

Ökobilanz „RME versus Dieselkraftstoff“ - Eine Bestandsaufnahme -

GUIDO A. REINHARDT und GUIDO ZEMANEK

Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

1 Ökobilanzen zu RME im Spiegelbild der Zeit

In den achtziger Jahren erschienen erste Energiebilanzen zu Rapsmethylester (RME) mit der Vergleichsbasis Dieselkraftstoff (FAL 1985). Diese betrachteten allerdings noch nicht die vollständigen Lebenswege. Anfang der neunziger Jahre wurden die ersten vollständigen Energie- und CO₂-Bilanzen für „RME versus Dieselkraftstoff“ erstellt (Reinhardt 1993). In den Folgejahren wurden Aktualisierungen vorgenommen und weitere ökologische Größen hinzugefügt, ohne jedoch bei letzteren die vollständigen Lebenswege zu betrachten (z. B. CLM 1996, VITO 1996, GET & INRA 1996, FAT 1997). 1997 wurde das bis dahin umfangreichste Projekt in Deutschland zu diesem Thema abgeschlossen, bei dem erstmals eine Vielzahl ökologischer Parameter über die kompletten Lebenswege hinweg quantifiziert wurde (Kaltschmitt und Reinhardt 1997). Alle Größen wurden mit der gleichen Differenzierungstiefe untersucht wie zuvor bereits die Parameter „Energie“ und „CO₂“. Darauf aufbauend wurden für diese Größen die gesamten Schwankungsbreiten der Ergebnisse mittels Sensitivitätsanalysen abgeleitet (Reinhardt et al. 1997). In einem weiteren Vorhaben wurden schließlich die in den beiden vorgenannten Publikationen noch offenen Einzelpunkte wie die Frage nach der Aufbereitung des beim Umesterungsprozeß anfallenden Glycerins in die Bilanz aufgenommen und alle Ergebnisse aktualisiert (Borken et al. 1998). Damit sind die diversen ökologischen Vor- und Nachteile eindeutig bekannt und quantifiziert, so daß es nun möglich ist, erstmals eine ökologische Gesamtbewertung auf der Basis quantitativer Resultate anzugehen (Reinhardt 1998).

2 Einleitung und methodische Vorgehensweise

Produkte aus nachwachsenden Rohstoffen wie der durch Umesterung von Rapsöl gewonnene Biokraftstoff RME gelten allgemein als besonders umweltfreundlich, sind sie doch - zumindest auf den ersten Blick - CO₂-neutral und bioabbaubar, sparen fossile Rohstoffe ein, verursachen bei ihrer Verbrennung keine nennenswerten Schwefelemissionen und vieles andere mehr. In Teilbereichen mag eine solche Charakterisierung auch durchaus zutreffen, so z. B. bei der direkten Verbrennung, wo exakt nur die Menge CO₂ freigesetzt wird, die zuvor beim Anbau der energieliefernden Pflanzen der Atmosphäre entzogen wurde.

Betrachtet man aber den gesamten Lebensweg von RME von der Produktion der Rapssaat über die Ölextraktion und die Umesterung bis hin zur energetischen Verwertung, so sind die genannten Vorteile nicht unbedingt systemimmanent: So werden beispielsweise für die Produktion der Dünge- und Pflanzenschutzmittel wie auch für den eigentlichen landwirtschaftlichen Anbau von Raps zum Teil erhebliche Mengen an fossilen Energieträgern verwendet. Zudem ist der Einsatz fossiler Energien mit klimarelevanten Emissionen verbunden, womit nach Einbezug des gesamten Lebensweges auch die CO₂-Bilanz nicht mehr von vornherein neutral ist. CO₂ wird wegen seiner Klimawirksamkeit bilanziert. Da CO₂ aber nur ein klimarelevantes Gas unter mehreren ist, ist zu fragen, ob nicht durch das Auftreten anderer klimarelevanter Stoffe selbst eine positive CO₂-Bilanz relativiert, ausgeglichen oder gar überkompensiert wird. Hier kommt vor allem das bei der Düngemittelproduktion und aus Agrarökosystemen entweichende Distickstoffoxid (N₂O) in Frage, welches in der Dieselkraftstoff-Prozesskette nicht in nennenswerten Mengen freigesetzt wird.

Desweiteren sind im Zusammenhang mit der Nutzung des Biokraftstoffs RME die mit der landwirtschaftlichen Produktion der Rohstoffe verbundenen Umweltauswirkungen wie die Belastung der Grund- und Oberflächengewässer mit Bioziden und deren Abbauprodukten sowie mit Nitraten und Phosphaten zu diskutieren, zumal diese seitens der fossilen Energieträger nicht auftreten. Zu nennen ist hier auch die Naturrauminanspruchnahme durch den Rapsanbau (die aber unter den derzeitigen Verhältnissen der politisch unterstützten Flächenstilllegung betrachtet werden muß). Somit hat Dieselkraftstoff auch positive Umwelteffekte im Vergleich zu RME.

Diese Beispiele zeigen, daß die ökologischen Vor- oder Nachteile von RME nicht auf Anhieb aufgelistet und bewertet werden können, sondern daß deren Ermittlung sehr sorgfältig und unter Einbeziehung des gesamten Systems und nicht nur bestimmter Ausschnitte vorgenommen werden muß. Hierzu können Ökobilanzen als Hilfsmittel dienen, bei denen - zumindest vom theoretischen Ansatz her - die gesamte Bandbreite der Umweltverträglichkeit betrachtet wird.

Das Ziel einer Ökobilanz zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von RME im Vergleich zu Dieselkraftstoff ist die Bilanzierung von ökologischen Vor- und Nachteilen und damit den Umweltauswirkungen, die mit dem Einsatz

der betrachteten Energieträger verbunden sind. Hierzu bedarf es einer Bilanzierungsvorschrift, die einer allgemein anerkannten Vorgehensweise entspricht. Insofern ist eine speziell auf die Fragestellung ausgelegte Methodik der ökologischen Bilanzierung vom Grundsatz her eine spezielle Anwendung der allgemeinen Ökobilanztheorie. Aus diesem Grund werden im folgenden einige wichtige Merkmale der allgemeinen Ökobilanztheorie im Hinblick auf die hier diskutierte Anwendung grob skizziert. Bezüglich der grundsätzlichen methodischen Vorgehensweise wird auf entsprechende Publikationen verwiesen, insbesondere auf DIN (1997).

Die relative ökologische Verträglichkeit von RME wird durch den Vergleich mit einem herkömmlichen, also fossilen, Energieträger bestimmt, der durch RME substituiert werden kann. Dementsprechend ist eine vergleichende Ökobilanz „RME versus Dieselkraftstoff“ anzufertigen (Abbildung 1). Wesentlich ist hierbei, daß die gesamten Lebenswege der betrachteten Energieträger analysiert und in die Untersuchung miteinbezogen werden. Bei RME gehören dazu die Herstellung der Hilfsmittel zur landwirtschaftlichen Produktion der Rohstoffe (wie z. B. die Düngemittel und Biozide), die eigentliche landwirtschaftliche Erzeugung von Rapssaat, deren Aufbereitung bzw. Weiterverarbeitung und schließlich die energetische Nutzung des RME. Beim Dieselkraftstoff beinhaltet die Lebenswegbilanzierung die Exploration, Förderung und Aufbereitung, den Transport, die raffinieretechnische Produktion, die Anlieferung an die Tankstelle und die Nutzung. Die grundsätzliche Einbeziehung der gesamten Lebenswege ist insofern wichtig, als die ökologische Bewertung eines Energieträgers, die nur auf einer Teilbetrachtung basiert, zu stark verzerrten Aussagen führen kann. So werden die mit RME verbundenen Umweltauswirkungen anders bewertet, wenn nicht nur die direkten Verbrennungsemissionen (CO₂-neutral, nahezu schwefelfrei etc.), sondern auch die bei der landwirtschaftlichen Produktion entstehenden Emissionen mit in die Betrachtung einbezogen werden.

Desweiteren sind auch alle bei den Produktionsverfahren anfallenden Kuppelprodukte (im Sinne von Wertstoffen) sowie alle Reststoffe zu berücksichtigen. So fällt bei der Produktion von Rapsöl als Kuppelprodukt Rapsextraktionsschrot an, welcher in der Tiermast eingesetzt werden kann. Beim Umesterungsprozeß von Rapsöl zu RME entsteht Glycerin - ein wichtiger Grundstoff für die chemische und weiterverarbeitende Industrie. Kuppelprodukte können (und sollten) über sogenannte Äquivalenzprozesse bilanziert werden, sofern dies möglich bzw. im Sinne der eigent-

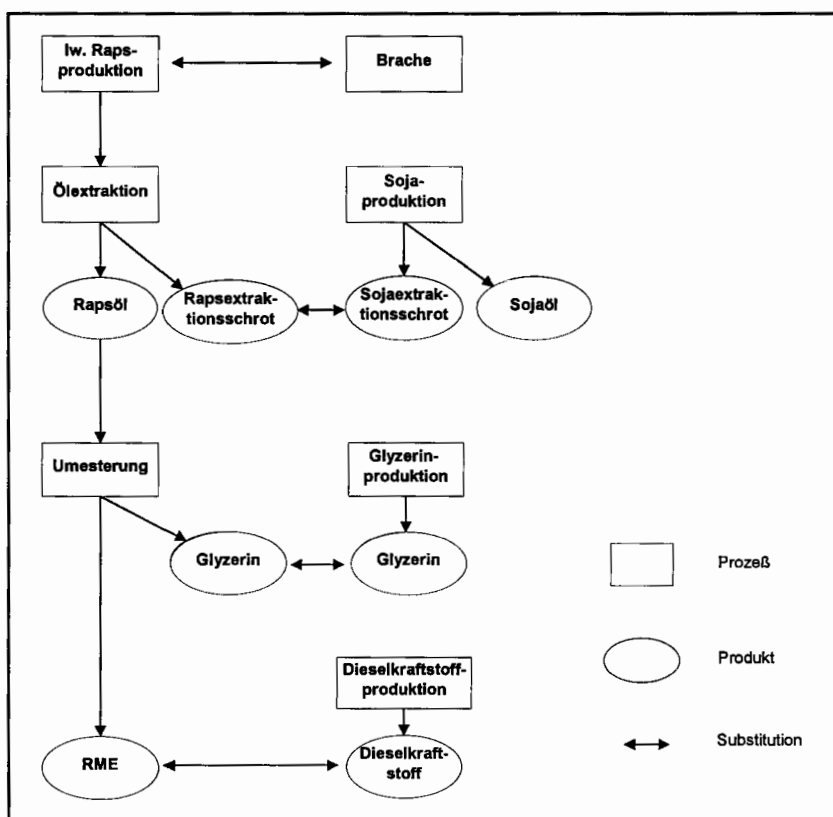


Abbildung 1: Schematischer Lebenswegvergleich „Rapsmethylester versus Dieselkraftstoff“

lichen Fragestellung der Ökobilanz ist. In dem hier diskutierten Fall werden deshalb dem Lebensweg von RME u. a. die Umweltauswirkungen durch die Produktion von Soja-schrot gutgeschrieben. Bei den Reststoffen werden die mit deren Entsorgung verbundenen Umweltauswirkungen in die Bilanz miteingerechnet. Eine ausführliche Diskussion erfolgt z. B. in Reinhardt (1993) und VDI (1997).

Ein zentraler Punkt beim Erstellen einer Ökobilanz ist die Frage, welche umweltrelevanten Kenngrößen ausgewählt bzw. analysiert werden sollen. Hierzu wurde eine Liste von Umweltwirkungskategorien aufgestellt (Tabelle 1), auf der mittlerweile viele Ökobilanzen basieren (zur weiteren Diskussion siehe z. B. Patyk und Reinhardt (1997).

Tabelle 1: Standardsliste der Umweltwirkungskategorien, die bei Ökobilanzen Berücksichtigung finden (DIN-NAGUS)

1	Ressourcenverbrauch
2	Naturraumbeanspruchung
3	Treibhauseffekt
4	Ozonabbau
5	Versauerung
6	Eutrophierung
7	Ökotoxizität
8	Humantoxizität
9	Sommersmog (Photosmog)
10	Lärmbelastung

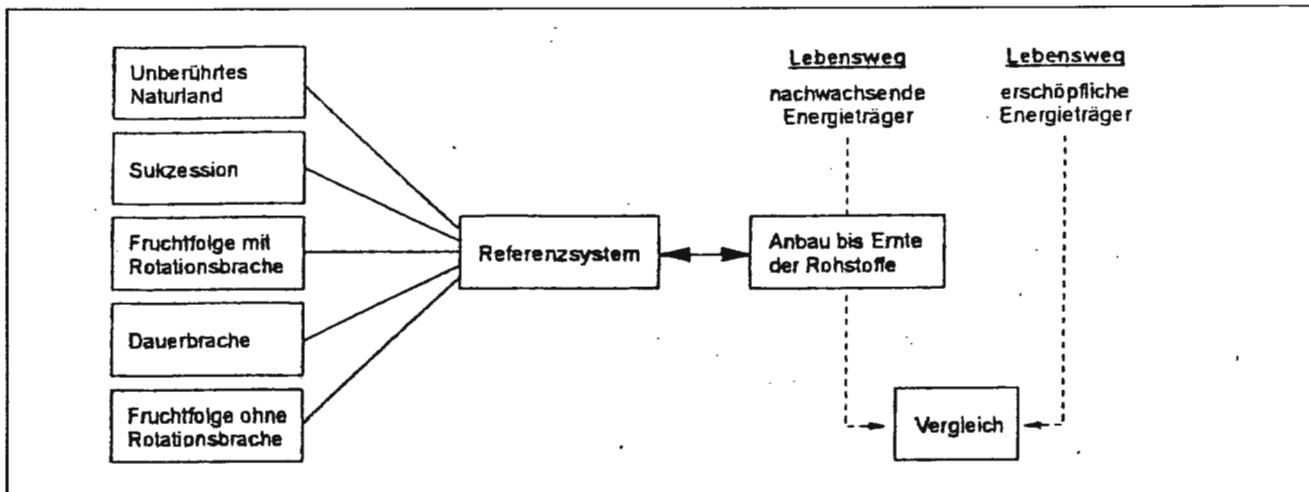


Abbildung 2: Mögliche Referenzsysteme im Bereich der Pflanzenproduktion (Reinhardt und Kaltschmitt 1995)

Von dieser leiten sich die real zu bilanzierenden Einzelgrößen ab. Wird beispielsweise der Treibhauseffekt als zu untersuchende Umweltwirkung gewählt, so werden die verschiedenen klimawirksamen Gase wie Kohlendioxid, Methan, Distickstoffoxid, FCKW etc. analysiert und letztlich über festgelegte Gewichtungsfaktoren zu CO₂-Äquivalenten zusammengefaßt. Welche Einzelstoffe welchen Umweltwirkungen zugrunde liegen und wie diese im einzelnen verrechnet werden, wird u. a. näher in UBA (1995) erläutert. Die Diskussion der Umweltwirkungskategorien ist derzeit noch im Fluß.

Bei der Erstellung von Bilanzen tauchen oftmals methodische Probleme auf, die zum Teil grundsätzlicher Natur sind. Weitere Schwierigkeiten ergeben sich speziell bei Bioenergieträgern - und somit auch bei RME (Reinhardt 1993). Im folgenden werden einige besonders wichtige Problemfälle dargestellt und Lösungsvorschläge skizziert, nämlich

- die Wahl eines Referenzsystems,
- die Kuppelproduktzurechnung bei der Bilanzierung von RME,
- die Bilanzierung des Einsatzes von Landmaschinen und
- die differenzierte Bilanzierung von Schadstoffen nach Emissionsortsklassen.

Referenzsystem: Methodisch gesehen zeigt die Bilanzierung von RME - und das gilt generell für alle landwirtschaftlich produzierten nachwachsenden Rohstoffe - einen grundsätzlichen Unterschied gegenüber anderen Gütern: Bei der Bilanzierung fast aller Industrieprodukte wird gegen die „Nulloption“ bilanziert, d. h. die mit der Produktion entsprechender Güter verbundenen Umweltauswirkungen fallen bei einer Nichtproduktion dieser Güter komplett weg. Dies ist bei der landwirtschaftlichen Produktion von Raps nicht der Fall. Während beim Anbau von Raps bestimmte Energieeinsätze in Form von Düngemitteln, Traktortreibstoff etc. notwendig sind, kann auch der Nichtanbau mit einem bestimmten Energieaufwand verbunden sein (z. B. durch maschinelle Feldarbeit zur Begrünung

einer Rotations- oder Dauerbrache). Soll an der Realität nicht vorbeibilanziert werden, muß dies berücksichtigt werden. Bei der Bilanzierung von Raps steht dabei eine Reihe potentieller Referenzsysteme zur Verfügung (Abbildung 2).

Theoretisch kann außer gegen unberührtes Naturland u. a. gegen die Sukzession, gegen eine Fruchtfolge mit Rotationsbrache, gegen die Dauerbrache oder gegen eine Fruchtfolge mit ausschließlicher Nahrungsmittelproduktion bilanziert werden. Im Rahmen einer möglichst realitätsnahen Abbildung der gegenwärtigen Lage in der deutschen Landwirtschaft kommen für einen Bioenergieträgeranbau (eingebunden in eine Fruchtfolge mit Lebensmittelproduktion) nur folgende Referenzsysteme in Frage: Fruchtfolgen mit Lebensmittelproduktion und Rotations- bzw. Dauerbrache (Kaltschmitt und Reinhardt 1997 und Reinhardt und Kaltschmitt 1995).

Kuppelproduktzurechnung: Entstehen bei einem Produktionsprozeß neben dem eigentlichen Hauptprodukt weitere wirtschaftlich nutzbare Nebenprodukte, stellt sich die Frage, wie die Umweltauswirkungen beim Produktionsprozeß auf die einzelnen Kuppelprodukte aufzuteilen sind. Es gibt zwei vom prinzipiellen Ansatz her unterschiedliche Verfahren der Kuppelproduktbewertung. Zum einen sind dies die sogenannten Allokationsverfahren (Aufteilungsverfahren), bei denen die Umweltauswirkungen mittels einer Aufteilungsvorschrift anteilmäßig auf die einzelnen Kuppelprodukte aufgeteilt werden. Zum anderen gibt es die sogenannten Gutschriftenverfahren, bei denen dem Hauptprodukt bestimmte Gutschriften, die durch die Kuppelprodukte entstehen, angerechnet werden (VDI 1997 und Reinhardt 1993). Einige Möglichkeiten der Kuppelproduktzurechnung sind am Beispiel RME in Tabelle 2 aufgelistet.

Einsatz von Landmaschinen: Bei der Bilanzierung von Luftschadstoffen ist es mittlerweile zu einigen konzeptionellen Änderungen im Vergleich zu früheren methodischen Vorgehensweisen gekommen, so z. B. bei der hinreichend

Tabelle 2: Möglichkeiten der Kuppelproduktzurechnung am Beispiel RME (Auswahl), Allokationsfaktoren nach Reinhardt et al. 1997)

Bezeichnung	Beschreibung	Allokation
Standard	Gutschriftsverfahren: Substitution des Tierfutters Sojaschrot und technisch produzierten Glycerins	–
Masse - Energie	Aufteilung Rapsöl - Schrot nach Masse	39,7 : 60,3
	Aufteilung RME - Glycerin nach Energie	96,0 : 4,0
Preis - Energie	Aufteilung Rapsöl - Schrot nach Preisen	70,0 : 30,0
	Aufteilung RME - Glycerin nach Energie	96,0 : 4,0
Energie - Masse	Aufteilung Rapsöl - Schrot nach Energie	59,6 : 40,4
	Aufteilung RME - Glycerin nach Masse	89,4 : 10,6
Verbrennung	Gutschriftsverfahren: Verbrennung des Rapsschrotes und des Glycerins, dadurch Substitution fossiler Energieträger	–

genauen Bestimmung der Emissionen aus maschinenunterstützter Feldarbeit. Im Gegensatz zu „einfachen“ Energie- und CO₂-Bilanzen muß hier eine sehr fein differenzierte Betrachtung aller landwirtschaftlichen Traktoreinsätze erfolgen, um die jeweiligen Emissionen entsprechend genau aufteilen und bestimmen zu können (Borken et al. 1998). **Abbildung 3** zeigt schematisch die dazu entwickelte Vorgehensweise.

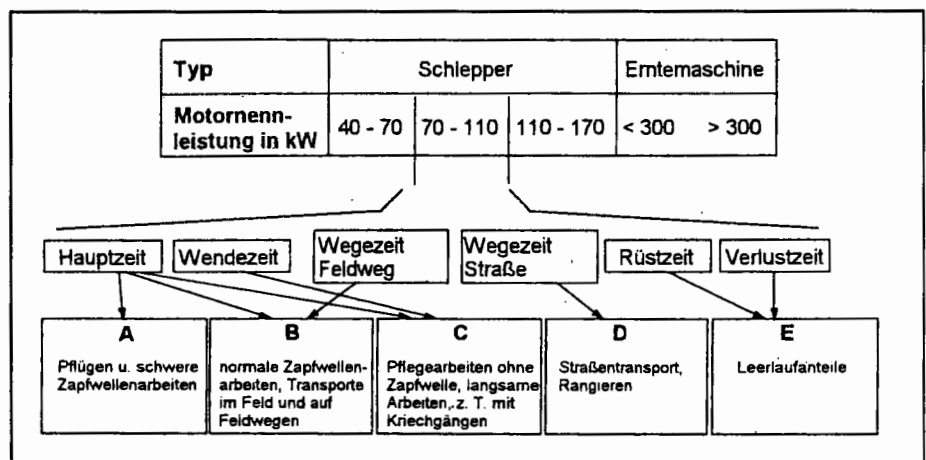


Abbildung 3: Bestimmung von Energieaufwand und Emissionen bei maschinenunterstützter Feldarbeit (Borken et al. 1998)

Bilanzierung nach Emissionsortsklassen: Da die diversen luftgetragenen Schadstoffe je nach ihrem Emissionsort unterschiedliche Wirkungen bzw. Wirkungsintensitäten entfalten können, dürfen diese nicht grundsätzlich über den gesamten Lebensweg hinweg aufsummiert werden. Vielmehr ist eine Differenzierung nach Emissionsorten und eine anschließende Aggregation nach potentiellen Wirkungen notwendig. Hierfür gibt es mittlerweile ein Verfahren, bei dem die Emissionen nach drei Emissionsortsklassen differenziert ausgewiesen werden (näheres siehe Borken et al. 1998). Diese Methode wurde bereits bei mehreren Ökobilanzen zu Bioenergieträgern angewandt, so z. B. in Kaltschmitt und Reinhardt (1997).

3 Umweltrelevanz von RME im Vergleich zu Dieselkraftstoff

Wie oben angeführt, orientiert sich die Bestimmung der Umweltauswirkungen einer Substitution von Dieselkraftstoff durch RME an den Umweltwirkungskategorien (Tabelle 1). Dabei können die einzelnen Wirkungskategorien entweder

- vollständig quantifiziert werden (wie der energetische oder mineralische Ressourcenverbrauch, der Treibhauseffekt über die CO₂-Äquivalente, die stratosphärische

Ozonabnahme über die Distickstoffbilanzen, da keine relevanten Mengen an FCKW entlang der Lebenswege auftreten, und das Versauerungspotential über die SO₂-Äquivalente),

- nur zum Teil quantifiziert werden (wie die Human- und Ökotoxizität, die nicht vollständig, sondern nur für einige Teilbereiche, z. B. über die Parameter „SO₂“ oder „NO_x“, bilanziert werden kann),
- qualitativ bilanziert werden (und hier vornehmlich auf der Basis von Risikoabschätzungen) oder
- derzeit noch nicht umfassend abgeleitet werden (wie etwa Lärm oder Naturrauminanspruchnahme, da entsprechende methodische Vorgehensweisen derzeit noch in der Entwicklung sind).

Einige der quantifizierbaren Kenngrößen sind in **Tabelle 3** für die Parameter „Erschöpfliche Energieträger“, „CO₂-Äquivalente“, „NO_x“ und „SO₂-Äquivalente“ en detail aufgeführt. Dabei werden die Parameter jeweils für RME und Dieselkraftstoff einzeln bestimmt und anschließend in Form des Saldos verglichen. Positive Zahlen bedeuten dabei Ergebnisse zu Ungunsten, negative Zahlen Ergebnisse zu Gunsten von RME. Bei der Energiebilanz beispiels-

Tabelle 3: Zusammenstellung der energetischen Aufwendungen und ausgewählter Emissionen des Lebenswegvergleichs „RME versus Dieselkraftstoff“ (Borken et al. 1998)

Lebenswegabschnitt	Erschöpfliche Energien MJ/kg*	CO ₂ - Äquiv. g/kg*	NO _x g/kg*	SO ₂ -Äquiv. g/kg*
Landwirtschaft				
Eggen	0,86	66	0,638	0,488
Pflügen	0,66	50	0,486	0,372
Ausbringung	0,33	25	0,263	0,200
Ernte	0,67	51	0,482	0,369
Saatgut	0,01	2	0,004	0,017
N-Dünger	7,19	1,124	2,303	4,216
P-Dünger	0,95	64	0,235	0,598
K-Dünger	0,31	20	0,034	0,032
Ca-Dünger	0,04	6	0,010	0,009
Biozide	0,33	15	0,019	0,059
Emissionen Feld	0,00	896	0,000	11,079
Zwischensumme	11,36	2,319	4,474	17,441
Konversion				
Zwischenlagerung	1,36	98	0,066	0,186
Anlieferung	0,42	32	0,417	0,313
Ölmühle	3,05	181	0,261	0,410
Hexan	0,16	2	0,003	0,007
Raffination	0,54	31	0,043	0,064
Bleicherde	0,02	1	0,008	0,011
Phosphorsäure	0,01	1	0,003	0,013
Umesterung	2,44	143	0,191	0,303
Methanol	4,81	352	0,136	0,347
Natronlauge	0,12	8	0,009	0,027
Glycerin Aufbereitung	0,24	14	0,019	0,026
Zwischensumme	13,17	864	1,155	1,709
Nutzung RME				
Transport	0,22	17	0,158	0,12
Nutzung	0,00	216	10,190	7,316
Zwischensumme	0,22	233	10,348	7,437
Gutschriften RME				
Referenzlandbau	-0,83	-67	-0,616	-0,485
Sojaschrot LW	-4,46	-318	-1,305	-1,485
Sojaschrot Transport	-2,03	-162	-1,263	-1,697
Glycerin Synthese	-10,30	-758	-1,015	-4,421
Chlor	-4,01	-275	-0,293	-0,918
Natronlauge	-2,68	-184	-0,197	-0,614
Propylen	-7,03	-188	-0,247	-0,751
Zwischensumme	-31,34	-1,952	-4,936	-10,371
Dieselmkraftstoff				
Bereitstellung	4,82	374	0,649	1,825
Nutzung Diesel	42,96	3,392	10,190	8,101
Zwischensumme	47,78	3,766	10,839	9,925
RME minus DK	-54,37	-2,303	0,200	6,291
*: Den Bezug bildet 1 kg Dieselmkraftstoff bzw. 1 kg Dieselmkraftstoffäquivalent in Form von RME auf der Basis gleicher Nutzenergie				

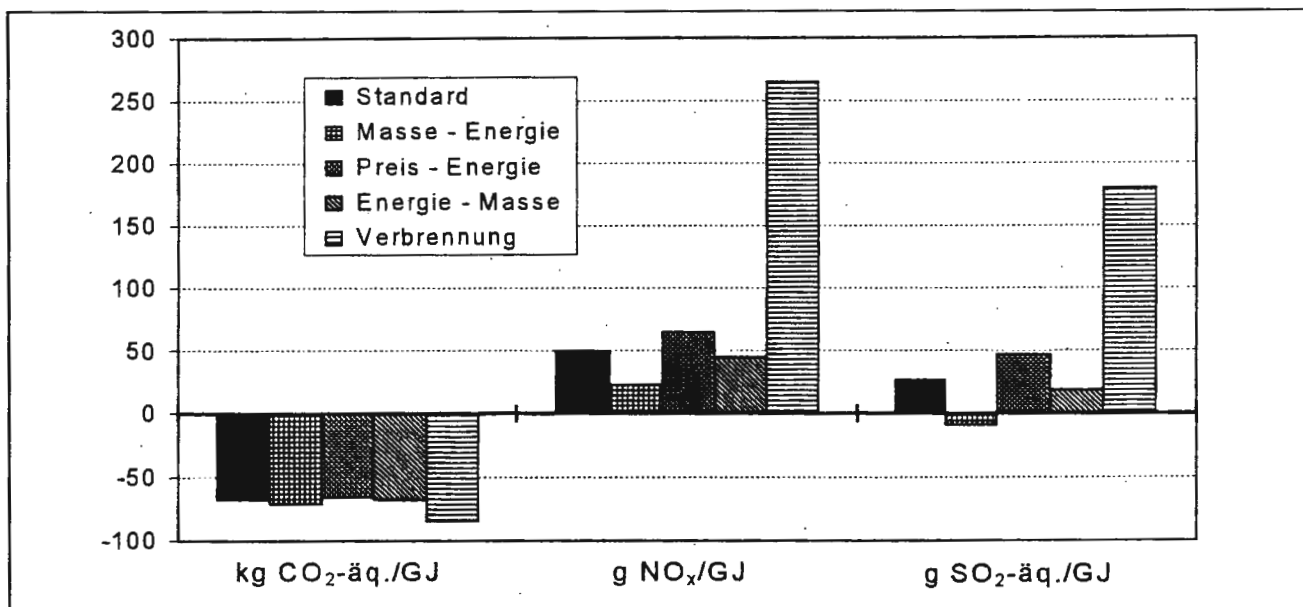


Abbildung 4: Vergleich der Endergebnisse verschiedener Kuppelproduktbewertungsmethoden für die Parameter „CO₂-Äquivalente“, „NO_x“ und „SO₂-Äquivalente“ des Lebenswegvergleichs „RME versus Dieseldieselkraftstoff“ (Kaltschmitt et al. 1996)

weise beschreibt die Differenz der im biogenen und im fossilen Lebensweg bilanzierten erschöpflichen Energieträger das Substitutionspotential zur Einsparung erschöpflicher Energieträger infolge des Einsatzes von RME. Hierbei ist zu beachten, daß die Energieaufwendungen im Hinblick auf die Schonung erschöpflicher Ressourcen bilanziert werden. Daher wird hier die in der Biomasse gebundene Energie nicht ausgewiesen. Gleiches gilt für rezentes CO₂, da bei der Verbrennung lediglich das im Verlauf des Pflanzenwachstums gespeicherte Kohlenstoffinventar klimaneutral wieder freigesetzt wird. Basis des Vergleichs ist die Bereitstellung der gleichen Nutzenergie in beiden Lebenswegen. Die Ergebnisse für alle derzeit quantifizierbaren Parameter befinden sich in Tabelle 6. Dort ist auch der Einsatz mineralischer Ressourcen, der bisher in Ökobilanzen noch nicht standardmäßig bilanziert wird, aufgelistet. Bei Berücksichtigung des vollständigen Lebenswegvergleichs fällt die Bilanz der mineralischen Ressourcen bis auf diejenige von Steinsalz zu Ungunsten von RME aus.

Alle Ergebnisse beziehen sich auf durchschnittliche Bedingungen in Deutschland (z. B. Ertragsniveau, Düngemittelaufwand, Dieseldieselkraftstoffbereitstellung etc.), auf einen Rapsanbau unter guter fachlicher Praxis und auf schwefelreduzierten Dieseldieselkraftstoff (näheres siehe Borken et al. 1998). Unter der Bereitstellung von Dieseldieselkraftstoff sind die Einzelprozesse Rohölförderung, Transport und Aufbereitung sowie die Anlieferung an Tankstellen bereits subsummiert. Berücksichtigt in Form von Gutschriften sind ebenso die Kuppelprodukte Rapsextraktionsschrot und Glycerin bzw. die Referenzbranche (Abbildung 1). Desweiteren wurden die diversen Emissionen zwar entlang der gesamten Lebenswege erhoben, in die Ergebnisse eingeflossen sind jedoch nur die wirkungs-

spezifisch relevanten Anteile. So wurden z. B. die Dieselpartikelemissionen von Hochseeschiffen nicht mit denjenigen aus Pkw im Innerortsbereich aufaddiert (näheres siehe Borken et al. 1998). Die Nutzung der Kraftstoffe bezieht sich auf moderne DI-Dieselpkw (EURO-II-Norm) mit Oxidationskatalysator, deren Emissionen hier aufgrund der widersprüchlichen publizierten Meßergebnisse heizwertbezogen gleichgesetzt wurden (vgl. hierzu Hattingen und Adt 1998 und VW 1998). Um die Bandbreite bei den Gesamtergebnissen durch unterschiedliche Emissionshöhen bei der Nutzung aufzuzeigen, werden bei den weiteren Betrachtungen zusätzlich die nach VW-Angaben für die VW-Pkw-Flotte typischen Emissionsfaktoren nach VW (1998) bzw. die nach Mercedes Benz für deren Nutzfahrzeuge typischen Emissionsfaktoren berücksichtigt („Maximalszenario“) (Schäfer et al. 1998).

Bei den Kuppelprodukten wurden die entsprechenden Äquivalenzprozesse „Produktion von Sojaextraktionsschrot als Futtermittel“ sowie „Produktion technischen Glycerins“ gutgeschrieben. Um den Einfluß unterschiedlicher Kuppelproduktbewertungsverfahren auf das Endergebnis festzustellen, wurde in Kaltschmitt et al. (1996) für einige Varianten der Kuppelproduktzurechnung mittels Allokationsverfahren die gesamte Bilanzierung durchgeführt. Wie sich deren Salden von dem der Standardvariante im Endergebnis unterscheiden, ist beispielhaft für drei Parameter in Abbildung 4 wiedergegeben. Dabei wird ersichtlich, daß je nach Parameter die Unterschiede im Endergebnis der einzelnen Bewertungsmethoden

- vernachlässigbar klein sein können (CO₂-Äquivalente) oder
- deutlich zutage treten (Variante „Verbrennung“ bei NO_x) oder

Tabelle 4: Ökologische Vor- und Nachteile der Substitution von RME durch Dieseldieselkraftstoff (Reinhardt und Vogt 1997)

	Vorteile für RME	Nachteile für RME
Ressourcenverbrauch	Einsparung erschöpflicher Energieträger	Verbrauch mineralischer Ressourcen
Treibhauseffekt	geringere Klimagasemissionen	
Stratosphärische Ozonabnahme		höhere N ₂ O-Emissionen
Versauerung		höhere Versauerungswirkung
Photosmog		höheres Ozonbildungspotential
Eutrophierung		höhere NO _x -Emissionen Risiko: Eutrophierung von Gewässern
Human- und Ökotoxizität	geringere Dieselpartikelemissionen innerorts ("Maximalszenario") geringere SO ₂ -Emissionen geringere Rohöleinträge in Meere durch Förderung und Transport von Rohöl Risiko: geringere Rohöleinträge durch Tankerunfälle Risiko: geringere Toxizität / höhere (Bio-)Abbaubarkeit	Risiko: Gewässerbelastung durch Biozide Risiko: Grundwasserbelastung durch Nitrat

- gar zu qualitativ anderen Ergebnissen führen (Variante „Masse-Energie“ bei SO₂-Äquivalenten).

Zu den quantifizierbaren Parametern kommen weitere Kenngrößen hinzu, die lediglich qualitativ bestimmt werden können. Im Rahmen der Normierungsbemühungen zur Methodik von Ökobilanzen wird derzeit insbesondere diskutiert, inwieweit auch Risiken durch Unfälle oder Umweltauswirkungen durch nicht bestimmungsgemäßen Gebrauch in die Bilanzen einbezogen werden sollen. In einigen Fällen existiert hier jedoch - selbst bei möglichst klarer Ausformulierung des Bilanzierungsziels und der zu berücksichtigenden Systemgrenzen - keine eindeutige Abgrenzung. Wenn beispielsweise Reste eines Pflanzenschutzmittels in das Abwasser gespült werden, so ist dies ein unsachgemäßer Umgang mit den Pflanzenschutzmitteln. Was ist aber, wenn - nicht absehbar - nach einer Pflanzenschutz-

mittelapplikation das Wetter umschlägt und es zu einem Starkregenereignis kommt? Es erscheint zumindest vertretbar, solche Risiken mit in eine Ökobilanz aufzunehmen. Eine Zusammenstellung aller Umweltauswirkungen der Substitution von Dieseldieselkraftstoff durch RME entsprechend dem derzeitigen Kenntnisstand gibt **Tabelle 4**.

4 Bewertung

Die in **Tabelle 4** aufgeführten ökologischen Vor- und Nachteile von RME im Vergleich zu Dieseldieselkraftstoff zeigen die Probleme auf, die mit der Bewertung der beiden Kraftstoffarten verbunden sind. Welcher Kraftstoff ist dem anderen vorzuziehen, wenn einer der beiden eine deutlich bessere Energiebilanz und geringere Schwefeldioxidemissionen aufweist (RME), während der andere (Dieseldieselkraft-

Tabelle 5: Vergleich der auf CO₂ normierten Umweltindices dreier verschiedener Bewertungsmodelle nach einzelnen Schadsstoffen (Baumann und Rydberg 1992)

Substanz	Ökopunktmodell	VNCI-Modell	EPS-Modell
CO ₂	1	1	1
SO ₂	197	218	151
NO _x	254	348	6.130
VOC	393	280	258
Hg (g)	68 600 000	4 250 000	250
Hg (aq)	68 600 000	28 000 000	250
Pb (g)	349 500	5 138	0,25
Pb (aq)	349 500	33 660	0,25
Zn (aq)	56 000	86 850	0,00025

Absolutwerte für CO₂: 0,0248 Ökopunkte/g, VNCI: 0,011 gewichtetes ppt/g und EPS: 0,04 Einheiten/kg

stoff) günstigere Stickoxid- und Distickstoffoxidbilanzen vorzuweisen hat? Für eine solche Bewertung wurden bisher mehrere Methoden vorgeschlagen.

Zu den ersten entwickelten Modellen zählen u. a. das Ökopunktmodell nach BUWAL (1990), das VNCI- sowie das EPS-Modell (VNCI (1991) und EPS (1992)). In **Tabelle 5** sind für einige ausgewählte umweltrelevante Kenngrößen einer Beispielbilanz die jeweiligen Bewertungsergebnisse nach diesen drei Verfahren einander gegenübergestellt. Hierbei wurde der Umweltindex von CO₂ gleich 1 gesetzt und alle weiteren Bewertungsparameter auf CO₂ normiert. Dementsprechend sollten die Verhältnisse der einzelnen Zahlen zueinander - gleiche Bewertungsergebnisse vorausgesetzt - in etwa gleich sein. In der Realität aber zeigen die teilweise um mehrere Größenordnungen unterschiedlichen Verhältnisse, daß eine Bewertung seitens der Wissenschaft nicht eindeutig vorgenommen werden kann (siehe näheres in Giegrich 1993).

Mittlerweile werden in den nationalen und zum Teil auch in den internationalen Normierungsausschüssen zur Vereinheitlichung von Ökobilanzen diese Methoden nicht mehr ohne weiteres akzeptiert. Immer mehr setzt man auf Modelle, die diverse quantifizierbare ökologische Kenngrößen quasi als Meßlatte einbinden und mittels verbalargumentativer Abwägung zur Schlußbewertung kommen. Ein solches Bewertungsverfahren wird im folgenden für den Lebenswegvergleich „RME versus Dieselkraftstoff“ diskutiert. Dabei werden zunächst die letztlich zu bewertenden Parameter festgelegt und in einem zweiten Bewertungsschritt wird die abschließende Bewertung vorgenommen.

tenden Parameter festgelegt und in einem zweiten Bewertungsschritt wird die abschließende Bewertung vorgenommen.

Erster Bewertungsschritt: Festlegung der zu bewertenden Parameter

Beim ersten Bewertungsschritt werden solche Parameter, die für die weitere Bewertung nicht in Frage kommen, ausgeschlossen. Dabei handelt es sich um

- Parameter, bei denen die Ergebnisse ausgeglichen sind, d. h. es finden sich weder signifikante zahlenmäßige Vor- noch Nachteile. Dazu zählt z. B. Formaldehyd.
- Parameter, denen nur eine untergeordnete bzw. keine ökologische Bedeutung zugeordnet werden kann. Darunter fallen z. B. CO und SO₂ als humantoxische Substanzen (SO₂ als Säurebildner ist im Versauerungspotential berücksichtigt) oder die mineralischen Ressourcen.
- Parameter, bei denen die Ausgangsdaten zu unsicher sind bzw. die Unsicherheit der Ausgangsdaten bei einer Min.-Max.-Abschätzung zu Vorzeichenwechsel führt. Darunter fallen z. B. die TCDD-Äquivalente und Benzo(a)pyren.

Tabelle 6 zeigt die quantitativ ermittelten Ergebnisse. Parameter, die aus dieser Liste in den zweiten Bewertungsschritt übergehen, sind mit einem „+“ in der Rubrik „Geeignet für weitere Interpretation“ gekennzeichnet.

Tabelle 6: Quantitative Ergebnisse des Lebenswegvergleichs „RME versus Dieselkraftstoff“ und erster Bewertungsschritt (Borken et al. 1998 und Reinhardt 1998)

Umweltwirkungs-kategorie	Parameter	Ergebnisse	Geeignet für weitere Interpretation	Ökologische Bedeutung
Ressourcenverbrauch	Erschöpfliche Primärenergie	-54,37 GJ/ha	+	groß
	Kalkstein	113 kg/ha		
	Phosphaterz	201 kg/ha		
	Schwefel gesamt	13,7 kg/ha		
	Rohkali	207 kg/ha		
	Steinsalz	- 312 kg/ha		
	Tonminerale	8,7 kg/ha		
	Treibhauseffekt	CO ₂ -Äquivalente	- 2,28 t/ha	+
Ozonabbau	N ₂ O	4,91 kg/ha	+	groß/sehr groß
Versauerung	SO ₂ -Äquivalente	6,23 kg/ha	+	mittel
Eutrophierung	N-gesamt	5,58 kg/ha	+	mittel
Human- und Ökotoxizität	NO _x	0,20 kg/ha	+	mittel
	SO ₂	- 6,49 kg/ha		
	CO	- 0,68 kg/ha		
	NMHC	0,19 kg/ha		
	Dieselpartikel	-440 g/ha	+	groß
	Staub	0,25 kg/ha		
	HCl	- 18 g/ha		
	NH ₃	6,7 kg/ha		
	Formaldehyd	1,6 g/ha		
	Benzol	- 1,46 g/ha		
	Benzo(a)pyren	- 144*10(-6) g/ha		
Dioxine	-12,7*10(-9) g/ha			

Zweiter Bewertungsschritt: Abschließende Bewertung

Die abschließende Bewertung wird auf der Basis der sogenannten „spezifischen Beiträge“ und der „ökologischen Bedeutung“ der diversen Umweltwirkungskategorien durchgeführt. Die Gesamtbewertung wird danach verbal-argumentativ durchgeführt. Dieses Verfahren wurde vom Umweltbundesamt zur Anwendung bei Ökobilanzen vorgeschlagen und 1995 erstmals bei der „Ökobilanz für Getränkeverpackungen“ angewandt (UBA 1995). Seither wurde dieses Bewertungsverfahren zum Teil in modifizierter bzw. aktualisierter Form auch in anderen Ökobilanzen angewandt - so auch auf den hier diskutierten Bilanzvergleich „RME versus Dieselkraftstoff“ (Reinhardt 1998). Zudem ist es wesentlicher Bestandteil der aktuellen Diskussion im Zuge der nationalen wie internationalen Ökobilanz-Normierungsbemühungen.

Bei dem Bewertungsansatz der „spezifischen Beiträge“ wird die relative Bedeutung der einzelnen ökologischen Vor- und Nachteile des zu Grunde liegenden Vergleichs durch Gegenüberstellung mit der Gesamtsituation in Deutschland abgeleitet. Dieses Verfahren wird hier nur noch auf die Größen angewandt, die nach dem ersten Bewertungsschritt übriggeblieben. Der „griffigeren“ Darstellung und der besseren Handhabung wegen wurden in **Abbildung 5** die „spezifischen Beiträge“ sowohl auf die sogenannten Einwohnerdurchschnittswerte, d. h. auf Pro-Kopf-Energieverbrauch und -Emissionen eines Bundesbürgers als auch auf die durchschnittliche Jahresfahrleistung von 1.000 Pkw in Deutschland bezogen. Für RME-betriebene Nutzfahrzeuge gelten die gleichen Relationen. Dies soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß es sich bei den „spezifischen Beiträgen“ um ein rein normierendes Kriterium handelt. Die Zahlen selbst wurden gerundet, um nicht den Eindruck einer zu großen Genauigkeit zu erwecken. Andererseits kann festgehalten werden, daß die Werte - zumindest unter den zugrunde gelegten Systemgrenzen - recht belastbar sind, denn gering oder nicht belastbare Ergebnisse wurden im ersten Bewertungsschritt bereits aussortiert. Existieren

zahlenmäßige Unsicherheiten aufgrund unsicherer Basisdaten wie bei den N_2O -Emissionen aus dem Agrarökosystem oder den aus Fahrzeugen emittierten Dieselpartikeln, so ist dies in der Abbildung im Sinne einer Min.-Max.-Abschätzung vermerkt. Die Min.-Max.-Abschätzung schlägt sich entsprechend auch bei den CO_2 -Äquivalenten nieder.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Anfang der neunziger Jahre lagen zum Thema „Ökobilanz von RME versus Dieselkraftstoff“ lediglich Energie- und CO_2 -Bilanzen vor. Mittlerweile wurde eine Vielzahl an Studien zu diesem Thema erstellt. Vormalig strittige methodische Vorgehensweisen sind heute weitgehend akzeptiert, die ersten vollständigen Lebenswegbilanzen liegen vor und auch im Bereich der Bewertung sind erste Bewertungsansätze realisiert. Damit ergibt sich nunmehr eine umfangreiche Grundlage für die Beurteilung der ökologischen Vor-

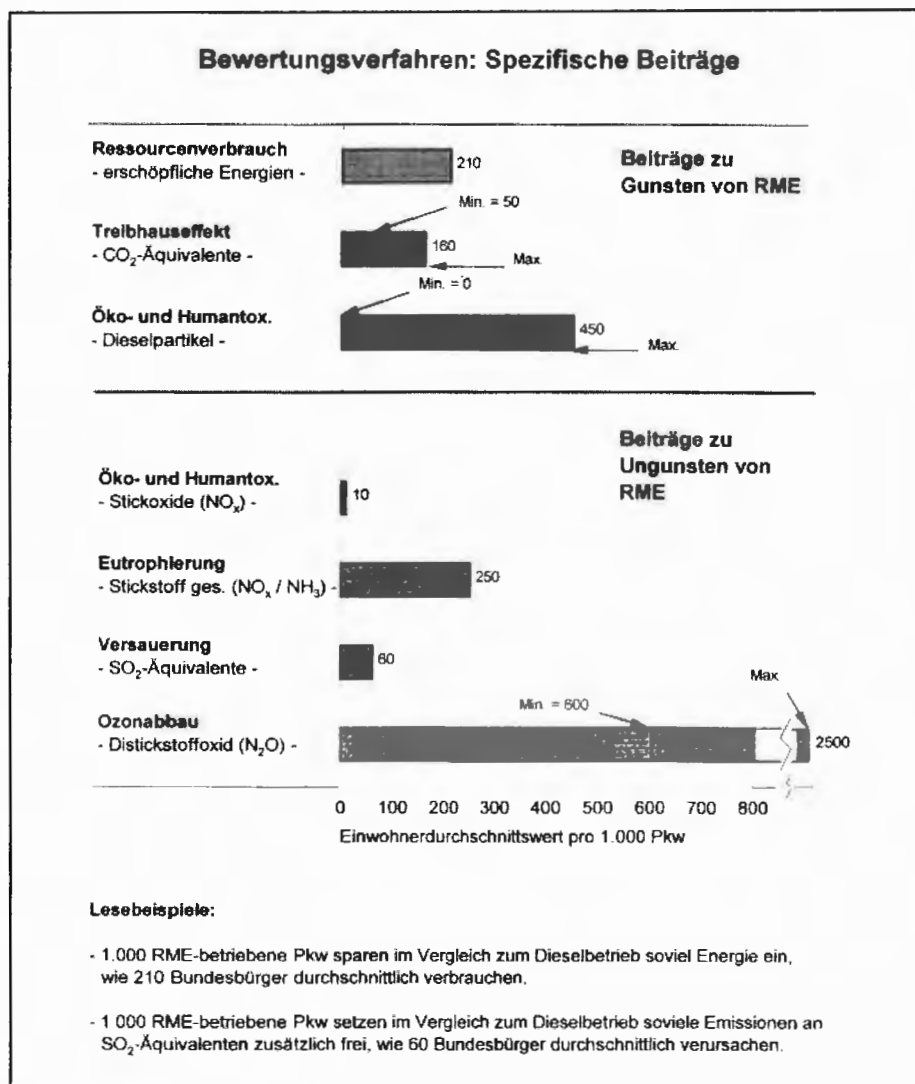


Abbildung 5: Ökologische Vor- und Nachteile des Lebenswegvergleichs „RME versus Dieselkraftstoff“ anhand der „spezifischen Beiträge“ (Reinhardt 1998, aktualisiert)

und Nachteile der Verwendung von RME als Dieselkraftstoffsubstitut. Die quantifizierbaren Kenngrößen lassen sich bereits heute einer abschließenden Bewertung unterziehen, indem sie anhand ihrer „spezifischen Beiträge“ in Relation zueinander gesetzt und anschließend verbal argumentativ unter Berücksichtigung ihrer „ökologischen Bedeutung“ bewertet werden.

Mit den Einsparungen bei den erschöpflichen Ressourcen und bei den Treibhausgasemissionen (gemessen in CO₂-Äquivalenten) ergeben sich zwei Umweltwirkungskategorien mit großer bis sehr großer ökologischer Bedeutung, die zu Gunsten von RME ausfallen. Unter bestimmten Bedingungen kommen als dritte Kategorie die günstigeren Dieselpartikelemissionen im Innenstadtbereich hinzu. Zu Gunsten des Dieselkraftstoffs fällt neben einigen Kategorien mit nur mittlerer ökologischer Bedeutung lediglich eine Kategorie mit großer bis sehr großer ökologischer Bedeutung aus, nämlich der stratosphärische Ozonabbau, der allerdings mit einer gewissen Interpretationsunsicherheit (nicht Datenunsicherheit!) behaftet ist. Damit läßt sich eine abschließende Gesamtbewertung zu Gunsten von RME durchaus vertreten. Sie ist allerdings nicht zwingend und kann insbesondere auch bei der Argumentation, vorsorgenden Umweltschutz betreiben zu wollen, umgekehrt werden, insbesondere solange die Interpretationsunsicherheit bei N₂O noch besteht.

Abschließend bleibt anzumerken, daß jegliche Bewertungsverfahren, also auch das hier angewandte, a priori nicht bis zum allerletzten Bewertungsschritt wissenschaftlich objektiv sein können und somit zu anderen Zeiten und von anderen Personen(gruppen) angewandt auch zu anderen Ergebnissen führen können. Umso mehr ist eine komplette Offenlegung des gesamten Verfahrens unabdingbare Voraussetzung für eine kritische Beurteilung. Dabei muß auch immer wieder darauf hingewiesen werden, daß die Ergebnisse nicht uneingeschränkt verallgemeinerbar sind. Das gilt genauso für die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse: Andere Verfahren der Rapsproduktion und andere Standorte, andere Erträge, eine andere Art der Bereitstellung oder Nutzung von RME, insbesondere aber auch möglicherweise in Zukunft vorliegende, auf den RME-Betrieb optimierte Motoren können durchaus zu anderen Resultaten führen. Insofern lassen sich zwar abschließende Bewertungen vornehmen - wie hier beispielhaft durchgeführt -, aber jeweils nur unter expliziter Berücksichtigung der zugrunde gelegten Systemgrenzen. Darüber hinaus sind Bewertungen auch auf der Basis von einzelnen ökologischen Zielen möglich. Dies ist beispielsweise dann der Fall, wenn ein Wasserschutzgebiet durch den Einsatz von RME anstelle von Dieselkraftstoff geschützt werden soll.

LCA of „RME versus diesel oil“ - the present state of discussion

In the beginning of the nineties the first LCAs on "RME versus diesel oil" only balanced energy and CO₂. In the meantime numerous studies concerning this topic have been published. The methodology has been scrutinized and improved, comprehensive LCAs have been completed, and the first evaluation models have been developed. Based on this solid knowledge an assessment of the ecological advantages and disadvantages of RME as a substitute for diesel oil is possible. This final assessment of the parameters includes a comparison of their "specific contributions" followed by a verbal, i. e. non-quantitative evaluation that draws on their "ecological relevance".

"Resource demand" and "greenhouse effect" - two environmental impact categories of high to very high ecological importance - are unequivocally in favour of RME. Under certain circumstances this is also valid for the local emissions of diesel particulates as third category. On the contrary, diesel oil obtains better results only in several categories of medium and in one category of high to very high "ecological relevance", that is in the category "stratospheric ozone depletion". But problems to interpret the available data lead to uncertainties concerning the general assessment of the "specific contribution" of N₂O to the stratospheric ozone depletion. An overall final assessment in favour of RME can be justified. However this assessment is not inescapable. In particular when a precautionary environmental approach is preferred the above argumentation can be reversed as long as there is interpretational ambiguity concerning N₂O.

Finally, it is necessary to mention that all evaluation models - including the present - cannot a priori be completely scientifically objective. The models may produce different results if used at other times and or by other users. This fact stringently requires the documentation of the complete evaluation process in order to allow a review. The results cannot be generalized unrestrictedly. In the present case study different processes of rape seed production, provision and use, or the development of optimized motor engines for the use of RME can lead to different assessments. Therefore, any final assessment has to consider explicitly the system boundaries. Additionally, assessments of individual ecological objectives are possible, e. g. if a water protection area is to be protected by the use of RME instead of diesel oil.

Literatur

- Baumann, H., Rydberg, T. (1992): Life-Cycle Assessment: A Comparison of Three Methods for Impact Analysis and Valuation. - Chalmers Industriteknik, 1992.
- Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. A. (1998): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen: Einsatz von Nutzfahrzeugen für Transporte, Landwirtschaft und Bergbau. - Vieweg-Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, in Bearbeitung.
- BUWAL 1990/ Ahbe, S., Braunschweig, A., Müller-Wenk, R.: Methodik für Ökobilanzen. - Schriftenreihe Umwelt Nr. 133 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern, 1990.
- CLM 1996/ Biewinga, E. E., van der Bijl, G.: Sustainability of energy crops in Europe. A methodology developed and applied. - CLM, Utrecht, 1996.
- DIN 1997/ Deutsches Institut für Normung (DIN) (Hrsg.): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Produkt-Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen - (ISO/DIS 14040). Beuth Verlag, Berlin, 1997.
- DIN-NAGUS/ Normenausschuß Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) des Deutschen Instituts für Normierung (DIN): Zwischenbericht der Normierungskommission.
- EPS 1992/ Sten, B., Ryding, S.-O.: The EPS Environmental Accounting Method. Report No B1022 of the IVL. - Swedish Environmental Research Institute, Göteborg, 1992.
- FAL 1985/ Veilguth, G.: Methylester von Rapsöl als Kraftstoff für Schlepper im Praxiseinsatz. - Grundle. Landtechnik 35, Nr. 5, 1985, S. 137-141.
- FAT 1997/ Wolfensberger, U., Dinkel, F. (Hrsg.): Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996. - Bern, 1997.
- GET & INRA 1996/ Scharmer, K., Gosse, G. et al.: Energy balance, ecological impact and economics of vegetable oil methylester production in Europe as substitute for fossil diesel. - Jülich, 1996.
- Giegrich, J.: Bilanzbewertung: Stand und Perspektiven. - Arbeitsbericht im Rahmen des IFEU-Projektes „Evaluation sogenannter objektiver Bewertungsmethoden im Hinblick auf die Erschließung konsensfähiger Bewertungsmethoden im Rahmen von Ökobilanzen“, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 1993.
- Hattungen, U., Adt, H. U.: Vergleichende Untersuchung zum Emissions- und Betriebsverhalten verschiedener Pkw- und Nutzfahrzeugmotoren bei Betrieb mit Pflanzenölester. - Tagungsband zur Fachtagung „Biodiesel“ am 12./13.06.1998, Braunschweig, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig, 1998.
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., Stelzer, T.: Ansätze einer Ökobilanz von RME am Beispiel von Energie- und Emissionsbilanzen. - Tagungsband zur Tagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen“ am 11./12.07.1996, Wittenberg. Schriftenreihe der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück.
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A. (Hrsg.): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. - Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, in Druck.
- Patyk, A., Reinhardt, G. A.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. - Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, 1997.
- Reinhardt, G. A.: Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe - Theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps. - 2. Aufl., Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, 1993 (vergriffen, Nachdruck: IFEU, Heidelberg).
- Reinhardt, G. A.: First total ecological assessment of RME (biodiesel) versus diesel oil. - In: C.A.R.M.E.N. (Hrsg.): Biomass for Energy and Industry. Proceedings of the International Conference Würzburg, Germany, 8-11 June 1998, Rimpf, 1998, S. 116-119.
- Reinhardt, G. A., Borken, J., Patyk, A., Vogt, R.: Ressourcen- und Emissionsbilanzen: Rapsöl und RME im Vergleich zu Dieselmotoren. - Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 1997.
- Reinhardt, G. A., Kaltschmitt, M.: Zur energetischen Bilanzierung von Bioenergieträgern. - VDI-Tagung „Kumulierter Energieaufwand“, 1995, Veitshöchheim.
- Reinhardt, G. A., Vogt, R.: Ganzheitliche Bilanzierung von Biokraftstoffen im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen. - In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Tagungsband zur Tagung „Ganzheitliche Bilanzierung von Energiesystemen“ vom 16./17. April 1997 in Düsseldorf, VDI Berichte 1328, VDI-Verlag, Düsseldorf 1997, S. 75-89.
- Schäfer, A., Naber, D., Gairing, M.: Biodiesel als alternativer Kraftstoff für Mercedes-Benz-Dieselmotoren. - Mineralöltechnik, Heft 3/1998, Hamburg, 1998.
- UBA 1995/ Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. UBA-Texte 52/95, Berlin, 1995.
- VDI 1997/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (Hrsg.): Kumulierter Energieaufwand. - VDI-Richtlinie 4600, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1997.
- VITO 1996/ Spirinckx, C., Ceuterick, D.: Comparative Life-Cycle Assessment of diesel and biodiesel. - VITO, Mol, 1996.
- VINCI 1991/ Association of the Dutch Chemical Industry (VNCI) (Hrsg.): Integrated Substance Chain Management. Working material for environmental measurement. - Unveröffentlichter Statusbericht, Den Haag, 1991.
- VW 1998/ Heinrich, H., Schindler, K.-P.: Schreiben vom 16.01.1998.

Verfasser:

Reinhardt, Guido A., Dr.; Geogr. (M.A.) Zemanek, Guido; Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu), Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg. Telefon (06221) 4767-0, Telefax (06221) 4767-19. E-Mail: Reinhardt@fb4.ifeu.de