

Aus dem Institut für Pflanzenbau und Grünland
Universität Hohenheim
Fachgebiet Spezieller Pflanzenbau
Prof. Dr. W. Aufhammer

Optimierung und Bewertung der Produktion von Getreidekorngut als Rohstoff für die Bioethanolerzeugung

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Agrarwissenschaften
vorgelegt der
Fakultät III – Agrarwissenschaften I
(Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie)
der Universität Hohenheim

von
Dipl.-Ing. sc. agr.
Alexander Rosenberger
aus Germersheim
2001

Die vorliegende Arbeit wurde am 30. April 2001 von der Fakultät III – Agrarwissenschaften I der Universität Hohenheim als “Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 28.5.2001

Dekan:	Prof. Dr. K. Stahr
Berichterstatter, 1. Prüfer:	Prof. Dr. W. Aufhammer
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:	Prof. Dr. W. Grosskopf
3. Prüfer:	Prof. Dr. H.J. Pieper

Inhaltsverzeichnis

A.	Einleitung und Literaturübersicht	1
1.	Einleitung	
2.	Literaturübersicht	2
2.1	Bioethanolerzeugung und Treibstoffverwendung	2
2.2	Getreidekorngut als Bioethanolrohstoff	3
2.2.1	Autoamylolyse	4
2.3	Reststoff Schlempe	5
2.4	Energiewirtschaftlichkeit	6
B.	Problemstellung	7
C.	Material und Methoden	8
1.	Feldversuchsanlage	8
2.	Meßprogramm	9
D.	Ergebnisse — Publikationen	10
1.	Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. J. Agron. Crop Sci. 2000, 185,1: 55-65. Mit der Abdruckgenehmigung von Blackwell Wissenschafts-Verlag.	10
2.	Improving the energy balance of bioethanol production from winter cereals: the effect of crop production intensity. Applied Energy 2001, 68,1: 51-67. Reprinted with permission from Elsevier Science. http://www.elsevier.com/locate/apenergy .	21
3.	Costs of bioethanol production from winter cereals: the effect of growing conditions and crop production intensity levels. J. Industrial Crops & Products. Accepted for publication.	38
4.	Bioethanol from grain vs. gasoline: life cycle analyses of winter triticale grown at different crop production intensity levels. J. Biomass & Bioenergy. Under review.	55
5.	Bioethanol and by-product straw from winter cereals vs. gasoline and heating oil: the effect of crop management with view to energy and emissions. J. Biomass & Bioenergy. Under review.	76

E.	Zusammenführende Diskussion	99
1.	Zusammenfassung der Ergebnisse	99
1.1	Ergebnisse der Rohstoffproduktion	99
1.2	Ergebnisse der Energiebilanz	99
1.3	Ergebnisse der Kostenkalkulation	100
1.4	Ergebnisse der Ökobilanz	101
2.	Abschlußdiskussion und Schlußfolgerungen	102
2.1	Effekte der Aufwuchsbedingungen und der Anbauintensitäten auf den Kornertrag, die Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag der Getreidearten/sorten	102
2.1.1	Kornertrag	102
2.1.2	Bioethanolausbeute	103
2.1.3	Bioethanolertrag	105
2.2	Ertragsrelevanz der Substitution von Mineraldüngerstickstoff	106
2.2.1	Leguminosenvorfrüchte	106
2.2.2	Getreideschlempe	107
2.3	Effekte der Rohstoffproduktion auf die energetische, die ökonomische und die ökologische Bewertung von Bioethanol	108
2.3.1	Energetische Bewertung	108
2.3.2	Ökonomische Bewertung	109
2.3.3	Ökologische Bewertung	110
2.4	Bedeutung der Nebenprodukte	112
2.4.1	Verbrennung von Getreidestroh	112
2.4.2	Düngerwert der Schlempe	113
3.	Ausblick	114
3.1	Zukunft der Rohstoffproduktion	114
3.2	Energieträger Bioethanol	115
F.	Zusammenfassung/Summary	116
G.	Konferenzbeiträge	121
H.	Literaturverzeichnis	122

A. Einleitung und Literaturübersicht

1. Einleitung

„Die Verwendung von Produkten aus nachwachsenden Rohstoffen ist geeignet, im Sinne der Vorsorgestrategie einen Beitrag zur Schonung fossiler Ressourcen und durch ihre weitgehende CO₂-Neutralität einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten. Darüber hinaus kann der Anbau nachwachsender Rohstoffe der deutschen Landwirtschaft Produktions- und Einkommensalternativen eröffnen.“ Hiermit warb das Bundeslandwirtschaftsministerium im Oktober 2000 im Bundesanzeiger um förderwürdige Eingaben für ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, mit dem Ziel, die Möglichkeiten zur Verwendung von Ethanol und Methanol aus nachwachsenden Rohstoffen im chemisch-technischen und im Treibstoffsektor auszuloten.

Der inzwischen vor allem in Drittländern erzielte technische Fortschritt bei der Herstellung von Agraralkohol, sowie geänderte wirtschaftliche und ordnungsrechtliche Rahmenbedingungen erfordern, so die Sicht des Ministeriums, die Neubewertung von Sachstand und Perspektiven für die Verwendung von Alkohol als regenerative Energie (BML 2000). Bereits im November 1999 prognostizierte Alfred Derde, Direktor der Royal Nedalco B.V. der Niederlande, auf der Welt-Ethanol Konferenz in London, daß Bioethanol aus landwirtschaftlichen Rohstoffen künftig eine Schlüsselrolle bei der Entwicklung umweltverträglicher Energieformen spielen wird (Anonymus 1999).

Eine der Voraussetzungen für die Einlösung dieser und weiterer an den flüssigen Energieträger Bioethanol geknüpften Erwartungen ist neben der Nutzung einer kostengünstigen und energiesparenden Konversionstechnik, die effiziente Bereitstellung geeigneter Rohstoffe. Dazu will diese Arbeit einen Beitrag leisten. Der Schwerpunkt liegt auf der Produktion von definiertem Getreidekorngut als Rohstoffbasis für die Herstellung von Bioethanol. Hierzu verhelfen differenzierte, stets von vornherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichtete Rohstoffproduktionsverfahren. Jeweils von der rohstoffproduktionstechnischen Variation ausgehend, wird anschließend der Rohstoffanbau und die –konversion zu Bioethanol energetisch und ökonomisch bewertet sowie zuzüglich seiner Verwendung als Ottotreibstoffsubstitut, einer umweltrelevanten Analyse unterworfen.

2. Literaturübersicht

2.1 Bioethanolerzeugung und Treibstoffverwendung

Die Erzeugung von Bioethanol aus Getreidekorngut beruht auf der Nutzung der in den Körnern hauptsächlich in Form von Stärke gespeicherten Kohlenhydrate. Die biochemische Konversion umfaßt den Stärkeaufschluß und die Verzuckerung im Maischprozeß, die Vergärung der verzuckerten Maische und die Destillation der vergorenen, reifen Maische (Kreipe 1981). In Abhängigkeit vom jeweils vorgesehenen Verwertungszweck wird der Rohsprit anschließend weiter aufgearbeitet. Eine Verwendung als Treibstoff, entweder unverdünnt oder in Beimischung zu Vergaserkraftstoffen, bedingt beispielsweise die weitgehende Dehydrierung des gewonnenen Destillats.

Die zahlreichen Verfahrenstechniken zur Erzeugung von Bioethanol unterscheiden sich teils erheblich in der Art und der Herkunft der eingesetzten Rohstoffe, in der Art der Prozeßführung und daher nicht zuletzt im Energiebedarf (Misselhorn 1980, Kreipe 1981, Menrad und König 1982, Singh et al. 1992, Anonymus 1994, Pieper und Senn 1996, Klass 1998, Zimmer und Richert 1998). In Deutschland ist die durch mikrobielle Enzyme katalysierte Konversion einschließlich der nachfolgenden Kolonnendestillation vorherrschend. Jede hiesige Alkoholherstellung ist gegenüber der Bundesmonopolverwaltung für Branntwein in Offenbach meldepflichtig. Im Zeitraum vom 1.10.1999 bis zum 30.9.2000 wurden von ihr im Bundesgebiet 1.076 Mio. hl Agraralkohol übernommen. Etwa ein Drittel davon entstammt der Verarbeitung von Getreidekorngut, Mais eingeschlossen (Hoffmann 2000). Verwendung findet der Agraralkohol für pharmazeutisch-technische Zwecke, in der Grundstoffchemie oder im Konsum. Zur Treibstoffnutzung wird Bioethanol hierzulande derzeit nicht produziert.

Als ein Additiv zu aus fossilem Rohöl gewonnenen Vergaserkraftstoffen eignet sich Bioethanol vor allem durch seine als hohe Klopffestigkeit bezeichnete Eigenschaft die Gefahr für unregelmäßige Verbrennungsabläufe im Motorbrennraum herabzusetzen und durch seinen für das Emissionsverhalten relevanten Sauerstoffgehalt (Schliephake 1986, Klein 1991, Klisch 1997). Die rechtliche Seite regeln die EU-Richtlinien 85/536 und 87/441 EWG, die EU-weit die Beimischung von 5 Vol.-% Ethanol zu Ottokraftstoffen freistellen (Hartmann und Strehler 1995). Details klärt ferner die für Deutschland gültige Ottokraftstoffnorm DIN EN 228. Eine aktuelle Übersicht zur Treibstoffverwendung von Bioethanol, den chemischen und kalorischen Spezifikationen, findet sich bei Klass (1998). Energiepolitisch wird für einen Einsatz von Bioethanol (aber auch von Pflanzenölen) im Kraftstoffsektor argumentiert, indem vor allem auf die Minderung der treibstoffbedingten Importabhängigkeit von Erdöl und den damit verbundenen Devisenabfluß verwiesen wird (Klein 1991).

2.2 Getreidekorngut als Bioethanolrohstoff

Für eine industrielle Bioethanolerzeugung sind Kornmassen gegenüber kohlenhydrathaltigen Sproß-, Rüben- und Knollenmassen im Vorteil, weil sie aufgrund hoher Energiedichte und niedriger Wassergehalte eine relativ unaufwendige Lagerung erlauben (Aufhammer 1998) und eine höhere Transportwürdigkeit besitzen. Zusammen gewährleistet dies die kaufmännisch wichtige, ganzjährige Auslastung einer Konversionseinrichtung.

Korngut von Getreide, das als Basis für die Bioethanolerzeugung dienen soll, muß die Voraussetzungen für eine hohe Bioethanolausbeute je Einheit Korntrockenmasse erfüllen. Physikalische Kriterien der Rohstoffqualifizierung, wie die Siebsortierung, das Hektolitergewicht oder die Tausendkornmasse, geben hierüber nur begrenzt Auskunft (Käßer 1994, Schäfer 1995). Wichtig ist die technische und mikrobiologische Reinheit des Korngutes. Verunreinigungen, auch durch Unkrautsamen, können zu Störungen des Gärverlaufs und damit zu Ausbeuteverlusten führen (Kühler 1994). Der entscheidende Faktor für die Bioethanolausbeute ist aber letztlich der Gehalt an vergärbare Substanz im Korn. Die vergärbare Substanz – sie wird nach vollständigem Aufschluß des dispergierten Rohstoffs mit technischen Fremdenzympräparaten bestimmt (Ande et al. 1998), umfaßt als wichtigsten Bestandteil die Stärke des Rohstoffs.

Aufhammer et al. (1993) analysierten aus Korngut von Weizen und Triticale unterschiedlicher Anbauherkunft bei fremdenzymierter Vergärung weitgehend gleichhohe und gegenüber Roggen höhere Bioethanolausbeuten dt^{-1} , was auf artspezifisch unterschiedliche Stärkegehalte zurückzuführen ist. Mit steigendem Kornproteingehalt fand sich eine abnehmende Bioethanolausbeute dt^{-1} Rohstoff (Käßer 1994, Schäfer 1995). Verantwortlich hierfür sind in erster Linie mit zunehmenden Kornproteingehalten abnehmende Stärkegehalte im Korn (Schäfer 1995). In Untersuchungen von Aufhammer et al. (1996a) bewirkte der N-düngebedingte Anstieg des Kornproteingehalts um 1 % einen Ausbeuteverlust von rund 0,5 Liter Bioethanol je dt Korntrockenmasse. Die höchste Bioethanolausbeute wurde stets aus Korngut gewonnen, das völlig ohne N-Düngung heranwuchs, wobei Minderausbeuten bereits bei Gesamtgaben von 60 kg N ha^{-1} registriert wurden. Befunde von Schäfer (1995), die auf umfangreichen Analysen von gezielt zur Vergärung produzierten Weizen- und Triticalekornpartien beruhen, ordnen sich entsprechend ein. Er verweist indes darauf, daß sich die Variabilität der Bioethanolausbeute bei fremdenzymierter Vergärung nur etwa zur Hälfte durch die Veränderung der Kornproteingehalte erklären ließ.

Zur Frage der N-Düngung von Getreide und dem Bioethanolertrag ha^{-1} sind allgemein nur wenige Untersuchungen bekannt. In den bereits angesprochenen Untersuchungen von Aufhammer et al. (1996a) bedeutete die Steigerung der Stickstoffmineraldüngung von 0 auf 180 kg ha^{-1} eine mittlere Abnahme der fremdenzymatisch gewonnenen Bioethanolausbeute von 1,7 Litern je dt Korntrockenmasse. Diesem

Rückgang stand eine Zunahme von 16,6 dt Korntrockenmasse oder 641 Litern Bioethanol je Hektar gegenüber. Das heißt, daß der proteinzuwachsbedingte Ausbeuteverlust durch den Kornertragszuwachs ha^{-1} aufgrund höherer Stickstoffdosierung überkompensiert wurde. Der maximale Bioethanolertrag lag bei 2918 L ha^{-1} . Im Ergebnis erwies sich der Bioethanolertrag ha^{-1} als hoch positiv mit dem Kornertrag ha^{-1} korreliert. Nach Schäfer et al. (1997a) resultierte die Variation des Bioethanolertrages ha^{-1} bei fremdenzymatischer Vergärung von Korngut aus Rein- und Mischbeständen zweier Herkunftsorte in der Tat zu 98,4 % aus der Variation des Kornertrages ha^{-1} .

Durch kornertragsorientierte N-Mineraldüngergaben kann auch der Kornproteingehalt von Getreide in hohem Maße beeinflusst werden, wobei neben der N-Düngungshöhe der Applikationszeitpunkt ausschlaggebend ist (Kübler 1994, Retzer 1995, Schuster et al. 1998, Schilling 2000). In Untersuchungen von Fischbeck et al. (1997) sowie Sieling und Hanus (1997) wiesen insbesondere die bis zum Entwicklungsstadium Schoßende verabreichten N-Gaben eine hohe Kornertragswirksamkeit auf. Spätere N-Düngungsmaßnahmen bewirkten dahingegen hauptsächlich eine Erhöhung der Kornproteinkonzentration. Feil (1997,1998) sowie Feil und Bänziger (1999) berichten anhand eigener Untersuchungen sowie auf der Grundlage des vorhandenen Schrifttums vom Phänomen, daß in Getreidesortimenten zwischen dem Kornertrag ha^{-1} und der Kornproteinkonzentration zumeist eine negative Beziehung auftritt. Feil (1998) interpretiert dies als Verdünnungseffekt, der, bei ökologisch und ökonomisch vertretbarer N-Düngung, mit der Ausnutzung des genetischen Ertragsfortschritts assoziiert sein soll.

2.2.1 Autoamylolyse

Pieper und Senn (1987) kalkultierten für die stärkehydrolisierenden, kommerziellen, aus Bakterien oder Pilzen gewonnenen Fremdenzyme rohstoff- und verfahrensabhängig Kosten von 0,10–0,20 DM je Liter Bioethanol und somit etwa 40–70 % der Gesamtkosten des Maischprozesses. Das Korngut der für die Bioethanolerzeugung aufgrund ihrer Stärkegehalte und der ausgereiften Verfahrenstechniken besonders interessanten Getreidearten Weizen, Roggen und Triticale enthält dahingegen amylolytisch wirksame Rohkornenzyme. Bei bezüglich pH-Wert und Temperatur angepaßtem Maischeregime sind diese befähigt, die korneigene Stärke ohne die Zugabe teurerer Fremdenzyme weitgehend abzubauen – zu verflüssigen – und zu verzuckern (Rau 1989, Thomas 1991, Senn et al. 1993). Die für die Autoamylolyse prozeßwichtigen Enzyme, die α - und β -Amylasen sowie die Grenzdextrinasen, sind native Bestandteile des Kornproteins. Die möglichst weitgehende Verzuckerung der Rohstoffstärke, die ihrerseits vom Erfolg der Verflüssigungsreaktion bestimmt wird, ist die Voraussetzung für die Vergärung der Maische durch das Enzymsystem der Hefe.

In verschiedenen Untersuchungen erwies sich die autoamylolytische Rohstoffqualität von der Getreideart und der –sorte, den Aufwuchsbedingungen, aber ebenso vom Erntezeitpunkt und der anschließenden Kornlagerungsdauer beeinflusst (Rau 1989, Aufhammer et al. 1993, 1994, Schäfer 1995, Schäfer et al. 1997a). Zur Bewertung der autoamylolytischen Rohstoffqualität dient der autoamylolytische Quotient (AAQ), der die Bioethanolausbeute derselben Kornpartie im Gärversuch ohne Fremdenzymzusatz der Ausbeute mit Fremdenzymzusatz in Relation setzt (Rau 1989). Bei einem AAQ von 100 % wird ein vollständiger Ersatz technischer Enzyme ohne Bioethanolausbeuteverlust erreicht. Autoamylolytische Quotienten in dieser Höhe fanden Rau (1989) und Schäfer (1995) jedoch nur in Ausnahmefällen, so daß bei fremdenzymfreier Verarbeitungsweise meistens in unterschiedlichem Umfang unvergorene Rohstoffstärke zurückblieb.

2.3 Reststoff Schlempe

Abgesehen von der zu Bioethanol vergorenen Stärke und des während der Vergärung entwichenen Kohlendioxids, finden sich die mit dem Rohstoff und den Hilfsstoffen in den Prozeß eingetragenen Komponenten in der als Destillationsrückstand anfallenden Schlempe. Pro Liter produzierten Alkohols fallen etwa 11 – 14 L Schlempe an (Senn und Pieper 1996). Ihre wertgebenden Inhaltstoffe sind neben den gelösten Mineralstoffen und den Rohfaserbestandteilen, vor allem Proteine und Proteinmetaboliten.

Die Alternativen für die Verwendung von Schlempe sind nach der zwischenzeitlichen Aufhebung der für landwirtschaftliche Brennereien obligaten Verfütterung vielfältig. Diskutiert oder praktiziert werden die Trocknung (Treu 1997), eventuell kombiniert mit einer Verbrennung, der Einsatz als Biogassubstrat (Behmel und Gleixner 1998), die Fortnutzung als Futtermittel (Adam 1990, Pieper und Senn 1991), das partielle prozeßinterne Recycling (Pieper und Jung 1982), sowie die Nutzung von frischer oder ausgefaulter Schlempe als stickstoffhaltiges Wirtschaftsdüngemittel (Gutser und Amberger 1989, Bosch 1991, Behmel und Gleixner 1998). Frischschlempen weisen hierzu einen Stickstoffgehalt von 0,2–0,3 % auf, wobei 98 % des Stickstoffs in organischer Bindung vorliegen (Fauth 1998).

In den USA wird ein Großteil der hauptsächlich aus der Maisverarbeitung stammenden Schlempe als rohfaserreiches Eiweißfuttermittel gehandelt (Tibelius 1996), während hierzulande vorrangig eine Verbringung auf Ackerflächen erfolgt (Matthes 1995). Verantwortlich hierfür ist in erster Linie die unterschiedliche Struktur der Bioethanolerzeugung in beiden Ländern. In Übersee wird Treibstoffalkohol aus Mais in industriellen Einheiten produziert. Dort interessiert der Mehrwert der Nebenprodukte als eine zusätzliche Erlösquelle. Die kontingentierte Alkoholproduktion der vorwiegend landwirtschaftlich geprägten, hiesigen Branche wird demgegenüber zu monopolrechtlich geregelten, selbstkostendeckenden Preisen übernommen

(Treu 1999, Hoffmann 2000), während im Zuge dessen die anfallende Schlempe möglichst unaufwendig auf die Felder entsorgt wird.

2.4 Energiewirtschaftlichkeit

Unter der Voraussetzung der Nutzung eines modernen Konversionsverfahrens einschließlich einer energiesparenden Destillationstechnik, ist die Energiebilanz der Bioethanolproduktion positiv. Bezogen auf das aus Getreidekorngut hergestellte Bioethanol, kalkulierten beispielsweise Schäfer et al. (1997b) Energiegewinne von bis zu knapp 26 GJ ha^{-1} . Dem entspricht eine Relation von Energieoutput zu -input von 1,77:1. Einbezüglich des Düngerwerts des Nebenprodukts Schlempe und der thermischen Energie des als Nebenprodukt anfallenden Getreidestrohs, erhöhte sich der Energiegewinn auf nahezu 167 GJ ha^{-1} , das Energieoutput/-Input Verhältnis stieg auf 5,27:1. Den Kalkulationen liegen gemessene Energiebedarfszahlen des Hohenheimer Dispergiermaischverfahrens mit Schlempererecycling zugrunde (Pieper und Bohner 1985). Zur Erzielung der maximalen auf das Hauptprodukt Bioethanol bezogenen Energiegewinne ha^{-1} , war die fremdenzymierte Vergärung des produzierten Korngutes unabdingbar (Schäfer et al. 1997b).

Darüber hinaus wurde auf Seiten der Rohstoffproduktion die N-Mineraldüngung als input-energetisch bedeutendster Einzelaufwand identifiziert. Eine Anbauintensivierung, die mit einer Verdopplung der N-Mineraldüngergabe auf 200 kg N ha^{-1} einherging, hob zwar die Energieerträge ha^{-1} , reduzierte aber den Energiegewinn ha^{-1} um rund 20 %. Schäfer et al. (1997b) zu Folge, blieb der intensivierungsbedingte Rohstoffmehrertrag ha^{-1} in Relation zum Energiemehraufwand für die Produktion und die Konversion zu gering.

Verantwortlich für die input-energetische Dominanz der N-Düngung ist der hohe fossile Energieaufwand für die Herstellung mineralischer N-Düngemittel. Jene beruht in Europa großtechnisch gegenwärtig zumeist auf der Haber-Bosch-Synthese. Hierbei werden Temperaturen zwischen $500\text{--}600^\circ\text{C}$ und ein Druck von 200 bar benötigt, um aus den gasförmigen Ausgangsstoffen Wasserstoff und Stickstoff Ammoniak herzustellen, der anschließend zu den entsprechenden N-Düngemitteln weiterverarbeitet werden kann.

B. Problemstellung

Getreidekorngut, das zur Bioethanolerzeugung dienen soll, muß die Kriterien für eine hohe Bioethanolausbeute dt^{-1} Korntrockenmasse erfüllen. Der entscheidende Faktor ist der Stärkegehalt des Kornguts, wobei zunehmenden Kornproteingehalten abnehmende Stärkegehalte und damit sinkende Bioethanolausbeuten gegenüberstehen. In Getreidespektren sind der Kornertrag ha^{-1} und die Kornproteinkonzentration häufig negativ korreliert. Insbesondere beim Anbau moderner Hochertragsorten kann zugunsten höherer Kornerträge ha^{-1} mit verminderten Kornproteingehalten gerechnet werden, sofern auf N-Gaben verzichtet wird, die ausschließlich auf die Erhöhung der Kornproteingehalte abzielen. Für die Produktion stärkereicher Kornpartien bildet daher der Anbau hoch leistungsfähiger Getreidearten/formen/sorten mit einem auf hohe Kornerträge ha^{-1} ausgerichteten N-Angebot und Pflanzenschutzregime die zentrale Basis. Der Kornertrag ha^{-1} bestimmt maßgebend den Bioethanol- und damit den Energieertrag ha^{-1} . Zur Sicherstellung hoher Bioethanolausbeuten dt^{-1} und hoher Energiegewinne ha^{-1} trägt die fremdenzymatische Vergärung des Korngutes bei. Das Korngut für die Bioethanolerzeugung entstammt bislang, auch mangels verfügbarer Alternativen, dem herkömmlichen Getreideanbau, der auf die Belange der Müllerei, der Bäckerei und der Fütterung zugeschnitten ist. Insofern ist über agronomische, ausbeuterelevante, energetische und ökonomische sowie umweltrelevante Effekte einer von vorneherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichteten Korngutproduktion wenig bekannt. Im Einzelnen standen folgende Fragen offen:

- In welchem Ausmaß variieren unter differenzierten natürlichen Aufwuchsbedingungen verbunden mit einer auf die Produktion von Korngut für die Bioethanolerzeugung ausgerichteten Anbauintensität, der Kornertrag ha^{-1} , die Bioethanolausbeute dt^{-1} und der Bioethanolertrag ha^{-1} hoch leistungsfähiger Wintergetreidearten und -sorten?
- Welche Relevanz kommt dem Ersatz der energetisch hoch aufwendigen mineralischen N-Düngung durch andere N-Versorgungsquellen, einschließlich der als Destillationsrückstand anfallenden Schlempe, hinsichtlich des Bioethanolertrags ha^{-1} zu?
- Inwieweit beeinflussen unter differenzierten Aufwuchsbedingungen nach der Anbauintensität abgestufte, auf die Produktion von Bioethanolrohstoff ausgerichtete Anbauverfahren, unter der Voraussetzung der Anwendung einer modernen, energiesparenden Konversion, die Bewertung von Bioethanol aus energetischer, ökonomischer sowie ökologischer Sicht?
- Wie verändert sich die Beurteilung der Bioethanolerzeugung, wenn ertragsseitig zusätzlich die thermische Verwertung des als Nebenprodukt anfallenden Getreidestrohs und der Düngerwert des Nebenprodukts Schlempe mit einbezogen werden?

C. Material und Methoden

1. Feldversuchsanlage

Die Datenbasis zur Bearbeitung der Fragestellung lieferten mehrfaktorielle, in den Versuchsjahren 1996/1997 und 1997/1998 unter den klimatisch und pedologisch differenzierten Aufwuchsbedingungen der Standorte Ihinger Hof und Oberer Lindenhof durchgeführte Feldversuche. Einen Überblick über die Feldversuchsanlagen gibt die Tabelle C.1.

Tab. C.1: Feldversuchsanlage

1. Vegetationsperioden 1996/1997 – 1997/1998						
2. Aufwuchsbedingungen		Ihinger Hof		Oberer Lindenhof		
Höhenlage		480 m NN		730 m NN		
Temperatur ¹⁾ , Niederschlag ¹⁾		7,9°C, 687 mm		6,8°C, 925 mm		
Bodenart, pH-Wert		Parabraunerde, 7,2		Terra fusca, 5,1		
Vorfrüchte (alljährlich)		Erbse, Getreide ²⁾		Klee gras, — ³⁾		
3. Wintergetreidearten, (–sorten)		Roggen (Farino), Triticale (Modus), Weizen (Batis)		Roggen (Farino), Triticale (Modus), — ³⁾		
4. Anbauintensitäten						
<u>Intensität</u>	<u>Stickstoffquelle</u>	<u>Bestandesführung</u>				
Hoch	Calciumammoniumnitrat	{ Chemische Unkraut- und Krankheitsbekämpfung, Wachstumsreglereinsatz				
Mittel	Flüssige Getreideschlempe					
Reduziert	Calciumammoniumnitrat	Chemische Unkrautbekämpfung				
Minimal	Bodenbürtiger Stickstoff	Mechanische Unkrautregulierung				
<u>Stickstoffdüngung</u> (kg N ha ⁻¹)		N _{min} ⁴⁾	Hoch	Mittel	Reduziert	Minimal
Ihinger Hof: Vorfrucht Erbse		48	100	130 ⁵⁾	70	0
Ihinger Hof: Vorfrucht Getreide		23	160	185 ⁵⁾	110	0
Oberer Lindenhof: Vorfrucht Klee gras		29	120	132 ⁵⁾	85	— ³⁾

1) Langjähriges Mittel 2) 1996 Winterweizen, 1997 Wintertriticale 3) Keine Prüfung 4) Jahresmittel zu Vegetationsbeginn 5) Im Durchschnitt der Versuchsperioden

Mit dem Standort Oberer Lindenhof wurden natürliche Aufwuchsbedingungen einbezogen, die eine Grenzlage für den Getreideanbau darstellen. Die geprüften Getreidearten/sorten zeichnete ein hohes bis sehr hohes Kornertragspotential aus. Ihre Auswahl variierte die Getreidebestände im Anspruch an die Aufwuchsbedingungen. Roggen gilt allgemein als robust, gesund und winterhart. Insofern wurden für die Hybridroggensorte Farino die geringsten Ansprüche an die natürlichen Aufwuchsbedingungen bei hoher Kompensationsfähigkeit extensiver Anbaumethoden angenommen. Demgegenüber sind die Bedürfnisse an den Standort und die Bestandesführung einer Weizensorte wie Batis ebenso wie der Stärkegehalt und damit die Bioethanolausbeute höher, die Streßtoleranz für Hitze und Trockenheit dagegen niedriger anzusiedeln. Mit ein Grund für den Anbau der Weizensorte Batis bildete

ihre bei geringerem N-Angebot erhöhte N-Effizienz (Bundessortenamt 1996). Dies sollte hohe Kornerträge auch bei herabgesetzter Anbauintensität gewährleisten. Die Bestände der Triticalesorte Modus sollten die Vorzüge des Roggens idealerweise ohne die Nachteile des Weizens kombinieren.

Die Abstufung der Anbauintensität wurde standort/vorfruchtbezogenen aus der Ergänzung von Wachstumsfaktoren und der Kontrolle von Schadfaktoren aggregiert. Zur Energieeinsparung ersetzte oder ergänzte der in organischer und anorganischer Bindung hinterlassene N von Leguminosenvorfrüchten und/oder definierte Getreideschlempepartien die N-Mineraldüngung. Der Vorfrucht Erbse stand Getreide als eine praxisrelevante Vorfruchtsituation gegenüber. Die standort/vorfruchtspezifischen Gesamt-N-Gaben ha^{-1} lassen sich aus Tabelle C.1 entnehmen. Die N-Düngung erfolgte in Teilgaben, Spätdüngergaben wurden kornertragsbetont spätestens zum Entwicklungsstadium Schoßende verabreicht, um gezielt die Stärke- zu Lasten der Kornproteinbildung zu fördern. Die N-Düngung mittels Schlempe diente neben der Energieeinsparung der Überprüfung als eine sachgerechte Lösung der Reststoffentsorgung im Kreislauf der Bioethanolerzeugung.

2. Meßprogramm

Im Zentrum der Feldversuche stand die Kornertragsbildung der Getreidebestände. Die realisierten Korn- und Stroherträge ha^{-1} , sowie die in Gärversuchen fremdenzymatisch gewonnene Bioethanolausbeute dt^{-1} Kornrohstoff und der Bioethanolertrag ha^{-1} bilden zusammen mit den eingesetzten Produktionsmitteln das Fundament, für die energetische, die ökonomische und die umweltrelevante Bewertung von Bioethanol. In Abhängigkeit von der jeweiligen Bewertungsebene resultieren spezifische Ergebnisparameter. Die Tabelle C.2 faßt die relevanten Zielgrößen zusammen.

Tab. C.2: Erfasste und errechnete Parameter

Parameter	Dimension	Erfassung
Korntrockenmasse	dt ha^{-1}	Parzellendrusch
Strohtrockenmasse	dt ha^{-1}	Probeschnitte
Bioethanolausbeute	L dt^{-1} Korntrockenmasse	Gärversuche
Bioethanolertrag	L ha^{-1}	Errechnet
Energieaufwand	GJ ha^{-1}	Errechnet
Energieertrag	GJ ha^{-1}	Errechnet
Energieoutput/–Input	GJ GJ^{-1}	Errechnet
Energiegewinn	GJ ha^{-1}	Errechnet
Kosten der Rohstoffproduktion/–konversion	DM ha^{-1}	Errechnet
Kosten der Rohstoffproduktion/–konversion	DM L^{-1} Bioethanol	Errechnet
Primärenergieeinsparung	GJ ha^{-1}	Errechnet
Emissionen	t ha^{-1}	Errechnet

Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren

A. Rosenberger, H.-P. Kaul, T. Senn und W. Aufhammer

Anschrift der Autoren: A. Rosenberger (für Korrespondenz), Dr H.-P. Kaul, Prof. Dr W. Aufhammer, Institut für Pflanzenbau und Grünland, Fachgebiet Spezieller Pflanzenbau, Universität Hohenheim, Fruwirthstr. 23, 70599 Stuttgart; Dr T. Senn, Institut für Lebensmitteltechnologie, Fachgebiet Gärungstechnologie, Universität Hohenheim, Garbenstr. 25, 70599 Stuttgart, Deutschland

Mit 7 Tabellen

Eingegangen am 15. Juli 1999; angenommen am 8. November 1999

Abstract

Improving the production of winter cereals for bioethanol by cultivation with varied intensity

The investigations were based on biennial field trials carried out at two locations comprising the factors location/previous crop, winter cereal genotype (rye cv. 'Farino', triticale cv. 'Modus', wheat cv. 'Batis') and production intensity level. One agronomical focus was to replace the mineral N-supply due to its energetic relevance, by either the residues of legumes, or stillage, a processing residue containing organic N. The measurement included the crop yield ha^{-1} , the bioethanol exploitation dt^{-1} and the bioethanol yield ha^{-1} . The last was closely correlated to the grain yield and thus dominated by intensity level. Highest bioethanol yields with an average peak at 40221 ha^{-1} , always occurred at the highest intensity level. Bioethanol exploitation however, was mainly determined by the genotype. The cultivars showed significant exploitation and yield differences. An adequate bioethanol exploitation was observed with the wheat cv. Batis in contrast to diminished grain and bioethanol yields. Considering bioethanol exploitation and bioethanol yield, the triticale cv. Modus was the outstanding genotype. Despite high grain yields, the bioethanol yields of the rye cv. Farino stayed mean, because of a genotypic lowered bioethanol exploitation. Comparing the approaches of mineral nitrogen substitution, legume N was successful, whereas stillage fertilizing, according to the examined conditions, resulted in ample decreased grain and bioethanol yields ha^{-1} .

Key words: production intensity level — N-substitution — bioethanol exploitation — bioethanol yield

Einleitung und Problemstellung

Gärungstechnische Getreidequalität definiert sich als Bioethanolausbeute je Gewichtseinheit Rohstoff. Ausschlaggebend ist der Stärkegehalt im Korn. Pro-

teindeterminierte nutritive oder backtechnische Qualitätsmerkmale sind daher brennereitechnisch gesehen ohne Belang. Statt dessen werden kornproteinarme und damit stärkereiche Getreidepartien verlangt. Ein wichtiger rohstoffproduktionstechnischer Ansatzpunkt resultiert aus der negativen Korrelation von Kornproteingehalt und Kornertrag ha^{-1} . Feil (1998) etwa berichtet von einer Abnahme der Kornproteingehalte hochertragreicher Getreidesortimente, die offenbar weitgehend unabhängig von Höhe und Verteilung der N-Düngung zustandekommt. Ähnliches beobachteten Fischbeck et al. (1997) mit Winterweizen. Sie betonen aber, daß bei verschiedenen N-Verteilungsmustern dieser Effekt immer dann auftrat, wenn bereits zum Stadium Schoßende die letzte N-Gabe verabreicht wurde. Allgemein wird die sinkende Eiweißkonzentration auf Verdünnungseffekte mit steigendem Kornertrag zurückgeführt (Pütz 1995, Feil 1998, Feil und Bänzinger 1999). Folgerichtig fordern Schäfer et al. (1997) für die Brennerei-rohstoffproduktion eine hohes Kornertragspotential der Getreidebestände. Hohe Getreidekornerträge ha^{-1} sind zumeist an hohen Stickstoffaufwand und intensiven Pflanzenschutz gekoppelt (Claupein 1993, Maidl et al. 1998, Peschke und Mollenhauer 1998). Fischbeck und Dennert (1999) wenden beispielsweise für Backweizen zur Sicherung marktfähiger Kornproteingehalte 210 kg N ha^{-1} auf, während das Ertragspotential von 116 dt ha^{-1} (86 % TM) bereits mit 170 oder bei Fischbeck et al. (1997) 150 kg N ha^{-1} ausgeschöpft war. Rückt also wie für Brennereigetreide der Kornertrag ins Zentrum, nimmt der N-Bedarf beträchtlich ab. Damit

verbunden ist zugleich ein intensitätssenkender und ökologisch relevanter Effekt, der aus der hohen energetischen Vorleistung für die Herstellung von Mineraldüngerstickstoff resultiert. Loyce und Meynard (1997) befürwortenausökonomischen Gründen ohnehin low input Anbauverfahren für Brennereigetreide. Ihre Einsparungen beim Pflanzenschutz und der N-Düngung gehen jedoch zu Lasten des Kornertrages. Sowohl aus gärtechnischer, ökonomischer, energetischer wie auch ökologischer Sicht kommt deshalb der Optimierung der Produktionstechnik, speziell des N-Angebots, unter Vermeidung von Ertragsseinbußen eine tragende Rolle zu. Ein Ansatz zur Modifikation der N-Versorgung bei gleichzeitigem Reststoffrecycling, liegt im Einbezug der bei der Bioethanolgewinnung anfallenden Schlempe, die als N-haltiger Wirtschaftsdünger mineralischen Stickstoff ersetzen könnte. Systematische Untersuchungen zur Wirksamkeit von Schlempestickstoff sind bislang selten (Gutser und Amberger 1989, Aufhammer et al. 1996a, Gutser 1998). Auch die Einbindung von Leguminosenvorfrüchten wäre im Blick auf Schaderreger und Stickstoff eine Alternative. Vor diesem Hintergrund waren folgende Fragen zu klären:

Wie wirken sich unter differenzierten Aufwuchsbedingungen nach dem Energieaufwand abgestufte Anbauverfahren auf den Korn- bzw. den Bioethanolertrag ha^{-1} und die Bioethanolausbeute dt^{-1} unterschiedlich anspruchsvoller Wintergetreidegenotypen aus?

Inwieweit kann durch den Einbezug von Stickstoff aus Leguminosenvorfrüchten oder aus Getreideschlempe energetisch hochaufwendiger mineralischer N ersetzt werden?

Material und Methoden

Feldversuchsanlage

In den Vegetationsperioden 1996/97 und 1997/98 wurden unter den klimatisch und pedologisch verschiedenen Aufwuchsbedingungen der Standorte Ihinger Hof und Oberer Lindenhof Feldversuche mit Wintergetreide durchgeführt (Tabelle 1). Angebaut wurden die Hybridroggensorte Farino, die Triticalesorte Modus sowie die Weizensorte Batis. Ihr gemeinsames Kennzeichen war das laut Bundessortenamt (1996) hohe bis sehr hohe Kornertragspotential, zudem, da eine lange Kornfüllungsperiode einen intakten Blattapparat voraussetzt, ein breites Resistenzspektrum. Roggen gilt allgemein als robust, gesund und winterhart. Insofern wurden für die Roggensorte Farino die geringsten Ansprüche an die natürlichen Aufwuchsbedingungen bei zugleich hoher Kompensationsfähigkeit extensiver Anbaumethoden

angenommen. Demgegenüber sind die Anforderungen an den Standort und die Bestandesführung einer Weizensorte wie Batis, ebenso aber auch der Stärkegehalt deutlich höher, die Streßtoleranz für Trockenheit oder Hitze hingegen deutlich niedriger anzusiedeln. Der Weizensorte Batis wurde in Kenntnis der A-Qualitätseinstufung, wegen ihrer zu vergleichbaren Sorten bei geringerem Stickstoffangebot höheren N-Effizienz (Bundessortenamt 1996) der Vorzug gegeben. Dies sollte eine hohe Ertragsleistung bei herabgesetzter Anbauintensität gewährleisten. Die Triticalesorte Modus sollte die Vorzüge des Roggens idealerweise ohne die Nachteile des Weizens kombinieren.

Mit der Einordnung der Getreidebestände in Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Vorfrüchten verband sich die Absicht nach hoher Variabilität hinsichtlich der eingangs skizzierten gärtechnischen, energetischen, ökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen. Die Leguminosen sind dabei bezüglich des Auftretens von Schadfaktoren und der N-Nachlieferung als günstige Vorfrüchte für den Getreidenachbau einzustufen, während mit Wintergetreide eine eher ungünstige, aber zunehmend praxisübliche Vorfruchtsituation gegenüberstand. Um die N-Rückstände der Erbsen zu sichern, wurde außer einem Zwischenfruchtanbau die Primärbodenbearbeitung nicht wendend vorgenommen, unterstützt durch eine frühe Versuchsansaat zum raschen Aufbau einer Stickstoffsenske. Nach der Getreidevorfrucht kam der Pflug zur Senkung des Infektionsrisikos mit Halmbasiserkrankungen zum Einsatz. In engen Getreiderotationen zeigt sich insbesondere Weizen empfindlich für Fruchtfolgekrankheiten. Eine Saatzeitverspätung gilt als weitere Maßnahme, um die Entwicklungschancen von Fußkrankheiten und/oder den Pflanzenschutz Aufwand zu reduzieren (Christen 1997). Allerdings gelten hochleistungsfähige Roggen- und Triticalesorten als weniger spätsaatverträglich verglichen mit Weizen. Daher wurden nach Getreidevorfrucht lediglich die Varianten der Weizensorte Batis vollständig mit Verzögerung ausgesät. Am Oberen Lindenhof wurden die Ernterückstände nach Futternutzung des Kleeegrases untergepflügt, um die Wurzelmassen zuverlässig zu beseitigen, zumal Klee grasreste als potentielle Fusariumquelle im Verdacht stehen.

Aussaat

Die Saatzeitpunkte und die Saatchichten richteten sich nach der Standort-/Vorfruchtsituation und dem Sortenanspruch. Nach den Erbsen wurden alle Varianten in beiden Jahren jeweils zur ersten Oktoberdekade gesät. Die Saatstärke der Weizensorte Batis betrug 350, die der Roggensorte Farino und der Triticalesorte Modus 280 keimfähige Körner je m^2 . Zeitgleich mit gleicher Dichte wurden nach Getreide die Varianten V1, V2 und V4 der Roggensorte Farino und der Triticalesorte Modus bestellt. Die Weizensorte Batis sowie je die Variante V3 der Triticalesorte Modus und der Roggensorte Farino wurden 14 Tage später ausgesät. Die Saatmenge wurde bei Batis auf 400, ansonsten auf 320 keimfähige Körner

Tabelle 1: Feldversuchsanlage
Table 1: Experimental design

1. Vegetationsperioden	1996/97, 1997/98				
2. Aufwuchsbedingungen	Ihinger Hof			Oberer Lindenhof	
Höhenlage	480 m NN			730 m NN	
Temperatur, Niederschlag ¹	7,9 °C, 687 mm			6,8 °C, 925 mm	
Bodenart, pH-Wert	Parabraunerde, 7,2			Terra fusca, 5,1	
Vorfrucht (alljährlich)	Erbsen, Wintergetreide			Klee gras, — ²	
3. Wintergetreidegenotypen	Roggen (Farino), Triticale (Modus), Weizen (Batis)			Roggen (Farino), Triticale (Modus), — ²	
4. Anbauverfahren					
<i>Intensität</i>	<i>N-Quelle</i>			<i>Bestandesführung</i>	
hoch (V1)	Calciumammoniumnitrat			{ chemische Unkraut- und Krankheitsbekämpfung, Wachstumsreglereinsatz	
mittel (V2)	Getreideschlempe				
reduziert (V3)	Calciumammoniumnitrat			chemische Unkrautbekämpfung	
minimal (V4)	Bodenbürtiger Stickstoff			mechanische Unkrautregulierung	
<i>Stickstoffdüngung</i> (kg N ha ⁻¹)	<i>N_{min}</i> ³	V1	V2 ⁴	V3	V4
Ihinger Hof: Vorfrucht Erbsen	48	100	130	70	0
Ihinger Hof: Vorfrucht Wintergetreide	23	160	185	110	0
Oberer Lindenhof: Vorfrucht Klee gras	29	120	132	85	— ²

¹ langjährige Mittelwerte.

² entfällt oder nicht durchgeführt.

³ Jahresmittel zu Vegetationsbeginn.

⁴ im Jahresdurchschnitt.

m⁻² angehoben. Wegen größerer Wahrscheinlichkeit von Auswinterungsverlusten und einer insgesamt kürzeren Periode für die Anlage von Ertragspotential, wurde am Oberen Lindenhof unmittelbar zu Oktoberbeginn mit 320 keimfähigen Körnern m⁻² gedrillt.

Stickstoffversorgung und Wachstumsreglereinsatz

Die N-Düngerformen und das N-Angebot sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die N-Düngung erfolgte nach Entwicklungsstadien in Teilgaben. Spätdüngergaben wurden kornertragsbetont zu Schoßende verabreicht, um gezielt die Stärke- vor der Proteinakkumulation zu fördern. Unter reduzierter Intensität (V3) war die N-Mineraldüngerdosis um 30 % gegenüber V1 herabgesetzt. Die Variante V4 erhielt keine N-Düngung. Die Schlempe wurde in frischem Zustand mittels Pumpfaß und Prallverteiler auf die Parzellen der Variante V2 aufgebracht. Der zur Düngerbemessung zugrunde gelegte Gesamt-N-Gehalt lag zwischen 0,15 und 0,42 % bezogen auf die Schlempefrischmasse. Als Referenz diente die Düngermenge von V1, die aufgrund der Ausbringungstechnik mitunter nicht einzuhalten war. In den Varianten V1 und V2 erfolgte zur Halmstabilisierung ein sortenspezifischer Wachstumsreglereinsatz im Splittingverfahren.

Unkraut- und Krankheitsbekämpfung

Die Varianten V1, V2 und V3 wurden mit Herbiziden behandelt. Variante V4 wurde gestriegelt. Nach Erbsen

und Klee gras wurden die Varianten V1 und V2 zum Schoßende eine Fungizidapplikation unterzogen. Nach Getreide erfolgte in den Varianten V1 und V2 der Weizensorte Batis zu Schoßbeginn zunächst eine fungizide Halmbasisbehandlung, ergänzt durch eine sorteneinheitliche Blatt- und Ährenbehandlung zur Blüte. Abgesehen von der Fußbehandlung, kam ein Strobilurinpräparat mit zusätzlich ertragsphysiologischer Wirkung zum Einsatz. Varianten reduzierter (V3) und minimaler (V4) Anbauintensität blieben ohne Fungizide. Die Schädlingsbekämpfung erfolgte betriebsüblich nach gültigen Schadschwellen.

Parametererfassung und Untersuchungen

Der pflanzenbauliche Ansatz diente der Erfassung der Bestandesentwicklung und Ertragsbildung der Getreidebestände unter variierten Aufwuchsbedingungen bei differenzierten Anbauintensitäten. Eine Übersicht der erhobenen Parameter enthält die Tabelle 2.

Durchführung der Gärversuche

Für gärtechnische Untersuchungen wurde Korngut der Druschproben gemahlen und wie von Aufhammer et al. (1993) und Schäfer (1995) beschrieben analysiert. Hierbei wurde in Laborgärversuchen unter Zusatz einer optimierten Fremdenzymkombination, infolge nahezu völliger

Tabelle 2: An den Getreidebeständen und am Korngut erfaßte Parameter
 Table 2: Characters measured at plant populations and grain material

Parameter	Dimension	Erfassung/ Methode
Keimdichte	Pflanzen m ⁻²	Zählung
Bestandesdichte	Ähren m ⁻²	Zählung
Lager	%	Bonitur
Krankheitsbefall	%	Bonitur
Korntrockenmasse	dt ha ⁻¹	Parzellendrusch
Einzelährenertrag	g TM	errechnet
Tausendkornmasse	g TM	Zählung, Wägung
Körner pro Ähre	Anzahl	errechnet
Rohproteingehalt	% in der TM	N (Kjeldahl) × 6,25
Fallzahl	s	ICC-Standard Nr.107 ⁽¹⁾
Bioethanolausbeute	l dt ⁻¹ Korn-TM	Gärversuch ⁽²⁾
Bioethanolertrag	l ha ⁻¹	errechnet

¹Arbeitsgemeinschaft Getreideforschung (1994).

²Aufhammer et al. (1993) und Schäfer (1995).

Konversion der vergärbaren Substanz, die maximale Bioethanolausbeute ermittelt. Schäfer (1995) folgend, wurden Einfachbestimmungen jeder Kornprobe unter Einbezug aller Feldwiederholungen vorgenommen. Abweichend zur von vorgenannten Autoren dokumentierten Methodik, wurden Roggenproben einer thermischen Maischevorbehandlung unter α -Amylasezugabe unterzogen, um viskositäts erhöhende und damit ausbeutemindernde Effekte der Pentosane abzumildern. Zur Maischedesinfektion diente ein probeneinheitlicher Kaliumdisulfatzusatz. Die Bestimmung des Alkoholgehaltes erfolgte nach der Destillation der vergorenen und filtrierten oder zentrifugierten Maischen mittels Dichtemessungen. Der Alkoholgehalt wurde anhand der Amtliche Alkoholtafel Nr. 6 (1979) als Volumenkonzentration (% vol) bei 20 °C angegeben.

Biometrische Auswertung

Die zusammenfassende Verrechnung der orthogonal über die Versuchsjahre und Standorte erhobenen Daten erfolgte in entsprechenden Varianzanalysen, um fragestellungsbezogen die Reproduzierbarkeit der Merkmalsausprägungen im Standort- oder Vorfruchtvergleich beurteilen zu können. Die zweijährige Variation am Ihinger Hof umfaßte neben den Vorfrüchten Erbsen und Getreide, die Roggensorte Farino, die Triticalesorte Modus und die Weizensorte Batis, sowie die hohe, die mittlere und die minimale Anbauintensität. Zusätzlich wurden unter Einbezug des Oberen Lindenhofs die Roggensorte Farino und die Triticalesorte Modus bei hoher, mittlerer und reduzierter Anbauintensität überprüft. Die Versuchsjahre wurden als Großparzellenfaktor einer

Spaltanlage angesehen, dem die restlichen Faktoren hierarchisch untergeordnet waren. Munzert (1992) folgend, wurde von gepoolten Blockeffekten ausgegangen. Die Homoskedasdität der Daten und die Normalverteilung der Residuen wurde überprüft. Für interagierende Merkmale wurde der Korrelationskoeffizient angegeben. Soweit Effekte im F-Test eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % unterschritten, wurden Grenzdifferenzen auf der Grundlage des t-Tests errechnet.

Ergebnisse

Aufwuchsbedingungen und Bestandesentwicklung

Am Ihinger Hof erreichte der Feldaufgang 1996 im Mittel 94 und 1997 90 %, gegenüber 73 und nur 40 % am Oberen Lindenhof. Die dortigen Feldaufgangsprobleme sind auf Trockenheit und Frost zurückzuführen. Im Anschluß an einen strengen Winter 1996/97 traten nach Getreidevorfrucht Pflanzenschäden auf, die auf Virusbefall hindeuteten. Nach ortsüblichem Vegetationsbeginn blieb es von April bis Mai 1997 sehr niederschlagsarm und teils zu kühl. Dadurch wirkten die ersten N-Gaben verzögert. Ergiebige, teils weit überdurchschnittliche Niederschläge im Juni und Juli 1997 begünstigten die Kornfüllung, förderten aber auch die Ausbreitung von Pilzkrankheiten. In nennenswertem Ausmaß traten bei der Roggensorte Farino die Blattfleckenkrankheit, Braunrost und 1998 nach den Erbsen Mutterkornbefall auf. Bei der Weizensorte Batis und der Triticalesorte Modus traten neben der Blattdürre gelegentlich Braunrost, sowie 1997 vorwiegend die Helminthosporium-Blattdürre auf. Ertragsmindernde Symptome der Halmbruchkrankheit zeigten sich nicht. Lager trat kaum auf. Am Ihinger Hof folgte im November 1997 auf ausbleibende Niederschläge und frühen Frosteinbruch eine vorzeitige Vegetationsruhe. Die Spätsaatvarianten nach der Getreidevorfrucht liefen daher vor Winter nicht mehr auf. Die Bestände des ersten Saattermins waren dagegen gut entwickelt. Nach mildem Winter 1997/98 mit leichtem Vegetationsvorsprung war beginnend mit der letzten Märzdekade 1998, eine termingerechte Bestandesführung durch die Regenverteilung und auftretende Nachfröste stark beeinträchtigt. Die Bestände am Oberen Lindenhof blieben lückig. Ab Mai 1998 war es bei dortig erheblich zu trocken und teils zu warm. Hierdurch hervorgerufene Ertragseinbußen betrafen vor allem die Bestände nach Getreide. Insgesamt stand den langjährigen Mittelwerten ein Niederschlagsdefizit im Zeitraum Januar bis August 1998 von je 140 mm gegenüber.

Tabelle 3: F-Werte für Effekte auf den Kornertrag, die Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag am Ihinger Hof (K1) sowie den Bioethanolertrag der beidortig geprüften Variation (K2)

Table 3: F-values for effects on the grain yield, the bioethanol exploitation and the bioethanol yield at the Ihinger Hof (K1) and on bioethanol yield for the variation tested at both locations (K2)

Verrechnung	K1			K2
Faktor	Kornertrag	Bioethanolausbeute	Bioethanolertrag	Bioethanolertrag
Erntejahr (J)	0,11	2,28	0,05	1,15
Vorfrucht (O)	14,35**	41,91***	16,49**	4,61*
J × O	2,50	11,69**	2,96	0,60
Sorte (S)	22,14***	886,13***	27,32***	51,48***
J × S	0,01	14,72***	0,05	0,13
O × S	8,03**	23,39***	9,05**	13,31***
J × O × S	2,31	1,13	2,31	4,83*
Anbauintensität (V)	499,28***	24,66***	496,92***	208,12***
J × V	8,22***	43,10***	11,14***	7,69**
O × V	14,44***	10,08***	12,07***	7,61***
S × V	3,18*	5,01**	2,53	0,73
J × O × V	0,24	13,58***	0,18	1,50
J × S × V	2,54	5,52**	2,84*	0,20
O × S × V	0,56	2,13	0,65	1,58
J × O × S × V	3,14*	1,30	3,27*	2,58*

*, **, ***signifikant bei < 5 %, < 1 %, < 0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit.

Ergebnisse der Varianzanalysen

Bestätigend für die Relevanz der Versuchsanlage, zeigten die Varianzanalysen für die Hauptwirkungen der Faktoren Vorfrucht, Sorte und Anbauintensität stets signifikante Effekte (Tabelle 3). Ein Jahreseffekt trat nicht auf. Für alle Faktoren wiesen der Korn- und der Bioethanolertrag nahezu gleiche F-Werte auf. Ursache war die mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,99$ hoch positive Beziehung beider Merkmale. Die Vielzahl gesicherter Effekte auf die Bioethanolausbeute ist als Folge geringer Restvarianzen zu verstehen, die für Ausbeuteanalysen unter Enzymzusatz charakteristisch sind. Abgesehen vom Sorteneffekt blieben die Einflüsse gering. Gleiche Zusammenhänge – enger Bezug zwischen Korn- und Bioethanolertrag, Sortendominanz auf die Ausbeute – leiteten sich für die gemeinsam an Ihinger Hof und Oberem Lindenhof geprüfte Variation ab. Deren Darstellung wurde daher auf den Bioethanolertrag verkürzt. Daneben zeigt Tabelle 3, wo und in welchem Ausmaß fragestellungsrelevante Interaktionen einen Beitrag zur Erklärung der Varianz leisteten. Nachweisliche Interaktionen zwischen Vorfrucht und Sorte wiesen auf genotypische Unterschiede mit wechselnden Aufwuchsbedingungen hin. Mit diesen wiederum standen die Intensitätsmaßnahmen in ertrags- und aus-

beuterelevanter Wechselbeziehung. Die Interaktion Erntejahr × Anbauintensität deutet darauf hin, daß die Merkmale, abhängig von der Anbauintensität, jahresspezifisch differierten. Die Wechselwirkung Sorte × Anbauintensität war für die Merkmale Kornertrag und Bioethanolausbeute signifikant, nicht jedoch für den Bioethanolertrag. Demgemäß interpretiert sich der Einfluß der Intensitätsabstufung auf die Genotypen für die Merkmale unterschiedlich. Es sollte daher keinem Genotyp leichthin eine extensive Anbaueignung attestiert werden. In Abstimmung mit den natürlichen Aufwuchsbedingungen, entsprechend dem höchsten Interaktionsniveau, wurden mit Ausnahme der Bioethanolausbeute Effekte nachgewiesen, die jedoch schwer zuzuordnen und quantitativ gering waren. Die Mittelwertdarstellung konzentriert sich daher ausgehend von den Hauptwirkungen der Faktoren Anbauintensität, Sorte und Vorfrucht auf die Interaktionen Vorfrucht × Anbauintensität und Sorte × Anbauintensität.

Kornertrag

Am Ihinger Hof trat im Durchschnitt zwischen hoher und minimaler Anbauintensität nahezu eine Halbierung der Erträge auf (Tabelle 4). Der mittlere

Tabelle 4: Korntrockenmasse (dt ha⁻¹) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Anbauintensität, Sorte und Vorfrucht sowie der Interaktion Vorfrucht × Anbauintensität und Sorte × Anbauintensität

Table 4: Grain dry weight (dt ha⁻¹) as affected by the intensity level, cultivar and previous crop as well as by the interaction previous crop × intensity level and cultivar × intensity level

Anbauintensität			Sorte			Vorfrucht	
hoch 81,2 a	mittel 59,7 b	minimal 45,8 c	Modus 69,1 a	Farino 63,6 b	Batis 54,0 c	Erbsen 67,8 a	Getreide 56,7 b
Anbauintensität		hoch	mittel	minimal	GD _{5%}		
Vorfrucht							
Erbsen		83,4	66,0	53,9	3,2		
Getreide		79,0	53,5	37,6			
Sorte							
Modus		87,9	67,3	52,1	3,9		
Farino		84,7	61,2	44,8			
Batis		70,9	50,7	40,4			

Mehrertrag der Triticalesorte Modus zur Roggensorte Farino blieb mit 5,5 dt ha⁻¹ relativ gering, dagegen zeigte die Weizensorte Batis mit einer Abweichung von bis zu 15,1 dt ha⁻¹ mit Abstand den geringsten Ertrag. Nach den Erbsen resultierte im Mittel ein gesicherter Kornmehrertrag gegenüber der Getreidevorfrucht von 11,1 dt ha⁻¹. Allgemein wurden für jede Intensitätsstufe nach Erbsen signifikant höhere Kornerträge als nach Getreide registriert. Weiter veranschaulicht die Interaktion Vorfrucht × Anbauintensität anhand der wachsenden Ertragsdifferenz zugunsten der Bestände nach den Erbsen, eine mit abnehmender Intensität zunehmende Ertragsbedeutung der Vorfrucht. Unter mittlerer Intensität resultierten Mindererträge von bis zu 25,5 dt ha⁻¹ verglichen mit hoher Intensität, sowie Mehrerträge von maximal 15,9 dt ha⁻¹ zu minimalem Aufwand. Abweichungen in der Sortenreaktion auf die Intensitätsabstufungen wurden mit der Interaktion Sorte × Anbauintensität festgestellt. Hierzu trug eine mit abnehmender Anbauintensität zunehmende Ertragsdifferenz zwischen der Roggensorte Farino und der Triticalesorte Modus bei. Zugleich mußten mit der Roggensorte Farino bei sinkender Intensität die höchsten relativen Ertragseinbußen im Sortenvergleich hingenommen werden. Die Kornerträge der Weizensorte Batis bewegten sich mit signifikanten Mindererträgen von bis zu 17 dt ha⁻¹ bei gleicher Anbauintensität verglichen mit der Triticalesorte Modus, auf erheblich herabgesetztem Niveau. Im Vergleich der Genotypen blieben mit der Weizensorte Batis, auf niedrigem Ertragsniveau,

die relativen Kornertragsänderungen mit sinkender Intensität am geringsten.

Bioethanolausbeute

Im Mittel belief sich die fremdenzymatisch gewonnene Bioethanolausbeute der Triticalesorte Modus auf 46,01 Bioethanol dt⁻¹ Korntrockenmasse, gefolgt von der Weizensorte Batis mit 44,7 und der Roggensorte Farino mit 42,81 dt⁻¹ (Tabelle 5). In Relation zum Sorteneffekt, trat jede andere nachgewiesene Haupt- oder Wechselwirkung in den Hintergrund. Selbst ein sich abzeichnender Trend zu höherer Bioethanolausbeute bei abnehmender Anbauintensität, blieb dem Umfang nach gering. Abgesehen von der roggentypischen Minderausbeute, sind die Schwankungen der Bioethanolausbeute weitgehend auf divergierende Kornproteingehalte zurückzuführen, die sich invers zum Gehalt an Stärke, entweder ausbeutemindernd oder –erhöhend auswirkten. Zwischen der Bioethanolausbeute aus Korngut von Beständen reduzierter zu hoher und mittlerer Intensität, bestanden keine fehlerkritischen Unterschiede (Daten nicht gezeigt). Ebenso wenig traten unter Einschluß des Oberen Lindenhofs prinzipielle Veränderungen der Sortencharakteristik auf.

Bioethanolertrag

Der Bioethanolertrag (l ha⁻¹) resultiert als Produkt aus der Bioethanolausbeute (l dt⁻¹) und der Korntrockenmasse (dt ha⁻¹) der dazugehörigen

Tabelle 5: Bioethanolausbeute ($l\ dt^{-1}$) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Anbauintensität, Sorte und Vorfrucht sowie der Interaktion Vorfrucht $\times$ Anbauintensität und Sorte $\times$ AnbauintensitätTable 5: Bioethanol exploitation ($l\ dt^{-1}$) as affected by the intensity level, cultivar and previous crop as well as by the interaction previous crop $\times$ intensity level and cultivar $\times$ intensity level

Anbauintensität			Sorte			Vorfrucht	
hoch 44,4 b	mittel 44,3 b	minimal 44,8 a	Modus 46,0 a	Farino 42,8 c	Batis 44,7 b	Erbsen 44,8 a	Getreide 44,2 b
Anbauintensität		hoch	mittel		minimal	GD _{5%}	
Vorfrucht							
Erbsen		44,9	44,7		45,0	0,2	
Getreide		43,9	44,0		44,7		
Sorte							
Modus		45,7	45,7		46,7	0,3	
Farino		42,9	42,6		43,0		
Batis		44,6	44,7		45,0		

Tabelle 6: Bioethanolertrag ($l\ ha^{-1}$) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Anbauintensität, Sorte und Vorfrucht sowie der Interaktion Vorfrucht $\times$ Anbauintensität und Sorte $\times$ AnbauintensitätTable 6: Bioethanol yield ($l\ ha^{-1}$) as affected by the intensity level, cultivar and previous crop as well as by the interaction previous crop $\times$ intensity level and cultivar $\times$ intensity level

Anbauintensität			Sorte			Vorfrucht	
hoch 3607 a	mittel 2655 b	minimal 2059 c	Modus 3177 a	Farino 2724 b	Batis 2420 c	Erbsen 3046 a	Getreide 2502 b
Anbauintensität		hoch	mittel		minimal	GD _{5%}	
Vorfrucht							
Erbsen		3746	2955		2436	140	
Getreide		3469	2354		1682		
Sorte							
Modus		4022	3078		2430	n.s.	
Farino		3636	2611		1924		
Batis		3163	2275		1822		

Versuchsparzelle. Entsprechend verhielten sich die in der Tabelle 6 aufgeführten Bioethanolerträge wie erwartet konform zu obigen Kornerträgen. Als herausragend erwies sich wiederum der Einfluß der Anbauintensität mit Mehrerträgen von über $1500\ l\ ha^{-1}$ bei hoher, gegenüber minimaler Intensität. Durch mittleren, verglichen mit minimalem Aufwand, waren annähernd $600\ l\ ha^{-1}$ Ertragszuwachs möglich, jedoch resultierten Einbußen von gut $950\ l\ ha^{-1}$ zu hoher Intensität. Der durchschnittliche Mehrertrag der Triticale Sorte Modus gegenüber der Roggensorte Farino war mit $453\ l\ ha^{-1}$ vergleichsweise groß. Die Distanz der Roggensorte Farino zur Weizensorte Batis

schrumpfte hingegen auf lediglich $300\ l\ ha^{-1}$ – eine Folge der roggentypischen Bioethanolmindererausbeute. Mit der Interaktion Vorfrucht $\times$ Anbauintensität zeigten sich die Bestände nach den Erbsen gegenüber Getreidevorfrucht stets signifikant und mit sinkender Intensität zunehmend ertragsüberlegen. Nicht absicherbar war die Interaktion Sorte $\times$ Anbauintensität. Dies mag daran liegen, daß die Merkmale Kornertrag und Bioethanolausbeute durch die Anbauintensität exakt gegenläufig beeinflußt wurden. Jedenfalls bewirkte die Intensitätsabstufung bei den Genotypen demzufolge die gleiche relative Änderung des Bioethanolertrags. Dabei realisierte die Triticale Sorte Modus

Tabelle 7: Bioethanolерtrag (1 ha^{-1}) an Ihinger Hof und Oberem Lindenhof in Abhängigkeit der Hauptwirkung Anbauintensität, Sorte und Vorfrucht sowie der Interaktion Vorfrucht $\times$ Anbauintensität und Sorte $\times$ Anbauintensität

Table 7: Bioethanol yield (1 ha^{-1}) at the Ihinger Hof and Oberer Lindenhof as affected by the intensity level, cultivar and previous crop as well as by the interaction previous crop $\times$ intensity level and cultivar $\times$ intensity level

Anbauintensität			Sorte		Vorfrucht (Standort)		
hoch 3739 a	mittel 2671 c	reduziert 3088 b	Modus 3356 a	Farino 2977 b	Erbsen 3391 a	Getreide 3108 ab	Klee gras 2999 b
Anbauintensität		hoch	mittel		reduziert	GD ₅ %	
Vorfrucht (Standort)							
Erbsen		3892	3058		3225	183	
Getreide		3766	2631		2925		
Klee gras		3560	2324		3113		
Sorte							
Modus		3910	2844		3314	n.s.	
Farino		3569	2499		2862		

einen Spitzenерtrag von $40221 \text{ Bioethanol ha}^{-1}$. Die mit Batis weit geringeren Bioethanolерträge, sind hingegen vor allem als Konsequenz der niedrigen Kornerträge aufzufassen.

Die Bioethanolерträge für die beidortig geprüfte Variation zeigt Tabelle 7. Gesicherte mittlere Mehrerträge unter hoher gegenüber reduzierter und mittlerer Intensität, lagen bei 651 bzw. 10681 ha^{-1} . Mit der Roggensorte Farino war ein zur Triticalesorte Modus um 3791 ha^{-1} verminderter Bioethanolерtrag nachzuweisen. Signifikante Abweichungen im Bioethanolерtrag ergaben sich im Standort/Vorfruchtvergleich zwischen der Klee gras- und der Erbsenvorfrucht. Kein Unterschied, weder zu Beständen nach Erbse, noch zu denjenigen nach Klee gras, wurden mit Getreidevorfrucht festgestellt. Mit der Interaktion Vorfrucht $\times$ Anbauintensität fiel ein signifikantes Ertragsdefizit zwischen mittlerer Anbauintensität nach Klee gras und mittlerer Anbauintensität nach Erbsen und Getreide in Höhe von 734 und 3071 ha^{-1} auf. Hingegen traten die Bioethanolерträge unter hoher und insbesondere reduzierter Anbauintensität am Oberen Lindenhof nach Klee gras nicht durch hohe Ertragseinbußen im Standort/Vorfruchtvergleich hervor.

Diskussion

Die Bereitstellung definierter Schlempe erwies sich als verfahrenstechnisch problematisch. Insgesamt waren die N-Gehalte der Schlempechargen niedrig und differierten stark. Ursache ist die bislang auf die Entsorgung, Verfütterung oder das Recycling

(Pieper und Senn 1987) der Schlempe ausgerichtete Prozeßführung. Zudem führt die Heterogenität der Rohstoffpartien zwangsläufig zu variierender Schlempequalität. Die Viskosität der Schlempe, ihr Trockensubstanz- und damit N-Gehalt stehen in positiver Beziehung. Bei fixierter N-Düngungshöhe verringert eine höher viskose Schlempe das auszubringende Flüssigkeitsvolumen. Dadurch sinken das Transportaufkommen und die Pflanzenbelastung durch die Acidität der Schlempe, sofern eine pH-Anhebung oder bodennahe Ausbringung unterbleibt. Eine zähflüssigere Schlempe fließt ferner weniger leicht von der Zielfläche ab. Verfahrenstechnisch sollten deshalb künftig derartige Schlemphen verfügbar sein. Allerdings steht die Forderung nach konstantem und möglichst hohem N-Gehalt der Schlempe mit im Zielkonflikt zum gärtechnischen Vorteil N-armer Bioethanolrohstoffe.

Mit den eingangs im Anspruch differenzierten Genotypen resultierten signifikante Unterschiede im Ertrag und der Bioethanolausbeute. Die Weizensorte Batis zeichnet ein nachweislich höheres N-Aneignungsvermögen aus (Bundessortenamt 1996, Fischbeck und Dennert 1999). Zwar ist die genaue Ursache der N-Effizienz bislang ungeklärt (Liedgens et al. 1999), aber offenbar diente der verfügbare N bei der Weizensorte Batis aufgrund ihrer genetischen Konstitution primär der Proteinsynthese, zumindest waren im Sortenvergleich ihre Kornproteingehalte am höchsten. Dies könnte jedoch ebenso an der fehlenden Eiweißverdünnung gelegen haben, denn schließlich schnitt die Weizen-

sorte Batis von den geprüften Genotypen im Ertrag am schlechtesten ab. Ob die Spezifizierung der N-Effizienz in der geschilderten Weise letztlich auch kornertragsbegrenzend wirkte, ist unklar. Dies wäre physiologisch zu prüfen. Jedenfalls waren unter N-limitierten Aufwuchsbedingungen die erwarteten Kornmehrerträge mit der Weizensorte Batis nicht realisierbar. Man sollte indes berücksichtigen, daß mit der teilweisen Spätsaat der bonitierte Halmbasisbefall der Weizensorte Batis zwar niedrig blieb, der ertragsmindernde Effekt der verzögerten Bestandesentwicklung aber höchstwahrscheinlich überwogen hat. Christen (1997) kommt zu ähnlichen Befunden. Der angesprochene Effekt ist allerdings nicht vom Sorteneinfluß zu trennen, da ebenfalls saatzeitverspätete Varianten der Triticalesorte Modus und der Roggensorte Farino nicht durch einen Ertragsrückgang auffielen.

Sehr hohe Korn- und Bioethanolerträge sowie eine überragende Bioethanolausbeute wurden mit der Triticalesorte Modus realisiert. Ihr Spitzenertrag in Höhe von 40221 Bioethanol ha⁻¹ erreichte hiermit ein Maß, das bisher eine Verarbeitung von Zuckerrüben oder Kartoffeln voraussetzte. Nach diesen Resultaten war die Triticalesorte Modus bei jeder Anbauintensität am besten in der Lage die Wachstumsfaktoren in Kornertrag umzumünzen. Die Roggensorte Farino bildete – Mutterkornbefall ausgeschlossen – zumindest unter hoher Anbauintensität zwar ebenfalls hohe Kornerträge. Hinzunehmen waren aber genotypische Bioethanolmindererausbeuten, die immerhin bei der für Roggen üblichen Spannweite an der oberen Grenze lagen (Kreipe 1981, Aufhammer et al. 1996b), jedoch Bioethanolspitzenerträge wie mit der Triticalesorte Modus verhinderten. Darüber hinaus reagierte die Roggensorte Farino im Sortenvergleich auf abnehmende Intensität mit den höchsten relativen Kornertragseinbußen. Sie in bezug auf den Vorleistungsaufwand als anspruchlos bezeichnen zu wollen, wäre danach nicht zu halten, eventuell für eine Hybride aber auch nicht zutreffend. Vielmehr sortiert sich der Intensitätsanspruch nun so, daß die Roggensorte Farino als anspruchsvoll, die Triticalesorte Modus indes als vergleichsweise genügsam gelten kann. Fragwürdig bleibt die Einordnung der Weizensorte Batis. Ihr niedriges Ertragsniveau läßt vermuten, daß keine der geprüften Bedingungen ihren Ansprüchen an den Standort und die Anbauintensität hinreichend gerecht wurde.

Generell waren, abgesehen vom Sorteneffekt, die Schwankungen der Bioethanolausbeute gering. Dies läßt sich als Erfolg der auf die Stärkebildung abge-

stimmten Produktionstechnik verstehen. Sicher hat aber auch die Fremdenzymierung, die zudem die genotypisch verschiedene Enzymausstattung egalisierte, zur Höhe und Stabilität der Ausbeute beigetragen. Uneingeschränkt sind intensitätsbedingte Kornmehrerträge für den Bioethanolertrag günstiger zu bewerten, als geringfügige Ausbeutezunahmen bei sinkender Intensität.

Mit dem Einbezug der N-Reste von Leguminosen und von Schlempe sollten Einsparungen bei der N-Mineraldüngung realisiert werden. Die nahezu identischen Spitzenerträge nach der Erbsen- und Getreidevorfrucht am Ihinger Hof zeigen, daß die legume N-Nachlieferung etwa 50–70 kg ha⁻¹ Mineraldünger-N ersetzt haben dürfte. Bei abnehmender Intensität waren die Bestände nach den Erbsen denjenigen nach Getreide zudem durchweg ertragsüberlegen. Umgekehrt ist demnach für hohe Kornerträge nach Getreidevorfrucht eine hohe Anbauintensität zwingend. Die am Oberen Lindenhof nach Klee gras trotz höherer N-Mineraldüngung gegenüber dem Ihinger Hof nach Erbsen geringeren Erträge, lassen eine verminderte N-Freisetzung vermuten. Dies würde auch durch die niedrigen N_{min}-Gehalte nach Klee gras zu Vegetationsbeginn belegt. Ebenso gut könnten aber auch die massiven Feldaufgangsprobleme am Oberen Lindenhof für die Ertragsminderung verantwortlich gewesen sein. In der Summe bestätigen die Erträge das Gelingen der intensitätssenkenden Substitution von N-Mineraldünger und zudem die getroffene Einschätzung der Leguminosen als günstige Vorfrüchte speziell für einen Brennereigetreidenachbau.

Ertragsbezogen weit weniger erfolgreich verlief der N-Ersatz mit Schlempe. Mineralisch gedüngte Parzellen blieben schlempegedüngten in der Regel im Ertrag überlegen. Mit Hilfe des Kornstickstoffentzugs ließ sich eine mittlere Ausnutzung des Schlempestickstoffs von 21 % errechnen. Ein ähnliches Niveau fand Gutser (1998). Mineraldünger (V1) wurde dagegen fast dreimal besser verwertet. Schlempestickstoff wurde demnach nur gering assimiliert und zur Kornertragsbildung genutzt. N_{min}-Analysen zur Ernte Mitte August ergaben im Vergleich der Intensitätsstufen aber keine Hinweise auf ein höheres N-Verlustpotential mit Schlempe. Statt dessen war der Boden mit N_{min}-Restgehalten von im Mittel 21 (V1), 27 (V2), 22 (V3) und 21 (V4) kg NO₃-N ha⁻¹ bis auf ein relativ niedriges Niveau entleert. Sowenig wie ein Verlagerungspotential, sind gasförmige N-Verluste der Schlempe mangels NH₄-Stickstoff anzunehmen. Unter den Prüfbedingungen dürfte daher vor allem

die langsame N-Mineralisierung, mit der Folge einer zeitlich nicht bedarfsgerechten Pflanzenverfügbarkeit, der Grund für die Mindererträge bei Schlempe-düngung gewesen sein. Sollte der vorrangig organisch gebundene Schlempe-N etwa erst im Spätsommer verstärkt mineralisieren, könnten Schlempegaben zu Mais aufgrund dessen zeitlich versetzter N-Aufnahme vorteilhafter sein (Aufhammer et al. 1996a, Maidl et al. 1999). Der bei mittlerer Intensität nachweislich niedrigste Bioethanolertrag wurde am Oberen Lindenhof beobachtet. Möglicherweise wurde die pH-saure Schlempe bei der ohnehin mäßig sauren Bodenreaktion des Oberen Lindenhofs ungenügend gepuffert, so daß ein pflanzenunverträgliches pH-Milieu entstehen konnte, denn einzig dort lag die Ährenzahl m^{-2} der schlempegedüngten Variante noch unter der Aussaatdichte.

Schlussfolgerungen

Für den Bioethanolertrag war die Höhe des Korn-ertrags und damit die Anbauintensität in Verbindung mit der Sortenleistung entscheidend. Die Bioethanolausbeute wird hingegen vorrangig durch den Genotyp determiniert. Die Ausprägung der N-Effizienz wie bei der Weizensorte Batis in Form hoher Kornproteingehalte ist sowohl gärtechnisch, als vermutlich auch für die Kornertragsleistung von Nachteil. Mit Leguminosenvorfrüchten waren beachtliche Einsparungen an mineralischem N ohne Ertragsdepression möglich, während eine Schlempe-N-Düngung nur gering zur Kornertragsbildung beitrug. Allerdings scheint deren N-Verlustpotential niedrig zu sein. Soweit die anwendungs- und prozeßtechnische Bereitstellung gelöst ist, könnte zur Wirkungssteigerung der Schlempe die Kombination mit mineralischen N-Düngern oder ein längerfristig kontinuierlicher Einsatz beitragen.

Zusammenfassung

Die Datenbasis für die Untersuchung lieferten zweijährig und zweiortig durchgeführte Feldversuche mit den Faktoren Standort/Vorfrucht, Wintergetreidegenotyp (Roggen 'Farino', Triticale 'Modus', Weizen 'Batis') sowie Anbauintensität. Ein agronomischer Schwerpunkt lag im Ersatz der energetisch aufwendigen N-Mineraldüngung durch die N-Reste von Leguminosenvorfrüchten sowie durch die bei der Konversion anfallende N-haltige Schlempe. Erfasst wurden der Kornertrag ha^{-1} , die Bioethanolausbeute dt^{-1} und der Bioethanolertrag ha^{-1} . Letzterer war mit dem Kornertrag hoch korreliert und daher von der Anbauintensität abhängig. Die höchsten Bioethanolerträge – im Mittel maximal $4022 l ha^{-1}$ – wur-

den stets mit hoher Intensität realisiert. Die Bioethanolausbeute war dagegen vorrangig durch die Genotypen determiniert. Zwischen diesen wiederum traten signifikante Unterschiede im Ertrag und der Bioethanolausbeute auf. Mit der Weizensorte Batis blieben die Korn- und Bioethanolerträge bei akzeptabler Bioethanolausbeute am geringsten. Überragend waren die Bioethanolausbeute und der Korn- bzw. Bioethanolertrag der Triticalesorte Modus. Trotz teils hoher Kornerträge blieben die Bioethanolerträge mit der Roggensorte Farino auf mittlerem Niveau. Der Grund ist die roggentypische Bioethanolminderausbeute. Von den Maßnahmen zur Substitution von Mineraldüngerstickstoff war der Einbezug von legumem N erfolgreich, während Schlempe-düngung unter den geprüften Bedingungen hohe Ertragseinbußen zur Folge hatte.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert.

Widmung

Herrn Prof. Dr Hans-Joachim Pieper, Leiter des Fachgebiets Gärungstechnologie, zum Anlaß der Vollendung seines 65. Lebensjahres gewidmet.

References

- Amtliche Alkoholtafel Nr. 6, 1979: Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig, Berlin & Bundesmonopolverw, Offenbach.
- Arbeitsgemeinschaft Getreideforschung, 1994: Standard-Methoden für Getreide, Mehl und Brot 7.
- Aufhammer, W., E. Kübler, und H.-P. Kaul, 1996a: Untersuchungen zur Anpassung des Stickstoffangebots aus unterschiedlichen N-Quellen an den Verlauf der N-Aufnahme von Maisbeständen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **159**, 471–478.
- Aufhammer, W., H. J. Pieper, J. Käber, V. Schäfer, T. Senn, und E. Kübler, 1996b: Zur Eignung des Kornguts unterschiedlich stickstoffgedüngter Getreidebestände als Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. *J. Agron. Crop Sci.* **177**, 185–196.
- Aufhammer, W., H. J. Pieper, H. Stützel, und V. Schäfer, 1993: Eignung von Korngut verschiedener Getreidearten zur Bioethanolproduktion in Abhängigkeit von der Sorte und den Aufwuchsbedingungen. *Bodenkultur* **44**, 183–194.
- Bundessortenamt, 1996: Beschreibende Sortenliste Getreide, Mais, Ölfrüchte, Leguminosen (großkörnig), Hackfrüchte. Verlag A. Strothe, Frankfurt.
- Christen, O., 1997: Untersuchungen zur Anbautechnik von Winterweizen nach unterschiedlichen Vorfruchtkombinationen. *Habil., Universität Kiel.*
- Claupin, W., 1993: Stickstoffdüngung und chemischer Pflanzenschutz in einem Dauerfeldversuch und die Ertragsgesetze von Liebig, Liebscher, Wollny und Mitscherlich. *J. Agron. Crop Sci.* **171**, 102–113.
- Feil, B., 1998: Physiologische und pflanzenbauliche

- Aspekte der inversen Beziehung zwischen Ertrag und Proteinkonzentration bei Getreidesorten. Eine Übersicht. *Pflanzenbauwiss.* **2**, 37—46.
- Feil, B., und M. Bänzinger, 1999: Beziehung zwischen dem Kornertrag und der Konzentration von Protein, Phosphor und Kalium in den Körnern von Sommerweizensorten. *Pflanzenbauwiss.* **3**, 1—8.
- Fischbeck, G., und J. Dennert, 1999: Sortenbedingte Differenzierungen der Aufnahme und Verwertung von Stickstoff bei Winterweizen. *Pflanzenbauwiss.* **2**, 176—182.
- Fischbeck, G., J. Dennert, und F.-X. Maidl, 1997: Auswirkungen von N-Spätdüngungsmaßnahmen zu Winterweizen auf oberirdische Biomasse, Kornertrag und Proteingehalt bei unterschiedlicher N-Grunddüngung. *Pflanzenbauwiss.* **1**, 145—153.
- Gutser, R., 1998: Stickstoffumsatz, Lagerverhalten und optimale Verwertung von Schlempe auf landwirtschaftlichen Flächen. *Branntweinwirtsch.* **138**, 2—6.
- Gutser, R., und A. Amberger, 1989: Verwertung von Schlempe als organischer Dünger in der Landwirtschaft. *Branntweinwirtsch.* **129**, 178—180.
- Kreipe, H., 1981: Getreide- und Kartoffelbrennerei. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Liedgens, M., C. Noulas, A. Soldati, W. Richner, und B. Feil, 1999: Wurzelwachstum und Stickstoffaufnahme-effizienz von Sommerweizensorten. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **12**, 231—232.
- Loyce, Ch., und J. M. Meynard, 1997: Low input wheat management techniques are more efficient in ethanol production. *Indust. Crops Prod.* **6**, 271—283.
- Maidl, F.-X., E. Sticksel, F. Retzer, und G. Fischbeck, 1998: Effect of Varied N-fertilization on Yield Formation of Winter Wheat under Particular Consideration of Mainstems and Tillers. *J. Agron. Crop Sci.* **180**, 15—22.
- Maidl, F.-X., E. Sticksel, und R. Valta, 1999: Untersuchungen zur verbesserten Gülleverwertung im Maisanbau. 1. Mitteilung: Verwertung von Güllestickstoff durch Silo- und Körnermais bei unterschiedlichen Applikationsverfahren. *Pflanzenbauwiss.* **3**, 9—16.
- Munzert, M., 1992: Einführung in das pflanzenbauliche Versuchswesen. Verlag P. Parey, Berlin & Hamburg.
- Peschke, H., und S. Mollenhauer, 1998: N_{min} -Gehalt im Boden, mineralische N-Düngung und N-Entzug von Winterweizen im Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuch (IOSDV) Berlin-Dahlem. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **161**, 9—15.
- Pieper, H. J., und T. Senn, 1987: Das Ganzkornmaischverfahren. Ein neues druckloses Verfahren zur Gewinnung von Gärungsalkohol aus stärkehaltigen Rohstoffen. *Handb. Brennerei Alkoholwirtsch.* **34**, 275—291.
- Pütz, J., 1995: Stärkeerzeugung aus Weizen-, Gersten-, Triticale- und Hafersorten bei variierter N-Düngung unter besonderer Berücksichtigung der Stärkequalität von Weizen. Diss., Universität Kiel.
- Schäfer, V., 1995: Effekte von Aufwuchsbedingungen und Anbauverfahren auf die Eignung von Korngut verschiedener Getreidebestände als Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. Diss., Universität Hohenheim.
- Schäfer, V., W. Aufhammer, E. Kübler, H. J. Pieper, und T. Senn, 1997: Energiebilanzen zur Produktion und Verarbeitung des Kornguts von Wintertriticale und Winterweizen zu Bioethanol. *Pflanzenbauwiss.* **1**, 133—141.

Improving the energy balance of bioethanol production from winter cereals: the effect of crop production intensity

A. Rosenberger^{a,*}, H.-P. Kaul^a, T. Senn^b, W. Aufhammer^a

^a*Institute for Crop Production and Grassland Research, Special Crop Production Section,
Fruwirthstrasse 23, 70599 Stuttgart, Germany*

^b*Institute for Food Technology, Fermentation Technology Section, University of Hohenheim,
70593 Stuttgart, Germany*

Received 13 January 2000; received in revised form 30 May 2000; accepted 3 June 2000

Abstract

Energy balances were calculated on the basis of biennial field trials conducted at two locations in southwest Germany. Winter cereals (rye cultivar ‘Farino’, triticale cv. ‘Modus’, wheat cv. ‘Batis’) were grown under different crop production conditions (and intensities) optimized for ethanol production. To minimize the use of fossil energy, previous legume crops (pea, grass-clover) or stillage were substituted for mineral nitrogen. Stillage is a liquid processing residue from bioethanol processing that contains nitrogen in organic form. Along with the grain, straw, and bioethanol yields per hectare, both the cultivation and conversion processes were considered. The net energy gains (GJ ha^{-1}) and output/input ratios were computed either with or without by-product stillage and straw. As crop production intensity increased, both the energy output and the net energy gain per ha rose. However, the output/input ratios fell. Peak net energy gains (max. 56.4 GJ ha^{-1}) and highest output/input ratios (max. 3.07) without by-product consideration occurred after a previous pea crop. In stillage manuring, the net energy gains remained minor in comparison to mineral nitrogen fertilization because of poor cereal yield. Hence, the entire replacement of mineral nitrogen with stillage could not be approved unreservedly. Replacing basic nutrients (i.e. P_2O_5 , K_2O) appears more feasible instead. © 2000 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: Ethanol grain production; Nitrogen substitution; Grain-to-ethanol process; Energy balance; Net energy gain

* Corresponding author. Tel.: +49-711-459-2377; fax: +49-711-459-4345.

E-mail address: rosenber@gmx.de (A. Rosenberger).

1. Introduction

The conversion of grain to ethanol yields a liquid energy source, whose main commercial use is seen as an extender or even as a replacement for gasoline [1]. In Germany, ethanol is currently not promoted in such a way. In contrast, in France, Sweden, Brazil, Canada or the United States, the blended or even the neat fuel is either widely accepted or its use is intended at least. Aside from its lack of competitiveness with fossil fuels, the principal barrier to use in Germany is the high energy consumption of the entire process from the intact grain to ethanol [2]. The German bioethanol pilot plant at Ahausen-Eversen, e.g. which was launched in the eighties, was closed in 1991, because the energy balance remained invariably negative [3]. Actually, this imbalance resulted mainly from high energy consumption in the conversion from grain to ethanol. Based on theoretical assumptions for ethanol from sugar beets, Hofmann [4] considered an output/input ratio of 1.3, though the increased effectiveness for ethanol mixed with gasoline was already included. However, Schäfer et al. [5] calculated a maximum output/input ratio of 1.77 or a net energy gain of 77% or about 1200 l of ethanol per ha. These results arose from field trials with just average grain yields. For conversion, Schäfer et al. [5] used data from the dispersing mash process combined with stillage recycling developed at Hohenheim University [6]. United States results indicate that the ethanol process from lignocellulosic feedstock generates 4.07 units of fuel energy for every unit of fossil energy consumed [7]. One assumes that this calculation accounts for by-products burned for process electricity. A similar result was found by Schäfer et al. [5], once the thermal energy of the straw yield had been considered as well.

Generally, the output of energy per unit of area depends on the grain yield [8], which itself is decisively ruled by the growing conditions and the mineral nitrogen fertilizer application rate. However, the mineral nitrogen supply usually dominates the fossil energy input of grain production, because of the high energy required to produce and deliver the product [9,10]. Moreover, the rate and timing of nitrogen application in the field are well known for affecting the grain protein content. Cereals containing less grain protein, but high carbohydrate, are favored by distillers because they increase the bioethanol conversion. Hence, by adjusting the nitrogen regime of an ethanol grain crop to favor starch accumulation instead of protein synthesis, as is done in food or feed-crop production, both the energy expenditure and the fermentation quality can be improved. Because of a lack of choice in the availability of fermentable grain, previous investigations did not consider this interrelation of energy expenditure.

For that reason, our field trials with winter cereal crops were designed to optimize the cultivation of ethanol grain. Our agronomic focus was to replace the mineral nitrogen supply with legume residues, or stillage (an ethanol-free processing remnant containing organic nitrogen). In a prior contribution [11], we reported how much the grain and the bioethanol yields and the bioethanol conversion of the tested winter cereal species were affected by different growing conditions. These results formed the basis for the present study, the objective of which was to answer the following questions: How much is the energy balance of bioethanol production

affected by different crop production intensity levels combined with different yielding winter cereal crops? Does substituting stillage fertilizing or preceding legume crops for mineral nitrogen improve the energy balance sheet? How far does the energy balance shift when the by-products, stillage and straw, are included?

2. Materials and methods

Data were taken from biennial factorial field trials with winter cereals at two different experimental sites at Hohenheim University. Site characteristics and factors are listed in Table 1. In the contribution mentioned above [11], the grain yields (dt ha⁻¹), the bioethanol yields (l ha⁻¹), and the bioethanol conversion (l dt⁻¹ grain dry weight), were examined by performing analyses of variance. Significant factors were found to be site/precrop, genotype, and crop production intensity level. In addition, considerable interactions of site/precrop×genotype, intensity level×genotype, and site/precrop×intensity level were proved. According to the factorial design, energy balancing along one of these interactions would have meant averaging across factors,

Table 1
Experimental design

1. Experimental periods 1996/1997–1997/1998						
2. Locations		Ihinger Hof	Oberer Lindenhof			
altitude, temperature ^a , rainfall ^a		480 m as, 7.9°C, 687 mm	730 m as, 6.8°C, 925 mm			
soil type, pH		leached brown soil, 7.2	terra fusca, 5.1			
Previous crop (yearly)		pea, winter grain ^b	grass–clover, ^{–c}			
3. Winter cereals (cv.)		rye (cv. Farino) triticale (cv. Modus) wheat (cv. Batis)	rye (cv. Farino) triticale (cv. Modus) ^{–c}			
4. Crop management techniques						
<u>Energy input</u>		<u>Nitrogen source</u>	<u>Plant protection</u>			
High	(V1)	Calcium ammonium nitrate	{ Chemical weed and disease Control, growth regulation			
Medium	(V2)	Liquid grain stillage				
Reduced	(V3)	Calcium ammonium nitrate	Chemical weeding Cultural weed control			
Minimum	(V4)	Soil borne nitrogen				
Nitrogen supply (kg N ha ^{–1})			V1	V2 ^d	V3	V4
Ihinger Hof: precrop pea			100	130	70	0
Ihinger Hof: precrop winter grain			160	185	110	0
Oberer Lindenhof: precrop grass–clover			120	132	85	^{–c}

^a Long-term means.

^b 1996 wheat, 1997 triticale.

^c Not cultivated.

^d Averaged over the growing seasons.

which provided energy input differences, e.g. the different previous crops. This seemed an unreasonable way to answer the queries mentioned. Hence, we selected the pole positions of grain, straw, and bioethanol yields according to crop production intensity levels to calculate the subsequent framework of the energy balance sheets. We used the site-specifically highest and lowest yielding species for the high, medium, reduced, and minimum intensity levels, respectively (Tables 2 and 3). Both the trial data and the energy balance sheets were averaged over the referred cropping periods, since main effects of the year were not significant and interactions with years were regularly of minor relevance. All energy input was budgeted as process energy use, with one hectare of arable land taken as the functional unit starting with stubble cultivation. Expenditures for infrastructure, for man or solar power, or for

Table 2

Grain, straw and bioethanol yield ha^{-1} at the Ihinger Hof in dependency of the crop production intensity, the previous crop and the genotype^a

	Production intensity		
	High	Medium	Minimum
<i>Previous pea crop</i>	<i>Grain (straw) dry weight (t ha^{-1})</i>		
Triticale (cv. Modus)	9.12 (8.86)	7.64 (7.87)	6.18 (7.98)
Wheat (cv. Batis)	7.63 (10.35)	6.05 (7.77)	5.22 (7.77)
<i>Previous grain crop</i>			
Triticale (cv. Modus)	8.46 (8.06)	5.82 (5.19)	4.25 (5.08)
Wheat (cv. Batis)	6.55 (7.35)	4.09 (4.14)	2.86 (2.96)
<i>Previous pea crop</i>	<i>Bioethanol yield (l ha^{-1})</i>		
Triticale (cv. Modus)	4203.2	3505.4	2892.9
Wheat (cv. Batis)	3453.1	2750.2	2364.2
<i>Previous grain crop</i>			
Triticale (cv. Modus)	3840.3	2650.8	1967.7
Wheat (cv. Batis)	2873.4	1800.6	1279.1

^a Means of 1996/1997 and 1997/1998.

Table 3

Grain, straw and bioethanol yield ha^{-1} at the Oberer Lindenhof after previous grass-clover crop in dependency of the crop production intensity and the genotype^a

	Production intensity		
	High	Medium	Reduced
	<i>Grain (straw) dry weight (t ha^{-1})</i>		
Triticale (cv. Modus)	8.10 (7.71)	5.25 (4.91)	6.95 (7.91)
Rye (cv. Farino)	8.09 (7.62)	5.40 (5.04)	7.20 (7.17)
	<i>Bioethanol yield (l ha^{-1})</i>		
Triticale (cv. Modus)	3685.2	2374.3	3190.1
Rye (cv. Farino)	3435.0	2275.3	3036.9

^a Means of 1996/1997 and 1997/1998.

capital goods such as machines were not considered because they were not relevant to the intended comparison. In particular, the indirect energy input embodied, e.g. in farm machinery is less important compared to the direct energy consumption during field cultivation practices [12].

2.1. Energy input in grain production

On-farm activities were subdivided into stubbling, primary cultivation, sowing, fertilization, plant protection, and threshing and weighted according to energy use. The calculation of the diesel fuel consumption (1 ha^{-1}) was based upon reference data [13]. To transfer to farm scale, a 5-ha reference plot size was assumed. Hence, the energy input of the on-farm activities resulted from the diesel fuel consumption multiplied by the energy density per litre of diesel fuel (Table 4). Lubrication was added as 1% of the diesel fuel use.

2.1.1. Tillage and sowing

A heavy cultivator was used to uniformly stubble the previous crops. Pea straw was incorporated with an intermediate cropping in order to prevent premature nitrogen depletion. Once the catch crop had been mulched, shallow primary tilling took place. After the previous grain and grass–clover crop, plow and cultipacker were used in primary tillage accordingly. Subsequent seedbed preparation and sowing was done with a rotary-harrow seeder. Due to site and genotype sowing rates and dates, the seed grain demands per hectare differed. The seed's energy coefficient included hauling to the field (Table 4).

2.1.2. Fertilization

Beside the mineral fertilizer addition of calcium ammonium nitrate (CAN, 27% N), stillage was included as an organic nitrogen fertilizer (Table 1). The energy coefficient of CAN was based on current energy-efficient manufacturing in Europe (Table 4). The amount of stillage added was based on the total nitrogen content of the fresh weight. At the reduced production intensity level, V3 (see Table 1), the mineral nitrogen fertilizer dose was 30% less than in V1, while V4 received no nitrogen fertilizer at all. In stillage manuring, expenditures for loading, transport, and on-field distribution were assigned by assuming slurry application by a 7-m^3 tanker and a 67-kW tractor [13]. Energy input to produce the stillage was set at zero. Basic nourishment with phosphate, potassium, magnesium, and lime was computed according to the amount of harvested grain: P_2O_5 , K_2O , MgO , and CaO were applied at mean contents of 9.9, 6.9, 2.3, and 1.2 kg t^{-1} of grain dry weight, respectively [14]. Magnesium was assumed to be a constituent of the potassium fertilizer without additional energy input. The basic nutrients were applied once during in the crop rotation (i.e. each third year). Therefore, only 33% of the operation activities were taken into account.

2.1.3. Plant protection

Crop production intensity levels V1, V2, and V3 (see Table 1) received herbicides and, apart from V3, also growth regulation. The latter required up to three runs per

Table 4
Energetic evaluation of input and output parameters

	MJ unit ⁻¹	Source
<i>Energy input</i>		
<i>A. Grain production</i>		
1. Mineral fertilizers kg ⁻¹		
Nitrogen (N)	40.40	[22]
Phosphate (P ₂ O ₅)	15.80	[1]
Potassium (K ₂ O)	9.28	[1]
Calcium (CaO)	2.12	[1]
2. Pesticides kg ⁻¹ of active ingredient		
Herbicides and growth regulators	238.70	[23–25]
Fungicides	92.50	
Insecticides	184.40	
Formulation kg ⁻¹ of pesticide	62.10	
3. Seed grain kg ⁻¹	2.50	[1]
4. Tillage and sowing		
Plow and cultipacker ha ⁻¹	591.00	According to [13] including lubrication; adjusted by own assumptions
Heavy cultivator ha ⁻¹	270.00	
Mulching machine ha ⁻¹	230.00	
Rotary-harrow seeder ha ⁻¹	371.00	
5. Fertilizer and pesticide application		
Basic fertilizer application ha ⁻¹ (added proportion)	33.00	}
Nitrogen fertilizer application run ⁻¹ * ha ⁻¹	50.00	
Pesticide application run ⁻¹ * ha ⁻¹	65.00	
6. Stillage application		
Transport and on-field distribution m ⁻³	20.92	[13]
7. Grain harvest		
Combine and transport (15 km) t ⁻¹ of grain dry weight	167.00	[5]
8. Straw collection (collecting ratio 90%)		
Baling and carting (15 km) t ⁻¹ of straw dry weight	250.00	[5]
9. Diesel fuel, lubricants L ⁻¹	35.65	[18]
<i>B. Bioethanol production</i>		
1. Saccharification substances		
Brewing malt kg ⁻¹ (malting process incl. mean brewing barley production)	3.80	Malting proportion according to [26] 2.2 MJ kg ⁻¹
Technical enzyme preparations kg ⁻¹ (if powder) or L ⁻¹ (if liquid)	75.00	Estimated according to [5]
2. Mash process L ⁻¹ of bioethanol (including a stillage recycling rate of 50%)	0.40	[15] [27]
3. Fermentation and yeast propagation L ⁻¹ of bioethanol	0.06	[27]
4. Distillation and dehydration L ⁻¹ of bioethanol	4.74	[16]
<i>Energy output</i>		
1. Bioethanol L ⁻¹	21.20	[28]
2. Straw kg ⁻¹ of dry weight	17.30	[28]
3. Stillage (dependent on grain N, P ₂ O ₅ , K ₂ O, CaO content, according to mineral fertilizer equivalents)	Varying	Own analyses and data of [14]

plot because of the genotypic risk of lodging. The minimum intensity level (V4) was harrowed for weed control. For fungal diseases in V1 and V2, a fungicide was sprayed once. Additionally, the wheat cv. Batis was treated against foot rot fungus in both the high and medium production intensity crops after the previous grain

crop. No fungicide was used on the reduced and minimum production intensity crops. Aphid infestations required insecticide applications at the Ihinger Hof during both growing periods. The pesticide's energy input depended on the proportion of active ingredient (Table 4). Additional applications were applied for formulation, packing, and transport. The seed dresser was included by assuming the averaged value of fungicides and insecticides.

2.1.4. *Harvest*

The energy outlay in combine harvesting depended on the grain yield per hectare and included a transportation distance of 15 km. In both growing seasons, storable grain moisture contents were measured. Hence, additional hot air drying could be ruled out. For an optional thermal utilization of the straw, baling and carting (15 km) to combustion were considered (Table 4). The realizable collection ratio amounted to 90% of the straw yield, which had been determined by sample cuts of each trial plot. The additional nutrient withdrawal (i.e. 3.5 kg P_2O_5 , 19.8 kg K_2O , 5.2 kg CaO per ton of straw dry weight) was considered as increased basic fertilization. If the straw was chopped and left on the field, straw manuring benefits were excluded, since its nutrient uptake had previously not been considered.

2.2. *Energy input in bioethanol production*

Data typical of the Hohenheim dispersing mash process (DMP) with stillage recycling were used for the grain-to-ethanol conversion (Table 4). The pressureless DMP permits the processing of cereals at low temperature (i.e. 60–80°C) without previous milling. Thus, the whole grain is charged into the dispersing mash tank, containing at least half water and half hot stillage as process liquid. This approach decreases the energy needed in the mash process considerably, since the recycled stillage leaves the preceding still at about 102°C [15]. After adding liquefying enzymes, the grain is disintegrated by using a dispersing machine installed in the mash tub. Thus the starch contained in the grain is almost completely released and simultaneously liquefied. Once the grinding is complete, dispersing is stopped, and the mash is cooled to the saccharification temperature (52–55°C) and enzymatically saccharified. The fungi or bacteria derived enzymes as well as the brewing malt are added in order to guarantee maximum bioethanol conversion. Further adjuvants (e.g. pH adjusters or disinfectants) were hardly needed and not considered. After the saccharification rest, the mash is cooled, the yeast is added, and fermentation proceeds at about 35°C for at least 44 h. For the ensuing ethanol stripping from the fermented broth, continuous distillation coupled with molecular sieve dehydration was assumed to yield anhydrous ethanol [16].

2.3. *Energy output*

The energy obtained was calculated via the bioethanol yield per hectare, which is the grain's dry weight yield ($t\ ha^{-1}$) multiplied by the bioethanol conversion ($l\ t^{-1}$), which had been determined by fermentation experiments for each grain set. The

energy output per hectare resulted from the bioethanol yield per hectare and the energy density per litre of ethanol, which was evaluated by its net calorific value (Table 4).

One can assume that the stillage contains virtually all the components of the ground grain, except the fermented starch. Thus, the valuation of by-product stillage resulted from the grain nitrogen, phosphate, potassium, and calcium content according to the mineral fertilizer equivalents listed in Table 4. For P_2O_5 , K_2O , and CaO contents, the averaged values described in the fertilization section were applied again. The grain nitrogen content, however, was analyzed owing to its importance and variability, and 65% was considered as plant-available in a long-term view by stillage manuring [16,17]. The remainder is assumed to be permanently immobilized in the soil. The P_2O_5 , K_2O , and CaO were estimated as plant-available in total [18].

For the thermal energy output of the straw yield, its net calorific value was applied (Table 4). Further by-products, e.g. captured carbon dioxide, were not included. The energy efficiency was examined via the net energy gain ($GJ\ ha^{-1}$) and the ratio of energy output to energy input.

3. Results

3.1. Fossil energy input

The cultivation of the triticale cv. Modus and the wheat cv. Batis after a previous pea crop at Ihinger Hof under minimum intensity crop production required an energy input of about $6\ GJ\ ha^{-1}$ and about twice as much under conditions of high intensity crop production (Tables 5 and 6). After a winter grain crop, roughly $5\text{--}14\ GJ\ ha^{-1}$ was needed depending on the crop production intensity. The energy outlay in high intensity cultivation at Oberer Lindenhof was 12.5 and almost $10\ GJ\ ha^{-1}$ in reduced intensity production (Table 7). The input differences between the tested genotypes could be attributed to different demands of seed grain per hectare or growth controller quantities as well as to various grain or straw yield-dependent inputs.

Apart from minimum intensity cultivation, where most of the energy was needed in agricultural practices, fertilization was identified as the major energy consumer (Tables 5–7). Stillage spreading in medium intensity production reduced the energy input in fertilization considerably. However, the practice also resulted in distinct grain yield losses. After a previous pea crop, around $2\ GJ\ ha^{-1}$ less energy was spent in high intensity cultivation compared to a previous grain crop. However, with decreasing production intensity, even more energy input was needed after the pea crop than after the grain crop. This is due exclusively to the yield-affected energy expenditures, which increased after the previous pea crop. The payoff via shallow primary tilling after pea cropping remained comparatively small, because if mulching the intermediate crop is included, almost as much energy was needed as in plowing alone. Minimum intensity cultivation without chemical pesticides also resulted in only low energy savings because of rather high diesel fuel consumption in the repeated weeding. The applied energy coefficients of the pesticides are relatively high, but only small amounts of active ingredient were applied per hectare. This explains the

Table 5

Energy balance sheet of the triticale cv. Modus at the Ihinger Hof dependency upon the previous crop and the crop production intensity^a

Species (cultivar)	Winter triticale (cv. Modus)					
Previous crop	Pea			Winter grain		
Production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
Energy equivalent	GJ ha ⁻¹					
<i>Energy input</i>						
<i>Grain production</i>						
Stubble cultivation	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
Mulching ^b , primary tillage	0.50	0.50	0.50	0.59	0.59	0.59
Seed grain, sowing	0.68	0.68	0.68	0.68	0.68	0.68
Fertilization	6.21	2.77	1.41	8.54	2.71	1.03
Plant protection	1.13	0.96	0.65	1.13	0.96	0.65
Grain harvest	1.52	1.28	1.03	1.41	0.97	0.71
Straw collection	1.99	1.77	1.79	1.81	1.17	1.14
Σ	12.31	8.24	6.35	14.44	7.35	5.08
<i>Bioethanol production</i>						
Enzyme preparation	0.50	0.42	0.34	0.46	0.32	0.23
Mash process	1.68	1.40	1.16	1.54	1.06	0.79
Fermentation, yeast propagation	0.25	0.21	0.17	0.23	0.16	0.12
Distillation, dehydration	19.92	16.62	13.71	18.20	12.57	9.33
Σ	22.36	18.65	15.38	20.43	14.10	10.46
<i>Total input</i>						
Without straw collection	32.67	25.11	19.94	33.06	20.29	14.40
With straw collection	34.66	26.88	21.73	34.87	21.45	15.54
<i>Energy output</i>						
Bioethanol	89.11	74.31	61.33	81.41	56.20	41.71
Stillage	5.75	4.79	3.61	5.80	3.99	2.60
Straw	135.76	120.62	122.26	123.53	80.13	78.45
Σ	230.62	199.73	187.19	210.75	140.32	122.76
<i>Net energy gain</i>						
Bioethanol	56.43	49.20	41.39	48.35	35.91	27.31
Bioethanol and stillage	62.19	53.99	45.00	54.15	39.90	29.91
Bioethanol, stillage and straw	195.95	172.84	165.46	175.87	118.87	107.21
<i>Output:input</i>						
Bioethanol	2.73	2.96	3.07	2.46	2.77	2.89
Bioethanol and stillage	2.90	3.15	3.25	2.63	2.97	3.07
Bioethanol, stillage and straw	6.65	7.43	8.55	6.02	6.54	7.90

^a Means of 1996/1997 and 1997/1998.

^b After the previous pea crop.

slight plant protection input in reduced compared to minimum crop production intensity.

In the grain-to-ethanol conversion process, the energy input in distillation and dehydration always dominated (Tables 5–7). In contrast, the energy required in the preceding process sections was comparatively small or insignificant. Processing the

Table 6

Energy balance sheet of the wheat cv. Batis at the Ihinger Hof dependency upon the previous crop and the crop production intensity^a

Species (cultivar)	Winter wheat (cv. Batis)					
Previous crop	Pea			Winter grain		
Production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
Energy equivalent	GJ ha ⁻¹					
<i>Energy input</i>						
<i>Grain production</i>						
Stubble cultivation	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
Mulching ^b , primary tillage	0.50	0.50	0.50	0.59	0.59	0.59
Seed grain, sowing	0.85	0.85	0.85	0.92	0.92	0.92
Fertilization	5.88	2.42	1.20	8.11	2.25	0.71
Plant protection	0.87	0.83	0.67	0.86	0.86	0.67
Grain harvest	1.27	1.01	0.87	1.09	0.68	0.48
Straw collection	2.33	1.75	1.75	1.65	0.93	0.66
Σ	11.97	7.63	6.10	13.50	6.51	4.30
<i>Bioethanol production</i>						
Enzyme preparation	0.44	0.35	0.30	0.36	0.22	0.16
Mash process	1.38	1.10	0.95	1.15	0.72	0.51
Fermentation, yeast propagation	0.21	0.17	0.14	0.17	0.11	0.08
Distillation, dehydration	16.37	13.04	11.21	13.62	8.54	6.06
Σ	18.40	14.65	12.60	15.30	9.59	6.81
<i>Total input</i>						
Without straw collection	28.04	20.54	16.95	27.15	15.16	10.45
With straw collection	30.37	22.29	18.70	28.80	16.09	11.11
<i>Energy output</i>						
Bioethanol	73.20	58.30	50.12	60.92	38.17	27.12
Stillage	5.48	4.30	3.50	5.34	3.21	2.00
Straw	158.90	119.31	119.31	112.78	64.03	45.30
Σ	237.58	181.92	172.93	179.04	105.41	74.42
<i>Net energy gain</i>						
Bioethanol	45.17	37.77	33.17	33.77	23.01	16.67
Bioethanol and stillage	50.65	42.07	36.67	39.11	26.22	18.67
Bioethanol, stillage and straw	207.22	159.63	154.23	150.23	89.32	63.31
<i>Output:input</i>						
Bioethanol	2.61	2.84	2.95	2.24	2.51	2.59
Bioethanol and stillage	2.81	3.05	3.15	2.44	2.72	2.78
Bioethanol, stillage and straw	7.83	8.16	9.20	6.21	6.55	6.67

^a Means of 1996/1997 and 1997/1998.

^b After the previous pea crop.

triticale cv. Modus required up to 5 GJ ha⁻¹ more energy input in conversion than wheat cv. Batis grown at the same intensity level because triticale yields were higher. Differences in grain yield were also responsible for processing energy differences of a genotype at the same crop production intensity level from site to site.

Table 7

Energy balance sheet of the triticale cv. Modus and the rye cv. Farino at the Oberer Lindenhof after the previous grass–clover crop dependency upon the crop production intensity^a

Species (cultivar)	Winter triticale (cv. Modus)			Winter rye (cv. Farino)		
	High	Medium	Reduced	High	Medium	Reduced
Energy equivalent	GJ ha ⁻¹					
<i>Energy input</i>						
<i>Grain production</i>						
Stubble cultivation	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
Primary tillage	0.59	0.59	0.59	0.59	0.59	0.59
Seed grain, sowing	0.73	0.73	0.73	0.63	0.63	0.63
Fertilization	6.84	2.30	5.08	6.84	2.34	5.13
Plant protection	0.96	0.79	0.28	0.85	0.76	0.28
Grain harvest	1.35	0.88	1.16	1.35	0.90	1.16
Straw collection	1.73	1.10	1.78	1.71	1.13	1.61
Σ	12.48	6.66	9.89	12.24	6.62	9.67
<i>Bioethanol production</i>						
Enzyme preparations	0.50	0.32	0.43	0.44	0.30	0.40
Mash process	1.47	0.95	1.28	1.37	0.91	1.21
Fermentation, yeast propagation	0.22	0.14	0.19	0.21	0.14	0.18
Distillation, dehydration	17.47	11.25	15.12	16.28	10.78	14.39
Σ	19.66	12.66	17.02	18.31	12.13	16.19
<i>Total input</i>						
Without straw collection	30.40	18.22	25.13	28.83	17.61	24.25
With straw collection	32.13	19.32	26.91	30.54	18.75	25.86
<i>Energy output</i>						
Bioethanol	78.13	50.34	67.63	72.82	48.24	64.38
Stillage	5.35	3.60	4.36	5.13	3.55	4.21
Straw	118.09	75.11	121.24	116.49	76.96	109.59
Σ	201.56	129.05	193.23	194.44	128.75	178.18
<i>Net energy gain</i>						
Bioethanol	47.72	32.12	42.50	43.99	30.62	40.13
Bioethanol and stillage	53.07	35.72	46.86	49.12	34.17	44.34
Bioethanol, stillage and straw	169.43	109.73	166.32	163.90	110.00	152.32
<i>Output:Input</i>						
Bioethanol	2.57	2.76	2.69	2.53	2.74	2.65
Bioethanol and stillage	2.75	2.96	2.86	2.70	2.94	2.83
Bioethanol, stillage and straw	6.27	6.68	7.18	6.37	6.88	6.89

^a Means of 1996/1997 and 1997/1998.

At Oberer Lindenhof, the rye cv. Farino and the triticale cv. Modus showed quite similar energy inputs (Table 7), since their yield performances were almost equal. The total energy input (straw collection included) at Ihinger Hof added up to 15–35 GJ ha⁻¹ for the triticale cv. Modus and 11–30 GJ ha⁻¹ for the wheat cv. Batis (Tables 5 and 6). Interestingly, the total input in high intensity cultivation was

nearly identical after both previous pea and previous grain crops. Increased energy consumption in conversion due to increased yields completely compensated for the intended cultivation savings by the pea's nitrogen return.

3.2. Energy output

The energy output per ha of triticale cv. Modus ranged, based on ethanol, from 42 to 89 GJ ha⁻¹ (Tables 5 and 7). The lowest output of the wheat cv. Batis was 27 GJ ha⁻¹, the highest 73 GJ ha⁻¹ (Table 6). The rye cv. Farino ranged from 48 GJ ha⁻¹ to about 73 GJ ha⁻¹ (Table 7). The energy output per ha under reduced intensity crop production conditions increased by at least 16 GJ ha⁻¹ over that of medium crop production intensity. If by-product credits of stillage and straw are considered, the outputs of the just-mentioned stands increased from 123 to 231 GJ ha⁻¹ with triticale, 74 to 238 GJ ha⁻¹ with wheat, and 129 to 194 GJ ha⁻¹ with rye (see Tables 5–7). In comparing the output components, stillage contributed the least and straw the most to the total energy output. The decline in energy output per ha within a decreasing intensity scale was evidently smaller after a previous pea crop compared to a previous grain crop. This might be due to the legume's nitrogen release, which affected the grain yields favourably. The triticale cv. Modus gave the highest energy output per ha on an ethanol basis. The wheat cv. Batis, in contrast, showed conspicuously reduced energy outputs. At the location Oberer Lindenhof, the energy output declined compared to the previous pea crop site. However the differences between the examined genotypes remained small at this location (Table 7).

3.3. Net energy gain

The net energy gain per ha was calculated by subtracting the energy input from the energy output. Without by-product consideration, net energy gains from triticale cv. Modus grown at Ihinger Hof were 27–56 GJ ha⁻¹ (Table 5). The net energy gains observed at Oberer Lindenhof were also within this range (Table 7). At Oberer Lindenhof, the net energy gains at medium crop production intensity, were found to be much less than those obtained at high or reduced crop production intensity, because of poorer grain yields (Table 7).

The peak net energy gain of the triticale cv. Modus corresponds to 2662 l ha⁻¹ of ethanol. The wheat cv. Batis crop yielded net energy gains between 17 and 45 GJ ha⁻¹ (Table 6). The net energy gains per hectare increased with rising crop production intensity at Ihinger Hof. However, the increase in medium versus minimum intensity amounted to merely 8.6 GJ ha⁻¹ at most (Table 5). This difference did not increase substantially even when by-product credits were included. The lowest net energy gains per ha were consistently observed for minimum intensity crop production. However, the net energy gain increase from minimum to high crop production intensity differed from site to site: The net energy gain almost doubled after the previous grain crop, whereas the increase did not exceed about 30% after the previous pea crop. Nonetheless, the net energy gains per hectare were always higher after a previous pea crop compared to a previous grain crop.

3.4. Output/input ratio

The output/input ratio is the energy output (ethanol alone or with by-products included) divided by the energy input (with or without straw collection included). The output/input ratios, based on bioethanol, were generally positive, which means that there always was more energy in the ethanol produced than was consumed during the entire farm to conversion process. The output/input ratio of the triticale cv. Modus ranged from 2.46 to 3.07 (Tables 5 and 7). The wheat cv. Batis' ratios were 2.24 to 2.95, accordingly (Table 6). The output/input ratios of the rye cv. Farino and the triticale cv. Modus grown at Oberer Lindenhof were quite similar, both for ethanol alone and if by-products were included (Table 7). The most favourable output/input ratios occurred at minimum crop production intensity. The lowest ratios were found at high intensity crop productions. If by-products were included, the output/input ratios rose. In particular, the boost in maximum to 9.20 was tremendous when the wheat cv. Batis' straw output was considered (Table 6). Due to superior straw yields, the wheat cv. Batis frequently exceeded the triticale cv. Modus output/input ratio.

4. Discussion

At Ihinger Hof, the energy balances of the triticale cv. Modus and the wheat cv. Batis were vastly different. This is primarily due to the outstanding grain yields per hectare of the triticale cv. Modus compared to the wheat cv. Batis. By including experimental data, encouraging results in the ethanol energy balance were obtained compared to the calculated energy balances, which were based merely on mean values. This can be understood as a key effect of appropriate ethanol grain production practices, which would be suitable in farm-scale crop husbandry as well, since the reproducibility of the underlying grain and bioethanol yields per hectare was confirmed by analyses of variance [11].

The triticale cv. Modus' grain yields obtained at Ihinger Hof could be classified as very high. Hence, both the ethanol-based net energy gains per ha and output/input ratios were superior to the wheat cv. Batis. Converted to bioethanol, the net energy gain pole positions of the triticale cv. Modus ranged approximately from 1300 to 2700 l ha⁻¹. However, when the straw yield was considered as well, the wheat cv. Batis frequently had an enhanced output/input ratio compared to triticale. However, our aim was to produce bioethanol and not by-product straw. The energy balance between the rye cv. Farino and the triticale cv. Modus at Oberer Lindenhof did not differ considerably, although their fermenting properties varied significantly. Evidently the grain yield per hectare outweighed the fermenting traits with respect to the energy balance. Furthermore, chemical pesticides were found to be the cheapest source of plant protection as far as energy input is concerned.

Increasing the crop production intensity level raised both the energy output and the net energy gain per ha. This is perceived as a success in appropriate crop production management, since the additional energy input for grain production and

conversion was obviously more than offset by the increase in bioethanol yields. Peak net energy gains per hectare from the triticale cv. Modus crop farmed at high crop production intensity determine the system that used the cropland exhaustively. However, the output/input ratios behaved inversely to the rising net energy gains. This points out a frequent dilemma of agricultural energy balances: the preference of low input crop husbandry with regards to the output/input ratio and vice versa, if the net energy gain per area is considered.

Nitrogen residues from a previous pea crop in high intensity crop production saved roughly 2.5 GJ ha^{-1} without any yield losses. That means that pea nitrogen release replaced the equivalent of about 60 kg ha^{-1} of mineral nitrogen. At medium and minimum intensity production levels, however, the energy input was greater after previous pea cultivation than after a previous grain crop. This is explained by superior grain and straw yields, which required extended efforts in harvesting and transport. Moreover, in the grain-to-ethanol process, more energy was needed after previous pea crop than after a previous grain crop on a per hectare basis. Apparently, implementing pea as a previous crop is not a large source for energy savings in bioethanol production. This at-first-sight unfavourable conclusion changes, however, once the energy output and the applied efficiency criteria are considered. The energy output per ha, the net energy gain per ha, and the output/input ratio were always superior after the preceding pea crop compared to the preceding grain crop. The effect even increased with declining intensity. Regarding the wheat cv. Batis, e.g. the increase in energy output in favour of pea corresponded to almost 100 GJ ha^{-1} on occasions. At the location Oberer Lindenhof, the grain yields tended to decrease compared to the Ihinger Hof ones. Probably less nitrogen was delivered from the grass-clover residues. However, Oberer Lindenhof is a rather marginal site for the cultivation of grain crops. Nevertheless, the results balanced with the wheat cv. Batis grown at Ihinger Hof were regularly achieved or even exceeded at Oberer Lindenhof.

When grain stillage was used instead of mineral nitrogen, the energy input required for fertilization decreased considerably. However, the substitution of stillage had a comparatively small effect on grain yield. Similar conclusions were reached by Stelzer [16], who experimented with potato stillage. Hence, with respect to the energy output and the net energy gain per ha, stillage manuring was always inferior to mineral nitrogen fertilization. Only the output/input ratio showed advantages in favour of stillage fertilization. This benefit, however, recedes into the background if the cropland is regarded as the most limiting factor in expanding the bioenergy production, since this assigns a higher priority to the net energy gain per ha. Following those results, the entire replacement of mineral nitrogen nourishment with stillage could not be approved unreservedly. However, apart from nitrogen, stillage also supplies basic nutrients (i.e. mainly P_2O_5 , K_2O), which could be regarded as 100% plant-available in a medium-term view. A complete exchange of basic nutrients and only a proportionate substitution of the nitrogen needed appears to be a more feasible alternative for prospective stillage utilization. This practice would entail smaller energy savings in grain production, but yield losses would likely decrease as a side effect.

Within the grain-to-ethanol process, the distillation and dehydration procedure on 99.8% vol is the dominating energy item. Madson [19] reported that energy consumption has been lowered to 3.9 MJ l^{-1} of ethanol via fully integrated molecular-sieve distillation and dehydration. That means 0.84 MJ l^{-1} or about 18% less energy in relation to the coefficient used here. Thus, this could be another major source of energy savings with a conspicuous effect on the net energy gain.

According to our results, a large proportion of the solar energy converted into biomass is concealed in the straw yield (at times, over 50%). When the straw's calorific energy output is considered, the net energy gain per hectare quadruples compared to an exclusive ethanol-based valuation. The most favourable net energy gains (stillage included) amounted to 196 GJ ha^{-1} with the triticale cv. Modus, and 207 GJ ha^{-1} with the wheat cv. Batis. Apart from the expenditures noticed in straw collection for baling and carting, Reinhardt [18] assumed about 8.0 MJ kg^{-1} of dry weight in straw pelleting. However, as assumed here, combustion facilities that do not need any straw pretreatment are readily available [20]. Another obstacle to straw removal is seen in a creeping humus decomposition of soils. Yet, in increasingly short grain rotations, where straw yields are large, rotting down is not always ensured, especially under drought conditions. Moreover, beyond an intercropping, the solids yielded by stillage application provide for extra organic matter as well. From such a perspective, an intermittent straw collection would be justifiable also from the angle of a tissue loss.

The stillage effluent from the dispersing mash process, including a stillage-recycling rate of 50%, amounts to about $2.75 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ of fermented grain dry weight [5]. Our results indicate that the by-product stillage contribution to the energy output per ha was comparatively small. This is primarily due to the low grain nitrogen content, which is the crucial component of the energy benefit via stillage, if the fertilizer equivalence principle is applied. First of all, this is a successful result of crop management techniques, which targeted starch synthesis, but lowered, fortified by the applied 65% rate of plant availability, the value-added potential of stillage considerably. Nonetheless, the net energy gain per hectare increased accordingly, since expenditures in production of stillage were not assumed. Constraints of future stillage manuring are limited storability [17], a possible lime balance correction on sites with low pH [21], and unprofitable long-distance transport, since dry-matter content is low.

5. Conclusions

The net energy gain per hectare was affected mainly by the genotype's yield performance per hectare and thus by the crop cultivation intensity and the previous crop/site conditions. Including previous legume crops was a major source of energy preservation. Stillage manuring instead of mineral nitrogen fertilization, however, affected the net energy gain adversely. Hence fertilization of basic nutrients by stillage application could be a more feasible approach. The dependence of energy balances on farming practices prove that specifying the underlying agricultural data for

energy balancing is as important as including reliable energy coefficients for the applied input parameters.

Acknowledgement

This research is funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG).

References

- [1] Kaltschmitt M, Reinhardt GA, (Editors). *Nachwachsende Energieträger—Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Vieweg-Verlag, Braunschweig, Wiesbaden, 1997.
- [2] Hartmann H, Strehler A. Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Schriftenreihe Nachw. Rohst. Bundeslandwirtschaftsminist. Münster: Landwirtschaftsverlag, 1995.
- [3] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bericht des Bundes und der Länder über Nachwachsende Rohstoffe. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 1995.
- [4] Hofmann M. Schnellwachsende Baumarten — zusammenfassender Abschlußbericht. Schriftenreihe Nachw. Rohst. Bundeslandwirtschaftsminist. Münster: Landwirtschaftsverlag, 1999.
- [5] Schäfer V, Aufhammer W, Kübler E, Pieper HJ, Senn T. Energiebilanzen zur Produktion und Verarbeitung des Kornguts von Wintertriticale und Winterweizen zu Bioethanol. Pflanzenbauwiss 1997;1(3):133–41.
- [6] Pieper HJ, Senn T. Das Ganzkornmaischverfahren. Ein neues druckloses Verfahren zur Gewinnung von Gärungsalkohol aus stärkehaltigen Rohstoffen. Handb Brennerrei- und Alkoholwirtsch 1987;34:275–91.
- [7] Department of Energy US. Fuel cycle evaluations of biomass — ethanol and reformulated gasoline. Overview. Washington DC: Biofuels Systems Division, 1994.
- [8] Kalk W-D, Hülsbergen K-J. Energiebilanzen — Landwirtschaftsbetriebe unterschiedlicher Struktur und Bewirtschaftungsintensität im Vergleich. Landtech 1996;51(3):132–3.
- [9] Kuesters J, Lammel J. Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. Eur J Agron 1999;11:35–43.
- [10] Scholz V, Hahn J. Energiebilanzen im Vergleich. Landtech 1998;53(2):94–5.
- [11] Rosenberger A, Kaul H-P, Senn T, Aufhammer W. Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. J Agron Crop Sci 2000;185:55–65.
- [12] Moerschner J, Gerowitt B. Direct and indirect energy use in arable farming — an example on winter wheat production in Northern Germany. In: Weidema BP, Meeusen, MJC, editors. *Agricultural data for Life Cycle Assessments. Results of the 2nd Invitational European Expert Seminar on LCA of Food Products*, The Hague, 25–26 January 1999. LEI-DLO, The Hague: in press.
- [13] KTBL — Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Betriebsplanung 1999/2000. 16. Aufl. Münster: Landwirtschaftsverlag, 1999.
- [14] Fruchtenicht K, Heyn J, Kuhlmann H, Laurenz L, Müller S. *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. Hydro Agri Dülmen, 12. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. 1993, p. 254–95
- [15] Senn T, Pieper HJ. Ethanol — classical methods. In: Rehm H-J, Reed G, editors. *Biotechnology* 6. 2nd ed. Weinheim: VCH Verlag, 1996. p. 62–120.
- [16] Stelzer T. Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen — Lebensweganalysen und Umweltwirkungen. Forschungsbericht des Inst. f. Energiewirtsch. und rationelle Energieanwend, Nr. 57, 1999.
- [17] Gutser R. Stickstoffumsatz, Lagerverhalten und optimale Verwertung von Schlempe auf landwirtschaftlichen Flächen. Branntweinwirtsch 1998;138:2–6.

- [18] Reinhardt GA. Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. 2. Aufl. Vieweg-Verlag. Wiesbaden Braunschweig, 1993.
- [19] Madson PW. Biofuels in the USA. R. Katzen Assoc. Inc. Lecture at the 1st World Ethanol Conference 18–19 November 1998, London, 1998.
- [20] Brenndörfer M. Feuerungs- und Umweltschutztechnik. In: Brenndörfer M, Dreiner K, Kaltschmitt M, Sauer N, editors. Energetische Nutzung von Biomasse. KTBL-Arbeitspapier 199. Landwirtschaftsverlag, Münster, 1994. p. 82–106.
- [21] Matthes F. Bewertung von Schlempe als Bodendünger. Brenneureikalendar 1995;393–401.
- [22] Piorr A, Werner W. Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich: Bewertung anhand von Umweltindikatoren. Schriftenreihe Agrarspectrum. Dachverb. Agrarforsch. BLV Verl. Ges., Münster-Hiltrup, 1998.
- [23] Diepenbrock W, Pelzer B, Radtke J. Energiebilanz im Ackerbaubetrieb. KTBL-Arbeitspapier 211. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 1995.
- [24] Karpenstein-Machan M. Frankfurt/M: DLG-Verlag Konzepte für den Energiepflanzenanbau 1997.
- [25] Pimentel D. Energy inputs for the production, formulation, packing and transport of various pesticides. In: Pimentel D, editor. Handbook of energy utilization in agriculture. Boca Raton (FL): CRC Press, 1980. p. 45–8.
- [26] Kroiher A. Personal communication. H. Durst Malzfabriken, Bruchsal, 1999.
- [27] Pieper HJ, Böhner K. Energiebedarf, Energiekosten und Wirtschaftlichkeit verschiedener Alkoholproduktionsverfahren unter besonderer Berücksichtigung des Schlempe-Recyclingverfahrens (SRV). Die Branntweinwirtsch 1985;125:286–93.
- [28] Strehler A. Aufbereitung und Verfeuerung von Biomasse als Festbrennstoff. In: Flaig H, Mohr H, editors. Energie aus Biomasse — Eine Chance für die Landwirtschaft. Berlin: Springer Verlag, 1993. p. 170–86.

Costs of bioethanol production from winter cereals: the effect of growing conditions and crop production intensity levels

A. Rosenberger, H.-P. Kaul, T. Senn and W. Aufhammer

J. Industrial Crops & Products

ABSTRACT

Costings of bioethanol production are estimated based on biennial field trials conducted at two locations in southwest Germany. Winter cereals (rye cultivar 'Farino', triticale cv. 'Modus', wheat cv. 'Batis') were grown under different crop production conditions and intensity levels with emphasis on reinforcing grain carbohydrate rather than grain protein accumulation in order to improve bioethanol conversion. For both cost saving and minimizing the energy input, previous legume crops (pea, grass-clover) and/or grain stillage substituted for mineral fertilizer nitrogen. Stillage is a liquid residue from bioethanol processing containing nitrogen in organic form. Along with the costs of cultivation and conversion, the total costs per hectare and the costs per liter of ethanol produced were considered. Calculations were cut off at the factory gate of the conversion plant. As crop production intensity increased, total costs per hectare rose. However, when the intensification improved grain yield, the costs per liter of bioethanol produced fell because the increase in bioethanol yield per hectare outweighed for the extra costs in intensifying crop husbandry. In comparison of the species investigated, triticale crops were most economical in terms of costs per liter of bioethanol produced due to the highest bioethanol yields per hectare. The lowest costs per liter of bioethanol produced (0.70 DM at least) were determined with crops grown after a previous pea crop. In contrast, stillage manuring was the most expensive procedure (1.27 DM per liter in maximum) to provide for bioethanol. Our results indicate that appropriate bioethanol grain production is a substantial source for cost savings in bioethanol production. This could give some impetus to a competitive fuel-ethanol production in the years ahead.

Keywords: bioethanol; bioethanol grain production; crop production intensity; nitrogen substitution; costing

1. Introduction

The dominating commercial market of ethanol derived from grain is seen in extending or even replacing gasoline used for transportation. Within the European Union, France recently invested in ethanol from sugar beet destined as oxygen and octane enhancing fuel additive. Although admixing of 5 % of ethanol by volume in gasoline is legally permitted across the EU, in Germany merely rapeseed methyl ester – biodiesel – is presently retailed as renewable fuel, whereas bioethanol is not boosted as a substitute or a compound of petrol. Besides offering the opportunity for a domestically grown fuel and thus enhancing national energy independence, proponents in addition anticipate that ethanol from biomass probably improves local farm income and helps to meet the global challenge of reducing greenhouse gas emissions. Bioethanol is not yet used in Germany with the prevailing argument that the cost of fermentation ethanol could not be reduced to a level competitive with that of gasoline. Particularly the embedded raw material costs are regarded lastingly as major cost factor. Grosskopf et al. (1988) suggested that decreasing raw material cost is a substantial source to improve competitiveness of ethanol. Since then, grain prices bisected at least due to EU mandate. Gerstenkorn (1995) concluded nevertheless, even at grain prices of zero wheat ethanol production would be unprofitable under German conditions. This is primarily due to inferior ethanol substitution values, which were derived from inexpensive by- or waste products of oil refining. According to a German governmental estimation, bioethanol supply costs range from 0.95–1.60 DM L⁻¹ compared to tax-free refinery retail prices for oil products of only 0.30–0.40 DM L⁻¹ (BML 1995). Under United States conditions, Wooley et al. (1999) calculated 1.44 \$ per gallon of bioethanol (about 0.75 DM L⁻¹). Nonetheless, alone tax incentives and governmental program subsidies allow gainful U.S. bioethanol production at present – this act is endorsed as positive investment in America's energy needs (DOE 1999). Reduced farm program costs and increased income tax revenues are presumed to offset the cost of such incentives by far.

In Germany, the grain for fermentation ethanol is usually derived from stocks originally destined for food or feedstuff. Quoting Loyce and Meynard (1997) there is no reason to believe bread-making crop management techniques are suited to ethanol grain, since the latter differs at the economic and the energy level. Moreover, ethanol grain differs also at the quality level, since grain protein enhanced traits could be ignored in favor of carbohydrate accumulation. Increased grain carbohydrate improves the bioethanol conversion rate per ton of grain fermented. In consequence less grain mass per unit volume of ethanol produced is needed, hence the embedded grain costs of fermentation ethanol would decrease as a side effect. To that background, field trials with winter cereals were conducted dedicated to the production of bioethanol grain. Implementing different crop production intensity levels served the dual purpose of cost saving and reinforcing grain carbohydrate rather than protein accumulation. A key feature was to replace the mineral nitrogen supply for its high energetic relevance by symbiotically fixed nitrogen residues of

previous legume crops and/or by stillage manuring. Stillage is a bioethanol processing residue containing organic N. The crops always yielded a positive energy balance (Rosenberger et al. 2001). This means that the grain-to-ethanol cycle always generated more energy than consumed in the entire farm to conversion process. That is essential to overcome a central conflict of bioethanol production. Based on these positive energy balance results, the following questions were investigated:

1. How much are the costs of bioethanol production affected by different crop production intensity levels combined with different yielding winter cereal crops?
2. How far does costing shift, when previous legume crops or stillage manuring substitute for mineral fertilizer nitrogen?

2. Materials and methods

Empirical data were taken from biennial factorial field trials with winter cereals at two different experimental sites of Hohenheim University. The site characteristics and factors are presented in Table 1.

Table 1: Experimental design

1. <i>Experimental periods</i>	1996/1997 – 1997/1998			
2. <i>Locations</i>	Ihinger Hof	Oberer Lindenhof		
Altitude, temp. ¹⁾ , rainfall ¹⁾	480 m a.s.l., 7.9°C, 687 mm	730 m a.s.l., 6.8°C, 925 mm		
Soil type, pH	leached brown soil, 7.2	terra fusca, 5.1		
Previous crops (annually)	Pea, Winter grain ²⁾	Grass-clover, — ³⁾		
3. <i>Winter cereals (cv.)</i>	Rye (cv. Farino), Triticale (cv. Modus), Wheat (cv. Batis)	Rye (cv. Farino), Triticale (cv. Modus), — ³⁾		
4. <i>Crop management</i>				
<u>Intensity level</u>	<u>Nitrogen source</u>	<u>Plant protection</u>		
High	Calcium ammonium nitrate	{Chemical weed and disease control, growth regulation		
Medium	Liquid grain stillage			
Reduced	Calcium ammonium nitrate	Chemical weeding		
Minimum	Soil borne nitrogen	Cultural weed control		
<i>Nitrogen supply (kg N ha⁻¹)</i>	<u>Crop production intensity level</u>			
<u>Location</u>	High	Medium	Reduced	Minimum
Ihinger Hof: previous pea crop	100	130 ⁴⁾	70	0
Ihinger Hof: previous grain crop	160	185 ⁴⁾	110	0
Oberer Lindenhof: precrop grass-clover	120	132 ⁴⁾	85	— ³⁾

1) Long-term means 2) 1996 wheat, 1997 triticale 3) Not investigated 4) Averaged over the growing seasons

The output obtained per hectare encompassed the grain dry weight (t ha⁻¹) and the bioethanol yield (L ha⁻¹). The latter resulted from the grain dry weight multiplied by the bioethanol conversion rate (L t⁻¹), which was determined by enzymatically-catalyzed fermentation experiments for each grain set. The grain yields, the

bioethanol yields and the bioethanol conversion rates were examined by analyses of variance (Rosenberger et al. 2000). Significant factors were found to be site/precrop, genotype and crop production intensity level. In addition, considerable interactions of site/precrop x genotype, intensity level x genotype and site/precrop x intensity level were proved. According to the factorial design, costing along one of these interactions would have meant averaging across factors, which provided cost differences, e.g. the different previous crops. This appeared to be an unreasonable way to answer the questions mentioned above. Hence, we selected the pole positions of grain and bioethanol yields according to crop production intensity levels to determine the costings. We used the highest and lowest yielding species from each site at the high, the medium, the reduced and/or the minimum intensity levels, respectively. Both the trial data and the ensuing costings were averaged over the referred cropping periods, since main effects of the year were insignificant and interactions with years were of minor relevance.

The costings were computed along with the grain and bioethanol production processes up to the plant gate taken as system boundary. Costs are based on net prices without including value added tax considering one hectare of arable land as functional unit. A fee for cropland use was not included, since one expects that ethanol grain is primarily cultivated on set-aside land free of opportunity costs for possible forgone earnings. This presupposes that ethanol grain could be grown on set-aside land without losing government subsidy just like oilseed rape for biodiesel use. Note that neither subsidies nor possibly avoided costs of an alternative fallow farming on the same area in case ethanol grain is cultivated were included.

2.1 Grain production costs

The on-farm costs were subdivided into seed grain, fertilizer, pesticides, fixed and variable machinery costs, labor costs and insurance. Self-mechanization was assumed, meaning that no contractor was involved into cultivation from sowing to harvest. A summary of the applied prices is given in Table 2. The fixed and variable machinery costs as well as the operating time of any on-field activity done was based upon latest reference data (KTBL 1999). To transfer to farm-scale, a 5-ha reference plot size was assumed. Within the variable machinery costs, the expenditures of diesel are shortened by the diesel fuel tax break of 0.4115 DM per liter granted in Germany at present. The working money, which is considered to be fixed for a 12-months period, bears an interest rate of 6 % p.a. The labor costs resulted from the employment time per hectare multiplied by a wage rate of 20 DM per hour. The insurance premium was derived from the local hail risk covering a damage of 1500 DM per hectare (KTBL 1999).

Table 2: Applied net prices

Parameter	DM unit ⁻¹	Source
A. Grain production		
1. Mineral fertilizer kg ⁻¹		
Nitrogen (N)	0.81	KTBL (1998)
Phosphate (P ₂ O ₅)	1.15	KTBL (1998)
Potassium (K ₂ O)	0.60	KTBL (1998)
Calcium (CaO)	0.14	KTBL (1998)
2. Herbicides L ⁻¹		
Tristar TM	49.24	WLZ (1998)
Ralon Super TM	24.75	WLZ (1998)
3. Growth regulators L ⁻¹		
Cycocel 720 TM	9.23	WLZ (1998)
Terpal C TM	26.74	WLZ (1998)
4. Insecticides		
Decis TM L ⁻¹	55.61	WLZ (1998)
Pirimor TM kg ⁻¹	102.23	WLZ (1998)
5. Fungicides L ⁻¹		
Juwel TM	108.64	WLZ (1998)
Sportak Delta TM	59.78	WLZ (1998)
6. Certified winter seed grain kg ⁻¹		
Triticale	7.30	KTBL (1998)
Wheat	7.40	KTBL (1998)
Hybrid rye	17.20	KTBL (1998)
7. Stillage application m ⁻³	3.39	own calculations acc. to KTBL (1999)
8. Heating oil L ⁻¹	0.55	estimated mean price level in January 2000
9. Electricity kWh ⁻¹ (industrial price level)	0.13	Dow Jones-/VIK-electricity prize index, December 1999
10. Remuneration rate h ⁻¹	20.00	own assumption
11. US Dollar exchange rate per \$	1.98	Stock exchange rate 28.01.2000
B. Bioethanol production (costs kg⁻¹ of processed grain dry matter)		
1. Capital costs (depreciation, interest costs)	0.05	Gerstenkorn (1995) ¹⁾
2. Staff, administration, inspection, maintenance	0.037	Gerstenkorn (1995)
3. Enzymes, chemicals (sulfuric acid, anti-foam, caustic soda etc.) process water	0.039	own calculations according to different wholesale quotations
4. Process steam	0.046	Pieper and Bohner (1985), Stelzer (1999), adapted by current heating oil and electricity prices (see above)
Process electricity	0.01	

1) Plant specifications: total investment 1.75E+08 DM, 400 m³ bioethanol day⁻¹, 1141 t of wheat grain day⁻¹, 330 operating days year⁻¹

2.1.1 Tillage and sowing

The pea straw was incorporated with an intermediate cropping in order to prevent premature nitrogen leaching. Once the catch crop had been mulched, flat primary tillage took place. After a previous grain and a previous grass-clover, plow and cultipacker were used for primary tillage instead. The seedbed preparation and sowing was made uniformly by a rotary-harrow seeder. The seed grain demand per hectare depended on site and genotype referred sowing rate and timing. The price of seed grain included packing, transport and dressing (Table 2).

2.1.2 Fertilization

Beside the mineral fertilizer addition of calcium ammonium nitrate, stillage was included as an organic nitrogen source (Table 1). At reduced production intensity levels, the nitrogen fertilizer dose was 30 % less compared to high, while minimum cultivation intensity crops remained without fertilizer nitrogen at all. In stillage application, costs for loading, transport and on-field distribution were included by assuming slurry application by a 7-m³ tanker and a 67 kW tractor (KTBL 1999). The costs for basic fertilization corresponded to the nutrient withdrawal via the harvested grain: P₂O₅, K₂O, MgO and CaO were applied at mean contents of 9.9, 6.9, 2.3 and 1.2 kg t⁻¹ of grain dry weight (Früchtenicht et al. 1993). Since basic nutrients are dressed as depot fertilizer merely each third year, only one third of the operation costs were taken into account. Magnesium was assumed to be a constituent of the potassium fertilizer costs devoid of any extra expense. The prices applied for the mineral fertilizers are given in Table 2. Both deposition from the atmosphere and nitrogen supplied from the soil were calculated free of charge. The by-product straw was chopped and left on the field. Straw manuring benefits were not included, since its nutrient uptake had previously not been considered.

2.1.3 Plant protection

High, medium and reduced production intensity crops received herbicides (Table 1). Minimum intensity crops were repeatedly harrowed for weed control. On high and medium production intensity crops growth regulators and a fungicide against foliar diseases were sprayed. High and medium intensity crops of the wheat cv. Batis after a previous grain crop were also treated against foot-rot fungus. No fungicide was applied on minimum or reduced intensity crops. Insecticides were applied on all crops when aphid infestation exceeded relevant thresholds. The pesticide costs corresponded to wholesale net prices (Table 2), which were discounted by 25 %, what is highly custom in practice (Bonfig 2000).

2.2 Bioethanol conversion costs

The enzymatic grain-to-ethanol process included the core technologies of the Hohenheim dispersing mash process (DMP) with stillage recycling. The DMP permits pressureless processing of cereals at relatively low temperature levels of 60–80°C. Additionally, hot stillage is separated for reuse as process liquid for energy saving purposes (Senn and Pieper 1996). Up to 90 % of the needed fresh water can

be substituted by stillage recycling in maximum. After adding liquefying bacterial α -amylases (Optimash-pH-420, Solvay Enzymes), the loaded grain is disintegrated by a dispersing machine installed in the mash tub. Once grinding and liquefying is complete, dispersing is stopped and the mash is cooled to saccharification temperature (52–55°C) and enzymatically saccharified by adding fungal α -amylases (Fungal-Amylase-L, Optilase-F, both Solvay Enzymes), fungal glucoamylase (Optisprit-L, Solvay Enzymes) and self-malted barley used as β -amylase product. After a saccharification rest of 20–30 min, the mash is cooled down to set temperature, inoculated by yeast and fermented at about 35°C for at least 44 hours. For the ensuing ethanol detaching from the fermented beer, continuous multi-column distillation coupled with molecular sieve dehydration was assumed to yield anhydrous ethanol (Stelzer 1999). The by-product stillage, which remains after distillation contains virtually all components and nutrients of the processed grain, except the fermented carbohydrates. The benefit due to the nutrient return via stillage was assumed to be equivalent to their potential costs in storage and distribution. The same could be assumed for the use of stillage as feedstuff or in biogas production. Therefore, neither costs nor proceeds associated with the co-product stillage were included. Additionally, the value added potential of the carbon dioxide that is released during fermentation was excluded for lack of relevant markets. The running costs implied data typical of the DMP for steam and electricity needs multiplied by today's heating oil and electricity prices (Table 2). The technical enzymes and brewing malt products as well as process water and other auxiliaries such as pH adjusters and disinfectants were included by wholesale or municipality prices, respectively. For lack of appropriate data some minor adjuvants, for instance antifoam or caustic soda, were added as estimated charge. The yeast is free, since in practice some of the most active yeast strains are always deposited for recycling as inoculum for the next fresh feed (Klass 1998). In order to realize economies of scale, the plant costs were determined on the basis of calculations made by Gerstenkorn (1995), which are specified for a total investment of 175 millions DM, a capacity of 400 m³ of ethanol per day from 1141 tons of wheat grain and 330 operating days per annum (Table 2).

3. Results

The field trials aimed primarily at the bioethanol yield per hectare, which is the product of the measured grain yields and the determined bioethanol conversion rates: As shown on top of the table 3 and the table 4, the triticale cv. Modus was always more productive than the wheat cv. Batis with respect to the grain yield, the bioethanol conversion rate and thus the bioethanol yield per hectare. At the location Oberer Lindenhof, both the triticale cv. Modus and the rye cv. Farino produced quite similar grain yields but had different conversion rates (Table 5, top).

Table 3: Bioethanol production costs of the triticale cv. Modus at the location Ihinger Hof dependency upon the previous crop and the crop production intensity (Means of 1996/1997 and 1997/1998)

Species (cultivar)	Winter triticale (cv. Modus)					
Previous crop	pea			winter grain		
Crop production intensity	high	medium	minimum	high	medium	minimum
Grain dry weight (t ha^{-1})	9.1	7.6	6.2	8.5	5.8	4.3
Bioethanol conversion rate (L t^{-1})	461	459	468	454	456	463
Bioethanol yield (L ha^{-1})	4203	3505	2893	3840	2651	1968
	DM ha^{-1}					
<i>Grain production</i>						
Seed grain	91.7	91.7	91.7	91.7	91.7	91.7
Fertilization	224.7	120.0	97.2	263.3	91.5	66.8
Plant protection	305.8	279.1	23.7	284.1	262.8	23.7
Fixed machinery costs	322.8	388.3	326.4	327.3	406.3	318.7
Variable machinery costs	170.0	246.0	175.6	178.9	275.4	178.4
Labor costs	142.0	221.6	142.1	140.7	237.5	134.0
Insurance and interest costs	64.5	56.6	39.9	65.5	53.9	38.1
Σ	1321.5	1403.3	896.5	1351.5	1419.0	851.3
Grain production costs DM L^{-1} of bioethanol	0.31	0.40	0.31	0.35	0.54	0.43
<i>Bioethanol production</i>						
Capital costs	455.6	381.9	309.2	423.0	291.0	212.5
Staff, administration, maintenance	337.1	282.6	228.8	313.0	215.4	157.3
Enzymes and other chemicals	358.7	300.7	243.4	333.0	229.2	167.3
Process electricity costs	91.1	76.4	61.9	84.6	58.2	42.5
Process steam costs	419.1	351.3	284.5	389.2	267.7	195.5
Σ	1661.6	1392.8	1127.8	1542.8	1061.4	775.0
Conversion costs DM L^{-1} of bioethanol	0.40	0.40	0.39	0.40	0.40	0.39
Total costs DM ha^{-1}	2983.1	2796.1	2024.3	2894.3	2480.4	1626.3
Total costs DM L^{-1} of bio- ethanol	0.71	0.80	0.70	0.75	0.94	0.82

3.1 Grain production costs per hectare

The grain production costs varied from 851–1514 DM per hectare (see Tables 3, 4 and 5). Generally, the costs of crop cultivation increased in order of production intensification from minimum < reduced < high < medium. Minimum relative to high production intensity crops after a previous pea crop decreased costs per hectare by approximately 30 % — coupled with almost proportional yield losses of both the triticale cv. Modus and the wheat cv. Batis. Crops cultivated after a previous grain crop lost up to more than 50 % of grain yield from high to minimum production intensity levels. The fixed machinery costs were identified as most expensive irrespective of the crop production intensity level. The secondary cost causes were found to be plant protection and fertilization with high and medium production intensity crops and variable machinery costs with minimum input crops. Minimum compared to high production intensity crops resulted in considerably lowered expenditures for both plant protection and fertilization. In contrast, the fixed and the variable machinery costs as well as the labor costs were almost identical in both the high and the minimum production intensity crops. This is mainly due to the comparatively costly and time-consuming weeding practice at minimum intensity levels. Chemical plant protection, in turn, needed less operating time due to less and faster driven passages across the plots. The stillage manuring practice in medium production intensity crops reduced costs for fertilization importantly, but grain yields remained poor in comparison to reduced and high production intensity crops. Thus, the savings in fertilization in medium production intensity crops resulted from both the omission of mineral N fertilizer and the lowered basic nutrient withdrawals. Due to the large stillage amounts (about 50–60 m³ ha⁻¹), which were required for the intended nitrogen supply, the machinery and the labor costs of medium intensity crops exceeded those of high production intensity crops by far. Finally, medium cultivation intensity crops were in total about 40–95 DM ha⁻¹ more expensive than crops grown with high production intensity, but yielded significantly less grain dry matter per hectare. Cost differences between crops grown under the same environmental conditions occurred for various reasons: Different demands and prices of seed grain per hectare were one reason. According to table 5, the use of hybrid rye seeds increased costs of rye crops by roughly 70 DM ha⁻¹ compared to triticale crops. Different growth regulation patterns provided for further cost differences between the species under investigation: Growth regulators were applied according to the genotypic risk of lodging, which was highest with triticale cv. Modus crops. In turn, specific fungicide applications against foot-rot fungus raised the plant protection costs of the wheat cv. Batis. However, fertilization cost differences between the triticale cv. Modus and the wheat cv. Batis resulted exclusively from the yield-affected uptake of basic nutrients (cf. Tables 3 and 4).

Table 4: Bioethanol production costs of the wheat cv. Batis at the location Ihinger Hof dependency upon the previous crop and the crop production intensity (Means of 1996/1997 and 1997/1998)

Species (cultivar)	Winter wheat (cv. Batis)					
Previous crop	pea			winter grain		
Crop production intensity	high	medium	minimum	high	medium	minimum
Grain dry weight (t ha ⁻¹)	7.6	6.1	5.2	6.6	4.1	2.9
Bioethanol conversion rate (L t ⁻¹)	453	455	453	439	440	447
Bioethanol yield (L ha ⁻¹)	3453	2750	2364	2873	1801	1279
	DM ha ⁻¹					
<i>Grain production</i>						
Seed grain	141.6	141.6	141.6	161.9	161.9	161.9
Fertilization	201.4	95.1	82.1	233.4	64.2	45.0
Plant protection	268.7	251.8	23.7	325.2	325.2	23.7
Fixed machinery costs	314.8	376.3	314.7	317.3	396.5	308.7
Variable machinery costs	166.4	242.3	171.4	175.3	271.7	174.9
Labor costs	138.2	217.8	138.2	136.9	234.6	131.7
Insurance and interest costs	63.8	56.4	42.0	70.4	60.2	41.0
Σ	1295.0	1381.4	913.7	1420.3	1514.3	886.9
Grain production costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.38	0.50	0.40	0.50	0.85	0.70
<i>Bioethanol production</i>						
Capital costs	381.5	302.5	261.0	327.8	204.3	143.3
Staff, administration, maintenance	282.3	223.9	193.1	242.5	151.2	106.0
Enzymes, other chemicals	300.3	238.2	205.6	258.0	160.9	112.8
Process electricity costs	76.3	60.5	52.2	65.6	40.9	28.7
Process steam costs	351.0	278.3	240.1	301.5	187.9	131.8
Σ	1391.4	1103.3	952.0	1195.4	745.0	522.5
Conversion costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.40	0.40	0.40	0.42	0.42	0.41
Total costs DM ha ⁻¹	2686.4	2484.8	1865.7	2615.6	2259.3	1409.4
Total costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.78	0.90	0.80	0.92	1.27	1.11

3.2 Grain production costs per liter of bioethanol produced

Dependent on the site-specific growing conditions, the crop production intensity and the species/cultivar, the grain production costs ranged from 0.31 up to 0.85 DM per liter of bioethanol produced (Tables 3, 4 and 5). The lowest costs –

0.31 DM L⁻¹ – were calculated with the triticale cv. Modus grown at high or minimum production intensity subsequently to a previous pea crop (Table 3). The same expenditures were found in reduced production intensity crops at the location Oberer Lindenhof (Table 5).

Table 5: Bioethanol production costs of the triticale cv. Modus and the rye cv. Farino at the location Oberer Lindenhof after a previous grass-clover crop dependency upon the crop production intensity (Means of 1996/1997 and 1997/1998)

Species (cultivar)	Winter triticale (cv. Modus)			Winter rye (cv. Farino)		
Crop production intensity	high	medium	reduced	high	medium	reduced
Grain dry weight (t ha ⁻¹)	8.1	5.3	7.0	8.1	5.4	7.2
Bioethanol conversion rate (L t ⁻¹)	455	452.3	459	425	421	421
Bioethanol yield (L ha ⁻¹)	3685	2374	3190	3435	2275	3037
	DM ha ⁻¹					
<i>Grain production</i>						
Seed grain	104.8	104.8	104.8	177.7	177.7	177.7
Fertilization	225.1	82.5	177.7	224.9	84.9	181.7
Plant protection	220.8	194.0	73.9	206.5	193.1	73.9
Fixed machinery costs	323.3	386.9	300.4	323.3	386.9	300.4
Variable machinery costs	177.1	256.3	161.8	177.1	256.3	161.8
Labor costs	138.8	218.6	120.0	138.8	218.6	120.0
Insurance and interest costs	60.2	50.0	48.5	63.7	54.5	53.1
Σ	1250.0	1293.1	987.0	1312.0	1371.9	1068.6
Crop production costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.34	0.54	0.31	0.38	0.60	0.35
<i>Bioethanol production</i>						
Capital costs	405.0	262.5	347.5	404.5	270.0	360.3
Staff, administration, maintenance	299.7	194.3	257.2	299.3	199.8	266.6
Enzymes, other chemicals	319	206.7	273.5	318.5	212.6	282.7
Process electricity costs	81.0	52.5	69.5	80.9	54.0	72.1
Process steam costs	372.6	241.5	319.7	372.1	248.4	331.4
Σ	1477.3	957.4	1267.4	1475.4	984.8	1313.1
Conversion costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.40	0.40	0.40	0.43	0.43	0.43
Total costs DM ha ⁻¹	2727.3	2250.5	2254.4	2787.3	2356.7	2381.6
Total costs DM L ⁻¹ of bioethanol	0.74	0.94	0.71	0.81	1.03	0.78

Crops grown with medium production intensity revealed consistently to be the most expensive procedure providing for bioethanol. Cost increases were calculated, which partly exceeded 50 % per liter of bioethanol produced with medium relative to high production intensity crops. Cultivation of the wheat cv. Batis in comparison to the triticale cv. Modus resulted constantly in elevated costs per liter of bioethanol produced. Savings of up to 0.31 DM per liter of bioethanol produced with the same production intensity were determined in favor of the triticale cv. Modus (cf. Table 3 and 4). The lower yield performance of the wheat cv. Batis relative to the expenses in crop production, fortified by poorer bioethanol conversion rates outline the reasons for those differences. According to the results, the grain production costs per liter of bioethanol showed comparatively high variability, which resulted mostly from the yield performance as affected by the crop production intensity in interaction with the genotype. Deviations of the bioethanol conversion rate, however, remained of minor relevance with respect to the variability of grain production costs per liter of bioethanol produced.

3.3 Conversion costs

The bioethanol conversion costs varied from 523 up to 1662 DM ha⁻¹ (Tables 3, 4 and 5). The capital costs occurred to be always the most expensive position in conversion, followed by the expenditures for process steam input. The expenses for electricity formed the lowest proportion. Approximately 75 % of the process auxiliary costs were owed to the technical enzyme products. Generally, as the crop production intensity increased, the conversion costs on a per hectare basis increased as well. The increment was proportional to the grain yield increase, since the costings are based on the specific amount of processed grain per hectare and not on the amount of bioethanol produced. This method allows appreciating the economic advantage of increased bioethanol conversion rates per equivalent tons of grain. As the calculations prove, the conversion costs on a per liter basis were relatively the same independent on the scale (see Tables 3, 4 and 5) what results directly from the applied method of costing. However, the results revealed that the conversion costs per liter of bioethanol produced were evidently affected by the bioethanol conversion rates, which depended primarily on the genotype's fermenting traits. Grains from the rye cv. Farino, e.g., increased the costs of conversion by 0.03–0.04 DM L⁻¹ in comparison to the triticale cv. Modus (cf. Tables 3 and 5). Processing rye grains provides typically for fewer bioethanol output compared to the fermentation of equivalent amounts of triticale grains — at equivalent conversion cost levels. This is due to increased pentosane along with lowered starch contents of rye grains. Pentosanes are well known for increasing the mash viscosity resulting in decreased bioethanol conversion rates per ton of grain (Senn and Pieper 1996). That effect may appear to be monetarily insignificant, but as affected by the annual bioethanol production capacity of plants, even minor cost differences could cumulate to greatly increased costs over time – respectively they could make the difference between gain or loss. Both the conversion and grain production costs included, the total costs sum

up to 1409–2983 DM ha⁻¹, equivalent to 0.70–1.27 DM L⁻¹ of bioethanol produced. Due to the high total cost variability considerable cost differences per liter of bioethanol revealed: For a given daily bioethanol capacity of 400 m³, the cost advantage in favor of the cheapest (0.70 DM L⁻¹) in comparison to the most expensive procedure (1.27 DM L⁻¹) amount to 228.000 DM per day.

4. Discussion

Comparisons of the different crop management techniques in interaction with the growing conditions revealed different favorable options to decrease the embedded grain costs of bioethanol production. Both the high and minimum intensity crop production subsequent to a previous pea crop at the location Ihinger Hof, as well as the reduced crop cultivation intensity at the location Oberer Lindenhof resulted in grain production costs of 0.31 DM per liter of bioethanol produced, which were the lowest calculated expenditures. Interestingly, that amount was calculated from expenses of 897, 987 and 1322 DM ha⁻¹ which increased in the sequence of minimum < reduced < high crop production intensity. Obviously, the extra costs due to the crop production intensification were exactly compensated by the increase in bioethanol yield per hectare. This can be understood as a key effect of the crop management, which aimed at starch rather than at grain protein accumulation. Since the reproducibility of the underlying experimental data was checked by analyses of variance (Rosenberger et al. 2000), those crop management techniques could be of interest to improve the future competitiveness of bioethanol energy production. In comparison to calculations reported by Klein (1991) on the basis of wheat from the market, the costs of 0.31 DM L⁻¹ are corresponding to savings of about 0.25–0.39 DM per liter of bioethanol. According to Wiedenroth (2001), commercial bioethanol production under French conditions should be possible at costs of about 1.00 DM per liter of bioethanol. That is almost exactly in between of our total cost range of 0.70–1.27 DM L⁻¹.

Comparisons of the different cereal species/cultivars among investigation indicated that the triticale cv. Modus was, from an economic point of view, consistently best adapted to both the bioethanol grain production and the bioethanol conversion — in terms of costs per liter of bioethanol produced. Neither the wheat cv. Batis nor the rye cv. Farino enabled comparably low total costs per liter of bioethanol produced due to diminished bioethanol yields per hectare relative to the costliness of production and conversion. The outstanding bioethanol yields of the triticale cv. Modus are resulting from superior grain yields combined with outstanding bioethanol conversion rates. When arable lands are assumed as most limiting factor for an expansion of bioenergy production, priority is assigned to the bioethanol yield per hectare and thus, according to the results, high crop production intensity levels are mandatory. From an economic point of view, with high production intensity crops of the triticale cv. Modus the area was allocated in best possible ways. Moreover, when bioethanol is produced in farm/plant-cooperatives, high intensity crop production would be presumably the favored approach maximizing farmers' profits. In

contrast, Loyce and Meynard (1997) preferred low input bioethanol grain production. Moreover, the reduced in comparison to the minimum production intensity level indicated that selected pesticide omissions could be more cost-conscious than the entire exchange by mechanical weeding. Among the process auxiliaries, the technical enzyme products were a dominating conversion cost item. Schäfer et al. (1997) reported about the autoamylolytic grain-to-ethanol conversion, meaning neither fungi nor bacteria derived enzymes nor brewing malt products were added to the mash. Bioethanol conversion rates decreased in interaction with the used grain, but predominantly triticale varieties showed a high autoamylolytic potential. Thus, starch degradation by the autoamylolytic enzyme system of suitable grains could be another source to decrease costs of fermentation bioethanol.

Crediting the potential nitrogen return of a previous pea crop decreased the mineral nitrogen fertilizer costs by about 50 DM per hectare compared to a previous grain crop. However, due to the improved grain yield performance, increased basic nutrient uptakes partly compensated for the diminished fertilizer nitrogen costs. Considering the total grain production costs per hectare, the inclusion of a previous pea crop was not a large – or even no source for cost savings in comparison to a previous grain crop. However, according to the costs per liter of bioethanol produced, the bioethanol production after a previous pea relative to a previous grain crop was always advantageous from an economic point of view. Hence, facing the total bioethanol production costs subsequently to a previous pea and a previous grain crop at equivalent production intensity scales revealed potential cost savings in favor of pea between 0.04–0.37 DM L⁻¹. The pea-related cost decreasing effect even increased as crop production intensity levels declined. The benefit of a previous pea crop with respect to the costs per liter of bioethanol produced results from an enhanced grain yield performance compared to a previous grain crop. The improved yield performance is to be understood as a positive rotation effect of the preceding legume crop and the high yield effectiveness in interaction with the crop production intensification. As compared to the location Ihinger Hof after a previous pea crop, the expenditures per liter of bioethanol produced tended to increase at the location Oberer Lindenhof after previous grass-clover, what is primarily due to diminished bioethanol yields per hectare. Probably less nitrogen was released from the grass-clover residues. Additionally, the location Oberer Lindenhof is rather a marginal site for cereal production due to its altitude and rough climatic conditions. Nevertheless, particularly in contrast to the wheat cv. Batis, the results obtained at the location Oberer Lindenhof were quite acceptable. From a general point of view, the results indicate that the cultivation of high-yielding cereals in crop rotations including previous legume crops could be an economically efficient option to optimize the production of bioethanol grain.

When grain stillage substituted for mineral fertilizer nitrogen, the fertilization costs decreased considerably. However, these savings were more than offset by greatly increased machinery and labor costs due to the high stillage application per

hectare. Coupled with the small substitution effect on grain yields relative to the costliness, stillage manured grain cropping was definitely the most expensive bioethanol production practice among investigation. Based on our results, stillage manuring cannot be recommended from an economic point of view. However, organic N fertilizers in general show only small effects when applied irregularly in crop rotations. Beyond that, stillage-N is bound almost entirely in organic form (Gutser 1998). Moreover, nitrogen mineralization in soil is largely affected by the soil conditions in interaction with the water availability and the temperature levels at a given site. A slow N mineralization due to lower temperatures possibly contributed to the moderate yielding at the location Oberer Lindenhof. Thus, stillage manuring should not be rejected for lack of long-term results. Moreover, stillage provides for both organic matter and basic nutrients (i.e. mainly potassium and phosphate). Crediting that value added potential could also help to make stillage manuring more economical.

5. Conclusions

A high grain yield relevance of crop production intensity including the selection of site adapted, high yielding varieties, such as the triticale cv. Modus, are crucial factors to provide for low costs per liter of bioethanol produced. Under the examined conditions, stillage manuring for mineral fertilizer nitrogen substitution was the most expensive bioethanol production procedure due to both poor cereal yield and high costs. Previous legume crops, on the other hand, were a major source for cost savings regarding the costs per liter of bioethanol produced due to favorable rotation effects with respect to the subsequent grain yield performance and the N supply free of charge. A state-of-the-art conversion technology presupposed, the results indicate that appropriate grain production serves as substantial source to decrease the costs of bioethanol energy production.

Acknowledgment

I greatly acknowledge the funding of this research by the Deutsche Forschungsgemeinschaft. 

References

- BML – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1995): Bericht des Bundes und der Länder über Nachwachsende Rohstoffe 1995. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- Bonfig, R. (2000): Pflanzenschutz – Der Kunde ist König. Z. Agrarmarkt 51,2:26-29
- DOE – U.S. Department of Energy (1999): Biofuels – Ethanol for Sustainable Transportation. Doe/Go-10099-736. Washington D.C.
- Früchtenicht, K., Heyn, J., Kuhlmann H., Laurenz, L., Müller, S. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen (ed.) 12. Aufl., Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup: 254-295

- Gerstenkorn, H. (1995): Energetische Nutzung nachwachsender Rohstoffe – Eine ökonomische Analyse. Diss. Universität Göttingen. Wiss.-Verl. Vauk, Kiel
- Grosskopf, W., Henze, A., Kloos, R. (1988): Forschungsförderung Nachwachsende Rohstoffe – Bereich Gärungsalkohol – Stand und Perspektiven. Schriftenreihe Forschungsberichte des Dachverbands Agrarforschung (Hrsg.), DLG-Verl. Frankfurt/M. Band 1a
- Gutser, R. (1998): Stickstoffumsatz, Lagerverhalten und optimale Verwertung von Schlempe auf landwirtschaftlichen Flächen. *Branntweinwirtsch.* 138,1:2-6
- Klass, D. L. (1998): Biomass for Renewable Energy, Fuels, and Chemicals. San Diego, Calif. Acad. Press
- Klein D. (1991): Bioethanol – Sachstand und Perspektiven. *Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch.* 38:401-418
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (1998): Taschenbuch Landwirtschaft 1998/99. 19. Aufl. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (1999): Betriebsplanung 1999/2000. 16. Aufl. Landwirtschaftsverlag Münster
- Loyce, Ch., Meynard, J.M. (1997): Low input wheat management techniques are more efficient in ethanol production. *Indust. Crops Prod.* 6:271-283
- Pieper, H.J., Böhner, K. (1985): Energiebedarf, Energiekosten und Wirtschaftlichkeit verschiedener Alkoholproduktionsverfahren unter besonderer Berücksichtigung des Schlempe-Recyclingverfahrens (SRV). *Branntweinwirtsch.* 125:286-293
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. (2000): Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. *J. Agron. Crop Sci.* 185,1:55-65
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. (2001): Improving the energy balance of bioethanol production from winter cereals: the effect of crop production intensity. *Applied Energy* 68,1:51-67
- Schäfer, V., Aufhammer, W., Kübler, E., Senn, T., Pieper, H.J. (1997): Suitability of Cultivar Mixtures of Winter Triticale and Winter Wheat to Produce Grain for Bioethanol Processing. *Pflanzenbauwiss.* 1,1:25-34
- Senn, T., Pieper, H.J. (1996): Ethanol – Classical Methods. In: *Biotechnology* 6, 2. Edition, ed. by Rehm, H.-J., Reed, G., VCH Verl., Weinheim:62-120
- Stelzer, T. (1999): Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen – Lebensweganalysen und Umweltwirkungen. *Forschungsbericht des Inst. f. Energiewirtsch. und rationelle Energieanwend.* Nr. 57
- Wiedenroth, H. (2001): Franzosen setzen auf Bioethanol. *Deutsche Zuckerrübenzeitung – DZZ*, 3, April 2001, p.21
- WLZ (1998): Pflanzenschutz-Preisliste 1998 – WLZ Raiffeisen AG, Stuttgart, Germany
- Wooley, R., Ruth, M., Sheehan, J., Ibsen, K., Majdeski, H., Galvez, A. (1999): Lignocellulosic Biomass to Ethanol Process Design and Economics Utilizing Co-

Current Dilute Acid Prehydrolysis and Enzymatic Hydrolysis Current and Future Scenarios. Technical Report, National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA

Bioethanol from grain vs. gasoline: life cycle analyses of winter triticale grown at different crop production intensity levels

A. Rosenberger, H.-P. Kaul and W. Aufhammer

J. Biomass & Bioenergy

ABSTRACT

The grain-to-ethanol life cycle was analyzed on the basis of biennial field trials conducted to optimize the production of ethanol grain in order to improve bioethanol supply from an energy, economy and ecology view. In this case study, results of the winter triticale cultivar 'Modus' grown under different crop production conditions are presented. To decrease the fossil energy input in crop husbandry, a previous pea crop or grain stillage substituted for mineral nitrogen fertilizer. Stillage is a liquid residue from ethanol processing that contains nitrogen in organic form. The life cycle of bioethanol was determined along with the energy and material flows entering the cultivation and conversion processes completed by the utilization phase. These are then used to compare the environmental burdens of bioethanol to those of gasoline fuel as the finite energy source, which shall be replaced. According to the method of life cycle analysis, the parameters were aggregated as finite primary energy consumption, global warming, and stratospheric ozonolysis, acidification, eutrophication, toxicity and photo smog formation. The comparison revealed clear advantages in favor of bioethanol in conserving finite primary energy and curbing global warming. Maximum preservation of primary energy amounted to 68 gigajoule per hectare. Peak avoidance of CO₂ equivalents was 4860 kilograms per hectare. As crop production intensity increased, some ecologically adverse effects of bioethanol against gasoline raised as well. These include eutrophication, acidification and ozonolysis. Under the examined conditions, low use of external inputs or substitution of high-energy inputs such as mineral nitrogen fertilizer, can be a feasible approach to improve the emission balance in the life cycle of bioethanol without worsening the energy balance.

Keywords: bioethanol; crop production intensity; mineral fertilizer nitrogen substitution, environmental burdens, life cycle analysis

1. Introduction

Responding to legitimate concerns that human activities are increasing concentrations of greenhouse gases in the atmosphere with a discernible impact on global climate, most nations established legally binding limitations or reductions in climate gas emissions. Apparently, governments admitted that the associated harmful effects on vital resources denote a much more severe limitation to the world's petroleum based energy supply structure than the threatening shortage of crude oil. A driving force to mitigate global climate change in the years ahead, not to mention the side effect of saving finite energy, could be the use of renewable resources such as biomass. Biomass fuels, namely fermentation ethanol, are destined or even widely introduced as substitutes for or compounds of fossil fuels used in transportation. Although new technologies are investigated e.g. fuel cells powered by hydrogen, supply of liquid fuels will still be irreplaceable for years to serve for everyone's mobility. The key advantage of bioethanol is that today's cars can use it in gasoline blends without expensive retooling the Otto engines. In addition, it can be delivered by the existing fuel infrastructure without extensive modification.

The combustion of ethanol derived from grain is carbon dioxide neutral. This is because CO_2 is absorbed from the atmosphere throughout photosynthesis and stored in the plant material. During the use of ethanol, merely this carbon dioxide is released again. However, Kaltschmitt et al. [1] state that the environmental benefits of renewables in general are accompanied by possible ecological drawbacks. These can be land and input intensive agricultural practices which may pollute the groundwater e.g. with nitrates, or gaseous emissions from crop husbandry and conversion that counteract the clean air and energy benefits during use.

To appraise benefits or drawbacks of energy systems, the method of life cycle analysis (LCA) is widely acknowledged. According to LCA, environmental impacts do not only arise in the final use of energy carriers, but also in the pre-chain of manufacturing. Hence, the overall life cycle from the production of the raw materials right up to the end sink must be included. This involves the ethanol grain production and the grain-to-ethanol conversion completed by the currently most realistic use of ethanol blended in gasoline.

Recent life cycle analyses of fuel ethanol considered in grain production merely calculated values for fertilization, plant protection, and grain yield or bioethanol conversion. To substitute for the variance in crop husbandry, sensitivity analyses or parameter variations were usually carried out. However, interactions possibly relevant to energy and environment, e.g. between crop production intensities, cultivars or sites, cannot be included thereby, though they occur highly frequent under natural conditions.

The agricultural data applied in this study are derived from field trials designed specifically to optimize the production of ethanol grain. Emphasis was put on reinforcing grain carbohydrate rather than grain protein accumulation. Carbohy-

drates, starch mainly, are the essential substrate of fermentation ethanol. Due to its importance for the formation of greenhouse gases, mineral nitrogen fertilizer was substituted by symbiotically fixed nitrogen through the residues of a previous pea crop or by grain stillage. Stillage is received as wastewater, when the ethanol is distilled from the fermented beer. More details on crop husbandry and the resulting grain yields per hectare, the bioethanol conversion rates per ton, and the bioethanol yields per hectare are reported by Rosenberger et al. [2]. The present study is limited to an excerpt of the field trials in order to provide a model case. It shall be completed by a second contribution delivering the variability of crop husbandry. Based on the life cycle analyses of the winter triticale cultivar Modus grown under different crop production conditions, these questions are enquired:

1. How much are the positive or even the detrimental environmental impacts of bioethanol to substitute for gasoline affected by a high-yielding winter triticale crop grown under different crop production conditions?
2. How far does the life cycle analysis shift, when stillage manuring or a previous legume crop substitute for mineral fertilizer nitrogen?

2. Materials and methods

2.1 System boundaries and methodological approach

The system boundaries act as a cut-off point beyond which environmental burdens are not considered in order to make a study manageable [3]. Our scope aimed at calculating the net reduction or increase of finite energy consumption and emissions for bioethanol, using gasoline fuel as a reference situation. The basis of the comparison is to provide the same amount of useful energy in both the renewable and the fossil life cycles. The environmental categories and their characterization factors are listed in Table 1. The parameters include, among others, the energy carriers used in the course of the entire life cycles, which were budgeted as finite primary energy. Other parameters are a wide range of airborne emissions such as carbon dioxide (CO_2) of fossil origin, methane (CH_4), nitrous oxide (N_2O), nitrogen oxide (NO_x), sulphur oxide (SO_2), non-methane hydrocarbons (NMHC), ammonia (NH_3), diesel particulates, hydrogen chloride (HCl), benzol and formaldehyde. The CO_2 , CH_4 and N_2O emissions were summed up in CO_2 equivalents addressing the global warming potential. The weighing factors given in Table 1 for CH_4 and N_2O relative to the climatically adverse effect of CO_2 reflect a mean lingering in the atmosphere of 100 years [4]. The SO_2 , NO_x , NH_3 and HCl were summed up in SO_2 equivalents contributing to acidification [5]. The stratospheric ozonolysis was based on the mass-related emission of N_2O , which accounts for the only ozone depleting substance released of considerable abundance [5].

Table 1: Parameters balanced in the life cycle analyses and methods of aggregation

Environmental category	Parameter, (weighing factors)	Aggregation
Energy consumption	crude oil, natural gas, coal, uranium	Σ of finite primary energy
Global warming	CO ₂ (1) CH ₄ (21) N ₂ O (310)	CO ₂ equivalents
Acidification	SO ₂ (1), NO _x (0.7) HCl (0.88), NH ₃ (1.88)	SO ₂ equivalents
Eutrophication	NO _x (0.3043), NH ₃ (0.8235)	Σ of airborne nitrogen
Toxicity	SO ₂ , NO _x , HCl, particulates, formaldehyde, benzol	not aggregated
Ozonolysis	N ₂ O	not aggregated
Photo smog	NO _x , NMHC*	not aggregated

Sources: Borken et al. [4]; Reinhardt and Zemanek [17]; *non methane hydrocarbons

Eutrophication is the emission of nutrients mainly via water but also to the air, which thereby find their way in other ecosystems and influence their relative growth patterns [6]. The extent of nitrate losses that could eutrophicate soils and waters is frequently derived from the surplus calculated by nitrogen balances. Audsley et al. [6] e.g. assumed that on clay soils approximately 20% of the excess nitrogen seeps as nitrate. Nitrogen balancing with our data did not result in arithmetical nitrogen surpluses. Thus, the extent of leaching cannot be captured in the way mentioned, since it would be negative. However, it is hardly to expect that there was none. Kaltschmitt and Reinhardt [5] argue that no risk of eutrophication occurs, when fertilization is done at best agricultural practice. That agrees well with our findings detecting low mineralized nitrogen in soil after harvest. Thus, nitrogen leaching was not captured, due to large uncertainty in data acquisition. Erosion of soil can induce phosphate run-off, which could also eutrophicate ground and surface water. The plots under investigation, however, were not or just slightly inclined, so the risk of erosion was low. Hence, we assumed that soil is not eroded and any phosphate surplus remains in soil. The production of infrastructure and machinery was not accounted for in both the biogenic and the fossil life cycles. This static energy input is estimated to be of minor importance compared to the energy consumed during use. Kaltschmitt and Reinhardt [5] presume that in the biogenic and the fossil life cycle the infrastructure is used quite to the same extent. Hence, the potential error of the non-consideration in the intended comparison turns out to be rather small.

2.2 Biogenic life cycle

2.2.1 Grain production

Life cycle analyses were compiled along with the triticale cv. Modus grown at high, medium and minimum crop production intensity level after both a previous pea and a previous grain crop. The site characteristics and the factorial trial con-

cepts are presented in Table 2. Among the species investigated, the triticale cv. Modus was most outstanding with respect to its grain and bioethanol yield per hectare. The latter results from the grain dry weight per hectare multiplied by the bioethanol conversion (liter per ton), which was determined by fermentation experiments for each grain set. The trial data and the ensuing LCA were averaged over the referred cropping periods, because analysis of variance procedures proved that main effects of the year were insignificant and interactions with years were of minor relevance only [2].

Table 2: Field experimental design and conditions

1. Periods for field experiments: 1996/1997 – 1997/1998				
2. Location: Ihinger Hof; altitude: 480 m a.s.l.; temperature: 7.9°C ¹⁾ ; precipitation: 687 mm ¹⁾ ; soil type: leached brown soil, pH 7.2				
3. Previous crop (yearly): Pea, Winter grain ²⁾				
4. Winter cereal crop: Triticale cultivar Modus				
5. Crop management				
<u>Intensity level</u>	<u>Nitrogen source</u>	<u>Plant protection</u>		
High	Calcium ammonium nitrate	}Chemical weed and disease Control, growth regulation		
Medium	Liquid grain stillage			
Minimum	Soil borne nitrogen	Harrowing for weed control		
<u>Nitrogen supply (kg N ha⁻¹)</u>		High	Medium	Minimum
Previous pea crop		100	130 ³⁾	0
Previous grain crop		160	185 ³⁾	0

1) Long term annual means 2) 1996 wheat, 1997 triticale 3) Means across the growing periods

The production of ethanol grain is analyzed in relation to a reference entity: Unlike to industrial production, also the non-cultivation of ethanol grain induces certain activities relevant to environment, e.g. machinery use to cultivate an alternative crop. These must be credited as avoided burdens when ethanol grain is cropped instead. From the potential reference systems recommended by Kaltschmitt et al. [1], rotational fallow farming of set-aside land was selected, because this is still the most feasible alternative to bioenergy cropping under German conditions.

The on-field practices necessary for the ethanol grain cultivation were subdivided into stubbling, primary tillage, sowing, fertilization, and plant protection, threshing and grain storage. Subsequently, the energy consumption and the energy-related emissions were quantified according to the tractor-related diesel fuel consumption required for the individual tasks. These include transportation of auxiliaries such as seeds to and the harvested grain from the field. Rotational fallow cropping was analyzed in the same way. The diesel fuel consumption (L ha⁻¹) based upon latest reference data [7] considering a plot size of five hectares. Lubrication was added as one percent of the diesel fuel use.

Tillage and sowing

Stubbling was made by a heavy cultivator. Pea straw was incorporated with a catch crop in order to prevent premature nitrogen depletion. The extra input for the catch crop (seeds only) was included by omitting the seed-related impact from the benefit of fallow farming. Once the catch crop had been mulched, a shallow primary tilling was done. After the previous grain crop, plow and cultipacker were used for primary tillage. For the ensuing seedbed preparation and sowing, a rotary-harrow seeder was used.

Fertilization

Beside the mineral fertilizer addition of calcium ammonium nitrate, stillage was applied as organic nitrogen fertilizer (Table 2). The mean rate of effective nitrogen in total stillage nitrogen applied was 21% during the growing period [2]. Minimum production intensity crops received no nitrogen fertilizer. In stillage manuring, efforts for loading, transport and on-field distribution were included by assuming slurry application by a 7-m³ tanker and a 67-kW tractor [7]. Basic fertilization was calculated from the nutrient withdrawal via the harvested grain: P₂O₅, K₂O, MgO and CaO were applied at mean contents of 9.9, 6.9, 2.3 and 1.2 kg per ton of grain dry weight [8]. Since basic nutrients are dressed as depot fertilizer each third year, the operation efforts were included by a third only. Magnesium was assumed to be a constituent of the potassium fertilizer devoid of any extra input. The primary energy coefficients and environmental burdens relevant to mineral fertilizers were taken from Borken et al. [4] and Stelzer [9]. Nitrogen deposition from the atmosphere was assumed identical in both the grain production and the fallow farming. The N₂O that can be emitted from the pea's nitrogen return was included by the same coefficient used for mineral fertilizer nitrogen [10].

Plant protection regime

High and medium production intensity crops received both herbicides and growth regulation (Table 2). Minimum intensity crops were repeatedly harrowed for weed control. On high and medium production intensity crops, a fungicide against foliar diseases was sprayed. No fungicide protection was applied on minimum production intensity crops. Necessary aphid control was made uniformly by insecticides. The energy-related impact of the pesticides was calculated according to the quantities of active ingredients actually applied per hectare [4][5][11]. As new active ingredients are continuously developed, energy data of some preparations were not available. In these few cases, data of substances belonging to the same chemical family [6] or the same utility category were considered. The pesticide-related emissions were budgeted according to an averaged reference substance [4]. Acute human or aquatic toxicity of the pesticides was not included, since reliable data on exposure, persistence, degradation rates and fate assessment are lacking.

Grain harvest, storage and transportation

Expenditures considered in combine harvesting depended on the grain yield per hectare and included short-distance transportation to an interim store on the farm. There the grain was cooled and stored under ventilated conditions. Due to storable grain moisture contents measured in both growing seasons, additional hot air drying was not needed. Finally, the grain was loaded by a conveyor belt and hauled by truck to conversion assuming 50 km of transportation, where the ethanol is produced according to the processes described below. The coefficients used in storage, loading and transportation based on 86% grain dry weight. Transportation includes an empty return of the truck from the plant [9].

2.2.2 Grain-to-ethanol conversion

The design of the grain-to-ethanol process included the core skills of the Hohenheim dispersing mash process with stillage recycling, which are as follows: Dispersing and pressureless processing of grain at comparatively low temperature (60-80°C) in one vessel; reuse of hot stillage – it leaves the previous still with about 102°C – as process liquid to minimize both the energy needed in mashing and the extent of stillage effluent [12]; addition of technical enzymes derived from fungi or bacteria and brewing malt products in order to maximize bioethanol conversion; mash inoculation by yeast; fermentation at about 35°C for at least 44 hours.

For the ensuing ethanol stripping from the fermented broth, continuous multi-column distillation combined with molecular sieve dehydration was assumed to yield anhydrous ethanol. The ethanol is then transported by truck (30%) and rail (70%) 100 km to a traditional petroleum refinery, where it is added to gasoline at a rate of 5% by volume. Finally, it was assumed that the blended fuel is hauled by truck to filling stations.

The energy expenditures and emissions were calculated for all these processes. Final 100 km transportation was imputed for the ethanol proportion of the mixture. In mashing and fermentation, electricity and steam expenditures typical for the Hohenheim dispersing mash process were used. Energy data for distillation and dehydration steps were taken from Stelzer [9]. Electricity was assumed being purchased from the public grid. Process steam was made of heating oil according to data reported by Borken et al. [4]. The technical enzymes and the brewing malt products as well as the pH adjusters or the disinfectants are captured via increasing the steam-related impact by 3% in relation to the actual figures. This is because these quantitatively hardly significant auxiliaries lack for information on their energy demand or other environmental burdens.

2.2.3 Allocation of coupled products

The grain-to-ethanol life cycle yields straw and stillage as by-products. Straw was chopped inside the combine and distributed broadly on the field. Since its nu-

trient uptake had previously not been calculated, neither straw manuring benefits during decomposition, nor any other rotational effects, such as humus formation, were included. All efforts in harvesting were allocated to the grain. Due to a high carbon to nitrogen ratio, typically about 80, straw acts as a nitrogen sink that avoids NO_3 leaching and N_2O emissions [6]. However, that is not beneficial, because these burdens are not completely prevented, but temporally shifted only [13].

The by-product stillage contains virtually all non-fermentable components of the ground grain enriched by some protein resulting from the yeast addition to the mash. This non-fermented fraction provides an additional usefulness, which was allocated according to the equivalence principle: Retained by stillage this fraction substitutes for mineral fertilizers and thus avoids their environmental implications related to energy and emission. The magnitude of the benefit was derived from the nutrient content of the fermented grain: Phosphate, potassium and calcium were recovered by the mean figures described in the fertilization section. The content of grain nitrogen was analyzed. This is owed to its close dependency on crop production intensity and its great relevance for energy input and emission. In order not to overestimate the stillage benefit, only a share of 65% of total grain nitrogen was estimated as plant-available in the long-term by recurred stillage manuring. The remainder was assumed being permanently immobilized in soil. P_2O_5 , K_2O and CaO were estimated to be plant-available in total. The stillage is considered to be distributed by all-terrain trucks on arable land situated in a radius of 50 km in maximum around the conversion plant.

Stillage is nearly free of mineral nitrogen proportions. It supplies no nitrate and ammonium content is less than 1.5% of total nitrogen. Therefore, ammonia emissions or nitrate losses by leaching are rather improbable, since a protein-fixed nitrogen pool is neither volatile nor subject to leaching. The liability for N_2O or NO_x emissions was limited to the effective nitrogen in total stillage nitrogen applied, because information about further effects of short-term organic manuring on soil microbiology and hence on N_2O emissions are few [14]. The coefficients used for the releases out of the proportion that was mineralized during the growing period were equivalent to those reported by Patyk and Reinhardt [10] for mineral fertilizer nitrogen.

2.3 Bioethanol use

Bioethanol is destined to substitute for gasoline, which would be used otherwise to propel the Otto engine of the same vehicle. One can assume that the same distance can be traveled, irrespective of using neat gasoline or the alcohol-blended fuel. That means the calorific value related degree of effectiveness of both fuels is assumed identical. In fact, the combustion efficiency might even improve, since the octane enhancing of the mixture allows increased engine compression ratios [15]. However, that is not linked to mileage per unit volume of fuel consumed, but says that for the same power outputs as gasoline engines, smaller ethanol-fueled engines

could be used [16]. Finally, we assumed that each liter of ethanol with a net calorific value of 21.2 megajoule per liter displaces exactly 21.2 megajoule of gasoline fuel. This equivalence is, of course, unrelated to the crucial difference between them: Gasoline is of fossil origin, whereas bioethanol is renewable energy. Taking into account the upstream chain of gasoline, each liter of bioethanol substitutes for 24.6 megajoule of fossil primary energy and the according emissions, which were taken from Stelzer [9]. The final utilization of bioethanol in the car means to make use of its inherent solar energy. Extra fossil energy input due to the combustion of bioethanol in vehicles is therefore not needed.

2.4 Life cycle comparison – the biogenic versus the fossil life cycle

This scope aimed at calculating the net reduction or increase of fossil energy consumption and emissions for bioethanol using gasoline fuel as reference. Therefore, the fossil primary energy inputs and the emissions of the fossil life cycle are subtracted from those of the biogenic life cycle. Consequently, negative values indicate that bioethanol offers advantages against gasoline: The amount observed as difference is reduced, when the fossil energy carrier is replaced by an equal supply of useful energy provided by bioethanol. Positive values determine disadvantages of bioethanol against gasoline fuel, since the emitted quantity or the fossil energy input increases, while the supply of useful energy stays the same. This particular format that is derived from Kaltschmitt et al. [1] is applied throughout the subsequent sections.

3. Results – Case study: Bioethanol from triticale cv. Modus vs. gasoline fuel

3.1 Primary energy balance

Table 3 shows the fossil primary energy balance of bioethanol and gasoline. The biogenic life cycle includes the expenditures in grain production, the benefits of avoiding rotational fallow farming, the inputs in bioethanol conversion and, finally, the bioethanol use in otto-engined vehicles. The life cycle of gasoline is subdivided into the primary energy input for the pre-chain of manufacturing and the amount of useable energy. The comparison is then made by subtracting the fossil primary energy input for the gasoline life cycle from the fossil primary energy input for the biogenic life cycle (see Table 3, bottom). With declining crop production intensity, the grain and bioethanol yield as well as the gross energy output per hectare decreased (Table 3, top). Starting at different levels, this effect was obviously smaller after a previous pea than after a previous grain crop. The gross energy output per hectare results from the bioethanol yield per hectare multiplied by the energy density of 21.2 megajoule per liter. It represents the solar energy converted into bioethanol. After a previous pea crop nearly 3 gigajoule per hectare less energy was spent for grain production in high intensity cultivation compared to a previous grain crop. As crop production intensity decreased, even more energy input was needed

after a previous pea than after a previous grain crop. This is due exclusively to the yield-affected energy expenditures: Superior grain yields after a pea cropping resulted in increased nutrient uptake summarized under fertilization and enlarged inputs in harvesting, transportation and storing. Shallow soil tillage after pea saved relatively few energy, because including mulching the catch crop needed insignificantly less energy than plowing alone.

Fertilization was identified as major energy consumer in grain production followed by the harvest, transportation and storage practices. Stillage manuring in medium production intensity decreased expenditures in fertilization considerably compared to high production intensity, where mineral nitrogen fertilizer was applied. Plant protection at minimum intensity grain production required comparatively high energy input. This is due to high diesel fuel consumption for the repeated harrowing. Plot-specifically, the coefficients for the avoided fallow farming were the same at each intensity level.

Table 3: Primary energy balance of the life cycle of bioethanol and gasoline and the life cycle comparison as affected by the previous crop and the crop production intensity of bioethanol production

Previous crop	pea			winter grain		
Crop production intensity	high	medium	minimum	high	medium	minimum
grain dry weight (t ha ⁻¹)	9.12	7.64	6.18	8.46	5.82	4.25
bioethanol yield (L ha ⁻¹)	4203.17	3505.40	2892.90	3840.25	2650.82	1967.67
gross energy output (GJ ha ⁻¹)	89.11	74.31	61.33	81.41	56.20	41.71
Fossil primary energy input	GJ ha⁻¹					
Biogenic life cycle	Winter triticale (cv. Modus)					
<i>Grain production</i>						
stubble cultivation	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
mulching ¹⁾ , primary tillage	0.56	0.56	0.56	0.66	0.66	0.66
seed grain, sowing	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80
fertilization	7.29	3.08	1.56	10.12	2.92	1.09
plant protection	0.91	0.78	0.71	0.91	0.78	0.71
grain harvest, transportation	1.01	0.94	0.89	0.97	0.88	0.82
grain storage	1.20	1.01	0.82	1.12	0.77	0.56
<i>Subtotal</i>	<i>12.06</i>	<i>7.46</i>	<i>5.64</i>	<i>14.88</i>	<i>7.11</i>	<i>4.94</i>
<i>Rotational fallow farming</i>						
stubble cultivation	-0.30	-0.30	-0.30	-0.30	-0.30	-0.30
seed grain, sowing	-0.41	-0.41	-0.41	-0.59	-0.59	-0.59
mowing	-0.26	-0.26	-0.26	-0.26	-0.26	-0.26
<i>Subtotal</i>	<i>-0.97</i>	<i>-0.97</i>	<i>-0.97</i>	<i>-1.15</i>	<i>-1.15</i>	<i>-1.15</i>
<i>Bioethanol conversion</i>						
grain transport	0.52	0.43	0.35	0.48	0.33	0.24
grain-to-ethanol processing	28.20	23.63	19.13	26.18	18.01	13.14
transport, gasoline blending	0.15	0.13	0.11	0.14	0.10	0.07
stillage benefit	-5.00	-4.16	-3.03	-5.20	-3.49	-2.17
final transport	0.32	0.27	0.22	0.29	0.20	0.15
<i>Subtotal</i>	<i>24.19</i>	<i>20.30</i>	<i>16.78</i>	<i>21.89</i>	<i>15.14</i>	<i>11.44</i>
<i>Bioethanol use in vehicles</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	35.29	26.80	21.45	35.62	21.11	15.22
Fossil life cycle	Gasoline					
upstream chain of supply	14.33	11.95	9.86	13.09	9.04	6.71
usable energy output	89.11	74.31	61.33	81.41	56.20	41.71
Total	103.44	86.26	71.19	94.50	65.23	48.42
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
net energy gain	-68.15	-59.46	-49.74	-58.88	-44.13	-33.20

1) After a previous pea crop

However, the slightly diminished benefit after a previous pea compared to a previous grain crop accounts for the seed grain demand of the catch crop. The energy input in bioethanol conversion was dominated by the bioethanol processing. Up to 70–75% of those expenses can be owed to the ethanol distillation and dehydration. In contrast, the energy required in the preceding and subsequent transportation processes was comparatively small or insignificant. Despite higher grain yields in high production intensity after a previous pea crop, the stillage benefit was lower than after a previous grain crop. Obviously, the higher grain yields are based on the increase of low nitrogen grain fractions, since crops grown after a previous pea crop contained less grain nitrogen than after a previous grain crop. Consequently, the benefit of the by-product stillage that is derived from the grain nitrogen was reduced as well. Cereals containing less grain nitrogen and hence less protein, but high carbohydrate, are favored for fermentation, because they increase bioethanol conversion.

Bioethanol use in vehicles does not need any fossil primary energy input, since only the inherent (and renewable) solar energy is used. Total fossil energy input in high intensity cultivation was nearly identical after both a previous pea (35.3 GJ ha^{-1}) and a previous grain crop (35.6 GJ ha^{-1}). Increased energy consumption in conversion due to increased grain yields obviously compensated for the fertilizer savings by the residual pea nitrogen.

The bottom section of Table 3 presents the life cycle of gasoline. The values given as the energy output of gasoline are quantitatively but not qualitatively equivalent to the gross energy output per hectare of bioethanol: Quantitatively equivalent, since the same energy-related efficiency of the fossil and the renewable energy carrier was assumed. Qualitatively unequal, because gasoline is fossil energy, whereas bioethanol is renewable energy. Including the upstream chain, the fossil primary energy consumption for an equivalent supply of gasoline ranged from 48.4 up to 103.4 gigajoule per hectare compared to 15.2–35.6 gigajoule per hectare for bioethanol. The comparison of the biogenic and the fossil life cycle is given in the last line of Table 3. It results from subtracting the total fossil primary energy input of gasoline from that of bioethanol. Since the latter was always lower, the difference remained constantly negative. Following the definition aforementioned, this is to be interpreted as advantage for bioethanol: The amount observed represents the fossil energy that is preserved when bioethanol substitutes for gasoline, or in other words, it is the net energy gain per hectare of bioethanol. The highest net energy gain which amounted to 68.2 gigajoule per hectare was calculated with high production intensity crops after a previous pea crop. The lowest was found at minimum intensity after the preceding grain crop (33.2 GJ ha^{-1}). The calculations show that medium intensity crops cultivated after a previous pea crop conserved about as much energy (59.5 GJ ha^{-1}) as high intensity produced crops after a previous grain crop

(58.9 GJ ha⁻¹). In general, the extra input within an increasing intensity scale was always efficient, because the net energy gain per hectare increased each time.

3.2 Gaseous emissions

Table 4 presents the hectare-related emission balance of bioethanol. Beside the biogenic life cycle, the table is restricted to the life cycle comparison, whereas the life cycle of gasoline is not separately shown. For some emissions, the benefit resulting from the by-product stillage substituting for mineral fertilizers and the avoidance of fallow farming overcompensated the releases out of the grain production and conversion activities. In such cases, the emission was set zero, because negative emission would have introduced errors in the life cycle comparison.

With the exception of particulates in medium intensity, high production intensity always emitted more pollutants than medium and minimum intensity (Table 4, top section). The deviation in particulates results from high diesel fuel consumption for stillage manuring. Each biogenic life cycle after pea cropping released more fossil CO₂ than after previous grain cropping. This originates from increased fossil energy needs in conversion due to higher yields and from diminished by-product stillage benefits. The difference in favor of high production intensity after a previous grain crop, however, was relatively low. Other emissions showed different behavior. Depending on the crop production intensity level, either higher releases after a previous pea crop (NO_x e.g.) or higher releases after a previous grain crop (NH₃ e.g.) were determined, as well as virtually equal emissions (HCl e.g.). However, as crop production intensity declined, emissions regularly decreased as well. Starting at different levels, this was found after both a previous pea and a previous grain crop.

The life cycle comparison (Table 4, bottom section) points out that production and use of bioethanol enables substantial savings in climate-relevant fossil CO₂. Highest CO₂ reduction compared to gasoline was obtained with high production intensity crops after a previous pea crop (5104 kg ha⁻¹). The lowest was found in minimum intensity after a previous grain crop (2442 kg ha⁻¹). The SO₂ releases stayed also constantly lower in the biogenic than in the fossil life cycle, mainly because ethanol is free of sulphur. However, many other substances such as NO_x, HCl, NMHC, particulates, formaldehyde and benzol were released to an even greater amount in the biogenic life cycle compared to that of the fossil counterpart. Apart from NMHC and particulates, the lower the crop production intensity was, the lower was the adverse effect compared to gasoline.

Table 4: Emission balance of the life cycle of bioethanol from the triticale cv. Modus and the life cycle comparison with gasoline as affected by the previous crop and the crop production intensity of bioethanol production

Previous crop	pea			winter grain		
Crop production intensity	high	medium	minimum	high	medium	minimum
Emissions	kg ha ⁻¹					
Biogenic life cycle	Winter triticale (cv. Modus)					
CO ₂ (fossil)	2472.66	1932.25	1554.75	2463.01	1524.35	1105.39
CH ₄	2.15	1.20	0.96	2.39	0.87	0.64
N ₂ O	1.59	0.02	0.03	2.40	0.00	0.00
SO ₂	3.32	2.44	1.95	3.35	1.86	1.34
NO _x	19.86	15.91	12.85	19.61	12.72	9.15
HCl	0.04	0.03	0.02	0.04	0.02	0.01
NH ₃	1.88	0.00	0.00	3.21	0.00	0.00
NMHC	4.49	3.85	3.14	4.17	3.02	2.21
particulates	0.29	0.31	0.24	0.29	0.30	0.20
formaldehyde	0.09	0.09	0.07	0.09	0.08	0.05
benzol	0.29	0.24	0.20	0.27	0.19	0.14
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ (fossil)	-5104.14	-4386.64	-3660.11	-4459.59	-3254.13	-2441.60
CH ₄	0.37	-0.28	-0.26	0.77	-0.25	-0.19
N ₂ O	0.76	-0.67	-0.54	1.65	-0.52	-0.39
SO ₂	-2.63	-2.53	-2.14	-2.09	-1.89	-1.45
NO _x	4.43	3.04	2.23	5.51	2.99	1.93
HCl	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01
NH ₃	0.39	-1.25	-1.03	1.84	-0.94	-0.70
NMHC	0.22	0.29	0.20	0.27	0.33	0.21
particulates	0.12	0.17	0.12	0.13	0.19	0.12
formaldehyde	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.03
benzol	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02

Except for NO_x emission under medium and minimum intensity level, the detrimental impacts were regularly higher after a previous grain crop than after a previous pea crop. Since the NO_x emissions are dominated by the use of fossil energy in bioethanol conversion and its final use, increased NO_x emission in medium and minimum intensity after a previous pea crop results mainly from higher grain and bioethanol yields per hectare compared to a previous grain crop. Whether bioethanol showed advantages or disadvantages for CH₄, N₂O and NH₃ emissions depended on the crop production intensity level: Whereas high crop production inten-

sity emitted even more, the medium and minimum crop cultivation decreased CH₄, N₂O and NH₃ releases after both a previous pea and a previous grain crop in comparison to gasoline. This is due to the omission of mineral fertilizer nitrogen in medium and minimum production intensity crops.

Global warming potential

The climatic effect of CO₂, CH₄ and N₂O can be summed up in CO₂ equivalents addressing global warming. Table 5 shows in the upper part, among others, the hectare-related CO₂ equivalents as affected by the cultivation intensity and the previous crop conditions of bioethanol production. The table is limited to the life cycle comparison of bioethanol and gasoline. Additionally, the equivalents are related to the saved fossil primary energy in order to assess efficiency differences between the crop production intensity levels (Table 5, bottom section). Therefore, the hectare-related equivalents were divided by the net energy gain per hectare, which is given in Table 5 again (now as positive figure).

Table 5: Aggregated emissions as affected by the previous crop and the crop production intensity level of bioethanol production

Previous crop	pea			winter grain		
Crop production intensity	high	medium	minimum	high	medium	minimum
Net energy gain (GJ ha⁻¹)	68.15	59.46	49.74	58.88	44.13	33.20
Emissions	kg ha ⁻¹					
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ equivalents	-4859.68	-4600.60	-3833.53	-3932.78	-3420.84	-2565.45
SO ₂ equivalents	1.22	-2.73	-2.51	5.26	-1.56	-1.41
Σ of airborne nitrogen	1.67	-0.10	-0.17	3.19	0.13	0.01
Efficiency yardstick	kg GJ⁻¹ of net energy gain					
CO ₂ equivalents	-71.31	-77.37	-77.07	-66.79	-77.52	-77.27
SO ₂ equivalents	0.02	-0.05	-0.05	0.09	-0.04	-0.04

Maximum reduction of CO₂ equivalents per hectare was found in high crop production intensity after a previous pea crop (4860 kg ha⁻¹). Minimum intensity crop production after a previous grain crop (2566 kg ha⁻¹) offered lowest reduction of global warming potential. The difference between the CO₂ equivalents in favor of high to medium intensity was comparatively small. The reason is that the additional methane and nitrous oxide emission in high production intensity crops diminished reduction of CO₂ equivalents. In medium intensity, the reduction potential of CO₂ equivalents increased due to decreased CH₄ and N₂O releases compared to gasoline. The efficiency of avoiding CO₂ equivalents by means of using bioethanol instead of gasoline differed in dependency of the crop production intensity. High production intensity avoided 66.8 or 71.3 kg of CO₂ equivalents per gigajoule of saved primary

energy (Table 5, bottom). Medium as well as minimum crop production intensity reduced emission of CO₂ equivalents by approximately 77 kilograms per gigajoule of saved fossil primary energy.

Acidification potential

The airborne pollutants SO₂, NO_x, HCl and NH₃ were aggregated as SO₂ equivalents accounting for acidification. Medium and minimum production intensity showed constantly lower acidification potential compared to gasoline. High production intensity, however, increased the risk of acidifying soils and waters (Table 5). The highest SO₂ equivalent avoiding potential occurred with medium intensity after a previous pea crop (2.73 kg ha⁻¹). Highest additional acidification potential resulted from high production intensity after a previous grain crop (5.26 kg ha⁻¹). Increased releases of SO₂ equivalents in a biogenic compared to a fossil life cycle resulted from high NO_x emissions during bioethanol conversion and use, accompanied by additional NH₃ emissions from the mineral nitrogen fertilization. In medium and minimum production intensity life cycles, where organic or no fertilizer nitrogen was applied, the decreased SO₂ and NH₃ balances compensated for the increased NO_x emission. This resulted in less SO₂ equivalent emissions in the biogenic compared to fossil life cycle (Table 5, middle section). HCl had no significant effect on SO₂ equivalents. The efficiency of avoiding SO₂ equivalents followed qualitatively the hectare-related results. Medium and minimum bioethanol production intensity decreased emission of SO₂ equivalents by 0.04 to 0.05 kg per gigajoule of saved primary energy (Table 5). High production intensity, however, increased emission of SO₂ equivalents after a previous pea crop by 0.02 kg GJ⁻¹ and 0.09 kg GJ⁻¹ after a previous grain crop, respectively.

Eutrophication

Eutrophication was considered by adding up the NO_x and the NH₃ releases by the term ‘sum of airborne nitrogen’. Apart from medium and minimum production intensity after a previous pea crop, the biogenic life cycles increased the sum of airborne nitrogen compared to the fossil counterpart (Table 5). As crop production intensity decreased, the adverse effect declined, too. Maximum additional airborne nitrogen emission resulted from high production intensity after a previous grain crop (3.19 kg ha⁻¹). Generally, only high intensity levels induced a clear risk of eutrophication when bioethanol substitutes for gasoline. The incidence of eutrophication with medium and minimum production intensity, however, depended on the growing conditions and did not occur after a previous pea crop: Due to the weighing factors applied for aggregation, the increased NO_x emission of bioethanol was more than offset by a decrease in NH₃ releases.

Toxicity

Human and ecologically toxic substances (listed in Table 2) are summed up under the category toxicity. Exclusive human or ecological effects of those sub-

stances are seldom. SO_2 for instance, could affect the human respiratory organs as well as the environment by acid rain. Each bioethanol life cycle increased emission of NO_x , HCl, NMHC, particulates, formaldehyde and benzol in comparison gasoline (Table 4). Merely SO_2 is emitted to lower extent in the biogenic than in the gasoline life cycle. With the exception of particulates and NMHC in medium intensity, the additional toxic effect of the biogenic life cycle tends to decrease within a declining intensity scale. However, according to the results, there is obviously an increased risk of human and ecological toxicity due to the substitution of gasoline by bioethanol.

Ozonolysis

Additional stratospheric ozone-depleting N_2O in the biogenic compared to the fossil life cycle is generated exclusively in high production intensity. The bioethanol life cycle at high production intensity increased N_2O emission in comparison to gasoline by 0.76 kg ha^{-1} after a previous pea crop and by 1.65 kg ha^{-1} after a previous grain crop (Table 4). The nitrous oxide avoiding potential of medium and minimum production intensity ranged from 0.39 up to 0.67 kilograms per hectare. Generally, N_2O is released in combustion processes and is emitted from soil and water through nitrification and denitrification. Agricultural production without any N_2O emission is impossible. N_2O peaks created e.g. by freezing and thawing cycles of soil are completely unavoidable [14]. Such natural background N_2O emission was not included for site-specific data acquisition is a complex issue, which goes beyond the scope of this study. To that extent, total N_2O emission is rather under than overrated. However, the relative N_2O emission due to an ethanol supply is truly shown, because a reference cultivation with likely similar background N_2O emission was included. The avoidance of N_2O in medium and minimum intensity is therefore not the result of detecting non- N_2O -releasing cultivation practices, but the consequence of allocating the by-product stillage to substitute for mineral fertilizer products. N_2O emission in crop husbandry is dominated by production and use of mineral fertilizer nitrogen.

Photo smog

Reactions of NO_x and NMHC with volatile organic substances produce, under the influence of UV light, photochemical oxidants, which may cause smog [4][6]. NO_x and NMHC emissions out of the biogenic life cycles always exceeded those of the fossil life cycles (Table 4). The production and use of bioethanol from grain in place of gasoline obviously provides an increased risk of photochemical oxidant formation. The minimum production intensity life cycle, however, contributed lowest to this enlarged risk of smog amongst the biogenic life cycles under investigation.

4. Discussion

Table 6 summarizes the comparison of the bioethanol and the gasoline life cycle with view to the included energetic and ecologic parameters. The previous crop conditions are not differentiated, because apart from eutrophication after both previous crop conditions qualitatively identic results were determined. The last column of Table 6 accounts for the ecological relevance of the implied parameters and categories. Reinhardt and Zemanek [17], who created this scheme, underline that in the course of gaining advanced knowledge in life cycle analysis, this ranking must not be fixed finally. Overall, as in each life cycle analysis, the results of this case study should be interpreted from the background that they are dependent on a number of critical assumptions not necessarily representative for all cases and all regions or growing conditions. This includes the definition of the system boundaries, the choice of data sources and the allocation methods, which can lead to different results, if they are changed [1][6].

Table 6: Summary of the comparison of bioethanol versus gasoline with view to the environmental categories included in this study as affected by the crop production intensity level of bioethanol production

<i>Crop production intensity</i>	<i>high</i>	<i>medium</i>	<i>minimum</i>	<i>ecological relevance¹⁾</i>
Energy consumption	+	+	+	large
Global warming	+	+	+	very large
Acidification	–	+	+	medium
Eutrophication	–	+/–	+/–	medium
Toxicity	+/–	+/–	+/–	large
Ozonolysis	–	+	+	very small to very large
Photo smog	–	–	–	not specified

Note: [+] advantage of bioethanol versus gasoline; [–] disadvantage of bioethanol versus gasoline; [+/–] based on the inventory analyses and/or the growing conditions either advantages or disadvantages of bioethanol against gasoline; ¹⁾ according to Reinhardt and Zemanek [17]

The comparison of the biogenic and the fossil life cycles reveals clear advantages and disadvantages on both sides. In the most important categories, saving fossil primary energy and curbing global warming, bioethanol was evidently advantageous compared to gasoline. This is – irrespective of the constraints aforementioned – in good agreement with previous life cycle analyses issued for bioethanol and other bioenergy carriers [1][18]. In five out of six bioethanol life cycles, at least 71 kilograms of CO₂ equivalents per gigajoule of saved fossil primary energy were avoided. Such avoiding potentials are situated at the upper margin of all the bioenergy carrier options including e.g. miscanthus that were analyzed by Kaltschmitt et al. [1]. This can be understood as key effect using empirical data for ethanol grain production coupled with a state of the art conversion technology.

The results indicate, that the extent of preserving fossil energy or avoiding emissions depends not solely on the grain yield performance, but on how, respectively where, the grain yield was achieved. The net energy gain per hectare at medium intensity after pea for example, was despite lower grain yields equivalent to that of high production intensity after a previous grain crop. Additionally, high production intensity after a previous grain crop and minimum intensity after a previous pea crop avoided nearly identical quantities of CO₂ equivalents per hectare, but the grain yield difference of 2.28 tons per hectare in favor of high production intensity yielded increased net energy per hectare. In contrast, minimum intensity revealed increased efficiency in avoiding CO₂ equivalents per gigajoule of saved fossil energy in comparison to high production intensity. Obviously, however, moderate use of external inputs or substitution of high-energy inputs such as mineral nitrogen fertilizer, can be a feasible approach to improve the emission balance of bioethanol without necessarily worsening the energy balance.

Beside advantages of bioethanol versus gasoline, some detrimental or indifferent environmental effects were determined as well (Table 6). The formation of substances inducing photo smog was increased in each biogenic life cycle under investigation, but the ecologic relevance of photo smog is not yet determined. Other adverse ecologic impacts, which are somewhat typical for bioenergy carriers when they substitute for fossil energy carriers, are recovered in this study as well: These are acidification and eutrophication as well as ozone depletion which always increased at high production intensity in comparison to gasoline. However, these detrimental effects were less prominent than in bioethanol life cycle analyses computed by Kaltschmitt et al. [1] using the same methodology as applied here.

In general, the question, whether or how far advantageous effects can compensate for disadvantageous effects in one and the same biogenic life cycle requires more research attention. The scheme of Reinhardt and Zemanek [17] shown in Table 6 can give some decision support, since bioethanol as well as other renewables otherwise will have no chance to penetrate future energy markets due to certain ecologic disadvantages which are not easy or even impossible to eliminate. However, besides a scientific there is likely a political solution or consensus necessary, too.

Considering both the qualitative and the quantitative results of the biogenic life cycles under investigation, medium production intensity after a previous pea crop was the most outstanding procedure in avoiding pollution by introducing bioethanol in place of gasoline. Emissions of diesel particulates with probably carcinogenic effect, however, were increased in medium intensity. This can be explained by high diesel fuel consumption for stillage manuring due to relatively low nitrogen contents. These required applying 50–60 m³ of stillage per hectare in order to achieve the intended nitrogen supply. When stillage with increased nitrogen content would be available, lower quantities would be needed. Thus, the emission of particulates in stillage manuring would decrease.

The emission balance of medium and minimum intensity did not differ much, but the net energy gain per hectare was evidently higher in medium than in minimum intensity. An increased net energy gain is also the reason for preferring cultivation after a previous pea rather than after a previous grain crop. Priority is assigned to the net energy gain because arable lands are estimated to be most limiting for expanding bioenergy production. This is well illustrated by considering the following: In order to conserve the same amount of fossil energy with minimum intensity after a previous grain crop as in high production intensity after a previous pea crop, the arable area demand doubles exactly.

Acknowledgement

This research is funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft 

References

- [1] Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., Stelzer, T. Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects. *Biomass Bioenergy* 1997, 12(2), 121-134.
- [2] Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. *J. Agron. Crop Sci.* 2000, 185(1), 55-65.
- [3] Schlamadinger, B., Apps, M., Bohlin, F., Gustavson, L., Jungmeier, G., Marland, G., Pingoud, K., Savolainen, I. Towards a standard methodology for greenhouse gas balances of bioenergy systems in comparison with fossil energy systems. *Biomass Bioenergy* 1997, 13(6), 359-375.
- [4] Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. A. Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Vieweg Verl. Braunschweig/Wiesbaden, 1999.
- [5] Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., (eds.). *Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Vieweg Verl. Braunschweig/Wiesbaden, 1997.
- [6] Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Joliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., van Zeijts, H. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report. Europ. commission, 1997.
- [7] KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. *Betriebsplanung 1999/2000*. 16. Aufl. Landwirtschaftsverlag Münster, 1999.
- [8] Früchtenicht, K., Heyn, J., Kuhlmann H., Laurenz, L., Müller, S. Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. *Hydro Agri Dülmen* (ed.) 12. Aufl., Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993. p. 254-295.
- [9] Stelzer, T. Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen – Lebensweganalysen und Umweltwirkungen. *Forschungsbericht des Inst. f. Energiewirtsch. und rationelle Energieanwend.* Nr. 57, 1999.
- [10] Patyk, A., Reinhardt, G. A. *Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen*. Vieweg Verl. Braunschweig/Wiesbaden, 1997.

- [11] Gaillard, G., Crettaz, P., Hausherr, J. Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau. Schriftenreihe der Eidgen. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft u. Landtechnik 46, Schweiz, 1997.
- [12] Senn, T., Pieper, H.J. Ethanol – Classical Methods. In: Biotechnology 6, 2. Edition, ed. by Rehm, H.-J., Reed, G., VCH Verl., Weinheim, 1996, 62-120.
- [13] Michel, H.-J., Wozniak, H. Düngung, Nitrifikation und Denitrifikation aus der Sicht klimaverändernder Gasemissionen – ein Überblick. Agribiol. Res. 1998, 51(1), 3-12.
- [14] Kilian, A., Gutser, R., Claassen, N. N₂O-emissions following long-term organic fertilization at different levels. Agribiol. Res. 1998, 51(1), 27-36.
- [15] Hartmann, H., Strehler, A. Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Schriftenreihe Nachw. Rohst. Bundeslandwirtschminist. Landwirtschaftsverlag Münster, 1995.
- [16] Klass, D. L. Biomass for Renewable Energy, Fuels, and Chemicals. San Diego, Calif. Acad. Press, 1998.
- [17] Reinhardt, G. A., Zemanek, G. Ökobilanz Bioenergieträger – Basisdaten, Ergebnisse und Bewertungen. E. Schmidt Verl., Berlin, 2000.
- [18] Ackermann, I. Bewertung konkurrierender Produktlinien von Energiepflanzen. Landtechnik 1996, 51(2), 80-81.

Bioethanol and by-product straw from winter cereals vs. gasoline and heating oil: The effect of crop management with view to energy and emissions

A. Rosenberger, H.-P. Kaul and W. Aufhammer

J. Biomass & Bioenergy

ABSTRACT

The objective of this study was to assess the grain-to-ethanol and straw life cycle on the basis of biennial field trials with view to energy gain and emissions. Winter cereals were cultivated at different levels of intensity at two locations in southwest Germany. Grain production aimed at accumulation of carbohydrates, which are the essential substrate of fermentation bioethanol. To decrease the fossil energy input, residues of previous legume crops or grain stillage substituted for mineral fertilizer nitrogen. Stillage remains from bioethanol processing and contains nitrogen in organic form. The life cycle of bioethanol was retraced along with the energy and material flows entering the cultivation and conversion processes completed by the utilization phase of ethanol blended in gasoline. To compute the net effects of fuel ethanol, the energy balance and the environmental burdens of bioethanol were compared to those of gasoline fuel as the reference fossil fuel. Emissions were calculated using an ecobalance. Additionally, based on straw yields of the triticale cv. Modus, combustion of by-product straw for substituting heating oil was determined. The comparison revealed clear advantages of bioethanol in conserving finite primary energy and curbing global warming. Peak primary energy preservation of bioethanol and straw amounted to nearly 200 GJ ha⁻¹. Maximum reduction of CO₂ equivalents was 14 t ha⁻¹. With view to acidification, eutrophication, human or ecological toxicity, stratospheric ozone depletion or photo smog formation, the results were rarely advantageous, but frequently disadvantageous for either bioethanol or straw in comparison to their reference fossil fuels. It can be concluded that empirically raised agronomic data crucially affect life cycle analysis of biofuels.

Keywords: fuel ethanol; straw combustion; crop production intensity; mineral nitrogen substitution; energy balance; life cycle analysis

1. Introduction

Due to the consumption of petroleum based energy, enormous amounts of carbon are released into the atmosphere. This carbon was stored over millions of years, but is discharged now quickly by the burning of oil and oil products. From a geologic time dimension, the petroleum era, initiated with the industrial age, will remain a transient episode, because of the finiteness of the resources. From the ecologic perspective it will not be that insignificant because of the environmental effects, which are becoming increasingly apparent. The major concern centers on the global warming attributed to the emission of greenhouse gases causing climate changes of which predominantly vital resources of mankind are impaired. Browne [1] says that it is still hard to isolate cause and effect and the science of climate change is still provisional. But there is now a large consensus that there is a link between the increase of carbon dioxide and the temperature. Of course, there is no way back to pre-industrialism to cope with the problem. Neither is denying or restricting the economic expectations of the people of developing countries a solution, since access to energy is not the exclusive privilege of prospering countries. Apart from the environmental aspects, it is perceived less reasonable to burn finite hydrocarbons to serve for individual mobility and transportation needs, instead of conserving them for more complex applications that cannot be performed in any other way [2]. Transportation or mobility needs, in turn, can be supplied by alternative energy sources of which ethanol from biomass is one. Energy balances of in- and output can calculate the net energy gain of such an approach [3].

The production and use of bioethanol is not free of environmental impacts, but they differ from those which are caused by the production and use of fossil energy carriers [4][5]. The instrument, which is in place to assess systems with view to their environmental behavior, is life cycle analysis, which is originally a controlling mechanism for industrial process chains.

The recent adaptation of the method to the specific requirements of biogenic process chains needed large efforts in data acquisition including the assessment of each single product entering or leaving the process according to the so called 'cradle-to-grave' principle (cf. [5][6][7][8][9][10][11][12][13][14][15][16]. In the frame of the adjustment and standardization process, agronomy was usually included according to the status quo of agricultural production. However, there is no reason to believe that crop management which aims at food or feed supply is appropriate for energy use of the crops as well. Hence, the present study intends to use the methodology of life cycle analysis to evaluate life cycles of bioethanol to substitute for gasoline on the basis of cereal field trials, which were conducted explicitly to optimize the production of ethanol grain [17]. Additionally, based on an excerpt of the field trial results, the option of substituting by-product straw for heating oil was assessed, since straw regularly accounts for about 50 per cent of total cereal biomass grown. The following questions are in the center of attention:

1. How much are the positive or the detrimental environmental impacts of bioethanol to substitute for gasoline affected by different crop production conditions applied to differently yielding winter cereal crops?
2. What effect has substituting preceding legume crops or stillage fertilizing for mineral fertilizer nitrogen with view to energy and emissions?
3. How far do the energy balance and the life cycle analysis shift if by-product straw substitutes for heating oil in district heating plants?

2. Material and methods

2.1 System boundaries and methodology

Information on how, where and why the temporal and the spatial system margins were drawn and also on the applied method of life cycle analysis (LCA) were reported and discussed in depth in a previous contribution on a model case [18]. As far as the methodology of LCA is concerned, the present study follows that prior paper. The present paper spotlights on how LCA is affected by the variability of crop husbandry. It aims at calculating the net reduction or increase of finite energy consumption and emissions due to bioethanol or straw, using gasoline fuel or light heating oil as reference situations. The basis of the comparison is to provide the same amount of useful energy in both the renewable and the fossil life cycles. The environmental categories and their characterization parameters are listed in Table 1.

2.2 Biogenic life cycle

2.2.1 Grain production

Databases are biennial field trials with winter cereals at two different sites at Hohenheim University. The site characteristics and the factorial trial concepts are presented in Table 2. The variability of the field trials should provide agronomic data at different levels of intensity. Actually, the results cover site-specifically a broad range in terms of grain (t ha^{-1}) and bioethanol yield (L ha^{-1}). The latter results from the grain dry weight per hectare multiplied by the bioethanol conversion (L t^{-1}), which has been measured by fermentation experiments for each grain set. For LCA we selected at each site the highest and lowest yielding species at high, medium and reduced or minimum intensity levels, respectively, in order to calculate the pole positions of the scope investigated (see Tab. 3, 4).

Table 1: Parameters balanced in the life cycle analyses and methods of aggregation

Environmental category	Parameter (weighing factors)	Aggregation (dimension)
Energy consumption	crude oil, natural gas, coal, uranium	Σ of finite primary energy (GJ ha ⁻¹)
Global warming	CO ₂ (1) CH ₄ (21) N ₂ O (310)	CO ₂ equivalents (kg ha ⁻¹)
Acidification	SO ₂ (1), NO _x (0.7) HCl (0.88), NH ₃ (1.88)	SO ₂ equivalents (kg ha ⁻¹)
Eutrophication	NO _x (0.3043), NH ₃ (0.8235)	Σ of airborne nitrogen (kg ha ⁻¹)
Toxicity	SO ₂ , NO _x , HCl, particulates, formaldehyde, benzol	not aggregated (kg ha ⁻¹)
Ozonolysis	N ₂ O	not aggregated (kg ha ⁻¹)
Photo smog	NO _x , NMHC*	not aggregated (kg ha ⁻¹)

Sources: Borken et al. [13]; Reinhardt and Zemanek [16]; *non methane hydrocarbons

Table 2: Field experimental design and conditions

1. Field experimental periods 1996/1997 – 1997/1998				
2. Locations		Ihinger Hof	Oberer Lindenhof	
Altitude, temperature ¹⁾ , rainfall		480 m a.s.l., 7.9°C, 687 mm	730 m a.s.l., 6.8°C, 925 mm	
Soil type, pH		Leached brown soil, 7.2	Terra fusca, 5.1	
3. Previous crops (annually)		Pea, Winter grain ²⁾	Grass-clover, — ³⁾	
4. Winter cereals (cv.)		Rye (cv. Farino) Triticale (cv. Modus) Wheat (cv. Batis)	Rye (cv. Farino) Triticale (cv. Modus) — ³⁾	
5. Crop management				
<u>Intensity level</u>	<u>Nitrogen source</u>	<u>Plant protection</u>		
High	Calcium ammonium nitrate	{Chemical weed and disease Control, growth regulation		
Medium	Liquid grain stillage			
Reduced	Calcium ammonium nitrate	Chemical weeding		
Minimum	Soil borne nitrogen	Harrowing for weed control		
<u>Nitrogen supply</u> (kg N ha ⁻¹)	High	Medium	Reduced	Minimum
Ihinger Hof: precrop pea	100	130 ⁴⁾	70	0
Ihinger Hof: precrop winter grain	160	185 ⁴⁾	110	0
Oberer Lindenhof: precrop grass-clover	120	132 ⁴⁾	85	— ³⁾

1) Annual long-term means 2) 1996 wheat, 1997 triticale 3) Not investigated 4) Averaged over the growing seasons

Analysis of variance performed for the yield data proved that main effects of the year were insignificant or interactions with years remained of minor relevance [17]. Hence, they and the ensuing LCA were averaged over the referred cropping

periods. The energy consumption and the energy-related emissions of crop husbandry were quantified according to the tractor-related diesel fuel consumption required for the individual on-field and transportation tasks including the pre-chain of fuel supply. An avoided and therefore credited fallow cropping, which would take place otherwise on the same arable area, was analyzed in the same way. The diesel fuel consumption (L ha^{-1}) was derived from a reference data base [19]. Lubrication was affiliated as one per cent of the diesel fuel use. Production of infrastructure or farm machinery was not included.

Table 3: Grain and bioethanol yield ha^{-1} at the Ihinger Hof dependency upon the crop production intensity, the previous crop and the cereal species¹⁾

	Crop production intensity		
	High	Medium	Minimum
Previous pea crop	grain dry weight [t ha^{-1}] (bioethanol yield [L ha^{-1}])		
Triticale cv. Modus	9.12 (4203.2)	7.64 (3505.4)	6.18 (2892.9)
Wheat cv. Batis	7.63 (3453.1)	6.05 (2750.2)	5.22 (2364.2)
Previous grain crop			
Triticale cv. Modus	8.46 (3840.3)	5.82 (2650.8)	4.25 (1967.7)
Wheat cv. Batis	6.55 (2873.4)	4.09 (1800.6)	2.86 (1279.1)

1) Means of 1996/1997 and 1997/1998

Table 4: Grain and bioethanol yield ha^{-1} at the Oberer Lindenhof dependency upon the crop production intensity and the cereal species¹⁾

	Crop production intensity		
	High	Medium	Reduced
	grain dry weight [t ha^{-1}] (bioethanol yield [L ha^{-1}])		
Triticale cv. Modus	8.10 (3685.2)	5.25 (2374.3)	6.95 (3190.1)
Rye cv. Farino	8.09 (3435.0)	5.40 (2275.3)	7.20 (3036.9)

1) Means of 1996/1997 and 1997/1998

Tillage and sowing

Stubble tillage was made by a heavy cultivator. Pea straw was incorporated with a catch crop in order to prevent premature nitrogen depletion by establishing a nitrogen sink. The extra input for the catch crop (seeds only) was included indirectly by reducing the benefit of the avoided fallow farming. Once the catch crop had been mulched, plowless primary tilling was done. After the previous grain and grass-clover crops, moldboard plow and cultipacker were used for primary tillage. For seedbed preparation and sowing a rotary-harrow seeder was used.

Fertilization

High production intensity crops were fertilized with calcium ammonium nitrate (CAN). Medium intensity crops were manured with stillage (Tab. 2). Stillage is a liquid processing residue from bioethanol conversion that contains nitrogen (about 0.15 to 0.42% of applied stillage) in organic form. At reduced intensity crops 30% less CAN than at high intensity was applied. Minimum production intensity crops remained unfertilized. Stillage manuring includes loading, transport and on-field distribution according to slurry application [19]. Basic fertilization was calculated from the nutrient withdrawal via the grain yield: P_2O_5 , K_2O , MgO and CaO were applied at mean contents of 9.9, 6.9, 2.3 and 1.2 kg t^{-1} of dry grain, respectively [20]. Provision was included by a third only, since basic nutrients are usually dressed in three years intervals. Magnesium was assumed to be part of the potassium fertilizer devoid of any extra input. The primary energy coefficients and environmental burdens of mineral fertilizers were taken from Borken et al. [13] and Stelzer [15]. Nitrous oxide that can be emitted from the pea nitrogen return was included by the mineral fertilizer nitrogen coefficient [8]. For the handling of stillage with view to emissions see the allocation of by-products section below.

Plant protection

High, medium and reduced production intensity crops received herbicides (Tab. 2). Minimum intensity crops were repeatedly harrowed for weed control. On high and medium production intensity crops growth regulators and a fungicide against foliar diseases were sprayed. High and medium intensity crops of the wheat cv. Batis after a previous grain crop were also treated against foot-rot fungus. No fungicide was applied on minimum or reduced intensity crops. Insecticides were applied on all crops when aphid infestation exceeded relevant thresholds. The environmental impacts of the pesticides were calculated according to the active ingredients actually applied per hectare. Relevant data sources are provided by Gaillard et al. [7], Kaltschmitt and Reinhardt [5] and Borken et al. [13]. As new ingredients are continuously developed, energy data of some preparations were not available. In such cases, data of substances belonging to the same chemical family [6] or the same utility category were taken. The pesticide-related emissions were budgeted by a reference substance [13]. Acute human or aquatic toxicity of pesticides was not heeded. This seems to be justified, since only registered and officially authorized products were used and provision was done at best practice methods.

Grain harvest, storage and transportation

The (diesel-fuel-related) energy input in harvesting depended on the grain yield per hectare and included short-distance transportation to an interim store at the farm where the grain was cooled by ambient air. Hot air drying was not needed due to storable moisture contents (i.e., below 15%) gauged for each grain set. Finally, the grain was uploaded by conveyors and hauled by truck 50 km to conversion,

where the ethanol is produced according to the process described below. The coefficients used in storage, loading and transportation based on 86% grain dry weight. Transportation included fully loaded transport to and an empty lorry return from the plant [15].

2.2.2 Grain-to-ethanol conversion

Conversion was evaluated along with data typical for the Hohenheim dispersing mash process with stillage recycling [21]. This includes grinding of the grain, enzymatically catalyzed liquefaction and saccharification completed by the fermentation. According to Stelzer [15], the ethanol is removed from the fermented broth by continuous multi-column distillation combined with molecular sieve dehydration to yield anhydrous ethanol. The ethanol is assumed to be transported by truck (30%) and rail (70%) 100 km to a petroleum refinery, where it is blended in gasoline at a rate of 5% by volume.

The final transport of the mixture fuel to gas stations includes 100 km of truck transportation. The primary energy inputs and emissions were calculated according to the energy (i.e., electricity, steam and diesel fuel) which is needed in the individual conversion or transportation sections including the pre-chains of supply. The adjuvants (i.e., enzymes, brewing malt products, pH adjusters or disinfectants) were included indirectly by increasing the steam-related impact by 3% in relation to the actual data.

2.3 Bioethanol use

Bioethanol is destined to replace gasoline, which would fuel otherwise the Otto engine of the same vehicle. We assume that the same distance can be traveled, irrespective of using neat gasoline or the ethanol-blended fuel. Consequently, each liter of bioethanol with a net calorific value of 21.2 MJ per liter displaces exactly 21.2 MJ of gasoline fuel. Including the upstream chain of gasoline (each MJ of gasoline embodies – the pre-chain included – 1.16 MJ of fossil energy), each liter of bioethanol substitutes for 24.6 MJ of primary energy and the corresponding gasoline-related emissions [15]. The final use of bioethanol in the car means to make use of its inherent solar energy. Extra fossil energy input is thus not required. Data on emission due to bioethanol combustion were taken from Stelzer [15].

2.4 Allocation of by-products

The by-product straw coupled with grain production was handled in two ways: The straw was either chopped inside the combine and distributed broadly on the field without considering any environmental loads or straw manuring benefits or, secondly, based on straw yield data of the triticale cv. Modus, the replacement of heating oil was calculated. Therefore, the entire life cycle of straw from supply up to combustion in district heating plants was considered, taking the life cycle of heating oil as reference. Life cycle details are given in the section below.

The second by-product, stillage, which remains after distillation, is separated by sedimentation into a thicker and thinner phase. Thin stillage is re-used in mashing, while the thicker phase that contains virtually all the non-fermentable solids of the ground grain, is valued according to the equivalence principle: It substitutes for mineral fertilizers including their environmental impacts related to energy and emissions. The actual substitution potential is deduced from the nutrient content of the grain: Phosphate, potassium, calcium and magnesium are retained by the figures given in the fertilization section. The substitutable amount of mineral fertilizer nitrogen was calculated by grain nitrogen analyses, since its content is highly affected by the crop management. In order not to overrate the value added potential, only a share of 65% of total grain nitrogen was benefited [22], while P_2O_5 , K_2O , CaO were included by 100%. In accordance with the mineral fertilizer input, MgO was considered to be part of the potassium credit.

The nutrients are considered to be distributed with the thicker phase of stillage by all-terrain lorries over arable land situated 50 km around the conversion plant. The amount of stillage, which needs to be strewn results from the grain yield per hectare and a stillage effluent rate (50% thin stillage recycling included) of 2.75 m³ per ton of fermented grain dry weight [23]. Plant-availability presupposes mineralization of the stillage nitrogen bound in protein. Subsequently, either nitrification and denitrification processes occur as sources of N_2O or NO_x releases from soil. These emissions were debited on the basis of the effective nitrogen in total stillage nitrogen applied. The effective nitrogen was derived from the grain nitrogen uptake of stillage-manured plots relative to that of non-fertilized ones. The coefficients used to calculate emission out of the mineralized part are equivalent to those reported by Patyk and Reinhardt [8] for mineral fertilizer nitrogen. The carbon dioxide that is released during fermentation (climate neutral) was not included as another value added product.

2.5 Straw vs. heating oil — general assumptions

Straw supply

The straw was left in swaths on the field by the combine and afterwards compressed into large cubic bales. The moisture content measured at grain harvest allowed straw storing without technical or open air drying. The additional nutrient withdrawal (i.e., 3.5 kg P_2O_5 , 19.8 kg K_2O , 5.2 kg CaO per ton of dry straw) was considered by increased basic fertilizer nourishment. Extra mineral fertilizer nitrogen supply due to the straw collection was not implied, because only the additional efforts compared to the non-use of straw are allocated. When straw is not used, i.e. it remains chopped on the field, nitrogen (typically about 0.5% of straw dry matter) is even immobilized by soil microorganisms and hence does not profit. After baling, the straw is uploaded and hauled by tractor to an intermediate storage at the farm-

ers' facility. The energy input and emission for the on-field tasks were calculated again from the diesel fuel consumption [19] including the pre-chain of fuel supply.

Straw combustion

On demand, the bales are loaded onto trucks and transported to the combustion plant. There the bales are unloaded and handled by an automated storage system working on electricity from the public grid. The bales are fired by the cigar principle where only the front of the bale is burning. To keep the process continuing, electricity is needed. According to Kaltschmitt and Reinhardt [5] the total demand of electricity amounts to 1.5% of the energy delivered by the straw, which is 17.3 GJ t^{-1} of dry straw [24]. For both energy and emissions the upstream chain of electricity was considered [13]. To account for baling and transportation losses, the fired straw quantity was 85% of the amount that had been determined from plant samples of each trial plot. The amount of ash, which can be either returned to fields or in case of the unhealthy fine fraction needs to be dumped, was assumed to be 6% of the burned straw quantity [24]. Ash return or dumping includes a 50 km lorry roundtrip. Data on the release of environmentally relevant substances in the course of cereal straw combustion were taken from Kaltschmitt and Reinhardt [5].

Heating oil – straw's reference fossil fuel

The fossil energy carrier that shall be substituted by straw is heating oil. Basis of the comparison is to supply equal amounts of usable heat with both the fossil and the renewable energy source. Kaltschmitt and Reinhardt [5] state that the thermal efficiency of straw fired plants lies below that of conventional heating oil plants. They report efficiencies of 84% for straw and 89% for heating oil plants. Thus, when heating oil is burned, less energy is needed for the same amount of usable heat compared to straw. Both the pre-chain of supply and the use in the heating plant are determined for the life cycle of heating oil. Data on energy and emissions in the pre-chain were taken from Stelzer [15]. The oil's incineration properties are asserted according to data issued by Kaltschmitt and Reinhardt [5]. The calculations include an electricity demand of 0.5% of the supplied energy to keep the process running.

2.6 Life cycle comparisons — the biogenic vs. the fossil life cycles

This study aims at calculating the net reduction or increase of fossil energy consumption and emissions for bioethanol or by-product straw using either gasoline fuel or heating oil as references. For this purpose, the fossil primary energy inputs and the emissions of the fossil life cycles are subtracted from those of the biogenic life cycles. Consequently, negative values indicate that bioethanol or by-product straw offers advantages against gasoline or heating oil: The quantity which is observed as difference is either conserved in case of energy or avoided in case of emissions if the fossil energy carrier is replaced by an equivalent supply of useful

energy provided by the renewable energy source. Positive values determine disadvantages of the biofuels against the fossils, since the emitted quantity or the fossil energy input increases, while the supply of useful energy stays the same. This particular format that is derived from Kaltschmitt et al. [4] is applied throughout the subsequent sections for both bioethanol and straw.

3. Results

3.1 Fossil primary energy balance of bioethanol and gasoline

With each crop management conducted at the location Ihinger Hof, the triticale cv. Modus exceeded the wheat cv. Batis in terms of grain and bioethanol yield per hectare (Tab. 3). At the location Oberer Lindenhof, in contrast, yield differences of the triticale cv. Modus and the rye cv. Farino remained comparatively small (Tab. 4).

Figure 1: Fossil primary energy balance of the bioethanol (left) and gasoline (middle) life cycle and their comparsion (right) as affected by the cereal species (wheat cv. Batis, triticale cv. Modus) the previous crop (grain, pea) and the crop cultivation intensity (high, medium, minium) of bioethanol production at the location Ihinger Hof

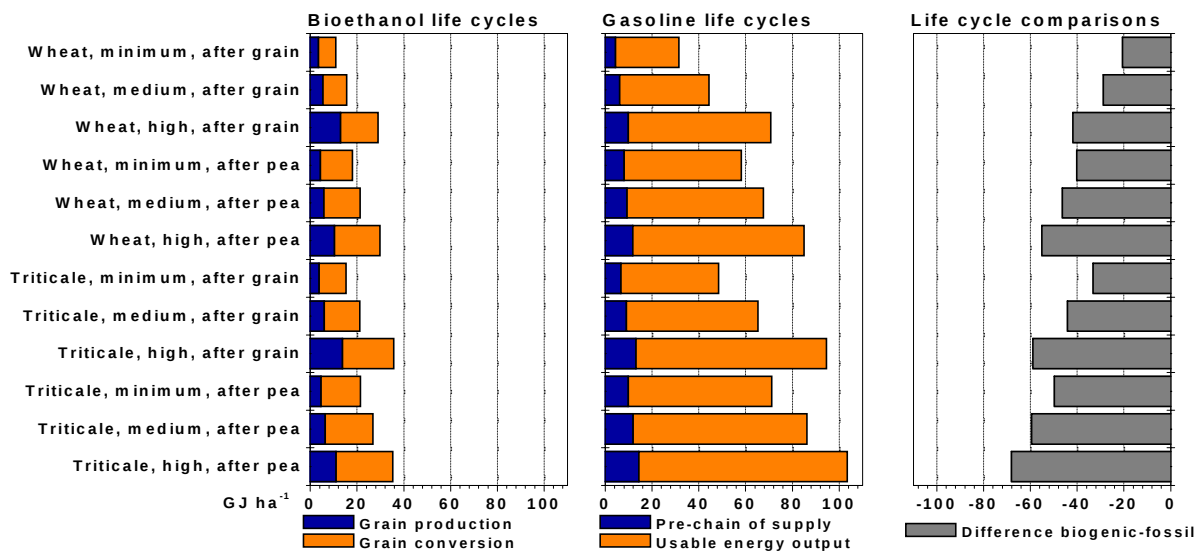
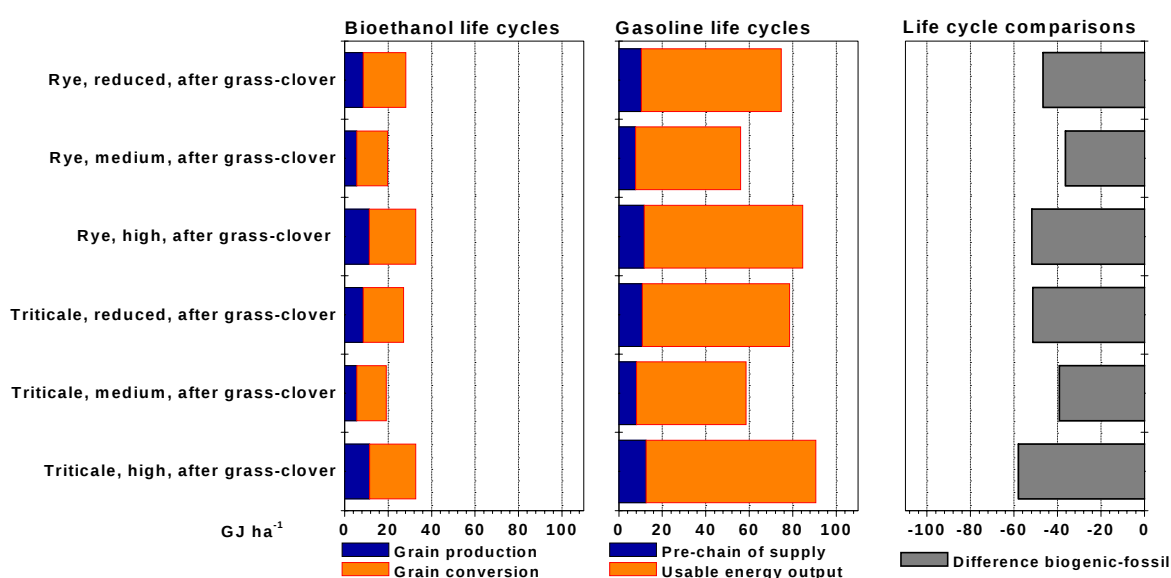


Figure 1 and 2 present the fossil primary energy balances of bioethanol and gasoline as well as the life cycle comparison. The stack bars of the biogenic life cycle on the left include the fossil energy inputs in grain production, the credit made for the avoided fallow farming and the inputs in bioethanol conversion. The life cycle of gasoline in the middle section is subdivided into the fossil primary energy input for the pre-chain of supply and the amount of useable energy. The visualization by diagram allows a quick overview over the life cycles variability. A less aggregated data

presentation of a representative model case in tabular form is offered by Rosenberger et al. [18]. Note that with the finite energy inputs in both the biogenic and the fossil life cycles always exactly the same amount of usable energy is provided. Subtracting the fossil primary energy inputs of the gasoline life cycle from those of the biogenic life cycle then makes the life cycle comparison on the right.

Figure 2: Fossil primary energy balance of the bioethanol (left) and gasoline (middle) life cycle and their comparison (right) as affected by the cereal species (rye cv. Farino, triticale cv. Modus) and the crop cultivation intensity (high, medium, reduced) of bioethanol production at the location Oberer Lindenhof after a grass-clover crop



The fossil energy expenditures needed in the biogenic life cycle range from 10 to 36 GJ ha⁻¹ in maximum (Fig. 1, 2). As intended, the shape of the bars correlates closely to crop management: Both for wheat and triticale crops, minimum production intensity always required lowest energy inputs, whereas at high intensity level always the highest input was calculated (Fig. 1, left). Reduced intensity levels at Oberer Lindenhof location exceeded efforts in medium intensity crops, but remained lower than for high production intensity crops (Fig. 2). Most energy in the biogenic life cycles was consumed for conversion rather than for grain production.

Conversion itself was predominately affected by the grain yield per hectare. This explains extended energy expenditures with the triticale cv. Modus in comparison to the wheat cv. Batis at the same level of production intensity. The maximum difference at the same cropping level amounted to nearly 7 GJ ha⁻¹ less energy input with wheat compared to triticale. High intensity crop cultivation after a previous pea crop compared to a preceding grain crop resulted in slightly diminished energy inputs in grain production. However, due to increased grain yields after pea cropping

compared to a preceding grain crop, those savings in the field were always over-compensated by increased efforts in conversion to bioethanol.

The middle sections of Figure 1 and 2 show the life cycles of gasoline, which shall be substituted by bioethanol. The total finite primary energy input in the gasoline life cycles varies from 30 to more than 100 GJ ha⁻¹. Hence, for equivalent amounts of energy in the form of gasoline regularly about three times more fossil energy is needed than with bioethanol supply. Consequently, the life cycle comparison documented in the right part of the diagrams, results always in negative values. This has to be interpreted, according to the definition aforementioned, as advantage for bioethanol: The bar's length represents the amount of fossil energy that is preserved when bioethanol substitutes for gasoline or, synonymously, it is the net energy gain per hectare. The lowest net energy gain was determined with the wheat cv. Batis in minimum crop production after a previous grain crop (20.6 GJ ha⁻¹). The highest net energy gain (68.2 GJ ha⁻¹) was observed with the triticale cv. Modus in high production intensity after a previous pea crop.

Interestingly, minimum intensity production of the wheat cv. Batis after a previous pea crop saved almost as much energy as its high intensity cultivation after a previous grain crop. The net energy gains calculated with rye and triticale at Oberer Lindenhof location ranged from slightly below 40 up to nearly 60 GJ ha⁻¹ (Fig. 2). Net energy gains observed with triticale grown at Oberer Lindenhof were a bit increased compared to those of the rye cv. Farino, although their grain yield performance did not differ substantially.

3.2 Emission balance of bioethanol vs. gasoline

The Tables 5, 6 and 7 present the hectare-related emission balance for the conditions at Ihinger Hof (Tab. 5, 6) and the location Oberer Lindenhof (Tab. 7). They are limited to the life cycle comparison of bioethanol and gasoline. The data arrangement corresponds to the allocation to the environmental categories listed in Table 1: The CO₂ equivalents are addressing global warming, the SO₂ equivalents are linked to acidification and the sum of airborne N accounts for eutrophication. The next substances, from SO₂ to benzol, are characterizing toxicity. N₂O contributes to the stratospheric ozone depletion, whereas the non-methane hydrocarbons (NMHC) together with NO_x (which is already displayed under toxicity) are associated with photo smog formation (cf. Tab. 1 and 5).

Table 5: Comparison of the bioethanol and gasoline life cycle for triticale with view to emissions as affected by the previous crop and the crop production intensity of bioethanol production at the location Ihinger Hof

Species	Triticale cv. Modus					
Previous crop	Pea			Grain		
Crop production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
Emissions	kg ha ⁻¹					
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ equivalents	-4859.68	-4600.60	-3833.53	-3932.78	-3420.84	-2565.45
SO ₂ equivalents	1.22	-2.73	-2.51	5.26	-1.56	-1.41
Σ of airborne nitrogen	1.67	-0.10	-0.17	3.19	0.13	0.01
SO ₂	-2.63	-2.53	-2.14	-2.09	-1.89	-1.45
NO _x	4.43	3.04	2.23	5.51	2.99	1.93
HCl	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01
particulates	0.12	0.17	0.12	0.13	0.19	0.12
formaldehyde	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.03
benzol	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02
N ₂ O	0.76	-0.67	-0.54	1.65	-0.52	-0.39
NMHC	0.22	0.29	0.20	0.27	0.33	0.21

Table 6: Comparison of the bioethanol and gasoline life cycle for wheat with view to emissions as affected by the previous crop and the crop production intensity of bioethanol production at the location Ihinger Hof

Species	Wheat cv. Batis					
Previous crop	Pea			Grain		
Crop production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
Emissions	kg ha ⁻¹					
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ equivalents	-3888.15	-3584.03	-3097.57	-2653.57	-2233.55	-1594.22
SO ₂ equivalents	1.42	-1.90	-1.79	5.72	-0.46	-0.48
Σ of airborne nitrogen	1.51	0.02	-0.07	3.07	0.31	0.16
SO ₂	-2.08	-1.97	-1.66	-1.34	-1.20	-0.87
NO _x	4.07	2.71	2.05	5.12	2.76	1.76
HCl	0.03	0.02	0.01	0.03	0.01	0.01
particulates	0.12	0.17	0.13	0.13	0.19	0.12
formaldehyde	0.04	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03
benzol	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02	0.01
N ₂ O	0.75	-0.54	-0.46	1.66	-0.35	-0.25
NMHC	0.23	0.29	0.21	0.28	0.34	0.22

Table 7: Comparison of the bioethanol and gasoline life cycle with view to emissions as affected by the genotype and the crop production intensity of bioethanol production at the location Oberer Lindenhof

Species	Triticale cv. Modus			Rye cv. Farino		
Crop production intensity	High	Medium	Reduced	High	Medium	Reduced
Emissions	kg ha ⁻¹					
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ equivalents	-4013.14	-3038.51	-3626.45	-3551.24	-2818.75	-3268.92
SO ₂ equivalents	3.03	-1.28	1.60	3.73	-0.95	2.31
Σ of airborne nitrogen	2.25	0.16	1.56	2.40	0.22	1.73
SO ₂	-2.15	-1.67	-2.00	-1.81	-1.49	-1.69
NO _x	4.65	2.82	3.71	4.80	2.93	3.95
HCl	0.03	0.01	0.02	0.03	0.01	0.02
particulates	0.12	0.19	0.11	0.13	0.19	0.12
formaldehyde	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
benzol	0.03	0.02	0.03	0.03	0.02	0.03
N ₂ O	1.09	-0.47	0.66	1.12	-0.45	0.69
NMHC	0.24	0.33	0.21	0.28	0.35	0.25

Overall, as indicated by the negative values for the CO₂ equivalents, it can be concluded that bioethanol offers benefits for greenhouse gas emissions, which are addressing global warming: The maximum avoidance of CO₂ equivalents in case bioethanol substitutes for gasoline was observed with the triticale cv. Modus in high intensity production after a previous pea crop (4860 kg ha⁻¹). The lowest CO₂ equivalent avoiding potential (1594 kg ha⁻¹) was found with the wheat cv. Batis in minimum intensity cultivation after a previous grain crop. Data calculated at Oberer Lindenhof location were found to be in between this range (Tab. 7). The category acidification, which is determined by the SO₂ equivalents revealed as affected by production intensity, either favorable or unfavorable results for bioethanol: Both high and reduced production intensity increased the risk of acidification. Medium and minimum production intensity life cycles, however, decreased releases of SO₂ equivalents in comparison to gasoline (cf. Tables 5, 6 and 7). The adverse results with high and reduced intensity are explained by high NH₃ emissions due to the mineral nitrogen supply. Fortified by the applied weighing factor, NH₃ contributed importantly to the SO₂ equivalents. Medium and minimum intensity levels were not free of NH₃ emissions, but these were outweighed by the benefit made for stillage substituting for mineral fertilizers.

Eutrophication, which is determined as ‘sum of airborne nitrogen’, was always increased under the conditions at Oberer Lindenhof location (Tab. 9) as well as after

a preceding grain crop at the Ihinger Hof (Tables 5, 6). No substantial risk of eutrophication when bioethanol replaces gasoline was calculated with minimum or medium intensity life cycles after a previous pea crop. From the substances, which account for human or ecological toxicity merely SO_2 was emitted to lower extent when bioethanol substitutes for gasoline. All the other substances, i.e., NO_x , HCl, particulates, formaldehyde and benzol, in contrast, were released to an even greater amount in case bioethanol replaces gasoline fuel (Tables 5, 6 and 7).

Apart from particulate emissions in medium intensity levels, the additional toxic effects tend to decrease within declining intensity. However, according to the results, there is obviously an increased risk of human and ecological toxicity due to the substitution of gasoline by bioethanol. The same is the case for an additional photo smog formation, which results from increased NO_x and NMHC emissions out of the bioethanol life cycles in comparison to those of gasoline. Hence, the production and use of bioethanol from grain in place of gasoline obviously provides an increased risk of photochemical oxidant formation. Additional stratospheric ozone-depleting N_2O in the biogenic compared to the fossil life cycle is generated in high and reduced production intensity levels, which are the mineral fertilized treatments. Medium and minimum production intensity life cycles of bioethanol, in turn, resulted in N_2O reductions compared to the use of gasoline (Tables 5, 6 and 7). In general, the effect of the yield differences of the genotypes at the location Ihinger Hof with view to emission can be described as follows: In case bioethanol life cycles showed advantageous results against gasoline, the triticale cv. Modus showed improved results compared to the wheat cv. Batis. In case, however, data were disadvantageous for bioethanol, the wheat cv. Batis' results were less adverse compared to those of triticale, but the differences in favor of wheat remained comparatively small. The effect of the different previous crop conditions at the location Ihinger Hof is not that uniform, but detrimental effects were regularly lower after a previous pea compared to a preceding grain crop and vice versa when advantageous effects are concerned.

3.3 Fossil primary energy balance of straw and heating oil

Straw dry matter yields of the triticale cv. Modus ranged from 5.1 after a previous grain up to 8.9 t ha^{-1} after a previous pea crop (Tab. 8, top). Accordingly, the combustion energy, which results from multiplying the straw yield after subtracting 15% for the losses by 17.3 GJ per ton, varies from 74.7 up to 130.2 GJ ha^{-1} . Finally, a share of 84 % of the combustion energy is heat output (i.e., $62.7\text{--}109.4 \text{ GJ ha}^{-1}$). Before this heat is usable, fossil energy inputs due to straw supply and combustion are required, which sum up to $5.8\text{--}9.7 \text{ GJ ha}^{-1}$. Main fossil energy is consumed by electricity followed by the nutrient balance (Tab. 8, middle). Ash handling needed only minuscule energy input.

Table 8: Fossil primary energy balance of the straw and the heating oil life cycle and their comparison as affected by the previous crop and the crop production intensity of bioethanol grain production

Straw supplier	Triticale cv. Modus					
Previous crop	Pea			Grain		
Crop production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
straw dry weight (t ha ⁻¹)	8.86	7.87	7.98	8.06	5.19	5.08
combustion energy (GJ ha ⁻¹)	130.21	115.71	117.29	118.52	76.29	74.68
thermal energy output (GJ ha ⁻¹)	109.38	97.19	98.53	99.56	64.08	62.73
Fossil primary energy input	GJ ha ⁻¹					
Biogenic life cycle	Straw					
<i>Straw supply</i>						
collection, transport, storage ¹⁾	1.08	1.01	1.05	0.97	0.87	0.85
nutrient balance	2.22	1.97	2.00	2.02	1.30	1.27
<i>Straw combustion</i>						
straw transportation	0.42	0.37	0.38	0.39	0.25	0.25
electricity demand ²⁾	5.91	5.25	5.33	5.38	3.46	3.39
ash return or dumping	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01
Total	9.65	8.62	8.77	8.78	5.90	5.78
Fossil life cycle	Heating oil					
upstream chain of supply	13.86	12.32	12.49	12.62	8.12	7.95
electricity demand ²⁾	1.86	1.65	1.68	1.69	1.09	1.07
inherent combustion energy	122.90	109.21	110.70	111.86	72.00	70.48
Total	138.62	123.18	124.87	126.18	81.22	79.50
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
Net energy gain	-128.97	-114.55	-116.09	-117.40	-75.31	-73.72

1) machine work for nutrient substitution included 2) upstream chain of electricity included: each MJ of electricity represents 3.028 MJ of fossil energy

The major energy consumer in the life cycle of heating oil is the fossil energy demand in combustion itself, which amounts to 70.5-122.9 GJ ha⁻¹ at most. This inherent combustion energy denotes the energy that is needed in form of heating oil to provide equivalent heat output as with the combustion energy of straw. It is lower because of the different degree of efficiency in favor of the heating oil plant. Nevertheless, the total fossil energy inputs (i.e., 79.5-138.6 GJ ha⁻¹) for supplying equal amounts of heat with heating oil are up to 14 times higher compared to straw com-

bustion (i.e., 5.8-9.7 GJ ha⁻¹). Hence, the life cycle comparison (Tab. 8, bottom) reveals constantly negative values, which means – following the definition above – advantages for straw: The amount observed (73.7-129.0 GJ ha⁻¹) is the fossil energy that is preserved when straw substitutes for heating oil, or, again, it is the net energy gain per hectare. Interestingly, minimum production intensity crops after a previous pea crop conserved almost as much energy as high intensity ones after a previous grain crop. This is explained by similar straw dry matter yields ha⁻¹, although crop management was substantially different.

3.4 Emission balance of straw vs. heating oil

Table 9 presents the hectare-related emission balance of straw versus heating oil. The table is restricted to the differences between the two life cycles. The results are arranged according to the environmental categories given in Table 1.

Table 9: Comparison of the straw and heating oil life cycle with view to emissions as affected by the previous crop and the crop production intensity of bio-ethanol grain production

Straw supplier	Triticale cv. Modus					
Previous crop	Pea			Grain		
Crop production intensity	High	Medium	Minimum	High	Medium	Minimum
Emissions	kg ha ⁻¹					
Life cycle comparison	Difference (biogenic – fossil)					
CO ₂ equivalents	-9328.35	-8285.45	-8391.32	-8491.86	-5447.42	-5328.45
SO ₂ equivalents	13.09	11.66	11.83	11.90	7.81	7.64
Σ of airborne nitrogen	4.21	3.75	3.81	3.83	2.52	2.47
SO ₂	-1.05	-0.93	-0.94	-0.95	-0.60	-0.59
NO _x	13.84	12.34	12.53	12.59	8.29	8.12
HCl	5.05	4.49	4.55	4.60	2.96	2.90
dust & diesel particulates	0.12	0.11	0.11	0.10	0.08	0.08
formaldehyde	0.06	0.05	0.05	0.05	0.04	0.03
benzol	0.28	0.25	0.25	0.26	0.16	0.16
N ₂ O	1.09	0.97	0.98	0.99	0.64	0.62
NMHC	0.20	0.19	0.19	0.18	0.15	0.14

The results show clear advantages in favor of straw combustion with view to climate change. Straw burning conserves up to 9328 kilograms of CO₂ equivalents per hectare compared to heating oil. However, apart from a slightly diminished SO₂ emission, all the other substances show disadvantages of straw for substituting heat-

ing oil. This is expressed by the positive values resulting from the life cycle comparison (Tab. 9). The extent of the few positive and the several detrimental impacts is closely related to the cereal straw yield: The highest straw yield (8.9 t ha^{-1}) which is found with high production intensity after a previous pea crop is therefore linked to the highest CO_2 equivalent (9328 kg ha^{-1}) and SO_2 (1.05 kg ha^{-1}) avoiding potential compared to oil, but also to the most adverse impacts with view to the other emissions under consideration.

4. Discussion

Kaltschmitt et al. [4] resume that the most important criterion for the net energy gain and thus CO_2 equivalent reduction in comparison to fossil energy is the biomass yield per hectare and year. This is in good agreement with our results. The most favorable net energy gain (68.2 GJ ha^{-1}) and peak reduction of CO_2 equivalents (4.9 t ha^{-1}) resulted in fact from the treatment with the highest grain (9.1 t ha^{-1}) and bioethanol yield (4203 L ha^{-1}). These results were achieved by the triticale cv. Modus cultivated with high intensity after a previous pea crop at the location Ihinger Hof. That maximum net energy gain is about twice the net energy gain calculated by Wagner [25] for oil-seed rape when coproducts of rape esterification are not included. Moreover, the mentioned CO_2 equivalent avoidance is in good agreement with results of Radtke [14] using the same methodology as applied here, but with ethanol from sugar beets.

However, consideration of other than those peak results allows modifying the conclusion. At the location Oberer Lindenhof e.g., both the triticale cv. Modus and the rye cv. Farino show differences with view to energy preservation and emission reduction per hectare although almost equivalent grain yields were obtained. This is explained by improved fermentation quality, which increased the bioethanol conversion per unit weight in favor of triticale grain resulting in superior bioethanol yields. Thus, there is no clue to assume that grain yield equivalence even under identical growing conditions is synonymous to net energy or emission equivalence in particular when grain material of different cereal species is processed. But, the reverse conclusion that grain and hence bioethanol yield differences result in different emission patterns is also not mandatory. This is well illustrated by comparing e.g. the minimum intensity life cycle of the triticale cv. Modus and the high intensity life cycle of the wheat cv. Batis both after a previous pea crop: They reduced emission of CO_2 equivalents per hectare to almost the same extent (3.83 vs. 3.89 t ha^{-1}) although the wheat yielded 1.45 t ha^{-1} more grain and saved about 5.37 GJ ha^{-1} more fossil energy than triticale. These advantages were accompanied by clear disadvantages in the categories acidification and eutrophication, which remained considerably lower in the life cycle of the triticale cv. Modus.

How much energy and emission patterns are affected by the interaction of genotype, crop production intensity and site-related growing conditions is pointed out by comparing the minimum intensity life cycle of, again, the triticale cv. Modus

after a previous pea crop and the high intensity life cycle of the wheat cv. Batis after a previous grain crop both on Ihinger Hof: The grain yields (6.2 vs. 6.6 t ha^{-1}) and the bioethanol yields (2892 vs. 2873 L ha^{-1}) were virtually equivalent. However, the triticale life cycle revealed – by far – more favorable results with view to all the parameters under investigation: Triticale had a superior net energy gain, a larger reduction of CO_2 equivalents, a reduced risk of acidification, eutrophication and ozone depletion – while the wheat's life cycle showed even converse effects – as well as less adverse results regarding toxicity and photo smog formation.

According to these examples, it is to conclude that the 'yield' is one parameter which influences biofuel life cycles with view to energy and emissions, but not the exclusive and apparently not the most important one. The other parameters that need also to be considered are: the natural growing conditions, the crop production intensity level and the genotype characteristics, respectively the interactions of these parameters. That allows for the following somewhat overall conclusion: The calculations prove that appropriate crop management can have crucial effects when renewable and non-renewable life cycles are analyzed and compared.

It is common knowledge that mineral fertilizer nitrogen dominates the fossil energy input and thus the greenhouse gas formation in crop husbandry. Thus, both the residues of previous legume crops or grain stillage were introduced for energy and, hence, emission saving purposes. Including a previous pea crop resulted in slightly diminished energy input in grain production. However, due to increased grain yields, which required increased expenditures in conversion, the total energy input on a per hectare basis did not differ much or was even increased after a previous pea compared to a previous grain crop. Nevertheless, the most favorable results with regard to the net energy gain (68.2 GJ ha^{-1}) and the CO_2 equivalence avoidance (4.9 t ha^{-1}) in comparison to gasoline fuel resulted with crops grown after a previous pea crop (cf. Fig 1, Tab. 5).

The difference in favor of the growing conditions after a previous pea crop even increased with declining intensity levels. With respect to the other emissions or environmental categories under investigation (e.g., acidification, eutrophication or toxicity) the clear favorable effect of bioethanol grain production after a previous pea compared to a previous grain crop as well as in comparison to gasoline disappeared. With the exception of total nitrogen emission, similar emission patterns occurred after both a previous pea and a previous grain crop. The scope to improve emission behavior of bioethanol life cycles in comparison to gasoline by modifying grain cultivation methods is obviously limited, or the aims are conflicting, respectively: Apparently, it seems not possible to optimize the net energy gain and hence the CO_2 equivalence avoidance per hectare by improving the grain yield performance and, in parallel, decline the risk of acidification, eutrophication, ozone depletion or toxicity.

The net energy gains in medium intensity life cycles with stillage manuring remained constantly lower compared to high or reduced intensity levels with mineral nitrogen fertilization due to poorer grain yields produced per hectare. Hence, the CO₂ equivalent prevention declined as well. However, this decrease was rather modest in relation to the comparatively large grain yield differences between medium and high production intensity levels, particularly at the locating Ihinger Hof. Each additional unit of mineral nitrogen fertilizer obviously reduces the efficiency of carbon dioxide reduction. Thus, stillage-manuring practice in bioethanol grain production obtains as acceptable compromise between emission avoidance and net energy gain losses with the side effect of recycling bioethanol-processing residues.

About half of the cereal biomass produced per hectare is straw. This large share of transformed solar radiation makes straw suitable for energy use instead of leaving it for decomposition. Life cycle analyses based on straw yield data of the triticale cv. Modus proved that straw combustion for heat production results in considerable preservation of fossil energy: Net energy gains of 129 GJ ha⁻¹ in maximum were obtained when straw substitutes for heating oil, the reference fossil fuel. Together with the most favorable net energy gain obtained with bioethanol, maximum total fossil energy preservation per hectare of approximately 200 GJ ha⁻¹ was calculated. Thus, from an energy point of view, straw contributes to about two thirds of the total net energy gain per hectare, while bioethanol shares another third. Even the least productive straw option, which was obtained in minimum intensity cultivation after a previous grain crop, outweighed the most favorable bioethanol procedure with respect to the net energy gain. This is because energy intensive conversion procedures as done in the grain-to-ethanol life cycle are not needed in straw combustion. This raises the question whether it is reasonable to produce bioethanol from grain, since the energy gain per unit of area is not maximized that way. From our perspective it is, because to penetrate today's transportation energy market needs liquid rather than solid fuels. Closely and positively linked to the height of the net energy gain per hectare is the CO₂ equivalent avoiding potential, which addresses global warming. Hence, the option with the highest net energy gain per hectare, including straw combustion, amounted to over 14 t ha⁻¹ of avoided CO₂ equivalents.

However, there are undisputable environmentally adverse effects of straw combustion with respect to acidification, eutrophication and human health caused by additional emissions of SO₂ equivalents, nitrogen oxides or hydrogen chloride. Obviously, these are primarily affected by the chemical composition of straw rather than by crop husbandry, since they even occurred on minimum production intensity levels. Lewandowski et al. [26], who experimented on cereals for whole crop combustion, indeed report that the emission of SO₂ equivalents for example, is largely influenced by the content of nitrogen, chlorine and sulphur in the biomass. They proved that the type of cereal species and the nitrogen fertilizer regime can modify

the chemical composition with the effect of less SO₂ equivalent emission. Thus, if most emissions result from straw combustion rather than from the pre-chain of supply, modern flue-gas cleaning equipment can contribute to further emission reductions. Consequently, by-product straw combustion can be a feasible approach of substituting fossil energy due to high net energy gains.

Acknowledgement

This research is funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft 

References

- [1] Browne, J. Let's get real about climate change. Report. Die Welt 2000, May 18, p.36
- [2] Tao, B. Plant oils as a potential petroleum substitute. CSA News: Newsl. of the Crop Sci. Soc. of America, the Soil Sci. Soc. of America & the American Soc. of Agron. 2000, 45,9: p.21
- [3] Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. Improving the energy balance of bioethanol production from winter cereals: the effect of crop production intensity. Applied Energy 2001, 68,1: 51-67
- [4] Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., Stelzer, T. Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects. Biomass Bioenergy 1997, 12,2: 121-134
- [5] Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., (eds.) Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verl., Braunschweig/Wiesbaden, 1997
- [6] Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., van Zeijts, H. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final report. Europ. Commission 1997
- [7] Gaillard, G., Crettaz, P., Hausherr, J. Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau. Schriftenreihe der Eidgen. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft u. Landtechnik 1997, 46, Tänikon, Schweiz
- [8] Patyk, A., Reinhardt, G. A. Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verl., Braunschweig/Wiesbaden, 1997
- [9] Schlamadinger, B., Apps, M., Bohlin, F., Gustavson, L., Jungmeier, G., Marland, G., Pingoud, K., Savolainen, I. Towards a standard methodology for greenhouse gas balances of bioenergy systems in comparison with fossil energy systems. Biomass Bioenergy 1997, 13,6: 359-375
- [10] VDI. Cumulative energy demand, terms, methods, definitions, methods of calculation. VDI Guideline No. 4600, Düsseldorf, 1997
- [11] Wolfensberger U., Dinkel, F. Beurteilung nachwachsender Rohstoffe in der Schweiz in den Jahren 1993-1996. FAT, Tänikon & Carbotech, Basel, Schweiz, 1997

-
- [12] Geier U., Friebe, B., Haas, G., Molkenhuth, V., Köpke U. Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft. Gutachten. Inst. f. Organischen Landbau, Universität Bonn. Verl. Köster, Berlin, 1998
- [13] Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. A. Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Vieweg Verl., Braunschweig/Wiesbaden, 1999
- [14] Radtke, J. Produktökobilanz von Bioenergieträgern am Beispiel ausgewählter Energie- und Emissionsbilanzen annueller und perennierender Energiepflanzen. Diss. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1999
- [15] Stelzer, T. Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen – Lebensweganalysen und Umweltwirkungen. Forschungsbericht des Inst. f. Energiewirtsch. & rationelle Energieanwend. Nr. 57, Universität Stuttgart, 1999
- [16] Reinhardt, G. A., Zemanek, G. Ökobilanz Bioenergieträger – Basisdaten, Ergebnisse und Bewertungen. E. Schmidt Verl., Berlin, 2000
- [17] Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. J. Agron. Crop Sci. 2000, 185,1: 55-65
- [18] Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. Bioethanol from grain vs. gasoline: Life cycle analyses of winter triticale grown at different crop production intensity levels. Biomass Bioenergy 2000. Under review
- [19] KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Betriebsplanung 1999/2000. 16. Aufl., Landwirtschaftsverlag, Münster, 1999
- [20] Fruchtenicht, K., Heyn, J., Kuhlmann H., Laurenz, L., Müller, S. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen (ed.) 12. Aufl., Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup: 254-295
- [21] Pieper, H.J., Bohner, K. Energiebedarf, Energiekosten und Wirtschaftlichkeit verschiedener Alkoholproduktionsverfahren unter besonderer Berücksichtigung des Schlempe-Recyclingverfahrens (SRV). Branntweinwirtsch. 1985, 125: 286-293
- [22] Gutser, R. Stickstoffumsatz, Lagerverhalten und optimale Verwertung von Schlempe auf landwirtschaftlichen Flächen. Branntweinwirtsch. 1998, 138: 2-6
- [23] Schäfer, V., Aufhammer, W., Kübler, E., Pieper, H.J., Senn, T. Energiebilanzen zur Produktion und Verarbeitung des Kornguts von Wintertriticale und Winterweizen zu Bioethanol. Pflanzenbauwiss. 1997, 1,3: 133-141
- [24] Strehler, A. Aufbereitung und Verfeuerung von Biomasse als Festbrennstoff. In: Flaig, H. & Mohr, H. (eds.): Energie aus Biomasse – Eine Chance für die Landwirtschaft. Springer Verlag, Berlin, 1993
- [25] Wäagner, W. Vergleich der Leistungsfähigkeit der Stickstoffnutzungseffizienz öltreicher Körnerfruchtarten (Wintertraps, Öllein, Sonnenblume) in Abhängigkeit von der Anbauintensität. Diss. Universität Hohenheim, 1998

- [26] Lewandowski I., Bohn, A., Kaltschmitt, M., Weinrebe, G. Ökobilanzen einer Wärmebereitstellung aus Getreideganzpflanzen: Einfluß von Getreideart und Stickstoff-Düngung an zwei Standorten. Pflanzenbauwiss. 2000, 4,1: 15-25

E. Zusammenführende Diskussion

1. Zusammenfassung der Ergebnisse

Nachstehend werden die in den vorangegangenen Publikationen im Einzelnen dargelegten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

1.1 Ergebnisse der Rohstoffproduktion

Die Produktion maximaler Korntrockenmassen ha^{-1} setzte standort/vorfrucht-bezogen eine hohe Anbauintensität voraus (Rosenberger et al. 2000). Die bei mittlerer Anbauintensität realisierten Kornerträge ordnen sich demgegenüber oberhalb minimaler und unterhalb hoher und reduzierter Anbauintensität ein. Bestände, die am Standort Ihinger Hof nach Vorfrucht Erbse und nach Vorfrucht Getreide jeweils unter hoher Anbauintensität aufwuchsen, zeigten nur geringe Unterschiede im Kornertrag ha^{-1} . Dem stehen die mit abnehmender Anbauintensität zunehmenden Kornertragsdifferenzen zum Vorteil der Aufwuchsbedingungen nach Vorfrucht Erbse gegenüber. Im Mittel produzierten die Bestände der Triticalesorte Modus am Standort Ihinger Hof im Vergleich der Arten/Sorten mit Erträgen in Höhe von 52–88 dt ha^{-1} die höchsten intensitätsspezifischen Korntrockenmassen. Die Bestände der Weizensorte Batis bildeten mit 40–71 dt ha^{-1} das diesbezügliche Schlußlicht, wobei auf abnehmende Anbauintensität die Roggensorte Farino mit den höchsten relativen Ertragseinbußen reagierte. Die Getreidearten/sorten standen unter anderem mit den natürlichen Aufwuchsbedingungen in ertragsrelevanter Wechselbeziehung. Die Höhe der Bioethanolausbeute dt^{-1} Rohstoff hing vorrangig von der Art des Kornguts und damit von der Getreideart/sorte ab. Effekte der Aufwuchsbedingungen und der Anbauintensitäten auf die Bioethanolausbeute blieben demgegenüber quantitativ gering. Aus Korngut der Triticalesorte Modus wurden im Mittel 46 L Bioethanol dt^{-1} gewonnen, gefolgt von der Weizensorte Batis mit knapp 45 L dt^{-1} . Das Korngut der Roggensorte Farino lieferte mit rund 43 L dt^{-1} die niedrigste Bioethanolausbeute im Vergleich der angebauten Arten/Sorten. Da sich die Variation des Bioethanolertrags ha^{-1} zu 98 % aus der Veränderung der Korntrockenmasse ha^{-1} erklärte, resultierten auf den Bioethanolertrag weitgehend dieselben Effekte wie auf den Kornertrag. Die Bioethanolerträge rangierten in Abhängigkeit von der Anbauintensität und der Art/Sorte zwischen 1822–4022 L ha^{-1} . Die am Standort Oberer Lindenhof im Durchschnitt mit der Triticalesorte Modus und der Roggensorte Farino produzierten Bioethanolerträge ha^{-1} ordnen sich in der Regel unterhalb ihrer am Standort Ihinger Hof erzielten Resultate ein, sie sind allerdings den intensitätsspezifischen Bioethanolerträgen ha^{-1} der Weizensorte Batis gegenüberstellbar.

1.2 Ergebnisse der Energiebilanz

Die auf der Basis der Rohstoffproduktion und –konversion kalkulierten Energiebilanzen waren durchgehend positiv. Unter den Aufwuchsbedingungen am Standort

Ihinger Hof nahmen der Energieaufwand ha^{-1} , der Energieertrag ha^{-1} und der Energiegewinn ha^{-1} von minimaler über mittlere zu hoher Anbauintensität zu (Rosenberger et al. 2001a). Am Standort Oberer Lindenhof stiegen der Energieaufwand ha^{-1} , der Energieertrag und der Energiegewinn ha^{-1} von mittlerer über reduzierte zu hoher Anbauintensität an. Zunehmenden Energiegewinnen stehen abnehmende Output/Input Relationen gegenüber. Die Energiegewinne in Form von Bioethanol, die Nebenprodukte nicht berücksichtigt, rangierten zwischen rund 17 und 56 GJ ha^{-1} . Die Output/Input Relationen variierten von 2,24–3,07:1. Bezogen auf Bioethanol, lieferten die Bestände der Triticalesorte Modus im Arten/Sortenvergleich die höchsten intensitätsspezifischen Energiegewinne ha^{-1} und besaßen zugleich die weitesten Output/Input Relationen. Wobei der Energiemehrgewinn der Triticalesorte Modus am Oberen Lindenhof im Vergleich zur Roggensorte Farino jedoch verhältnismäßig gering blieb. Einbezüglich des Energieaufwandes der Konversion bedeutete der Einbezug der Vorfrucht Erbse als alternative N-Quelle keine Energieeinsparung im Vergleich zur Getreidevorfrucht, sondern – kornetragszuwachsbedingt – mit abnehmender Anbauintensität einen zunehmenden Energieaufwand ha^{-1} . Dennoch wurden die höchsten intensitäts- sowie arten/sortenspezifischen Energiegewinne und weitesten Output/Input Relationen nach einer Vorfrucht Erbse kalkuliert. Mit den bei mittlerer Anbauintensität angebauten Beständen ermäßigte sich der fossile Energieaufwand ha^{-1} gegenüber Beständen hoher und reduzierter Anbauintensität beträchtlich. Im Vergleich hierzu, lagen die absoluten Energiegewinne ha^{-1} bei mittlerer Anbauintensität auf relativ niedrigem Niveau, dem stehen erweiterte Output/Input Relationen gegenüber. Die Berücksichtigung des kalkulatorischen Düngewerts der Schlempe und der Verbrennungsenergie des Stroh erhöhte die Energiegewinne auf 63 bis maximal 207 GJ ha^{-1} , die Output/Input Relationen stiegen auf bis zu 9,2:1 an.

1.3 Ergebnisse der Kostenkalkulation

Die Kosten der Rohstoffproduktion beliefen sich in Abhängigkeit von den Aufwuchsbedingungen, der angebauten Getreideart/sorte und der aufgewandten Anbauintensität auf 851–1514 DM ha^{-1} (Rosenberger et al. 2001b). Einbezüglich der kornetragsabhängigen Kosten der Konversion resultierten Gesamtkosten von 1409–2983 DM ha^{-1} und damit Beträge von 0,70–1,27 DM L^{-1} Bioethanol. Die geringsten intensitätsspezifischen Gesamtkosten L^{-1} Bioethanol wurden unter den geprüften Bedingungen mit Beständen der Triticalesorte Modus kalkuliert, die nach Vorfrucht Erbse aufwuchsen. Zwar wurde hier bei hoher Anbauintensität mit knapp 3000 DM ha^{-1} der höchste Gesamtkostenaufwand kalkuliert, dividiert durch den damit produzierten Bioethanolertrag ha^{-1} resultierten mit 0,71 DM jedoch die zweitniedrigsten Gesamtkosten L^{-1} Bioethanol. Derselbe Betrag wurde mit der Triticalesorte Modus auch unter reduzierter Anbauintensität am Standort Oberer Lindenhof errechnet – bei nahezu 750 DM geringeren Gesamtkosten ha^{-1} . Die Bioetha-

nolerzeugung durch die am Standort Oberer Lindenhof angebaute Roggensorte Farino und die Triticalesorte Modus war mit intensitätsspezifischen Kosten von 0,71–1,03 DM L⁻¹ Bioethanol zumeist günstiger, als mit entsprechenden Beständen der Weizensorte Batis am Standort Ihinger Hof. Die Rohstoffproduktionskosten ha⁻¹ stiegen in der Reihenfolge der Anbauintensität von minimal < reduziert < hoch < mittel an. Der Anbau einer Getreideart/sorte bei mittlerer Anbauintensität war damit stets die kostspieligste Variante der Korngutproduktion. Einbezüglich der Konversion wurden auf der Basis dieses Verfahrens Gesamtkosten von bis zu 1,27 DM L⁻¹ Bioethanol kalkuliert.

1.4 Ergebnisse der Ökobilanz

Die Analyse der Umweltrelevanz von Bioethanol beruht auf der Ökobilanzmethode. Hierbei stand den Lebenswegen von Bioethanol der entsprechende Lebensweg von Ottokraftstoff als die zu substituierende fossile Referenz gegenüber (Rosenberger et al. 2001c,d). Jeder der für Bioethanol analysierten Lebenswege führte gegenüber Ottotreibstoff, jeweils bezogen auf das Angebot identischer Mengen an Nutzenergie, zur Einsparung fossiler Primärenergie und zu einer verringerten Emission klimarelevanter CO₂ Äquivalente, darunter fallen CO₂, CH₄ und N₂O. Das Ausmaß der Primärenergieeinsparung ha⁻¹ durch Bioethanol relativ zu Ottokraftstoff variierte in Abhängigkeit von den Aufwuchsbedingungen, der Anbauintensität und der Getreideart/sorte zwischen 21–68 GJ ha⁻¹. Die Vermeidung von CO₂ Äquivalenten rangierte zwischen 1,6–4,9 t ha⁻¹. Die Maxima resultierten mit Beständen der Triticalesorte Modus, die bei hoher Anbauintensität nach Vorfrucht Erbse aufgewachsen waren. Das Nebenprodukt Schlempe ist hierin auf der Basis des Düngerwerts bereits mitberücksichtigt. Einbezüglich der Verbrennungsbilanz des Nebenprodukts Stroh relativ zur fossilen Referenz Heizöl wurden mit der Triticalesorte Modus maximal knapp 200 GJ ha⁻¹ an fossiler Primärenergie eingespart und etwa 14,4 t ha⁻¹ klimarelevante CO₂ Äquivalente vermieden. Teils ungünstiger als die jeweilige fossile Referenz schnitten Bioethanol und Stroh in den Umweltwirkungskategorien Versauerungspotential, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität, Ozonabbau sowie Photooxidantienbildung ab. Die Art und der Umfang der Schlechterstellung relativ zur jeweiligen fossilen Bezugsbasis war für Bioethanol in höherem Maße mit von den Aufwuchsbedingungen und der Anbauintensität beeinflusst als in den für Stroh analysierten Lebenswegen.

2. Abschlußdiskussion und Schlußfolgerungen

Die Diskussion antwortet auf die eingangs gestellten Fragen. Zunächst wird auf den Kornertrag der Getreidearten/sorten, ihre Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag eingegangen, um anschließend die Ertragsrelevanz der Substitution von mineralischem Dünger-N zu klären. Danach werden die Zusammenhänge zwischen der Rohstoffproduktion und der Bewertung von Bioethanol aus energetischer, ökonomischer und ökologischer Sicht beleuchtet. Im Anschluß stehen die Nebenprodukte Schlempe und Stroh im Mittelpunkt. Ein Blick in eine mögliche Zukunft der Bioethanolerzeugung aus Getreidekorngut schließt die Diskussion ab.

2.1 Effekte der Aufwuchsbedingungen und der Anbauintensitäten auf den Kornertrag, die Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag der Getreidearten/sorten

2.1.1 Kornertrag

Die in Tabelle 2.1.1 dargestellten Kornerträge dokumentieren die Gegenwart korn-ertragsrelevanter Interaktionen der Getreidearten/sorten mit den natürlichen Aufwuchsbedingungen. Die stärkste Ertragsreaktion an ein und demselben Standort auf wechselnde Vorfruchtbedingungen trat im Mittel der Versuchsjahre und der Anbauintensitäten bei der Weizensorte Batis auf, gefolgt von der Triticalesorte Modus, die auf höherem Niveau unwesentlich schwächer reagierte. Das Ertragsverhalten der Roggensorte Farino blieb von der Vorfruchtänderung unbeeinflusst. Demgegenüber stand im Mittel der Vorfruchtbedingungen und der Anbauintensitäten keine der Arten/Sorten mit den Versuchsperioden in ertragsrelevanter Wechselbeziehung – ein für mehrjährige Feldversuche ungewöhnliches Ergebnis (Tab. 2.1.1, unten).

Tab. 2.1.1: Korntrockenmasse (dt ha^{-1}) in Abhängigkeit von der Interaktion Art/Sorte $\times$ Vorfrucht und Art/Sorte $\times$ Versuchsjahr; (Standort Ihinger Hof, gemittelt s.Text)

Art/Sorte	Weizen cv. Batis	Roggen cv. Farino	Triticale cv. Modus	GD _{5%}
Vorfrucht Erbse	62,9	63,9	76,4	6,9
Vorfrucht Getreide	45,1	63,3	61,8	
Versuchsjahr 1996/97	53,7	62,9	68,6	n.s.
Versuchsjahr 1997/98	54,3	64,3	69,6	

Ertragsrelevante Interaktionseffekte der Getreidearten/sorten mit den Aufwuchsbedingungen sowie die Abwesenheit korn-ertragsrelevanter Interaktionen mit der Jahreswitterung traten gleichermaßen bei der gemeinsam an Ihinger Hof und Oberem Lindenhof geprüften Variation auf (Rosenberger et al. 2000). Untersuchungen zu Vorfrucht-Nachfrucht Wirkungen finden sich zahlreich in der Literatur (Heinzmann

1981, McEwen et al. 1989, Francis et al. 1994, Pagel 1994, Panse et al. 1995, Kaul und Kübler 1998, Christen und Sieling 1998, Biesantz et al. 1999), solche, die Effekte auf artverschiedene Getreidenachfrüchte nachweisen, sind nicht darunter. Allerdings ist der gezeigte Vorfruchteffekt nicht vom Einfluß der standort/vorfruchtbezogenen Anbauintensität zu trennen.

Den vorgelegten Resultaten folgend, ist die Ausnutzung des Kornertragspotentials eines gegebenen Standorts eng an die Auswahl von geeigneten, an den Standort und die Schlagvorgeschichte adaptierten Getreidearten/sorten gekoppelt. Dies ergänzt die von Schäfer (1995) ausschließlich für den Standort getroffene Aussage. Dem entspricht, daß einer bestimmten Getreideart/sorte solche Aufwuchsbedingungen anzubieten sind, die die weitestmögliche Ausschöpfung des genetisch fixierten Ertragspotentials gestatten. In der Regel werden hierzu die natürlichen durch zugeführte Wachstumsfaktoren, soweit möglich, ersetzt und/oder ergänzt, sowie Schadfaktoren kontrolliert. Wie die ertragsrelevanten Interaktionen der Getreidearten/sorten mit den Anbauintensitäten zeigen, setzten die angebauten Arten/Sorten in unterschiedlichem Ausmaß ein und dieselben Wachstumsfaktoren in Kornertrag um (Rosenberger et al. 2000).

Mit der Weizensorte Batis waren die Bedingungen für die Ausschöpfung des genetischen und des standort/vorfruchtbezogenen Ertragspotentials im Vergleich der angebauten Arten/Sorten am wenigsten erfüllt. Offenbar waren weder ihre Bedürfnisse an den Standort/Vorfrucht noch an die Bestandesführung hinreichend erfüllt. Bestätigend berichten Fischbeck und Dennert (1998), daß unter ihren Aufwuchsbedingungen nach Vorfrucht Winterraps die Weizensorte Batis zu Kornerträgen von 111 dt ha^{-1} (86 % TM) imstande war. Damit wäre sie der Triticalesorte Modus bei hoher Anbauintensität ebenbürtig gewesen.

In Bezug auf den Kornertrag ha^{-1} zeigten hingegen die Roggensorte Farino und die Triticalesorte Modus weder nach Vorfrucht Getreide am Standort Ihinger Hof noch am Oberen Lindenhof, Unterschiede in der standortbezogenen Eignung für die Bioethanolrohstoffproduktion. Fraglos war dahingegen die Triticalesorte Modus am besten geeignet, um die nach Vorfrucht Erbse angebotenen Wachstumsfaktoren in nutzbare Korntrockenmasse zu transformieren. Zusammenfassend sind demnach solche Getreidearten/sorten zur Produktion von Bioethanolrohstoffen gefragt, die gleichermaßen eine hohe Standort/Vorfruchteignung mit einer kornertragseffizienten Ausnutzung aller eingesetzten Produktionsmittel vereinen.

2.1.2 Bioethanolausbeute

Auf die Bioethanolausbeute dt^{-1} Korngut wurde eine Vielzahl an Haupt- und Wechselwirkungen der Versuchsfaktoren nachgewiesen (Rosenberger et al. 2000). Hierbei traten ausbeuterelevante Interaktionen der Arten/Sorten mit den Anbauintensitäten auf, die im Falle der Triticalesorte Modus zu intensitätsspezifischen Ausbeutedifferenzen von bis zu einem Liter Bioethanol dt^{-1} Korngut führten. Im Mittel

blieben aber sowohl die intensitätsbedingten Effekte, als auch der Einflüsse der natürlichen Aufwuchsbedingungen quantitativ vergleichsweise gering.

Den weitaus höchsten Beitrag zu Erklärung der Gesamtvarianz der Bioethanolausbeute leistete der Faktor Getreideart/sorte (Rosenberger et al. 2000). Dem stehen Befunde von Schäfer (1995) und Aufhammer et al. (1994) gegenüber, wonach der Faktor Art/Sorte im Vergleich aller Varianzursachen gleich- oder nachrangig war. Da die verwendeten Fremdenzympräparate nach Untersuchungen von Pieper und Thomas (1989) nachweislich maximale Bioethanolausbeuten aus Korngut gewährleisten, gehen demzufolge die Unterschiede in der Bioethanolausbeute zum größten Teil auf den arten- bzw. sortenspezifischen Gehalt an vergärbare Substanz zurück. Die ausbeuterelevante Kornqualität der Roggensorte Farino ordnet sich hierbei gleichermaßen unterhalb der Weizensorte Batis und der Triticalesorte Modus ein. Ursache dürfte der im Vergleich der Getreidearten zu Lasten der Stärke höhere Anteil unvergärbare Pentosane im Roggenkorn gewesen sein (Quadt 1994). Die Triticalesorte Modus fügt sich Befunden ein, wonach diese Getreideart eine besonders hohe ausbeuterelevante Kornqualität aufweist (Karpenstein-Machan et al. 1994, Schäfer 1995, Treu 1999).

Rohstoffproduktionstechnisch betrachtet, sind die vorliegenden Resultate als ein Erfolg der auf die Akkumulation von Stärke im Korngut ausgerichteten Anbauverfahren zu verstehen. Denn offensichtlich ist es gelungen, den mit der Anbauintensivierung verbundenen Verlust an Bioethanolausbeute durch invers zum Kornstärkegehalt ansteigende Proteingehalte (Käßer 1994, Schäfer 1995) zwar nicht vollständig, so doch in der Summe weitgehend auszuschalten. Dies modifiziert Befunde, wonach die Anbauintensivierung, und hier speziell das Anheben der N-Dosis, im Konflikt steht zwischen der Kornertragszunahme und der Verminderung der Bioethanolausbeute dt^{-1} Rohstoff (Aufhammer et al. 1996a).

Den vorliegenden Daten folgend, besteht somit kein Anlaß, unter der Voraussetzung einer auf die Stärkeeinlagerung ausgerichteten Rohstoffproduktion, mit Rücksicht auf die Bioethanolausbeute von vorneherein auf den intensivierungsbedingten Zuwachs an Kornertrag zu verzichten. Wobei ausbeuterelevante Interaktionen zwischen Vorfrucht und Anbauintensität am Standort Ihinger Hof als Hinweis zu werten sind, daß nach Vorfrucht Getreide noch Spielräume für die Optimierung der Rohstoffproduktion bestehen, da die Ausbeuteverluste im Vergleich zur Vorfrucht Erbse im Mittel bis zu einem Liter Bioethanol dt^{-1} Korngut betrugen (Rosenberger et al. 2000). Dies aber nur, sofern neben dem Kornproteingehalt nicht andere Ursachen, wie etwa veränderte Polymerisationsgrade der Stärke, für die Ausbeutedifferenzen mitverantwortlich waren (Schäfer 1995). Aus Korngut von nach Vorfrucht Erbse aufgewachsenen Beständen resultierten gegenüber nach Vorfrucht Getreide geerntetem Kornpartien intensitätsspezifische Mehrausbeuten von im Mittel der Arten/Sorten zwischen 0,3–1,0 L Bioethanol dt^{-1} (Rosenberger et al. 2000). Mit Sicherheit kamen diesbezüglich Verdünnungseffekte (Feil 1998) auf die Kornprote-

infraktionen in Folge der hohen Kornertragswirksamkeit des nach Vorfrucht Erbse freigesetzten N zum Tragen. Da sich N-Nachlieferungen aus organischen Quellen im Allgemeinen einer direkten Einflußnahme entziehen, spricht auch dieses Resultat für den Erfolg der Produktionstechnik, die der potentiellen N-Nachlieferung aus dem Boden durch die Ausrichtung des N-Düngerangebots Rechnung trug und dadurch ausbeutemindernde Kornproteinzunahmen offenbar wirksam verhindert werden konnten. Ebenso wenig wie der Einbezug der Leguminosenvorfrüchte, bedeutete der bei mittlerer Anbauintensität verabreichte Schlempe-N gegenüber der mineralischen N-Düngung ein erhöhtes Verlustrisiko bezüglich der Bioethanolausbeute. Wobei dies im Gegensatz zur Ertragsrelevanz der Leguminosenvorfrüchte aber gewiß mit daran lag, daß der Schlempestickstoff schlicht nicht in kornprotein-erhöhenden und damit ausbeutemindernden Ausmaßen pflanzenverfügbar war. Resümierend besteht damit hinsichtlich der ausbeuterelevanten Kornqualität kein Grund, organische N-Quellen aus der N-Ernährung von Bioethanolgetreide auszuschließen. Einschränkend ist allerdings anzumerken, daß sich unter anderen als den hier geprüften Bedingungen veränderte Befunde ergeben können.

2.1.3 Bioethanolertrag

Der Bioethanolertrag ha^{-1} führt den Kornertrag und die Bioethanolausbeute multiplikativ zusammen und bildet damit die zentrale rohstoffproduktionstechnische Zielgröße. Übereinstimmend mit Befunden von Aufhammer et al. (1993) und Schäfer (1995) bestand zwischen dem Kornertrag ha^{-1} und dem Bioethanolertrag ha^{-1} eine hoch positive Korrelation (Rosenberger et al. 2000). Insofern ergänzen die nachfolgenden Ausführungen die bereits aus Abschnitt 2.1.1 bekannten Befunde.

Wie der Tabelle 2.1.3 zu entnehmen ist, büßt die Roggensorte Farino bezüglich des Bioethanolertrags ha^{-1} als geeigneter Bioethanolrohstoff gegenüber der Weizensorte Batis, aber vor allem gegenüber der Triticalesorte Modus an relativer Vorzüglichkeit ein. Auslöser hierfür ist die bereits angesprochene, im Vergleich der Arten/Sorten herabgesetzte Bioethanolausbeute aus Roggenkorngut.

Vorbehaltlich der Tatsache, daß die dargestellten Ergebnisse lediglich für die geprüften Arten/Sorten Gültigkeit besitzen, lassen sich bezüglich des Bioethanolertrags ha^{-1} folgende Schlüsse ziehen: Bei Vorliegen von standort/vorfruchtbezogener Kornertragsgleichheit, ist diejenige Art/Sorte für den Anbau vorzuziehen, die eine höhere Bioethanolausbeute zuläßt. Gravierende Kornmindererträge, wie sie mit der Weizensorte Batis nach Vorfrucht Getreide auftraten, sind durch eine hohe Bioethanolausbeute keinesfalls kompensierbar. Die Triticalesorte Modus vereinigte hohe Kornertragsleistungen mit einer im Arten/Sortenvergleich überragenden Bioethanolausbeute. Sie ermöglichte daher unter den geprüften Bedingungen die höchsten Bioethanolerträge ha^{-1} . Zusammenfassend zeigen die Resultate somit, daß die Sicherstellung hoher Bioethanolerträge ha^{-1} gleichermaßen einen hohen Kornertrag

ha⁻¹ und damit eine standort/vorfruchtbezogene hohe Anbauintensität *und* eine hohe Bioethanolausbeute dt⁻¹ Rohstoff erfordert.

Tab. 2.1.3: Bioethanolertrag (L ha⁻¹) in Abhängigkeit von der Interaktion Art/Sorte x Vorfrucht, (Standort Ihinger Hof, oben) und Art/Sorte x Standort/Vorfrucht, (Standorte Ihinger Hof und Oberer Lindenhof, unten); (Im Mittel der Anbauintensitäten und der Versuchsjahre)

Art/Sorte	Weizen cv. Batis	Roggen cv. Farino	Triticale cv. Modus	GD _{5%}
Ihinger Hof				
Vorfrucht Erbse	2856	2747	3534	309
Vorfrucht Getreide	1984	2701	2819	
	Ihinger Hof	Ihinger Hof	Oberer Lindenhof	
	Vorfrucht Erbse	Vorfrucht Getreide	Vorfrucht Klee gras	
Roggen cv. Farino	3010	3005	2916	199
Triticale cv. Modus	3774	3210	3083	

2.2 Ertragsrelevanz der Substitution von Mineraldüngerstickstoff

2.2.1 Leguminosenvorfrüchte

Wie dem vorliegenden Datenmaterial zu entnehmen ist, wurden die höchsten Bioethanolerträge ha⁻¹ mit Beständen produziert, die nach einer Vorfrucht Erbse am Standort Ihinger Hof aufwuchsen (Rosenberger et al. 2000). Im Mittel der Versuchsjahre, der Arten/Sorten und der Anbauintensität betrug der Bioethanolertrag nach Vorfrucht Erbse 3046 L ha⁻¹ gegenüber 2502 L ha⁻¹ nach einer Getreidevorfrucht. Abnehmender Anbauintensität steht die zunehmende Ertragsbedeutung der Vorfrucht gegenüber. Insofern ist der nach Vorfrucht Erbse bei minimaler Intensität realisierte Bioethanolertrag von 2436 L ha⁻¹ dem nach Vorfrucht Getreide bei mittlerer Intensität produzierten Bioethanolertrag von 2354 L ha⁻¹ gegenüberstellbar. Dies dokumentiert die hohe Ertragsrelevanz der N-Rückstände für die Getreidebestände. Am Standort Oberer Lindenhof resultierte trotz des angehobenen N-Düngerangebots ein geringeres Bioethanolertragsniveau verglichen mit den Aufwuchsbedingungen am Standort Ihinger Hof nach einer Vorfrucht Erbse. Mit als Ursache hierfür kommt die durch die Futternutzung der Klee grasvorfrucht reduzierte Rückstandsmasse sowie eine verminderte N-Mineralisationsrate in Frage, was in Folge der klimatisch kühlen Bedingungen nicht ungewöhnlich wäre. Ein weiterer Grund kann auch im Entfall stickstoffsichernder Maßnahmen liegen, die nach Vorfrucht Erbse ergriffen wurden. Von Bedeutung sind aber genauso witterungsbedingte Feldaufgangsprobleme am Standort Oberer Lindenhof, die sich in Form herabgesetzter Bestandesdichten ertragsrelevant auswirkten. Zusammenfassend erwies sich jedoch letztlich ein Einschaltung der Bioethanolgetreidebestände in Fruchtfolgen

mit Leguminosenvorfrüchten als geeignetes Mittel, um die Produktion hoher Korntrockenmassen ha^{-1} und damit hoher Bioethanolträge ha^{-1} mit der Einsparung an fossiler Energie in Form der N-Mineraldüngung zu kombinieren, indem die potentielle N-Rücklieferung auf das verabreichte N-Düngerangebot angerechnet wurde.

2.2.2 Getreideschlempe

Mit einer am Kornstickstoffentzug ha^{-1} gemessenen mittleren Ausnutzung von 21 % blieb die Kornertragsrelevanz des Schlempestickstoffs vergleichsweise gering. Die unter gleichen Aufwuchsbedingungen mit N-Mineraldünger versorgten Getreidebestände produzierten daher regelmäßig höhere Bioethanolträge ha^{-1} als schlempegedüngte. Mit der geringen N-Ausschöpfung war aber weder eine erhöhtes N-Verlustpotential durch hohe Nitratrestmengen nach der Kornernte verbunden, noch sind gasförmige N-Verluste zu befürchten, da die ausgebrachten Frischschlempepartien lediglich Spuren des als Ammoniak leichtflüchtigen $\text{NH}_4\text{-N}$ enthielten. Dies steht im Gegensatz zu Gülle (Schilling 2000). Die Ursache der geringen Ertragsrelevanz ist daher vor allem in der langsamen und witterungsabhängigen Mineralisierung des organisch gebundenen Schlempe-N, mit der Folge einer zeitlich nicht bedarfsgerechten Pflanzenverfügbarkeit zu suchen. Am Standort Oberer Lindenhof sind zudem Pflanzenverluste durch die Azidität der Schlempe in Verbindung mit der ohnehin sauren Bodenreaktion nicht auszuschließen. Zusammenfassend stand daher die hier praktizierte Methode, flüssige Frischschlempe vergleichbar einer N-Mineraldüngung in entwicklungsstadienabhängigen Teilgaben in aufwachsende Getreidebestände zu applizieren, nicht mit dem Ziel nach hohen Korntrockenmassen ha^{-1} im Einklang. Somit fehlt ein wesentlicher Grund, Schlempe auf diese Art im Kreislauf der Bioethanolherzeugung zu entsorgen.

Zukünftig wäre statt dem vollständigen der anteilige Ersatz der N-Mineraldüngung mit Schlempe zu versuchen, kombiniert mit der Anrechnung der mitgelieferten Grundnährstoffe, also vor allem K_2O und P_2O_5 . Überdies wäre der Ausbringungstermin vorverlegbar, um die für die Mineralisation relevante Zeitspanne besser auszunutzen (Bosch 1991, Matthes 1995, Aufhammer et al. 1996b). Möglicherweise würde auch die kontinuierliche Nutzung von Schlempe innerhalb der Rotation die Ertragsrelevanz erhöhen.

Gutser (1998) berichtet darüber hinaus, daß ausgefaulte Kartoffelschlempe im Gefäßversuch eine schnelle, mineralischen Düngern vergleichbare und üblichen Schlemphen deutlich überlegene N-Wirkung zeigte. Das N-Mineraldüngeräquivalent betrug 76 %, ausgelöst durch den ansteigenden Anteil an $\text{NH}_4\text{-N}$, der mit dem Abbau der organischen Substanz einherging. Ausgefautete Schlempe vermeidet außerdem die Versäuerung des Bodens, wie sie pH-sauere Frischschlempegaben hervorrufen und daher einen Kalkausgleich bedingen können (Behmel und Gleixner 1998). Demzufolge könnte unter dem Aspekt der Erhöhung der Düngerwirkung, die Erstverwendung der Schlempe als Biogassubstrat, gekoppelt mit nachfolgender Feldausbringung eine sinnvolle Alternative sein.

2.3 Effekte der Rohstoffproduktion auf die energetische, die ökonomische und die ökologische Bewertung von Bioethanol

Mit Korntrockenmassen von 25–100 dt ha⁻¹ und Bioethanolerträgen von 1000–4450 L ha⁻¹ war die Variabilität der Versuchsergebnisse als zentrale Voraussetzung gegeben, um aussagekräftiges Datenmaterial für die Bewertung bereitzustellen.

2.3.1 Energetische Bewertung

Die in Abhängigkeit der natürlichen Aufwuchsbedingungen variierten anbauintensivierenden Maßnahmen waren stets in einem Umfang ertragswirksam, daß dadurch sowohl der Energieertrag ha⁻¹ als auch der Energiegewinn ha⁻¹ anstieg (Rosenberger et al. 2001a). Dies steht im Gegensatz zu Befunden von Schäfer et al. (1997b). Demgemäß wurde unter den geprüften Bedingungen der intensivierungsbedingte Energiemehraufwand ha⁻¹ durch die Zunahme an Bioethanolertrag ha⁻¹ stets mehr als kompensiert.

Einbezüglich der Konversion bedeutete die Bioethanolproduktion aus nach Vorfrucht Erbse im Vergleich zu nach Vorfrucht Getreide aufgewachsenen Beständen keine Energieersparnis. Dem stehen, bedingt durch den Zuwachs an Korn- und damit an Bioethanolertrag ha⁻¹, die nach Vorfrucht Erbse relativ zu Vorfrucht Getreide durchgehend höheren intensitätsspezifischen Energiegewinne von 33–56 GJ ha⁻¹ und erweiterten Output/Input Relationen von 2,61–3,07:1 gegenüber. Somit war der kornertragsbedingte Energiemehraufwand ha⁻¹ stets nutzbringend investiert. Positive Effekte auf die Energiebilanz von nach Vorfrucht Erbse relativ zu nach Vorfrucht Wintergerste angebautem Winterölraps fanden auch Rathke et al. (1998). Dahingegen blieb in Relation zum ermäßigten Energieaufwand ha⁻¹ der schlempbedingte Kornertragszuwachs zu gering. Einbußen im Energiegewinn ha⁻¹ gegenüber den jeweils mit Stickstoffmineraldünger versorgten Beständen waren somit unvermeidlich. Am Standort Oberer Lindenhof wurden intensitätsbezogene Energiegewinne in Höhe von 31–48 GJ ha⁻¹ kalkuliert, die den Energiegewinnen der Weizensorte Batis am Standort Ihinger Hof gegenüberstellbar sind.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß stets mehr nutzbare Energie in Form von Bioethanol gewonnen wurde, als fossile Prozeßenergie im Verlauf der Rohstoffproduktion und -verarbeitung aufzuwenden war. Energiebilanzen, die die Bioethanol-erzeugung aus Getreidekorngut nur knapp positiv bewerten, sind auf der Basis der dargestellten Energiegewinne ha⁻¹ kaum mehr zu halten (Leible und Wintzer 1993, Wintzer et al. 1993, BML 1995). Wobei dies gleichermaßen auf die von vorneher- ein auf die Bioethanol-erzeugung ausgerichtete Rohstoffproduktion und die unterstellte energiesparende Maisch-, Destillier- und Dehydriertechnik zurückgeht (Pieper und Bohner 1985, Stelzer 1999). Hohe Energiegewinne ha⁻¹ setzten den Anbau hoch leistungsfähiger Getreidearten/sorten, sowie eine hohe Ertragswirksamkeit der anbauintensivierenden Maßnahmen voraus. In diesem Zusammenhang erwies sich ein Einschalten des Bioethanolgetreides nach Leguminosenvorfrüchten als zielge-

rechtes Mittel, nicht jedoch die Applikation von Schlempe. Hinsichtlich der Steigerung der Energiegewinne ha^{-1} war die Anbauintensivierung am selben Standort nach einer Vorfrucht Getreide von höherer Relevanz, als nach einer Vorfrucht Erbse. Den Ergebnissen folgend, besteht darüber hinaus kein Grund, eine Grenzlage für den Getreideanbau wie den Standort Oberer Lindenhof von vorneherein aus der Produktion von Bioethanolrohstoffen auszuklammern, sofern standortadaptierte, ertragsstarke Getreidearten/sorten zum Anbau kommen. Aufgrund der Knappheit der Ackerfläche ist einem hohen Energiegewinn ha^{-1} gegenüber einem weiten Output/Input Verhältnis bei der Produktion von Biomassenergie Priorität einzuräumen.

2.3.2 Ökonomische Bewertung

Wie die Kostenübersicht in der Tabelle 2.3.2 verdeutlicht, unterlagen die Rohstoffproduktionskosten in Abhängigkeit von den natürlichen Aufwuchsbedingungen, der Anbauintensität und der Getreideart/sorte mit $0,31\text{--}0,85 \text{ DM L}^{-1}$ einer vergleichsweise hohen Variabilität. Dem steht eine nur geringe Kostenvariabilität von $0,39\text{--}0,43 \text{ DM L}^{-1}$ auf Seiten der Rohstoffkonversion gegenüber, die im Wesentlichen auf die arten/sortenspezifischen Unterschiede in der ausbeuterelevanten Kornqualität zurückgeht (Rosenberger et al. 2001b).

Tab. 2.3.2: Rohstoffproduktionskosten (DM L^{-1} Bioethanol) in Abhängigkeit von den Aufwuchsbedingungen, der Anbauintensität und der Getreideart/sorte (Im Mittel der Versuchsjahre 1996/1997 und 1997/1998)

Standort / Vorfrucht	Ihinger Hof / Erbse			Ihinger Hof / Getreide		
Anbauintensität	Hoch	Mittel	Minimal	Hoch	Mittel	Minimal
Weizen cv. Batis	0,38	0,50	0,40	0,50	0,85	0,70
Triticale cv. Modus	0,31	0,40	0,31	0,35	0,54	0,43
Standort / Vorfrucht	Oberer Lindenhof / Klee gras					
Anbauintensität	Hoch	Mittel	Reduziert			
Roggen cv. Farino	0,38	0,60	0,35	(Keine Prüfung)		
Triticale cv. Modus	0,34	0,54	0,31			

Durch das wiederholte Auftreten des günstigsten Wertes von $0,31 \text{ DM L}^{-1}$ wird verdeutlicht, daß seitens des Rohstoffanbaus verschiedene Möglichkeiten existierten, um die rohstoffproduktionsbedingte Kostenbelastung pro Liter Bioethanol möglichst gering zu halten. Dies ist insofern von Bedeutung, als diesem Betrag Rohstoffproduktionskosten von 897, 987 und 1322 DM ha^{-1} zugrundeliegen, die in der Reihenfolge minimale < reduzierte < hohe Anbauintensität ansteigen. Von im Vergleich der Arten/Sorten ohnehin niedrigsten Kostenniveau ausgehend, wurden demnach die intensitätsbedingten Mehrkosten ha^{-1} in besagter Reihenfolge durch den Zuwachs an Bioethanolertrag ha^{-1} vollständig kompensiert. Die Rohstoffkonversionskosten eingeschlossen, war unter gleichen Aufwuchsbedingungen weder mit der

Roggensorte Farino noch mit der Weizensorte Batis ein Liter Bioethanol ähnlich kostengünstig zu produzieren, wie mit Beständen der Triticalesorte Modus. Dieses Resultat geht auf die bei vergleichbarer und/oder sogar erhöhter intensitätspezifischer Kostenbelastung ha^{-1} deutlich höheren Kornerträge ha^{-1} , die überragende Bioethanolausbeute dt^{-1} Rohstoff und damit letztlich auf die höheren Bioethanolerträge ha^{-1} der Triticalesorte Modus zurück. In Relation zu Berechnungen von Klein (1991), die auf zugekauftem Weizen basieren, bedeuten die Rohstoffproduktionskosten von $0,31 \text{ DM L}^{-1}$ eine Ersparnis von $0,25\text{--}0,39 \text{ DM L}^{-1}$ Bioethanol. Der Kostenspanne von $0,95\text{--}1,60 \text{ DM L}^{-1}$, die das BML (1995) für Agraralkohol angibt, stehen die hier errechneten Beträge von $0,70\text{--}1,27 \text{ DM L}^{-1}$ gegenüber.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, daß eine von vorneherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichtete Rohstoffproduktion ein hohes Kosteneinsparungspotential birgt. Dies steht im Einklang mit Befunden von Grosskopf et al. (1988). Die literbezogen preiswerte Erzeugung von Bioethanol setzt den Anbau geeigneter Arten/Sorten sowie eine hohe Ertragsrelevanz sowohl der natürlich vorhandenen Wachstumsfaktoren als auch der anbauintensivierenden Maßnahmen voraus. Der Einbezug von Leguminosenvorfrüchten erwies sich in diesem Zusammenhang als eine kostensparende Maßnahme. Dem stehen teils beträchtliche Mehrkosten L^{-1} Bioethanol bei mittlerer Anbauintensität gegenüber, die im Wesentlichen auf die hohen Schlempevolumina zurückgehen, welche für das angestrebte N-Angebot ha^{-1} auszubringen waren. Mit Rücksicht auf die dargestellten Ergebnisse, sind Verfahren hoher Anbauintensität nicht von vorneherein als zu teuer für eine Bioethanolrohstoffproduktion abzulehnen. Wobei die Zusammenführung der vorgelegten Befunde mit einer relevanten Erlössituation für Bioethanolgetreide und für den flüssigen Energieträger Bioethanol eine wichtige zukünftige Forschungsaufgabe begründet.

2.3.3 Ökologische Bewertung

Kaltschmitt et al. (1997) folgerten aus der Ökobilanzierung eines breiten Spektrums unterschiedlicher Bioenergieträger, darunter Holz, Gras, Stroh, Miscanthus und Bioethanolgetreide, relativ zu einen jeweils passenden fossilen Referenzenergieträger, daß vorrangig die Höhe des Biomasseertrags ha^{-1} den Umfang der Einsparung an fossiler Primärenergie und damit hoch positiv verbunden, die Verminderung der Emission klimarelevanter CO_2 Äquivalente bestimmt. Dies steht im Einklang mit vorliegenden Befunden, wonach das bezüglich des Korn- und des Bioethanolertrags produktivste Verfahren ($91,2 \text{ dt ha}^{-1}$, 4203 L ha^{-1}), relativ zur fossilen Bezugsbasis Ottokraftstoff, die höchste Einsparung fossiler Primärenergie (68 GJ ha^{-1}) und die höchste Reduktion an CO_2 Äquivalenten ($4,9 \text{ t ha}^{-1}$) aufwies (Rosenberger et al. 2001c,d). Die eigenen Lebensweganalysen zeigten jedoch auch, daß in der Gegenüberstellung von Anbauverfahren mit nahezu gleichhoher Korntrockenmasse ha^{-1} nicht zwingend dieselben Einsparpotentiale seitens Primärenergie und CO_2 Äquivalente bezogen auf den fossilen Referenzenergieträger auftreten müssen. Ebenso we-

nig führten Lebensweganalysen auf der Basis von Anbauverfahren mit differierendem Korn- und Bioethanolertrag ha^{-1} zwangsläufig zu relevanten Unterschieden im Emissionsverhalten des biogenen relativ zum fossilen Energieträger. In der Gegenüberstellung von biogenen relativ zu fossilen Lebenswegen war der Parameter Ertrag damit zwar kein unwichtiges, bezogen auf den Umfang der Primärenergieeinsparung ha^{-1} und die Emissionsmuster aber nicht das einzige maßgebliche Kriterium. Der entscheidende Faktor war, wie der Ertrag ha^{-1} in Abhängigkeit von der Getreideart/sorte, den natürlichen Aufwuchsbedingungen und der Anbauintensität zustandekam. Beispielsweise realisierten die Triticalesorte Modus bei minimaler Anbauintensität nach einer Vorfrucht Erbse und die Weizensorte Batis unter hoher Anbauintensität nach einer Vorfrucht Getreide mit 2892 zu 2873 L ha^{-1} praktisch denselben Bioethanolertrag. Dem stehen mit 50 zu 42 GJ ha^{-1} eine erhöhte Primärenergieeinsparung und mit 3,8 zu 2,6 t ha^{-1} ein höheres Vermeidungspotential hinsichtlich der klimarelevanten CO_2 Äquivalente seitens der Triticalesorte Modus gegenüber. Dies geht im Wesentlichen auf die primärenergetischen Unterschiede in den intensitätsspezifischen Vorketten der beiden Lebenswege zurück und dokumentiert die Relevanz empirischer Befunde auf die Ökobilanzierung.

Bezüglich der energetischen Effekte durch den Einbezug der Leguminosenvorfrüchte, sind die Aussagen aus Abschnitt 2.3.1 hier in vollem Umfang gültig. Hinzu kommt ein nach Vorfrucht Erbse mit 3,1–4,9 t ha^{-1} gegenüber Vorfrucht Getreide mit 1,6–3,9 t ha^{-1} deutlich höheres Vermeidungspotential an CO_2 Äquivalenten. Mit Rücksicht auf die Umweltwirkungskategorien Versauerungspotential, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität, Ozonabbau sowie Photooxidantienbildung, verschwand aber sowohl die relative Vorzüglichkeit der nach Vorfrucht Erbse gegenüber nach Vorfrucht Getreide bilanzierten Lebenswege, als zumeist auch die absolute Vorzüglichkeit von Bioethanol gegenüber Ottokraftstoff (Rosenberger et al 2001c,d).

Dieses Resultat ist dahingehend interpretierbar, daß durch die Rohstoffproduktion auf das Emissionsverhalten biogener relativ zu fossilen Lebenswegen nur begrenzt Einfluß genommen werden kann und/oder Zielkonflikte entstehen können. Das bedeutet, daß die auf hohe Korntrockenmasse ha^{-1} ausgerichtete Rohstoffproduktion zwar eine hohe potentielle Primärenergieeinsparung durch den produzierten Energieträger Bioethanol erbrachte und so den Ausstoß an Treibhausgasen wirksam verringerte. Dem stehen Potentiale bezüglich Versauerung und Eutrophierung der Umwelt, human- und ökotoxische Risiken, sowie die Freisetzung ozonabbauender und smogbildender Substanzen im Lebensweg von Bioethanol relativ zu Ottokraftstoff gegenüber, die auch mit minimaler Anbauintensität nicht zu eliminieren waren. Qualitativ stimmt diese Aussage mit Befunden von Kaltschmitt et al. (1997) überein. Dem stehen quantitative Unterschiede zugunsten der vorliegenden Ökobilanz bezüglich der maximalen Einsparungspotentiale und der anscheinend unvermeidlichen Freisetzung umweltschädigender Substanzen gegenüber.

Vorbehaltlich der zugrundeliegenden Systemannahmen, bilden hier die Lebenswege, die auf der Basis von Anbauverfahren mittlerer Intensität bilanziert wurden, primär bedingt durch den Entfall der energie- und emissionsintensiven N-Mineraldüngung, einen akzeptablen Kompromiß bezüglich der Emissionsmuster relativ zu Ottokraftstoff und der Inkaufnahme herabgesetzter Primärenergieeinsparungen in Folge der geringen Ertragsrelevanz der Schlempe.

Auf der Basis der vorliegenden Resultate ist festzuhalten, daß die Nutzung von Bioethanol als Additiv zu Ottokraftstoffen zur Schonung erschöpflicher, fossiler Energieressourcen und den dadurch verminderten Ausstoß klimarelevanter Gase, zur Einhaltung staatlicher Klimaschutzverpflichtungen beitragen kann. Zudem eröffnet eine von vorneherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichtete Rohstoffproduktion Möglichkeiten, Einsparpotentiale zu optimieren und das Ausmaß unvermeidbarer umweltschädlicher Effekte zumindest abzumildern.

2.4 Bedeutung der Nebenprodukte

2.4.1 Verbrennung von Getreidestroh

Etwa 50 % der bei der Produktion von Getreide erzeugten Trockenmasse fällt als Stroh an. Als Festbrennstoff eignet sich Stroh zur Wärmeerzeugung, es kann in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen aber genauso der Stromgewinnung dienen (Nikolaissen et al. 1998). In Abhängigkeit vom Strohertrag ha^{-1} wurden auf der Grundlage des Heizwerts abzüglich des Nährstoffausgleichs Energieerträge von 45–159 GJ ha^{-1} kalkuliert (Rosenberger et al. 2001a). Dem stehen die Energieerträge in Form von Bioethanol zwischen 27–89 GJ ha^{-1} gegenüber. Aufgrund des vergleichsweise geringen strohertragsabhängigen Energieaufwands ha^{-1} für die Bergung und den Transport, trug die Strohfeuerung relativ zu Bioethanol ein Vielfaches zum gesamten Energiegewinn ha^{-1} bei (Rosenberger et al. 2001a). Aus diesem Grund werden einer energetischen Ganzpflanzennutzung zumeist höhere Chancen eingeräumt, als der Erzeugung flüssiger Bioenergie (Kaltschmitt und Reinhardt 1997). Die Relevanz von Bioethanol leitet sich von der Tatsache ab, daß eine Penetration des Kraftstoffmarkts die Produktion flüssiger Energieträger hoher Energiedichte bedingt. Eine Bereitstellung von alternativen Flüssigtreibstoffen ist deshalb von Bedeutung, da eine gegenseitige Substituierbarkeit untereinander konkurrierender Energieträger, wie etwa bei der Stromgewinnung durch Kohle, Uran, Erdgas oder Wasser, bei Kraftstoffen allgemein nicht gegeben ist. Versorgungsprobleme mit Erdöl wirken daher unmittelbar, ohne daß eine Möglichkeit zum Ausweichen besteht (Klein 1991). Die Folge ist die weitgehend preisunelastische Nachfrage nach aus Rohöl gewonnenen Kraftstoffen.

Die Emissionsbilanz im Lebensweg von Stroh relativ zur fossilen Referenz Heizöl war vom Verbrennungsvorgang und damit der chemischen Komposition des Strohs dominiert (Rosenberger et al. 2001d). Gleichlautende Befunde berichten Lewandowski et al. (2000). Demgegenüber stellten sich die anbauintensitätsbedingten Un-

terschiede in der Strohvorkette emissionsbezogen als nachrangig heraus, wobei dies vor allem auf die relativ geringe intensitätsspezifische Variabilität der zugrundgelegten Strohtrockenmassen zurückgeht. Zusammenfassend ist zu folgern, daß eine Mitverwertung von Stroh die Energiebilanz der Bioethanolerzeugung beträchtlich verbessert und damit verbunden ein hohes Vermeidungspotential an CO₂ Äquivalenten aufweist. Keiner der auf der Basis einer Ökobilanz analysierten Strohlebenswege war jedoch relativ zur fossilen Referenz Heizöl frei von Nachteilen in anderen Umweltwirkungskategorien. Dies betrifft vor allem die quantitative Freisetzung eutrophierender sowie versauernder Substanzen. Hier nicht zu klären sind die feuerungstechnischen Problembereiche, die unter anderem mit dem Ascheschmelzverhalten, dem Kalium- und vor allem dem Chloridgehalt des Strohs in kritischem Zusammenhang stehen (Wiek-Hansen 1996). Daher ist die reale Praktikabilität einer optionalen Strohmitverwertung bei der Erzeugung von Bioethanol nicht erschöpfend zu klären.

2.4.2 Düngerwert der Schlempe

Die energetische Bewertung der Schlempe beruht auf dem Prinzip der Äquivalenzprozeßbilanzierung (Reinhardt 1993). Die Bewertung richtete sich nach den Gehalten an Stickstoff (N), Phosphor (P₂O₅), Kalium (K₂O) und Kalzium (CaO), die mit der jeweiligen Korntrockenmasse in den Konversionsprozeß eingetragen wurden, multipliziert mit den entsprechenden Energiekoeffizienten der Mineraldüngerherstellung. Da der Stickstoffmineraldünger im Vergleich der bilanzierten Nährstoffe den höchsten Energiekoeffizienten kg⁻¹ besitzt, kommt dem Kornstickstoffgehalt für die energetische Bewertung der Schlempe die höchste Relevanz zu. In Abhängigkeit von der Korntrockenmasse ha⁻¹ und der arten/sortenspezifischen Nährstoffgehalte wurden für die Schlempe abzüglich der Aufwendungen für die Ausbringung, Energieerträge von rund 2–6 GJ ha⁻¹ kalkuliert, die in vollem Umfang dem Energiegewinn ha⁻¹ zugerechnet wurden (Rosenberger et al. 2001a,c,d). Relativ zu Bioethanol und zu Getreidestroh blieb der Beitrag der Schlempe zum Energiegewinn damit von untergeordneter Bedeutung. Dies widerspricht Befunden von Schäfer (1995), wonach die Schlempe einen wichtigen Faktor für die Energiebilanz darstellt.

Die Ursache der geringen energetischen Relevanz der Schlempe liegt vorrangig in den verhältnismäßig niedrigen Stickstoffgehalten, die im produzierten Korngut analysiert wurden. Dies ist die Folge der auf die Akkumulation von Stärke zu Lasten von Protein, also von N, im Korngut ausgerichteten Rohstoffproduktion. Die N-Versorgung von Bioethanolgetreide steht demnach mit im Konflikt zwischen der Anhebung der Bioethanolausbeute dt⁻¹ Korngut durch die Produktion kornprotein- armer Rohstoffe und der dadurch hervorgerufenen Verminderung des Schlempe- mehrwerts hinsichtlich des Düngerwerts.

Den Resultaten zu Folge, ist somit der Einbezug der Schlempe auf der Basis des kalkulatorischen Mineraldüngerwerts kaum zielgerecht, da in Bezug auf das Zielprodukt Bioethanol die ausbeuterelevante Kornqualität und damit ein geringer Kornstickstoffgehalt, gegenüber dem Düngermehrwert der Schlempe klaren Vorrang besitzt. Allerdings verweisen Behmel und Gleixner (1998) auf die Vorteile die eine N-arme Schlempe aufgrund ihres weiten C/N Quotienten und geringen Schwefelgehalts für die Biogasgewinnung haben kann. Insofern könnte zukünftig die Biogaserzeugung eine sinnvolle Option sein, um auf der Basis der Strom- und Wärme-Produktion für die Brennerei den Schlempemehrwert zu optimieren, einbezüglich des zu prüfenden Effekts einer zunehmenden Düngewirkung des ausgefaulten Substrats (Gutser 1998).

3. Ausblick

3.1 Zukunft der Rohstoffproduktion

Obleich die dargestellten Resultate gegenüber den bisherigen empirischen Daten (vgl. Schäfer 1995) bereits einen deutlichen Fortschritt markieren, sind auf der Basis des Ertragspotentials zugelassener Getreidearten/sorten Bioethanolerträge von zukünftig 5000 L ha⁻¹ durchaus denkbar. Anzunehmen ist dies beispielsweise für die züchterisch neuerdings stark bearbeitete Getreideart Triticale (Honermeier 2000), deren Vertreter hohe Kornerträge mit hoher Bioethanolausbeute kombinieren. Für Bioethanolerträge von 5000 L ha⁻¹ wären Korntrockenmassen von 110 dt ha⁻¹ erforderlich, die je nach Kornstickstoffgehalt zwischen 180–240 kg N ha⁻¹ entziehen. Außer einem hierauf ausgerichteten N-Angebot, setzt dies den Anbau von Getreidearten/formen/sorten voraus, die solche N-Mengen tatsächlich in Korntrockenmasse ha⁻¹ investieren. Obenauf (1999) sowie Fischbeck und Dennert (1998, 1999) berichten bereits von der Annäherung, Holz (1999) beim Anbau von Hybridweizensorten auf Hohertragsstandorten sogar von der Überschreitung derartiger Korntrockenmassen. Ertragsrelevante, alternative N-Quellen als Ergänzung der N-Mineraldüngung und eine energiesparende Konversion vorausgesetzt, könnten Bioethanolerträge von 5000 L ha⁻¹ die Energiegewinne gegenüber den hier vorgelegten Ergebnissen nochmals anheben. Wobei die Rückrechnung auf den Energiegewinn ha⁻¹ bedingt, daß allen Beteiligten, also den Rohstoffproduzenten und den –verarbeitern, an der Gesamteffizienz der Bioethanolerzeugung gelegen ist. Günstig ist hierbei die Zielharmonie, die eine von vorneherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichtete Rohstoffproduktion zwischen dem Kornertrag ha⁻¹ und der ausbeuterelevanten Kornqualität herstellen kann. Die N-Mineraldüngung von Bioethanolgetreide steht im Konflikt zwischen der input-energetischen Dominanz und der hohen Ertragsrelevanz. Marnellos und Stoukides (1998) fanden einen Weg der Ammoniak-Herstellung, der im Gegensatz zur Haber-Bosch-Synthese anstatt bei Über- mit Atmosphärendruck arbeitet. Aus Japan wird zudem berichtet, daß kristalliner Stickstoff nicht nur ohne Überdruck, sondern sogar bei Raumtemperatur gewonnen wur-

de (Katsuyoshi 2000). Sofern die Methoden praxisreif werden, könnte diese Entwicklung das Ende der energetischen Dominanz der N-Mineraldüngung bedeuten.

3.2 Energieträger Bioethanol

Rasch und weitreichend haben sich in jüngster Zeit die Rahmenbedingungen für erneuerbare Energien in Deutschland verändert. Bezogen auf Bioethanol als regenerative Energie gibt dies Anlaß für eine unerwartet günstige Prognose. Mit die wichtigste Veränderung fand durch das im Frühjahr 2000 verabschiedete Gesetz zur Förderung Erneuerbarer Energien statt. Hiervon profitiert zum Beispiel die Biogasgewinnung zur Stromproduktion durch feste Vergütungssätze der in das öffentliche Netz eingespeisten Elektrizität. Biogas aus Schlempe könnte mittels der Kraft-Wärme-Kopplung die Brennerei mit Strom und Wärme versorgen. Daneben lösten Währungsdisparitäten und Verknappungen einen Preisanstieg bei Rohöl aus, der, durch nationale Energiesteuererhöhungen verstärkt, die daraus gewonnenen Kraftstoffe deutlich verteuerte. Im Gegenzug verringerte sich dadurch das Wettbewerbsdefizit, das als ein Haupthindernis flüssiger Biokraftstoffe gilt. Mit zu bedenken ist hierbei allerdings, daß fossile Energiepreissteigerungen die Bioethanolerzeugung ebenfalls verteuern, sofern der Herstellungsprozeß nicht seinerseits ausschließlich oder zumindest weitgehend auf regenerativen Energien basiert. Auch insofern könnte die Biogasgewinnung aus Schlempe zur Prozeßenergiebereitstellung eine zu prüfende Lösung sein.

Für die Nutzung von Bioethanol als regenerativer Energieträger spricht, daß es als Additiv zu Ottokraftstoffen mit der vorhandenen Motorengeneration verträglich und die Beimischung EU-weit bereits erlaubt ist. Bezüglich der Bioethanolerzeugung sind beispielsweise mit dem Hohenheimer Dispergiermaischverfahren bewährte Techniken verfügbar, die hohe Bioethanolausbeuten mit energiesparender Prozeßführung vereinen. Ein Anbau von Bioethanolgetreide ließe sich zudem ohne Neuinvestitionen etablieren, da die technische Ausstattung hierfür in der Landwirtschaft zumeist vorhanden ist. Im agrarpolitischen Umfeld stünden einem Anbau von Bioethanolgetreide, im positiven Sinne, vor allem die strukturellen Belastungen auf den europäischen Märkten für pflanzliche Nahrungserzeugnisse gegenüber.

Im Gefolge des im Dezember 2000 in Kraft getretenen Gesetzes, das die Verfütterung von Säugetiergeweben untersagt, steht zudem der einheimische Anbau pflanzlicher Eiweißträger, darunter Erbse, Lupine und Ackerbohne, verstärkt in der Diskussion. Es werden zwar aufgrund bestehender Handelsbeziehungen und somit unabhängig von der Frage um genetisch veränderte Ware, in jedem Fall die internationalen Sojabohnenanbieter von der Nachfragebelebung nach pflanzlichem Eiweiß profitieren. Die Stabilisierung des hiesigen Eiweißpflanzenanbaus nach Jahren des Rückgangs angenommen, eröffneten sich gleichwohl Möglichkeiten zum Anbau von Bioethanolgetreide in Fruchtfolgen mit Leguminosen als stickstoffliefernde Vorfrüchte, mit Effekten, wie sie diese Untersuchung zeigen konnte.

F. Zusammenfassung

Einleitung

Bioethanol wird aus Getreidekorngut durch biochemische Konversion der primär als Stärke eingelagerten Kohlenhydrate produziert. Es ist als flüssiger Energieträger u. a. Ottokraftstoffen fossilen Ursprungs zumischbar. Korngut, das als Bioethanolrohstoff dienen soll, muß die Kriterien für eine hohe Bioethanolausbeute erfüllen. Maßgebend ist der Stärkegehalt des Korns, wobei zunehmenden Kornprotein- abnehmende Stärkegehalte und damit sinkende Bioethanolausbeuten gegenüberstehen. In Getreidespektren sind der Kornertrag und der -proteingehalt häufig negativ korreliert. Speziell Hohertragsorten ermöglichen zugunsten hoher Kornerträge verminderte Kornproteingehalte, sofern auf proteinsteigernde N-Spätgaben verzichtet wird. Die Produktion stärkereichen Kornguts erfordert daher den Anbau hoch leistungsfähiger Getreidearten/formen/sorten sowie ein auf hohe Kornerträge ausgerichtetes N-Angebot und Pflanzenschutzregime.

Problemstellung

Da Korngut zur Bioethanolerzeugung bisher dem herkömmlichen Getreideanbau entstammt, ist über agronomische, ausbeuterelevante, energetische, ökonomische und ökologische Effekte einer von vorneherein auf die Bioethanolerzeugung ausgerichteten Korngutproduktion wenig bekannt. Im Einzelnen standen folgende Fragen offen:

- Wie wirken sich die Aufwuchsbedingungen und die Anbauintensität auf den Kornertrag, die Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag hoch leistungsfähiger Wintergetreidearten/sorten aus?
- Welche Ertragsrelevanz kommt dem Ersatz der energetisch hoch aufwendigen mineralischen N-Düngung durch andere N-Versorgungsquellen zu?
- Inwieweit beeinflussen nach der Anbauintensität abgestufte Anbauverfahren, eine energiesparende Konversion vorausgesetzt, die Bewertung von Bioethanol aus energetischer, ökonomischer sowie ökologischer Sicht?
- Wie verändert sich die Beurteilung der Bioethanolerzeugung, wenn ertragsseitig zusätzlich die Nebenprodukte Schlempe und Stroh mit einbezogen werden?

Material und Methoden

Die Datenbasis bilden in den Vegetationsperioden 1996/1997 und 1997/1998 an zwei klimatisch differenzierten Standorten (Ihinger Hof, Oberer Lindenhof) durchgeführte Feldversuche mit den Faktoren Standort/Vorfrucht, Wintergetreideart/sorte (Roggen cv. Farino, Triticale cv. Modus, Weizen cv. Batis) und Anbauintensität. Die Stufen der Anbauintensität wurden standort/vorfruchtbezogenen aus der Ergänzung von Wachstumsfaktoren und der Kontrolle von Schadfaktoren aggregiert. Zur Einsparung fossiler Energie ersetzten oder ergänzten die Reste von Leguminosen-

vorfrüchten (Erbse, Klee gras) und/oder definierte Getreideschlempepartien die N-Mineraldüngung. Der Vorfrucht Erbse stand Getreide als praxisrelevante Vorfruchtsituation gegenüber. Die Korn- und Stroherträge ha^{-1} , die fremdenzymatisch gewonnene Bioethanolausbeute dt^{-1} Korngut und der Bioethanolertrag ha^{-1} bilden mitsamt der eingesetzten Produktionsmittel die Basis für die energetische, ökonomische und ökologische Bewertung von Bioethanol.

Ergebnisse

Varianzanalysen wiesen Effekte der Versuchsfaktoren auf den Kornertrag, die Bioethanolausbeute und den Bioethanolertrag nach. Korntrockenmassen zwischen 25–100 dt ha^{-1} , Bioethanolausbeuten von 41–47 L dt^{-1} und Bioethanolerträge von 1000–4450 L ha^{-1} markieren die Variabilität der Feldversuchsergebnisse. Hiermit war aussagekräftiges Datenmaterial für die Bewertung gewährleistet.

Energiebilanz

Die in Abhängigkeit der Aufwuchsbedingungen variierten anbauintensivierenden Maßnahmen waren stets in einem Maße ertragswirksam, daß dadurch der Energieertrag und der –gewinn anstiegen. Dem stehen sinkende Output/Input Relationen gegenüber. Einbezüglich der Konversion bedeutete die Bioethanolproduktion nach Vorfrucht Erbse relativ zu Vorfrucht Getreide keine Energieersparnis. Dem stehen, bedingt durch den Zuwachs an Korn- und damit an Bioethanolertrag ha^{-1} , nach Vorfrucht Erbse durchgängig höhere Energiegewinne von 33–56 GJ ha^{-1} und Output/Input Relationen von 2,61–3,07:1 gegenüber. Dagegen blieb in Relation zum ermäßigten Energieaufwand der schlempebedingte Kornertragszuwachs zu gering, Minderenergiegewinne gegenüber den mit N-Mineraldünger versorgten Beständen waren somit unvermeidlich. Einbezüglich des kalkulatorischen Düngerwerts der Schlempe und des Strohheizwerts stiegen die Energiegewinne auf 207 GJ ha^{-1} und die Output/Input Relationen auf 9,2:1 an.

Kostenkalkulation

Die Kosten der Rohstoffproduktion beliefen sich in Abhängigkeit von den Aufwuchsbedingungen, der Getreideart/sorte und der Anbauintensität auf 851–1514 DM ha^{-1} . Einbezüglich der Konversion, resultierten Gesamtkosten zwischen 1409–2983 DM ha^{-1} , die, dividiert durch den jeweiligen Bioethanolertrag, Kosten zwischen 0,70–1,27 DM L^{-1} Bioethanol ergaben. Die geringsten intensitätsspezifischen Gesamtkosten L^{-1} Bioethanol wurden unter den geprüften Bedingungen mit Beständen der Triticale-sorte Modus kalkuliert, die nach Vorfrucht Erbse aufwuchsen. Die Rohstoffproduktionskosten ha^{-1} stiegen in der Reihenfolge der Anbauintensität von minimal < reduziert < hoch < mittel an. Der Anbau einer Getreideart/sorte bei mittlerer Anbauintensität, also schlempegedüngt, war somit stets die kostspieligste Variante der Korngutproduktion. Einbezüglich der Konversion wurden auf der Basis dieses Verfahrens Gesamtkosten von bis zu 1,27 DM L^{-1} Bioethanol errechnet.

Ökobilanz

Zur Prüfung der Umweltrelevanz stand Bioethanol Ottokraftstoff und Stroh Heizöl als substituierbare Referenz fossilen Ursprungs gegenüber. Zusammen sparen Bioethanol und Stroh bis zu 200 GJ ha⁻¹ fossile Primärenergie ein und vermeiden den Ausstoß von rund 14 t ha⁻¹ klimarelevanten CO₂ Äquivalenten. In Folge seiner bezüglich des Energieeinsatzes unaufwendigeren Vorketten, trug Stroh hierzu den jeweils höheren Anteil bei. Teils ungünstiger als die jeweilige fossile Referenz schnitten Bioethanol und Stroh in den Umweltwirkungskategorien Versauerungspotential, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität, Ozonabbau sowie Photooxidantienbildung ab. Art und Umfang der Schlechterstellung hingen für Bioethanol und Stroh in unterschiedlichem Maße mit von der Anbauintensität ab. Lebenswege, die auf der Basis von Anbauverfahren mittlerer Intensität bilanziert wurden, bilden hier, primär bedingt durch den Entfall der energie- und emissionsintensiven N-Mineraldüngung, einen akzeptablen Kompromiß bezüglich der Emissionen relativ zu Ottokraftstoff und der Inkaufnahme herabgesetzter Primärenergieeinsparungen in Folge der geringen Ertragsrelevanz der bei mittlerer Anbauintensität verabreichten Schlempe.

Schlußfolgerungen

Eine energiesparende Konversion vorausgesetzt, ist der Anbau hoch ertragreicher Getreidearten/sorten in Fruchtfolgen mit Leguminosenvorfrüchten eine energetisch wie ökonomisch relevante Möglichkeit zur Optimierung der Produktion von Bioethanolgetreide und somit von Bioethanol. Ökologisch betrachtet, steht die auf hohe Korntrockenmasse ha⁻¹ ausgerichtete Rohstoffproduktion im Konflikt zwischen der Einsparung an Primärenergie und damit der Reduktion von Treibhausgasemissionen relativ zur fossilen Referenz und, verglichen mit extensiven Anbaumethoden, der Erhöhung der Freisetzungsraten anderer ökologisch relevanter Substanzen.

F. Summary

Introduction

Bioethanol from grain is produced by biochemical conversion of the stored starch. It can be added to gasoline of fossil origin. Grain destined for bioethanol must permit high bioethanol conversion per grain dry ton. The crucial factor is the starch content, whereby increasing grain protein means decreasing starch content and thus declining bioethanol conversion. Grain yield ha⁻¹ and grain protein content are known for being negatively correlated. Thus, by appropriate cultivation of high-yielding cereals reduced grain protein content can be expected. Hence, the production of high starchy grains requires high-yielding cereals grown with grain-yield-effective N-supply and plant protection regime.

Problem definition

For lack of alternatives, grain for fermentation bioethanol is usually taken from stocks originally destined for food or feedstuff. Hence, information on the effect of appropriate production of ethanol grain with view to agronomy and bioethanol conversion as well as the energetic, the economic and the environmental analysis of bioethanol is scarce. Therefore, the following questions were investigated:

- How much is the grain yield, the bioethanol conversion and the bioethanol yield of high yielding winter cereals affected by different growing conditions coupled with different crop cultivation intensities?
- What yield relevance has the substitution of mineral N-fertilizers by alternative N-sources including stillage manuring?
- A state of the art conversion process presupposed, how far does the crop management affect the energetic, the economic and the ecological analysis of bioethanol production?
- How far does the analysis shift, when the by-products stillage and straw are included additionally?

Materials and Methods

Data were taken from field trials conducted in 1996/1997 and 1997/1998 at two different experimental sites of Hohenheim University (Ihinger Hof, Oberer Lindenhof). The factors were site/previous crop, winter cereal species (Rye cv. Farino, triticale cv. Modus, wheat cv. Batis) and crop production intensity. Crop production intensity resulted from a site-related aggregation of nitrogen supply and pest control. To minimize the use of fossil energy, the residues of previous legume crops (pea, grass-clover) and/or grain stillage substituted for mineral fertilizer N. Previous pea was faced by a previous grain crop. The grain and straw yield ha^{-1} , the bioethanol conversion dt^{-1} of grain dry weight and the bioethanol yield ha^{-1} along with the applied agricultural goods outline the bases for the energetic, the economic and the ecologic analyses made for bioethanol.

Results

Analyses of variance proved effects on the grain yield, the bioethanol conversion and the bioethanol yield. Grain dry weights of 25–100 dt ha^{-1} , bioethanol conversion of 41–47 L dt^{-1} and bioethanol yields of 1000 – 4450 L ha^{-1} indicate the variability of the empiric results. That ensures relevant data for the intended analyses.

Energy balance

As the site-related crop production intensity increased, both the energy output ha^{-1} and the energy gain ha^{-1} raised, whereas the output/input ratios fell. Conversion included, ethanol grain production after a previous pea crop was no source for energy savings. However, due to increased grain yields the most favorable energy gains (33–56 GJ ha^{-1}) and output/input ratios (2.61–3.07:1) relative to a previous grain

crop were determined after previous pea. In stillage manuring, the energy gain ha^{-1} remained minor in comparison to mineral fertilization because of poor cereal yield. Including the value added potential of stillage and straw, energy gains of 207 GJ ha^{-1} and output/input ratios of 9.2:1 resulted.

Costing

As affected by the growing conditions, the variety/cultivar and the crop production intensity level, the costs of crop production amounted to $851\text{--}1514 \text{ DM ha}^{-1}$. Conversion included, total costs of $1409\text{--}2983 \text{ DM ha}^{-1}$ resulted, equivalent to $0.70\text{--}1.27 \text{ DM L}^{-1}$ of bioethanol. Among the conditions under investigation, the triticale cv. Modus was most economic with view to costs L^{-1} of bioethanol produced. Costs of crop cultivation increased in order of production intensification from minimum < reduced < high < medium. Crop growing with medium intensity, i.e. with stillage manuring, was always the most expensive practice on a per ha basis. Conversion included, costings based on medium intensity procedures caused expenses of up to 1.27 DM L^{-1} of bioethanol produced.

Ecobalance

For environmental analyses, the life cycles of bioethanol and straw were determined relative to the substitutable reference fossil fuels gasoline and heating oil. Peak fossil primary energy preservation of bioethanol and straw amounted to 200 GJ ha^{-1} . Maximum reductions of climate relevant CO_2 equivalents were 14 t ha^{-1} . Due to less complex pre-chains, straw always exceeded the benefits of bioethanol. With view to acidification, eutrophication, human or ecological toxicity, stratospheric ozone depletion or photo smog formation, both bioethanol and straw partly revealed disadvantages relative to their fossil counterpart. Type and extent of the adverse effect of bioethanol and straw depended to different degrees on crop cultivation intensity. For lack of energy and emission-intensive mineral fertilizer N applications, life cycles balanced on the basis of medium intensity levels form an acceptable compromise concerning emission pattern relative to gasoline and the acceptance of lowered primary energy savings due to the poor cereal yield performance of stillage manuring.

Conclusions

A-state-of-the-art conversion process presupposed, the cultivation of high-yielding cereals in crop rotations including previous legume crops is an energetically and economically efficient option to optimize the production of bioethanol grain and hence of bioethanol. From the ecologic view, crop production aligned to high grain yields ha^{-1} is conflicting with respect to the enhancement of fossil primary energy conservation and thus the avoidance of greenhouse gas emissions relative to the reference fossil fuel, and incremental releases of other ecologically relevant substances as compared to low-input crop management.

G. Konferenzbeiträge

- Rosenberger, A., Kübler, E., Aufhammer, W., Senn, T., Pieper, H.J. (1998): First results of investigations to optimize the production of grain for bioethanol processing. Biomass for Energy and Industry. 10th European Conference and Technology Exhibition. Proceedings of the International Conference, Würzburg, Germany 8-11 June 1998: 761-763
- Rosenberger, A., Aufhammer, W., Pieper, H.J. (1998): Bewertung von Anbauverfahren zur Produktion von Wintertriticale als Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 11: 223-224
- Rosenberger, A., Aufhammer, W., Senn, T., Pieper, H.J. (1999): Auswirkungen der Anbauintensität bei Getreide auf den Bioethanolertrag. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 12: 139-140
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn T., Aufhammer, W. (2000): Future Crop Management for Bioethanol Grain. Book of Abstracts. 3rd International Crop Science Congress 2000, 17-22 August, Hamburg, Germany, p. 203
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Kübler, E., Aufhammer, W. (2000): Triticale im Vergleich zu Weizen als Rohstoff für die Bioethanolherstellung unter besonderer Berücksichtigung der Energiebilanz. Vortr. Pflanzenzüchtg. 49, 187-194

H. Literaturverzeichnis

- Adam, F. (1990): Schlempeverfütterung in der Wiederkäuerfütterung. Hand. Brennerei- Alkoholwirtsch. 37: 425-439
- Ande, B., H.-J., Pieper, Senn, T. (1998): Fremdenzymfreie Herstellung von Glucosesirup durch Direktverzuckerung aus autoamylolytisch hochaktivem Triticale. Starch/Stärke 50, 11-12: 518-523
- Anonymus (1994): Treibstoff aus Pflanzenabfall – Genmanipulierte Bakterien effektiver als andere Mikroben. New Scientist, Nr. 1919, p.17
- Anonymus (1999): Bioäthanol wird interessanter. Ernährungsdienst 94, 4.12.1999
- Aufhammer, W., Pieper, H.J., Stützel, H., Schäfer, V. (1993): Eignung von Korngut verschiedener Getreidearten zur Bioethanolproduktion in Abhängigkeit von der Sorte und den Aufwuchsbedingungen. Bodenkultur 44: 183-194
- Aufhammer, W., Pieper, H.-J., Kübler, E., Schäfer, V. (1994): Eignung des Korngutes von Weizen und Triticale für die Bioethanolproduktion in Abhängigkeit vom Verarbeitungszeitpunkt nach der Reife. Bodenkultur 45: 177-187
- Aufhammer, W., Pieper, H.J., Kässer, J., Schäfer, V., Senn, T., Kübler, E. (1996a): Zur Eignung des Kornguts unterschiedlicher stickstoffgedüngter Getreidebestände als Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. J. Agron. Crop Sci. 177: 185-196
- Aufhammer, W., Kübler, E., Kaul, H.-P. (1996b): Untersuchungen zur Anpassung des Stickstoffangebots aus unterschiedlichen N-Quellen an den Verlauf der N-Aufnahme von Maisbeständen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159: 471- 478
- Aufhammer, W. (1998): Getreide- und andere Körnerfruchtarten – Bedeutung, Nutzung und Anbau. E. Ulmer Verlag , Stuttgart
- Behmel, U., Gleixner, A. (1998): Biogaserzeugung aus Brennereischlempe – Eine wirtschaftliche Ergänzung zum Brennereibetrieb. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 45: 331-349
- Biesantz, A., Adak, S., Didar, Eser (1999): Produktivität einer Leguminosen/Weizen-Fruchtfolge mit konservierender Bodenbearbeitung gegenüber traditionellen Brache/Weizen-Anbausystemen mit Pflugeinsatz auf zentralanatolischen Trockenstandorten. Pflanzenbauwiss. 3 (2): 64-72
- BML (1995): Bericht des Bundes und der Länder über Nachwachsende Rohstoffe 1995. Schriftenr. Bundesminis. Ernährung, Landwirtsch. Forsten. Reihe A: Angewandte Wissensch. Sonderh. Landwirtschaftsverlag Münster
- BML (2000): Bekanntmachung über die Förderung eines FuE-Vorhabens zum Schwerpunkt: Verwendung von Ethanol und Methanol aus nachwachsenden Rohstoffen im chemisch-technischen und im Kraftstoffsektor unter besonderer Berücksichtigung von Agraralkohol. Bundesminis. Ernährung, Landwirtsch. Forsten: Bundesanzeiger vom 14.10.2000

- Bosch, J. (1991): Die Schlempe aus landwirtschaftlichen Brennereien als Dünger für die Felder. Hand. Brennerei- Alkoholwirtsch. 38: 457-456
- Bundessortenamt (1996): Beschreibende Sortenliste Getreide, Mais, Ölfrüchte, Leguminosen (großkörnig), Hackfrüchte (außer Kartoffeln). Landbuch Verlag, Hannover
- Christen, O., Sieling, K. (1998): Einfluß der Interaktion zwischen Winterraps und Winterweizen als Vorfrucht und der Sortenwahl auf die Ertragshöhe von Winterweizen. Pflanzenbauwiss. 2 (1): 16-19
- Dennert, J., Fischbeck, G. (1998): Anbaumanagement von Triticale. Getreide 4, 3, 112-119
- Dennert, J., Fischbeck, G. (1999): Anbaumanagement von Weizen. Getreide 5, 3, 146-157
- Fauth, G. (1998): Schlempe im neuen Düngemittelrecht. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 45: 359-366
- Feil, B. (1997): The inverse yield-protein relationship in cereals: possibilities and limitations for genetically improving the grain protein yield. Trends in Agronomy 1: 103-119
- Feil, B. (1998): Physiologische und pflanzenbauliche Aspekte der inversen Beziehung zwischen Ertrag und Proteinkonzentration bei Getreidesorten: Eine Übersicht. Pflanzenbauwiss. 2 (1): 37-46
- Feil, B., Bänziger, M. (1999): Beziehung zwischen dem Kornertrag und den Konzentrationen von Protein, Phosphor und Kalium in den Körnern von Sommerweizensorten. Pflanzenbauwiss. 3 (1): 1-8
- Fischbeck, G., Dennert, J. (1998): Sortenbedingte Differenzierungen der Aufnahme und Verwertung von Stickstoff bei Winterweizen. Pflanzenbauwiss. 2: 176-182
- Fischbeck, G., Dennert, J., Maidl, F.-X. (1997): Auswirkungen von N-Spätdüngungsmaßnahmen zu Winterweizen auf oberirdische Biomasse, Kornertrag und Proteingehalt bei unterschiedlicher N-Grunddüngung. Pflanzenbauwiss. 1 (4): 145-153
- Francis, G. S., Haynes, R. J., Williams, P. H. (1994): Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth after ploughing-in leguminous and non-leguminous grain crop residues. J. of Agricultural Sci., Cambridge 123: 81-87
- Grosskopf, W., Henze, A., Kloos, R. (1988): Forschungsförderung Nachwachsende Rohstoffe – Bereich Gärungsalkohol – Stand und Perspektiven. Schriftenreihe Forschungsberichte des Dachverbands Agrarforschung (Hrsg.), DLG-Verl. Frankfurt/M. Band 1a
- Gutser R., Amberger, A. (1989): Verwertung von Schlempe als organischer Dünger in der Landwirtschaft. Branntweinwirtsch. 129, 11: 178-180

- Gutser, R. (1998): Stickstoffumsatz, Lagerverhalten und optimale Verwertung von Schlempe auf landwirtschaftlichen Flächen. *Branntweinwirtsch.* 138, 1: 2-6
- Hartmann, H., Strehler, A. (1995): Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. *Schriftenr. Nachw. Rohst. Bundeslandwirtschaftsminist. Landwirtschaftsverlag, Münster*
- Heinzmann, F. (1981): Assimilation von Luftstickstoff durch verschiedene Leguminosenarten und dessen Verwertung durch Getreidenachfrüchte. *Diss. Universität Hohenheim*
- Hoffmann, M. (2000): Bundesmonopolverwaltung für Branntwein, Offenbach am Main, Persönliche Mitteilung vom 1.12.2000
- Holz, J. (1999): Hybridweizen – Was leisten die Sorten? *Getreide* 5, 4, 196-201
- Honermeier, B. (2000): Im Triticaleanbau zukünftig auch Hybridsorten? *Getreide* 6, 4, 240-242
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., Stelzer, T. (1997): Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects. *Biomass Bioenergy* 12, 2: 121-134
- Kaltschmitt, M., Reinhardt, G. A., (Hrsg.) (1997): *Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung.* Vieweg Verlag, Braunschweig
- Karpenstein-Machan, M., Honermeier, B., Hartmann, F., 1994: *Triticale.* DLG-Verl. Frankfurt/M.
- Käßer, J. (1994): Eignung des Kornguts unterschiedlich stickstoffgedüngter Getreidebestände als Rohstoff für die Bioethanolproduktion. *Diplomarbeit. Inst. f. Pflanzenbau und Grünland. Universität Hohenheim*
- Katsuyoshi Hoshina, Masaki Inui, Takashi Kitamura, Hiroshi Kokado (2000): Fixierung von Luftstickstoff in einem Salz mit einem System aus Titanoxid und einem leitfähigen Polymer. *Angew. Chem.* 112, 14, 2558-2561
- Kaul, H.-P., Kübler, E. (1998): Untersaaten von Körnerfruchtbeständen in Ackerbohnen: Ertragsbildung und Stickstoffnutzung. *Pflanzenbauwiss.* 2 (4): 190-198
- Klass, D. L. (1998): *Biomass for Renewable Energy, Fuels, and Chemicals.* San Diego, Calif. Acad. Press
- Klein, D. (1991): Bioethanol – Sachstand und Perspektiven. *Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch.* 38: 401-418
- Klisch, W. (1997): Bioethanol im Vergaserkraftstoff – die umweltfreundlichere Alternative? *Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch.* 44: 369-387
- Kreipe, H. (1981): *Getreide- und Kartoffelbrennerei.* E. Ulmer Verlag, Stuttgart
- Kübler, E. (1994) *Weizenanbau.* E. Ulmer Verlag, Stuttgart

- Leible, L., Wintzer, D. (1993): Energiebilanzen bei nachwachsenden Energieträgern. In: Flaig, H., Mohr, H., (Hrsg.): Energie aus Biomasse — eine Chance für die Landwirtschaft. Springer Verlag, Berlin: 67-83
- Lewandowski I., Bohn, A., Kaltschmitt, M., Weinrebe, G. (2000) Ökobilanzen einer Wärmebereitstellung aus Getreideganzpflanzen: Einfluß von Getreideart und Stickstoff-Düngung an zwei Standorten. Pflanzenbauwiss. 4, 1: 15-25
- Marnellos, G., Stoukides, M. (1998): Ammonia synthesis at atmospheric pressure. Science, 282, 5386: 98-100
- Matthes, F. (1995): Bewertung von Schlempe als Bodendünger. Handb. Brennerei-Alkoholwirtsch. 42: 393-401
- McEwen, J., Darby, R. J., Hewitt, M. V., Yeoman, D. P. (1989): Effects of field beans, fallow, lupins, oats, oilseed rape, peas, ryegrass, sunflowers and wheat on nitrogen residues in the soil and the growth of a subsequent wheat crop. J. of Agricultural Sci., Cambridge 115: 209-219
- Menrad, H., König, A. (1982): Alkoholkraftstoffe. Springer Verlag, Wien
- Misselhorn, K.U. (1980): Supramyl — ein Verfahren zur Herstellung von Energiealkohol. Chem. Rundschau 38, 33: 4-8
- Nikolaisen, L., Nielsen, C., Larsen, M. C., Nielsen, V., Zielke, U., Kristensen, J. K., Holm-Christensen, B. (1998): Stroh als Energieträger. 2. Aufl. Center f. Biomasse-Technologie, Dänemark
- Obenauf, U. (1999): Aktuelles aus Acker- und Pflanzenbau 1999. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein. 18-81
- Pagel, R. (1994): Zum Einfluß von Leguminosen auf Nährstoffdynamik, Umweltbelastung und Pflanzenwachstum in Lysimeter- und Freilanduntersuchungen. Diss. Universität Gießen
- Panse, A., Maidl, F. X., Haunz, F. X., Fischbeck, G. (1995): Umsatz von Körnerleguminosenstickstoff in einer Fruchtfolge mit Winterweizen und Wintergerste. Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 8: 253-256
- Pieper, H.J., Thomas, L. (1989): Vergleichende Untersuchungen zur amylolytischen Wirkung von Handelenzympräparaten in der Alkoholproduktion unter besonderer Berücksichtigung druckloser Maischverfahren. Branntweinwirtsch. 129, 11: 70-77
- Pieper, H.J., Böhner, K. (1985): Energiebedarf, Energiekosten und Wirtschaftlichkeit verschiedener Alkoholproduktionsverfahren unter besonderer Berücksichtigung des Schlempe-Recyclingverfahrens (SRV). Branntweinwirtsch. 125: 286-293
- Pieper, H.J., Jung, O. (1982): Das Schlempe-Recyclingverfahren (SRC-Verfahren) Handb. Brennerei Alkoholwirtsch. 29: 290-321

- Pieper, H.J., Senn, T. (1987): Das Ganzkornmaischverfahren – Ein neues druckloses Verfahren zur Gewinnung von Gärungsalkohol aus stärkehaltigen Rohstoffen. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 34: 275-291
- Pieper, H.J., Senn, T. (1991): Die Produktion von Alkohol aus Kartoffeln nach dem Hohenheimer Dispergier-Maischverfahren mit Schlempe-Recycling. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 38: 285-322
- Quadt, A. (1994): Alkoholproduktion aus Roggen nach dem Hohenheimer Dispergiermaischverfahren. Diplomarbeit. Inst. f. Lebensmitteltechnologie. Universität Hohenheim
- Radtke, J. (1999): Produktökobilanz von Bioenergieträgern am Beispiel ausgewählter Energie- und Emissionsbilanzen annueller und perennierender Energiepflanzen. Diss. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Rathke, G.-W., Schuster, C., Diepenbrock, W. (1998): Auswirkungen differenzierter Stickstoffversorgung auf die Energiebilanz im Winterrapsanbau (*Brassica napus L.*). Pflanzenbauwiss. 2 (2): 76-83
- Rau, T. (1989): Das autoamylolytische Enzymsystem des Weizens seine quantitative Erfassung und technologische Nutzung bei fremdenzymreduzierter Amyloyse unter besonderer Berücksichtigung der Ethanolproduktion. Diss. Universität Hohenheim
- Reinhardt, G. A. (1993): Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps. Vieweg Verlag, Braunschweig
- Retzer, F. (1995): Untersuchungen zur Stickstoffverwertung von Weizenbeständen. Diss. Technische Universität München
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. (2000): Optimierung der Produktion von Wintergetreide zur Bioethanolherstellung durch unterschiedlich intensive Anbauverfahren. J. Agron. Crop Sci. 185,1: 55-65. Mit der Abdruckgenehmigung von Blackwell Wissenschafts-Verlag
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. (2001a): Improving the energy balance of bioethanol production from winter cereals: the effect of crop production intensity. Applied Energy 68,1: 51-67. Reprinted with permission from Elsevier Science. <http://www.elsevier.com/locate/apenergy>
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Senn, T., Aufhammer, W. (2001b): Costs of bioethanol production from winter cereals: the effect of growing conditions and crop production intensity levels. J. Industrial Crops & Products. Accepted for publication
- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Aufhammer, W. (2001c) Bioethanol from grain vs. gasoline: Life cycle analyses of winter triticale grown at different crop production intensity levels. Biomass Bioenergy. Under review

- Rosenberger, A., Kaul, H.-P., Aufhammer, W. (2001d): Bioethanol and by-product straw from winter cereals vs. gasoline and heating oil: The effect of crop management with view to energy and emissions. Biomass Bioenergy. Under review
- Schäfer, V. (1995): Effekte von Aufwuchsbedingungen und Anbauverfahren auf die Eignung von Korngut verschiedener Getreidebestände als Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. Diss. Universität Hohenheim
- Schäfer, V., Aufhammer, W., Kübler, E., Pieper, H.-J., Senn, T. (1997a): Eignung sortengemischter Bestände von Wintertriticale und Winterweizen zur Produktion von Rohstoff für die Bioethanolgewinnung. Pflanzenbauwiss. 1 (1): 25-34
- Schäfer, V., Aufhammer, W., Kübler, E., Pieper, H.J., Senn, T. (1997b): Energiebilanzen zur Produktion und Verarbeitung des Kornguts von Wintertriticale und Winterweizen zu Bioethanol. Pflanzenbauwiss. 1 (3):133-141
- Schilling, G. (2000): Pflanzenernährung und Düngung. E. Ulmer Verlag, Stuttgart
- Schliephake, D. (1986): Nachwachsende Rohstoffe. Teil III: Alkohole für Kraftstoffe. J. Kordt Verlag, Bochum
- Schuster, C., Stock, H.-G., Diepenbrock, W. (1998): Beurteilung verschiedener N-Düngungsbemessungsverfahren für Braugerste (*Hordeum vulgare* L.) hinsichtlich Ertragsausschöpfung und Qualitätssicherung unter den Bedingungen des Mitteldeutschen Trockengebiets. Pflanzenbauwiss. 2 (3): 115-122
- Senn, T., Thomas, L., Pieper, H.J. (1993): Zur Bedeutung autoamylolytischer Eigenschaften von Triticale-Sorten für die Gärungsalkoholgewinnung. Handb. Brenneri- Alkoholvirtschaft. 40: 383-401
- Senn, T., Pieper, H.J. (1996): Ethanol – Classical Methods. In: Biotechnology 6, 2. Edition, ed. by Rehm, H.-J., Reed, G., VCH Verlag, Weinheim, 62-120
- Sieling, K., Hanus, H. (1997): N-Aufnahme und N-Verwertungseffizienz zweier Winterweizensorten bei variiert mineralischer N-Düngung. Pflanzenbauwiss. 1 (2): 57-62
- Singh, A., Kumar, P.K.R., Schügerl, K (1992): Bioconversion of Cellulosic Materials to Ethanol by Filamentous Fungi. Advan. Biochem. Engineering/Biotechn. 45: 29-53
- Stelzer, T. (1999): Biokraftstoffe im Vergleich zu konventionellen Kraftstoffen – Lebensweganalysen und Umweltwirkungen. Forschungsbericht des Instituts für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung – IER, Band Nr. 57, Stuttgart
- Thomas, L. (1991): Enzymtechnische Untersuchungen mit Triticale zur technischen Amylolyse unter besondere Berücksichtigung der fremdenzymfreien Bioethanolproduktion. Diss. Universität Hohenheim

- Tibelius, C. (1996): Coproducts and Near Coproducts of Fuel Ethanol Fermentation from Grain. Final Report, Contract No. 01531-5-7157. Centre for Food and Animal Research, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa
- Treu, H. (1997): Schlempeverwertung unter besonderer Berücksichtigung der Trocknung. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 44: 461-468
- Treu, H. (1999): Brennereirohstoff Triticale. Handb. Brennerei- Alkoholwirtsch. 46: 431-440
- Wieck-Hansen, K. (1996): Parameters influencing straw quality important for burning in boilers In: Biomasse als Festbrennstoff – Anforderungen, Einflußmöglichkeiten, Normung. Band 6. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.). Landwirtschaftsverlag, Münster: 75-88
- Wintzer, D., Fürniß, B., Klein-Vielhauer, S., Leible, L., Nieke, E., Rösch, Ch., Tangen, H. (1993): Technikfolgenabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe. Schriftenr. Bundesminis. Ernährung, Landwirtsch. Forsten. Reihe A: Angewandte Wissensch., Sonderh., Landwirtschaftsverlag Münster
- Zimmer, A., Richert, V. (1998): Zukunftsperspektiven für die Energiegewinnung – von Abfällen zu Alkohol. In: Bioworld 1, 41-43