

Loseblatt # 8

VERGLEICH VON AGROFORSTWIRT-
SCHAFT UND KONVENTIONELLER
ACKERBEWIRTSCHAFTUNG
BEZÜGLICH ENERGIEBILANZ UND
BEWIRTSCHAFTUNGSBEDINGTER
TREIBHAUSGASEMISSION AM
BEISPIEL DES LANDWIRTSCHAFTS-
BETRIEBES DOMIN IN
SÜDBRANDENBURG

Michael Kanzler, Christian Böhm, Thomas Domin

Vergleich von Agroforstwirtschaft und konventioneller Ackerbewirtschaftung bezüglich Energiebilanz und bewirtschaftungsbedingter Treibhausgasemission am Beispiel des Landwirtschaftsbetriebes Domin in Südbrandenburg

Autoren

Michael Kanzler, Christian Böhm, Thomas Domin

Anschriften und Kontaktdaten

Michael Kanzler, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Bodenschutz und Rekultivierung, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus

e-mail: kanzlmic@b-tu.de

Dr. Christian Böhm, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Bodenschutz und Rekultivierung, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus

e-mail: boehmc@b-tu.de

Thomas Domin, Landwirtschaftsbetrieb Domin, Feldstraße 20, 01945 Senftenberg OT Peickwitz

e-mail: info@landwirt-domin.de

Forschungsprojekt

"Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie"

Projektlaufzeit: 01.11.2014 bis 31.07.2019

URL: <http://agroforst-info.de/>

Förderung und Förderkennzeichen:

Die Förderung des Projektes erfolgte durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) innerhalb des Rahmenprogramms Forschung für Nachhaltige Entwicklung (FONA)

Förderkennzeichen: 033L129

Die Verantwortung für den Inhalt dieses Loseblattes liegt bei den Autoren.

Cottbus, den 18.08.2020

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	3
Tabellenverzeichnis	3
Formelverzeichnis	3
Glossar	3
Zusammenfassung	5
1 Einleitung	6
2 Modellbetrieb und Bilanzierungsmethodik	7
2.1 Landwirtschaftsbetrieb Domin	7
2.2 Bilanzierungsmethode - Der kumulierte Energieaufwand	7
2.3 Bilanzraumabgrenzung	8
2.4 Zielprodukte, energetische Effizienz und Energieintensität	9
2.5 Energie- und CO ₂ -Äquivalente, Verfahrensanalyse	10
3 Fallbeispiel Landwirtschaftsbetrieb Domin	13
3.1 Modellannahmen	13
3.2 Ergebnisse zum Energieaufwand der Produktionsverfahren	14
3.3 Energetische Effizienz und wichtige energetische Kennzahlen	17
3.4 Nutzungsbedingte Emissionen	19
4 Sensitivitätsanalyse	21
5 Schlussbetrachtungen	25
Literatur	26

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Bilanzraumabgrenzung bei der landwirtschaftlichen Produktion am Beispiel von Domins Landwirtschaftsbetrieb in Peickwitz (Südbrandenburg)	8
Abbildung 2: Schematische Ansicht der einzelnen Verfahrensabschnitte	12
Abbildung 3: Spezifischer Energieaufwand bei der Pflanzenproduktion im Zeitraum von 24 Jahren	15
Abbildung 4: Spezifischer Energieaufwand bei der Pflanzenproduktion im Zeitraum von 60 Jahren	16
Abbildung 5: Energiestruktur des KEA	16
Abbildung 6: Spezifischer Energieaufwand und Energieertrag	17
Abbildung 7: Netto-Energieertrag der Landnutzungssysteme	18
Abbildung 8: a.) Verfahrensbedingte THG-Emissionen (GGE)	20
Abbildung 9: Produktbezogene THG-Emissionen (GGE)	20
Abbildung 10: Energieertrag und kumulierter Energieaufwand (KEA)	21
Abbildung 11: Sensitivität ausgewählter Eingangsgrößen	22
Abbildung 12: Sensitivität variabler Eingangsgrößen	23
Abbildung 13: Sensitivität des Nettoenergieertrages (NEE)	24
Abbildung 14: Variabilität der energetischen Effizienz	25

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Energieäquivalente der eingesetzten Betriebs- und Hilfsstoffe	10
Tabelle 2: CO ₂ -Äquivalente ausgewählter Rohstoffe bei der Pflanzenproduktion	12
Tabelle 3: Vergleich der spezifischen Energieintensitäten der angebauten Ackerkulturen	17

FORMELVERZEICHNIS

(1) Der kumulierte Energieaufwand nach Scholz&Hahn (1998)	7
(2) Der kumulierte Prozessenergieverbrauch nach Scholz (1997)	8
(3) Energieintensität nach Hülsbergen (2008)	9
(4) Netto-Energieertrag nach Hülsbergen (2008)	11
(5) Gesamtenergiebedarf der eingesetzten Betriebsmittel	11
(6) Prozessenergieaufwand für Betriebsmittel	11

GLOSSAR

Betriebsmittel = Im Kontext dieser Arbeit sind hiermit die eingesetzten landwirtschaftlichen Maschinen und Gerätschaften gemeint.

Betriebsstoffe = Technische Stoffe welche den Betrieb der Maschinen gewährleisten und nicht direkt Bestandteil des Produktes werden (z.B. Kraft- und Schmierstoffe).

Endenergieverbrauch = Als Endenergieverbrauch wird die Verwendung von Energieträgern ausgewiesen, die nach Abzug von Umwandlungs- und Leitungsverlusten von der eingesetzten Primärenergie übrigbleibt und unmittelbar zur Erzeugung von Nutzenergie dient.

fm = Festmeter

FM = Frischmasse

Hilfsstoffe = Gehen ebenfalls in das Produkt mit ein, bilden aber einen Nebenbestandteil (z.B. Leim, Faden, Dünger)

Primärenergieverbrauch = Der Begriff Primärenergieverbrauch bezeichnet den Energiegehalt aller im Inland eingesetzten Energieträger. Er umfasst so genannte Primärenergieträger, wie zum Beispiel Braun- und Steinkohle, Mineralöl oder Erdgas, die entweder direkt genutzt oder in so genannte Sekundärenergieträger wie Kohlebriketts, Kraftstoffe, Strom oder Fernwärme umgewandelt werden.

Prozessenergie = Energie zur Aufrechterhaltung eines Prozesses, z.B. Kraftstoff.

Rohstoffe = Grundmaterialien für ein Produkt (z.B. Holz, Metall, Kleiderstoffe, Saatgut). Gehen in das Produkt ein und bilden Hauptbestandteil.

TM = Trockenmasse

Werkstoffe = Betriebsstoffe, Hilfsstoffe und Rohstoffe

ZUSAMMENFASSUNG

Maßnahmen zur Steigerung der energetischen Effizienz und Reduktion von betriebsbedingten Emissionen in der deutschen Landwirtschaft sind vor dem Hintergrund des anthropogenen Treibhauseffektes sowie politischer Bestrebungen zur Substitution fossiler Energieträger dringend erforderlich. In diesem Zusammenhang bietet die Agroforstwirtschaft gegenüber der maximalertragsorientierten, konventionellen Landnutzung aufgrund von Ressourceneinsparungsmöglichkeiten und der Bereitstellung eines nachhaltigen Bioenergieträgers eine sinnvolle Landnutzungsalternative, ohne dabei auf den Anbau profitabler Ackerkulturen verzichten zu müssen. Die vorliegende Studie widmet sich der energetischen Aufwandsanalyse der Bereitstellungsketten von Nutzpflanzen in einem streifenförmigen Agroforstsystem mit Wert- und Energieholz im direkten Vergleich zur konventionellen Produktionsweise (Wertholz steht hierbei für Agroforstsysteme mit Stammholzproduktion und Energieholz für im Kurzumtrieb bewirtschaftete Agroforstsysteme). Hierfür wurden basierend auf Bewirtschaftungsdaten des südbrandenburgischen Landwirtschaftsbetriebs Domin umfangreiche Szenarioanalysen nach der Methode des kumulierten Energieaufwands (KEA) durchgeführt und ausgewertet. Die Auswertung dieser Szenarien verdeutlicht, dass unter den gegebenen standörtlichen Bedingungen die Produktion von Agrarholz in Agroforstsystemen maßgeblich zur Reduktion des Energieeinsatzes und somit zur Steigerung der energetischen Effizienz (EE) beitragen kann. So wurde beispielsweise bei einer Energieholzvariante mit einem Gehölzflächenanteil von 20 % und einem unterstellten Pappelertrag von $8 \text{ t TM ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein gegenüber der konventionellen Nutzung um etwa 15 % reduzierter KEA sowie eine um knapp 20 % gesteigerte EE in der Pflanzenproduktion ermittelt. Das mit Abstand höchste Einsparungspotential lag hierbei im energetisch sehr aufwendigen Verfahrensabschnitt Düngung, welcher durch hohe produktionsbedingte energetische Aufwendungen zur Düngemittelbereitstellung gekennzeichnet war. Insgesamt konnte in der vorliegenden Modellkalkulation auch gezeigt werden, dass sich energetische Flächenproduktivität durch den Anbau von Energieholz gegenüber der herkömmlichen Landnutzung ebenfalls um fast 4 % steigern ließ. Die energetischen Aufwendungen beim Anbau von Wertholz waren insgesamt ebenfalls erheblich geringer als bei der konventionellen Nutzungsweise, eine höhere energetische Flächenproduktivität und EE konnten jedoch erst bei vergleichsweise hohen Einzelbaumerträgen eruiert werden. Insgesamt eignen sich sowohl die untersuchten Wert- als auch die Energieholzvarianten für den Zweck der Ressourceneinsparung und zur Reduktion von bewirtschaftungsbedingten Treibhausgasemissionen. Im direkten Vergleich erfordert der Anbau von Energieholz unter den hier untersuchten standörtlichen Bedingungen bzw. unterstellten Modellbedingungen jedoch deutlich weniger Gehölzfläche zur Erreichung dieser Ziele.

1 EINLEITUNG

Maßnahmen zur Steigerung der energetischen Effizienz werden in Deutschland als Schlüsselement zur Sicherstellung eines nachhaltigen Energiesystems angesehen. Auf diese Weise lassen sich nicht nur der Energieverbrauch und der Einsatz von fossilen Primärenergieträgern (Steinkohle, Erdöl, Erdgas etc.) senken, sondern allgemein auch die Treibhausgasemissionen und die Umweltbelastung durch Luftschadstoffe reduzieren (BMWi 2017). Die methodische Grundlage zur Beurteilung der energetischen Effizienz und der eingesetzten fossilen Primärenergie in einem Produktionsverfahren kann über eine Modellbetrachtung in Form einer Energiebilanz quantifiziert werden (vgl. AEGB 2017). Vor dem Hintergrund der nationalen Berichtspflicht im Rahmen der internationalen Klimarahmenkonvention stellt sie auch die Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von CO₂-Emissionen dar und bildet somit eine wichtige politische Entscheidungsgrundlage für die Abwägung von Energieträgern und Produktionsverfahren auf Basis ihrer Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit (AEGB 2015). Gegenwärtig gehen etwa 85 % der Klimagasemissionen in Deutschland auf den Einsatz von Energie zurück und treiben die politisch motivierte Förderung von erneuerbaren Energieträgern und Anstrengungen zur Absenkung des Energieverbrauchs weiter voran (LfULG 2018). In diesem Kontext kommt der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland gewissermaßen eine Doppelrolle zu, denn einerseits ist sie ein bedeutender Konsument von fossilen Primärenergieträgern, andererseits trägt sie aber substantiell zur Entlastung der Nutzung von fossilen Primärenergieträgern bei. So wurden im Jahr 2017 auf ca. 2,3 Millionen ha, also 14,1 Prozent der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, Energiepflanzen zur Substitution von fossilen Primärenergieträgern angebaut (BMEL 2018). Gleichzeitig war die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2016 für die Emission von insgesamt 65,2 Millionen Tonnen (Mio. t) Kohlendioxid (CO₂)-Äquivalenten verantwortlich, was etwa 7,2 % der gesamten Treibhausgasemissionen Deutschlands in diesem Zeitraum entspricht (UBA 2019). Folglich sind Landnutzungsstrategien zur Substitution von fossilen Energieträgern sowie Bemühungen zur Steigerung der energetischen Effizienz von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in Hinblick auf eine klimaverträgliche und nachhaltige Landnutzung dringend erforderlich. Angesichts dieser Tatsache könnte der Anbau von Agrarholz in Agroforstsystemen zukünftig in der Praxis mehr an Bedeutung gewinnen. Denn diese Systeme gelten im Vergleich zu den auf Maximalertrag ausgerichteten konventionellen Produktionssystemen als arbeitsextensiv, ermöglichen Einsparung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, und bieten ferner die Möglichkeit Holz als wertvollen Bioenergieträger zur energetischen oder stofflichen Verwertung bereitzustellen. Hinzu kommt, dass im Gegensatz zu anderen Landnutzungsalternativen der Landwirt beim Anbau von Agroforstsystemen nicht auf konventionelle landwirtschaftliche Nutzpflanzen verzichten muss.

Die primäre Zielsetzung dieser Arbeit besteht in einer energetischen Aufwandsanalyse der Bereitstellungsketten von Nutzpflanzen in zwei verschiedenen Agroforstsystemtypen mit Wert- und Energieholz, jeweils im direkten Vergleich zur konventionellen Produktionsweise (Wertholz steht hierbei für Agroforstsysteme mit Stammholzproduktion, während der Begriff Energieholz stellvertretend für im Kurzumtrieb bewirtschaftete Agroforstsysteme genutzt wird). Darüber hinaus werden die wichtigsten bewirtschaftungsbedingten Emissionen und energetischen Kennzahlen dieser Produktionsverfahren quantifiziert und geprüft inwieweit der Anbau von Agrarholz auf Betriebsebene zu einer potentiellen emissionsbedingten und energetischen Entlastung der Landwirtschaft beitragen kann.

2 MODELLBETRIEB UND BILANZIERUNGSMETHODIK

2.1 Landwirtschaftsbetrieb Domin

Gegenstand der folgenden Untersuchung zur energetischen Bilanzierung von agroforstlichen und konventionellen landwirtschaftlichen Landnutzungssystemen ist der Landwirtschaftsbetrieb Domin. Dieser befindet sich in Peickwitz, einem Ortsteil der südbrandenburgischen Stadt Senftenberg (Landkreis Oberspreewald-Lausitz). Im Jahr 2018 wurde hier auf einer Fläche von etwa 277 ha Ackerbau betrieben. Außerdem unterhält der Betrieb eine Mutterkuh-Herde mit ca. 25 Tieren, 40 Mastplätze für Schweine und 250 Geflügel-Nutztiere (Hühner, Enten, Gänse). Überdies wurde eine 150 kW (elektrisch) Biogasanlage auf dem betriebseigenen Gelände betrieben. Der Standort weißt etwa 25 Bodenpunkte auf, wobei der Oberboden vorwiegend durch schwach lehmigen Sand und der Unterboden durch reinen Sand geprägt ist. Der Bodentyp variiert je nach Grundwassereinfluss größtenteils zwischen Braunerde-Regosol, Braunerde-Gley und reliktschem Gley.

Die Untersuchungsregion ist klimatisch mit einer mittleren Jahresniederschlagssumme von 560 mm und einem langjährigen Mittel der Jahresdurchschnittstemperatur von 9,3 °C (DWD Station in Cottbus, 1951-2003) den trockensten und ertragsschwächsten Gebieten Deutschlands zuzuordnen. Die agroforstlich genutzte Ackerfläche, inkl. Gehölzfläche beträgt etwa 24 ha und befindet sich in direkter Hofnähe (~ 50 m). Die Gehölzstreifen wurden im Frühjahr 2014 in einer Ausgangspflanzdichte von bis zu 10.000 Bäume ha⁻¹ gepflanzt und bestehen vorwiegend aus Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) und Pappelhybriden (*Populus nigra* L. x *P. maximowiczii* Henry). Die Agrarholzstreifen grenzen zwischen 58 und 200 m breite Ackerstreifen ab, auf denen für die Region typische Marktfrüchte angebaut werden: Mais (*Zea mays* L.), Hafer (*Avena sativa* L.) und Roggen (*Secale cereale* L.). Zur Verbesserung der Bodenstruktur und zur Steigerung der biologischen Aktivität wird regelmäßig eine handelsübliche Zwischenfruchtmischung aus Alexandrinerklee, Phacelia, Ölrettich und Ackerkresse gesät und mit der Scheibenegge eingearbeitet.

2.2 Bilanzierungsmethode - Der kumulierte Energieaufwand

Bei der im Kontext dieser Arbeit verwendeten energetischen Bilanzierungsmethode handelt es sich um die Methodik des kumulierten Energieaufwandes (KEA), welcher bereits seit den 1970er Jahren weltweit als Kennzahl von Energiesystemen Anwendung findet. Seit Beginn der 1990er Jahre wurde er auch in Deutschland mit einer Vorschrift, der VDI-Richtlinie 4600, umgesetzt (Wiegmann und Fritsche 2008). Im Gegensatz zur Ökobilanz, die sehr umfangreiche Schritte zur Betrachtung der Umweltauswirkungen durch ein System berücksichtigt, widmet sich die KEA-Methodik der Quantifizierung von Energie- und Ressourcenbelastungen, welche mit einem Produkt oder einer Dienstleistung einhergeht. Analog zur Ökobilanz müssen die zugrunde gelegten Randbedingungen, wie etwa die Systemgrenzen, die funktionelle Einheit und der Bilanzraum detailliert beschrieben werden, da nur so eine exakte Erfassung der zu bilanzierenden Stoff- und Energieströme gewährleistet werden kann. Beispielsweise bleiben in Übereinstimmung mit der VDI-Richtlinie 4600 die menschliche Arbeitskraft und andere in der natürlichen Umgebung vorhandene, technisch nicht genutzte Energieformen unberücksichtigt (Scholz 1997). Die Ermittlung des KEA erfolgt durch eine Kombination aus Prozesskettenanalyse und energetischer Input-Output-Analyse, deren Grundzüge in der VDI-Richtlinie 4600 festgelegt sind (FFE 1999). Der KEA gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwandes an, der in Zusammenhang mit der Herstellung (KEA_H), der Nutzung bzw. Instandhaltung (KEA_N) und anschließenden Entsorgung (KEA_E) eines ökonomischen Gutes (Produkt, oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann (Scholz und Hahn 1998). Der KEA für ein Betriebsmittel lässt sich durch folgende Gleichung darstellen:

$$KEA = KEA_H + KEA_N + KEA_E \quad (1)$$

Die jeweiligen Summanden setzen sich aus dem kumulierten Prozessenergieverbrauch (KPEV) und dem kumulierten nichtenergetischen Aufwand (KNA) zusammen (Scholz 1997), was sich wiederum durch die folgende Gleichung ausdrücken lässt:

$$KEA_x = KPEV_x + KNA_x \quad (2)$$

Der kumulierte Prozessenergieaufwand berücksichtigt alle primärenergetisch, über die Bereitstellungsnutzungsgrade bewerteten Energieverbräuche. Der kumulierte nichtenergetische Aufwand beschreibt dagegen die Summe der primärenergetisch bewerteten Energiegehalte aller nichtenergetisch eingesetzten Energieträger (z.B. Öl bei der Herstellung von Kunststoff) sowie den stoffgebundenen Energiegehalt (z.B. Holz als Werkstoff) aller anderen brennbaren Stoffe (FFE 1999). Für die Berechnung des Ressourcenverbrauchs eines Produktes oder einer Dienstleistung werden somit alle eingesetzten Energien mit Bereitstellungsnutzungsgraden versehen und auf Primärenergieträger umgerechnet (Pick und Wagner 1998). Die energetischen Aufwendungen zur Bereitstellung eines Produktes gliedern sich wiederum in den direkten prozessspezifischen Material- und Energieeinsatz sowie in den indirekten, für die Bereitstellung der diesen Prozess betreibenden Geräte, Maschinen und Anlagen notwendigen Aufwendungen (Scholz 1997).

2.3 Bilanzraumabgrenzung

Um die energetischen Aufwendungen bei der technischen Produktion eines Produktes quantifizieren zu können, ist es notwendig, zuvor einen bestimmten Bilanzraum festzulegen. Bei der Produktion von landwirtschaftlichen Gütern ist dies üblicherweise der Hof einschließlich der bewirtschafteten Ackerfläche(n) (vgl. auch Steinmüller und Fazeni 2011). Innerhalb dieser Grenzen wird der kumulierte Energieaufwand aller relevanten Betriebsmittel und Werkstoffe¹ (Betriebsstoffe, Hilfsstoffe und Rohstoffe), die direkt oder indirekt im Produktionsprozess eingesetzt werden, inklusive ihrer vorgelagerten Prozessketten erfasst (Abb. 1).

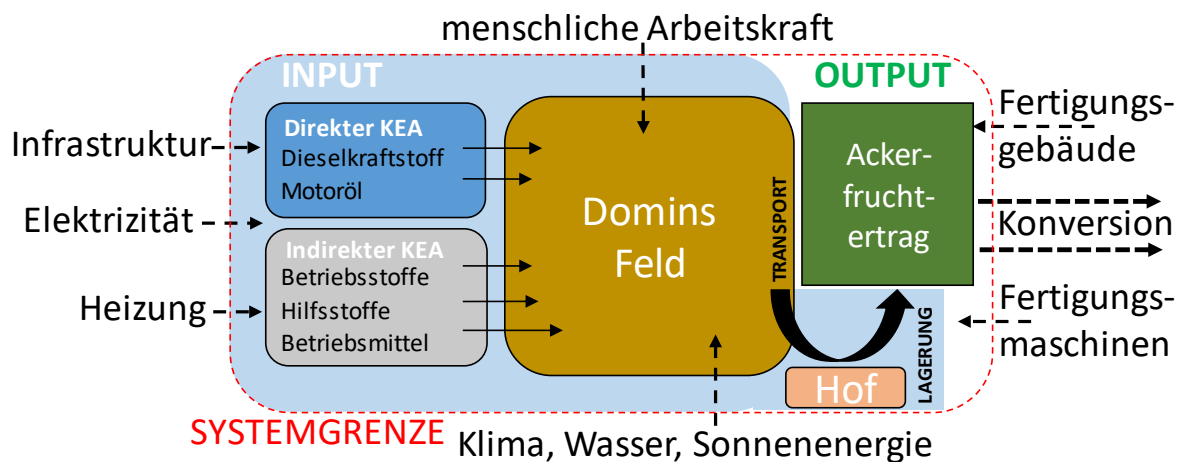


Abbildung 1: Bilanzraumabgrenzung bei der landwirtschaftlichen Produktion am Beispiel von Domins Landwirtschaftsbetrieb in Peickwitz (Südbrandenburg)

Zu den direkt im Produktionsprozess aufgewendeten Energien zählen primär der Dieselkraftstoff und das Motoröl der verwendeten Landmaschinen am Einsatzort, während die indirekten energetischen Aufwendungen beispielsweise die Energie zur Produktion dieser Maschinen, des Saatguts oder von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln abdeckt. Nachgelagerte Prozessschritte außerhalb der Systemgrenzen, wie z.B. die Trocknung oder Weiterverarbeitung bzw. die Konversion der landwirtschaftlichen Güter, werden dagegen in der vorliegenden Bilanzierung nicht berücksichtigt. Dies

¹ Definitionsgemäß nach Thommen et al. (2017)

gilt auch für energetische Aufwendungen, die aus der Anbindung des landwirtschaftlichen Betriebes an die Infrastruktur seiner Umgebung (Straßen, Elektroleitungen, Bahnschienen usw.) resultieren (Steinmüller und Fazeni 2011).

2.4 Zielprodukte, energetische Effizienz und Energieintensität

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung besteht in einem energetischen Vergleich zwischen Agroforstwirtschaft und konventioneller Ackerbewirtschaftung, wobei als agroforstliche Landnutzung hier streng genommen nur die streifenweise Kombination aus Ackerflächen mit integriertem Energie- und Wertholzanzbau (Alley Cropping) betrachtet wird. Für dieses System herrscht bereits beträchtliche Erfahrung durch die langjährige Forschung am Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus-Senftenberg. So wurden mehrere Versuchsflächen mit Alley Cropping-Systemen (ACS) angelegt und wissenschaftlich begleitet. Ferner zeichnen sich ACS durch eine hohe Eignung für die Integration in die landwirtschaftliche Praxis aus, wobei die übliche Nutzungsdauer dieser Systeme zwischen 20 und 30 Jahren liegt (Böhm 2012). Unter Berücksichtigung der gesamten Nutzungsdauer eines ACS fallen mehrere landwirtschaftliche Erzeugnisse an, die folglich alle im Rahmen der energetischen Bilanzierung als funktionelle Einheit in Form Ihres Energieertrages bzw. der kumulierten energetischen Aufwendungen bei der Produktion berücksichtigt werden müssen. Da der Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Energiebilanzierung Domins Hof ist (siehe Abschnitt 2.1) werden alle während der festzulegenden Nutzungsdauer des Agroforstsystems anfallenden Zielprodukte (auch jene, die im konventionellen Landnutzungssystem erwirtschaftet wurden) frei Hof bilanziert und mit ihrer in der Biomasse gebundenen Energie berücksichtigt. Weitere Schritte, wie der Abtransport vom Hof und die anschließende Konversion der Zielprodukte werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht mitbilanziert. Diese können jedoch problemlos durch Erweiterung der Prozesskette nachbilanziert werden.

Üblicherweise wird zur Beurteilung der Energiemenge, die chemisch in dem betrachteten Brennstoff bzw. Zielprodukt gebunden ist, der Heizwert (H_u) herangezogen (Kaltschmitt und Hartmann 2009). Die energetische Effizienz der beiden gegenübergestellten Landnutzungssysteme wird über eine Input-Output-Analyse für die Summe der anfallenden Zielprodukte ermittelt, wobei der verfahrensbezogene kumulierte Primärenergieaufwand (KEA) dem Energieertrag (EE) der Zielprodukte gegenübergestellt wird (Scholz und Kaulfuß 1995). Weitere wichtige Kennzahlen zur energetischen Beurteilung eines pflanzenbaulichen Produktionsverfahrens sind die Energieintensität und der Netto-Energieoutput, welche sich anlehnend an Moitzi et al. (2015) bzw. Hülsbergen (2008) durch folgende Formeln quantifizieren lassen:

$$\text{Energieintensität} \left(\frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \right) = \frac{\text{KEA} \left(\frac{\text{MJ}}{\text{ha}} \right)}{\text{Biomasseertrag}_{(14\% \text{ Feuchte})} \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}} \right)} \quad (3)$$

$$\text{NEE} \left(\frac{\text{GJ}}{\text{ha}} \right) = \text{EE}(\text{Frucht}) \left(\frac{\text{GJ}}{\text{ha}} \right) - \text{KEA} \left(\frac{\text{GJ}}{\text{ha}} \right) \quad (4)$$

wobei **NEE** für Netto-Energieertrag und **KEA** für Energieaufwand stehen.

Je geringer die Energieintensität ausfällt, desto besser ist ein Verfahren der Erzeugung einer bestimmten Kulturpflanze im Zuge der Bewertung der Energieeffizienz einzuschätzen. Ferner steigt aus energetischer Perspektive mit zunehmendem Energiegewinn gegenüber dem Energieeinsatz, also mit zunehmendem Netto-Energieertrag, der Nutzen eines pflanzenbaulichen Produktionsverfahrens (Noleppa und von Witzke 2013). Die Höhe des Energieeinsatzes ist zudem eine wichtige Kennzahl zur Beurteilung der Intensität der Landnutzung (Engelmann und Hülsbergen 2012).

2.5 Energie- und CO₂-Äquivalente, Verfahrensanalyse

Die energetischen Aufwendungen an Primärenergie für die Herstellung von Produkten können in der Energiebilanz über Energieäquivalente einkalkuliert werden (Hülsbergen et al. 2001). Hierbei handelt es sich um Energiekennwerte, welche die Berechnung des kumulierten Energieaufwandes für die Herstellung eines bereitgestellten Produktes (z.B. eines Betriebsmittels) ermöglichen (Scholz 1997). Für zahlreiche Produkte finden sich in der gängigen Literatur teils deutlich voneinander abweichende Energiekennwerte. Daher wurde im Kontext dieser Arbeit versucht, die verwendeten Quellen der Energiekennzahlen für die im Pflanzenproduktionsprozess eingesetzten Werkstoffe² auf eine möglichst überschaubare Anzahl zu beschränken (Tab. 1).

Tabelle 1: Energieäquivalente von in der Landwirtschaft eingesetzten Betriebs- und Hilfsstoffen

Betriebsstoffe, Hilfsstoffe und Rohstoffe	Primärenergie [MJ kg ⁻¹ bzw. L]	Quelle	Bemerkung
Dieselmotorkraftstoff	39,6	Hülsbergen 2003	pro bereitgestellten L
Motoröl	39,6		wie Dieselmotorkraftstoff
N-Dünger (pro kg N)	60,0	Moitzi et al. (2015)	inkl. PTA*
P-Dünger (pro kg P ₂ O ₅)	17,4	Kitani et al. 1999	inkl. PTA*
K-Dünger (pro kg K ₂ O)	13,7	Kitani et al. 1999	inkl. PTA*
Mist und Gülle			Kuppelprodukte
Maissaatgut	17,0	Lin et al. (2017)	
Roggensaatgut	6,5	Lin et al. (2017)	wie Weizen
Hafersaatgut	6,5	Lin et al. (2017)	wie Weizen
Zwischenfruchtmischung	18,0	Lin et al. (2017)	wie Luzerne-Klee-Mischung
PSM/Wachstumsregler	259	Saling und Koelsch 2008	Ø pro kg Wirkstoff
Branntkalk	2,1	Kaltschmitt und Reinhardt 1997	
Pappelstecklinge	0,002	Kanzler 2010	pro Stück

*PTA = Verpackung, Transport, Einsatz

Während Betriebsstoffe für den Fertigungsprozess benötigt werden, ohne selbst in das Produkt einzugehen (z.B. Schmieröl, Dieselmotorkraftstoff), gehen Hilfsstoffe zwar in das Erzeugnis mit ein (z.B. Pflanzenschutzmittel), jedoch ohne wesentlicher Bestandteil des Erzeugnisses zu werden. Rohstoffe (wie z.B. Saatgut) dagegen bilden die Grundlage für das Produkt und gehen vollständig in dieses mit ein (Thommen et al. 2017). Da Werkstoffe generell vollständig verbraucht werden, können die energetischen Aufwendungen für die Nutzung und Entsorgung von dieser in der energetischen Bilanzierung entfallen (vgl. Scholz 1997).

Bis zur Verwendung von Betriebsmitteln bzw. Maschinen am Einsatzort sind energetische Aufwendungen fällig, die aus der Bereitstellung und Verarbeitung der zur Herstellung benötigten Rohstoffe, aus dem eigentlichen Herstellungsprozess, der Reparatur und Instandhaltung sowie aus dem Transport von der Fabrik zum Einsatzort resultieren (Mikkola und Ahokas 2010). Analog zu den Werkstoffen wurde auch hier auf energetische Äquivalente zurückgegriffen, welche sowohl die energetischen Aufwendungen für die Werkstoffherstellung als auch für die Maschinenfertigung beinhalten (Große 1984). Für die verwendeten Energieäquivalente zur Herstellung (KEA_H) von Landmaschinen, die bei der Pflanzenproduktion im Landwirtschaftsbetrieb Domin zum Einsatz kommen, wurde auf bereits von Kanzler (2010) berechnete Richtwerte zurückgegriffen. Diese schwanken in Abhängigkeit des jeweiligen Betriebsmittels zwischen 68 und 78 MJ kg⁻¹ Maschinenmasse.

Der Gesamtenergiebedarf zur Bereitstellung der technischen Betriebsmittel umfasst neben den energetischen Aufwendungen zur Herstellung der Maschinen gemäß der KEA-Methodik auch die

² Definitionsgemäß unterteilen sich nach Thommen et al. (2017) Werkstoffe in Rohstoffe, Hilfsstoffe und Betriebsstoffe.

energetischen Aufwendungen zur Instandhaltung (KEA_N) und Entsorgung (KEA_E) dieser. Unter Berücksichtigung der Ersatzteilerfertigung, der Reparaturdurchführung und Reparaturtransporte wurde ein Verbrauch an Primärenergie für Reparaturen und Instandhaltung von 55 % des Energieverbrauchs für die Werkstoffherstellung und Landmaschinenfertigung veranschlagt (Fluck 1985). Für die Entsorgung der Betriebsmittel wurde ein einheitlicher Richtwert von 0,5 MJ pro kg Maschinenmasse, der aus der Verschrottung der Metalle und der Deponierung der nicht wiederverwertbaren Materialien resultiert, unterstellt (Scholz und Kaulfuß 1995). Der Gesamtenergiebedarf zur Bereitstellung der technischen Betriebsmittel auf Basis von Primärenergie lässt sich durch Erweiterung der Gleichung 1 wie folgt bestimmen:

$$KEA_G = (KEA_H + KEA_N + KEA_E) * m \quad (5)$$

wobei KEA_G für den Gesamtenergiebedarf des Betriebsmittels unter Berücksichtigung der Maschinenmasse und m für die Maschinenmasse in kg stehen.

Allein über den Gesamtenergiebedarf lassen sich jedoch keine Aussagen zum einsatzbedingten energetischen Bereitstellungsaufwand von Betriebsmitteln machen. Bekannt ist hingegen, dass der Quotient aus dem indirekten energetischen Aufwand und der betrieblichen Nutzungsdauer den jährlichen Verbrauch der für die Investitionsgüter im Vorleistungsbereich aufgewendeten indirekten Energie ergibt (Kalk und Hülsbergen 1996). Folglich muss die Gleichung 5 um die Gesamtauslastungszeit eines Betriebsmittels in Stunden, welche wiederum über die betriebliche Nutzungsdauer und die jährliche Auslastung zu berechnen ist (Kanzler 2010), erweitert werden. Die hierfür benötigten Daten stammen vom Landwirtschaftsbetrieb Domin. Bei fehlenden Angaben wurde eine betriebliche Nutzungsdauer von 12 Jahren und eine jährliche Auslastung von 200 Stunden unterstellt (vgl. Kanzler 2010). Durch Erweiterung der Gleichung 5 kann nun der kumulierte Energieaufwand verfahrensbezogen für jedes Betriebsmittel berechnet werden:

$$KEA_V = \frac{KEA_G}{t_A} * t_P \quad (6)$$

wobei KEA_V für den spezifischen Prozessenergieaufwand [MJ], KEA_G für den Gesamtenergiebedarf des Betriebsmittels unter Berücksichtigung der Maschinenmasse, t_A für die betriebliche Gesamtauslastung des Betriebsmittels [h] und t_P für die Einsatzdauer der Maschine im betrachteten Prozess [h] stehen.

Folglich kann unter Kenntnis der Gesamtauslastungszeit eines Betriebsmittels in Stunden (t_A) auch der indirekte energetische Aufwand pro Maschineneinsatzstunde berechnet werden. Die Gesamtauslastungszeit in Stunden errechnet sich wiederum über die betriebliche Nutzungsdauer und die jährliche Auslastung des jeweiligen Betriebsmittels. Die hierfür benötigten Daten basieren hauptsächlich auf Angaben vom Landwirtschaftsbetrieb Domin bzw. wurden ggf. durch Angaben von Audsley et al. (2003) und Mikkola und Ahokas (2010) ergänzt. Bei fehlenden Angaben wurden eine betriebliche Nutzungsdauer von 12 Jahren und eine jährliche Auslastungszeit von 200 Stunden unterstellt.

Entsprechend der vorgenommenen Bilanzraumabgrenzung (Abschnitt 2.3) sind in Abbildung 2 alle zeitlich voneinander getrennte Verfahrensabschnitte der beiden Produktionsverfahren inklusive der zugrundeliegenden Teilprozesse sowie der energetischen Eingangsgrößen beschrieben.

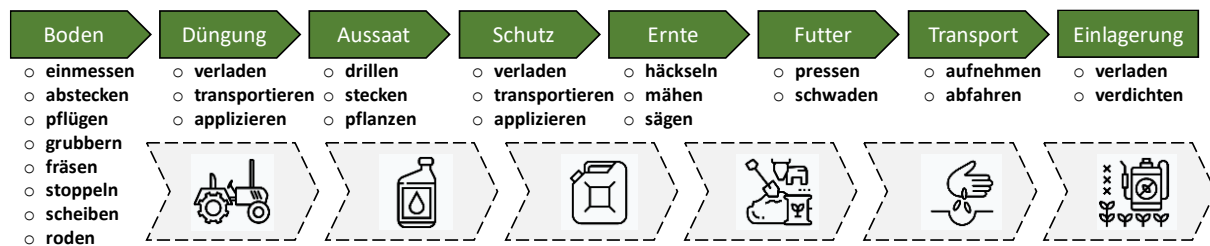


Abbildung 2: Schematische Ansicht der einzelnen Verfahrensabschnitte (grün) und der zugrundeliegenden Teilprozesse (Stichpunkte) sowie der Eingangsgrößen (graue Blockpfeile) für die energetische Bilanzierung der Pflanzenproduktion auf Domins Hof (Die Symbole stammen von der Internetseite „www.flaticon.com“ von den Autoren Suran, Darius Dan, Srip, Eucalypt und icongeek26)

Alle definierten Verfahrensabschnitte werden in deutlich voneinander abgrenzbare Teilprozesse gegliedert, die wiederum die kleinste Bilanzierungseinheit der energetischen Aufwandsanalyse bilden. Die Gesamtheit der Teilprozesse in einer hierarchischen Struktur bildet eine Prozesskette, mit der sich der gesamte Lebensweg des Produktionsverfahrens in ein Modell überführen lässt (Eltrop et al. 2006).

Die landwirtschaftlichen Verfahrensweisen, die prozessbedingte Einsatzdauer der Betriebsmittel und Einsatzmengen an Werkstoffen während der konventionellen und agroforstlichen Pflanzenproduktion wurden entsprechend der Betriebsdaten des Landwirtschaftsbetriebs Domin bzw. dem Feldarbeitsrechner³ des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) ermittelt und als Berechnungsgrundlage in die Energie- bzw. CO₂-Bilanz aufgenommen. Die KTBL Angaben für den Dieselbedarf in den jeweiligen Prozessschritten wurden größtenteils um Erfahrungswerte aus der Pflanzenproduktion im Landwirtschaftsbetrieb Domin ergänzt. Der Motorölverbrauch wurde mit 2 % vom Kraftstoffverbrauch berücksichtigt (Scholz und Kaulfuß 1995).

Die Emissionsfaktoren für die Herstellung, die Verpackung und Anlieferung der im pflanzenbaulichen Produktionsprozess verwendeten Rohstoffe, ausgedrückt in Kohlendioxid-Äquivalenten (CO₂-eq), wurden der gängigen Fachliteratur entnommen. Die Berechnung der bewirtschaftungsbedingten Emission erfolgt analog zu der energetischen Bilanzierung über eine Verknüpfung der landwirtschaftlichen Aktivität mit diesen Emissionsfaktoren (Tab. 2).

Tabelle 2: CO₂-Äquivalente ausgewählter Rohstoffe bei der Pflanzenproduktion im Landwirtschaftsbetrieb Domin

Rohstoff	CO ₂ -Äquivalent	Quelle
Dieselmotoröl	2,9 kg CO ₂ eq l ⁻¹	Kalk und Hülsbergen 1996
Motoröl	2,9 kg CO ₂ eq l ⁻¹	wie Dieselmotoröl
Harnstoff (Alzon 46 % N)	9,1 kg CO ₂ eq kg ⁻¹ N	Kool et al. 2012
KAS (27 % N)	13,6 kg CO ₂ eq kg ⁻¹ N	Kool et al. 2012
Kalk(mergel)	0,07 kg CO ₂ eq kg ⁻¹	Kitani et al. 1999
DAP (kg ⁻¹ N/P ₂ O ₅)	8,7/4,5 kg CO ₂ eq kg ⁻¹	Kool et al. 2012
Festmist (21 % TM*)	119,7 kg CO ₂ eq m ⁻³	auf Güllebasis berechnet
Schweinegülle (5 % TM*)	28,5 kg CO ₂ eq kg ⁻¹ m ⁻³	Amon et al. 2006
Gärreste (8 % TM*)	52,7 kg CO ₂ eq t ⁻¹ m ⁻³	Koch 2009, Zeshan und Visvanathan 2014
Pestizide	10,9 kg CO ₂ eq kg ⁻¹ WS**	BioGrace (2019)

*TM = Trockenmasse, **WS = Wirkstoff

³ KTBL Feldrechner online unter: <https://daten.ktbl.de/feldarbeit/home.html?jsessionid=BBB-DAC869BE58BB71DD0E7A4F5BBC730>

Sequestrierungseffekte oder CO₂-Vermeidungspotentiale blieben aufgrund gewisser Unsicherheiten bei der methodischen Herangehensweise bei der Berücksichtigung der verbleibenden Wurzelmasse und C-Speicherung durch Humusaufbau im Oberboden sowohl bei Agrarholz als auch bei den angebauten Ackerkulturen in dieser Studie unberücksichtigt.

3 FALLBEISPIEL LANDWIRTSCHAFTSBETRIEB DOMIN

3.1 Modellannahmen

Der folgenden Modellbetrachtung zur energetischen Bilanz und produktionsbedingten Emissionen im Landwirtschaftsbetrieb Domin wurde ein Untersuchungszeitraum von 24 bzw. 60 Jahren zugrunde gelegt. In diesem Zeitraum wird die landwirtschaftliche Nutzfläche wiederholt mit einer viergliedrigen Fruchtfolge aus Mais, Mais, Roggen, Hafer sowie einer Zwischenfruchtmischung (Planterra 40 21 ZWH 40 21 Vitalis Plus) bewirtschaftet.

Die der energetischen Aufwands- bzw. Ertragsanalyse zugrundeliegenden landwirtschaftlichen Erträge entsprechen Durchschnittswerten der letzten fünf Ernten auf Domin's Hof und liegen bei 25 t FM für Mais, 12 t FM für Roggengrünschnitt, jeweils 3 t FM Korn und Stroh für Winterroggen sowie 3,5 t FM Korn und 3 t FM Stroh für Hafer, jeweils pro ha und Jahr. Für die Gehölzfläche des Energieholz-ACS und der zu Vergleichszwecken herangezogenen Kurzumtriebsplantage wird der Pappelklon „Max“ (*Populus nigra* L. x *P. maximowiczii* Henry) mit einem Durchschnittsertrag von 8 t TM ha⁻¹ a⁻¹ und einer Pflanzdichte von 10.000 Stecklingen ha⁻¹ angenommen. Für die Wertholzproduktion werden Kirschbäume (*Prunus avium*) mit einer Ausgangspflanzdichte von 1.950 Bäumen bzw. 650 Z-Bäumen ha⁻¹ mit einem festgelegten Ertrag von 1 fm (vgl. Möndel 2007) nach 60 Jahren Standdauer pro Baum bilanziert.

Im Modell wurden folgende Bewirtschaftungsoptionen unterstellt:

- 1) **konventionelle Bewirtschaftung** (100 % Ackerfrüchte entsprechend o.g. Fruchtfolge),
- 2) **AFS-Typ 1:** agroforstliche Bewirtschaftung mit Gehölzen (Pappel), die im Kurzumtrieb bewirtschaftet werden, wobei der unterstellte Gehölzflächenanteil entweder 10 oder 20 % beträgt; die Gehölze werden aller 4 Jahre geerntet,
- 3) **AFS-Typ 5:** agroforstliche Bewirtschaftung mit Gehölzen (Kirsche), die als Stamm- bzw. Wertholz ausgehalten werden, wobei der unterstellte Gehölzflächenanteil entweder 4 oder 10 % beträgt; einmalige Ernte erfolgt nach einer Umtriebszeit von 60 Jahren,
- 4) **KUP:** Kurzumtriebsplantage (100 % Gehölze (Pappel)); die Gehölze werden aller 4 Jahre geerntet.

Bezeichnung und Merkmale der Agroforstflächen orientiert sich an den durch die Innovationsgruppe AUFWERTEN für Modellrechnungen entwickelten Agroforst-Standardtypen (Hübner et al. 2020).

Alle Zielprodukte (Marktfrüchte, inklusive Kuppelprodukte wie z.B. Stroh) werden frei Hof mit Ihrem Heizwert als Energieertrag bilanziert und sämtliche energetischen Aufwendungen im Produktionsprozess getrennt nach Verfahrensabschnitten inklusive der zugeordneten Teilprozesse bilanziert. Die Marktfrüchte werden auf dem Hof je nach Verwendungszweck entweder siliert oder zur Zwischenlagerung abgefüllt. Entsprechende energetische Aufwendungen wurden einkalkuliert. Die Holzhackschnitzel und das Wertholz werden hingegen bis zum Hof bilanziert, also ohne energetische Aufwendungen für die anschließende Einlagerung. Das anfallende Stangenholz der beiden im AFS 5 angesetzten Durchforstungsmaßnahmen wird auf der Gehölzfläche belassen, folglich die anfallenden Energieerträge nicht weiter bilanziert. Für die Arbeiten in den Ackerstreifen

der bilanzierten Agroforstsysteme wird ein zeitlicher Mehraufwand in Höhe von 5 % (z.B. für das Umfahren der Gehölzstreifen) unterstellt. In der Praxis eng verzahnte Prozessschritte, wie z.B. das Drillen von Mais und die Saatbettbereitung, werden anteilig den Verfahrensabschnitten (im genannten Beispiel der Aussaat und der Bodenbearbeitung) zugerechnet. Energetische Aufwendungen für das Pflügen, die Ausbringung von Festmist, die Saatbettbereitung, das Grubbern und das regelmäßige Kalken der Ackerstreifen, die im ersten Jahr der Etablierung der Agroforstfläche bzw. im Nutzungszeitraum anfallen, werden anteilig auf alle betrachteten Ackerfrüchte angerechnet.

Für die Berechnung der energetischen Kennzahlen von Silomais und Futterroggen, die beide mit einem hohen Wassergehalt geerntet werden, wird ein mittlerer Wassergehalt von 65 % angesetzt. Erntefrisches Korn von Winterroggen und Hafer wird jeweils mit einem Wassergehalt von 14 % und Stroh mit einem Wassergehalt von 20 % bilanziert. Für den Gehölzertrag existiert dagegen keine hinreichend gesicherte Datengrundlage, weshalb in dem betrachteten Modellszenario mit Pappelerträgen auf der Basis von Trockenmasse (atro) kalkuliert wird. Die für die Berechnung des Energieertrags benötigten Heizwerte der untersuchten Festbrennstoffe wurden der gängigen Fachliteratur entnommen (z.B. Kaltschmitt und Hartmann 2009).

In die folgende Berechnung der energiebedingten Emissionen (umgerechnet auf CO₂-Äquivalente) der verschiedenen Landnutzungsvarianten werden neben dem verbrauchten Dieselkraftstoff (Herstellung bis Verbrennung) ebenfalls die produktionsbedingten Treibhausgasemissionen der Düngemittel- und Pflanzenschutzmittelherstellung miteinbezogen. Die berücksichtigten Düngemittel umfassen alle organischen und mineralischen Düngerformen. Nicht einbezogen sind dagegen Emissionen durch den Einsatz und die Herstellung der verwendeten Betriebsmittel sowie nicht explizit genannte Werkstoffe (z.B. Saatgut, Stecklinge etc.). Sämtliche ermittelten Emissionsfaktoren dienen somit lediglich ansatzweise zur Einschätzung der nutzungsbedingten Emissionen der untersuchten Bewirtschaftungsformen.

3.2 Ergebnisse zum Energieaufwand der Produktionsverfahren

In Abbildung 3 sind die kalkulierten direkten und indirekten energetischen Aufwendungen bei konventioneller Wirtschaftsweise im Vergleich zum ökonomisch orientierten AFS 1 mit 10 und 20 % Gehölzflächenanteil sowie einer Kurzumtriebsplantage (KUP) während eines Untersuchungszeitraumes von 24 Jahren zusammengefasst. Insgesamt beläuft sich der spezifische Energieaufwand bei der konventionellen Pflanzenproduktion auf etwa 350 GJ ha⁻¹. Demgegenüber lag der Energieaufwand im Alley-Cropping (ACS) mit 10 (Abb. 3b) und 20 % (Abb. 3c) Gehölzflächenanteil im selben Untersuchungszeitraum bei 327 bzw. 297 GJ ha⁻¹ und somit deutlich niedriger.

Auffällig sind die sehr hohen energetischen Aufwendungen für die Verfahrensabschnitte Düngung, welche primär auf produktionsbedingte indirekten Energieaufwendungen bei der Düngemittelherstellung zurückzuführen sind. Insgesamt entfallen bei der konventionellen und agroforstlichen Bewirtschaftungsweise jeweils in Abhängigkeit der Gehölzfläche anteilig zwischen ca. 48 und 51 % der Gesamtenergieaufwendungen auf diesen Verfahrensabschnitt. Mit Ausnahme vom Transport konnte der Energieaufwand der übrigen Verfahrensabschnitte bei einem Flächenanteil von 10 bzw. 20 % Energieholz gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung reduziert werden. Die zusätzlichen energetischen Mehraufwendungen für die agroforstliche Bewirtschaftungsweise (siehe Kapitel 3.1) waren folglich bei fast allen Verfahrensabschnitten gegenüber den Energieeinsparungen durch den Rückgang der Ackerfläche von untergeordneter Bedeutung. Für den Verfahrensabschnitt Transport hingegen führten diese zusammen mit zusätzlichen energetischen Aufwendungen für die Gehölzfläche (z.B. Abtransport der Hackschnitzel) gegenüber der konventionellen Nutzung insgesamt zu einem etwa um 4 % gesteigertem Energieaufwand. Die geringsten energetischen Aufwendungen entfallen mit etwa 56 GJ ha⁻¹ auf die Energieholzproduktion in der KUP, wobei hier anteilig die höchsten energetischen Aufwendungen auf die Verfahrensabschnitte Transport und Ernte entfallen.

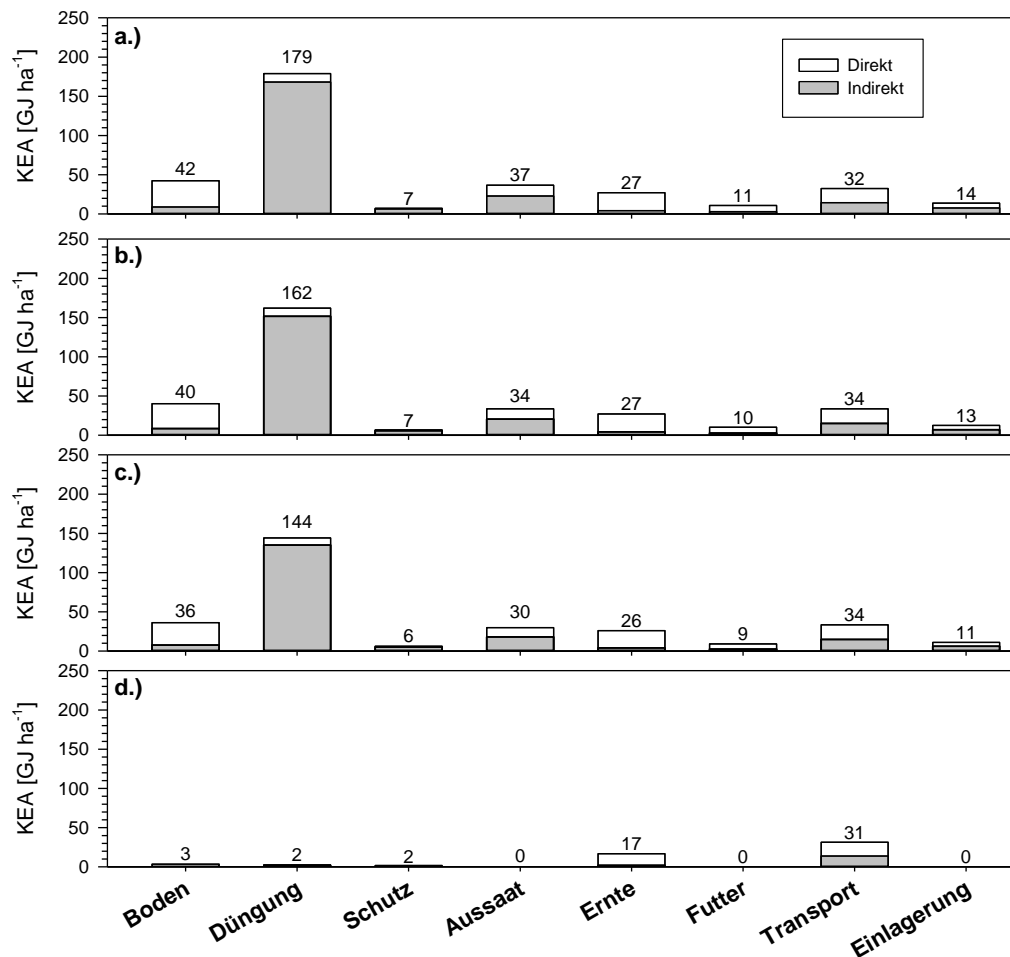


Abbildung 3: Spezifischer Energieaufwand in den Verfahrensschritten bei der Pflanzenproduktion im Zeitraum von 24 Jahren bei a.) konventioneller, und agroforstlicher Bewirtschaftungsweise (AFS-Typ 1) mit b.) 10 bzw. c.) 20 % Gehölzflächenanteil und d.) einer Kurzumtriebsplantage (Die Werte über den Balken stehen für die gerundeten Gesamtenergieaufwendungen (GJ ha^{-1}); der Verfahrensschritt Futter steht für das Werben von Futtermitteln; die energetischen Aufwendungen zur Einmessung der Gehölzfläche sind im Verfahrensschritt Boden einkalkuliert)

Die spezifischen Energieaufwendungen der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Untersuchungszeitraum von 60 Jahren im Vergleich zur Wertholzproduktion bei 4 und 10 % Gehölzflächenanteil sind in Abbildung 4 gegenübergestellt. Die Summe der energetischen Aufwendungen bei der konventionellen Pflanzenproduktion betragen demnach etwa 875 GJ ha^{-1} , gegenüber etwa 867 bzw. 829 GJ ha^{-1} die bei 4 und 10 % Gehölzflächenanteil der Wertholzproduktion eingesetzt werden. Auch hier lagen in allen drei untersuchten Produktionsverfahren die indirekten energetischen Aufwendungen für die Düngung deutlich höher als in den übrigen Verfahrensschritten. Im Unterschied zur Energieholzproduktion zeichnet sich bei der Wertholzproduktion zusätzlich zum Verfahrensschritt Transport auch bei der Ernte ein erhöhter energetischer Aufwand ab.

Die energetischen Aufwendungen bei der konventionellen Pflanzenproduktion der Untersuchungsfläche betragen durchschnittlich etwa $15 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, befinden sich somit nach den Maßstäben des Bewertungssystems „Kriterien Umweltverträglicher Landbewirtschaftung“ gerade noch im Rahmen eines maximal tolerierbaren Energieeinsatzes in der (viehlosen) Pflanzenproduktion (Roedenbeck 2004). Allerdings sind in Westeuropa hochtechnisierte Landwirtschaftsbetriebe mit einem Input von über 30 GJ ha^{-1} keine Seltenheit (Hülsbergen et al. 2001). Ferner lassen sich über die Integration von Energieholz auf 20% der Nutzfläche die vergleichsweise hohen energetischen Aufwendungen der konventionellen Nutzung um mehr als 15% reduzieren. Der jährliche Energieeinsatz fällt demnach auf etwa 12 GJ ha^{-1} , was aus der Sicht eines möglichst nachhaltigen Umgangs mit fossilen Energieträgern eine deutliche Verbesserung darstellt.

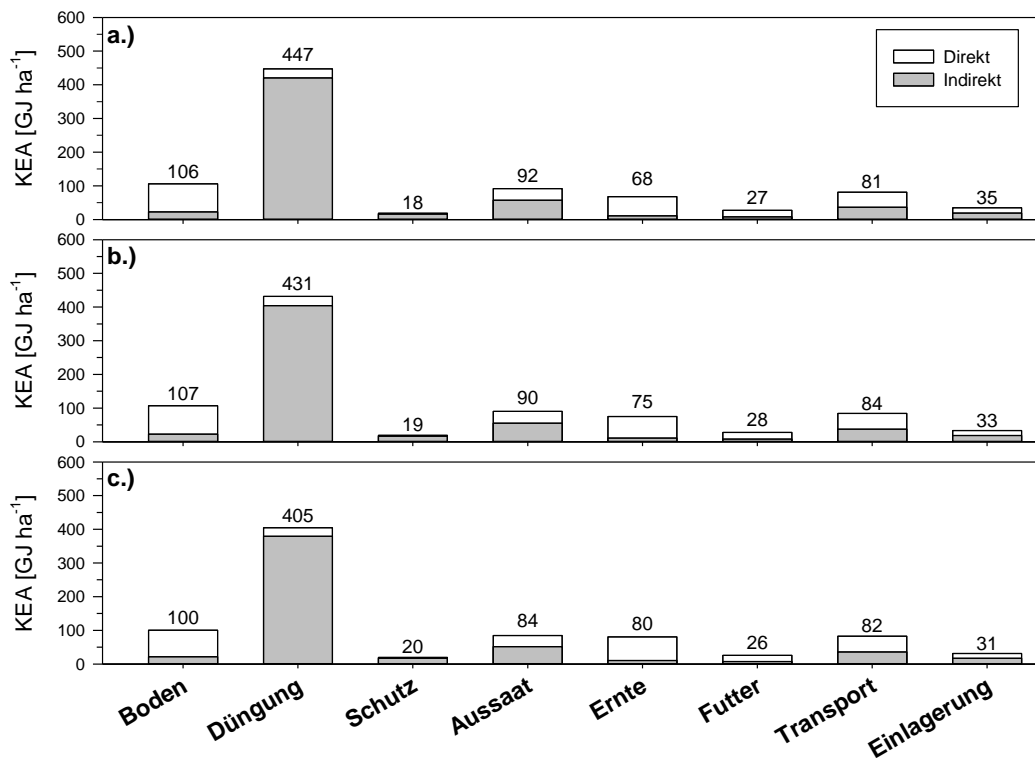


Abbildung 4: Spezifischer Energieaufwand in den Verfahrensabschnitten bei der Pflanzenproduktion im Zeitraum von 60 Jahren bei a.) konventioneller, und agroforstlicher Bewirtschaftungsweise (AFS-Typ 5) mit b.) 4 bzw. c.) 10 % Kirschbäumen für die Wertholzproduktion (Die Werte über den Balken stehen für die gerundeten Gesamtenergieaufwendungen in GJ ha⁻¹. Der Verfahrensabschnitt Futter steht für das Werben von Futtermitteln; Astung und Durchforstung des Wertholzsystems sind im Verfahrensabschnitt Ernte enthalten)

In Abbildung 5 werden die sechs untersuchten Produktionsverfahren hinsichtlich ihrer energetischen Aufwendungen für die im Produktionsprozess eingesetzten Werk-, Kraft- und Schmierstoffe sowie der Betriebsmittel miteinander verglichen. Es wird deutlich, dass mit Ausnahme der KUP, der Löwenanteil der energetischen Aufwendungen in den übrigen Produktionsverfahren mit etwa 52 bis 55 % auf den Einsatz von Werkstoffen (z.B. Dünge- und Pflanzenschutzmittel) entfällt. Im Gegensatz dazu entfallen bei der Bewirtschaftung der KUP etwa 64 % der energetischen Aufwendungen auf den Einsatz von Kraftstoff, welcher in den übrigen Produktionsfahren durchschnittlich nur einen Anteil von etwa 22 % der eingesetzten Energieaufwendungen ausmacht. Die geringsten energetischen Aufwendungen für alle Produktionsverfahren außer der KUP entfallen mit etwa 12 bis 14 % auf die eingesetzten Betriebsmittel (Maschinen und Equipment).

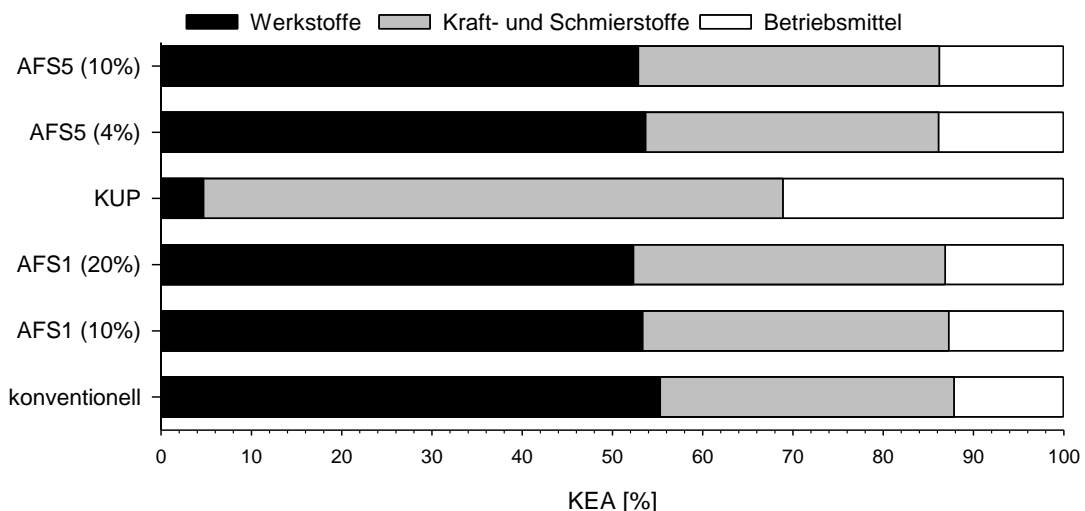


Abbildung 5: Energiestruktur des KEA, bedingt durch den Einsatz von Betriebsmitteln und Rohstoffen in den untersuchten Landnutzungssystemen (Die prozentualen energetischen Aufwendungen im konventionellen Anbausystem bei 24 und 60 Jahren sind identisch)

3.3 Energetische Effizienz und wichtige energetische Kennzahlen

In Abbildung 6 sind der Energieertrag, die spezifischen energetischen Aufwendungen der Produktionsverfahren sowie deren Quotient, das Output-Input-Verhältnis, in den Untersuchungszeiträumen 24 bzw. 60 Jahre dargestellt. Bei einem Energieholzanteil von 20 % werden demnach mit einer Einheit fossiler Energie über elf Energieeinheiten, welche in der Biomasse gebunden sind, gewonnen. Insgesamt wird deutlich, dass mit steigendem Gehölzflächenanteil die energetische Effizienz der agroforstlichen Produktionsverfahren gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung erhöht werden kann. Die Energieholzvarianten eignen sich hierfür besser als die untersuchten Wertholzvarianten, was primär auf geringere energetische Transport- und Erntekosten zurückzuführen ist.

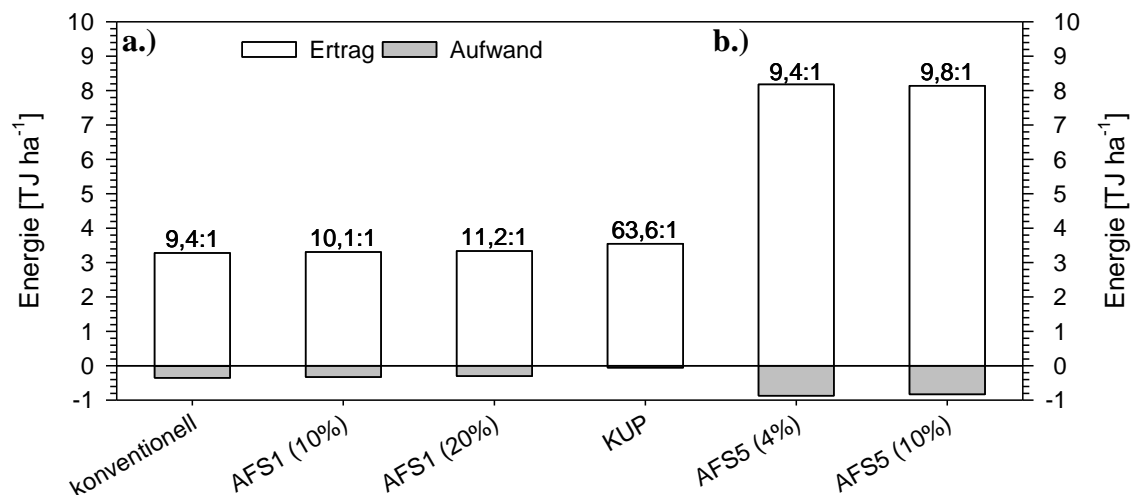


Abbildung 6: Spezifischer Energieaufwand und Energieertrag in a.) 24 Jahren und b.) 60 Jahren Pflanzenproduktion der untersuchten Landnutzungssysteme im Modellszenario Domins Hof (Das Verhältnis über den Balken spiegelt die energetische Effizienz des Anbauverfahrens, ausgedrückt als Output-Input-Verhältnis, wider)

Ein Vergleich der kalkulierten Energieintensität in den untersuchten Landnutzungssystemen (Tab. 3) lässt ferner erkennen, dass die in einem Agroforstsystem angebaute Ackerkulturen je erzeugter Mengeneinheit (kg) einen bis zu 4 % höheren energetischen Aufwand im Vergleich zum konventionellen Anbau auf der Freifläche benötigen. Diese Differenz ist dabei primär auf die unterstellten Mehraufwendungen bei der agroforstlichen Bewirtschaftung zurückzuführen. Für die Erzeugung einer Mengeneinheit Pappel bei einem unterstellten jährlichen Zuwachs von 8 t TM werden etwa 0,25 MJ benötigt, was zwischen 9 und 19 % der Energiemenge entspricht, welche jeweils für die untersuchten konventionellen landwirtschaftlichen Kulturen bereitgestellt werden muss. Die Energieintensität bei der Erzeugung von Kirschwertholz liegt dagegen mehr als doppelt so hoch. Hierfür zeichnen vorwiegend die kraftstoffintensiven Pflege- bzw. Erntemaßnahmen sowie die insgesamt geringere Flächenproduktivität (siehe Abb. 7) verantwortlich.

Tabelle 3: Vergleich der spezifischen Energieintensitäten der angebaute Ackerkulturen (jeweils mit 86 % TM) in den betrachteten Landnutzungssystemen (Der Betrachtungszeitraum entspricht einem Anbaujahr)

Fruchtart	Energieintensität [MJ kg ^(86 % Trockenmasse) ⁻¹]		
	konventionell	AFS 1	AFS 5
Silomais (min. Düngung)	1.32		1.34
Silomais (org. Düngung)	1.20		1.22
Futterroggen	2.25		2.30
Winterroggen	2.12		2.17
Hafer (mit ZF*)	1.36		1.41
Pappel 8 t _{atro} ha ⁻¹		0,25	
Kirschholz (1 FM/Baum)			0,54

*ZF = Zwischenfruchtmischung

Ein Vergleich der Netto-Energieerträge aller Nutzungssysteme (Abb. 7a) verdeutlicht, dass der Energiesaldo bei der Umstellung auf agroforstliche Landnutzung erhöht werden kann. Mit einer deutlichen Steigerung ($\geq 4\%$) gegenüber der konventionellen Landnutzung ist jedoch erst ab einem Gehölzflächenanteil von etwa 20 %, bezogen auf die Energieholzvariante und einem unterstellten jährlichen Ertrag von 8 t TM ha⁻¹, zu rechnen. Unter Berücksichtigung einer Nutzungsdauer von 24 Jahren entfallen bei der konventionellen Bewirtschaftungsweise etwa 60 % vom Netto-Energieertrag (NEE) allein auf den Anbau der beiden Silomaisvarianten (Abb. 7b). Bei der Umstellung auf ein Energieholz-Alley-Cropping mit einem Gehölzflächenanteil von 10 % verringert sich der Anteil bei den Silomaisvarianten am Gesamt-NEE auf etwa 53 % (Abb. 7c). Steigt der Gehölzflächenanteil auf 20 %, entspricht der NEE vom Pappelenergieholz etwa sechs der insgesamt zwölf Maisrotationen (Abb. 7d). Der Anteil vom Mais am Gesamt-NEE bei dieser Nutzungsvariante sinkt somit auf etwa 46 %, während der Anteil der Pappeln ca. 23 % beträgt.

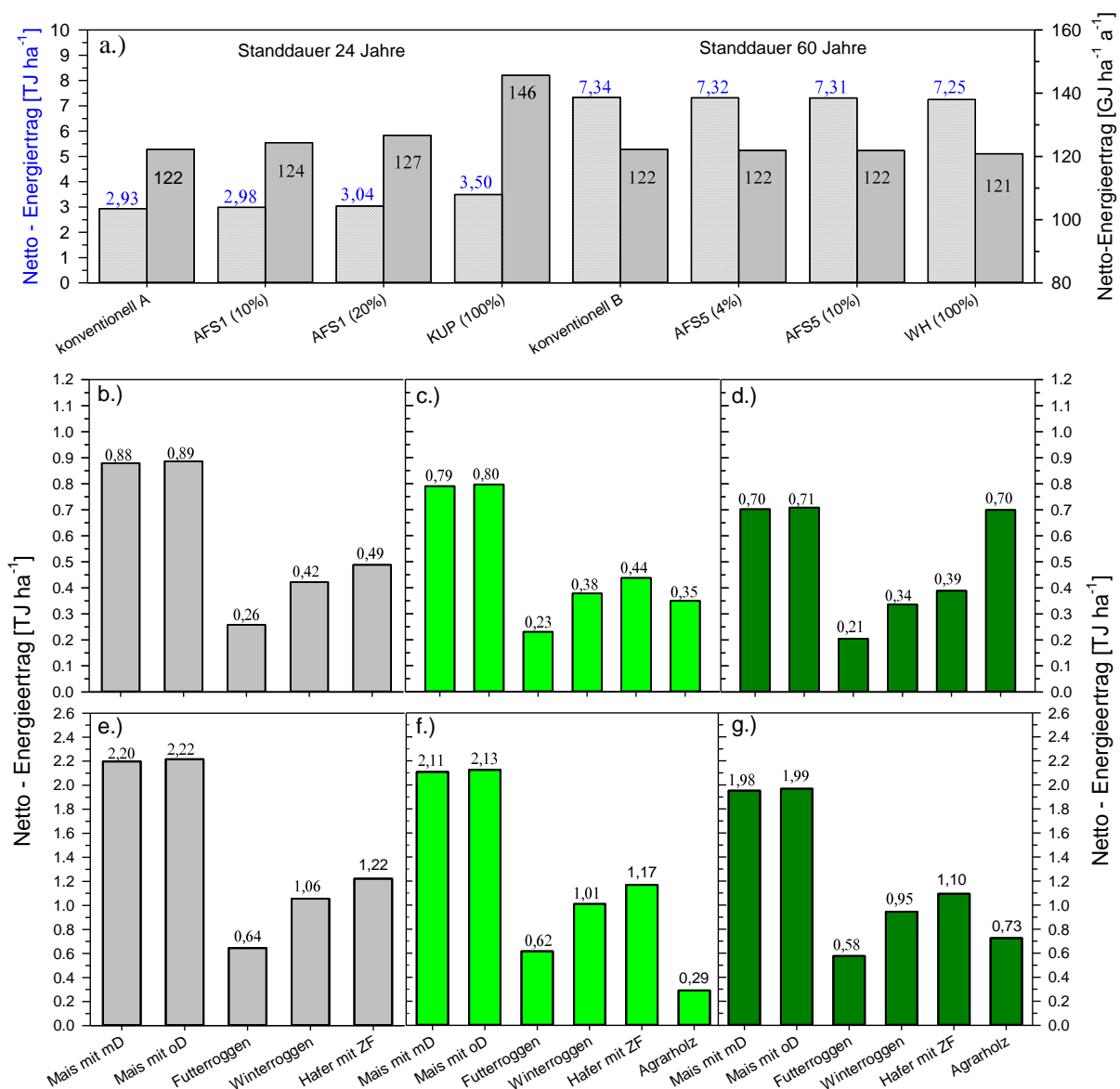


Abbildung 7: Netto-Energieertrag der a.) drei Landnutzungssysteme im Vergleich (gepunktete Balken entsprechen dem Wert über die gesamte Nutzungsdauer, graue Balken über ein Jahr Nutzungsdauer) und b-f.) der angebauten Ackerkulturen in den jeweiligen Nutzungssystemen. Diese entsprechen der b.) konventionellen Ackerkulturen und der agroforstlichen Nutzung mit c.) 10 % bzw. d.) 20 % Energieholzanteil während einer Nutzungsdauer von 24 Jahren sowie der e.) konventionellen Ackerkulturen und der agroforstlichen Nutzung mit f.) 4 % und g.) 10 % Wertholz-Gehölzfläche (Kirsche) während einer Nutzungsdauer von 60 Jahren; Grafik 7c, d, f und g bilden den Nettoenergiegewinn der jeweiligen Ackerkultur auf der tatsächlichen (um die Gehölzfläche reduzierten) Ackerfläche ab

Gegenüber der Pappelenergieholzvariante fällt der Beitrag von Kirschwertholz am NEE erheblich geringer aus und entspricht ziemlich genau dem jeweiligen Gehölzflächenanteil in Prozent (Abb. 7f, g). Für das Beispiel AFS 5 mit 10 % Gehölzflächenanteil entfallen demnach etwa 10 % vom gesamten NEE auf das Kirschholz, währenddessen etwa 54 % auf den Silomais entfallen. Insgesamt sinken die NEE der einjährigen Ackerkulturen mit zunehmender Gehölzfläche gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung, was allerdings durch die sinkende Anbaufläche und durch zusätzliche Aufwendungen für das Bewirtschaften der Ackerstreifen zwischen den Baumreihen erwartungsgemäß ist. Generell kann der NEE bei der Energieholzproduktion gegenüber der konventionellen Nutzung gesteigert werden, währenddessen die Wertholzvarianten bei der hier unterstellten Ertragslage mit zunehmender Gehölzfläche zu sinkenden NEE führen.

3.4 Nutzungsbedingte Emissionen

Abbildung 8 veranschaulicht die bewirtschaftungsbedingten Emissionen der sechs Landnutzungsvarianten, welche auf den Einsatz von Kraftstoff, Motoröl, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen sind. Insgesamt wird deutlich, dass durch den Anbau von Energieholz, je nach Gehölzflächenanteil, diese Emissionen um 9 und 18 % reduziert werden können (Abb. 8a). Durch den Anbau einer KUP ist gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung sogar eine Reduktion von über 91 % möglich. Agroforstsysteme mit Kirschwertholz ermöglichen mit 3 bzw. 9 % ein vergleichbar hohes CO₂-Vermeidungspotential bei gleichem Gehölzflächenanteil wie beim Energieholzanbau (Abb. 8b). Insgesamt ist bei allen Landnutzungsvarianten außer der KUP der Einsatz von Düngemitteln als die Hauptemissionsquelle auszumachen. Gleichzeitig sind anteilig über 62 % der Emissionen aus dieser Quelle auf den Einsatz von organischen Düngemitteln zurückzuführen. Den geringsten Anteil aller verfahrensbedingten Emissionen mit etwa 0,4 % stammen aus dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Unterm Strich bietet die Emissionsquelle „Dünger und Pflanzenschutzmittel“ folglich das höchste Potential zur Reduktion von Emissionen unter den eruierten Pflanzenbausystemen.

In Abbildung 8c sind die CO₂-Emission je produzierter Energiemenge (in GJ) der untersuchten Nutzungssysteme gegenübergestellt. Der hier verwendete maximale Toleranzbereich wurde auf der Basis einer Studie von Lütke-Entrup et al. (2011) mit 18 kg GJ⁻¹ definiert. In dieser Studie wurden neun vergleichsweise hoch produktive Betriebe mit Maisanbau in mehreren Bundesländern nach den Kriterien der umweltverträglichen Landwirtschaft (KUL) u.a. bezüglich ihrer spezifischen Treibhausgasemissionen untersucht. Wie sich zeigt konnte dieser Grenzwert nur bei der Energieholzvariante mit 20% Gehölzfläche eingehalten werden. An dieser Stelle muss jedoch auf eine bedingte Vergleichbarkeit mit dieser Studie verwiesen werden, da die detaillierte Bilanzierungsmethode nicht transparent erörtert wurde, mögliche Treibhausgasguthaben z.B. die boden- oder pflanzenbedingte Kohlenstoffanreicherung angerechnet wurden, und die definierten Toleranzbereiche wesentlich durch die Standortbonität bestimmt werden. Legt man beispielsweise die Wertebereiche eines vom Klima und der Bodenfruchtbarkeit eher vergleichbaren Marktfruchtbetriebes (Ackerzahl 46, Niederschlagssumme 578 mm) aus der Studie von Knoblauch et al. (2009) zugrunde befinden sich alle hier untersuchten Systeme im Optimalbereich zwischen 15 und 25 kg CO₂ GJ⁻¹.

Die höchsten produktbezogenen Treibhausgas-Emissionen (GGE) unter den fünf verglichenen Nutzungsvarianten entfallen anteilig mit bis zu 52 % auf den Anbau von Futter- und Winterroggen (Abb. 9). Dagegen sind dem Anbau von Silomais (beide Varianten) anteilig nur etwa 32 % der produktbezogenen GGE zuzuschreiben. Noch geringere produktbezogene GGE, zwischen 0,4 und 2 %, entfielen auf die Erzeugung von Wert- und Energieholz. Allerdings lagen diese bei den einjährigen Kulturen in den beiden Agroforst-Systemtypen jeweils um bis zu 1 % höher als bei der konventionellen Bewirtschaftungsweise. Hierfür zeichnen primär die erhöhten Kraftstoffaufwendungen, bedingt durch das Umfahren der Gehölzstreifen (vgl. Kapitel 3.1), verantwortlich. Gleichzeitig muss in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, dass durch die zusätzliche Bereitstellung

von Energie- und Wertholz die GGE, bezogen auf die produzierte Energiemenge pro Flächeneinheit, bei agroforstlicher Nutzung geringer ausfallen als bei der herkömmlichen Bewirtschaftung.

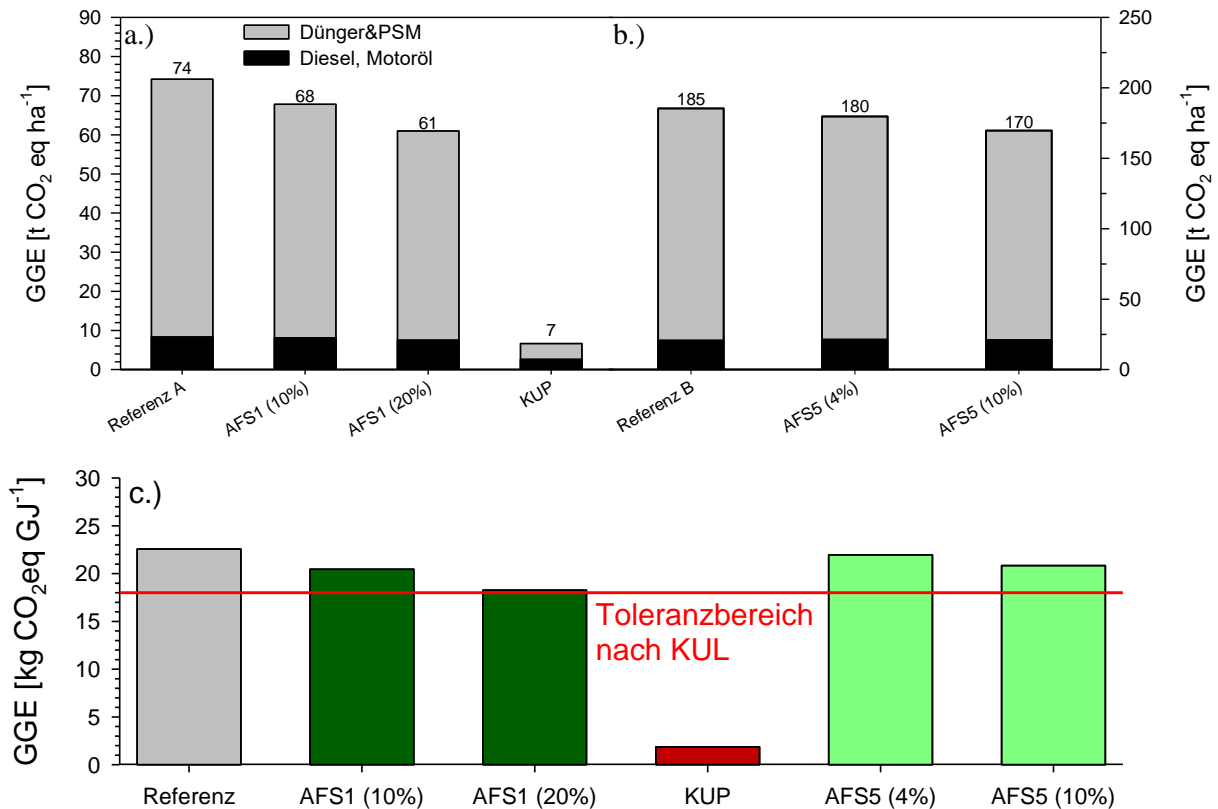


Abbildung 8: a.) Verfahrenbedingte THG-Emissionen (GGE), ausgedrückt in CO₂-Äquivalenten, bedingt durch den Einsatz von Dieselmotorkraftstoff, Motoröl, Düngemittel sowie Pflanzenschutzmittel während einer Nutzungsdauer von a.) 24 und b.) 60 Jahren sowie c.) bezogen auf die produzierte Energiemenge der Pflanzenbausysteme

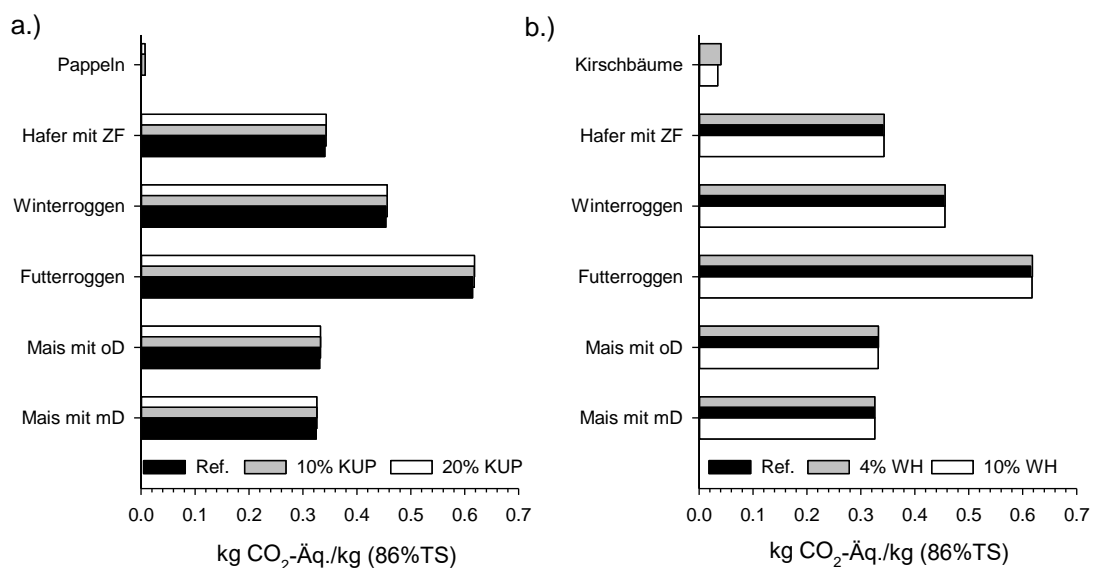


Abbildung 9: Produktbezogene THG-Emissionen (GGE), ausgedrückt in CO₂-Äquivalenten, bezogen auf eine Erntemenge von 1 kg (86 % TS) während einer Nutzungsdauer von a.) 24 und b.) 60 Jahren

4 SENSITIVITÄTSANALYSE

Die folgenden Berechnungen stellen die Variabilität der im Kapitel 3 ermittelten Ausgangsgrößen der energetischen Bilanzierung in Abhängigkeit von variierenden landwirtschaftlich relevanten Eingangsgrößen dar. Da dies mitunter eine erhebliche Anzahl von Parametern einschließen kann, wurde eine Auswahl der aus Sicht der Autoren essentiellsten Größen getroffen. So zeigt Abbildung 10a beispielsweise die Parametervariation von Energiebedarf (KEA) und Energieertrag (EE) in Abhängigkeit vom Gehölzflächenanteil bzw. Gehölzertrag beim untersuchten AFS 1 in Relation zur konventionellen Nutzung ohne Gehölze. Demzufolge kann bei unveränderter Ertragslage der einjährigen Ackerkulturen, der KEA bei einem durchschnittlichen Gehölzertrag von $5 \text{ t}_{\text{atro}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und einer Gehölzfläche von 30 %, um über 25 % reduziert werden. Allerdings sinkt die energetische Flächenproduktivität gegenüber der konventionellen Nutzung mit zunehmendem Gehölzflächenanteil bei dieser Ertragslage deutlich ab und ist im genannten Beispiel fast 10 % geringer. Eine höhere Flächenproduktivität im zweistelligen Prozentbereich lassen sich dagegen erst bei einem Gehölzertrag von etwa $10 \text{ t}_{\text{atro}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielen, wobei eine Gehölzfläche von 30 % Einsparungen im KEA von 22 bzw. eine fast 11 % höherer EE ermöglicht. Der KEA reduziert sich bei dieser Variante gegenüber der konventionellen Ackerbewirtschaftung mit Zunahme eines Prozentpunktes Gehölzfläche (ab einem Mindestprozentsatz von 1 %) um ca. 0,7 %, während der EE um etwa 0,4 % zunimmt. Bei einem Durchschnittsertrag von $12 \text{ t}_{\text{atro}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich bei 30 % Gehölzfläche ein fast 19 % höherer EE gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung. Jeder Prozentpunkt Gehölzfläche reduziert den KEA folglich um 0,7 und erhöht den EE um über 0,6 %.

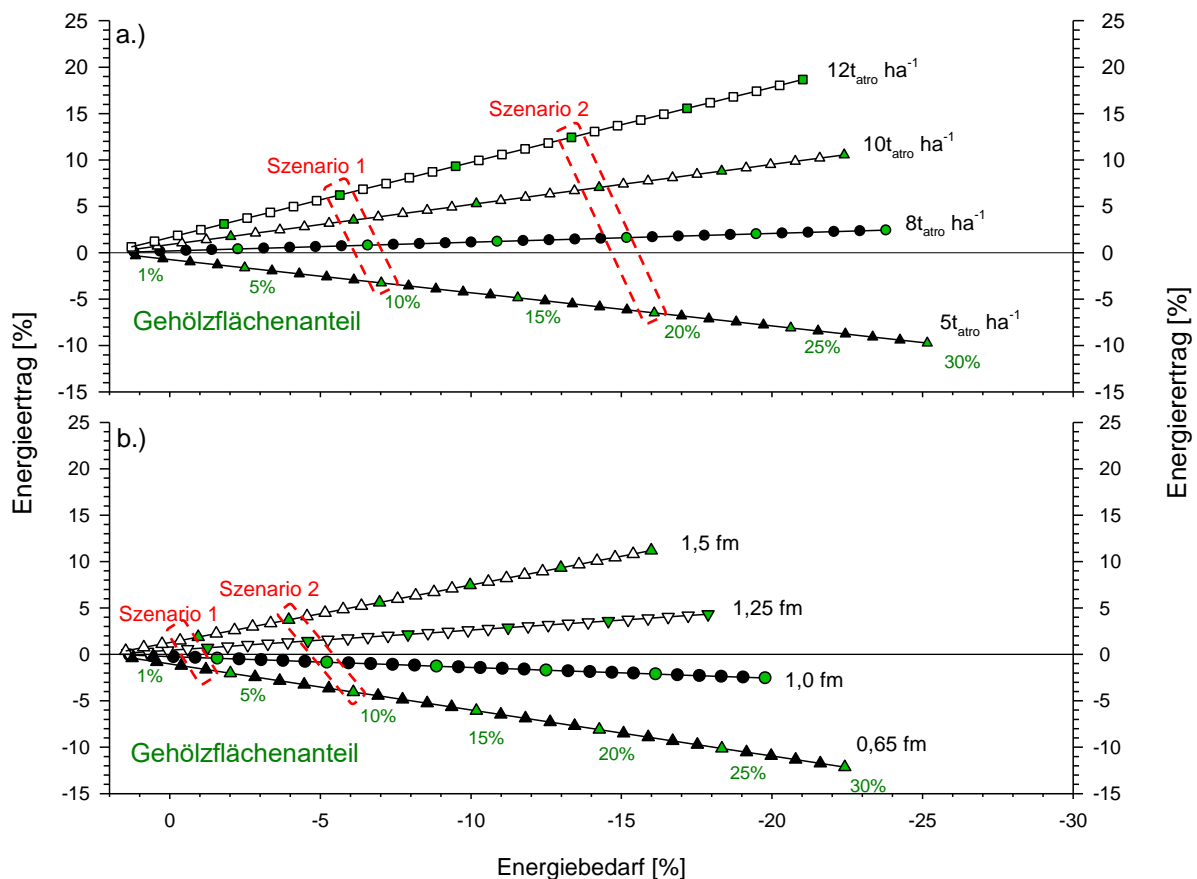


Abbildung 10: Der Energieertrag als Funktion des kumulierten Energieaufwandes (KEA) mit steigendem Gehölzflächenanteil und -ertrag (pro Jahr) im a.) AFS-Typ 1 und b.) AFS-Typ 5 relativ zur konventionell bewirtschafteten Ackerfläche; Mehr- oder Minderaufwand durch veränderte Erntedauer, Transporte und Einlagerung durch variierende Erträge wurden einkalkuliert; die Markierungen für das Szenario 1 und 2 beziehen sich auf die in Kapitel 3 diskutierten Systemtypen.

In Abbildung 10b sind die Veränderungen von KEA und EE für das AFS 5 in Abhängigkeit des Gehölzflächenanteils sowie dem Holzertrag dargestellt. Der Vergleich zum AFS 1 macht deutlich, dass bei den berechneten Varianten der KEA und der EE, zumindest bei Anstieg gegenüber der

konventionellen Bewirtschaftung, auf Ertrags- und Gehölzflächenerhöhungen überwiegend weniger sensitiv reagieren. Im Gegensatz zum AFS 1 wird bei der Ausgangsertragslage des AFS 5 von 1 fm pro Kirschbaum (angenommener Ertrag der Testszenarien, vgl. Kapitel 3) deutlich, dass der EE durch weitere Erhöhung der Gehölzfläche gegenüber der konventionellen Bewirtschaftungsweise reduziert wird. Liegt der Durchschnittsertrag bei 0,65 fm pro Kirschbaum, so bedingt eine Gehölzfläche von 30 % eine Reduktion des EE gegenüber der konventionellen Bewirtschaftungsweise um ca. 12 %. Eine Zunahme der Gehölzfläche um 1 % geht in diesem Fall mit einer Abnahme des KEA und des EE um ca. 0,7 bzw. 0,4 % einher. Im ertragreichsten Szenario mit einem angenommenen Durchschnittsertrag von 1,5 fm pro Kirschbaum, entspricht ein Gehölzflächenanteil von 30 % dagegen einer Reduktion des KEA um ca. 17 % bzw. eine Erhöhung des EE um mehr als 11 %. Ein Anstieg von einem Prozent Gehölzfläche ist dabei gleichbedeutend mit einer Reduktion des KEA bzw. einer Erhöhung des EE um 0,5 und etwa 0,4 %.

Wie aus Abbildung 11a hervorgeht wird die Gesamtmenge an nutzungsspezifischen THG-Emissionen (GGE) bei der konventionellen Nutzung stark von der Ausbringungsmenge an mineralischen Düngemitteln sowie durch den Einsatz von Festmist beeinflusst. Letzterer zeichnet sich maßgeblich durch hohe betriebliche Einsatzmengen und durch ein hohes Potential an diffusen Emissionen infolge der Ausbringung aus. Demgegenüber hat der Einsatz von Gülle die geringste Auswirkung auf die nutzungsspezifischen GGE, was primär auf die vergleichsweise moderaten Einsatzmengen zurückzuführen ist.

Bei der Umstellung der konventionellen Bewirtschaftung auf die agroforstliche Nutzung mit Energieholz reagieren die energetische Effizienz des Pflanzenanbaus, die nutzungsspezifischen GGE sowie der KEA deutlich sensitiver auf die Zunahme der Agrarholzfläche als der Netto-Energieertrag (Abb. 11b). Bei einer theoretischen Gehölzfläche von 50 % beträgt die Zunahme des NEE gegenüber der konventionellen Nutzung nur etwa knapp 12 %. Im Vergleich zur agroforstlichen Nutzung mit Wertholz (Abb. 11c) wird hingegen deutlich, dass diese Nutzungsweise eine deutlich schwächere Sensitivität auf die genannten Parameter hervorruft, wobei sich der NEE sogar mit zunehmender Gehölzfläche gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung weiter reduziert.

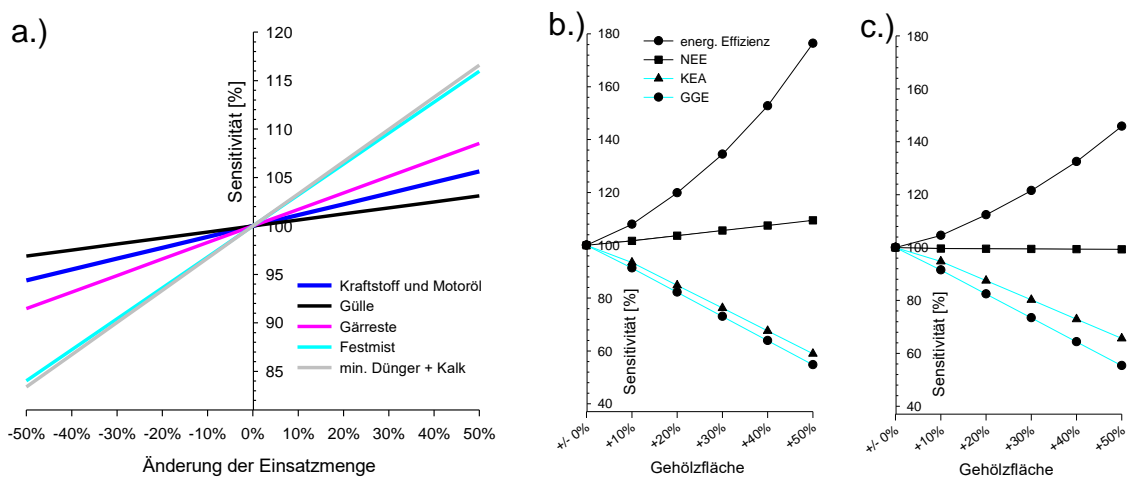


Abbildung 11: Sensitivität ausgewählter Eingangsgrößen auf a.) die nutzungsspezifischen Emissionen bei konventioneller Landnutzung bzw. Auswirkungen der Landnutzungsumstellung auf b.) AFS-Typ 1 und c.) AFS-Typ-5 mit variierendem Gehölzflächenanteil

Auf eine Veränderung im energetischen Herstellungsaufwand der eingesetzten mineralischen Düngemittel reagiert die energetische Effizienz aller betrachteter Landnutzungsvarianten in vergleichbarer Weise (Abb. 12a). Insgesamt steigt die energetische Effizienz der Pflanzenproduktion nach Halbierung der energetischen Herstellungskosten für Düngemittel (KAS, DAP und Harnstoffdünger) um bis zu 22 %, die konventioneller Bewirtschaftung reagiert jedoch geringfügig sensitiver (etwa 1 % mehr) als die übrigen Landnutzungsvarianten. Auf eine Zunahme der energetischen

Herstellungskosten reagiert ebenfalls die konventionelle Bewirtschaftung mit einer Reduktion der energetischen Effizienz um ca. 15 % stärker als die übrigen Varianten, wird aber dicht von diesen gefolgt (konventionell > AFS 5 (4 %) > AFS 1 (10 %) > AFS 5 (10 %) > AFS 1 (20 %)).

Änderungen im Nutzpflanzenenertrag aller im betrachteten Landnutzungssystem angebaute Ackerkulturen wirken sich ebenfalls in vergleichbarer Weise auf die energetische Effizienz des jeweiligen Pflanzenbausystems aus (Abb. 12b). Verglichen mit den beiden Energieholzvarianten reagiert die konventionelle Nutzungsvariante und die 4 %-Wertholzvariante mit einer Erhöhung der energetischen Effizienz um bis zu 34 % bzw. einer Reduktion um bis zu 43 % jedoch geringfügig sensibler als bei Energieholznutzung. Hierfür zeichnet maßgeblich der hohe Flächenanteil an Energiemais, welcher unter den gegebenen Standortbedingungen über eine sehr hohe Flächenproduktivität verfügt, verantwortlich. Dies bestätigt sich bei Sichtung der Auswirkungen von Silomais auf die energetische Effizienz des Anbauverfahrens (Abb. 12c). Eine Reduktion um 50 % zieht hier jeweils eine Verminderung der energetischen Effizienz um fast 27 bzw. 26 % bei der konventionellen Nutzung bzw. bei 4% Wertholzanteil nach sich. Demgegenüber reduziert sich die energetische Effizienz der Verfahrensvariante Energieholz mit 20 % Gehölzflächenanteil um lediglich knapp 21 %. Bei steigenden Silomaiserträgen profitiert mit einem Anstieg von fast 25 % die konventionelle Nutzungsvariante am stärksten, dicht gefolgt mit fast 23 % bei 4% Wertholz und jeweils 22 % für die Energie- und Wertholzvariante mit 10 % Agrarholzanteil.

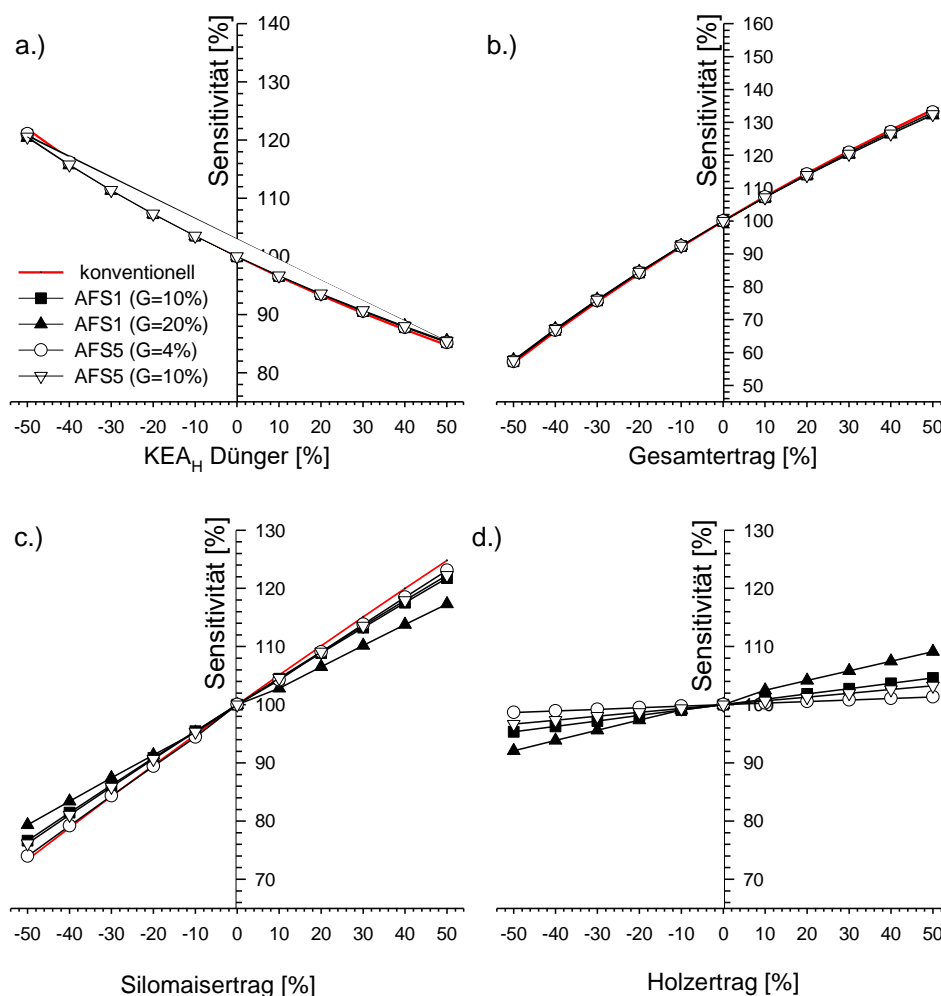


Abbildung 12: Sensitivität der Änderung im a.) Herstellungsaufwand für mineralischen Dünger, b.) Gesamtertrag aller Nutzpflanzen, c.) Silomaisertrag, d.) Holzertrag auf die energetische Effizienz der Pflanzenproduktion von AFS 1 und 5 mit unterschiedlichen Gehölzflächenanteilen sowie bei der konventionellen Landnutzung

Erwartungsgemäß wirken sich Änderungen im Holzertrag am deutlichsten auf die energetische Effizienz der Energieholzvariante mit einem Gehölzanteil von 20 % aus (Abb. 12d). Eine Reduktion im Holzertrag dieser Nutzungsvariante um 50 % kommt hier einer Reduktion der energetischen Effizienz um etwa 8 % gleich. Steigt der Holzertrag um 50 %, steigt demgegenüber die energetische Effizienz dieser Landnutzungsoption um etwa 9 %. Die energetische Effizienz der Wertholzvariante mit 4 % Gehölzflächenanteil bleibt gegenüber Holzertragsänderungen in beide Richtungen mit etwa 1 % weitestgehend unverändert.

Auf eine Änderung der Nutzpflanzenproduktivität reagiert der Netto-Energieertrag (NEE) bei konventioneller, energetischer- bzw. stofflicher Nutzung mit 10 % Agrarholzanteil vergleichbar sensitiv und folgt der Reihenfolge: konventionell > Wertholz > Energieholz (Abb. 13). Insgesamt beträgt der Unterschied zwischen den Systemen bei einer Ertragsänderung um 10 % jedoch weniger als 1 %, wobei das Wertholzsystem hier aufgrund seiner günstigeren Relation von Energieaufwand zum Energieertrag relativ zum Ausgangswert bei steigenden Erträgen marginal besser als die Energieholzvariante abschneidet. Die absolute jährliche Flächenproduktivität bei der Energieholzvariante fällt hingegen höher als bei der Wertholzvariante aus (vgl. Abb. 7). Insgesamt wird deutlich, dass der NEG der beiden agroforstlichen Nutzungsvarianten beim gewählten Gehölzflächenanteil noch primär von Änderungen im Maisabtrag bestimmt werden und der Getreide- und Holzertrag demgegenüber eine untergeordnete Rolle für die energetische Flächenproduktivität spielt.

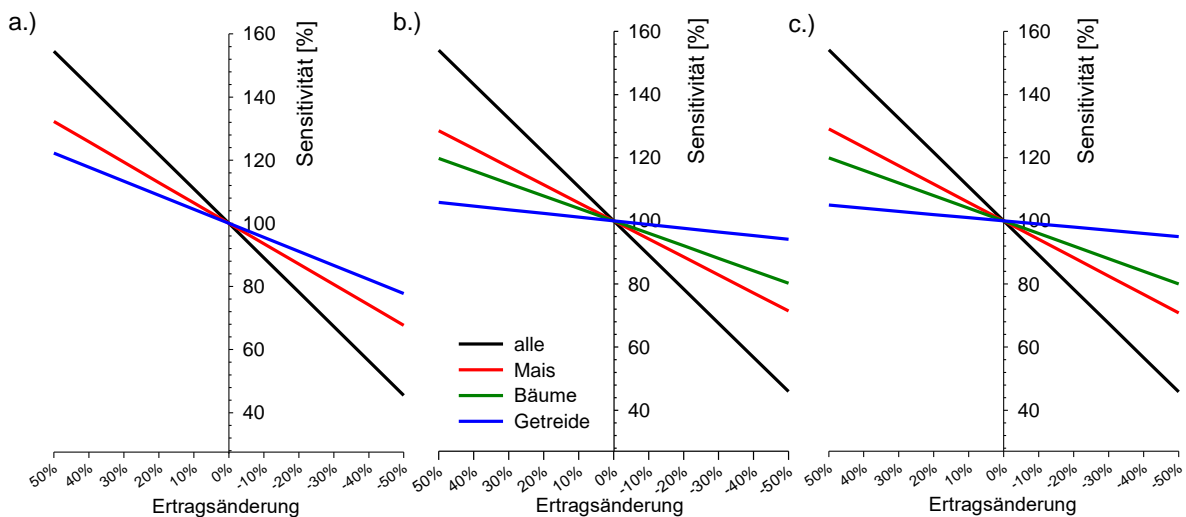


Abbildung 13: Sensitivität der angebauten Nutzpflanzen auf den flächenbezogenen NEG (ha^{-1}) bei a.) konventioneller Landnutzung b.) mit 10 % Energie- und c.) 10 % Wertholzanteil

In Abbildung 14 ist die Auswirkung einer variierenden Gehölzfläche auf die energetische Effizienz sowie die bewirtschaftungsbedingten GGE der Wertholz- und Energieholznutzung dargestellt, wobei 0 % Gehölzfläche der konventionellen Nutzung entspricht. Im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung reduziert jeder zusätzliche Prozentpunkt Gehölzfläche die nutzungsbedingten Emissionen bei Energie- und Wertholznutzung durchschnittlich um etwa $0,03 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalente ha}^{-1}$, während sich die energetische Effizienz der Pflanzenproduktion mit zunehmender Gehölzfläche weiter verbessert. Die nutzungsbedingten Treibhausgasemissionen bei der Energieholzproduktion sind insgesamt geringer als bei der Wertholznutzung, wobei ein signifikanter Unterschied von etwa 5 % erst bei einer theoretischen Gehölzfläche von 90 % erreicht werden kann. Eine Verdopplung der energetischen Effizienz ist bei einem theoretischen Gehölzflächenanteil von ca. 54 % bei der Energieholzvariante möglich, während bei der Wertholzvariante hierfür etwa 74 % erforderlich sind. In Hinblick auf die energetische Effizienz wird deutlich, dass die Energieholzanbauvarianten jenen der Wertholzanbauvarianten bereits bei Gehölzflächengrößen im einstelligen Prozentbereich deutlich überlegen sind. Diese Unterschiede gehen primär auf die höhere

Gehölzertragsleistung der Energieholzsysteme auf ertragsschwächeren Standorten bzw. auf vergleichsweise hohe Emissionen aus Mehraufwendungen an Dieselkraftstoff bei der motormanuellen Ernte der Wertholzsysteme zurück.

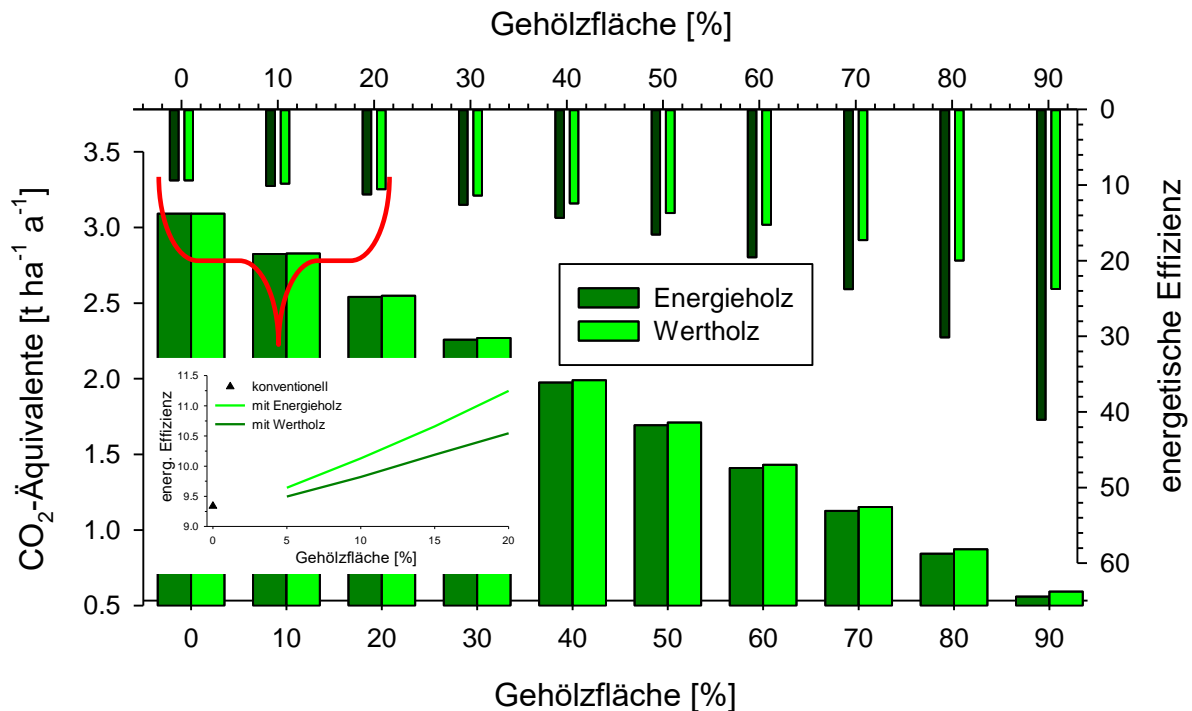


Abbildung 14: Variabilität der energetischen Effizienz (Quotient aus Energieertrag und Energieaufwand) und den bewirtschaftungsbedingten Emissionen (berechnet als CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr) bei variierendem Gehölzflächenanteil im AFS-Typ 1 und AFS-Typ 5

5 SCHLUSSBETRACHTUNGEN

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden energetischen Aufwandsanalyse konnte gezeigt werden, dass sich bei Nutzung von einem Fünftel der landwirtschaftlichen Produktionsfläche im Kurzumtrieb mit Pappeln (AFS 1), bei einem durchschnittlichen Gehölzertrag von 8 t TM ha⁻¹ a⁻¹, im Vergleich zur konventionellen Nutzung etwa 15 % der im Produktionsprozess eingesetzten fossilen Energie in einem Untersuchungszeitraum von 24 Jahren einsparen lassen. Gleichzeitig wird der theoretische Netto-Energieertrag der Pflanzenproduktion um fast 4 % erhöht, wobei eine günstigere Entwicklung des Holzertrags noch ein erhebliches Steigerungspotential birgt. In Hinblick auf Maßnahmen zur Reduktion des fossilen Energieeinsatzes bietet der Anbau von Kirschwertholz unter den im Kapitel 3 betrachteten Ausgangsbedingungen ebenfalls eine effektive Anbaumethode. Allerdings muss für die ungleich längeren Zeiträume bis zur Hiebsreife im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung ein geringerer bzw. allenfalls vergleichbarer Netto-Energieertrag hierfür in Kauf genommen werden. Signifikant höhere Netto-Energieerträge lassen sich gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung erst ab einem Biomasseertrag von ca. 1,2 fm pro Baum bewerkstelligen, eine hinreichende Bodenfruchtbarkeit vorausgesetzt. Insgesamt sind sowohl die agroforstliche Energieholz- als auch die Wertholznutzungsvarianten (AFS 5) hinsichtlich der energetischen Effizienz im Pflanzenbau der konventionellen Nutzung überlegen. Die energetische Effizienz der betrachteten Produktionsverfahren wird dabei neben dem Einsatz energetisch sehr aufwendiger Hilfsstoffe (Dünge- und Pflanzenschutzmittel) entscheidend durch die Ertragsentwicklung und dem Flächenanteil der Gehölze bestimmt. Hier bietet der Anbau von Energieholz speziell auf ertragsärmeren Standorten ein stärkeres Potential als die konventionelle Nutzungsweise bzw. das Wertholzendepot. So beträgt die energetische Flächenproduktivität im Vergleich zur konventionellen Nutzung bei einer Gehölzfläche von 20 %, unter den im Modellszenario vorausgesetzten Energieerträgen und Untersuchungszeiträumen, beispielsweise ca. 103,6 % für Energieholz gegenüber 99,6 % bei der Wertholznutzung. Der Anteil der Energieholzpappeln am

Energieertrag beträgt hier etwa 710 GJ ha⁻¹, was knapp der Hälfte aller Maisrotationen im kompletten Anbauzeitraum entspricht. Im direkten Vergleich von Netto-Energieertrag (NEE) pro ha und Jahr, jeweils auf 100 % Anbaufläche hochgerechnet, lassen sich im Modellbetrieb Domin mit dem Anbau von Silomais ca. 146 GJ, mit Winterroggen 70 GJ, mit Futterroggen 43 GJ, mit Hafer 81 GJ, mit Kirschholz 121 GJ und mit Pappeln 146 GJ erzielen. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch eine Studie von Moitzi et al. (2015), welche auf einer seichtgründigen Versuchsfläche in der Steiermark einen NEE von 144 GJ ha⁻¹ bei einer Düngung von etwa 90 kg N für etwa 9 t (86 % TS) Körnermais inklusive Trocknung berechneten. Für Energieholzpappeln im 18-jährigen Kurzumtrieb bei einem Durchschnittsertrag von 10 t TM ha⁻¹ ermittelte Scholz (1997), welcher ebenfalls nach der Kea-Methodik bilanzierte, zwischen 158 und 167 GJ ha⁻¹ a⁻¹ bei verschiedenen Ernteverfahren, was sich ebenfalls gut mit unseren Berechnungen deckt. Die NEE vom Roggen bei dieser Untersuchung war hingegen mit 137 bis 140 GJ ha⁻¹ a⁻¹ etwa doppelt so hoch wie in der vorliegenden Modellkalkulation und ist auf die vergleichsweise unterdurchschnittliche Ertragslage im hier untersuchten Modellbetrieb zurückzuführen. Zur Verminderung von betriebsbedingten Emissionen ist der Anbau von Energieholz unter den hier berücksichtigten Modellbedingungen zielführender als der Wertholzanbau. Allerdings muss eingeräumt werden, dass ein großer Anteil der kalkulierten prozessbedingten Emissionen bei der Wertholzerzeugung in der Wahl der Erntemethode begründet liegt. Bei zunehmender Gehölzfläche steigt der Kraftstoffbedarf für die motormanuelle Ernte erheblich und könnte ggf. durch eine zeit- und kraftstoffsparende vollmechanisierte Erntelinie ersetzt werden.

Die Validierung der vorliegenden Ergebnisse mit anderen Studien ist generell als schwierig zu beurteilen, da diese oft durch methodische Unterschiede z.B. bei der Ziehung der Systemgrenzen erschwert wird. Neben unterschiedlichen Prozessenergieaufwendungen gehen Abweichungen in energetischen Bilanzen hauptsächlich auf differierende Energieäquivalente zurück (Scholz and Hahn 1998). Folglich wurde im Rahmen dieser Studie auf eine möglichst transparente Darstellung aller verwendeten Energieäquivalente geachtet. Die vorliegende Modellkalkulation stützt sich zu großen Teilen auf flächenspezifische Erfahrungswerte des Landwirtschaftsbetriebs Domin bzw. der standörtlichen Gegebenheiten, was einen Vergleich mit anderen Studien leider zusätzlich erschwert. Es wird daher empfohlen, die hier kalkulierten Energiekennwerte nur unter Vorbehalt bzw. unter Erläuterung der zugrundeliegenden Modellbedingungen zu verwenden.

LITERATUR

- AEGB (2015): AG Energiebilanzen e.V. - Erläuterungen zu den Energiebilanzen. https://ag-energiebilanzen.de/index.php?article_id=29&fileName=vorwort.pdf. Accessed 25 October 2018
- AEGB (2017): Ausgewählte Effizienzindikatoren zur Energiebilanz Deutschland. Daten für die Jahre von 1990 bis 2016 (Endgültige Ergebnisse bis 2015 und vorläufige Indikatoren für 2016). Infobroschüre der AG Energiebilanzen e.V.
- Amon B., Kryvoruchko V., Amon T., Zechmeister-Boltenstern S. (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:153–162. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.030>
- Audsley E., Silsoe Research Institute, Silsoe, UK, European Commission., DG VI Agriculture, EC (2003): Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture : Final report. Concerted action AIR3-CT94-2028
- BioGrace (2019): Harmonised Calculations of Bioenergy Greenhouse Gas Emissions in Europe. Intelligent Energy Europe Programme. <http://www.biograce.net>(Accessed 03.09.2019).

- BMEL (2018): Nutzen und Bedeutung der Bioenergie.: Internetseite des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft.
- BMWi (2017): Energieeffizienz in Zahlen. Infobroschüre des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie (BMWi).
- Böhm C. (2012): Verbundvorhaben: Ökonomische und ökologische Bewertung von Agroforstsystemen in der landwirtschaftlichen Praxis (AgroforstEnergie); Teilvorhaben 2: Rekultivierungsfläche in Brandenburg: Abschlussbericht des FNR Projektes Agroforst Energie (FKZ: 07NR097 bzw. 22009707)
- Eltrop L., Moerschner J., Härdtlein M., König A. (2006): Bilanz und Perspektiven der Holzenergienutzung in Baden-Württemberg. Stuttgart
- Engelmann K., Hülsbergen K.J. (2012): Energiebilanz und Energieeffizienz_naturland_2_2012: Naturland Nachrichten:17-19
- FFE (1999): Forschungsstelle für Energiewirtschaft der Gesellschaft für Energiekunde e.V. (Hrsg.) - Ökobilanzierung mit Hilfe der KEA Datenbank - Praxistests, München
- Fluck R.C. (1985): Energy Sequestered in Repairs and Maintenance of Agricultural Machinery. Transactions of the ASAE 28:738–744. <https://doi.org/10.13031/2013.32330>
- Große W. (1984): Zum energetischen Herstellungsaufwand von Landmaschinen. agrartechnik 32:21-23
- Hübner R., Härtl J., Pukall K., Augenstein I., Zehlius-Eckert W. (2020): Agroforst und Landschaftsbild - Teil 1: Sicht der Bevölkerung - Einführung zur Landschaftsbildbewertung und Ergebnisse einer Umfrage mit Fotomontagen. Loseblatt # 15, Innovationsgruppe AUFWERTEN.
- Hülsbergen K.-J., Feil B., Biermann S., Rathke G.-W., Kalk W.-D., Diepenbrock W. (2001): A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. Agriculture, Ecosystems & Environment 86:303–321. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00286-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00286-3)
- Hülsbergen K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Zugl.: Halle (Saale), Univ., Habil-Schr.,2002. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker, Aachen. ISBN: 383221464X
- Hülsbergen K.-J. (2008): Energieeffizienz ökologischer und integrierter Anbausysteme.: (Hrsg.) Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), KTBL-Schrift 463. „Energieeffiziente Landwirtschaft“ KTBL-Tagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. KTBL-Schrift, vol 463. KTBL, Darmstadt
- Kalk W.D., Hülsbergen K.-J. (1996): Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben.
- Kaltschmitt M., Hartmann H. (Hrsg.) (2009): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren, 2., neu bearbeitete und erw. Aufl. Springer, Heidelberg, New York
- Kaltschmitt M., Reinhardt A. (1997): Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden.
- Kanzler M. (2010): Holzproduktion in Baumplantagen – energetische Bilanzen: Diplomarbeit an der TU-Dresden am Internationale Forst- und Holzwirtschaft in Tharandt. Unveröffentlicht: 70 S.
- Kitani O., Jungbluth T., Peath R.M., Ramdani A. (1999): International Commission of Agricultural Engineering. CIGR Handbook of Agricultural Engineering, Volume V Energy and Biomass Engineering. American Society of Agricultural Engineers

- Knoblauch S., Eckert H., Reinhold G., Gernand U. (2009): Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft und Potenziale ihrer Minderung in Thüringen, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)
- Koch M. (2009): Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl. Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009, [Elektronische Ressource]. Univ.-Bibl; Universitätsverl., Karlsruhe
- Kool A., Marinussen M., Blonk H. (2012): LCI Data for the Calculation Tool Feed Print for Greenhouse Gas Emissions of Feed Production and Utilization. GHG Emissions of N, P and K Fertilizer Production: Blonk Consultants, PJ Gouda, Netherlands (2012):15 Seiten
- LfULG (2018): Energieeffizienz in der Landwirtschaft:72 Seiten
- Lin H.-C., Huber J.A., Gerl G., Hülsbergen K.-J. (2017): Effects of changing farm management and farm structure on energy balance and energy-use efficiency - A case study of organic and conventional farming systems in southern Germany. *European Journal of Agronomy* 82:242–253. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.06.003>
- Lütke-Entrup N., Breitschuh T., Meßner H. (2011): Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe mit Maisanbau. Studie. Hg. v. Deutsches Maiskomitee e.V. (DMK). Bonn
- Mikkola H.J., Ahokas J. (2010): Indirect energy input of agricultural machinery in bioenergy production. *Renewable Energy* 35:23–28. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.05.010>
- Moitzi G., Thünauer G., Robier J., Gronauer A. (2015): Energieeinsatz und Energieeffizienz in der Körnermaisproduktion bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung in der Südsteiermark. *Die Bodenkultur*:25–37
- Möndel A. (2007): Bäume wachsen nicht in den Himmel. *Dlz Agrarmagazin*:20–23
- Noleppa S., von Witzke H.: Energieeffizienz durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland.: Darstellung der Ergebnisse zum Modul „Energieeffekte“ des Projektes zum gesamtgesellschaftlichen Nutzen des Pflanzenschutzes in Deutschland
- Pick E., Wagner H.-J. (1998): Beitrag zum kumulierten Energieaufwand ausgewählter Windenergiekonverter
- Roedenbeck I.A.E. (2004): Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft: Fünf Verfahren im Vergleich. BIOGUM-Forschungsbericht Forschungsgruppe Landwirtschaft, vol 8. Biogum Univ, Hamburg
- Saling P., Koelsch D. (2008): Ökobilanzierung: Energieverbräuche und CO₂-Emissionen von Pflanzenschutzmitteln.: In: Döhler H, Boxberger J, Kröttsch S (Hrsg.) Energieeffiziente Döhler H, Boxberger J, Kröttsch S (Hrsg.) Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBLVortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda 463:65–71
- Scholz V., Kaulfuß P. (1995): Energiebilanz für Biofestbrennstoffe. Forschungsbericht 1995/3. Institut für Agrartechnik Bornim e.V, Potsdam
- Scholz V. (1997): Aufwand und Ertrag an Energie bei der Produktion von nachwachsenden Brennstoffen. *Archives of Agronomy and Soil Science* 41:75–89. <https://doi.org/10.1080/03650349709365978>
- Scholz V., Hahn J. (1998): Energiebilanzen im Vergleich. 53. Jahrgang *LANDTECHNIK* 2/98
- Steinmüller H., Fazeni K. (2011): Energiebilanzen der österreichischen Landwirtschaft unter Berücksichtigung von Ernährungsgewohnheiten. *ÖWAW* 5-6:129–138
- Thommen J.-P., Achleitner A.-K., Gilbert D.U., Hachmeister D., Kaiser G. (2017): Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 8., vollständig überarbeitete Auflage. Lehrbuch. Springer Gabler, Wiesbaden

- UBA (2019): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. Umweltbundesamt: Informationsbroschüre des Umweltbundesamtes.
- Wiegmann K., Fritsche U.R. (2008): Energetisch Bilanz der Bioenergieerzeugung: In: WULF, S. (Hrsg.): Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Energieträger. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL-Schrift) 468:126–135
- Zeshan, Visvanathan C. (2014): Evaluation of anaerobic digestate for greenhouse gas emissions at various stages of its management. *International Biodeterioration & Biodegradation* 95:167–175. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.020>