt, welche Nutzungsart aus ökologischer Sicht am vorteilhaftesten ist. Methodisch wird dabei aus der Differenz zwischen der Umweltbelastung des biogenen Energieträgers sowie jener der ersetzten fossilen Energieträger der sog. Nettonutzen berechnet (mehr zur Methodik – siehe Kapitel 4.2). Wie bereits erwähnt können dabei nicht alle Möglichkeiten der Nutzung dieser biogenen Energieträger untersucht werden – vielmehr beschränkt sich diese Studie auf jene Fälle, für welche im ersten Teil dieses Projektes spezifische Daten erhoben wurden, plus auf jene Nutzungsmöglichkeiten, welche bereits in der Datenbank ecoinvent enthalten sind. Die Studie beschränkt sich dabei auf einen Vergleich mit heute gängigen Energieträgern, also vornehmlich auf den Vergleich mit fossilen Energieträgern.

Aus diesem Grunde zeigt der Nutzenvergleich auf Stufe „KEA, nicht-erneuerbar“ denn auch für alle untersuchten biogenen Energieträger in praktisch allen Nutzungsformen einen positiven Nutzen. Ausnahme bildet dabei nur Nutzung von Klärschlamm in den aktuellen KVA der Schweiz sowie die Nutzung als Brennstoff im Zementwerk – letzteres, weil die vorgängige Trocknung mehr fossile Ressourcen benötigt, als im Endeffekt ersetzt werden können.

Im Folgenden sind die Resultate des Nutzenvergleiches für die Stufen Treibhauspotential (THP) sowie die Gesamtbeurteilung (mit Eco-indicator'99 und der Methode der ökologischen Knappheit, Version 2006) aller untersuchten Energieträger zusammenfassend dargestellt. Für einen raschen Überblick wird das folgende Farbschema angewendet:



Die Skala zeigt dabei an, wie hoch der Nutzen im Vergleich zur Umweltbelastung aus der Nutzung des biogenen Energieträgers ist. (Berechnungsbeispiel: Die Nutzung von 1 kg Bioabfall als Treibstoff ergibt einen Nettonutzen beim THP von 0.13 kg CO₂-Eq. Der Aufwand für die Vergärung von Bioabfall zu Methan ist 0.39 kg CO₂-Eq. Somit folgt als Rechnung: 0.13 kg/0.39 kg was 33% entspricht und womit als Resultat ein  folgt).

Für das **Treibhauspotential (THP)** ergibt sich ein relativ ähnliches Bild wie für den nicht-erneuerbaren KEA, wie Abbildung 119 zeigt. In den allermeisten Fällen ist der Nutzen mehr als 50% grösser als die Belastung, welche die Nutzung des biogenen Energieträgers ausmacht. Nicht so positiv sieht das Bild

nur für die beiden stark wasserhaltigen Sekundärenergieträger Bioabfall und Klärschlamm aus, da deren Nutzung oftmals eine ganze Reihe von Trocknungsschritten beinhaltet.

Energieträger Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Molke		Bioabfall		Frischklärschlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	++	++												
BHKW	++	++	+	++	++	++			++	++	~	+	++	++
PKW (Methan)	++	++	+	+	++	++	++	++	+	+	~	~	+	+
PKW (Ethanol)	++	++	++	++					+	+				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							++	++			~	~	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											++	++		
Zement Werk							++	++					~	~

Abbildung 119 Nettonutzen bezüglich dem Treibhauspotential (THP). Die Tabelle zeigt alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Energieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben)

Macht man eine **Gesamtbeurteilung** mittels der Methoden **Eco-Indikator'99** und **UBP'06**, so zeigt sich dann ein weniger optimistisches Bild, wie in Abbildung 120 dargestellt ist.

Energieträger Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Molke		Bioabfall		Frischklärschlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	~	++												
BHKW	~	++	~	~	+	++			+	++	-	-	+	++
PKW (Methan)	+	+	~	~	++	++	+	+	+	+	~	~	++	++
PKW (Ethanol)	~	~	+	+					++	++				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							~	+			-	-	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											+	++		
Zement Werk							+	+					-	-

Energieträger Nutzungspfad	Holz		Gras		Gülle		Altholz		Molke		Bioabfall		Frischklärschlamm	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Heizung	~	+												
BHKW	~	+	+	++	+	++			-	-	-	-	~	++
PKW (Methan)	~	~	+	+	+	+	~	~	-	-	-	-	~	~
PKW (Ethanol)	~	~	++	++					++	++				
direkte Entsorgung in "KVA, aktuell"							-	-			-	-	--	--
direkte Entsorgung in "moderne KVA"											-	-		
Zement Werk							+	+					-	-

Abbildung 120 Nettonutzen bezüglich der Gesamtbeurteilung nach Eco-Indikator'99 (oben) sowie UBP'06 (unten). Die Tabellen zeigen alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Energieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben)

Hier bestätigt sich das Bild aus Kapitel 3 – es ist gar nicht so einfach, einen biogenen Energieträger zu finden, welcher sowohl bezüglich THP, wie auch in einer ökologischen Gesamtbetrachtung positiv abschneidet. Am besten schneidet noch die Nutzung von Gülle (Hofdünger) ab – wird diese doch in beiden angewandten Methoden als gut bis sehr gut dargestellt. Die Nutzung des Bioabfalls zeigt dem gegenüber ein viel weniger positives Bild. Der Hauptgrund dafür ist in den Schwermetallemissionen zu finden, welche mit dem Gärgut aufs Feld ausgetragen werden. Ein sehr heterogenes Bild zeigt Molke – ist es doch beim Eco-Indikator'99 sehr gut bewertet – während aufgrund der Abwasserbelastung bei den UBP'06 negative Werte (d.h. ein Nettoschaden) resultieren.

Eine horizontale Betrachtungsweise, bei welcher die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten (Nutzung in einem BHKW, als Treibstoff, etc.) angeschaut werden, zeigt in allen Fällen positive und weniger positive, zum Teil sogar negative Fälle. Tendenziell scheinen die aktuellen KVA-Anlagen nicht sehr effizient zu sein für die Nutzung von biogenen Sekundärenergieträgern.

Eine Betrachtung der verschiedenen im Rahmen des Projektes untersuchten **Midpoint-Indikatoren** zeigt ein noch viel komplexeres Bild. Je nach Energieträger und Nutzungsform kann von einem bedeutenden Nettonutzen, bis hin zu einem grossen Nettoschaden so ziemlich alles resultieren. Klare Linien sind allerdings in den hier vorgenommenen Auswertungen keine erkennbar. Für weitere Details sei auf die entsprechenden Diagramme in den Kapiteln 4.3 hingewiesen.

Alles in allem kann aus den erfolgten Vergleichen gefolgert werden dass ein Ersatz der traditionellen, fossilen Energieträger durch die hier untersuchten biogenen Varianten auf der Ebene THP und KEA zu positiven Resultaten – sprich geringeren Umweltbelastungen führen wird. Viele der untersuchten Varianten weisen aber in anderen ökologisch relevanten Aspekten klare Nachteile gegenüber den heute eingesetzten fossilen Varianten auf, so dass eine ökologische Gesamtbetrachtung nicht in allen Fällen zu einem positiven Befund für den biogenen Energieträger kommt.

Ein Vergleich mit anderen alternativen Energieträgern (wie z.B. Wind oder Sonne) wird hier ganz bewusst vermieden, stehen doch all diese verschiedenen alternativen Energieträger nicht in einem direkten Konkurrenzkampf zueinander. Im Sinne einer weiteren Optimierung jedes einzelnen, aber auch im Sinne einer Optimierung in einem ganzheitlichen Sinne, würden entsprechende Untersuchungen Sinn machen. Zudem sollten auch für die weiteren – hier nicht berücksichtigten – biogenen Energieträger (primäre, wie z.B. Raps – aber auch weitere sekundäre Energieträger) entsprechende Untersuchungen und Vergleiche angestellt werden. Die Ergebnisse von solchen Vergleichen helfen auf einer übergeordneten Ebene diese beschränkt verfügbaren, erneuerbaren Energieressourcen auf eine optimale Weise zu nutzen.

5 Flächenerträge

5.1.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Im Gegensatz zu Abfallprodukten und Sekundärrohstoffen ist bei landwirtschaftlichen Produkten der Flächenertrag ein entscheidendes Kriterium. Es stellt sich die Frage, wie auf den vorhandenen landwirtschaftlichen Flächen am effizientesten und am umweltverträglichsten alternative Treibstoffe produziert werden können. Detaillierte Untersuchungen zu den Umweltauswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen wurden im Rahmen des Gesamtprojekts von Kägi [46] und von Dinkel [47] angefertigt. In diesem Kapitel geht es darum energetische Effizienz und Umweltauswirkungen in einen Zusammenhang zustellen und damit einerseits den Diskurs über sinnvollen Anbau von Energiepflanzen zu ermöglichen, andererseits die Grundlagen für die Abschätzung des Potentials alternativer Energieträger (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) zu ermöglichen.

Ausgangspunkt für die Fragestellung – und damit auch funktionale Einheit – ist eine Hektare Landwirtschaftsland. Auf dieser Landfläche kann, je nach betrachteter Kultur und Prozesspfad eine unterschiedliche Menge X an Transportleistung erzeugt werden. Diese Menge (in pkm/ha*y) wird mittels einer klassischen Energieflussanalyse berechnet. Basis hierfür sind Daten aus dem ersten Teil dieses Projektes [12], von Kägi [46] und aus der ecoinvent-Datenbank [17].

In einem zweiten Schritt werden – ausgehend von den so berechneten Energiewerten, welche als Referenzfluss dienen – die Umweltbelastungen der Alternative Energieträgerkette mittels den im ersten Teil dieses Projektes erhobenen (und weitestgehend auf einer ökonomischen Allokation basierenden) Datensätzen berechnet (z.B. UBP/ha*y). Die Ergebnisse werden schliesslich in einem xy-Diagramm dargestellt (Abbildung 121). Auf der x-Achse ist dabei die Transportleistung dargestellt, die auf einer Hektare Anbaufläche pro Jahr gewonnen werden kann. Die y-Achse zeigt die daraus resultierende Umweltbelastung. Eventuelle Nebenprodukte werden dabei nicht betrachtet. Falls nur ein Teil der Ernte für die Energieproduktion verwendet wird und Rückstände beispielsweise verfüttert werden, liegt die Transportleistung/ha tiefer als bei einer maximalen Energieproduktion. Die Umweltbelastung ist dafür ebenfalls tiefer, da die Emissionen auf Energieprodukt und Futtermittel ökonomisch alloziiert werden.

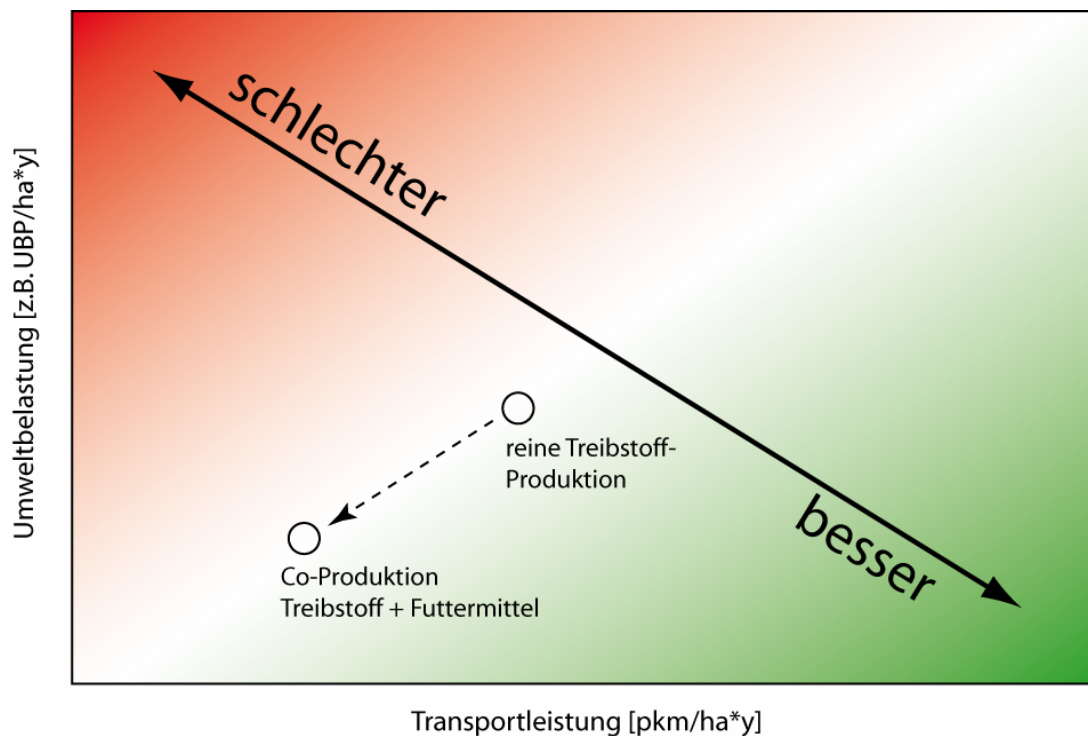


Abbildung 121 Beispiel für die zweidimensionale Darstellung der Ergebnisse der Flächenerträge.

Beispiel: Produktion von Nebenprodukten (z.B. Weizenkörner für Futtermittelproduktion, Weizenstroh für Ethanol-Produktion): In diesem Fall ist die Transportleistung/ha reduziert, da nur ein Teil der

geernteten Biomasse in die Treibstoff-Produktion geht. Die Umweltbelastung ist aber ebenfalls reduziert, da aufgrund der ökonomischen Allokation nur ein Teil der Umweltbelastungen auf die Treibstoffkette fällt. Es verschieben sich somit die Ergebnisse gegenüber einer vollständigen energetischen Nutzung von Weizen von oben rechts gegen unten links (siehe Abbildung oben), das Verhältnis Umweltbelastung/Transportleistung bleibt aber in etwa gleich. Dies macht insofern Sinn, als dass durch eine Aufteilung der Ernte auf verschiedene Produkte kein direkter Umweltnutzen erzielt wird. Die niedrigeren energetischen Flächenenerträge bei der Co-Produktion müssen allerdings bei der Beurteilung des CH-Potentials in die Diskussion einfließen.

5.1.2 Beschreibung der Varianten

Tabelle 21 zeigt die untersuchten Anbauprodukte und die angenommenen Erträge. Es handelt sich dabei um alle im Projekt untersuchten landwirtschaftlichen Produkte. Forstwirtschaftliche Produkte und Abfall- und Reststoffe wurden ausgeklammert, da sich die Ertragsflächen nicht vergleichen lassen. Hingegen wurde gemäss Kägi [46] und Dinkel [47] bei den inländischen Produkten zwischen verschiedenen Anbauformen unterschieden.

Tabelle 21 Vergleichene Anbauprodukte, deren Anbauertrag und Wirkungsgrad.

Anbauprodukt	Land	Treibstoff	Wassergehalt [17]	Anbau-Ertrag [12]	Wirkungsgrad		Treibstoff-Ertrag	Km-Ertrag
			%	kg Ernte /ha*y	kg Ernte/kg Rohtreibstoff	kg Ernte/kg Endtreibstoff	kg/ha*y	Pkm/ha*y
Gras, Naturwiese int.	CH	Methan	0%	13500	4.76	7.14	1890	33622
Gras, Naturwiese ext.	CH	Methan	0%	3000	4.76	7.14	420	7472
Gras, Kunstwiese int	CH	Methan	0%	11500	4.76	7.14	1610	28641
Gras, Naturwiese int.	CH	Ethanol	0%	13500	8.07	8.48	1592	26166
Gras, Naturwiese ext.	CH	Ethanol	0%	3000	8.07	8.48	354	5815
Gras, Kunstwiese int	CH	Ethanol	0%	11500	8.07	8.48	1356	22290
Kartoffeln, IP	CH	Ethanol	78%	37150	14.47	15.20	2445	40173
Kartoffeln, Bio	CH	Ethanol	78%	21720	14.47	15.20	1429	23487
Zuckerrübe, IP	CH	Ethanol	77%	70860	11.53	12.11	5853	96175
Zuckerrüben Melasse	CH	Ethanol	77%	70860	113.56	119.23	594	9765
Roggen, IP	CH	Ethanol	15%	7560	3.40	3.58	2115	34747
Roggen, Extenso	CH	Ethanol	15%	6060	3.40	3.58	1695	27853
Roggen, Bio	CH	Ethanol	15%	4140	3.40	3.58	1158	19028
Raps, IP	CH	XME	6%	3150	2.53	2.60	1212	30503
Raps, Extenso	CH	XME	6%	2590	2.53	2.60	997	25081
Raps, Bio	CH	XME	6%	2023 ²⁰	2.53	2.60	779	19590
Soja	BR	XME	11%	2641	5.48	5.19	509	12810
Soja	US	XME	11%	2544	5.32	5.03	506	12725
Zuckerhirse	CN	Ethanol	73%	52128	17.18	18.04	2889	47477
Zuckerrohr	BR	Ethanol	72%	68700	14.97	15.72	4371	71817
Zuckerrohr Melasse	BR	Ethanol	72%	68700	111.11	116.67	589	9676
Körnermais	US	Ethanol	14%	9315	3.26	3.43	2718	44665

²⁰ Der Ertrag von Bio-Raps stammt nicht aus dem Biotreibstoff-Teilprojekt sondern wurde aus Kägi et al. [46] entnommen.

5.1.3 Resultate

Abbildung 122 zeigt die Treibhausgasemissionen pro Hektare und Jahr im Vergleich zur Kilometerleistung, die sich mit der auf dieser Hektare gewachsenen Biomasse erzielen lässt. Grundsätzlich zeigt die Abbildung die massiven Unterschiede im landwirtschaftlichen Anbau, sowohl was die Energieerträge, als auch die Treibhausgasemissionen angeht.

Die grösste Kilometerleistung lässt sich mit Bioethanol aus inländischen Zuckerrüben erzielen. Die Zuckerrüben weisen einerseits ungefähr den gleichen Hektarenertrag wie Brasilianisches Zuckerrohr auf (ca. 70t/a), andererseits aber aufgrund des viel niedrigeren Fasergehalts einen leicht höheren Saccharose-Gehalt als Zuckerrohr. Vergleicht man aber die Kilometerleistung/ha mit dem Treibhausgas-Potential/ha weist das Brasilianische Bioethanol den grössten Abstand zur Korrelationsgeraden und damit das beste Verhältnis auf.

Ebenfalls ein günstiges Verhältnis zwischen Treibhausgasemissionen und Kilometerleistung pro Hektar weist bei den ausländischen Produkten Ethanol aus chinesischer Zuckerhirse und bei den einheimischen Produkten Bioethanol aus Gras auf. Das beste Verhältnis beim Biodiesel weist einheimischer Raps-Methylester aus biologischem Anbau auf, gefolgt von brasilianischem Soja-Methylester. Am anderen Ende der Skala finden sich Ethanol aus Kartoffeln und aus US-Mais, welche sich durch überdurchschnittliche Treibhausgasemissionen auszeichnen. Die Biogas-Produktion aus Gras weist ebenfalls überraschend schlechte Werte aus; hier gilt es zu beachten, dass hier Daten einer Prototyp-Bioraffinerie zugrunde liegen. Bei der direkten Biogas-Produktion aus Gras wären die Erträge deutlich höher.

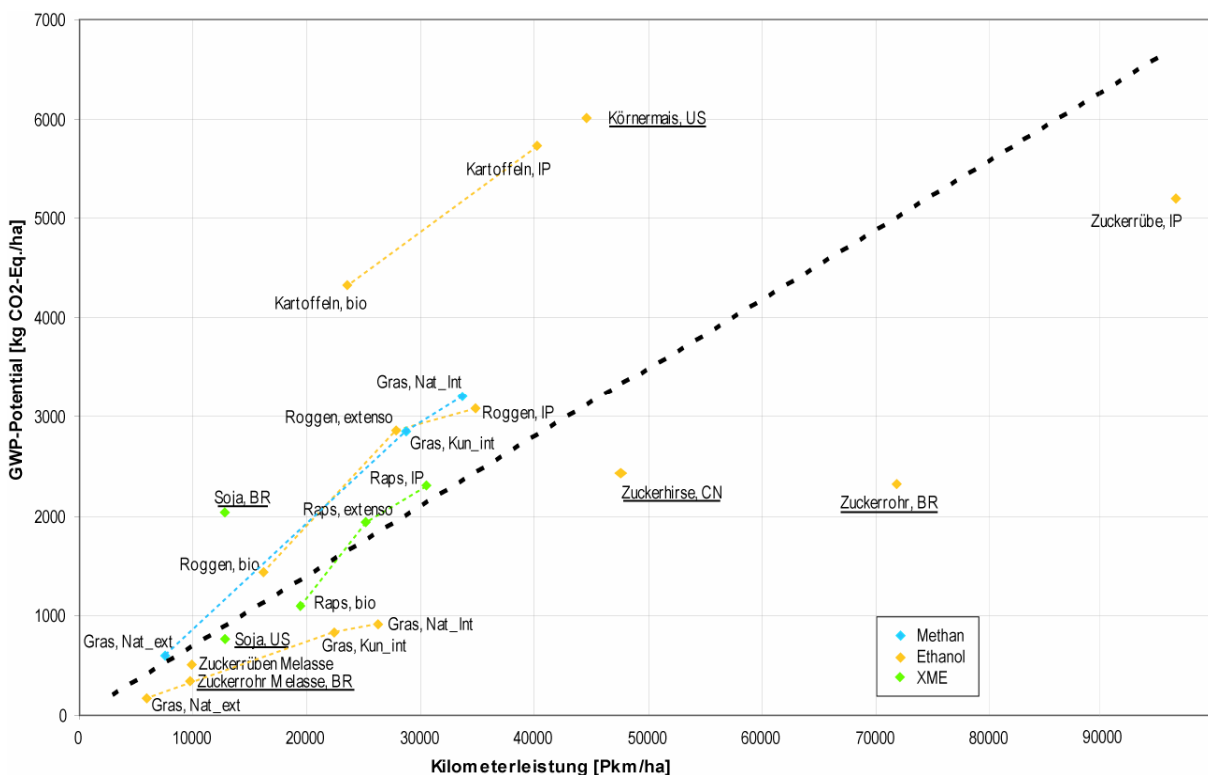


Abbildung 122 Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Treibhausgasbelastung pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.

Sucht man einen Kompromiss, so weisen bei den inländischen Produkten die Ethanol-Gewinnung aus Zuckerrüben und aus intensiv bewirtschafteten Naturwiesen ordentliche Erträge bei unterdurchschnittlichen Treibhausgasemissionen auf. Bei den ausländischen Produkten sind es Ethanol aus Zuckerhirse und Zuckerrohr, welche aus Klimasicht günstige Kompromisse darstellen, während brasilianischer Biodiesel aus Sojabohnen und Bioethanol aus den USA am anderen Ende der Skala stehen.

Betrachtet man bei den einheimischen Landwirtschaftsprodukten die Anbauformen „IP“, „extenso“ und „bio“, ergeben sich bei Kartoffeln, Roggen, Gras und Raps bei extensivem Anbau weniger THG-Emissionen, die Kilometerleistung nimmt aber in ähnlichem Mass ab, sodass keine klaren Präferenz zu erkennen sind.

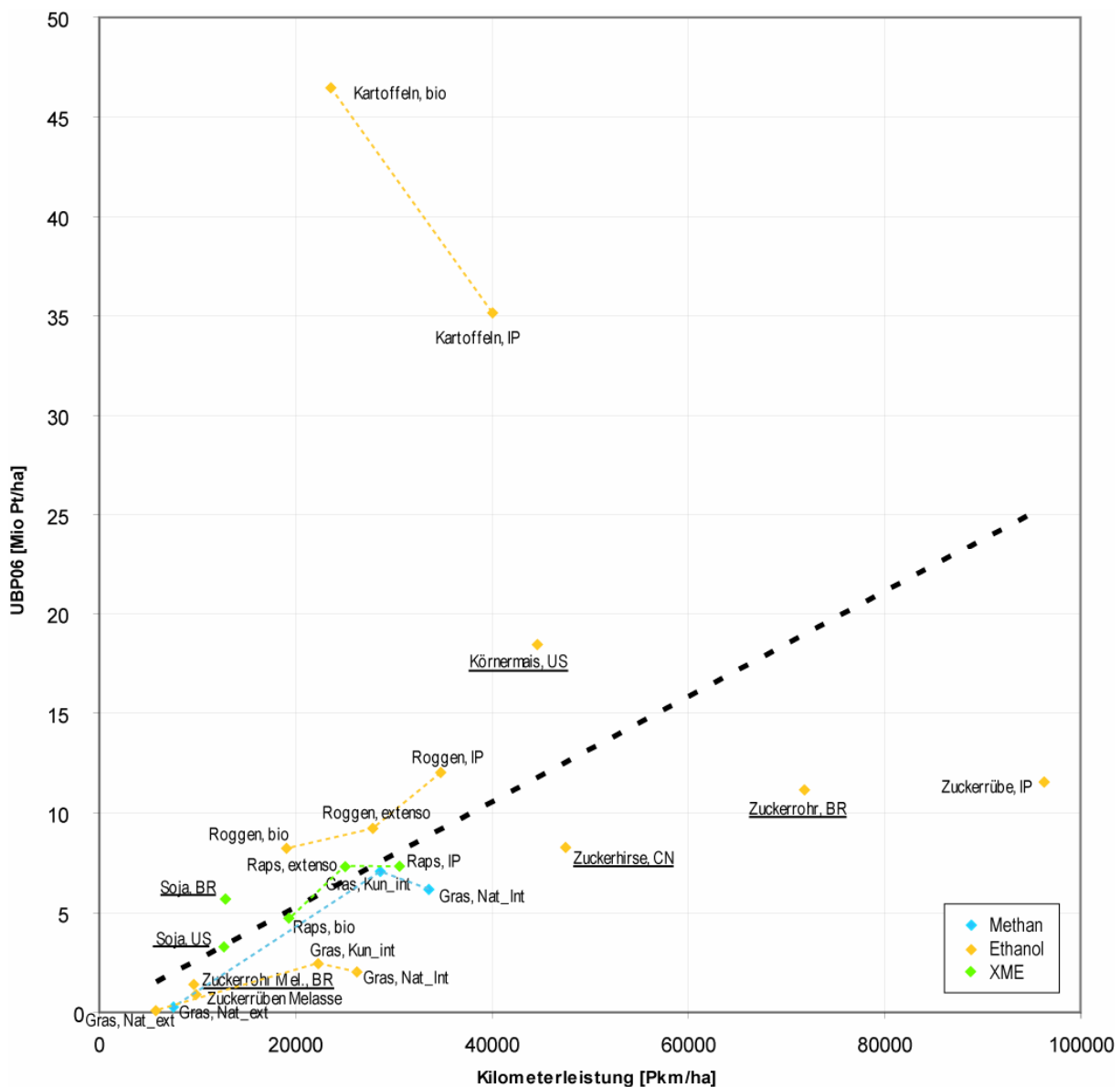


Abbildung 123 Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Umweltbelastung nach UBP 06 pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.

Betrachtet man den Vergleich von Kilometerleistung und der aggregierten Umweltbelastung nach der UBP'06-Methode (Abbildung 123) deckt sich das Muster mit dem oben genannten. Eine hohe Kilometerleistung bei relativ geringer Umweltbelastung lässt sich mit Bioethanol aus Zuckerrüben (CH), Zuckerrohr (BR), Zuckerhirse (CN), und Gras (CH) erzielen. Niedrigere Kilometerleistungen bei relativ hoher Umweltbelastung ergeben sich bei der Ethanol-Produktion aus Roggen (CH) sowie bei der Biodiesel-Produktion aus brasilianischem Soja. Die Produktion von Ethanol aus Körnermais (US) und Kartoffeln (CH) weist dagegen sehr hohe Umweltbelastungen pro Hektar auf.

Praktisch keine Umweltbelastung nach UBP'06 tritt bei der Verwendung von Melasse, einem Nebenprodukt bei der Zuckerherstellung auf. Grund ist, dass der grösste Teil der Umweltbelastungen auf den Zucker alloziiert wird. Entsprechend gering ist aber auch der Flächenertrag der Ethanol-

Produktion aus Melasse. Ähnlich niedrig liegen die Umweltbelastungen bei Verwendung von Gras aus extensiven Naturwiesen. Auch hier ist aber der energetische Nutzen äusserst gering.

Gross erscheinen die Differenzen, wenn die Bewertung nach Eco-indicator'99 (Abbildung 124) mit der Bewertung nach UBP'06 (Abbildung 123) verglichen wird. Bei näherem betrachten fällt aber auf, dass es primär das brasilianische Bioethanol aus Zuckerrohr ist, das mit Eco-indicator'99 eine sehr hohe Bewertung erhält. Ursache ist die hohe Bewertung der Karzinogenität (1265 Pt.) aufgrund der Verwendung eines stark Arsen-haltigen Pestizids, bei dem es fraglich ist, ob es heutzutage noch eingesetzt wird. Ohne diese Kategorie sieht das Bild ähnlich aus wie bei der Bewertung mit UBP'06.

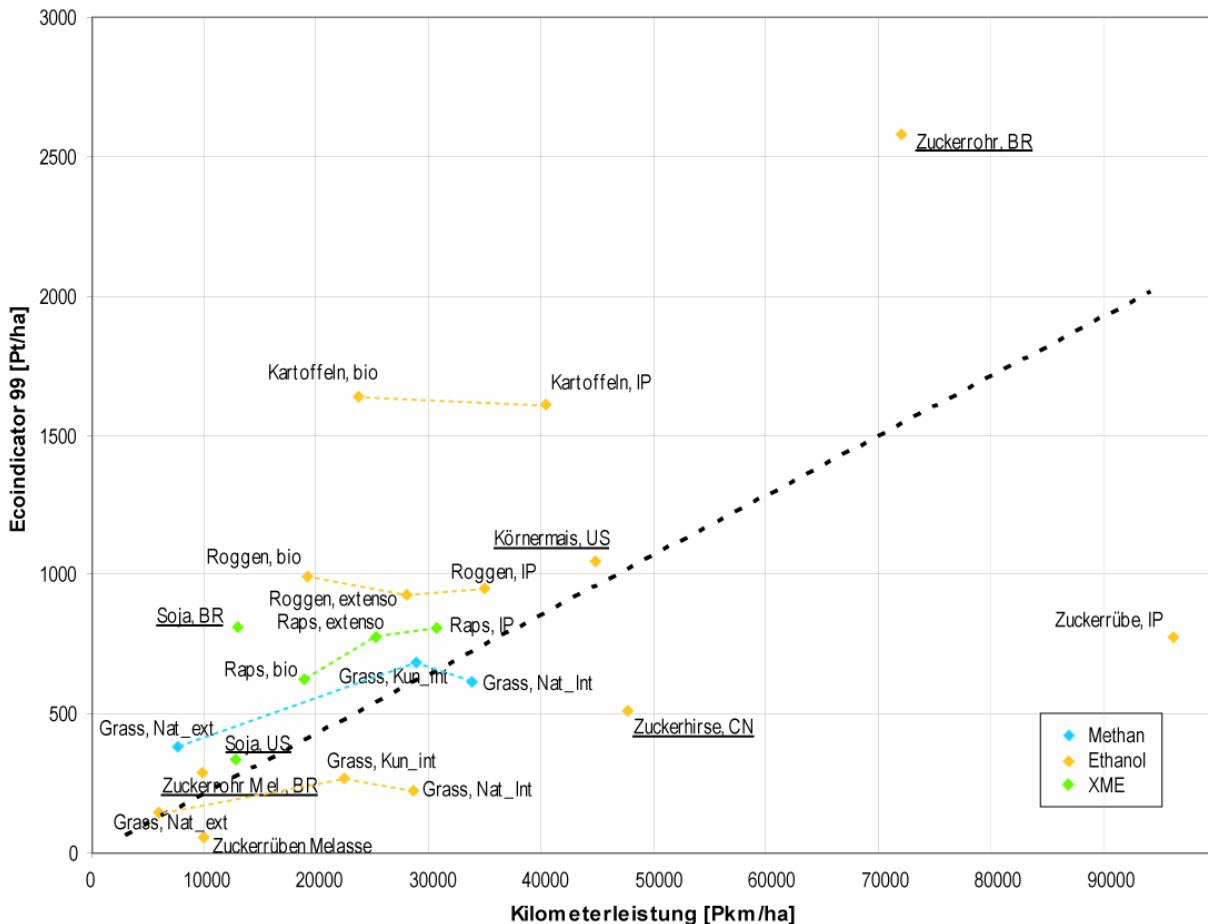


Abbildung 124 Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Umweltbelastung nach Eco-indicator'99 pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.

Generell zeigen die Ergebnisse dieses Kapitels die grossen Unterschiede zwischen den verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen auf. Überraschenderweise kann die einheimische Zuckerrübe mit den tropischen Landwirtschaftsprodukten Zuckerhirse und Zuckerrohr mithalten, sowohl was den Hektarenertrag als auch die Umweltbelastung betrifft. Unterschiedliche Anbauformen bei einheimischen Produkten (IP – extenso – bio) verhalten sich je nach Umweltindikator unterschiedlich, wie auch Kägi et al. [46] aufgezeigt haben. Während ein höherer Flächenertrag bei Gras, Roggen und Kartoffeln mit erhöhten Treibhausgas-Emissionen einhergeht, führt der biologische Kartoffelanbau bei niedrigeren Erträgen zu einer höheren gesamten Umweltbelastung pro Hektar.

6 Ausblick

In den letzten Jahren wurde eine Vielzahl sogenannter „well-to-wheel“-Studien zu Biotreibstoffen erstellt. Diese Studien analysieren die energetische Effizienz und meist auch die Treibhausgasemissionen von der Quelle bis zum Rad. Ein Vergleich ist aber grundsätzlich schwierig, da jeweils unterschiedliche Produktionspfade mit unterschiedlichen Indikatorensystemen untersucht werden und auch die Systemgrenzen und der Umgang mit Koppelprodukten von Studie zu Studie verschieden sind. In Abbildung 125 werden die Treibhausgasemissionen unserer Studie mit den Werten aus zwei Meta-Studien verglichen, die jeweils eine grosse Zahl von Untersuchungsergebnissen zusammenfassen [50, 51]. Varela et al. [50] haben beispielsweise aus 400 Studien 70 Studien ausgewählt, die Berechnungsmethoden angeglichen und die Ergebnisse zusammengefasst.

Als Erstes fällt auf, dass trotz der breiten Datenbasis die beiden Metastudien teilweise unterschiedliche Bandbreiten von Treibhausgasemissionen aufweisen. Dies weist auf die grosse Bedeutung der Systemgrenzen und der Berücksichtigung der Koppelprodukte hin, welche in den verschiedenen Studien unterschiedlich gehandhabt werden. Beim Vergleich der Resultate unserer Studie mit den Literaturwerten finden sich vor allem bei den Abfallpfaden grosse Unterschiede (Methylester aus Altspeiseöl, Methan aus Gülle und Bioabfall). Die Literaturwerte sind bei den Abfallpfaden deutlich niedriger, da in vielen Studien Gutschriften für die Vermeidung von Treibhausgas-Emissionen vergeben wurden („consequential“), während in unserer Studie nur die in der Prozesskette stattfindenden Emissionen bilanziert wurden („attributional“).

In manchen Fällen liegen die Werte unserer Studie im oberen Bereich der Bandbreiten (fossile Referenzen, Methylester, Ethanol aus Roggen und Zuckerrohr). Dies kann damit zusammenhängen, dass in unserer Studie im Gegensatz zu den meisten anderen Studien auch die bei der Bereitstellung der Infrastruktur entstehenden Emissionen, z.B. durch den Bau von Fabriken oder durch die Fabrikation von Traktoren, mitberücksichtigt wurden.

Sehr günstig fällt in unserer Studie die Bilanzierung von Ethanol aus Zuckerrüben aus. Ursache ist, dass wir einen Mix betrachten, der auch Abfallstoffe in Form von Molke enthält, während sich die Referenzstudien auf die reine Verwendung zuckerhaltiger Pflanzen beziehen.

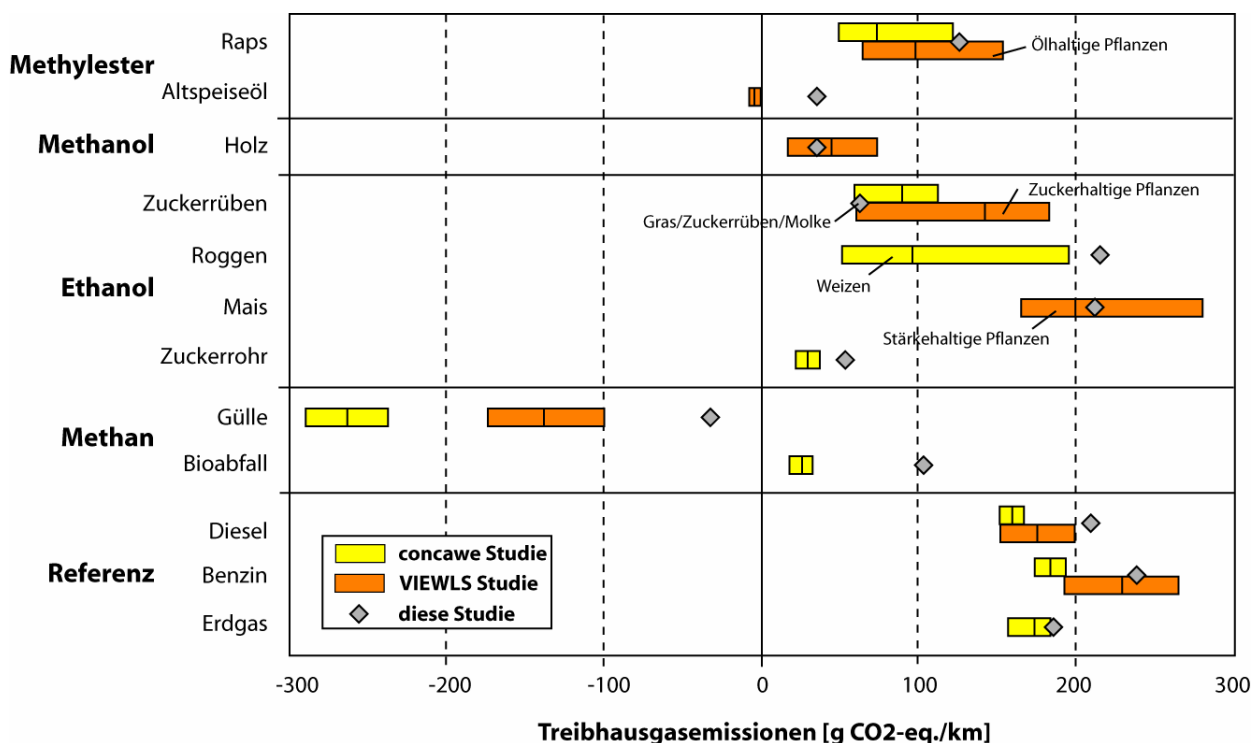


Abbildung 125 Vergleich der Treibhausgasemissionen aus dieser Studie mit den Ergebnissen zweier Metastudien

Ein Literatur-Vergleich der weiteren Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen ist nur qualitativ möglich, da es nur sehr wenige Studien gibt, die neben Energieeffizienz und THG-Emissionen weitere Umweltauswirkungen analysieren und dann auch meist unterschiedliche Wirkungskategorien verwenden [37]. Generell decken sich die Ergebnisse unserer Gesamtökobilanz mit den Erkenntnissen anderer Studien. So kommen Quirin et al. [37] in einer Meta-Studie zum Schluss, dass Biotreibstoffe aus angebauter Biomasse schlechtere Werte bei Versauerung und Überdüngung aufweisen als die fossilen Referenzen. Batidzirai et al. [52] zeigen in Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie auf, dass der Transport von Biotreibstoffen von untergeordneter Bedeutung ist.

Im Vergleich zu den meisten anderen Biotreibstoff-Ökobilanzen werden in der vorliegenden Studie deutlich mehr Prozessketten miteinander verglichen. Auch die Zahl der untersuchten Umweltindikatoren ist grösser als bei anderen Studien. Die Stärke dieser Studie liegt daher in der differenzierten Betrachtung der Umweltauswirkungen der gegenwärtigen Biotreibstoffproduktion aus unterschiedlichen Rohstoffquellen. Damit bietet diese Studie einen umfassenden Überblick über den Ist-Zustand der Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen. Für die zukünftige Nutzung von Biotreibstoffen bleiben aber Fragen offen, die nicht im Rahmen dieser Studie angegangen wurden, sondern teils in laufenden Projekten bearbeitet werden, teils Forschungsfragen für die Zukunft bilden [53]:

- Wie reduzieren sich die Umweltauswirkungen bei der Verwendung von neuartigen Kulturen die einen hohen Ertrag bei wenig Düngung und Bewässerung aufweisen, wie z.B. Energiemais, Jatropha, Pappeln, Weiden oder Algenkulturen?
- Wie reduzieren sich die Umweltauswirkungen beim Einsatz zukünftiger Konversionstechnologien, wie Gasifizierung und Synthese von Fischer-Tropsch Diesel, Methan oder Wasserstoff?
- Wie sind die Auswirkungen von Landtransformation auf die Biodiversität zu bewerten? Entsprechende Methoden existieren für Mitteleuropa [24], nicht jedoch für tropische Regionen, wo die Auswirkungen vermutlich besonders gravierend sind.
- Was sind die Auswirkungen der Biotreibstoff-Produktion auf andere Landnutzungsformen wie Produktion von Nahrungsmittel und Biomaterialien oder die Erhaltung von Naturräumen?
- Wie lassen sich ökonomische und soziale Kriterien mit der Umweltbeurteilung verbinden und daraus eine integrierte Zertifizierung von Biotreibstoffen ableiten?

Eine Haupte Erkenntnis dieser Studie ist, dass sich mit biogenen Energieträgern allein unsere Energieprobleme nicht lösen lassen. Wenn die verfügbare Biomasse aber effizient und umweltfreundlich in Energie transformiert wird, gleichzeitig der Verbrauch gesenkt und die Energieeffizienz erhöht wird, können diese alternativen Energieträger im Verbund mit anderen erneuerbaren Energieformen eine nicht zu vernachlässigende Rolle in unserer zukünftigen Energieversorgung spielen.

Referenzen

- [1] EU-Commission, Directive 2003/30/EC of the European Parliament and of the Council of 8 May 2003 on the promotion of the use of biofuels or other renewable fuels for transport. Official Journal of the European Union, 2003: 5.
- [2] Patzek, T.W., S.-M. Anti, R. Campos, K.W. Ha, J. Lee, B. Li, J. Padnick, and S.A. Yee, Ethanol from Corn: Clean Renewable Fuel for the Future, or Drain on our Resources and Pockets? Environment, Development and Sustainability, 2005. 7: 319-336.
- [3] Edwards, R., J.-C. Griesemann, J.-F. Larivé, and V. Mahieu, Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context: Well-to-Wheels Report. 2004, concawe, EUCAR, EC/JRC.
- [4] Reijnders, L., Conditions for the sustainability of biomass based fuel use. Energy Policy, 2006. 34: 863-876.
- [5] Stromman, A.H., C. Solli, and E.G. Hertwich, Hybrid Life-Cycle Assessment of Natural Gas Based Fuel Chains for Transportation. Environmental Science & Technology, 2006. 40: 2797-2804.
- [6] Ramesohl, S., K. Arnold, M. Kaltschmitt, F. Scholwin, F. Hofmann, A. Plättner, M. Kalies, S. Lulies, and G. Schröder, Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. 2006, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Wuppertal.
- [7] Edelman, W., K. Schleiss, H. Engeli, and U. Baier, Ökobilanz der Stromgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas - Schlussbericht. 2001, Baar.
- [8] Gaillard, G. and T. Nemecek, Ökologische Beurteilung des Ökoprogramms zur Extensoproduktion von Getreide und Raps mittels Ökobilanzierung. 2002, Zürich.
- [9] Winkler, C., Ökoinventare von Holzertesystemen. 1997, ETHZ, Forstliches Ingenieurwesen (FIW), Zürich.
- [10] INFRAS, Ökopprofile von Treibstoffen. 1998, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- [11] Dinkel, F. and M. Real, Treibstoffe aus Biomasse. 252.04. 1999, BfE, Basel.
- [12] Jungbluth, N., M. Faist, F. Dinkel, C. Stettler, G. Doka, M. Chudacoff, A. Dauriat, E. Gnansounou, J. Sutter, M. Spielmann, N. Kljun, and M. Keller, Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent 2000 No. xx, in preparation. 2007, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [13] Jungbluth, N. and R. Frischknecht, Ausschreibung "Life cycle inventories of bioenergy". 2004, ESU-services, Uster.
- [14] ISO, 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 14044. 2005, International Standard Organisation.
- [15] Frischknecht, R., H.-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, R. Hirschier, S. Hellweg, N. Jungbluth, D. Kellenberger, T. Nemecek, G. Rebitzer, and M. Spielmann, Overview and Methodology. Final report ecoinvent 2000 No. 1. 2003, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [16] Frischknecht, R., N. Jungbluth, H.-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, S. Hellweg, R. Hirschier, S. Humbert, M. Margni, T. Nemecek, and M. Spielmann, Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent 2000 No. 3. 2004, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [17] Nemecek, T., A. Heil, O. Huguenin, S. Meier, S. Erzinger, S. Blaser, D. Dux., and A. Zimmermann, Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent 2000 No. 15. 2004, Agroscope FAL Reckenholz and FAT Taenikon, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [18] Frischknecht, R., N. Jungbluth, H.-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, R. Hirschier, S. Hellweg, T. Nemecek, G. Rebitzer, and M. Spielmann, Code of Practice. Final report ecoinvent 2000 No. 2. 2004, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [19] Jolliet, O., M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, and R. Rosenbaum, IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J LCA, 2003. 8(6): 324-330.
- [20] Goedkoop, M. and R. Spriensma, The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. 2001, PRé Consultants B.V., Amersfoort, NL.
- [21] IPCC, Climate Change 2001: The Scientific Basis, in Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer,

P.J. van der Linden, and D. Xiaosu, Editors. 2001, Cambridge University Press: The Edinburgh Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.

- [22] Guinée, J.B., Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO standards, ed. L.U. Centre of Environmental Science, The Netherlands. 2001: Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- [23] Wenzel, H., M. Hauschild, and L. Alting, Environmental Assessment of Products. Volume I - Methodology, tools and case studies in product development. First Edition ed. 1997, London (UK), Weinheim (Germany), New York (USA), Tokyo (Japan), Melbourne (Australia), Madras (India): Chapman & Hall.
- [24] Koellner, T. and R. W.Scholz, Assessment of land use impacts on the natural environment. Int J LCA, 2007. in press.
- [25] Frischknecht, R., R. Steiner, A. Braunschweig, N. Egli, and G. Hildesheimer, Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. 2006.
- [26] Jungbluth, N., Ökobilanz von Energieprodukten Ausschreibung "Teilprojekt 2: Ökologische Bewertung". 2005, ESU-Services.
- [27] Oettli, B., M. Blum, M. Peter, O. Schwank, D. Bedniaguine, A. Dauriat, E. Gnansounou, J. Chételat, F. Golay, J.-L. Hersener, U. Meier, and K. Schleiss, Potentiale zur energetischen Nutzung von Biomasse in der Schweiz. 2005, Bundesamt für Energie (BFE).
- [28] Schleiss, K., Grüngutbewirtschaftung im Kanton Zürich aus betriebswirtschaftlicher und ökologischer Sicht. 1999, Eidgenössische Technische Hochschule, Zurich.
- [29] Fruteau de Lacroix, H. and Y. Membrez, Energie à partir de petit-lait: Comparaison des filières biogaz et bioéthanol. 2004, Bundesamt für Energie (BfE), Bern.
- [30] Ronchetti, C., P. Bient, and R. Pridal, Ökobilanz Klärgasverstromung. 2002, Bundesamt für Energie.
- [31] Schmitz, N., Bioethanol als Kraftstoff - Stand und Perspektiven. Technikfolgenabschätzung, 2006. 15(1): 16-26.
- [32] Jungbluth, N., M. Faist, F. Dinkel, C. Stettler, G. Doka, M. Chudacoff, A. Dauriat, E. Gnansounou, J. Sutter, M. Spielmann, N. Kljun, and M. Keller, Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent 2000 No. xx, in preparation. 2007, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [33] Lehmann, U., Bio-Ethanol Projekt: Potential der Bio-Ethanol Beimischung im Benzin und Diesel-Treibstoff, Untersuchungen hinsichtlich des Emissionsverhaltens an einem Nutzfahrzeug Motor und zwei Personenfahrzeugen. 2002, EMPA, Dübendorf.
- [34] Delgado, R. and J. Izquierdo, Comparison of vehicle emissions at European Union annual average temperatures from E0 and E5 petrol. 2003, L'Albarnar.
- [35] Reading, A.H., J.O.W. Norris, E.A. Feest, and E.L. Payne, Ethanol Emissions Testing. 2002, AEA Technology plc, Didcot, Oxfordshire.
- [36] Stradling, R., Shell Global Solutions, Personal Communication. 2004: Chester, UK.
- [37] Quirin, M., S.O. Gärtner, M. Pehnt, and G.A. Reinhardt, CO₂ Mitigation through Biofuels in the Transport Sector. 2004, IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg.
- [38] BFE, Faktenblatt zu den Energieperspektiven. 2006, Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bern.
- [39] BFE, Schweizerische Gesamtenergiestatistik 2004. 2005, Bundesamt für Energie, Bern.
- [40] Doka, G., Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000 No. 13. 2003, EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- [41] Bendel, R., R. Scherer, P.-A. Salamin, and J. Gülden, Energieverbrauch in der Industrie und im Dienstleistungssektor - Resultate 2002 bis 2004. 2006, Bundesamt für Energie, Sektion Statistiken und Perspektiven, Bern.
- [42] Schleiss, K. and N. Jungbluth, Ökobilanz zu Varianten der Grüngutentsorgung in der Stadt Zürich. 2005, Umwelt- und Kompostberatung and ESU-services, im Auftrag von Entsorgung und Recycling Zürich (ERZ), Grenchen.
- [43] Hebeisen, T. and R. Charles, Liste der empfohlenen Sorten für Eiweisserbsen für die Ernte 2006. Datenblatt 10.2.1. 2006, swiss granum / agroscope / Landwirtschaftliche Beratung (LBL).
- [44] Kaufmann, U., Schweizerische Statistik der erneuerbaren Energien 2004. 2005, Bern: Bundesamt für Energie.
- [45] Wellinger, A., W. Edelmann, M. Schmid, J. Wochele, and H.-C. Angele, Energieproduktion aus Küchenabfällen. Ein Vergleich der Vergärung mit der Verbrennung in KVA. 2006, BiomasseSchweiz, Aadorf.

- [46] Kägi, T., R. Freiermuth, and T. Nemecek, Ökobilanz von Energieprodukten: Bewertung der landwirtschaftlichen Biomasse-Produktion. 2007, Bundesamt für Energie, BfE.
- [47] Dinkel, F., Einfluss des Anbaus auf die Umweltauswirkungen von Biotreibstoffen. 2007, Bundesamt für Energie, BFE.
- [48] BFE, Schweizerische Statistik für erneuerbare Energien, Ausgabe 2004. 2005, Bundesamt für Energie, Bern.
- [49] BFE, Die Energieperspektiven 2035 - Band 1 Synthese. 2007, Bundesamt für Energie, Bern.
- [50] Varela, M., C. Largo, G. Jungmeier, and K. Könighofer, Environmental and economic performance of biofuels. Volume I - Main report. 2005, SenterNovem, Utrecht.
- [51] Edwards, R., J.-F. Larivé, V. Mahieu, and P. Rouveiolles, Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context: Well-to-Tank Report, Version 2b. 2006, concawe, EUCAR, EC/JRC.
- [52] Batidzirai, B., A. Faaij, and E. Smeets, Biomass and bioenergy supply from Mozambique. Energy for Sustainable Development, 2006. X(1): 54-81.
- [53] EC, Biofuels in the European Union - A vision for 2030 and beyond. Final Report of the Biofuels Research Advisory Council, ed. D.-G.f. Research. 2006, Brussels: European Community. 40.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Schema der in dieser Studie verwendeten Umweltindikatoren entlang des Ausbreitungs- und Wirkungspaths.....	II
Abbildung 2	Vergleich der Treibhausgas-Emissionen von Biotreibstoffen im Vergleich mit fossilen Treibstoffen (Benzin und Diesel, EURO3). Die Emissionen sind nach den einzelnen Prozessen der Wertschöpfungskette gegliedert.....	IV
Abbildung 3	Vergleich der aggregierten Umweltbelastung (Methode der ökologischen Knappheit, UBP 06) von Biotreibstoffen im Vergleich mit fossilen Treibstoffen (Benzin und Diesel, EURO3). Die Umweltbelastung ist nach den einzelnen Prozessen der Wertschöpfungskette gegliedert.....	V
Abbildung 4	Ökologische Gesamtbilanz aller betrachteten, ungemischten Biotreibstoffe im Vergleich zur fossilen Referenz. KEA = Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand, SMOG = Sommersmog-Potential, EUTR = Überdüngung, ÖTOX = Ökotoxizität. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die Biotreibstoffe sind im Diagramm links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz. Schraffierte Felder = Produktionspfade aus Rest- oder Abfallstoffen.....	VIII
Abbildung 5	Ökologische Gesamtbilanz aller betrachteten, ungemischten Biotreibstoffe im Vergleich zur fossilen Referenz. THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz. Schraffierte Felder = Produktionspfade aus Rest- oder Abfallstoffen. Fehlerbalken = 2.5% / 97.5% Perzentilen berechnet mit Monte Carlo-Simulation.....	IX
Abbildung 6	Zweidimensionale Darstellung von Treibhausgasemissionen und gesamter Umweltbelastung als UBP 06. Die Werte sind relativ zur fossilen Referenz Benzin dargestellt. Der grüne Bereich bedeutet sowohl geringere Treibhausgasemissionen als auch eine geringere gesamte Umweltbelastung als Benzin.....	X
Abbildung 7	Zweidimensionale Darstellung von Treibhausgasemissionen und gesamter Umweltbelastung als Eco-indikator 99. Die Werte sind relativ zur fossilen Referenz Benzin dargestellt. Der grüne Bereich bedeutet sowohl geringere Treibhausgasemissionen als auch eine geringere gesamte Umweltbelastung als Benzin.....	X
Abbildung 8	Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung und Treibhausgasbelastung pro Hektar für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt den Mittelwert (lineare Regression) dar. Die farbig gestrichelten Linien verbinden die verschiedenen Anbauformen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.....	XI
Abbildung 9	Nettonutzen bezüglich dem Treibhauspotential. Die Tabelle zeigt alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Sekundärenergieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben). Für die konventionelle Strom- und Wärmeproduktion wurden jeweils zwei verschiedene Szenarien im Kapitel 4 untersucht – wodurch der Nettonutzen zwischen einem minimalen (Spalte „Min“) sowie einem maximalen Wert (Spalte „Max“) liegen kann. Weisse Felder bedeuten, dass diese Varianten hier nicht untersucht wurden.....	XII
Abbildung 10	Nettonutzen bezüglich der Gesamtbeurteilung nach Eco-Indikator'99 (oben) sowie UBP'06 (unten). Die Tabellen zeigen alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Sekundärenergieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben). Für die konventionelle Strom- und Wärmeproduktion wurden jeweils zwei verschiedene Szenarien im Kapitel 4 untersucht – wodurch der Nettonutzen zwischen einem minimalen (Spalte „Min“) sowie einem maximalen Wert (Spalte	

	„Max“) liegen kann. Weisse Felder bedeuten, dass diese Varianten hier nicht untersucht wurden.....	XIII
Abbildung 11	Schritte einer Ökobilanz.	7
Abbildung 12	Erfassung der Umweltauswirkungen über den gesamten Lebensweg	7
Abbildung 13	Übersicht über das betrachtete Energiebereitstellungssystem für Alternative Energieträger.	9
Abbildung 14	Generelles Schema zur Bewertung von Umweltauswirkungen von Lebenszyklus-Inventaren. Modifiziert nach [19] und [20].	13
Abbildung 15	Graphische Darstellung aller Indikatoren zur Beurteilung der Umweltauswirkungen von Alternative Energieträgerträgern. Die Kurzbezeichnungen in eckigen Klammern werden im Resultate-Kapitel in den Abbildungen verwendet.	15
Abbildung 16	Treibhausgas-Potential (in kg CO ₂ -eq) pro pkm Fahrleistung mit einem durchschnittlichen Personenwagen. Das Resultat ist aufgeteilt in die verschiedenen Lebensabschnitte – von der Gewinnung des Rohstoffes für den Treibstoff – über die Treibstoffproduktion, bis hin zur Nutzung (Betrieb des Fahrzeuges) sowie dem Anteil, welcher in der Infrastruktur (Auto, Strasse) liegt.	16
Abbildung 17	Übersicht über die einzelnen Teilprojekte und deren Verknüpfung zur Bewertung der alternativen Treibstoffe.	20
Abbildung 18	Übersicht über die im Kapitel 3 untersuchten Prozesse und deren Verknüpfungen untereinander.	21
Abbildung 19	Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methan.....	24
Abbildung 20	Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methan, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).	25
Abbildung 21	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methan (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).	26
Abbildung 22	Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Methan mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	27
Abbildung 23	Sensitivitätsanalyse „Methanschluß“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).....	28
Abbildung 24	Sensitivitätsanalyse „Gras-Vergärung“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links)	29
Abbildung 25	Sensitivitätsanalyse „Ausschluss der Abwasserreinigung bei Molke in Vergärung“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).....	30
Abbildung 26	Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Bioethanol.....	33
Abbildung 27	Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Bioethanol, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).	34
Abbildung 28	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Bioethanol (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).	35
Abbildung 29	Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Bioethanol mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	36
Abbildung 30	Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Zuckerrohr-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP 06 (links).....	37
Abbildung 31	Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methanol.....	38

Abbildung 32	Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methanol, aufgeschlüsselt nach Prozesskette (oben), Emissions-Region (mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).	39
Abbildung 33	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methanol (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).	39
Abbildung 34	Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Ethanol aus Synthesegas mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	40
Abbildung 35	Vergleich der Umweltauswirkungen verschiedener Holzfraktionen zur Methanol-Herstellung. Dargestellt sind der nicht erneuerbare Energieaufwand (KEA), die totalen Treibhausgas-Emissionen und die gesamte Umweltbelastung bewertet mit der UBP-Methode (UBP).	40
Abbildung 36	Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Pflanzenöl.	42
Abbildung 37	Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl, aufgeschlüsselt nach Emissions-Region (oben), Prozesskette (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).	43
Abbildung 38	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).	44
Abbildung 39	Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Pflanzenöl mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	45
Abbildung 40	Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Soja(öl)-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (Mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).	46
Abbildung 41	Sensitivitätsanalyse „Urwald-Abholzung für Palm(öl)-Produktion“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).	47
Abbildung 42	Kumulierter Energieaufwand zur Produktion von 1 MJ Methylester.	49
Abbildung 43	Treibhausgasemissionen bei der Produktion von 1 MJ Methylester, aufgeschlüsselt nach Emissions-Region (oben), Prozesskette (Mitte) und treibhausrelevanten Schadstoffen (unten).	49
Abbildung 44	Sensitivitätsanalyse „Glycerinpreis-Einfluss auf RME“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).	50
Abbildung 45	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion von 1 MJ Methylester (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller Treibstoffe).	51
Abbildung 46	Aggregierte Bewertung der Produktion von 1 MJ Pflanzenmethylester mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	52
Abbildung 47	Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren“ – Änderungen auf das Resultat des Mid-Point Indikators „Ökotoxizität“	53
Abbildung 48	Kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle.	55
Abbildung 49	Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) für Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle.	56
Abbildung 50	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).	56
Abbildung 51	Aggregierende Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Bioethanol an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.	57
Abbildung 52	Sensitivitätsanalyse „Ethanol-Mix Schweiz“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).	58

Abbildung 53	Kumulierter Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle.	59
Abbildung 54	Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle.	60
Abbildung 55	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).....	61
Abbildung 56	Aggregierte Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenöl an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.....	62
Abbildung 57	Sensitivitätsanalyse „Transportdistanz beim CH-Altöl“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP97 (links).....	63
Abbildung 58	Sensitivitätsanalyse „Transportmittel Küste-Schweiz“ – Änderungen beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP97 (links).....	63
Abbildung 59	Kumulierter Energieaufwand zur Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle.	65
Abbildung 60	Treibhausgasemissionen (aufgetrennt in Produktion sowie den Transport zur Tankstelle) bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle.	66
Abbildung 61	Midpoint-Indikatoren bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle (die Skalierung entspricht dem Emissions-Maximum aller untersuchten Treibstoffe).....	66
Abbildung 62	Aggregierte Bewertung der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Pflanzenmethylester an der Schweizer Tankstelle mit Eco-indicator 99 und UBP 06.....	67
Abbildung 63	Kumulierter Energieaufwand von Treibstoffen an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.	70
Abbildung 64	Treibhausgasemissionen bei der Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Treibstoff an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.	71
Abbildung 65	Aggregierte Umweltbelastung bei Produktion und Bereitstellung von 1 MJ Treibstoff an einer Schweizer Tankstelle. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.	72
Abbildung 66	Kumulierter, nicht erneuerbarer Energieaufwand zur Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.	77
Abbildung 67	Treibhausgasemissionen bei der Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.....	78
Abbildung 68	Aggregierte Bewertung der Erzeugung von 1 Personen-km Transportleistung. Dargestellt ist jeweils der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad.	79
Abbildung 69	Vergleich „Abgasnormen EURO3,4,5 und die ecoinvent PKW-Daten“ – Unterschiede beim nicht-erneuerbaren KEA (rechts), beim Treibhauspotential (mitte) sowie der aggregierten Bewertung mit Eco-indicator 99 und UBP'06 (links).....	80
Abbildung 70	Auswirkungen der Beimischung von Biotreibstoffen auf nicht erneuerbaren Energieaufwand, Treibhausgas-Emissionen und auf die gesamte Umweltbelastung.	81
Abbildung 71	Relevante Treibhausgase bei verschiedenen ETBE-Produktionspfaden. Benzin EURO4 = 100%.	82
Abbildung 72	Aggregierte Umweltbeurteilung nach Eco-indicator 99 und UBP 06. Benzin EURO4 = 100%.	82
Abbildung 73	Umweltbeurteilung UBP 06 aufgeschlüsselt nach den einzelnen Wirkungskategorien. Benzin EURO4 = 100%.	83

Abbildung 74	Kumulierter Energieaufwand zur Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.	84
Abbildung 75	Treibhausgas-Emissionen zur Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.	84
Abbildung 76	Aggregierte Umweltbelastung bei der Erzeugung von 1 Tonnen-km Transportleistung. Dargestellt ist der beste und der schlechteste Bereitstellungspfad und die fossile Referenz.	85
Abbildung 77	Ökologischer Gesamtvergleich auf Stufe Personentransport. Referenz (= 100%) ist jeweils Benzin EURO3. Die alternativen Treibstoffe sind im 1. Teil des Diagramms links nach den THG-Emissionen geordnet. Treibstoffe, die eine gesamte THG-Emissionsreduktion von mehr als 50% gegenüber Benzin EURO3 erzielen, sind grün dargestellt, THG-Emissionsreduktionen von mehr als 30% sind gelb dargestellt, THG-Emissionsreduktionen kleiner als 30% sind rot dargestellt. In den anderen Diagrammen bedeutet grün = besser als die Referenz; rot = schlechter als die Referenz.	87
Abbildung 78	Sensitivitätsanalyse „Einfluss neuer Toxizitätsfaktoren“ – Auswirkungen auf das Resultat des Mid-Point Indikators „Ökotoxizität“	90
Abbildung 79	Treibhausgas-Emissionen entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.	92
Abbildung 80	Aggregierte Bewertung der Umweltauswertung nach der Methode der ökologischen Kanppheit. Dargestellt sind die Umweltbelastungspunkte UBP entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.	93
Abbildung 81	Aggregierte Bewertung der Umweltauswertung nach der Eco-indicator 99-Methode entlang der Produktionskette, gruppiert nach Treibstoffkategorien.	94
Abbildung 82	Treibhausgasemissionen (links) und kumulierter nicht erneuerbarer Energieaufwand (rechts) aufgegliedert nach den verursachenden Substanzen, respektive nach den Prozessen.	95
Abbildung 83	Durch anorganische Partikel verursachte Atemwegserkrankungen (PM links) und Sommersmog-Bildungspotential (SMOG rechts) aufgegliedert nach den verursachenden Substanzen.	96
Abbildung 84	Versauerung (links) und Überdüngung (rechts) aufgegliedert nach den verursachenden Substanzen.	97
Abbildung 85	Gesamte Ökotoxizität (links), Chronische Ökotoxizität im Boden (Mitte) und Biodiversitätsverluste durch Landnutzung (rechts) aufgegliedert nach den relevanten Prozessen, respektive den verursachenden Substanzen.	98
Abbildung 86	Umweltbelastungspunkte (links) und Eco-indicator99-Bewertung (rechts) aufgegliedert nach den relevanten Prozessen.	99
Abbildung 87	Übersicht über den Vergleich unterschiedlicher Nutzungsvarianten von alternativen Energieträgern. Pflanzenöl und Biodiesel werden nicht betrachtet, da keine Datensätze für deren Strom- und Wärmenutzung vorhanden sind.	101
Abbildung 88	Bestimmung des Nettonutzens am Beispiel der Treibstoffproduktion aus biogenen Energieträgerträgern. Aus dem Vergleich dieses „Nettonutzen“-Wertes mit jenen für die weiteren Energieformen ergibt sich, welche Einsatzmöglichkeit die ökologisch vorteilhafteste ist.	101
Abbildung 89	Allgemeine Systemgrenzen für die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wassergehalt)	102
Abbildung 90	Spezifische Systemgrenzen für die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wassergehalt) bei Produktion von Wärme und Strom (oben), bei Produktion von Treibstoff (mitte) sowie bei Entsorgung in einer KVA (unten)	103
Abbildung 91	Umweltbelastung (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) einer möglichen Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wasser) – jeweils aufgesplittet auf verschiedenen Leistungen.	105

Abbildung 92	Umweltbelastung (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) der durch die Nutzung von 1 kg Bioabfall (60% Wasser) substituierten Mengen an fossilen Energieträgern resp. klassischen, mineralischen Düngemitteln.	105
Abbildung 93	resultierender Nettonutzen (als KEA, nicht-erneuerbar [links] sowie mit der UBP'06-Methodik [rechts]) der Nutzungsmöglichkeiten von 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet, dass die Nutzung des alternativen Energieträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger (Weitere Resultate des Bioabfall-Vergleiches finden sich in Abbildung 113 bis Abbildung 115 dieses Berichtes hier).	106
Abbildung 94	Ausgewählte LCIA-Resultate für die Produktion von 1 MJ Nutzwärme mittels Erdgas & Heizöl EL	107
Abbildung 95	Umweltbelastung der verschiedenen Holzheizungen, welche in ecoinvent aufgeführt sind. Wie in Abbildung 94 sind von links nach rechts die folgenden Faktoren dargestellt: Treibhauseffekt, Ozonschichtabbau, Photochemische Oxidation, Versauerung, Überdüngung, Humantoxizität, terrestrische Ökotoxizität, UBP'06 sowie Eco-indicator'99. Alle Werte sind relativ zum jeweils höchsten Wert (=1) dargestellt.	112
Abbildung 96	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz (u = 0%). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	113
Abbildung 97	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz (u = 0%). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	114
Abbildung 98	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Holz (u = 0%). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	115
Abbildung 99	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Biogas aus Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	117
Abbildung 100	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	118
Abbildung 101	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	119
Abbildung 102	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Biogas aus Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	120
Abbildung 103	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg TS Gras. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	121
Abbildung 104	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.	123
Abbildung 105	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein	

	Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger.) 124
Abbildung 106	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg organischem Substrat in Hofdünger (Gülle) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 125
Abbildung 107	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Altholz (u = 40%) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 126
Abbildung 108	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten für 1 kg Altholz, u = 40%. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 127
Abbildung 109	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Altholz, u = 40%. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 128
Abbildung 110	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg Molke in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 129
Abbildung 111	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten 1 kg Molke. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 130
Abbildung 112	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Molke. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 131
Abbildung 113	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg Bioabfall (Wassergehalt 60%) in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 133
Abbildung 114	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 133
Abbildung 115	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg Bioabfall (60% Wasser). Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 134
Abbildung 116	Nettonutzen (KEA nicht-erneuerbar / Treibhauspotential) der verschiedenen Nutzungsvarianten von von 1 kg Trockensubstanz aus Frischklärschlamm in der Schweiz. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger..... 137
Abbildung 117	Nettonutzen (Gesamtbeurteilung mit UBP'06 resp. Eco-indicator'99) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg TS aus Frischklärschlamm. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 137
Abbildung 118	Nettonutzen (verschiedene Midpoint-Indikatoren – siehe Kapitel 2.8) der verschiedenen Nutzungsvarianten von 1 kg TS von Frischklärschlamm. Ein Nettonutzen > 0 bedeutet dass die Nutzung des Alternative Energieträgerträgers eine geringere Umweltbelastung verursacht, als der Einsatz traditioneller Energieträger. 138

Abbildung 119	Nettonutzen bezüglich dem Treibhauspotential (THP). Die Tabelle zeigt alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Energieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben)	140
Abbildung 120	Nettonutzen bezüglich der Gesamtbeurteilung nach Eco-Indikator'99 (oben) sowie UBP'06 (unten). Die Tabellen zeigen alle im Kapitel 4 untersuchten Varianten, wobei der Nutzen relativ zur Umweltbelastung des biogenen Energieträgers aufgetragen ist (Erläuterungen siehe Text oben).....	141
Abbildung 121	Beispiel für die zweidimensionale Darstellung der Ergebnisse der Flächenerträge.	142
Abbildung 122	Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Treibhausgasbelastung pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.	144
Abbildung 123	Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Umweltbelastung nach UBP 06 pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.	145
Abbildung 124	Zweidimensionale Darstellung von Kilometerleistung pro Hektare und Umweltbelastung nach Eco-indicator'99 pro Hektare für verschiedene Energiepflanzen. Die schwarze gestrichelte Linie stellt die Korrelation dar. Die farbigen gestrichelten Linien verbinden die Anbautypen jeweiligen der jeweiligen Produkte. Unterstrichen = ausländisches Produkt.	146
Abbildung 125	Vergleich der Treibhausgasemissionen aus dieser Studie mit den Ergebnissen zweier Metastudien.....	147

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methan, 96 Vol.-%, auf der Stufe Aufbereitungsanlage	24
Tabelle 2	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Ethanol, 95%, auf der Stufe Destillation.....	32
Tabelle 3	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Methanol 99.9%.....	38
Tabelle 4	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1MJ Pflanzenöl.....	42
Tabelle 5	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1MJ Methylester	48
Tabelle 6	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Ethanol, 99.7%v/v in Wasser, auf der Stufe Tankstelle in der Schweiz	55
Tabelle 7	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ Pflanzenöl auf der Stufe Regionallager in der Schweiz	59
Tabelle 8	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Herstellung von 1 MJ RME/XME auf der Stufe Tankstelle in der Schweiz	65
Tabelle 9	Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 MJ Treibstoff an einer Tankstelle in der Schweiz.	69
Tabelle 10	Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 pkm Transportleistung mit Personenfahrzeugen in der Schweiz.	74
Tabelle 11	Energiebedarf pro Personen-Kilometer für die verschiedenen betrachteten Antriebssystem/Treibstoff-Kombinationen. Die mit * im Bemerkungsfeld bezeichneten Datensätze wurden nicht im Teilprojekt 1 erhoben, sondern von der EMPA abgeschätzt.....	76
Tabelle 12	Darstellung der Varianten für den Vergleich von 1 tkm Transportleistung mit Nutzfahrzeugen (Lkw, 28t) in der Schweiz.....	84
Tabelle 13	Stoffflussanalyse für die Nutzung von Bioabfall als gasförmiger Treibstoff (die Grössen, welche für den nächsten Schritt relevant sind, sind fett hervorgehoben).....	104
Tabelle 14	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Holz, ab Waldstrasse, in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	113
Tabelle 15	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg TS Gras in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	116
Tabelle 16	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg organischem Substrat in Gülle in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	123
Tabelle 17	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Altholz (u = 40%) in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	126
Tabelle 18	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 l Molke in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen.....	129
Tabelle 19	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg Bioabfall in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	132
Tabelle 20	Darstellung der Varianten für den Vergleich der Nutzung von 1 kg TS von Frischklärschlamm in der Schweiz, sowie der resultierenden Energiemengen	135
Tabelle 21	Verglichene Anbauprodukte, deren Anbauertrag und Wirkungsgrad.....	143

Stellungnahmen aus der Begleitgruppe und Critical Review

- Stellungnahme von alcosuisse
- Stellungnahme vom Biogas Forum
- Stellungnahme von BiomassEnergie Schweiz
- Stellungnahme von Entsorgung und Recycling Zürich, ERZ
- Stellungnahme der Erdöl-Vereinigung

- Bericht zum Critical Review von Dr. F. Dinkel (Carbotech AG)

Commentaires d'Alcosuisse sur le rapport final EMPA :

"Oekobilanz von Energieprodukten: ökologische Bewertung von Biotreibstoffen"

Alcosuisse remercie le groupe de pilotage de l'avoir associé à l'accompagnement de l'étude et à la revue critique des rapports. Les problématiques abordées sont incontestablement d'une grande actualité, et ont une portée tant politique, économique, qu'environnementale: décisions à venir concernant la défiscalisation des biocarburants, politique agricole, négociations de l'OMC et accords commerciaux bilatéraux avec le Brésil, etc. Les attentes des milieux concernés sont à la hauteur de ces enjeux.

A cet égard, Alcosuisse déplore que l'OFEV, l'OFEN, et l'OFAG n'aient pas mis à disposition des ressources financières en rapport avec les ambitions et enjeux d'une telle étude; Alcosuisse constate par ailleurs un certain manque de coordination avec des études connexes, notamment concernant les aspects économiques des filières. Ainsi, des enjeux importants (aspects économiques, impacts sociaux, approche méthodologique de type "consequential LCA", etc.) ont été exclus du cadre de l'étude et restreignent la portée des résultats; ceux-ci ne peuvent pas et ne doivent donc pas être utilisés hors de ce cadre. Certes, ces limitations sont explicitées dans le résumé exécutif et le rapport principal, mais Alcosuisse exprime sa crainte, confirmée par l'expérience, que les conclusions de cette étude complexe soient mal interprétées et simplifiées, à des fins politiques et décisionnelles, selon une logique binaire "bon" ou "mauvais", "porteur" ou "sans perspective d'avenir".

Afin d'éviter l'écueil d'un avis tranché et définitif sur une filière, Alcosuisse s'est battu, dès le début de la consultation, pour un choix de filières réellement représentatives et reflétant les connaissances actuelles. Alcosuisse reconnaît la difficulté et l'ampleur de la tâche, mais constate et déplore un certain manque de réceptivité aux suggestions et critiques de fonds. Il est très probable que les cadres financier et temporel très serrés ait mis l'équipe de projet sous trop forte pression et motivé cette attitude – ce qu'Alcosuisse regrette eu égard aux enjeux.

Au terme du projet, Alcosuisse communique son profond désaccord sur deux points importants, qui ont pour effet de pénaliser de manière inacceptable le positionnement des filières éthanol:

- **des campagnes de mesures réalisées par trois laboratoires officiels montrent que le mélange d'éthanol à 5%vol dans l'essence réduit la consommation de carburant. Mais arguant que ces tests ne sont pas statistiquement représentatifs, l'étude ne tient pas compte de cet effet favorable. Il en découle une péjoration estimée se situer entre 50%et 76%, pour toutes les filières éthanol et sur tous les critères considérés (émissions de gaz à effet de serre, énergie cumulée non-renouvelable, UBP, etc.)**
- **l'évaluation de la filière éthanol à partir de seigle s'est limitée aux cas de seigle étranger; en terme d'UBP, la filière seigle européen est 100% plus défavorable que celle basée sur du seigle cultivé en Suisse, caractérisé par une utilisation plus parcimonieuse de fertilisants et de produits phytosanitaires. De plus, la méthanisation des vinasses permet l'autonomie énergétique de l'usine de production, ce qui influence très favorablement les bilans des émissions de gaz à effet de serre et de la consommation d'énergie cumulée non renouvelable. Le rapport ignore malheureusement ces cas beaucoup plus favorables et ce faisant véhicule indirectement l'idée qu'une filière céréales est à proscrire.**

Le pouvoir calorifique inférieur de l'éthanol (27 MJ/kg, 21.3 MJ/litre) est plus faible que celui de l'essence (43 MJ/kg, 31.9 MJ/litre). Ainsi, en supposant les performances de combustion inchangées, l'utilisation d'une essence contenant 5%vol d'éthanol (42.14 MJ/kg, 31.40 MJ/litre) entraînerait un accroissement de la consommation volumique [l/100km] de 1.66 %.

En pratique, des campagnes de mesures comparatives, réalisées par trois laboratoires officiels, montrent au contraire que l'addition d'éthanol dans l'essence améliore significativement les performances énergétiques du moteur:

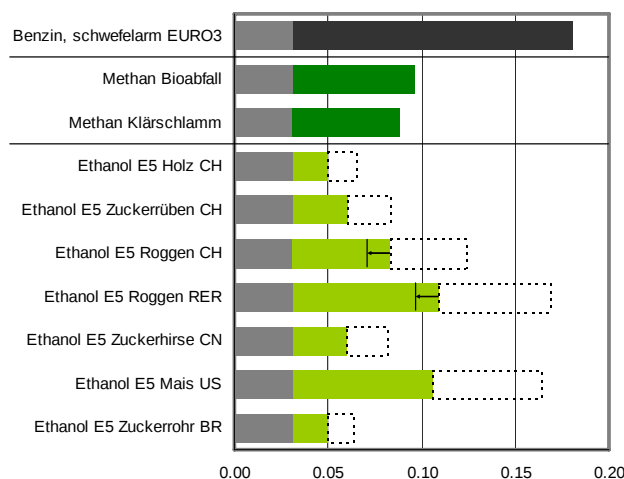
- En 2002, des mesures comparatives (essence ↔ essence avec 5%vol éthanol) effectuées par l'EMPA sur une Ford Focus [33] ¹ concluent à une variation de consommation volumique entre de -0.95% et -0.1% [l/100km], et non +1.66% selon l'hypothèse de performance énergétique inchangée.
- En 2002, le laboratoire AEA Technology en Grande-Bretagne effectue des mesures comparatives (essence ↔ essence avec 10%vol éthanol) sur 6 véhicules (2x Toyota Yaris, Vauxhall Omega, Fiat Punto, VW Golf, Rover 416) [35] ¹. Les variations de consommation volumique, exprimées en [l/100km], sont de -0.6%, -6.4%, -3.0%, -4.4%, -2.8%, -1.4% (soit des variations de consommation énergétique en [MJ/100km] de -4.0%, -9.6%, -6.3%, -7.6%, -6.2% et -4.8%).

¹ rapport et informations complémentaires disponibles sur le site www.etha-plus.ch

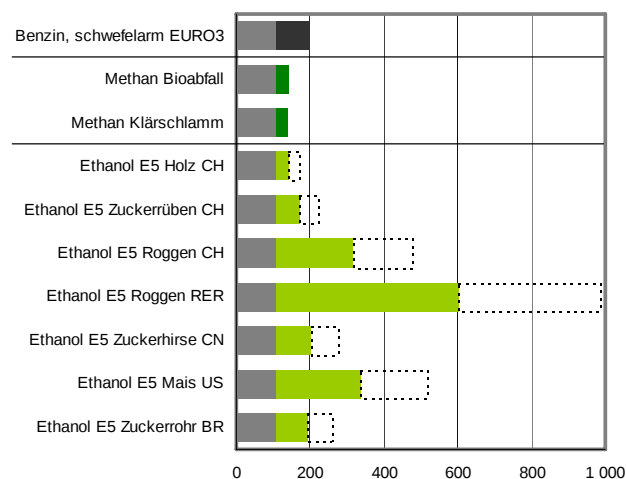
- En 2003, les mesures comparatives (essence ↔ essence avec 5%vol éthanol) d'une Renault Mégane par le laboratoire IDIADA Powertrain en Espagne [34]¹ indique une variation de consommation volumique de -0.5% [l/100km] (soit une variation de consommation énergétique de -2.2% [MJ/100km])
- En 2007, les mesures comparatives (essence ↔ E85 (85%vol éthanol)) d'une Ford Focus Flexifuel à l'EMPA^{1 2} montrent une augmentation de consommation volumique de l'ordre de 27% [l/100km], et non env. 31% à performance énergétique inchangée.

Bien sûr, en raison du nombre très restreint de véhicules testés, ces résultats ne sont pas statistiquement représentatifs; en outre, les essences de base, les systèmes d'alimentation et les technologies de gestion de combustion des véhicules testés ne sauraient être considérés comme représentatifs du parc de véhicules en circulation. A ce stade, personne n'est en mesure de quantifier la variation de consommation "statistiquement représentative", mais il est indéniable que l'addition d'éthanol, en faible proportion, a un effet favorable non négligeable (eu égard à la proportion d'éthanol) sur la consommation de carburant. Le choix de l'équipe de projet, précisé en bas de page 76, de s'en tenir prudemment à l'hypothèse d'une consommation énergétique spécifique inchangée (à défaut de connaître la valeur représentative) est défendable. En revanche, Alcosuisse considère inacceptable le fait de ne pas avoir mis en évidence la très grande sensibilité de l'évaluation environnementale des filières éthanol à la variation effective de consommation spécifique³. – ce qui n'aurait pas empêché les auteurs de l'étude de préciser que la valeur représentative est actuellement sujette à caution et devra être précisée par des campagnes de tests à mener sans attendre sur un plus large échantillon de véhicules.

Les graphiques ci-dessous⁴ mettent en évidence l'impact de la variation de consommation spécifique associée à l'utilisation d'essence additionnée de 5%vol d'éthanol (E5) sur le positionnement des filières éthanol (critère CO₂ et évaluation agrégée UBP), par rapport à deux filières biogaz. Il est supposé ici une variation de consommation énergétique de -2.7%⁵ [MJ/100km], et admis que la variation est intégralement attribuable à l'éthanol. La filière seigle suisse est également représentée (la flèche indique l'amélioration obtenue par la méthanisation des vinasses – l'effet sur UBP n'a pas été calculé). Les barres en traitillé indiquent, pour comparaison, les résultats présentés dans le rapport, basés sur l'hypothèse d'une consommation énergétique inchangée. A noter que sous forme de E85, l'amélioration du positionnement des filières éthanol, résultant de la petite réduction de consommation (env. 3% [MJ/100km] pour une addition de 85%vol d'éthanol) est beaucoup plus faible que lorsque l'éthanol est utilisé sous forme E5.



Comparatif CO₂ [kg CO₂ eq./pkm]



Comparatif UBP'06 [Pt./pkm]

Berne, le 21 mai 2007 / Arnaud Dauriat (ENERS), Pierre Krummenacher (BG Ingénieurs Conseils), sur mandat d'Alcosuisse

² "Vergleich von Ethanol- (E85) und Benzinbetrieb an einen Ford Focus Flexifuel", Untersuchungsbericht EMPA Nr. 445'114, 16 Februar 2007

³ Au lieu de cela, des analyses de sensibilité peu pertinentes ont été présentées – en passant sous silence les enjeux principaux !

⁴ Ils remplacent partiellement les graphes 79 et 80 du rapport, et motivent une reformulation de l'évaluation globale présentée à la section 3.3.4

⁵ Cas de la Ford Focus mesurée à l'EMPA, contre -2.2% pour la Renault Mégane mesurée par IDIADA.



Kommentar / Gedanken zur Ökobilanz:

« ökologische Bewertung von Biotreibstoffen »

Die vorliegende Ökobilanz vergleicht verschiedene Methoden der Erzeugung von Bioenergie im In- und Ausland. Die Frage, ob es generell sinnvoll ist, nachwachsende Rohstoffe zur Umwandlung in Bioenergie anzubauen, ist nicht Teil der Fragestellung und wird daher – richtigerweise – auch nicht behandelt. Trotzdem betrachte ich es als sehr wichtig, diese Frage kurz in einem Gesamtzusammenhang zu beleuchten:

Die Schweiz ist heute stark von Nahrungsmittelimporten abhängig. **Die Schweiz versorgt sich zur Zeit mit nur rund 45% der pflanzlichen Nahrungsmittel selbst.** Die Nahrungsproduktion ist sehr stark erdölabhängig (Kraftstoff für Maschinen, Mineraldünger, Pestizide etc.). Wenn das Erdöl knapp wird – was abzusehen ist, da wir heute jährlich rund 1,5% sämtlicher bereits geförderter und noch bekannter Reserven verschwenden – und der Erdölpreis stark steigt, wird einerseits der Anbau bei eher sinkenden Flächenerträgen arbeitsintensiver und andererseits werden sich die Importe von Nahrung stark verteuern. Gleichzeitig wird der Treibhauseffekt nach aktuellem Kenntnisstand (stärkere jährliche Klimaschwankungen, Extremwetterereignisse, Dürren etc.) neben fehlendem billigem Öl für den Transport die Nahrung zusätzlich verteuern. Das heisst, es besteht durchaus die Wahrscheinlichkeit, dass in absehbarer Zukunft in der Schweiz eine Anbauschlacht ähnlich zum „Plan Wahlen“ im zweiten Weltkrieg stattfinden wird und dass wir auf vegetarischere Lebensweise umstellen werden müssen. Das heisst, der Boden wird unser wertvollstes Gut für unsere Weiterexistenz sein.

In diesem Kontext **macht der Anbau von Energiepflanzen keinen Sinn:** Denn auch der Anbau von Energiepflanzen selbst benötigt Energie: Im Fall von Alkohol kann es beispielsweise durchaus sein, dass rund die Hälfte der Energie für den Anbau, Ernte, Lagerung, Aufbereitung und Bearbeitung der pflanzlichen Biomasse (Destillation etc.) eingesetzt werden muss (und dabei entsprechende Umweltbelastungen bringt...!). Gleichzeitig wird die Anbaufläche als Konkurrenz zur (prioritären) Nahrungsmittelproduktion knapp.

Eine **einfache Rechnung** zeigt, dass der Anbau von Biomasse auf dem Feld als Energieträger absolut keinen Sinn macht:

Wir erhalten pro m² von der Sonne je nach Klimazone und geographischer Lage eine bestimmte Energiemenge. Von dieser Strahlung ist aber ein Teil fotosynthetisch nicht verwertbar (die Pflanzen strahlen grünes Licht zurück; sie sind nicht schwarz!). Die Energie, die schliesslich aufgenommen werden kann, wird in Traubenzucker gebunden. Dies ist unter allergünstigsten Bedingungen rund 10%. Um aber all die anderen Zellbestandteile, wie Eiweisse, Fette etc. herzustellen, muss über ein Drittel dieses Zuckers gleich wieder veratmet, d.h. verbrannt werden, so dass in der Pflanze im theoretischen Maximalfall nur rund 5% der eingestrahnten Energiemenge vorliegen.

Wenn aber die Felder brach liegen, gibt es keine Fotosynthese; solange das Grün nicht voll deckend ist, geht nutzbare Energie verloren; und wenn die Sonne voll scheint, wird die Fotosynthese – speziell bei einheimischen Pflanzenarten - gehemmt (analog zu einem Trichter, der überläuft, wenn zuviel Wasser kommt)! Schliesslich ist **im Durchschnitt höchstens rund 1% der eingestrahnten Sonnenenergiemenge in der Pflanze gebunden.**

Um aber die Pflanze gezielt anzubauen, braucht es – wie bereits erwähnt - Fremdenergie- und Arbeitseinsatz, wie auch für Ernte, Transport und Aufbereitung vor der Weiterverwertung. Netto erhalten wir **nur noch weit unter einem Prozent der eingestrahnten Sonnenenergiemenge im Energieträger** (Alkohol, Methan, Öl etc.). Wenn wir diesen Energieträger ggf. nun noch im BHKW in Elektrizität umwandeln würden, verlieren wir nochmals rund zwei Drittel als Abwärme, so dass wir schliesslich bei wenigen Promille der eingestrahnten Sonnenenergiemenge in Form von Strom liegen.

Erdöl ist ein einzigartiger Energieträger mit einer sehr hohen Energiedichte, den wir in diesem Ausmass, wie wir ihn heute verschleudern, nicht auch nur annäherungsweise mit Bioenergie ersetzen können; das Öl hat sich wahrscheinlich zur Hauptsache in der letzten Milliarde Jahre aufgebaut, als auf der Erde die ersten höheren Organismen auftraten. Wir verbrennen daher heute in *einem Tag* Reserven, für welche die Natur zwischen **30 und 50'000 Jahre** brauchte, um sie aufzubauen...! Wir haben schlicht nicht die Flächen, um diese unvorstellbar grossen Energiemengen in Biomasse zu fixieren und nutzbar zu machen. Und wenn wir auch nur einen Bruchteil mit Bioenergie aus nachwachsenden Rohstoffen zu ersetzen suchen, verursachen wir beträchtliche Umweltschäden, wie Verlust von Biodiversität infolge von Intensivierung der Landwirtschaft und Monokulturen, Bodenverdichtung, Überdüngung, Wasserverschleiss etc. etc.

Fotovoltaikzellen haben einen theoretischen Wirkungsgrad von rund 35%. Heutige Zellen **wandeln** – bei einem noch relativ schlechten energetischen Erntefaktor – **rund 20% der eingestrahnten Sonnenenergie in elektrischen Strom um**. Fortschritte beim Wirkungsgrad und bei den eingesetzten Materialien sind aber abzusehen – ganz im Gegensatz zur Photosynthese, die über Milliarden von Jahren optimiert worden ist (und angesichts der höchst komplexen chemischen Strukturen, die aufgebaut werden, ein absolutes Wunder darstellt).

Schlussfolgerung: Wenn wir schon – in Zukunft höchst wertvolle! – Landfläche zur Energiegewinnung einsetzen, dann ist es **viel sinnvoller, direkt Strom zu produzieren in fotovoltaischen Zellen**. Dort können nicht nur 15-20% der Sonnenenergie direkt in Strom umgewandelt werden, sondern es können für diese Energieform auch Dächer und zubetonierte, bzw. unproduktive Flächen genutzt werden, mit welchen wir wohlversorgt sind....! Wenn mit der Klimaveränderung der Nahrungsanbau schwieriger werden wird, werden wir es uns mit absoluter Sicherheit nicht leisten können, bewirtschaftbares Land zu nutzen, um eine Sonntagsausfahrt machen zu können, anstatt dort Nahrung anzubauen. Die Sonntagsausfahrt wird – wenn überhaupt noch – in einem Elektromobil stattfinden, weil man pro Fläche 30 - 100 mal mehr Energie nutzbar machen kann, wenn man nicht den **riesigen Umweg** über die Biomasse macht, wo wir bei jedem Teilschritt grosse Wirkungsgradverluste haben!

Wenn wir schon biogene Güter importieren, dann wäre es aus energetischer Sicht sinnvoller, Bioenergieträger zu importieren, da wir bei der Nahrung (Gemüse, Früchte etc.) viel Wasser transportieren müssen. Ob es aber ethisch verantwortbar ist, in der dritten Welt Nahrung in Bioenergieträger umzuwandeln und zu exportieren, ist mehr als nur fraglich!

Die Bioenergie ist daher die Methode der Wahl für Abfälle und organisch belastete Abwässer: Hier haben wir „Fünfer und Weggli“: Die Abfälle *müssen* behandelt werden und wenn wir sie behandeln, können wir die anorganischen Nährstoffe wie auch die humusbildenden organischen Verbindungen wieder in den natürlichen Kreislauf zurückführen und gleichzeitig die Sonnenenergie in den abbaubaren Verbindungen nutzbar machen. Wir gewinnen nicht nur erneuerbare Energie, sondern sparen auch gleichzeitig Energie und Umweltbelastung ein, die zur Herstellung von Mineraldünger gebraucht würde!

Werner Edlmann
Dr. sc. nat ETH
Schweizerisches Biogas Forum / arbi GmbH

Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen Stellungnahme zum Schlussbericht vom 22. Mai 2007

Mit der vorliegenden Arbeit sind wichtige Grundlagen zur Beurteilung der energetischen Nutzung von Biomasse erarbeitet worden. Die Informationsstelle BiomassEnergie, welche das Netzwerk Biomasse (ohne Holz) im Rahmen des Programmes EnergieSchweiz vertritt, hat die Arbeit als Mitglied der Begleitgruppe verfolgt. Im Laufe dieser Tätigkeit konnte auf verschiedene kritische Punkte hingewiesen werden, welche einer Präzisierung bzw. einer Vertiefung bedurften. Die nun vorliegenden Ergebnisse decken sich in den meisten Bereichen mit unseren Erkenntnissen:

- Beste ökologische Bewertungen erhält die Nutzung von Abfallstoffen, da diese nicht extra für den Zweck der Energiegewinnung bereit gestellt werden müssen. Damit wird die Strategie von EnergieSchweiz bzw. des Netzwerkes BiomassEnergie bestätigt, welche primär diese Biomassefraktionen zur energetischen Nutzung in den Vordergrund stellt. Ein Ausbau der Abfalltrennung und der Separatsammlung für biogene Abfälle macht daher nicht nur aus wirtschaftlicher, sondern auch aus gesamtökologischer Sicht in den meisten Fällen Sinn.
- Die sehr gute Bewertung der energetischen Nutzung von landwirtschaftlichen Hofdüngern deckt sich ebenfalls mit der Strategie von EnergieSchweiz. Diese grossen Potenziale müssen nun genutzt werden. Die Politik scheint dies mit den laufenden gesetzlichen Anpassungen in den Bereichen Raumplanung und Energiegesetzgebung erkannt zu haben. Eine grosse Herausforderung ist der relative tiefe Energiegehalt dieser landwirtschaftlichen Substrate. Eine Co-Vergärung mit energiereicher Biomasse ist daher meistens zwingend und bringt ebenfalls eine hervorragende ökologische Bewertung.
- Die eher schlechte Bewertung von einheimischen Biotreibstoffen aus Energiepflanzen (Biodiesel und Bioethanol) bestätigt frühere Studien und ist aufgrund des grossen Einflusses des landwirtschaftlichen Anbaus nicht erstaunlich. Gerade aber der letztgenannte Punkt bietet auch Chancen. Wenn es gelingt, die Effizienz im landwirtschaftlichen Anbau zu steigern und die Umweltbelastungen zu vermindern, dann können auch Biotreibstoffe aus der Schweiz ökologisch besser abschneiden. Doch auch wenn dies eintreffen sollte, wird die Biotreibstoffproduktion in der Schweizer Landwirtschaft immer nur eine Nische besetzen können.

Bei der Interpretation der Ergebnisse darf nicht ausser Acht gelassen werden, dass die Studie auf vielen Annahmen und Wertungen beruht, welche die Resultate stark beeinflussen. Wenn diese geändert werden, dann können auch die Ergebnisse ändern. Einige wichtige Aspekte in diesem Zusammenhang sollen im Folgenden noch kurz beleuchtet werden:

- Bei den gewählten Produktionsverfahren wird nicht unterschieden zwischen solchen, die bereits im Markt eingeführt sind und solchen, die sich noch in einem Pilot- oder Versuchsstadium befinden. Dies führt beispielsweise dazu, dass im Bereich "biogenes Methan" die marktfähigen Verfahren *landwirtschaftliche Vergärung*, *Vergärung von Bioabfall* und *Vergärung von Klärschlamm* gleich behandelt werden wie die *Methanisierung von Holz*, die *Vergärung von Gras* und die *Vergärung von Molke*, welche noch nicht über das Stadium von Pilotanlagen herausgekommen sind. Eine gute ökologische Bewertung nützt aber nichts, wenn die Verfahren aus technischer oder wirtschaftlicher Sicht nicht umgesetzt werden können. Diesem Aspekt wird in der Studie zu wenig Rechnung getragen. Zusätzlich muss angemerkt werden, dass bei Anlagen, die erst in einem Versuchsstadium stehen, die Datenbasis für solche Untersuchungen sehr beschränkt und unsicher ist.
- Als Betrachtungshorizont wurde – mit einigen Abweichungen – das Jahr 2004 gewählt. Seit dieser Zeit ist die technische Entwicklung aber nicht stehen geblieben. Dies lässt sich am Beispiel der landwirtschaftlichen Biogasanlagen sehr gut illustrieren. Seit 2004 sind rund 20 neue Anlagen entstanden, die wesentlich grösser sind und wesentlich effizienter produzieren als das gewählte Beispiel.
- Anlagen, die einem schnellen technischen Wandel unterliegen und/oder sehr anpassungsfähig sind, werden eher schlecht bewertet. Sie können nämlich sehr schnell auf neue Erkenntnisse reagieren und beispielsweise Substrate, die mit hohen Belastungen verbunden sind, gar nicht mehr verarbeiten (z.B. schwermetallhaltige Substrate bei Vergärungsanlagen von Bioabfall).
- Die Beurteilung der Nutzungsvarianten von Bioabfall beruht auf der funktionellen Einheit von 1 kg Bioabfall mit 60 % Wassergehalt. Wie in der Studie dargestellt ist, hat der Wassergehalt einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis. Eine vom Dachverband BiomassSchweiz erstellte Studie kommt bei einem Wassergehalt von 80 % zu völlig gegenteiligen Resultaten. Aufgrund verschiedener Untersuchungen kann angenommen werden, dass der Wassergehalt im Durchschnitt näher bei 20 als bei 40 % liegt. Dies soll aber in einer jetzt laufenden Abklärung noch genauer untersucht werden.
- Methodisch unkorrekt ist aus unserer Sicht die Berücksichtigung einer sog. "modernen" KVA, während bei allen anderen marktreifen Verfahren auf den Stand von 2004 abgestützt wurde. Wie bereits erwähnt, sind auch bei anderen Produktionsverfahren klare Effizienzsteigerungen zu erkennen. Ein methodisch korrektes Vorgehen vergleicht bestehende Verfahren mit bestehenden Verfahren und zukünftige Verfahren mit ebensolchen.
- Leider fehlt ein Vergleich mit ausländischen Studien. Gerade bei Ökobilanzen könnte so die Aussagekraft stark erhöht werden.





EMPA
Dr. Rainer Zah
Lerchenfeldstr. 5
9014 St. Gallen

Zürich, 21. Mai 2007

Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“

Sehr geehrter Herr Zah

Gerne nimmt ERZ Entsorgung + Recycling Zürich die Möglichkeit wahr, sich direkt zur Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“ vernehmen zu lassen.

Unsere Motivation zur Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“ beizutragen, war eine Studie der Stadt Zürich, die der Frage nachging, ob sich eine Separatsammlung von biogenen Abfällen aus Haushalten der Stadt Zürich mit einer anschliessenden Vergärung ökologisch und ökonomisch lohnt. Die Antwort war „nein“.

Was uns erschreckt hat, waren die Reaktionen von gewissen Interessensvertretern. Offensichtlich haben solche Diskussionen vor allem einen dogmatischen Charakter und werden nicht auf naturwissenschaftlichen und technischen Grundlagen geführt. Der Schlagabtausch gipfelte darin, dass eine Gegenstudie veröffentlicht wurde, in der, der Stadt Zürich vorge-rechnet wurde, wie ein Kehrichtheizkraftwerk funktioniert. Leider wissen wir bis heute nicht, welche Anlage die Grundlagen für die Gegenstudie bildet, die Kehrichtheizkraftwerke der Stadt Zürich können es aber nicht gewesen sein.

Auch wenn diese Thematik nicht der Schwerpunkt der Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“ war, sind wir froh, dass sie von unabhängiger und neutraler Stelle aufgenommen und die Daten nach den neuesten Erkenntnissen der Ökobilanzierung verwertet wurden. Wir stellen fest, dass die Stadtzürcher Studie und die Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“ in wesentlichen Bereichen die gleichen Ergebnisse liefern.

Die Studie „Ökobilanz von Bioenergie“ hat den grossen Vorteil, dass nicht nur wie bis anhin Schweizer Durchschnittszahlen verwendet wurden, sondern auch lokale Gegebenheiten. Zum Beispiel wurde das modernes Kehrichtheizkraftwerk, wie es ERZ Entsorgung + Recycling Zürich im Werk Hagenholz betreibt, separat ausgewiesen. Es zeigt sich deutlich, dass die Ergebnisse unterschiedlicher nicht sein können.



2 / 2

Ein modernes Kehrheizkraftwerk ist durchaus in der Lage biogene Abfälle umweltgerecht zu verwerten. Vor allem die Möglichkeit zur energetischen Verwertung spielt eine grosse Rolle. Kehrheizkraftwerke, die die Möglichkeit zum Betrieb eines Fernwärmenetzes, oder einer industriellen Verwertung der thermischen Energie haben, schneiden deutlich besser als der Schweizer Durchschnitt ab.

Das Betreiben von Kehrheizkraftwerken und die Abfallbewirtschaftung als solches haben somit eine lokale und regionale Charakteristik. Genauso weist die Verwertung von biogenen Abfällen, vor allem denjenigen aus Haushalten, eine lokale, oder regionale Charakteristik auf. Somit zeigt sich, dass nicht alle Gemeinden und Städte der Schweiz über einen Leisten geschlagen werden können. Regionale Gegebenheiten müssen unbedingt berücksichtigt werden.

Die Studie „Ökobilanzierung von Bioenergie“ nimmt diese Unterschiede auf. Aufgrund der Ergebnisse hoffen wir, dass die Diskussion um den richtigen Weg der Verwertung von biogenen Abfällen wieder auf eine sachliche Ebene kommt. Die klaren Resultate der Studie würden dies jedenfalls dringend fordern.

Freundliche Grüsse

Christoph Leitzinger
Leiter Material- und
ERZ Energiemanagement

Kommentar zum Schlussbericht „Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen“

Der Verkehrssektor trägt mit einem Anteil von rund 20 Prozent wesentlich zu den globalen CO₂-Emissionen bei. Zu den wichtigsten technischen CO₂-Reduktionsmassnahmen zählen die Entwicklung treibstoffeffizienterer Fahrzeuge sowie der Einsatz kohlenstoffärmerer bzw. –freier Treibstoffe. Biotreibstoffe verfügen über ein beträchtliches und praktisch relativ rasch umsetzbares CO₂-Reduktionspotenzial und können deshalb einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung klimapolitischer Ziele leisten. Als erneuerbare Energieträger sind sie zudem auch von energiepolitischem Interesse. Da die Produktion von Biotreibstoffen grosse Stoffströme verursacht und - im Falle der Herstellung aus Anbaubiomasse - auch Landfläche benötigt, drängt sich eine gesamtökologische Betrachtung auf.

Bei der vorliegenden Studie zur ökologischen Bewertung von Biotreibstoffen handelt es sich um eine umfangreiche, wissenschaftlich fundiert durchgeführte Arbeit, die auf einer international anerkannten Ökobilanzierungsmethodik basiert.

Die Untersuchungen zeigen auf, dass die meisten Biotreibstoffe im Vergleich zu Benzin, Diesel und Erdgas über ein beträchtliches CO₂-Reduktionspotenzial verfügen. Diesem klimapolitischen Vorteil steht für praktisch alle untersuchten, aus Anbaubiomasse hergestellten Biotreibstoffe eine schlechtere Gesamtökobilanz gegenüber, während aus Reststoffen produzierte Biotreibstoffe meist eine bessere Bilanz aufweisen.

Basierend auf dem Betrachtungsjahr 2004 liefert die Studie eine wertvolle Momentaufnahme zu ökologischen Vor- und Nachteilen verschiedener Produktionsketten für Biotreibstoffe. Dadurch werden Schwachstellen transparent und wichtige Ansatzpunkte für Verbesserungen geliefert. Diesbezüglich wird es künftig wichtig sein, die Datengrundlagen regelmässig zu aktualisieren und den Marktentwicklungen auf Stufe der (Bio)treibstoffe und der Fahrzeugtechnologie Rechnung zu tragen.

Der Biotreibstoffmarkt entwickelt sich zurzeit äusserst dynamisch und rasch, so dass es praktisch unmöglich ist, ein vollständiges und repräsentatives Abbild der Vielfalt existierender Herstellungsverfahren, Produktionsketten und ihrer Folgewirkungen zu geben. Insbesondere eine Betrachtung Letzterer ging über die Zielsetzung der Studie hinaus. Allerdings sind gerade solche Folgewirkun-

gen für eine ökologische Gesamtbeurteilung von wesentlicher Bedeutung, wie ein aktuelles Beispiel illustriert: In Österreich wird demnächst eine neue Ethanolanlage ihre Produktion auf Basis von Weizen, Mais und Zuckerrüben aufnehmen. Als Nebenprodukt resultiert zusätzlich ein hochwertiges Eiweissfuttermittel, durch welches in der Folge Futtermittelimporte auf Sojabasis teilweise ersetzt werden.

Die Autoren betonen denn auch zu Recht, dass sich die Ergebnisse nicht einfach pauschal auf einzelne Regionen oder Verfahren verallgemeinern lassen.

Die zu einer einzigen Zahl aggregierten Umweltbelastungspunkte machen die verschiedenen Biotreibstoffe einfach vergleichbar, was nur allzu leicht dazu verleitet, die Ergebnisse eins zu eins zu verwenden und im Sinne eines Schönheitswettbewerbs für Partikulärinteressen zu missbrauchen. Die Herausforderung für Politik, Gesetzgeber und Wirtschaft wird darin bestehen, den Biotreibstoffmarkt ganzheitlich zu betrachten und die Resultate der Studie reflektiert, kooperativ und konstruktiv zu nutzen. Damit liesse sich ein wesentlicher Beitrag zu einer effizienten klimapolitischen und gleichzeitig umwelt- und wirtschaftsverträglichen Nutzung von Biotreibstoffen leisten.

Carbotech AG
Eulerstrasse 68
CH-4051 Basel
T +41 61 206 95 25
F +41 61 206 95 26
www.carbotech.ch



Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen

Bericht zum Kritischen Review

Verfasser
Dr. Fredy Dinkel, Carbotech AG, Basel

Im Auftrag des BFE, BAFU und BLW, Bern
288.01
Basel, Mai 2007

1	Einleitung	3
2	Vorgehen	4
3	Resultat der kritischen Überprüfung	5
3.1	Allgemeine Kommentare und Würdigung	5
3.2	Methode	7
3.2.1.	Ziele, Rahmenbedingungen und Annahmen	7
3.2.2.	Daten	7
3.2.3.	Auswertung und Interpretation	8
3.2.4.	Schlussfolgerungen	9
3.2.5.	Berichterstattung	9
4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	10
	Anhang: Informationen über den kritischen Reviewer	11

1 Einleitung

Um einerseits im Forschungsprogramm Biomasse die richtigen Schwerpunkte zu setzen und andererseits in der politischen Diskussion über die entsprechenden Grundlagen zu verfügen, werden im Rahmen des Projektes „Ökobilanz von Energieprodukten“, Energieträger aus Biomasse untereinander sowie deren Nutzung mit denen aus fossilen Rohstoffen verglichen. Im Teilprojekt 1 wurde ein Grossteil der notwendigen Grundlagedaten erfasst. Diese Sachbilanzdaten wurden einem separaten Review Prozess unterworfen, der nicht Inhalt dieses Reviewberichtes ist. Der vorliegende Review beinhaltet die Prüfung des Teilprojektes 2, in dem die Sachbilanz nach verschiedenen Fragestellungen und mit unterschiedlichen Methoden ausgewertet und interpretiert wurde. Diese Arbeit wurde durch die EMPA¹ ausgeführt. Um eine hohe Qualität dieser Auswertung und eine Akzeptanz der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde Fredy Dinkel (Carbotech AG) beauftragt, diese Studie durch ein externes Reviewing zu überprüfen. Dieses Reviewing soll sich gemäss Auftrag an die Normenreihe ISO 14'040ff und die darin genannten Forderungen anlehnen, da in dieser Norm die heutigen Qualitätsanforderungen, die an eine Ökobilanz gestellt werden, festgelegt sind. Entsprechend wurde die Studie auch bezüglich der Kompatibilität mit dieser Norm überprüft. Jedoch wird im Folgenden nicht auf alle Details der Normforderungen eingegangen, sondern das Schwergewicht auf die wesentlichen Punkte gelegt, welche auf die zentrale Frage eine Antwort gibt, ob die Studie nach dem heutigen Stand des Wissens erarbeitet wurde und die Ergebnisse einen so hohen Grad an Objektivität besitzen, dass die Schlussfolgerungen für die untersuchten Systeme aussagekräftig sind. Entsprechend soll der kritische Review sicherstellen, dass

- Die verwendeten Methoden dem internationalen Standard entsprechen.
- Die verwendeten Methoden wissenschaftlich und technisch auf den aktuellen Kenntnisstand sind.
- Die gewählte Methode für die Fragestellung geeignet ist.
- Die verwendeten Daten im Bezug auf das Ziel der Studie angepasst und vernünftig sind.
- Die Schlussfolgerungen das Ziel und die Grenzen der Studie berücksichtigen.
- Der Bericht transparent und konsistent ist.

Die Norm wird diesbezüglich als Messlatte verwendet. Dabei ist zu beachten, dass die vom Auftraggeber geforderte Auswertung über die Norm hinaus geht, indem auch die Auswertung mit Methoden verlangt wird, welche die verschiedenen Umweltauswirkungen gewichten und zu einer Kennzahl verdichten. Gemäss Norm ist dies für vergleichende Studie, die für die Öffentlichkeit bestimmt sind, nicht vorgesehen. Da die Studie als Entscheidungsgrundlage verwendet werden soll, ist diese Forderung, falls auf die Schwierigkeit und Grenzen dieser Methode hingewiesen wird sowie die Ergebnisse entsprechend interpretiert werden, durchaus sinnvoll. Vor allem dann, wenn mehr als eine Methode verwendet wird und die Unterschiede diskutiert werden.

¹ Rainer Zah, Heinz Böni, Marcel Gauch, Roland Hischier, Martin Lehmann & Patrick Wäger (Empa): *Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen*, im Auftrag des Bundesamtes für Energie, des Bundesamtes für Umwelt und des Bundesamtes für Landwirtschaft, Bern 2007

Aufbau des Reviewberichtes

Das Vorgehen wird in Kapitel 2 beschrieben. In Kapitel 3.1 erfolgt eine kritische Würdigung der Arbeit sowie ein Vergleich der durchgeführten Arbeiten mit den Anforderungen der ISO Norm. Anschliessend wird im Kapitel 3.2 auf die verschiedenen Arbeitsschritte bei der Erstellung einer Ökobilanz eingegangen. In Kapitel 4 wird eine abschliessende Beurteilung abgegeben.

Im Folgenden wird das Dokument der EMPA als Bericht bezeichnet. Das vorliegende Dokument in dem die Ergebnisse des Reviews beschrieben werden, wird als Reviewbericht bezeichnet.

2 Vorgehen

Entsprechend der Anforderungen der Norm wurde das Review durch Dr. Fredy Dinkel von der Carbotech AG durchgeführt (im Folgenden als Reviewer bezeichnet). F. Dinkel erfüllt auf Grund der langjährigen Erfahrungen auf dem Gebiet der Ökobilanzierung und der Biotreibstoffe alle Bedingungen um dieses Review durchzuführen. Als Form wurde ein begleitendes Review gewählt. Dies bedeutet, dass mit der Vergabe des Auftrages an die EMPA ebenfalls Fredy Dinkel mit dem Review beauftragt zusammengestellt wurde.

Der Reviewer nahm an den Sitzungen der Steuerungsgruppe mit dem Auftragnehmer teil.

Begleitgruppe interessierter Kreise

Unter Anderem verlangt die Norm für vergleichende Studien, welche für die Öffentlichkeit bestimmt sind, dass die Studie durch interessierte Kreise begleitet wird. Diese Forderung wurde erfüllt, indem die interessierten Kreise in einer Begleitgruppe vertreten waren, welche aus Fachleuten aus den folgenden Interessen- und Umweltverbänden bestand: Erdöl-Vereinigung, Gaswirtschaft (FOGA), alcosuisse, WWF, e'mobile, Biogasforum, Bauernverband (SBV), Bioenergie und Entsorgung + Recycling Zürich (ERZ).

Die Aufgabe des Reviewers bestand darin, die Studie bezüglich der methodischen Vorgehensweise zu prüfen, im Speziellen bezüglich der Anforderungen der ISO Normenreihe 14'040ff. Weiter wurden die Bemerkungen der Begleitgruppe in dem Sinne koordiniert, dass diese geprüft und deren Umsetzung mit der EMPA besprochen wurden. Der vorliegende Bericht gibt nicht die Sicht der gesamten Begleitgruppe wider, sondern beinhaltet die Stellungnahme des Reviewers.

Begleitendes Review

Das begleitende Review beinhaltete die folgenden Meilensteine:

1. Definition der Zielsetzung, Rahmenbedingungen und methodisches Vorgehen
2. Berechnungen (Szenarien und Sensitivitätsanalysen) der Umweltauswirkungen
3. Schlussbericht

Nach dem ersten Schritt hatten die Mitglieder der Begleitgruppe die Möglichkeit, Rückmeldungen zu geben. Diese wurden gesichtet und mit der EMPA besprochen. Zudem wurde ein erster Reviewbericht zusammengestellt. Die darin enthaltenen Anregungen wurden bei den weiteren Arbeiten berücksichtigt und sind so auch in den Schlussbericht eingeflossen. Der vorliegende Reviewbericht beinhaltet nur die abschliessende Beurteilung des Schlussberichtes.

Der Review des 2. Schrittes erfolgte begleitend durch Prüfung der Wirkbilanz bezüglich Relevanz und Plausibilität zusammen mit der EMPA. Dabei wurde auch die Sachbilanz² stichprobenartig geprüft. Die entsprechenden Erkenntnisse wurden in Aktennotizen dokumentiert. Teilweise führte dies zu Anpassungen und Korrekturen auch der Sachbilanz, welche mit den Bearbeitern der Datensätze diskutiert wurden. Die entsprechenden Änderungen wurden dokumentiert und deren Umsetzung im Schlussbericht überprüft.

Die Ergebnisse wurden in Form eines provisorischen Schlussberichtes der Begleitgruppe vorgelegt und von dieser überprüft. Die Rückmeldungen wurden ausgewertet, besprochen, und flossen in den Schlussbericht ein. Der vorliegende Reviewbericht basiert auf dem definitiven Schlussbericht der EMPA vom 22. Mai 2007 "Ökologische Bewertung von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen".

3 Resultat der kritischen Überprüfung

In diesem Kapitel wird zuerst die Arbeit als Ganzes kritisch gewürdigt. Anschliessend wird auf die verschiedenen Schritte bei der Erstellung einer Ökobilanz detaillierter eingegangen.

3.1 Allgemeine Kommentare und Würdigung

Im Speziellen stellte dieses Projekt die folgenden Herausforderungen dar:

- Die verschiedenen Fragestellungen verlangten unterschiedliche Betrachtungsweisen, Rahmenbedingungen und funktionelle Einheiten.
- Die zu untersuchenden Prozessketten sind teilweise technischen Entwicklungen unterworfen und entsprechend können sich Veränderungen im Laufe der Zeit ergeben.
- Die Prozessketten weisen auf Grund von technischen, regionalen oder landwirtschaftlichen Unterschieden teilweise grössere Spannbreiten auf.
- Teilweise mussten bestehende Prozesse mit Technologien verglichen werden, welche sich im Pilotstadium befinden.
- Bei verschiedenen vor allem Treibstoffen aus ausländischer Produktion treten grosse Unterschiede zwischen unterschiedlichen Regionen auf.

² Jungbluth, Niels, ESU-services et al.; « Ökobilanz von Energieprodukten », im Auftrag, des Bundesamtes für Energie, des Bundesamtes für Umwelt und des Bundesamtes für Landwirtschaft, Bern 2006

Für die Beurteilung des Berichtes ist es wichtig, wie mit diesen Schwierigkeiten umgegangen wurde.

Ausgehend von den unterschiedlichen Zielen der Auftraggeber wurden die konkreten Fragestellungen, auf welche die Ökobilanz eine Antwort geben kann, definiert und die Grenzen der Aussagekraft dargelegt. Die gewählten funktionellen Einheiten wurden überprüft und für sinnvoll befunden.

Beachtenswert ist der Umgang mit den Unsicherheiten, welche sich aus der Entwicklung der Technologien und der regionalen Unterschiede ergeben. Einerseits wurden die Unsicherheiten mit einer Monte Carlo Simulation ausgewiesen und andererseits wurden Szenarienrechnungen zu relevanten Einflussfaktoren gemacht. Dadurch ergibt sich eine hohe Transparenz bezüglich der Aussagekraft der Ergebnisse. Einschränkend muss erwähnt werden, dass die Monte Carlo Analyse nur die Unsicherheiten der Sachbilanz berücksichtigt. Die Unsicherheiten, welche sich aus der Berechnung der Wirkbilanz ergeben, wurden nicht berücksichtigt, obwohl diese teilweise höher sein können als diejenigen der Sachbilanz. Entsprechend sind die ausgewiesenen Unsicherheiten eher zu klein. Ein Hinweis auf die Unsicherheiten der Bewertungsmethoden ergibt sich aus der Tatsache, dass mehr als eine gesamttaggregierende Methode verwendet wurde und die Unterschiede dargestellt und diskutiert wurden.

Weiter ist die hohe Transparenz der Sachbilanz hervorzuheben. Diese wurde nicht im Rahmen dieses Projektes erarbeitet, sondern im ersten Teilprojekt. Auf dieser Basis ist es möglich alle Ergebnisse nachzuvollziehen. Dies ist eines der zentralsten Anforderungen um die die Qualität einer Ökobilanz zu beurteilen. Bei anderen Studien ist dies auf Grund von Vertraulichkeiten der Daten nur beschränkt möglich.

Dank dieser Transparenz und der Angabe zu Sensitivitäten und Unsicherheiten ist es den Autoren gelungen, trotz der Komplexität des Themas, bei dem es immer auch Ausnahmen gibt, zu aussagekräftigen Resultaten zu kommen, ohne die Systeme so zu vereinfachen oder zu spezifisch zu gestalten, dass diese nur für ausgewählte Spezialfälle aussagekräftig sind.

Dennoch konnten nicht alle möglichen Entwicklungen und Szenarien berücksichtigt werden. Für spezifische Prozessketten, z.B. andere Anbauarten, unterschiedliche Technologien, andere Nutzung der Nebenprodukte etc., können sich andere Resultate ergeben. Positiv ist, dass die Autoren auf diese Grenzen der Studie hingewiesen haben.

Die vorliegende Studie beschränkt sich im Wesentlichen auf Fragestellungen, wie z.B. „Welches ist die optimale Nutzung einer bestimmten Menge Biomasseabfall?“ oder „Welches ist die optimale Kultur und Verarbeitungstechnologie um auf einer bestimmten landwirtschaftlichen Fläche Biotreibstoffe zu produzieren?“ Für diese Fragestellungen sind die Schlussfolgerungen im Bericht korrekt. Vor allem im Bezug auf neuere Entwicklungen und Konkurrenznutzungen der verschiedenen Rohstoffe und landwirtschaftlichen Flächen wäre es wünschbar gewesen, nicht eine attributive Ökobilanz, welche einen bestimmten Zustand beschreibt, sondern eine Ökobilanz, welche die Konsequenzen einer Entwicklung aufzeigt, durchzuführen. Bis zu einem gewissen Grad geht die vorliegende Studie auf Konkurrenznutzungen ein, indem sie aufzeigt, welche Nutzungen der verschiedenen Rohstoffe mit den geringsten Umweltauswirkungen verbunden sind. Zudem werden Zukunftsszenarien gerechnet, welche aufzeigen, wie viel Biotreibstoffe, bzw. erneuerbare Wärme und Strom aus dem heutigen und zukünftigen Biomassepotential möglich ist. Diese Ergebnisse legen zumindest die Basis für eine zukünftige Studie, in der z.B. untersucht werden könnte, wie sich die Umweltauswirkungen verändern, falls Biotreibstoffe in einem grossen Massstab erzeugt würden. Positiv ist, dass diese Grenzen der Studie entsprechend dokumentiert wurden.

3.2 Methode

Die Norm ISO 14'040 verlangt ein vierstufiges Vorgehen:

1. Festlegung der Ziele und der Rahmenbedingungen
2. Sachbilanz
3. Wirkbilanz
4. Interpretation

Wobei die Norm dieses Vorgehen nicht als linearen Ablauf versteht, sondern als iterativer Prozess, bei dem bei jedem Schritt geprüft werden muss, ob die Ergebnisse eine Anpassung der vorigen Schritte notwendig machen. Die Studie richtete sich nach diesem Vorgehen, wobei zu beachten ist, dass die Sachbilanz in einer ersten Phase des Projektes durchgeführt wurde und weitgehend abgeschlossen war. Damit war auch der erste Schritt bis zu einem gewissen Grad bereits festgelegt. Entsprechend dem iterativen Verständnis wurden auch die Sachbilanz im Rahmen dieses Projektes z.B. auf Grund der Ergebnisse der Wirkbilanz überprüft.

3.2.1. Ziele, Rahmenbedingungen und Annahmen

Da die vorliegende Studie auf verschiedene Fragestellungen Antwort geben soll, war es notwendig die unterschiedlichen Teilziele aus den Motivationen der Auftraggeber abzuleiten. Diese Konkretisierung der Fragestellung durch Definition von Unterzielen wurde im ersten Teil des vorliegenden Projektes gemacht. Dabei wurde festgelegt, welche Auswertung vorgenommen werden, wie das Vorgehen für die Auswertung sein soll und wie mit Abweichungen und Unsicherheiten umgegangen wird. Für jede Fragestellung wurde eine entsprechende funktionelle Einheit (FE) festgelegt und begründet. Im Rahmen des Reviews wurde das Vorgehen sowie die Wahl der FE im Detail überprüft und für sinnvoll befunden.

Zudem wurden auch die Grenzen der Studie im Bericht dargestellt. Dabei wurde auch darauf eingegangen, welches die Gründe und die vorgesehene Anwendung der Studie sind sowie das Zielpublikum definiert. Damit erfüllt der Bericht die diesbezüglichen Anforderungen der Norm.

Für jede Fragestellung wurden die zu untersuchenden Systeme beschrieben sowie die zu vergleichenden Prozessketten aufgeführt. Die Auswahl der Prozessketten ist weitgehend durch die vorhandenen Datensätze in ecoinvent gegeben. Um den Bericht lesbar zu gestalten wurde auf den entsprechenden Bericht der Sachbilanz verwiesen. Zusammen mit dem Bericht zur Datenerhebung ergibt sich daraus eine sehr hohe Transparenz der verwendeten Daten und der zu Grunde liegenden Rahmenbedingungen.

3.2.2. Daten

Grundsätzlich wurden die verwendeten Daten nicht im Rahmen dieses Projektes erhoben, sondern im ersten Teil des Projektes erfasst, dokumentiert und einem separaten Review durch den Projektleiter Niels Jungbluth (ESU-services) unterzogen. Falls sich bei der Auswertung die Notwendigkeit ergab, die Sachbilanz anzupassen, so wurde dies nach Rücksprache mit den Bearbeitern dieser Daten gemacht und im Bericht entsprechend dokumentiert. Bei der verwendeten Software (Simapro) zur Berechnung der Prozessketten und der Wirkbilanz, handelt es sich um ein seit Jah-

ren bewährtes Tool, dessen Berechnungsalgorithmen sich in vielen Projekten als korrekt erwiesen haben. Vom Reviewer wurden viele Berechnungen mit einem zweiten Ökobilanztool (EMIS) durchgeführt. Dabei wurden dieselben Ergebnisse erzielt. Damit ergibt sich eine hohe Sicherheit bezüglich der Berechnungen.

Dabei ist als sehr positiv zu erwähnen, dass die Daten sehr Transparent dargestellt sind und daher eine gute Nachvollziehbarkeit über die gesamte Lebenskette möglich war. Alle Beteiligten, auch die Begleitgruppe und der Reviewer, hatten Einsicht in alle verwendeten Daten über den gesamten Lebensweg. Eine zusätzliche Überprüfung der Daten erfolgte einerseits durch Stichproben und andererseits auf Grund der Plausibilität und Relevanz der Ergebnisse. Falls sich daraus Fragen ergaben, wurde diese mit den Datenlieferanten diskutiert und ggf. Anpassungen vorgenommen und Fehler behoben. Im Rahmen dieser Studie wurde eine grosse Zahl von Systemen untersucht, welche teilweise technologischen Entwicklungen unterworfen sind oder regionale Unterschiede aufweisen. Falls es sich zeigte, dass diese Unterschiede bezüglich der Umweltauswirkungen relevant sind, so wurden die Auswirkungen der Unterschiede mit Szenarienanalysen untersucht. Zudem wurden die Unsicherheiten mit einer Monte Carlo Analyse bestimmt. Dabei ist zu beachten, dass nur die Unsicherheit der Sachbilanz ausgewiesen wird. Es wäre wünschbar auch die Unsicherheiten, die sich aus der Berechnung der Wirkbilanz ergeben einfließen zu lassen. Dies wurde angeregt, es war jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht möglich, dies zu realisieren. Entsprechend unterschätzen die angegebenen Fehlerbalken die tatsächlichen Unsicherheiten. Dies wurde im Bericht entsprechend erwähnt.

Auf Grund der doppelten Überprüfung, Review der Sachbilanz sowie Relevanzanalyse und Stichproben bei der Auswertung kann davon ausgegangen werden, dass die Daten im Rahmen der Aussagegenauigkeit eine hohe Zuverlässigkeit besitzen. Zu bemerken ist, dass gewisse Prozessbezeichnungen, welche im ersten Teil des Projektes (Datenerhebung) definiert und in diesem übernommen wurden, irreführend sein können. So wird z.B. beim Treibstoff aus Altspeiseöl zwischen Schweiz und Frankreich unterschieden, die Differenz ergibt sich jedoch nicht aus länderspezifischen Unterschieden, wie z.B. den unterschiedlichen Strom Mix, sondern aus anderen Prozessabläufen, welche in beiden Ländern möglich wären. Ein weiteres Beispiel ist die Bezeichnung „Ethanol aus Biomasse CH“, welche auf einem theoretischen Mix basiert. Es wäre wünschbar, die Produktion von Ethanol aus den unterschiedlichen Rohstoffen detailliert auszuweisen, dies wurde in der Zusammenfassung gemacht. Wohl werden im Bericht die Hintergründe dieser Prozesse transparent dargestellt, jedoch können diese Bezeichnungen für den schnellen Leser irreführend sein.

3.2.3. Auswertung und Interpretation

Die Auswertung erfolgte entsprechend der Empfehlung der Norm, durch Klassifizierung der verschiedenen Einflussfaktoren und Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt mit Modellen, welche auf wissenschaftlichen Grundlagen basieren. Dabei wurde speziell geprüft, ob die verwendeten Methoden der Wirkungsabschätzung dem heutigen Stand des Wissens entsprechen und die wesentlichen Auswirkungen der untersuchten Systeme umfassen. Diese Prüfung hat ergeben, dass alle relevanten Auswirkungen, die mit den heutigen Methoden beurteilt werden können, berechnet und die Ergebnisse detailliert ausgewiesen und diskutiert wurden. Ebenso wurden die Methoden kurz beschrieben und für Details auf die entsprechende Literatur verwiesen.

Für die Interpretation wurden gesamtaggregierende Methoden verwendet. Dabei wurde die Tatsache, dass diese Methoden auf Wertungen basieren, klar ausgewiesen. Um die Aussagekraft dieser Methoden auszuweisen, wurden verschiedene Methoden verwendet und ggf. Unterschiede diskutiert und die Einflussgrößen ausgewiesen. Daraus ergibt sich eine hohe Transparenz. Obwohl die Norm diese Methoden für vergleichende Studien, welche für die Öffentlichkeit bestimmt sind, ablehnt, ist deren Anwendung im Rahmen dieses Projektes sinnvoll, wenn die entsprechenden Grenzen dieser Methoden aufgezeigt und die detaillierten Wirkungen ebenfalls ausgewiesen werden, wie dies erfolgt ist. Die Sensitivitäten und Grenzen dieser gesamtaggregierenden Methoden ergeben sich aus den teilweise unterschiedlichen Bewertungen durch die verschiedenen Methoden. Falls grössere Unterschiede auftraten, wurden die Gründe dafür eruiert und beschrieben.

Die Darstellungen, in denen die Transportleistungen der verschiedenen Treibstoffe verglichen werden, beinhalten ebenfalls die Umweltauswirkungen durch die Erstellung der Infrastruktur, wie z.B. Strassenbau und Fahrzeugherstellung. Dies ist im Sinne der Lebenszyklusanalyse korrekt. Um die Unterschiede zu fossilen Treibstoffen prägnanter auszuweisen, wären Darstellungen ohne Infrastruktur sinnvoll gewesen, da diese bei allen Varianten gleich und unabhängig vom Einsatz der Treibstoffe aus Biomasse ist. Positiv zu erwähnen ist, dass dieser Infrastrukturanteil separat ausgewiesen wurde und daher die gewünschte Information dem Leser zugänglich ist.

3.2.4. Schlussfolgerungen

Für die verschiedenen Fragestellungen des Projektes, wie z.B. „Wie verteilen sich die Umweltbelastungen entlang der Wertschöpfungskette“, „Welche Treibstoffe sind am umweltfreundlichsten“ oder „Welche energetische Nutzung ist am umweltfreundlichsten“ wurden die entsprechenden Schlussfolgerungen gezogen. Dabei wurde auch auf die Unsicherheiten und Grenzen der Studie eingegangen. Im Rahmen dieser Einschränkungen und bezogen auf die untersuchten Prozessketten sind die Schlussfolgerungen auf Grund der Ergebnisse plausibel und korrekt. Sie zeigen, dass die Autoren die Resultate sehr sorgfältig analysiert und ausgewertet haben.

3.2.5. Berichterstattung

Der Bericht erfüllt alle wesentlichen Anforderungen der Norm im Speziellen diejenigen der Transparenz und Nachvollziehbarkeit, welche als wichtigste Forderung zu erwähnen ist. Er ist auch für einen so umfangreichen und komplexen Bericht verständlich und lesbar. Besonders zu erwähnen ist auch die Zusammenfassung, welche die wesentlichen Ergebnisse für den interessierten Laien verständlich darstellt. Ebenfalls werden die Lücken und notwendigen Weiterentwicklungen aufgezeigt.

Es wird erwähnt, in welchen Belangen der Bericht über die Normforderungen hinaus geht. Dies ist im speziellen bei der Anwendung von Gewichtungsmethoden, welche die Umweltauswirkungen auf eine Kennzahl zusammenfasst, der Fall. Dies war eine berechnete Anforderung des Auftraggebers, da die Ergebnisse als Entscheidungsbasis dienen sollen.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der vorliegende Bericht gehört zu den umfassendsten und transparentesten Arbeiten auf diesem Gebiet. Eine Schwierigkeit bei einem so umfangreichen Projekt, bei dem zudem viele der zu untersuchenden Systeme schnellen technischen Entwicklungen unterworfen sind, bestand darin, trotz all dieser Unsicherheiten aussagekräftige Resultate zu erzielen. Während die Ergebnisse zu bestehenden Technologien eine relativ hohe Genauigkeit haben, sind diejenigen zu neuen Technologien mit entsprechend höheren Unsicherheiten behaftet. Zudem sind die Resultate der Ketten, welche auf landwirtschaftlich produzierten Rohstoffen basieren, auf Grund der Relevanz des landwirtschaftlichen Anbaus und der Unsicherheiten, die sich auf Grund von verschiedenen Einflussfaktoren, wie z.B. Bodenbeschaffenheit, Anbauintensität oder Meteorologie ergeben, mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet, da diese regional stark unterschiedlich sein können. Daher können sich bei anderen Rahmenbedingungen auch andere Ergebnisse zeigen. Dank der verschiedenen Szenarienrechnungen und den Berechnungen der Unsicherheiten ist es den Autoren gelungen, die Spannbreite der Ergebnisse zu einem wesentlichen Teil zumindest aufzuzeigen. Damit zeigt die vorliegende Studie das heutige Wissen über die untersuchten Prozessketten recht umfassend. Eine wesentliche Grenze der Studie besteht darin, dass sie die Konsequenzen einer vermehrten Nutzung von Treibstoffen aus Biomasse, vor allem aus landwirtschaftlich produzierten Rohstoffen nicht oder nur sehr beschränkt aufzeigt.

Die Prüfung der Studie hat ergeben, dass diese alle relevanten Anforderungen der Norm erfüllt. Die im Rahmen des Reviewprozesses durchgeführten Prüfungen der Rahmenbedingungen und Stichproben bezüglich Relevanz und Plausibilität lassen weiter den Schluss zu, dass die Ergebnisse im Rahmen der angegebenen Unsicherheiten und der genannten Einschränkungen, korrekt und aussagekräftig sind, auch wenn sich in Einzelfällen oder auf Grund von neuen Entwicklungen andere Ergebnisse zeigen können.

Anhang:

Informationen über den kritischen Reviewer

Dr. Fredy Dinkel Dr. sc. nat. / dipl. Phys. ETH

8. 4. 1957

- Physikstudium an der Eidgenössischen Technischen Hochschule in Zürich mit Schwerpunkt Theoretische Physik. Dissertation im Bereich der Polymerphysik. Projektbearbeiter in einer Firma für alternative Energiesysteme.
- Seit 1990 bei Carbotech als Berater und Projektleiter für die Bewertung von Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz mittels Ökobilanzierungen, Stoffflussanalysen, Risikoabschätzungen und Sensitivitätsanalysen. Grosse Erfahrung in den Bereichen Nachwachsende Rohstoffe (u.a. Biotreibstoffe), Kunststoffe, Events, Bau und Baumaterialien sowie Transportsysteme, Konsumgüter und Abwasser. Spezialist für Fuzzy Logic. Registrierter Umweltauditor (EARA, GB), Dozent an der Fachhochschule Nordwestschweiz, Muttenz, und Ausbilder bei SAQ, Swissmem und SANU für Ökobilanzierung.
- In den vergangenen 15 Jahren hat er eine Vielzahl von Ökobilanzprojekten im Bereich der nachwachsenden Rohstoffe und im Speziellen von Treibstoffen aus Biomasse im Auftrag von öffentlichen Institutionen, Industrien und Umweltorganisationen durchgeführt oder begleitet, wie z.B.:

Ökologische Bewertung "Nachwachsende Rohstoffe"	<i>Bundesamt für Landwirtschaft, Bern</i>
Stand der Entwicklung bei der Herstellung von Treibstoffen aus Biomasse	<i>Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern</i>
Entwickeln einer Methode zur ökologischen Grobbewertung von landwirtschaftlichen Kulturen und Anbauweisen	<i>Bundesamt für Umweltschutz, Bern</i>
Konzept zur ökologischen Bewertung von nachwachsenden Rohstoffen	<i>Bundesamt für Landwirtschaft, Bern</i>
Ökobilanz der Ethanolherstellung aus Gras	<i>ZB AG, Zürich</i>
Produktlinienanalyse stärkehaltiger Kunststoffe	<i>Eidgenössische Getreideverwaltung, Bern; Fluntera AG, Zürich und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern</i>
Umsetzung des Forschungsprojektes Energie aus Gräsern	<i>Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern</i>
Ökobilanz der Produktion von Ethanol in der Papierindustrie	<i>Cellulose Attisholz AG, Luterbach</i>
Ökologische Beurteilung eines Systems zur thermischen Gülleverwertung	<i>Ingenieurbüro Hersener AG, Wiesendangen</i>
Ökobilanz der Herstellung von Palmmethylester (PME)	<i>CP Centre Costa Rica, UNIDO</i>
Ökologische Beurteilung der Verwertung von Grünabfällen	<i>CP Center China, UNIDO</i>
Ökobilanz verschiedener Verwertungswege von Klärschlamm	<i>ARA Kloten und ARA Werdhölzli</i>
Bioenergie, Teilprojekt 1, Erhebung von Grundlagedaten für ecoinvent	<i>ecoinvent</i>