

Ökobilanzierung der Holzproduktion im Kurzumtrieb

Anne Rödl

Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Hausadresse: Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg
Postadresse: Postfach 80 02 09, 21002 Hamburg

Tel: 040 / 73962-301
Fax: 040 / 73962-317
Email: oef@vti.bund.de
Internet: <http://www.vti.bund.de>

Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft

Ökobilanzierung der Holzproduktion im Kurzumtrieb

von

Anne Rödl

Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft
2008 / 3

Hamburg, August 2008

Inhaltsverzeichnis

0	Zusammenfassung	1
1	Einführung	2
1.1	Problemfeld	2
1.2	Arbeiten zum Thema	2
1.3	Zielstellung	3
2	Methodik	5
2.1	Allgemeine Grundlagen	5
2.2	Vorgehen	6
2.2.1	Modellierung	6
2.2.2	Systemgrenzen und funktionale Einheit	6
2.2.3	Allgemeine Parameter	8
3	Bestandteile der Modellierung	9
3.1	Modul Bodenvorbereitung	9
3.2	Modul Pflanzung	11
3.3	Modul Biologische Produktion	12
3.4	Modul Pflege.....	15
3.5	Modul Düngung	15
3.6	Modul Ernte.....	19
3.7	Modul Rekultivierung.....	19
4	Sachbilanz	20
4.1	Energieeinsatz.....	20
4.2	CO ₂ -Emissionen	23
4.3	N ₂ O-Emissionen	24
4.4	Weitere Emissionen	25
4.5	Landnutzung.....	26
5	Wirkungsbilanz	27
5.1	Beschreibung der gewählten Wirkungskategorien	27
5.2	Treibhauspotential	28
5.3	Versauerungspotential	32
5.4	Eutrophierungspotential.....	33
5.5	Bildung photochemischer Oxidantien und Ozonabbaupotential	35
5.5.1	Potential zur Bildung photochemischer Oxidantien	35
5.5.2	Ozonabbaupotential.....	37

5.6	Toxizität.....	38
5.6.1	Ökotoxizität	38
5.6.2	Humantoxizität	39
5.7	Landnutzung.....	40
5.7.1	Beurteilung der Landnutzung anhand der Bodenqualität	41
5.7.2	Beurteilung der Landnutzung anhand der Biodiversität.....	44
5.8	Normalisierung	47
6	Auswertung und Interpretation	50
6.1	Parametervariation und Sensitivitätsanalyse	50
6.1.1	Düngermenge und Zuwachs	50
6.1.2	Standdauer und Umtriebszeit.....	52
6.1.3	Lachgasemissionen	55
7	Schlussfolgerungen	57
8	Ausblick	59
9	Abkürzungsverzeichnis.....	60
10	Literaturverzeichnis	62
11	Anhang	68

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Systemgrenzen der Untersuchung	7
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Bodenvorbereitung.....	10
Abbildung 3: Modellierung der biologischen Produktion.	12
Abbildung 4: Herleitung der modellhaften Gleichung der Holzbildung.....	13
Abbildung 5: Anteile einzelner Teilarbeiten am Gesamtverbrauch nicht- erneuerbarer Energie	22
Abbildung 6: CO ₂ -Emissionen.....	23
Abbildung 7: Emissionen von Lachgas (N ₂ O)	25
Abbildung 8: Treibhauspotential (GWP 100)	29
Abbildung 9: In- und Output sowie Gesamtwert des Treibhauspotentials ...	30
Abbildung 10: Anteil der einzelnen Module am Treibhauspotential	30
Abbildung 11: Anteile der einzelnen Gase am gesamten GWP	31
Abbildung 12: Versauerungspotential	32
Abbildung 13: Emissionen verantwortlich für das Versauerungspotential	33
Abbildung 14: Eutrophierungspotential	34
Abbildung 15: Beitrag einzelner Emissionen zum Eutrophierungspotential ...	35
Abbildung 16: Photochemisches Oxidantienbildungspotential.....	36
Abbildung 17: Anteile der Emissionen am photochemischen Oxidantienbildungspotential.....	37
Abbildung 18: Normalisierte Ergebnisse ohne Düngerverwendung.....	48
Abbildung 19: Normalisierte Ergebnisse mit Düngerverwendung	48
Abbildung 20: Veränderung des Treibhauspotentials durch Variation der Umtriebszeit und Standdauer	55
Abbildung 21: Änderung des Treibhauspotentials bei Unterstellung verschiedener N ₂ O-Emissionsfaktoren.....	56

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht über die gewählten Parameter	8
Tabelle 2:	Leistung und Verbrauch der berücksichtigten Maschinen.	10
Tabelle 3:	Annahmen über die Anzahl der Stecklinge	11
Tabelle 4:	Nährstoffbedarf der KUP nach einer Umtriebszeit	17
Tabelle 5:	Literaturquellen der im Modul ‚Düngung‘ berücksichtigten Emissionsfaktoren	18
Tabelle 6:	Leistung und Verbrauch der Maschinen für die Ernte	19
Tabelle 7:	Energiebedarf für die Erzeugung von einer Tonne Hackschnitzel (atro) ohne Düngung	21
Tabelle 8:	Energiebedarf für die Erzeugung von einer Tonne Hackschnitzel (atro) mit Düngung	21
Tabelle 9:	Ozonabbaupotential	38
Tabelle 10:	Aquat. Frischwasser Ökotoxizitätspotential	39
Tabelle 11:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotential	39
Tabelle 12:	Humantoxizitätspotential	40
Tabelle 13:	Schema zur Erfassung der Einflüsse auf die Bodenqualität	43
Tabelle 14:	Eingangsparameter für die Berechnung der Schädigung oder des Nutzens	45
Tabelle 15:	Wirkung der Landnutzungsänderung und Landinanspruchnahme	46
Tabelle 16:	Wirkung der Landnutzung nach KÖLLNER/SCHOLZ (2008)	46
Tabelle 17:	Reaktion der Wirkungsindikatoren auf eine Veränderung der gesamten Düngergabe	51
Tabelle 18:	Reaktion der Wirkungsindikatoren auf die Veränderung der Gabe einzelner Düngeelemente (N, K, Ca)	51
Tabelle 19:	Veränderung der Wirkungsindikatoren bei Erhöhung der Düngergaben und eines Zuwachsgewinns	51
Tabelle 20:	Reaktion der Wirkungsindikatoren auf eine Veränderung des Zuwachses	52
Tabelle 21:	Sensitivität bei Änderung der Parameter Umtriebszeit und Standdauer	53
Tabelle 22:	Sach- und Energiebilanztablette Input - ohne Dünger	68
Tabelle 23:	Sachbilanztablette Output - ohne Dünger	70
Tabelle 24:	Sach- und Energiebilanztablette Input - mit Dünger	75
Tabelle 25:	Sachbilanztablette Output - mit Dünger	77

0 Zusammenfassung

Der Ersatz fossiler Energiequellen durch Energie aus Biomasse sollte möglichst umweltfreundlich erfolgen. Das heißt, zusätzliche Umweltbelastungen durch die Erzeugung der Biomasse sollten vermieden werden.

Holz von schnellwachsenden Baumarten aus der landwirtschaftlichen Produktion ist ein denkbarer Biomasse-Rohstoff für die alternative Energieerzeugung. In diesem Arbeitsbericht wird eine Analyse der Umweltwirkungen der Erzeugung von Holz im Kurzumtrieb vorgestellt. Dafür wird die Methode der Ökobilanzierung verwendet, die sich in vier Teilbereiche, nämlich Festlegung des Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsbilanz und Auswertung gliedert. Es werden zwei verschiedene Anbaumethoden von Kurzumtriebsplantagen, jeweils mit und ohne den Einsatz von Düngemitteln untersucht. Der vorliegende Arbeitsbericht ist der erste Teil einer umfassenden Analyse der Umweltwirkungen der energetischen Verwendung landwirtschaftlich produzierten Holzes. Es wird nur die Holzproduktion bis zur Ernte von Hackschnitzeln, aber nicht die anschließende Verwendung betrachtet.

Es zeigt sich, dass für die Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel bei Verzicht auf Düngemittel nur 136 MJ nicht-erneuerbare Energie eingesetzt werden müssen. Werden Düngemittel verwendet, steigt der Bedarf an nicht-erneuerbarer Energie für die Produktion einer Tonne (atro) Hackschnitzel auf 361 MJ. Für die Erzeugung eines in den Hackschnitzeln gespeicherten Megajoules (MJ) Energie müssen 0,01 bzw. 0,02 MJ fossile Energie eingesetzt werden. Durch Anbau, Pflege und Ernte der Plantage werden pro Tonne Hackschnitzel (atro) rund 12 kg (bzw. 22 kg) CO₂ freigesetzt. Die Emissionen sonstiger Treibhausgase, darunter N₂O (Lachgas) nehmen durch den Einsatz von Düngemitteln ebenfalls zu. Durch den Anbau von Holz im Kurzumtrieb werden der Atmosphäre pro Tonne Hackschnitzel 1.851 kg des Treibhausgases CO₂ entzogen und in Form von Kohlenstoff im Holz gebunden.

Daraus ergibt sich in der Wirkungsbilanz netto ein negatives Treibhauspotential. Anbau, Pflege und Ernte von KUP entlasten also das Klima. Mit Hilfe der Wirkungsbilanzierung wurden außerdem geringe Umweltbelastungen durch Eutrophierung und Versauerung festgestellt, die aus Emissionen der Kraftstoffverbrennung resultieren. Bei einer Verwendung von Düngemitteln nimmt vor allem das Versauerungspotential durch Emissionen aus der Stickstoffdüngerherstellung und dessen Ausbringung zu. Aber auch das Eutrophierungspotential und die Indikatorwerte anderer Wirkungskategorien steigen an.

1 Einführung

Die vorliegende Studie entstand im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projektes AGROWOOD (www.agrowood.de). Das Projekt demonstriert in zwei Modell-Regionen das gesamte Verfahren des Anbaus von schnellwachsenden Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen, von der Anlage der Kurzumtriebsplantage bis hin zur Verwendung der produzierten Dendromasse. Alle relevanten Aspekte des Produktionsverfahrens werden dabei von Wissenschaftlern verschiedener Forschungseinrichtungen begleitet und analysiert. Das hier vorgestellte Teilvorhaben untersucht die umweltlichen Auswirkungen des Anbaus und der Verwendung von Holz aus Kurzumtriebsplantagen. Mit diesem Arbeitsbericht soll der erste Arbeitsabschnitt dokumentiert werden, der zunächst nur die Ökobilanzierung des Anbaus von Kurzumtriebsplantagen umfasst.

1.1 Problemfeld

Im letzten Jahr konkretisierte die EU ihre Pläne zur Erreichung von Klimaschutzziele und forderte ihre Mitgliedsstaaten auf, unter anderem bis zum Jahr 2020 den Anteil erneuerbarer Energien auf 20 % des Gesamtenergieverbrauchs zu erhöhen (EUROPEAN COMMISSION 2007). Um dieses Ziel zu erreichen, muss auf nationaler Ebene in großem Umfang auch Biomasse eingesetzt werden. Auch die Charta für Holz fordert eine verstärkte stoffliche und energetische Verwendung von Holz (BMELV 2004). Ein wichtiger Aspekt dabei ist die Sicherstellung der Versorgung mit den benötigten Mengen der Biomasse-Energieträger. Es ist zu erwarten, dass im Fall von Holz das Aufkommen aus der Forstwirtschaft nicht ausreichen wird. Eine zusätzliche Möglichkeit zur Deckung des Bedarfes bietet der verstärkte Anbau von schnellwachsenden Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen. Ein Aspekt, der bei einer Ausweitung der Nutzung angebaute Biomasse berücksichtigt werden muss, ist deren Potential, den Ausstoß von Treibhausgasen im Vergleich zu konventionellen Energien zu vermindern. Deshalb sollten bei der Erzeugung einer Biomasse-Energieeinheit möglichst wenig Kohlendioxid und andere Treibhausgase freigesetzt werden. Auch sonstige Umweltwirkungen sollten möglichst vermieden werden. Diese Zielsetzungen können erreicht werden, wenn Anbau, Pflege und Ernte von Biomasse mit einem minimalen Input fossiler Energie erfolgen.

1.2 Arbeiten zum Thema

Die forstliche Produktion wurde 1996 durch SCHWEINLE ökobilanziell erfasst. Nun sollen auch die Umweltwirkungen der Holzerzeugung zur stofflichen oder energetischen Verwendung auf landwirtschaftlichen Flächen untersucht werden.

Einige Untersuchungen der Umweltwirkungen des Anbaus von Kurzumtriebsplantagen wurden bereits veröffentlicht. So gibt es Studien über Weide im Kurzumtrieb von HELLER et al. (2003) und KEOLEIAN et al. (2005). Für Belgien untersuchten DUBUISSON/SINTZOFF (1998) die Energieerzeugung aus Kurzumtriebsholz. Im deutschsprachigen Raum analysierten JUNGBLUTH et al. (2007) die BtL-Produktion aus verschiedenen Rohstoffquellen, darunter auch aus Holz von Kurzumtriebsplantagen.

Von KALTSCHMITT/REINHARDT (1997) und FRITSCHKE et al. (2004) existieren Verbrauchs- und Emissionsdaten der Holzerzeugung im Kurzumtrieb.

1.3 Zielstellung

Ziel dieser Studie ist es, alle relevanten Stoffflüsse im Zusammenhang mit dem Anbau von Kurzumtriebsplantagen (KUP) zu erfassen und zu bewerten. Dabei wird zum einen untersucht, wie hoch der direkte und indirekte Verbrauch fossiler Energiequellen zur Erzeugung der holzigen Biomasse ist. Zum anderen werden auch In- und Outputflüsse aus dem Einsatz weiterer Materialien und Hilfsstoffe erfasst. Aus den ermittelten Stoffströmen wird der Beitrag des KUP-Anbaus zu relevanten Umweltbelastungen wie Klimawandel, Eutrophierung oder Versauerung des Bodens abgeleitet. Besonders interessant dabei ist der Beitrag von Holz aus Kurzumtriebsplantagen zur Verminderung von Treibhausgasemissionen.

Um standardisierte Ergebnisse zu erzeugen, müssen die verschiedenen Umweltwirkungen nach bestimmten formalen Vorgaben ermittelt werden. Die Methode der Ökobilanzierung ist dafür eine geeignete Methode.

Die hier vorgestellten Daten können als Grundlage für weiterführende Untersuchungen verwendet werden. Es können Einsparpotentiale von Treibhausgasen bei der Substituierung fossiler Brennstoffe durch Holz aus KUP ermittelt werden. Aber auch ökobilanzielle Vergleiche mit anderen Energiepflanzen, die zur Strom, Wärme oder Kraftstoffherstellung eingesetzt werden, können durchgeführt werden. Diese Aspekte sind Gegenstand weiterer Untersuchungen im Rahmen des AGROWOOD-Projektes.

An dieser Stelle soll auch auf einige methodische Grenzen eingegangen werden. Bestimmte biogeochemische Stoff- und Elementflüsse im Zusammenhang mit der Biomasseerzeugung sind nur unzureichend quantifizierbar. Das liegt zum einen an der geringen Verfügbarkeit von verlässlichen Daten, zum anderen aber auch an der hohen Variabilität natürlicher Vorgänge. Die immer wieder andere Kombination von Boden, Klima, genetischen Voraussetzungen und weiteren Faktoren bedingen jeweils unterschiedliche Stoffströme. So kann etwa die Speicherung oder Freisetzung von Kohlenstoff im Boden nur unzureichend quantifiziert werden. Auch die Ausgasung oder Aus-

waschung verschiedener chemischer Verbindungen aus dem Boden oder den Pflanzen selbst, sind oft nicht genau auf einen Zahlenwert festzulegen.

2 Methodik

2.1 Allgemeine Grundlagen

Mit dem normierten Verfahren der Ökobilanzierung werden potentielle Umweltwirkungen während des gesamten Lebensweges eines Produktes abgeschätzt. Dabei gelten die internationalen Normen ISO 14040 und 14044 (DIN 2006). Danach gliedert sich eine Ökobilanz in vier Teile. Im ersten Schritt werden der Umfang der Untersuchung und die daraus resultierenden Systemgrenzen festgelegt. In einem weiteren Schritt wird eine Sachbilanz erstellt. Es werden alle relevanten Stoff- und Energieflüsse, die in das System eingehen und das System verlassen, erfasst. Die Sachbilanz dient als Grundlage für die Wirkungsabschätzung, die in einem dritten Schritt durchgeführt wird. Dabei werden die Ergebnisse der Sachbilanz nach ihren unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt zu Wirkungskategorien zusammengefasst. Die einzelnen Stoffe werden gemäß ihrem Schädigungspotential gewichtet und zu einem gemeinsamen Wirkungsindikator zusammengefasst. Zumeist werden in Ökobilanzstudien folgende Wirkungskategorien betrachtet:

- Treibhauspotential
- Versauerungspotential
- Eutrophierungspotential
- photochem. Oxidantienbildungspotential
- Ozonabbaupotential
- Ökotoxizität
- Humantoxizität

Im vierten und letzten Schritt einer Ökobilanz erfolgen die Analyse und Auswertung der Bilanzergebnisse und daraus abzuleitende Schlussfolgerungen oder Empfehlungen.

Die Produktion von Holz und allgemein von nachwachsenden Rohstoffen unterscheidet sich von der industriellen Produktion von Waren und Gütern. Die Methodik der Ökobilanzierung wurde zur Erfassung und Bewertung potentieller Umweltwirkungen der technischen Produktion und der Anwendung eines Produktes entwickelt (ISO 14040). Daraus ergeben sich einige Besonderheiten bzw. Schwierigkeiten für die Ökobilanzierung nachwachsender Rohstoffe (vgl. MOURAD et al. 2007). Bei der Betrachtung industrieller Herstellungsprozesse befindet sich die Umwelt mit den Teilsystemen Boden, Luft und Wasser außerhalb der Systemgrenzen. Rohstoffe fließen aus der Umwelt in das System ein und Emissionen werden in die Umwelt entlassen.

Bei der Produktion nachwachsender Rohstoffe ist die Umwelt (Boden, Wasser, Luft) ein Bestandteil des Systems, da sie ein unmittelbarer Produktionsfaktor ist. Das heißt, Stoff- und Energieflüsse, die bei industriellen Prozessen außerhalb der Systemgrenzen

liegen, müssen hier in die Bilanzierung einbezogen werden. Dabei gibt es Schwierigkeiten, weil für eine Reihe von spezifischen Umweltwirkungen, wie zum Beispiel die Auswirkungen der Flächennutzung auf die Biodiversität oder Bodenqualität, anerkannte Methoden zu deren Erfassung fehlen. Gerade für Elemente von Ökobilanzen im land- und forstwirtschaftlichen Bereich (z.B. Landnutzung) stehen noch keine ausreichend anerkannten Methoden zur Verfügung.

2.2 Vorgehen

2.2.1 Modellierung

Das Modell zur Abbildung des Lebenswegs einer Kurzumtriebsplantage (KUP) wurde mit Hilfe der Software GaBi 4.0 der PE International GmbH (LBP, PE 2006), sowie der darin integrierten Datenbank erstellt.

Der Aufbau des Ökobilanzmodells erfolgte in Modulen (Abbildung 1), die wiederum in Submodule gegliedert sind. Dadurch können die Ergebnisse der einzelnen Teilschritte genau erfasst und analysiert werden. Die verschiedenen Einstellungen können für jedes Modul individuell angepasst und verändert werden.

2.2.2 Systemgrenzen und funktionale Einheit

Die Biomasseproduktion mit Hilfe schnellwachsender Baumarten, zumeist Pappel, Weide oder Robinie, unterscheidet sich von der herkömmlichen landwirtschaftlichen einjährigen Produktionsweise und entspricht eher dem Muster der Bewirtschaftung eines Niederwaldes. Die einmal gepflanzten Bäume werden mehrfach im Abstand von mindestens 3 Jahren geerntet. Die zurückbleibenden Stöcke sind wiederausschlagfähig, sodass dieselbe Fläche immer wieder beerntet werden kann. Die gesamte Standdauer der Plantage kann zwischen 20 und 30 Jahren (BOELKE 2006; HOFMANN 2004) liegen. Vor der Pflanzung sind verschiedene Schritte der Bodenbearbeitung notwendig, besonders wenn es sich um Flächen mit einer dichten Grasnarbe handelt. Mindestens jedoch sind eine Grundbodenbearbeitung und die anschließende Vorbereitung des Pflanzbettes notwendig. Außerdem ist in den meisten Fällen eine Behandlung mit Herbiziden notwendig (RÖHRICHT/RUSCHER 2004; VETTER et al. 2002; HOFMANN 2004). Die Steckhölzer werden zumeist maschinell gepflanzt. Im Anpflanzjahr ist außerdem noch eine mechanische Unkrautbekämpfung nötig. Die Ernte erfolgt in den meisten Fällen vollmechanisiert mit entsprechenden Erntemaschinen (vgl. Kap. 3.5). Bei der Rückwandlung der Flächen in Ackerland müssen die Wurzelstöcke der Bäume mit Fräsen o.ä. entfernt werden.

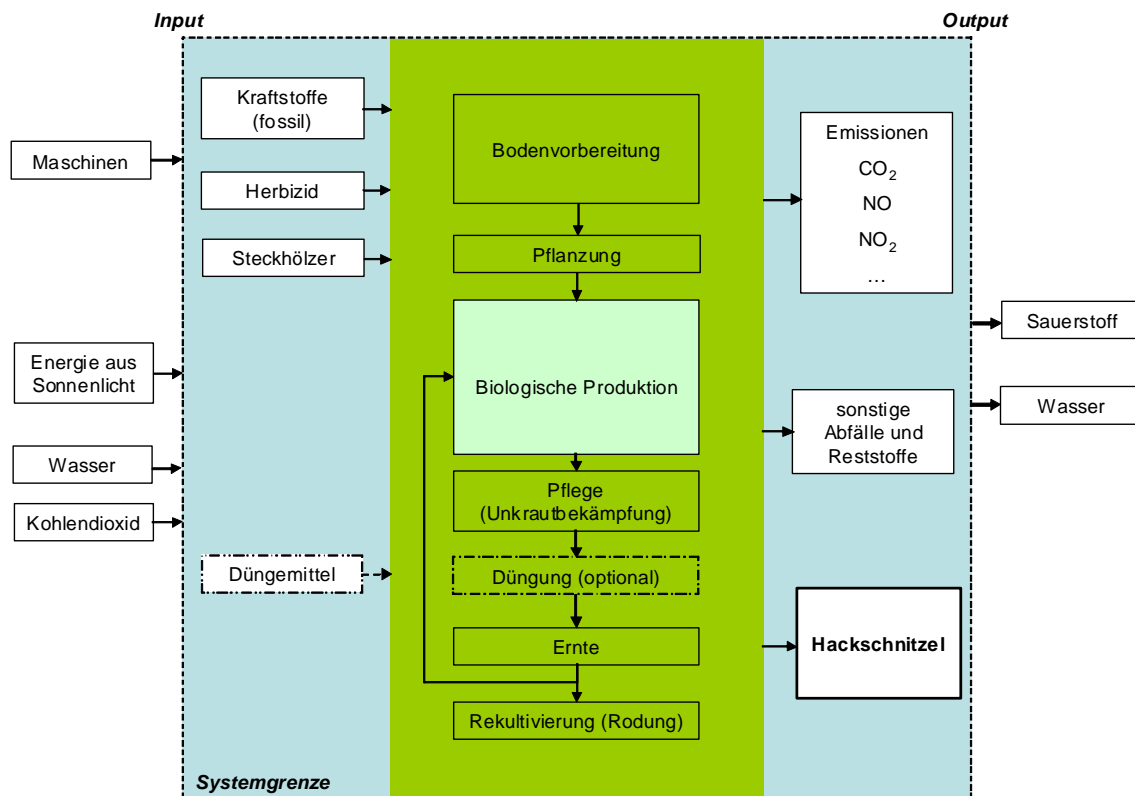


Abbildung 1: Systemgrenzen der Untersuchung und Untergliederung in die einzelnen Module

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die für die Bilanzierung gewählten Systemgrenzen. Bei der Erstellung der Sachbilanz wird der gesamte Produktionsprozess berücksichtigt. Beginnend bei der Bodenvorbereitung, über die Pflanzung, Pflege und Ernte der produzierten Hackschnitzel, bis hin zur Rodung der Stöcke und damit der Rekultivierung der Fläche, werden alle relevanten Stoff- und Energieflüsse erfasst. Ebenfalls werden die wichtigsten In- und Outputs sowie Emissionen für die Bereitstellung von Treibstoffen, der Herstellung von Düngemitteln und Herbiziden, sowie der Produktion von Steckhölzern bei der Bilanzierung berücksichtigt. In das System fließen außerdem Stoffe, die keine herstellungsbedingten Umweltwirkungen besitzen (Wasser, Sonnenlicht, CO₂). Als Produkt werden Hackschnitzel erzeugt. Die Emissionen in Luft, Wasser und Boden und Abfälle werden quantifiziert und deren Umweltwirkung bewertet. Das System verlassen außerdem Sauerstoff und Wasser, wobei diese Flüsse nicht in die Bewertung der Umweltwirkung einfließen.

Die Produktion von Anlagegütern, wie z. B. die Her- und Bereitstellung von Maschinen und Infrastrukturleistungen, wird vorläufig nicht in die Bilanzierung einbezogen. MOURAD et al. (2007) nennen in ihrem Leitfaden die Berücksichtigung von Vorketten der Maschinenproduktion nicht als einen notwendigen Bestandteil einer Sachbilanz landwirtschaftlicher Produkte. Im Vergleich zum Betrieb der Maschinen, entfällt nur ein vernachlässigbarer Teil des Energieeinsatzes und der Umweltwirkungen auf deren Fertigung. Andere Autoren messen jedoch den Belastungen durch die Maschinenerzeu-

gung eine größere Bedeutung bei (z.B. AUDSLEY et al. 1997). Deshalb soll im weiteren Verlauf des Projektes der tatsächliche Einfluss der Maschinenherstellung auf die Bilanzergebnisse noch einmal geprüft werden.

Die Analyse der Umweltwirkungen der Holzproduktion in Kurzumtriebsplantagen, wird auf die funktionale Einheit „1 t atro“, also eine Tonne absolut trockenes Holz, bezogen.

Bei der hier untersuchten Produktion von Holz im Kurzumtrieb entstehen zunächst keine Kuppelprodukte. Aus diesem Grund waren keine Allokationen der Stoffströme auf Nebenprodukte notwendig.

2.2.3 Allgemeine Parameter

Zur Demonstration des Ökobilanz-Modells wird ein Szenario unter den folgenden Rahmenbedingungen und den in den nächsten Kapiteln näher beschriebenen Parametereinstellungen berechnet (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht über die gewählten Parameter für die Ökobilanzierung

Parzelle (ha)	Baumart	Zuwachs (t/ha*a)	Umtriebszeit (Jahre)	Rotationen	Dünger	Produkt	Feuchte u (%)
2	Pappel	8	4	4	ohne	Hackschnitzel	100
2	Pappel	10	4	4	mit	Hackschnitzel	100

Auf einer Parzelle von 2 ha wird Pappel im Kurzumtrieb erzeugt. Im vorgestellten Szenario wird zunächst von 4 Rotationen ausgegangen. Beerntet wird die Fläche alle 4 Jahre. Damit beträgt die gesamte Standdauer der Plantage 16 Jahre. Der Zuwachs beträgt 8 Tonnen Trockenmasse pro Hektar und Jahr. Bei einer Verwendung von Düngemitteln wird auch eine Erhöhung des Zuwachses unterstellt (vgl. Kap. 3.4).

3 Bestandteile der Modellierung

Die Erzeugung von Holz in einer Kurzumtriebsplantage gliedert sich in verschiedene zeitlich getrennte Arbeitsschritte. Anhand dieser Arbeitsschritte wurde die Modellierung gegliedert. Die Arbeiten teilen sich auf in Bodenvorbereitung, Pflanzung, Pflege, Düngung, Ernte und Rekultivierung (vgl. Abbildung 1). In jedem Teilschritt werden die notwendigen Arbeitsgänge mit den entsprechenden Maschinen durchgeführt. Dabei wird zumeist fossile Energie in Form von Kraftstoff direkt eingesetzt. Zudem wird durch den Einsatz weiterer Materialien und Hilfsstoffe, (Pflanzenschutzmitteln, Düngern o.ä.), für deren Produktion Energie eingesetzt wird, indirekt Energie verbraucht.

In diesem Modell wurde für jeden Maschineneinsatz der Verbrauch von fossilem Dieseldieselkraftstoff unterstellt. Es sei an dieser Stelle jedoch angemerkt, dass in der Landwirtschaft derzeit ungefähr 5-7 % (KRAHL 2008) des Kraftstoffbedarfs mit Hilfe von Biodiesel gedeckt wird. Die Berücksichtigung eines Einsatzes von Biodiesel, anstelle fossilen Diesels in der Ökobilanz führte zu veränderten Ergebnissen. Hier wird zunächst ein „Worst-Case-Szenario“ unterstellt, bei dem der komplette Energiebedarf der Maschinen durch fossile Kraftstoffe gedeckt wird.

Beim Energieeinsatz für die Herstellung von Materialien und Hilfsstoffen wird jeweils der aktuelle Energie-Mix in Deutschland unterstellt. Im Mix enthalten ist daher auch ein gewisser Anteil erneuerbare Energie, der den Sachbilanztabellen im Anhang zu entnehmen ist.

Die betrachtete landwirtschaftliche Fläche besitzt annahmegemäß vor der Pflanzung der KUP den Status einer Stilllegungsfläche mit mittelschwerem Boden. Diese Annahme hat Auswirkungen auf die Wahl der notwendigen Bodenbearbeitungsmethoden und die Menge des eingesetzten Herbizides.

3.1 Modul Bodenvorbereitung

Zuerst muss die Kurzumtriebsplantage auf der Fläche angelegt werden. Dazu ist vor der Pflanzung eine Bodenvorbereitung notwendig. Wie in Abbildung 2 zu erkennen, setzt sich die Bodenvorbereitung aus den Arbeitsgängen Bodenbearbeitung und Pflanzenschutz zusammen. Bei der Bodenbearbeitung müssen mit Grundbodenbearbeitung und Pflanzbettbereitung zwei Teilarbeiten durchgeführt werden. Bei der Grundbodenbearbeitung wird die Fläche meist im Herbst vor der Pflanzung mit einem Pflug umgebrochen. Im Frühjahr folgt die Pflanzbettbereitung durch eine Überfahrt mit Standardschlepper und angebauter Saatbettkombination, um ein ebenes und feinkrümliges

Pflanzbett herzustellen (RÖHRICHT/RUSCHER 2004; VETTER 2002; HOFMANN 2007).

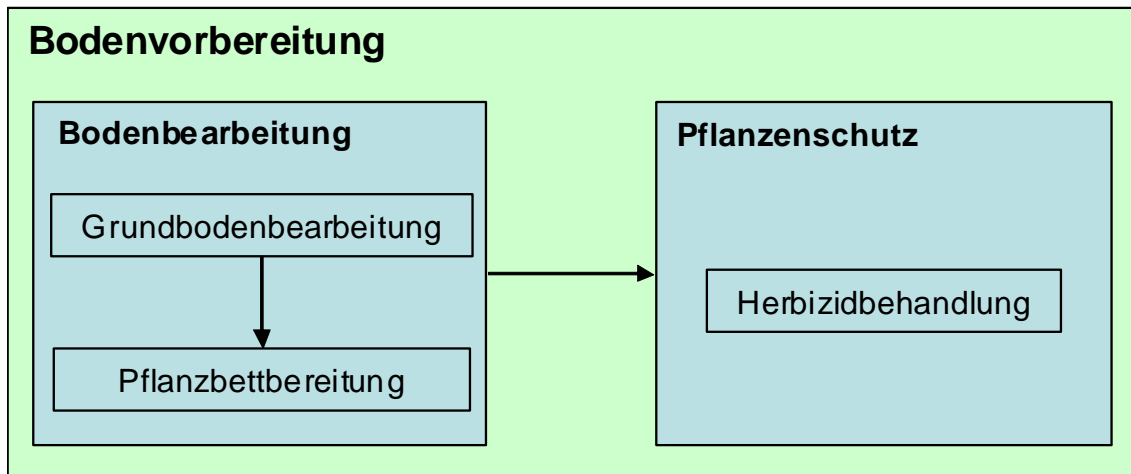


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Arbeitsschritte der Bodenvorbereitung

Die Nennleistungen und Verbräuche der verwendeten Schlepper sind aus Tabelle 2 ersichtlich. Pflügen ist eine schwere Maschinenarbeit, während die Saatbettbereitung eher als normale Zapfwellenarbeit eingeordnet werden kann. Die entsprechenden Emissionsfaktoren wurden bei RINALDI et al. (2005) und KALTSCHMITT /REINHARDT (1997) entnommen.

Tabelle 2: Leistung und Verbrauch der in der Sachbilanz für die Flächenanlage berücksichtigten Maschinen

Bearbeitungsschritt	Gerät	Nennleistung <i>kW</i>	Dieserverbrauch <i>l/ha</i>	Bemerkungen
Grundbodenbearbeitung	Schlepper mit Aufsatteldrehpflug	120	24,96	
Pflanzbettbereitung	Schlepper mit Saatbettkombination	120	7,03	
Herbizidbehandlung	Schlepper mit Pflanzenschutzspritze	67	1,13	4l/ha RoundUp UltraMax 200l/ha Wasser

Zum Modul Bodenvorbereitung gehört ebenfalls die Ausbringung eines Herbizids vor der Pflanzung. Eine Anwendung von Voraufherbiziden wird vor allem für stark verunkrautete Flächen, wie im Falle einer Stilllegungsfläche empfohlen (HOFMANN 2004; RÖHRICHT/RUSCHER 2004; VETTER 2002). Als Präparat wird hier RoundUp in einer Konzentration von 4 l/ha in einer Lösung mit 200l Wasser (MONSANTO 2006) eingesetzt. Dabei ist die Ausbringmenge in l/ha im Modell ein frei wählbarer Parameter und kann beliebig verändert werden. Das Ausbringen des flüssigen Pflanzenschutzmittels erfolgt durch einen Standardschlepper (67 kW) mit angebaute Pflanzenschutzspritze (vgl. Tabelle 2). Die Angaben zum Dieserverbrauch sind der KTBL-Datensammlung ent-

nommen (KTBL 2006). Die Emissionsfaktoren entsprechen dem Schema leichte Arbeit von KALTSCHMITT /REINHARDT 1997 und RINALDI 2005. Das Herbizid RoundUp basiert auf dem Wirkstoff Glyphosat. Der Energieaufwand für die Bereitstellung des Wirkstoffes wurde nach AUDSLEY et al. (1997) bilanziert. AUDSLEY et al. unterstellen für die Herstellung des Herbizidwirkstoffes einen Energieverbrauch von insgesamt 454 MJ/kg. Darin ist der Energiebedarf für Produktion, Transport sowie Verpackungsmaterial enthalten. Der Gesamtverbrauch wird dabei nochmals in verschiedene Energieträger aufgeschlüsselt (Naphtha, Gas, Heizöl und Strom). Mit Hilfe dieser Angaben und den in der GaBi-Datenbank (LBP, PE 2006) zur Verfügung stehenden Vorketten wurden die Emissionen des Herstellungsprozesses ermittelt (vgl. HEUER/FALKE 2000). Für die Herstellung des Endprodukts (RoundUp UltraMax) wird ein Mischungsverhältnis gemäß Herstellerangaben (MONSANTO 2005) von 51 % des Wirkstoffs Glyphosat, 7,5 % Netzmittel Natriumglutamat und 41,5 % Wasser angenommen.

3.2 Modul Pflanzung

Das Modul Pflanzung enthält die Produktion der Stecklinge in einem Mutterquartier und deren maschinelle Ausbringung auf der Fläche. Die Anzahl der Stecklinge, mit denen die Plantage begründet wird, richtet sich vor allem nach dem geplanten Ernteverfahren (KTBL 2006a; VETTER et al. 2002). Im hier vorgestellten Szenario soll die Ernte mit einem selbstfahrenden Feldhäcksler durchgeführt werden. Deshalb wird die Plantage in Doppelreihen mit 10.667 Stecklingen pro Hektar begründet (vgl. Tabelle 3). Für Verfahren mit anderen Erntegeräten kann die Anzahl der gepflanzten Stecklinge variieren.

Tabelle 3: Annahmen über die Anzahl der Stecklinge bei Flächenbegründung

Erntegerät	Reihenabstand (cm)	Stecklinge (St/ha)
Feldhäcksler	75/175x75	10.667

Es wird davon ausgegangen, dass die Pflanzung maschinell erfolgt. Für die Einbringung der Stecklinge in den Boden wurde von einem Zeitbedarf von rund 2 Stunden je Hektar ausgegangen. Als Zugmaschine wird ein Standardschlepper mit 40 kW Leistung benötigt. Der Dieserverbrauch beträgt 5,3 l/h (KTBL 2006). Daraus ergibt sich ein Dieserverbrauch von 10,6 l/ha. Der Einsatz fossiler Energie für die Produktion der Stecklinge in einem Mutterquartier einer Baumschule wird ebenfalls berücksichtigt. Als Datengrundlage hierfür dienen die Angaben von KALTSCHMITT/REINHARDT et al. (1997). Die Werte zu den spezifischen Energieaufwendungen und den direkten Emissionen wurden auf das Gewicht der Stecklinge umgerechnet. Dabei wurde die Form eines Zylinders (1x20cm) unterstellt und ein Frischgewicht von 750 kg/m³ (WAGENFÜHR et al. 1985). Wie jedoch KALTSCHMITT/REINHARDT (1997) selbst ausführen, ist der Anteil der

Energieaufwendungen und Emissionen für die Produktion des Pflanzgutes äußerst gering.

3.3 Modul Biologische Produktion

Das Modul Biologische Produktion ist das zentrale Element des Ökobilanzmodells. Hier wird Biomasse erzeugt und formal die Massenbilanz zwischen den In- und Outputflüssen geschlossen. Dabei werden hauptsächlich die drei Elemente Kohlenstoff (50 %), Sauerstoff (43 %) und Wasserstoff (6 %), die zusammen 99 % der Holzmasse ausmachen, berücksichtigt. Das restliche eine Prozent der Holzmasse setzt sich aus verschiedenen Spurenelementen, wie z.B. Stickstoff, Calcium und Kalium zusammen. Der Input dieser Elemente wird im Modul Düngung berücksichtigt, das im Kapitel 3.5) beschrieben wird.

Abbildung 4 zeigt die Struktur des Moduls Biologische Produktion in der Ansicht der Software GaBi 4 (LBP, PE 2006). Aus Kohlendioxid, Sonnenlicht und Wasser wird durch die Photosynthese Glukose erzeugt. Als zusätzliches Reaktionsprodukt entsteht Sauerstoff. Wasser dient als Reduktionsmittel und wird teilweise wieder abgegeben. Aus Lichtenergie wird dabei chemische Energie. Die erzeugte Glucose wird im Stoffwechselkreislauf der Pflanze weiter zu Ligninen, Cellulosen und Hemicellulosen umgebaut.

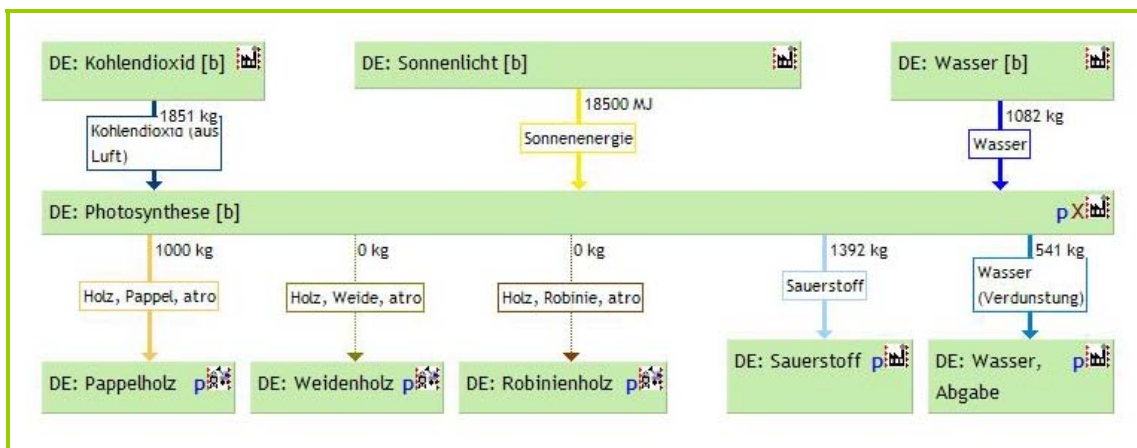


Abbildung 3: Modellierung der biologischen Produktion. In- und Outputflüsse bezogen auf die Erzeugung von 1t (atro) Pappelholz

Der wichtigste Teil des Moduls ist die Erfassung der Kohlenstoffbindung im Holz. Die Quantifizierung der aufgenommenen und gespeicherten Kohlendioxidmenge erfolgt nach der Methode von ZIMMER/WEGENER (1996). Dabei wird eine modifizierte Photosynthesegleichung verwendet, um die wichtigsten Stoffströme der Holzbildung zu erfassen. Die allgemeine Photosynthesegleichung in Abbildung 4 (1) beschreibt den Aufbau einer Hexose, die einen Kohlenstoffgehalt von 40 % besitzt. Im Holz bestehen dagegen 50 % der Trockenmasse aus Kohlenstoff. Um dieses abweichende Massenverhältnis abbilden zu können, haben ZIMMER/WEGENER (1996) ein Molekül definiert, das in Gleichung Abbildung 4 (2) dargestellt ist. Über die Molmassenverhältnisse der modellhaften Gleichung können nun die Stoffmengen Abbildung 4 (3), die für den Aufbau einer Tonne

Holz notwendig sind, berechnet werden. Der Energiebedarf wird mit der im Holz enthaltenen Energie gleich gesetzt. Er entspricht mit 18,5 MJ/kg dem unteren Heizwert (H_u) absolut trocknen Pappelholzes (vgl. ZIMMER/WEGENER 1996; FRÜHWALD et al. 1997; SCHWEINLE 2000). Diese Annahme stellt eine Vereinfachung dar, da nicht genau quantifiziert werden kann, wie viel Sonnenenergie für den Aufbau einer Tonne Holz benötigt wird.

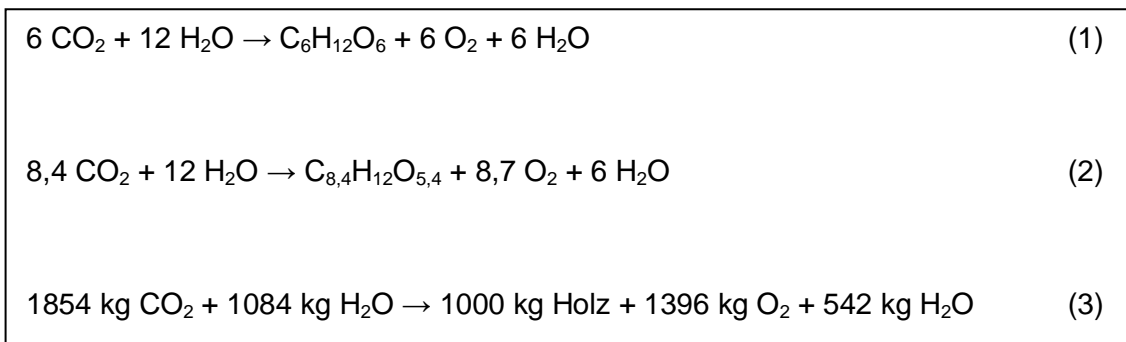


Abbildung 4: Herleitung der modellhaften Gleichung der Holzbildung aus der Photosynthesgleichung und Berechnung der dafür notwendigen Stoffströme

Die in Abbildung 4 beschriebene Methode zur Herleitung der CO_2 -Aufnahme bildet die Brutto-Absorption von Kohlenstoff bei der Photosynthese ab. Ein Teil des dabei erzeugten Kohlenstoffs wird jedoch selbst von der Pflanze im Stoffwechsel veratmet. Im Holz wird schließlich mit 500 kg (1.835 kg CO_2) pro Tonne (atro) etwas weniger Kohlenstoff gespeichert. Zusätzlich wird durch das Wachstum der Bäume auch Kohlenstoff in Wurzeln und Boden angereichert. Diese Mengen werden durch die Bilanzierung nicht gesondert erfasst (siehe *Exkurs Bodenkohlenstoff*). Mit Hilfe der Modellgleichung von ZIMMER/WEGENER (1996) zusätzlich weitere In- und Outputströme der Photosynthese (Wasser, Sauerstoff) quantifiziert werden, was einen Vorteil der Anwendung dieser Methode darstellt.

Die für die Bilanzierung notwendigen Annahme über den Zuwachs der Plantage von 8 t atro/ha*a ist ein Durchschnittswert und somit eine Vereinfachung. Es ist geplant, die Annahmen im weiteren Verlauf des Projekts durch die Verwendung einer Biomassefunktion, die durch verschiedene Klima- und Bodenparameter gesteuert wird, zu ersetzen. Für Pappel wurden bisher auf Flächen in Sachsen und Brandenburg Zuwächse von 0,2 – 18 t atro/ha*a festgestellt (RÖHLE 2008). Damit ist der hier gewählte Zuwachs im oberen durchschnittlichen Bereich angesiedelt. Wie RÖHLE et al. 2005 feststellten, erhöht sich der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) mit jeder Rotation. Wenn auch der Zuwachs an Dendromasse in der ersten Rotation niedriger sein sollte, ist es durchaus plausibel, als Durchschnitt aller Rotationen einen Wert von 8 t atro/ha*a anzunehmen.

Als Umtriebszeit wurde im vorliegenden Modell 4 Jahre gewählt, da die durchschnittlichen Erträge pro Hektar und Jahr im 4-jährigen Umtrieb deutlich höher als im 3-jährigen (RÖHLE et al. 2006) sind. Mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse soll später (Kapi-

tel 6.1) gezeigt werden, welchen Einfluss die Erhöhung von Umtriebszeiten und Rotationszyklen auf die Bilanzierungsergebnisse hat.

-Exkurs Bodenkohlenstoff-

Bei der vorgestellten Berechnungsmethode der CO₂-Einbindung bleibt die Kohlenstoffspeicherung im Boden zunächst unberücksichtigt. Eine genaue Quantifizierung der Veränderung der Kohlenstoffmenge im Boden durch Anpflanzung von KUP ist derzeit kaum möglich. Zahlreiche Studien untersuchten zwar die Auswirkungen auf den Bodenkohlenstoff nach der Anlage von Kurzumtriebsplantagen auf Ackerflächen, doch die Ergebnisse sind nicht eindeutig. Einige Studien fanden eine Erhöhungen des Bodenkohlenstoffgehalts (DECKMYN et al. 2004; GRIGAL 1998; GUO et al. 2002; LEMUS 2005; SARTORI 2007). Angaben zur Höhe der Zunahme schwanken zwischen 0,1 und 1,7 t C/ha*a (LEMUS 2005; GRIGAL 1998). Würde man nur vom niedrigsten Wert ausgehend die zusätzliche Speicherung im Boden auf die funktionale Einheit umrechnen (Unter der Annahme einer Biomasseproduktion des Modells von 8 t atro/ha*a), würde das eine zusätzliche Speicherung von rund 46 kg CO₂ pro t Holz bedeuten.

Andere Studien stellten Verluste im Bodenkohlenstoff-Pool fest. In einer Untersuchung des Bodenkohlenstoffgehalts auf einer Versuchsfläche in Nordhessen (LAMERSDORF 2008) konnten keine signifikanten Veränderungen des Bodenkohlenstoffgehalts festgestellt werden. Auch COLEMAN et al. (2004) konnten keine Unterschiede im Bodenkohlenstoffgehalt zu angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen feststellen. Bei der Untersuchung von Bodenkohlenstoffgehalten unter Kurzumtriebsplantagen gibt es große Probleme, da keine geeigneten Referenzflächen vorhanden sind. Zumeist wurde vor Beginn der Pflanzung der Gehalt von Kohlenstoff im Boden nicht erfasst. Meist basieren die Untersuchungen auf Probenahmen von unterschiedlichen Flächen. Viele Faktoren beeinflussen jedoch die Kohlenstoffakkumulation, wie z.B. die angepflanzten Baumarten, die Bodenart oder das Klima (COLEMAN et al. 2004; MORRIS et al. 2007, JUG et al. 1999). Somit gelten die Ergebnisse jeweils nur für den konkreten Standort unter den vorherrschenden klimatischen Bedingungen und können in der Regel nicht verallgemeinert werden. COLEMAN et al. 2004 kommen zu dem Schluss, dass eine Verifizierung der Akkumulation von Bodenkohlenstoff nach der Anpflanzung einer KUP extrem schwierig ist. Auch JUG et al. 1999 weisen darauf hin, dass eine generelle Übertragung der Studienergebnisse nicht möglich ist. Es gäbe unterschiedliche Ausgangsniveaus und teilweise nur sehr fein abgestufte Veränderungen. In einigen Studien zeigte sich auch ein Verlust an Bodenkohlenstoff während der ersten Jahre nach der Anpflanzung, der jedoch in den folgenden Jahren durch eine Akkumulation überkompensiert wurde, sodass nach ca. 11 Jahren eine Senke für Kohlenstoff entsteht (GRIGAL 1998; JUG et al. 1999; HANSEN

1993). Die Kohlenstoffakkumulation findet hauptsächlich in den oberen Bodenschichten statt, nicht im Mineralboden (JUG et al. 1999; SARTORI 2007). Damit kann davon ausgegangen werden, dass dieser Speicher nicht sehr langfristig ist, da der gebundene Kohlenstoff dort leichter mobilisiert werden kann, als im Mineralboden, der als langfristiger Speicher angesehen wird.

HELLER et al. (2003) sowie MANN & SPATH (1997) gehen in ihren Ökobilanzierungen von Kurzumtriebsplantagen aufgrund von Studien davon aus, dass die Veränderung des Bodenkohlenstoffs plus minus null innerhalb des betrachteten Zeitraumes ist.

Wie soll mit all diesen Unsicherheiten und Variationen im Rahmen einer Ökobilanzierung umgegangen werden? Wie verrechnet man die anfänglichen Kohlenstoffverluste? Holz, das aus einer der ersten Umtriebszeiten stammt, müsste eine zusätzliche C-Emission angelastet werden. Wie viel Kohlenstoff wird wiederum bei der Rodung und Rückverwandlung in Ackerland freigesetzt, wie viel bleibt gespeichert und für wie lange? Die zeitliche Dimension ist in der gesamten Betrachtung überhaupt nicht enthalten. All diese widersprüchlichen Angaben können derzeit schwer in das Ökobilanzmodell integriert werden. Benötigt würden Baselines für C-Gehalte in Ackerböden. Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es noch erhebliche Unsicherheiten und größeren Forschungsbedarf, weswegen vorläufig auf die Einbeziehung von Veränderungen des Bodenkohlenstoff-Pools verzichtet wird. Innerhalb des AGROWOOD-Projekts wird ein parameterbasiertes Kohlenstoffmodell entwickelt. Dieses wird dann im weiteren Verlauf auch in die Ökobilanzierung einfließen.

-Ende Exkurs Bodenkohlenstoff-

3.4 Modul Pflege

Zumeist wird in Steckholzkulturen im ersten Standjahr eine mechanische Unkrautregulierung notwendig, um verdämmende Begleitvegetation zu entfernen. Dafür wurde die Verwendung einer Hacksternmaschine als Anbaugerät an einen Standardschlepper (67 kW) berücksichtigt. Der Kraftstoffverbrauch beträgt 3,34 l/ha. Die Emissionsfaktoren entsprechen dem Schema ‚mittlere Arbeit‘ nach KALTSCHMITT/REINHARDT (1997) und RINALDI et al. (2005).

3.5 Modul Düngung

Das Modul Düngung kann je nach Bedarf in die Bilanzierung einbezogen werden. In vielen Studien über den Anbau von Kurzumtriebsplantagen wird darauf hingewiesen, dass eine Ausbringung von Wirtschafts- oder Mineraldünger für das Wachstum von Kurzumtriebsplantagen nicht unbedingt notwendig ist (RÖHRICHT/RUSCHER 2004, VETTER

2002, BOELKE 2006). KAUTER et al. (2001) berichten über Langzeitversuche, bei denen die Düngung keine Auswirkungen auf die Ertragsleistung hatte. Auch auf den bereits erwähnten Versuchsflächen in Nordhessen (KNUST 2007) konnte festgestellt werden, dass auch ohne die zusätzliche Ausbringung von Düngemitteln keine Mangelercheinungen eintraten. Der Stickstoffgehalt der Blätter war höher, als die Stickstoffvorräte im ungedüngten Oberboden eigentlich vermuten ließen. Der atmosphärische Eintrag und die in tiefer gelegenen Bodenschichten gespeicherten Vorräte schienen zur Aufrechterhaltung der Biomasseproduktion auszureichen. Die jährliche Eintragsmenge durch natürliche Disposition in Mitteleuropa beträgt ca. 30-40 kg N/ha (GRENNFELT/HULTBERG 1986). Genau in dieser Größenordnung (34 kg/ha) liegt der rechnerisch jährliche Entzug von Stickstoff durch die Ernte der Biomasse.

Kurzumtriebsplantagen kommen mit weit geringeren Düngermengen aus als landwirtschaftliche Kulturen, bei denen durch die jährliche Ernte meist große Mengen an Nährstoffen von den Flächen abgefahren werden. Der Nährstoffkreislauf ist bei KUP durch den jährlichen Laubfall und das mehrjährige Verbleiben von Biomasse auf der Fläche geschlossen. Nur alle 4 Jahre (in dieser Untersuchung) wird Biomasse aus dem System abgefahren. Der größte Teil der Nährstoffe verlässt das System nicht und muss deshalb auch nicht künstlich zugeführt werden. Da die Beerntung aus technischen Gründen meist im Winter erfolgt, wird auch im Erntejahr nur die im Holz gebundene Nährstoffmenge aus dem System entfernt. Zum Beispiel verbleiben in Laubbaumbeständen die Elemente K, Ca, N, P zu durchschnittlich 80 % im Kreislauf. Längerfristig gesehen, müssten nur die Nährstoffe, die im geernteten Anteil der Biomasse enthalten sind, ersetzt werden. Diese Nachlieferung geschieht zumeist über die Verwitterung von Gesteinen und Sedimenten. Bäume können den Boden tiefgründiger erschließen als Ackerfrüchte und damit diese Nährstoffquelle nutzen. Zudem sind Bäume in Kurzumtriebsplantagen, im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Kulturen, durch spezielle Mykorrhizapilze in der Lage, Phosphate und Silikate aus dem Boden aufzunehmen. Der Aufwand an Düngemitteln ist im Vergleich zur Landwirtschaft sehr gering.

In der Basis-Variante der Bilanzierung wird keine Mineraldüngerausbringung berücksichtigt. Zum Vergleich wird eine zweite Variante mit Düngung berechnet. Dabei fließt das Ausbringen von Düngemitteln nach jeder Ernte in die Berechnung ein. Bei jeder Düngung wird jeweils der Nährelementbedarf der gesamten Umtriebszeit (4 Jahre) ersetzt (vgl. Tabelle 4). Der Nährelementbedarf wird nach Angaben von RÖHRICHT/RUSCHER (2004) berechnet und richtet sich jeweils nach den Elementgehalten des entnommenen Holzes. Die berücksichtigten Düngemittel sind Calciumammoniumnitrat (CAN), Kaliumchlorid und Kalksteinmehl. Dabei wird die Kalziummenge, die bereits durch die Verwendung von Calciumammoniumnitrat auf die Fläche gelangt, bei der Berechnung des Kalksteinbedarfs berücksichtigt.

Tabelle 4: Nährstoffbedarf der KUP nach einer Umtriebszeit

Nährelement	Bedarf (kg/ha)
Stickstoff (N)	147,9
Kalium (K)	103,4
Calcium (Ca)	215,6

In die Berechnung der Variante mit Dünger wird einbezogen, dass die Düngemittelapplikation eine Verbesserung des Zuwachses zur Folge hat. Es wird davon ausgegangen, dass sich der Zuwachs von 8 auf 10 t atro/ha*a erhöht. Es sei darauf hingewiesen, dass dies kein empirisch belegtes Ergebnis über die Zuwachssteigerung in KUP beim Einsatz von Düngemitteln ist, sondern nur eine Modellannahme.

Zum Aspekt der Zuwachssteigerung in KUP durch Düngemittelsatz finden sich in der Literatur widersprüchliche Aussagen. Zum Beispiel berichten COLEMAN et al. (2006) über Düngerversuche bei Pappelplantagen in den USA und ermittelten eine Zuwachssteigerung von 43-82 %. Diese Ergebnisse sind jedoch nicht uneingeschränkt übertragbar. Andere Autoren konnten keine eindeutige Ertragssteigerung durch Stickstoffdüngung bei Pappel finden (SCHOLZ et al. 2004; REHFUESS 1995). Bei Weide hingegen konnte ein solcher Zusammenhang nachgewiesen werden. Aufgrund dieser Unsicherheiten wird in der vorliegenden Studie nur eine vorsichtige Annahme über Zuwachsgewinne durch Düngung in KUP getroffen.

Das Ausbringen der Düngemittel erfolgt jeweils ab Hof mit Hilfe eines Standard-Schleppers (67-83 kW) mit Anhängeschleuderstreuer, inklusive Beladung durch einen Frontlader (45 kW). Die Daten zu Arbeitszeit und Dieserverbrauch wurden bei KTBL (2006) entnommen. Bei Wahl der Baumart Robinie ist keine Ausbringung von Dünger erforderlich, da diese Baumart zur Gattung der Schmetterlingsblütler gehört. Diese binden Luftstickstoff mit Hilfe symbiotischer Wurzelbakterien. Außerdem sind im Modul Dünger die Vorketten der Düngemittelproduktion enthalten, denen die in der GaBi-Datenbank (LBP, PE 2006) enthaltenen Daten zugrunde liegen.

Durch die Ausbringung des Stickstoffdüngers werden verschiedene Emissionen in die Luft abgegeben. Die wichtigsten sind die Freisetzung von Ammoniak (NH₃), Distickstoffoxid (N₂O) und die Auswaschung von Nitrat (NO₃). Die Literaturangaben für die jeweils berücksichtigten Faktoren sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Literaturquellen der im Modul ‚Düngung‘ berücksichtigten Emissionsfaktoren

Emission	Literaturquelle
N ₂ O	DE KLEIN et al. (2006)
NH ₃	BENTRUP et al. (2000)
NO ₃	BENTRUP et al. (2000)
NO _x	LBP, PE (2006)

Außerdem können Stickstoffverbindungen aus dem Boden ausgewaschen werden. Die potentiell ausgewaschene Nitratmenge berechnet sich nach BENTRUP et al. (2000) unter Berücksichtigung der aus der Luft eingetragenen und der von den Pflanzen aufgenommenen Menge an Stickstoff. Da der Düngemiteleinsatz genau auf den Bedarf abgestimmt wurde, ist rechnerisch kein überschüssiger Stickstoff vorhanden, der ausgewaschen werden könnte. Wie auch GOODLASS et al. (2007) zeigten, ist der NO₃-Austrag nur unmittelbar nach Begründung der Plantage hoch und fällt danach stark ab. Die Auswaschungsrate hängt vor allem von der Art der Bodenbearbeitung und der vorhandenen Stickstoffmenge im Boden ab (LAMERSDORF 2008). ARONSSON/BERGSTRÖM (2001) zeigten, dass selbst bei sehr hohen Düngergaben erstaunlich niedrige NO₃-Auswaschungsraten unter einer Weidenplantage auftraten. 160-190 kg/ha Stickstoffdünger könnten laut ARONSSON/BERGSTRÖM (2001) ohne nennenswerte NO₃-Auswaschung ausgebracht werden.

Die im Modell berücksichtigten Stickstoffdüngermengen, liegen deutlich unter der durch ARONSSON/BERGSTRÖM (2001) ermittelten Grenze. Außerdem wird eine Düngung im Frühjahr nach der Ernte unterstellt. Überschüssige Stickstoffmengen werden vor allem im Herbst und Winter ausgewaschen. Im Modell wird deshalb nicht von einer Auswaschung von Nitrat unter der KUP ausgegangen. Weitere Untersuchungen sind jedoch notwendig. Das Modell könnte jederzeit an neuere Ergebnisse angepasst werden.

Emissionen von Lachgas (N₂O), die bei Herstellung und Ausbringung von Stickstoffdüngern entstehen, werden in der Basisvariante dieser Untersuchung mit Hilfe der Default-Faktoren des IPCC (DE KLEIN et al. 2006) ermittelt. Mit Hilfe dieser Faktoren lassen sich sowohl direkte als auch indirekte N₂O-Emissionen aus Böden berechnen. Für die direkten Lachgasemissionen wird dabei ein Faktor von 1 % des ausgebrachten Düngermittels (N) angenommen. Die indirekten Lachgasemissionen setzen sich zusammen aus Verflüchtigung und Auswaschung mit jeweils 1 % und 0,75 % der flüchtigen Fraktionen der ausgebrachten Düngermenge.

CRUTZEN et al. (2008) zeigen, dass nach ihren Berechnungen die Emissionen, die aus der Ausbringung von Mineraldüngern in der Landwirtschaft resultieren viel größer sein

müssen als vom IPCC angenommen. CRUTZEN et al. (2008) gehen jedoch von 3-5 % N₂O-Emissionen durch die Ausbringung von Dünger aus. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird anschließend geprüft (vgl. Kapitel 6.1.3), wie sich eine Veränderung der Annahmen zur N₂O Ausgasung auf das Ergebnis der Wirkungsbilanz auswirkt.

3.6 Modul Ernte

Die Ernte erfolgt erstmals nach einer Umtriebszeit von 4 Jahren. Danach wird ebenfalls im weiteren Abstand von 4 Jahren geerntet. Insgesamt werden in der Plantage 4 Ernten durchgeführt. Dazu wird jeweils ein selbstfahrender Feldhäcksler eingesetzt. Dabei werden die oberirdischen Triebe kurz über dem Boden abgeschnitten und einer Häckseltrommel zugeführt. Das gehäckselte Erntegut wird von einem parallel fahrenden Schlepper mit Anhänger aufgenommen. In Tabelle 6 sind die Leistungs- und Verbrauchsdaten der verwendeten Maschinen aufgeführt. Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren wurden Daten normaler bis schwerer Arbeit von KALTSCHMITT/REINHARDT (1997) und RINALDI (2005) zugrunde gelegt.

Tabelle 6: Leistung und Verbrauch der Maschinen für die Ernte

Gerät	Leistung (kW)	Verbrauch (l/ha)	Quelle	Bemerkung
selbstfahrender Häcksler (z.B. CLAAS Jaguar 870 mit Holzerntevorsatz HS-2)	333	56	CLAAS (2007)	35 l/MAS; 40 t/h Durchsatz Frischmasse, u=100 % (Feuchte); 32 t atro/ha
Schlepper mit Anhänger	67	8	KTBL (2006a)	Dreiseitenkippanhänger 10,5t Nutzlast

3.7 Modul Rekultivierung

Am Ende der Standdauer der Plantage, die hier mit 16 Jahren angenommen wurde, erfolgt eine Rückführung der Fläche in Ackerland. Dazu müssen die Wurzelstöcke der Bäume komplett entfernt werden. Dies geschieht mit Hilfe einer Rodungsfräse als Anbaugerät (160 kW). Der Dieserverbrauch dabei beträgt rund 25 l/ha.

4 Sachbilanz

Im Folgenden sollen einige interessante und wichtige Ergebnisse der Sachbilanz dargestellt werden. Dabei wird auch auf die Beiträge der einzelnen Arbeitsschritte eingegangen.

4.1 Energieeinsatz

Zur Erzeugung eines nachwachsenden Rohstoffs wird regenerative Energie in Form von Sonnenlicht, aber auch fossile Energie benötigt. In Tabelle 7 und Tabelle 8 wird der gesamte Energieverbrauch für die Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel im Kurzumtrieb gezeigt. Es wird zwischen dem Einsatz erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Energie unterschieden. In der Rubrik ‚nicht-erneuerbare Energie‘ wird zunächst der Energieeinsatz ausgewiesen, der für den Betrieb der Maschinen benötigt wird. In der nächsten Zeile ist der Energiebedarf dargestellt, der für die Bereitstellung des jeweils eingesetzten Kraftstoffs, Herbizids, Düngers etc. benötigt wird.

In Tabelle 7 wird zunächst der Energieverbrauch für die Variante ohne Verwendung von Düngemitteln dargestellt. Hier werden zur Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel 136 MJ nicht-erneuerbare Energie und 18.500 MJ Sonnenenergie benötigt. Bei Pflanzenschutz und Pflanzung ist der Energieverbrauch in der Vorkette höher als der des Maschineneinsatzes. Es wird nicht nur Energie für die Bereitstellung des Dieselkraftstoffes benötigt, sondern auch nicht-erneuerbare Energie für die Herstellung des Herbizids und des Pflanzmaterials verbraucht.

Beim Einsatz von Düngemitteln, wird mit 361 MJ je Tonne (atro) Hackschnitzel mehr als doppelt so viel nicht-erneuerbare Energie benötigt (Tabelle 8). In diesem Modell wurde eine Verbesserung der Wuchsleistung von 25 % durch den Einsatz von Düngemitteln unterstellt (vgl. Kapitel 3.4). Dadurch sinkt für alle Arbeitsgänge rechnerisch der Energiebedarf pro Tonne (atro) erzeugte Hackschnitzel in der Variante mit Dünger. Der Energieverbrauch für Produktion und Ausbringung der Düngemittel übersteigt jedoch den der übrigen Arbeiten. Deshalb erhöht sich der Gesamtverbrauch von nicht-erneuerbarer Energie gegenüber der ungedüngten Erzeugung einer Tonne Hackschnitzel auf fast das Doppelte (vgl. Tabelle 7 und 8). Der Bedarf an erneuerbarer Energie bleibt je produzierter Tonne (atro) gleich.

Tabelle 7: Energiebedarf für die Erzeugung von einer Tonne Hackschnitzel (atro) ohne Düngung

	Boden- vorbereitung	Pflanzen- schutz	Pflanzung	Biologische Produktion	Pflege	Düngung	Ernte	Rekultivierung	Gesamt
erneuerbare Energie [MJ]	-	-	-	18.500,0	-	-	-	-	18.500,0
nicht-erneuerbare Energie [MJ]									
Vorkette (Kraftstoff, Dünger, Herbizid etc.)	1,5	18,2	11,5	-	0,2	-	11,8	1,2	44,3
Dieserverbrauch für Teilarbeit	9,0	0,3	3,0	-	1,0	-	71,7	7,1	92,1
Gesamt	10,4	18,5	14,5	-	1,2	-	83,5	8,3	136,5

Tabelle 8: Energiebedarf für die Erzeugung von einer Tonne Hackschnitzel (atro) mit Düngung

	Boden- vorbereitung	Pflanzen- schutz	Pflanzung	Biologische Produktion	Pflege	Düngung	Ernte	Rekultivierung	Gesamt
erneuerbare Energie [MJ]	-	-	-	18.500,0	-	-	-	-	18.500,0
nicht-erneuerbare Energie [MJ]									
Vorkette (Kraftstoff, Dünger, Herbizid etc.)	1,2	14,6	9,2	-	0,1	233,3	11,5	0,9	270,9
Dieserverbrauch für Teilarbeit	7,2	0,3	2,4	-	0,8	4,1	69,9	5,7	90,4
Gesamt	8,4	14,8	11,6	-	1,0	237,4	81,4	6,6	361,2

Abbildung 5 zeigt anschaulich die Verteilung des Gesamtverbrauchs von nicht-erneuerbarer Energie auf die Arbeitsgänge für die Varianten ohne und mit Verwendung von Düngemitteln. Es wird deutlich, dass bei einem Anbau der KUP ohne Dünger (Abbildung 5, links) für die Arbeitsgänge Bodenvorbereitung und Ernte der größte Teil nicht-erneuerbarer Energie verbraucht wird. In der Kategorie Bodenvorbereitung ist der Energieverbrauch für die Herbizidmaßnahme ebenfalls enthalten. Bei einem Einsatz von Düngemitteln (Abbildung 5, rechts) werden für Herstellung und Ausbringung der Düngemittel über 60 % der Gesamtenergie benötigt. Wie schon zuvor gezeigt (Tabelle 8) steigt der Energiebedarf durch die Verwendung von Dünger an, was durch die unterschiedliche Größe der Diagramme verdeutlicht wird.

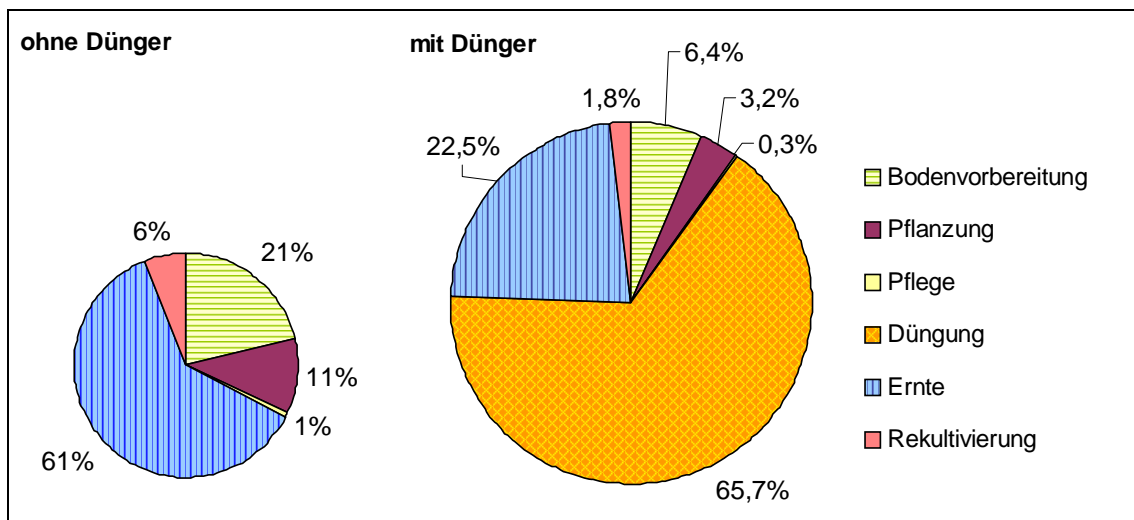


Abbildung 5: Anteile einzelner Teilarbeiten am Gesamtverbrauch nicht-erneuerbarer Energie zur Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel

4.2 CO₂-Emissionen

Energie aus Biomasse wird zumeist als klimaneutral bezeichnet und deshalb hauptsächlich zur Verminderung des CO₂-Ausstoßes eingesetzt. Dabei sollte nicht vergessen werden, dass durch Anbau, Ernte, Transport und Weiterverarbeitung ebenfalls zusätzliche Treibhausgasemissionen durch den Verbrauch fossiler Energie entstehen. Im Folgenden sollen die CO₂-Emissionen, die bei der Bereitstellung einer Tonne (atro) Pappelhackschnittzel entstehen, als Ergebnis der Sachbilanz gesondert dargestellt werden. Wie bei der Betrachtung des Energiebedarfs sollen die Emissionen ebenfalls getrennt nach ihrem Entstehungsort dargestellt werden (Abbildung 6).

Die Verteilung der CO₂-Emissionen auf die einzelnen Module ähnelt der Struktur des Energieverbrauchs, da Kohlendioxid zumeist bei der Kraftstoffverbrennung durch die verwendeten Maschinen entsteht. Des Weiteren werden aber auch CO₂-Emissionen in den Vorketten der Kraftstofferzeugung und der Herstellung anderer Materialien und Hilfsstoffe freigesetzt. Deswegen verändert sich die Verteilung der CO₂-Emissionen gegenüber der des Energieeinsatzes geringfügig. Insgesamt werden im Verlauf der gesamten Erzeugungskette 11,5 kg CO₂/t atro freigesetzt. Die CO₂-Emissionen betragen bei der Verwendung von Düngemitteln mit 22,1 kg CO₂/t atro fast das Doppelte der ungedüngten Variante. Der höhere Kohlendioxidausstoß resultiert aus zusätzlichen Überfahrten und der Düngemittelproduktion.

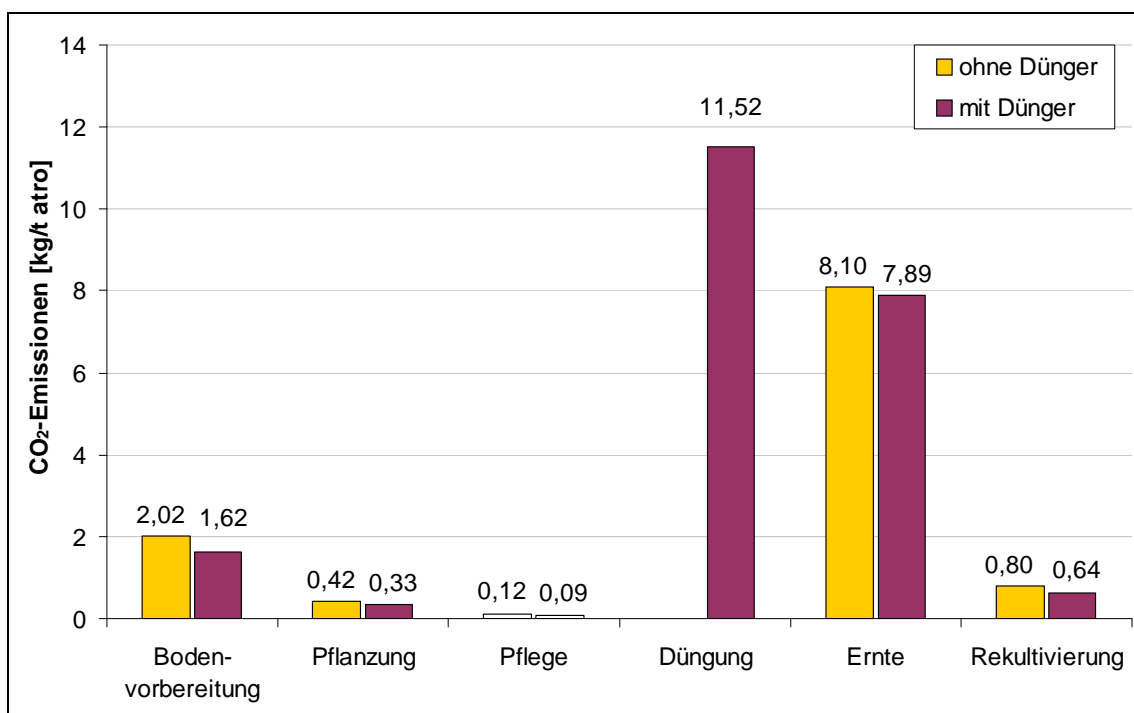


Abbildung 6: CO₂-Emissionen der Bereitstellung von 1 t (atro) Hackschnitzel

In die Abbildung 6 wurde die CO₂-Aufnahme durch die Bäume nicht integriert. Die CO₂-Absorption durch die Produktion einer Tonne Holz beträgt 1851 kg. Damit wird netto deutlich mehr CO₂ aufgenommen, als durch den Anbauprozess erzeugt wird. Wie ebenfalls in Abbildung 6 zu erkennen ist, übersteigen die CO₂-Emissionen einer Düngung den Ausstoß der anderen Module bei weitem. Die geringeren Emissionswerte der übrigen Module bei der Variante mit Dünger resultieren aus dem gesteigerten Zuwachs, der hier unterstellt wurde. Auch bei der Verwendung von Düngemitteln wird mehr Kohlendioxid aufgenommen als durch Anbau, Pflege und Ernte freigesetzt werden.

Ein Vergleich der Ergebnisse mit bisherigen Untersuchungen zum Thema zeigen sich zum Teil größere Abweichungen. In einer ökobilanziellen Untersuchung des Weidenanbaus ermitteln HELLER et al. (2003) CO₂-Emissionen aus der Dieselverbrennung und den landwirtschaftlichen Arbeiten von 0,31 g Kohlenstoff, d.h. 1,14 g Kohlendioxid, pro produziertes Megajoule Biomasse. Bei einem Energiegehalt von 18,5 MJ pro kg atro Holz sind das umgerechnet 21,05 kg CO₂/t atro. Dieser Wert, in dem auch eine Düngung enthalten ist, entspricht etwa dem hier ermittelten CO₂-Ausstoß durch Anbau und Ernte.

MATTHEWS et al. (2001) ermitteln in ihrer Untersuchung eine Freisetzung von 72,2-84,26 kg CO₂/t durch den Anbauprozess von KUP. Dabei werden allerdings auch die Maschinenherstellung, Zäunung, Transport und Lagerung berücksichtigt.

Auch DUBUISSON/SINTZOFF (1998), die verschiedene Szenarien des Anbaus von KUP untersuchten, ermitteln sogar CO₂-Emissionen von 62-111 kg CO₂/t. In diesen hohen Werten sind erstaunlicherweise Transport, Lagerung und Trocknung nicht enthalten.

Zwischen den vorangegangenen Studien gibt es also größere Differenzen. Wichtig beim Vergleich verschiedener Ergebnisse ist immer die Beachtung der zugrundeliegenden Systemgrenzen. Die Ergebnisse können dadurch erheblich voneinander abweichen.

4.3 N₂O-Emissionen

Die Entstehung von Lachgasemissionen (N₂O) beim Anbau landwirtschaftlicher Kulturen ist ein strittiges Thema (vgl. auch Kap. 3.4). Die Ausgasung von N₂O-Emissionen sollte vor allem in Ökobilanzen von Produkten berücksichtigt werden, bei deren Herstellung Stickstoffdünger eingesetzt werden. In der ungedüngten Variante sind die Emissionen von Distickstoffoxid unbedeutend und liegen bei weniger als 1 g/t atro. Werden Düngemittel verwendet, steigt die Freisetzung von Lachgas auf rund 129 g N₂O/t atro (Abbildung 7). Vor allem die Herstellung und Ausbringung von Stickstoffdünger ist für diesen Anstieg verantwortlich.

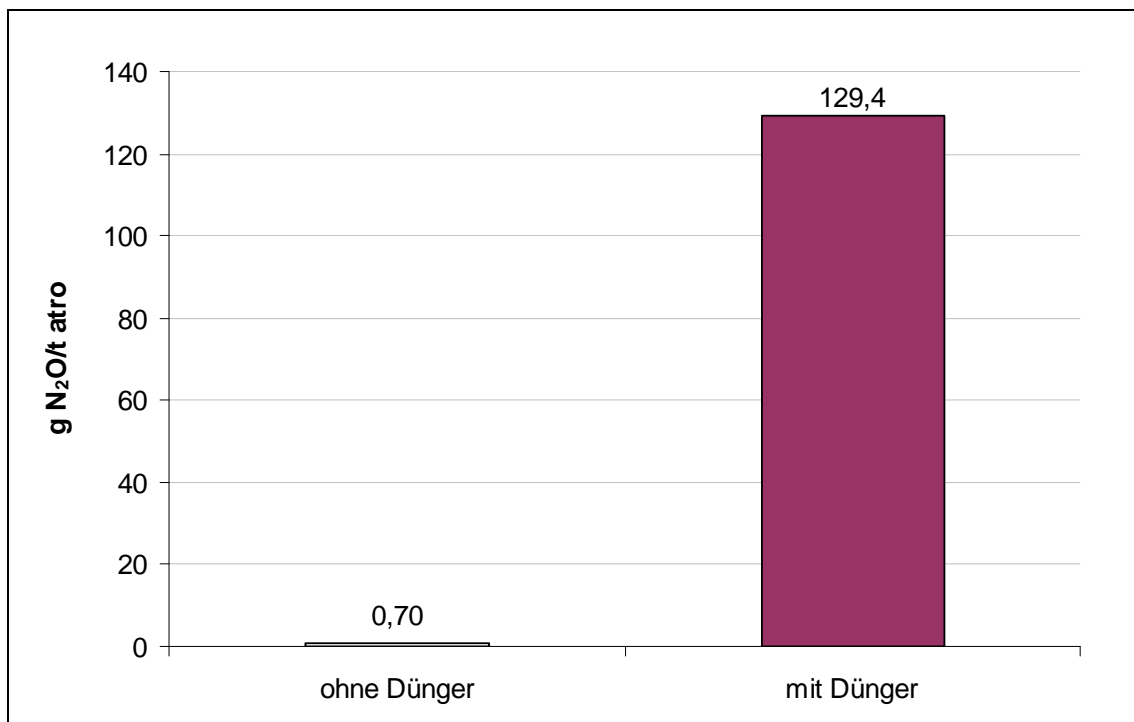


Abbildung 7: Emissionen von Lachgas (N₂O) pro Tonne (atro) Hackschnitzel

N₂O ist ein weitaus stärkeres (298fach) Treibhausgas als CO₂. Gibt man die Menge des freigesetzten Lachgases im Verhältnis zur Bezugseinheit Kohlendioxid an, entstehen bei der Düngervariante etwa 39 kg CO₂-Äquivalente mehr als bei der ungedüngten Variante. Diese Überlegungen werden im Kapitel 5.2 noch einmal aufgegriffen und fließen in die Ermittlung des Treibhauspotentials ein. Für die Ermittlung des Treibhauspotentials werden auch noch weitere Treibhausgase, wie Methan, fluoridierte Gase und Schwefelhexafluorid berücksichtigt. Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Ermittlung der Lachgasemissionen bei der Ausbringung von Stickstoffdüngern extrem umstritten ist. In diesem Bilanzszenario wurden die Default-Werte des IPCC berücksichtigt (DE KLEIN 2006). Ginge man jedoch, wie CRUTZEN et al. (2008) in ihrer Studie veröffentlichten von 3-5 % N₂O Emissionen aus, erhöhte sich die beim Anbau freigesetzte Menge Distickstoffoxid wesentlich. Eine weitere Diskussion dazu erfolgt im Kapitel 6.1.3.

4.4 Weitere Emissionen

Zusätzlich zu den zuvor genannten Emissionen werden zahlreiche weitere Substanzen direkt oder indirekt durch Anbau, Pflege und Ernte einer Kurzumtriebsplantage in die Umwelt abgegeben. Die emittierten Mengen sind jedoch teilweise so gering, dass an dieser Stelle nicht gesondert darauf eingegangen wird. In den Sachbilanztabellen im Anhang sind Informationen über Art und Menge der freigesetzten Substanzen zusammengefasst. Bei der Berechnung der Wirkungsbilanz werden alle Emissionen gemäß ihres Wirkungspotentials berücksichtigt. Auf die Stoffe mit großer Bedeutung für eine Wirkungskategorie wird noch einmal gesondert im jeweiligen Abschnitt des Kapitels 5 eingegangen.

4.5 Landnutzung

Im Rahmen der laufenden Verbesserung der Methode der Ökobilanzierung werden Anstrengungen unternommen, die Auswirkungen der Flächennutzung in die Analyse einzubeziehen. Dabei sollen Einwirkungen auf die verwendete Fläche, wie z.B. der Einfluss auf die Bodenqualität durch Verdichtung, Düngung etc., der Flächenverbrauch oder andere Eingriffe in das ursprüngliche Ökosystem erfasst und bewertet werden. Derzeit steht für die Analyse dieser Kategorie Landnutzung noch keine allgemein akzeptierte Methodik zur Verfügung (vgl. Kapitel 5.7). Ein Grund dafür ist unter anderem, dass die benötigten Daten für eine aussagekräftige Wirkungsanalyse nur unter erheblichem Aufwand zusammengestellt werden können. Teilweise fehlen ausreichend detaillierte Informationen zur Standortkunde, Artenzusammensetzung, Nährstoffkreisläufen usw. der untersuchten Fläche.

Mindestanforderungen an eine Analyse der Kategorie Landnutzung formulieren MILÁ I CANALS et al. (2007a). Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, werden im Folgenden im Rahmen der Sachbilanz Daten zur Beschreibung der Landnutzung zusammengestellt. Diese Daten fließen später in die exemplarische Wirkungsbilanzierung der Landnutzung im Kapitel 5.7 ein. Dort wird noch etwas genauer erläutert, was unter der Kategorie Landnutzung zu verstehen ist.

1. Art der Landnutzung: Anpflanzung von Bäumen und Bewirtschaftung im Kurzumtrieb auf einer Ackerfläche

2. Ausdehnung (Fläche): 2 ha Parzelle (Annahme)

3. Dauer der Nutzung (Transformation und Okkupation):

Berechnung der Okkupation (ha*a) nach UDO de HAES (1996):

- Standdauer: 16 Jahre
- Produktion: 128 (ohne Dünger), 160 (mit Dünger) funktionellen Einheiten (fE) pro Hektar
- Flächenbedarf je fE: 78,1 m²/fE (ohne Düng.); 62,5 m²/fE (mit Düng.)
- Flächenzeit = 0,125 ha*a/t; (0,1 ha*a/t)

4. Intensität : Anbausystem kann als extensiv bezeichnet werden (LAMERSDORF 2008)

5. bio-geografische Bedingungen:

Die Plantage wird in Mitteleuropa auf einer zuvor landwirtschaftlich genutzten Fläche begründet. Der Landnutzungstyp entspricht in der CORINE Land-Cover Klassifikation (CEB 1995) der Kategorie 2.2.1.1. ‚konventionell genutztes Ackerland‘. Durch die Nutzung für KUP wird es in die Kategorie 2.2.2.4 nach der erweiterten CORINE-Klassifikation nach KÖLLNER (2000) umgewandelt.

5 Wirkungsbilanz

Basierend auf den Ergebnissen der Sachbilanz wird nun die Wirkungsabschätzung durchgeführt. Wie bereits in Kapitel 2.1 erläutert, werden dabei die Sachbilanzdaten den gewählten Wirkungskategorien zugeordnet. Mit Hilfe eines Charakterisierungsmodells werden danach die Indikatorwerte der einzelnen Kategorien berechnet. Es wird darauf hingewiesen, dass dabei nur potentielle Umweltwirkungen beschrieben werden. Es kann nicht vorausgesagt werden, in welchem Umfang und wo genau die Umweltwirkungen tatsächlich auftreten. Dies ist von vielen weiteren Parametern abhängig, die nicht durch eine Ökobilanz erfasst werden. So werden z.B. alle Emissionen, die während des gesamten Lebenszyklus entstehen, aggregiert dargestellt und bewertet. Es wird dabei jedoch nicht nach dem jeweiligen räumlichen und zeitlichen Auftreten differenziert (vgl. DIN 2006: ISO 14040, Abschnitt 4.3).

5.1 Beschreibung der gewählten Wirkungskategorien

In der vorliegenden Studie wurden die Charakterisierungsmethoden nach GUINÉE et al. (2002) benutzt. Für diese Methoden stellte das Centrum voor Milieuwetenschappen (CML) der Universität Leiden (NL) umfangreiche Listen mit Charakterisierungsfaktoren zusammen. Die Charakterisierungsmethoden basieren auf einem Midpoint-Ansatz. Das heißt, der Beitrag der Emissionen zu ganz bestimmten Effekten wie z.B. globale Erwärmung oder Ozonabbau wird ermittelt. In der Software GaBi 4 sind die von GUINÉE et al. (2002) entwickelten Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle hinterlegt (LBP, PE 2006).

Wichtig für die Analyse erscheinen vor allem die folgenden Wirkungskategorien:

1. Treibhauspotential:
 - Beitrag des Anbaus von KUP zum Klimawandel
2. Versauerungs- und Eutrophierungspotential:
 - wichtig für Produkte aus der landwirtschaftlichen Produktion
 - die Produktionsgrundlage soll erhalten bleiben
3. Photochemische Oxidantienbildung
 - Einwirkung auf das Pflanzenwachstum

Es werden in der folgenden Untersuchung jedoch noch weitere Wirkungskategorien, die im Rahmen von CML 2001 zur Verfügung stehen, ausgewertet. Das sind das Ozonabbaupotential und die Toxizitätspotentiale, die eine geringere Bedeutung für die Bewertung der Erzeugung von Holz in Kurzumtriebsplantagen haben. Die zusätzlichen Wirkungsindikatorwerte könnten jedoch für weiterführende ökobilanzielle Untersu-

chungen der energetischen oder stofflichen Nutzung der Hackschnitzel relevant sein und werden deshalb zusätzlich ermittelt.

Die Wirkungskategorie Landnutzung ist bei der Analyse land- oder forstwirtschaftlicher Produkte sehr relevant. Weil für deren Bewertung die notwendigen Charakterisierungsmodelle noch nicht in ähnlicher Form wie für andere Wirkungskategorien zur Verfügung stehen, werden hier verschiedene Methoden diskutiert. Danach wird die Verwendung einer ausgewählten Methode demonstriert.

5.2 Treibhauspotential

Das Treibhauspotential ist derzeit aufgrund des gesteigerten Interesses an allen Aspekten des Klimawandels wahrscheinlich die bedeutendste Wirkungskategorie. Auch kurz GWP (Global Warming Potential) genannt, beschreibt sie, wie der Strahlungsantrieb durch die entstandenen Emissionen verstärkt wird. Das heißt, inwiefern Emissionen aus der Herstellung des untersuchten Produktes zur Erwärmung der Atmosphäre beitragen.

In dieser Untersuchung wird das GWP 100 ermittelt, d.h. die Treibhauswirkungen werden auf einen Zeithorizont von 100 Jahren bezogen. Dem dabei verwendeten Ansatz von GUINÉE et al. (2002) liegt das Charakterisierungsmodell des IPCC 2001 zu Grunde. Den einzelnen Treibhausgasen wird ein relatives Treibhauspotential zugeordnet, wobei Absorptionseigenschaften und Verweilzeiten der Gase berücksichtigt werden. Zum Beispiel hat Lachgas (N_2O) ein 298-mal stärkere Klimawirkung als CO_2 (FORSTER 2007). Das bedeutet, 1 kg Lachgas hat ein GWP von 298 kg CO_2 -Äqv., bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren. Bei der Ermittlung des GWP werden neben den bereits dargestellten Emissionen CO_2 und N_2O (vgl. Kap. 4.2 und 4.3) weitere THG-Emissionen berücksichtigt. Der aggregierte Indikatorwert aller berücksichtigten Emissionen wird in der dementsprechenden Menge Kohlendioxid (kg CO_2 -Äqv.) angegeben.

Durch die unterschiedliche Bewertung der Emissionen entspricht der Indikatorwert nicht der Summe der einzelnen Treibhausgase. Auch die Aufteilung des Gesamtwertes auf die Module unterscheidet sich von der der Einzelemissionen.

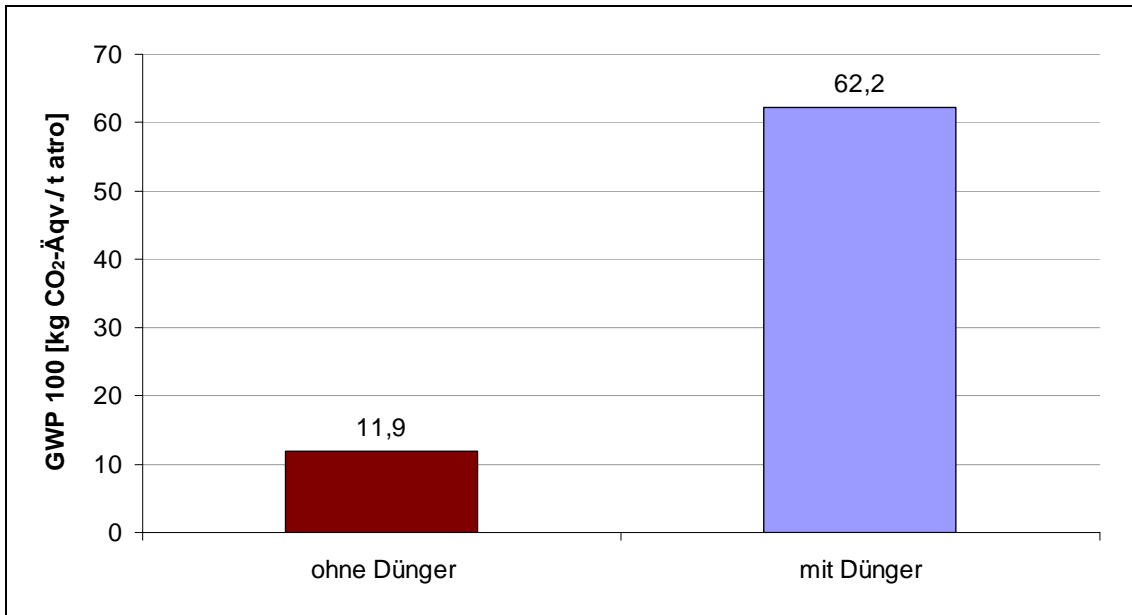


Abbildung 8: Treibhauspotential (GWP 100) pro Tonne (atro) Hackschnitzel

Abbildung 8 zeigt das GWP für den gesamten Lebensweg der Kurzumtriebsplantage bezogen auf eine Tonne (atro) Hackschnitzel. In den dargestellten Werten ist die CO₂-Aufnahme der Bäume während des Wachstums nicht enthalten. In Abbildung 9 wird das Treibhauspotential noch einmal inklusive der CO₂-Aufnahme dargestellt. Es ergibt sich ein negatives GWP, d.h. beim Anbau von KUP ergibt sich netto eine Reduzierung des Treibhauseffekts um 1838 kg CO₂-Äqv., wenn keine Düngemittel verwendet werden. Durch die Anwendung von Düngemitteln wird die Atmosphäre noch um 1797 kg CO₂-Äqv. entlastet.

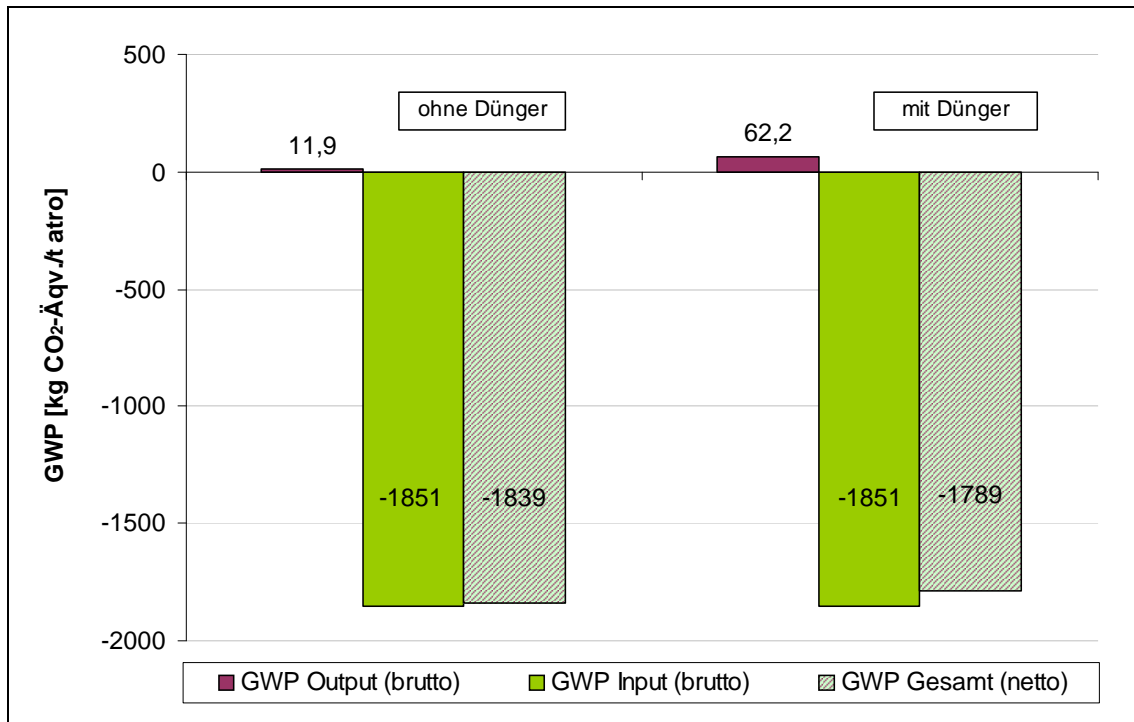


Abbildung 9: In- und Output sowie Gesamtwert des Treibhauspotentials (GWP) der Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel

Für die weitere Analyse werden nur die Brutto-Emissionen betrachtet, die durch den Anbau von KUP freigesetzt werden. In der folgenden Abbildung (Abbildung 10) ist der Beitrag der einzelnen Module zum gesamten Treibhauspotential dargestellt. Das linke Diagramm zeigt die Werte für den Anbau ohne Dünger. Im rechten Diagramm ist die Verteilung des GWP zu sehen, wenn Düngemittel verwendet werden.

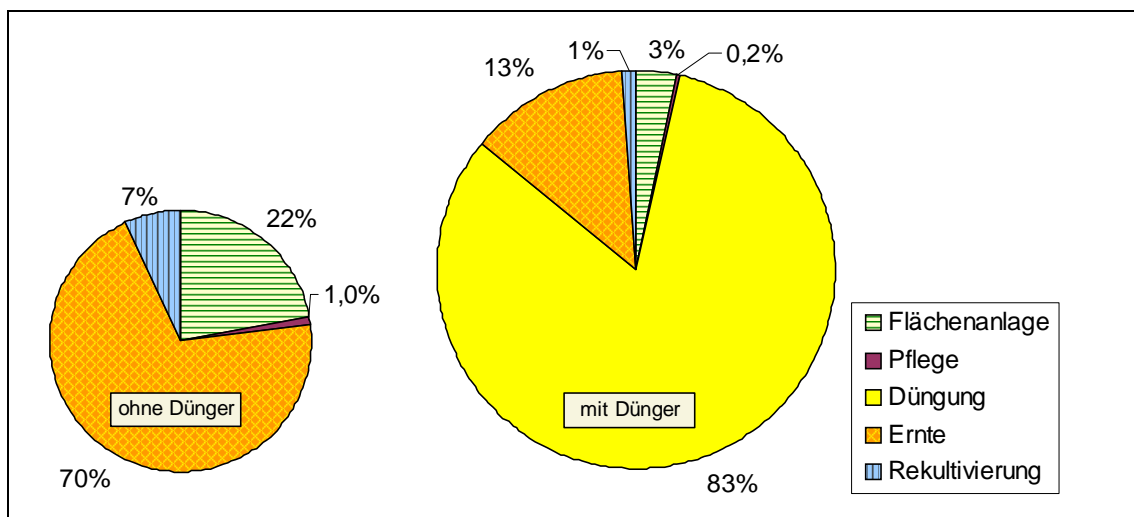


Abbildung 10: Anteil der einzelnen Module am Treibhauspotential (GWP 100)

Es ist zu erkennen, dass sich beim Einsatz von Düngemitteln die Anteile der einzelnen Module am GWP gegenüber der ungedüngten Variante verändern. Die Beiträge der Module Flächenanlage und Ernte zum gesamten Treibhauspotential werden geringer.

Die Herstellung und Ausbringung von Dünger übersteigt die Treibhauswirkung der anderen Module bei weitem. Bei der Düngerausbringung werden zum einen zusätzliche Treibhausgase durch die Verbrennung von Treibstoff freigesetzt. Zum anderen entweicht bei Herstellung und Applikation des Stickstoffdüngers Lachgas. Das Treibhauspotential von Lachgas (N_2O) ist um ein vielfaches höher als das von Kohlendioxid.

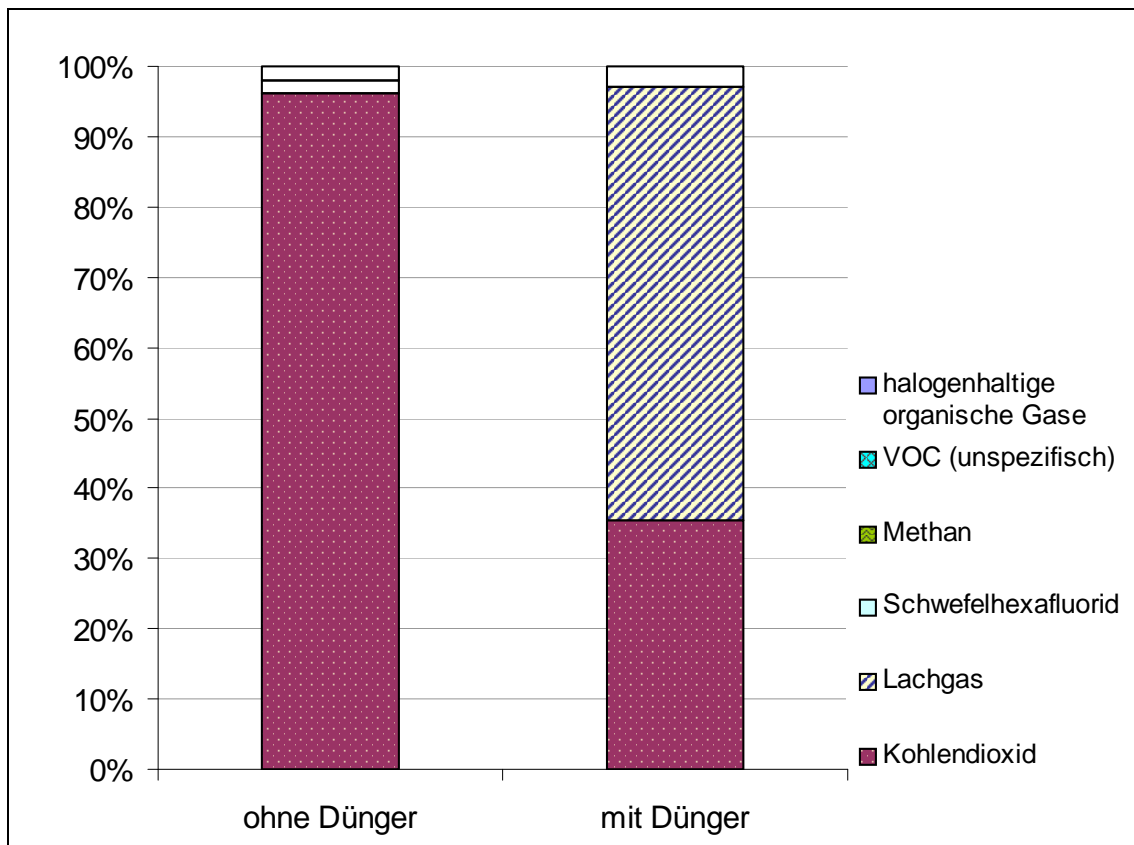


Abbildung 11: Anteile der einzelnen Gase am gesamten GWP der beiden Varianten

Wie aus Abbildung 11 zu entnehmen ist, tragen die Gase Kohlendioxid, Lachgas, Methan und die Gruppe der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) zum GWP bei. Den größten Anteil dabei haben CO_2 , N_2O und Methan. Kohlendioxid wird durch die Kraftstoffverbrennung freigesetzt, Lachgas entsteht, wie bereits erwähnt, vor allem bei der Produktion und Ausbringung von Stickstoffdünger. Methan wird bei der Bereitstellung des Stickstoffdüngers, aber auch der Herstellung von Dieselkraftstoff freigesetzt. Halogenhaltige organische Gase entstehen hauptsächlich bei der Produktion der Düngemittel und der des Pflanzenschutzmittels. Bei der Erzeugung von Kalium- und Stickstoffdünger, aber auch bei der Bereitstellung von Dieselkraftstoff werden in geringer Menge flüchtige organische Verbindungen (VOC) abgegeben.

Kohlendioxidemissionen sind bei der Erzeugung einer Tonne (atro) Hackschnitzel ohne Verwendung von Düngemitteln zum größten Teil für das GWP verantwortlich. Bei der Variante mit Düngung ist deutlich zu erkennen, dass die Lachgasemissionen den größten Teil des GWP verursachen. Die halogenierten Kohlenwasserstoffe spielen dagegen

in beiden Varianten nur eine untergeordnete Rolle und sind deshalb in der Darstellung nicht erkennbar.

5.3 Versauerungspotential

Auch kurz als AP (Acidification Potential) bezeichnet. Säuren entstehen in der Atmosphäre durch die Reaktion verschiedener Luftschadstoffe, wie Schwefeldioxid und Stickoxid, mit Wasser. Nach ihrer Deposition kommt es zur Absenkung des pH-Wertes in Böden und Gewässern, aber auch zu Schäden an Gebäuden. Das Versauerungspotential wird in der Einheit $\text{kg SO}_2\text{-Äqv./t atro}$ angegeben und durch die bei GUINÉE et al. (2002) dargestellte Methode ermittelt. Dabei wird von einer Substanz das Abspaltungsvermögen von Wasserstoffprotonen berechnet und ins Verhältnis zu Schwefeldioxid gesetzt. Schwefeldioxid wird dabei der Wert 1 zugeordnet. Die entsprechenden Faktoren sind ebenfalls in GaBi 4 (LBP, PE 2006) hinterlegt. In Abbildung 12 ist der Beitrag von Anbau, Pflege und Ernte einer Tonne (atro) Hackschnitzel zur Versauerung dargestellt.

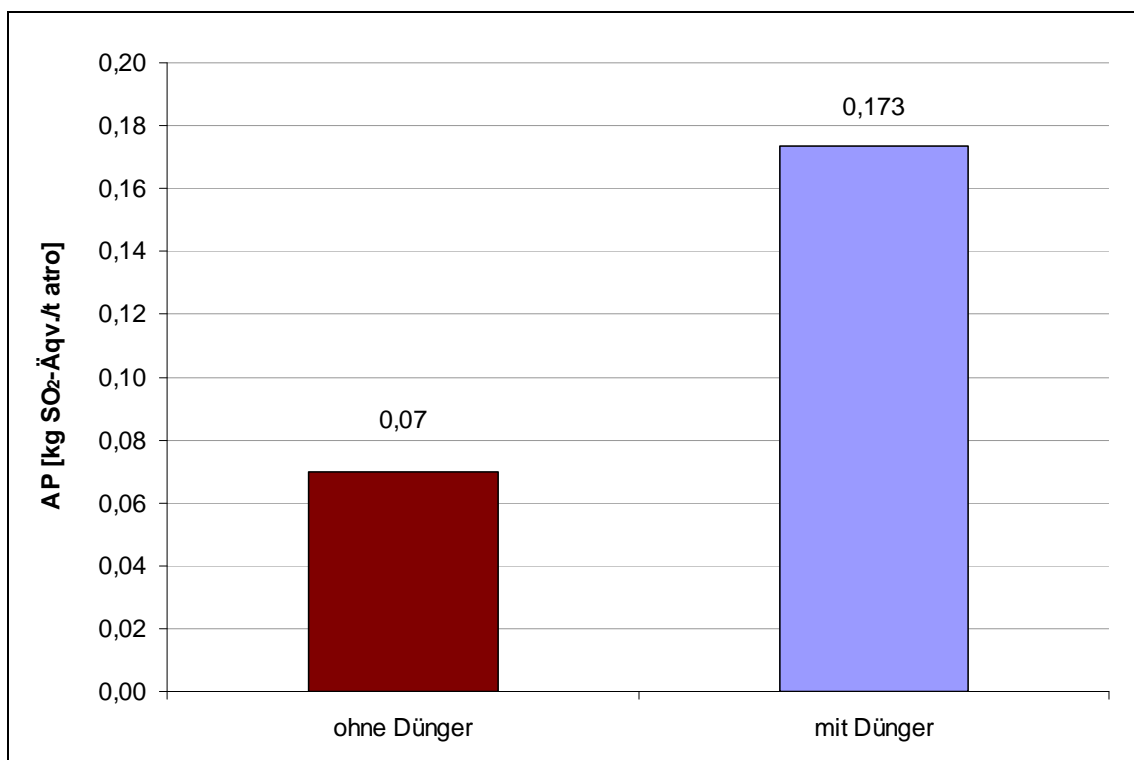


Abbildung 12: Versauerungspotential pro Tonne (atro) Hackschnitzel

Bei einer Verwendung von Düngemitteln steigt das Versauerungspotential an. Die Zunahme des Versauerungspotentials ist vor allem auf den vermehrten Ausstoß von Ammoniak und Stickstoffmonoxid bei der Ausbringung von Düngemitteln zurückzuführen (vgl. Abbildung 13). Ammoniak wird bei der Produktion, Lagerung und Ausbringung

des Stickstoffdüngers freigesetzt. Der Emissionsfaktor von 1 % der ausgebrachten Stickstoffmenge wurde von BENTRUP et al. (2000) übernommen.

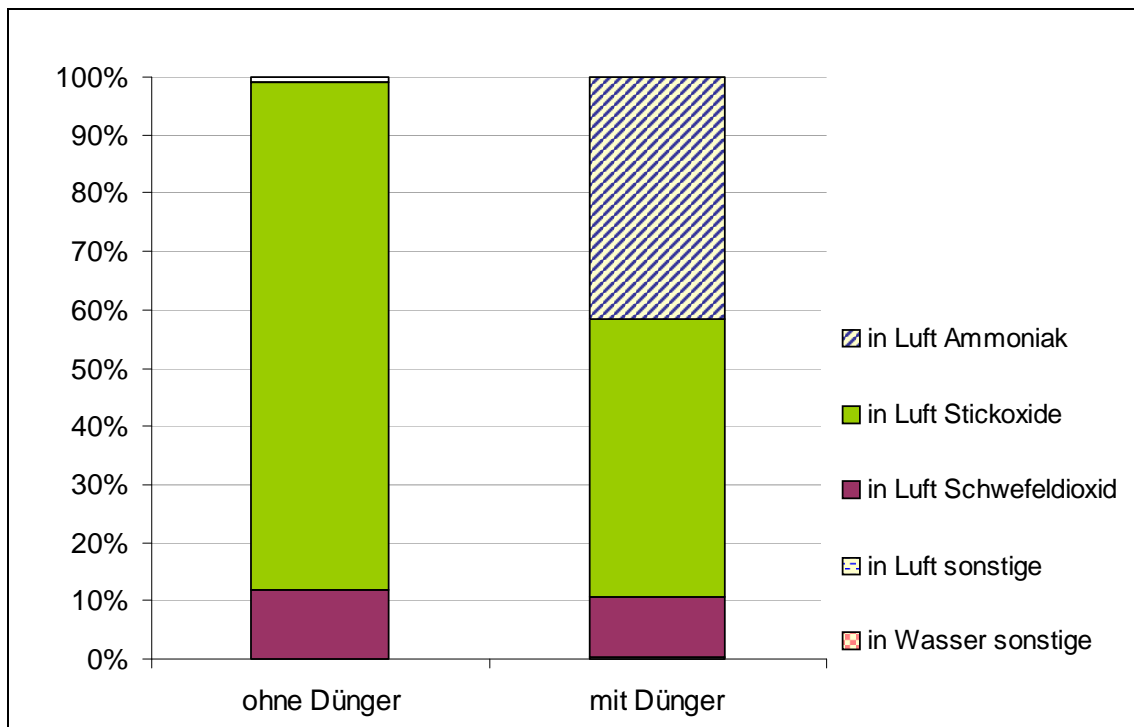


Abbildung 13: Emissionen verantwortlich für das Versauerungspotential

Fast ausschließlich Emissionen, die in die Luft abgegeben werden, sind die Ursache für die Versauerung. Vor allem Stickoxide tragen zur Versauerung bei. Bei einer gedüngten Kurzumtriebsplantage nimmt zudem der Anteil von Ammoniak und Schwefeldioxid am gesamten Versauerungspotential zu.

5.4 Eutrophierungspotential

Als Eutrophierung bezeichnet das Überangebot von Makronährstoffen im Boden oder Gewässern. Das kann zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung, und im Falle von Gewässern auch zu Sauerstoffmangel und giftigen Stoffwechselprodukten anaerober Bakterien wie z.B. Schwefelwasserstoff im Wasser führen. Vor allem Stickstoff- und Phosphorverbindungen tragen zur Eutrophierung bei. Das Eutrophierungspotential wird in kg Phosphat-Äquivalenten angegeben. Das verwendete Charakterisierungsmodell basiert auf der Methode von GUINÉE et al. (2002), dessen Faktoren in GaBi 4 (LBP, PE 2006) hinterlegt sind. In der folgenden Abbildung 14 ist das so berechnete Eutrophierungspotential des Anbaus von KUP dargestellt.

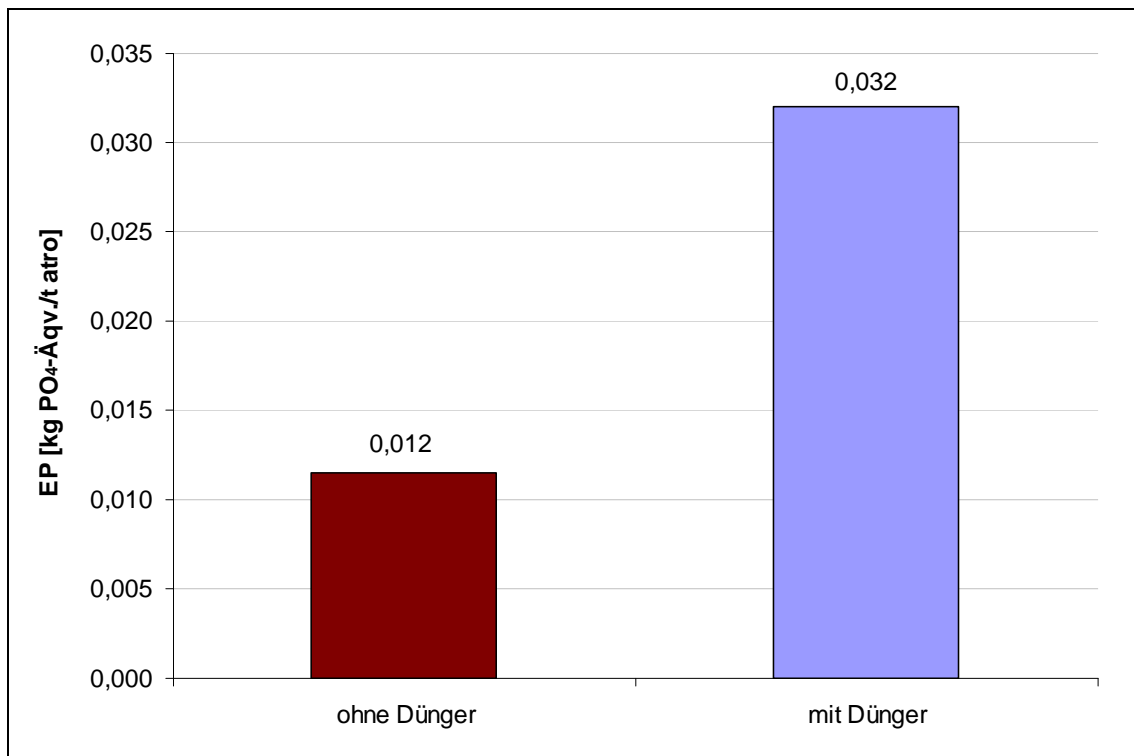


Abbildung 14: Eutrophierungspotential jeweils pro t (atro) Hackschnitzel

Das Eutrophierungspotential nimmt bei der Verwendung von Düngemitteln fast um das Doppelte zu. Die Anteile der einzelnen Emissionen am Gesamtwert sind der Abbildung 15 zu entnehmen. Beim KUP-Anbau ohne Dünger tragen vor allem Stickoxide zum Eutrophierungspotential bei, die bei der Kraftstoffverbrennung entstehen. Die Palette der Schadstoffe, mit eutrophierender Wirkung erweitert sich bei Düngemittelanwendung. Vor allem Ammoniak-Emissionen in Luft sowie Wasser nehmen stark zu, wodurch der Indikatorwert des Eutrophierungspotentials ansteigt.

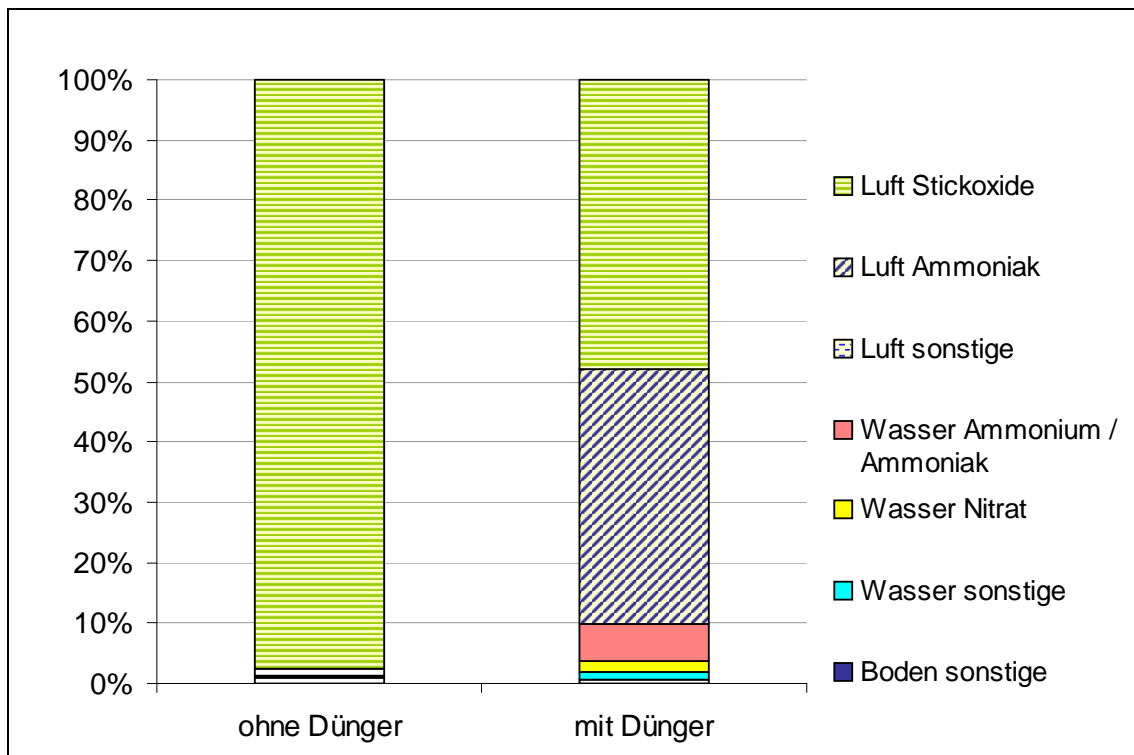


Abbildung 15: Beitrag einzelner Emissionen zum Eutrophierungspotential

5.5 Bildung photochemischer Oxidantien und Ozonabbaupotential

Die Wirkungsbilanzergebnisse des Ozonabbaupotentials sowie das Potential der Bildung photochemischer Oxidantien werden hier angegeben, obwohl die landwirtschaftliche Produktion laut BENTRUP et al. (2004) nur in sehr geringem Umfang zur Gesamtbelastung durch die jeweilige Wirkungskategorie beiträgt. Die Bildung von Ozonzerstörenden Substanzen sei demnach äußerst gering. Im Vergleich zu den durch Verkehr und Industrie verursachten Emissionen sei auch die Freisetzung von photochemischen Oxidantien durch die landwirtschaftliche Produktion vernachlässigbar. Trotzdem werden hier die ermittelten Wirkungsbilanzergebnisse beider Wirkungskategorien angegeben und später im Kapitel 5.8 deren relative Bedeutung mittels Normalisierung gezeigt.

5.5.1 Potential zur Bildung photochemischer Oxidantien

Beim POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) wird die Fähigkeit bestimmter Luftschadstoffe zur Erzeugung von Sommersmog ermittelt. Unter Einwirkung von Sonnenlicht entsteht aus Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen bodennahe Ozon. Dieses kann die menschlichen Atemwege reizen, schädigt aber auch die Vegetation, indem es das Chlorophyll angreift. Die Pflanzen werden geschwächt und stärker anfällig gegenüber Schaderregern. Das POCP wird in kg Ethen-Äquivalent angegeben.

Die in der Software GaBi enthaltenen Charakterisierungsfaktoren basieren auf GUINÉE et al. (2002). Abbildung 16 zeigt die Indikatorwerte für das Bildungspotential photochemischer Oxidantien bei Anbau einer Kurzumtriebsplantage. Die Gefahr der Oxidantienbildung nimmt mit der Verwendung von Düngemitteln zu.

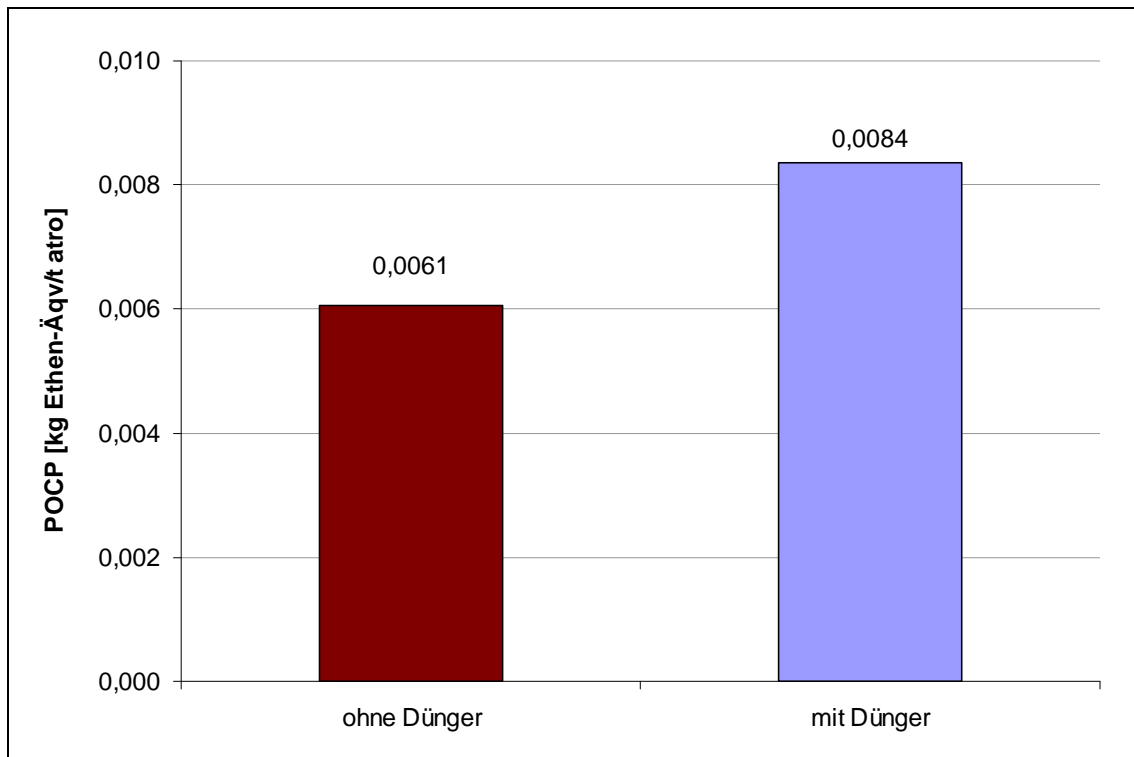


Abbildung 16: Photochemisches Oxidantienbildungspotential je Tonne (atro) Hackschnitzel

Zum Oxidantienbildungspotential tragen vor allem Stickoxide, flüchtige organische Verbindungen (NMVOC) und Formaldehyd bei. In geringerem Umfang auch Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid (vgl. Abbildung 17). Diese Emissionen entstehen vor allem bei der Verbrennung von Dieselkraftstoff durch die verwendeten Maschinen. Deshalb haben arbeitsintensive Module einen größeren Anteil am gesamten POCP. Werden Düngemittel verwendet kommen zu den zuvor genannten Emissionen noch organische Emissionen wie Methan, Propan, Ethan und Butan aus der Herstellung des Stickstoffdüngers hinzu.

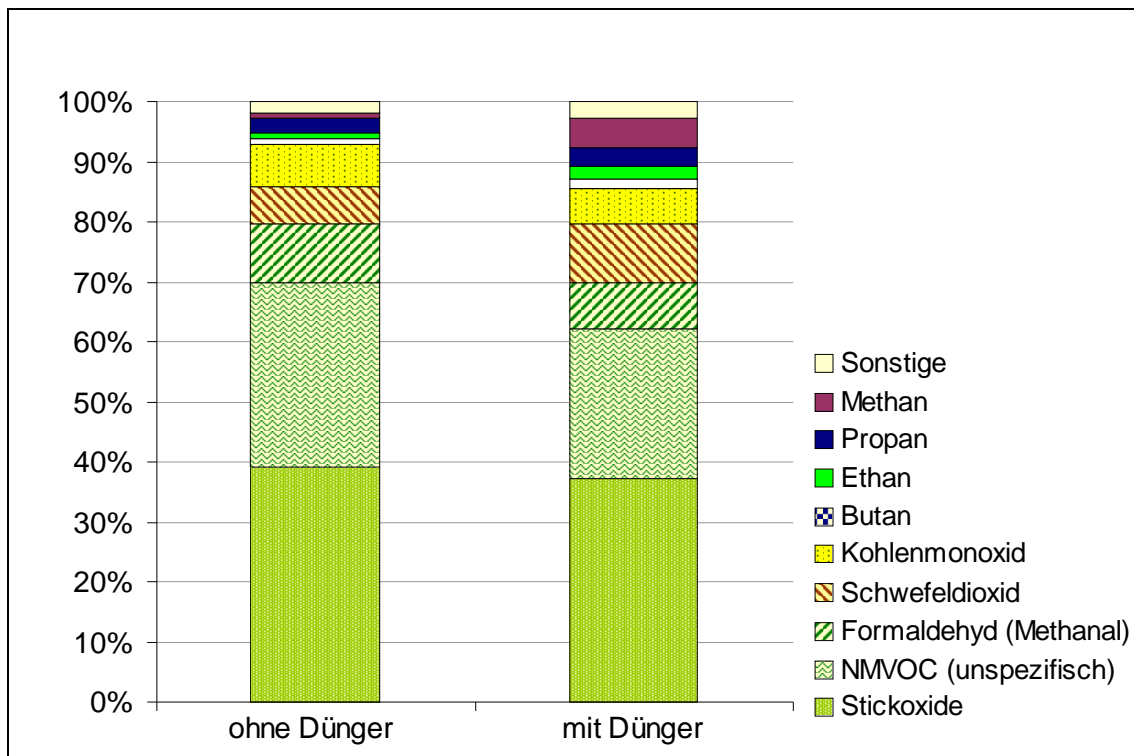


Abbildung 17: Anteile der einzelnen Emissionen am photochemischen Oxidantienbildungspotential

5.5.2 Ozonabbaupotential

Der Abbau von Ozon in der Stratosphäre bewirkt den verstärkten Einfall von UV-B-Strahlen auf die Erdoberfläche. Das kann vor allem zu Schädigungen der menschlichen Gesundheit führen, wie z.B. das vermehrte Auftreten von Hautkrebs oder Augenleiden. Aber auch Störungen der Photosyntheseleistung bei Pflanzen und damit Produktionsausfälle können die Folge sein. Das Ozonabbaupotential (ODP- Ozone Depletion Potential) beschreibt den Einfluss einer emittierten Substanz auf die Ozonschicht im Vergleich zur Wirkung von FCKW-R11 (Trichlorfluormethan). Die hier verwendeten Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Gase, basieren auf einem Modell der World Meteorological Organisation (GUINÉE et al. 2002). Diese statischen Charakterisierungsfaktoren für verschiedene Spurengase werden in der Einheit kg R11-Äqv. angegeben und können ebenfalls in der GaBi 4 Software abgerufen werden.

Wie die Ergebnisse in Tabelle 9 zeigen, ist die Belastung der Ozonschicht durch Emissionen aus dem KUP-Anbau tatsächlich sehr gering. Das wird auch durch die anschließende Normalisierung der Ergebnisse im Kapitel 5.8 verdeutlicht. Zum Ozonabbaupotential tragen hier vor allem die Fluorchlorkohlenwasserstoffe R11, R12 und R114 bei, die bei der Herstellung des Pflanzenschutzmittels oder Stickstoffdüngers entstehen.

Tabelle 9: Ozonabbaupotential für 1 t (atro) Hackschnitzel

	[kg R11-Äqv./t atro]
ohne Dünger	1,5E-07
mit Dünger	9,2E-07

Bei einem Verzicht auf Düngemittel trägt die Herstellung des Herbizids zum überwiegenden Teil zu dem insgesamt sehr geringen Wert bei.

Mit Verwendung von Dünger führen die Emissionen, die bei der Bereitstellung des Stickstoffdüngers entstehen zu einer Erhöhung des Ozonabbaupotentials. Das ist vor allem auf den verstärkten Ausstoß von halogenierten organischen Verbindungen bei der Produktion des Stickstoffdüngers zurückzuführen.

5.6 Toxizität

Unter der Überschrift Toxizität werden verschiedene Wirkungskategorien zusammengefasst, mit deren Hilfe die Giftigkeit bestimmter Emissionen für Ökosysteme oder den Menschen ermittelt werden. Es wird daher zwischen Öko- und Humantoxizität unterschieden. Es soll darauf hingewiesen werden, dass die Methodik zur Ermittlung von Toxizitätspotentialen zurzeit nicht vollständig ausgereift ist. Die Ergebnisse können daher nur als Anhaltspunkt dienen. Teilweise beeinflussen geringe Spuren bestimmter Stoffe das Wirkungspotential sehr stark.

5.6.1 Ökotoxizität

Diese Wirkungskategorie umfasst den Einfluss verschiedener akut und chronisch giftiger Stoffe auf aquatische und terrestrische Ökosysteme. Dabei wird zwischen aquatischem Ökotoxizitätspotential (AETP – Aquatic ecotoxicity potential) und terrestrischem Ökotoxizitätspotential (TETP- Terrestrial ecotoxicity potential) unterschieden. Die Charakterisierungsmodelle zu dieser Wirkungskategorie befinden sich größtenteils noch in der Entwicklung und sind mit Unsicherheiten behaftet. Sie basieren auf ökotoxikologischen Sensitivitäten der Arten gegenüber chemischen Substanzen. Diese Werte sind aber auf keinen Fall bis ins letzte Detail ausgearbeitet. Es wird an der Verbesserung der Methode gearbeitet. In dieser Untersuchung wird die vom CML (2001) vorgeschlagene Methode angewandt, der das USES-LCA-Model von HUIJBREGTS (2000) zugrunde liegt. Zur Ermittlung des Schadens im Ökosystem wird innerhalb dieses Modells zunächst die Verweildauer des giftigen Stoffes im Ökosystem analysiert und anschließend mit den Wirkungen der Substanz verschnitten. Die Indikatorwerte werden in kg 1,4-Dichlorbenzol-Äqv. (DCB-Äqv.) angegeben. Die so ermittelten Charakterisierungsfaktoren sind in GaBi 4 hinterlegt.

Tabelle 10: Aquat. Frischwasser Ökotoxizitätspotential für 1 t (atro) Hackschnitzel

	[kg DCB-Äqv./t atro]
ohne Dünger	0,023
mit Dünger	0,034

Tabelle 11: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential für 1 t (atro) Hackschnitzel

	[kg DCB-Äqv./t atro]
ohne Dünger	0,007
mit Dünger	0,013

Wie Tabelle 10 zu entnehmen ist, nimmt das aquatische Toxizitätspotential durch die Verwendung von Düngemitteln zu. Das wird in der ungedüngten Variante vor allem durch Formaldehyd- und Vanadiumemissionen in die Luft verursacht, die bei der Dieselverwendung und -bereitstellung entstehen. Durch die Ausbringung von Düngemitteln kommen noch zusätzliche Schwermetallemissionen in das Wasser hinzu, die bei der Bereitstellung des Stickstoff- und Kaliumdüngers entstehen.

Das terrestrische Ökotoxizitätspotential nimmt bei der Verwendung von Düngemitteln zu. (Tabelle 11) Vor allem die Emissionen von Quecksilber, die aus der Düngerbereitstellung resultieren, tragen zu diesem Anstieg bei. Ohne den Einsatz von Dünger entstehen toxische Schwermetalle vor allem bei der Dieselbereitstellung und Formaldehyd bei der Dieselverwendung. Die Emissionen sind in den Modulen am höchsten, in denen am meisten Kraftstoff verbraucht wird, wie z.B. bei der Ernte.

5.6.2 Humantoxizität

Diese Kategorie umfasst die Wirkung toxischer Substanzen auf den Menschen. Die Exposition erfolgt meist über die Nahrungskette, doch auch über Luft, Wasser und Boden. Daraus können gesundheitliche Probleme resultieren (UNEP 1996). Für die Bewertung wurden die Charakterisierungsfaktoren des CML 2001 (GUINÉE 2002) verwendet, denen ein Modell von (HUIJBREGTS 2000) zu Grunde liegt. Bei der Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren mit Hilfe des Modells werden vor allem die Abbauraten der Substanzen, deren Wirkung und Verteilung im Ökosystem sowie die Exposition gegenüber den toxischen Stoffen berücksichtigt. Die Angabe der ermittelten Werte erfolgt in der Einheit kg 1,4-Dichlorbenzol-Äqv.

Wie schon JOLLIET/PENNINGTON (2004) ausgeführt, können die Angaben zur Humantoxizität nur als Anhaltspunkt und ungefähre Schätzung dienen. Bei der Auswertung der Daten, sollte darauf geachtet werden, dass das Model mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet ist.

Tabelle 12: Humantoxizitätspotential für 1 t (atro) Hackschnitzel

	[kg DCB-Äqv./t atro]
ohne Dünger	0,69
mit Dünger	0,90

Bei der Verwendung von Düngemitteln steigt das Humantoxizitätspotential an. In beiden Versionen tragen hauptsächlich Benzol und Stickoxide aus der Dieselerverbrennung zur toxischen Wirkung bei. Den größten Anteil am HTP haben deshalb die Module mit hohem Dieserverbrauch. Weit geringer sind die Anteile von Vanadium, Nickel und Barium aus der Diesel- sowie Arsen aus der Herbizidbereitstellung. Bei einer Düngereanwendung kommen noch in geringeren Anteilen weitere toxische Substanzen aus der Stickstoffdüngerebereitstellung hinzu. Das sind vor allem Fluorwasserstoff, Selen und Nickel, die in die Luft abgegeben werden.

Die hier ermittelten Werte der beiden Toxizitätspotentiale erscheinen relativ hoch. Mit Hilfe der Normalisierung in Kapitel 5.8 soll überprüft werden, wie die Wirkung in Bezug auf einen größeren Maßstab ausfällt und ob sich die Werte dadurch relativieren.

5.7 Landnutzung

Die Nutzung einer Landfläche für den Anbau land- oder forstwirtschaftlicher Produkte kann verschiedene Auswirkungen auf das genutzte Ökosystem haben. MILÀ I CANALS et al. (2007a) unterscheiden zwischen zwei Wirkungsbereichen der Flächennutzung:

1. Auswirkungen auf das Ökosystem
2. Auswirkungen auf die Ressource.

Dabei wird nochmals zwischen 3 verschiedenen Wirkungspfaden unterschieden: Auswirkungen auf Biodiversität des genutzten Ökosystem, Auswirkungen auf das Produktionspotential des genutzten Bodens und ökologische Auswirkungen auf das System Boden. Durch Bearbeitung, Düngung usw. wird der ursprüngliche Bodenzustand verändert. Effekte wie Verdichtung, Erosion, Nährstoffauswaschung etc. können auftreten oder die Produktivität des Bodens kann abnehmen. Unter Umständen werden zusätzliche Treibhausgasemissionen durch die veränderte Nutzung und Bearbeitung des Bodens freigesetzt. Auch die Zusammensetzung der Pflanzen- und Tiergesellschaft der benutzten Fläche verändert sich. Ein neuer Bodenzustand stellt sich ein.

Für Ökobilanzen, die eine land- oder forstwirtschaftliche Produktion analysieren, ist es nach Ansicht von MILÀ I CANALS et al. (2007a) erforderlich, auf die Aspekte Landnutzung, Bodenzustand, Standortverschlechterungen usw. einzugehen. Für die Ermitt-

lung der Auswirkungen der Landnutzung im Rahmen der Wirkungsbilanz existieren zahlreiche methodische Vorschläge (z.B. GIEGRICH/STURM 1996; BLONK et al. 1997; BAITZ et al. 1998; GOEDKOOP/SPRIENSMA 1999; MÜLLER-WENK 1998; SCHWEINLE 2001; WEIDEMA/LINDEIJER 2001; BENTRUP et al. 2002; OBERHOLZER 2006; MILÁ I CANALS et al. 2007b; KÖLLNER/SCHOLZ 2007/08). Bisher ist aber noch keine Methode international anerkannt.

Wie SCHENK in UNEP-SETAC (2004) empfiehlt, sollte die Nutzung des Bodens zumindest durch die Erfassung der benötigten Produktionsfläche berücksichtigt werden. Zudem sollte die Fläche genau lokalisiert werden. Das könnte z.B. die Einordnung in der Fläche in ein bestimmtes, bereits bekanntes Habitat sein. Am einfachsten ist die Ermittlung der Flächeninanspruchnahme in „m²*year“ bezogen auf die funktionale Einheit. Dies kann jedoch nur ein Sachbilanzbestandteil sein (vgl. Kap. 4.4). Es wird damit keine Aussage über die Wirkung auf Biodiversität, Bodenqualität oder Produktivität gemacht. Um eine aussagekräftige Wirkungsanalyse durchführen zu können, benötigt man für die meisten der oben genannten Methoden zahlreiche Informationen über die betrachtete Fläche und deren jeweilige Referenz. Daten, die geeignet wären, auch geringe Unterschiede zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen hinsichtlich der Aspekte Biodiversität, Bodenkohlenstoff, Wasserhaushalt usw. zu unterscheiden, sind derzeit nicht in der erforderlichen Tiefe verfügbar.

Exemplarisch sollen im Folgenden zwei derzeit verfügbare Methoden zur Beurteilung der Wirkungskategorie Landnutzung auf die Produktion von Holz im Kurzumtrieb angewendet werden.

5.7.1 Beurteilung der Landnutzung anhand der Bodenqualität

In Bezug auf den zuvor genannten Wirkungspfad Produktionspotential sollte nach Ansicht von MILÁ I CANALS et al. (2007a) zumindest der Einfluss der Nutzung auf die Bodenqualität erfasst werden. Von der Qualität des Bodens hängt wiederum seine Produktionsfähigkeit ab. Zur Charakterisierung der Bodenqualität können verschiedene Indikatoren dienen. Eine Methode, die bereits zur Verfügung stünde, analysiert die Auswirkungen einer Landnutzungsform auf den Bodenkohlenstoffkreislauf. Für die Bewertung der Bodenqualität nach der von MILÁ I CANALS et al. (2007b) vorgeschlagenen SOM-Methode (Soil Organic Matter) sind zahlreiche Daten nötig, die zurzeit für die hier untersuchte Landnutzungsform nicht zur Verfügung stehen. Bei dieser Methode dient der Bodenkohlenstoffgehalt als Parameter für die Bodenqualität. In bisherigen Untersuchungen konnten keine Veränderungen des Kohlenstoffgehalts im Boden festgestellt werden. Dieser Aspekt wurde bereits im Exkurs Bodenkohlenstoff (Kap. 3.3) ausführlich diskutiert.

Für KUP wird im Allgemeinen eine Verbesserung der Bodenqualität erwartet. Nach dem STEWART und WEIDEMA (UNEP-SETAC 2004) entwickeltem Schema zur Klassifikation der Ressourcennutzung können KUP der Kategorie (e) zugeordnet werden. Die Ressource ist nach der Nutzung mit der gleichen oder sogar höheren Funktionalität ausgestattet als vorher.

OBERHOLZER et al. (2006) schlagen ebenfalls ein Verfahren zur Bewertung der Bodenqualität vor. Bei diesem Verfahren werden verschiedene Bodenparameter erhoben und deren Beitrag zur Bodenqualität mit Hilfe eines Bewertungsschemas eingeschätzt. Mit etwas Zeitaufwand und einigen zusätzlichen Daten wäre es möglich, die Methode auf die vorliegende Untersuchung anzuwenden.

Da also die Datenbasis für eine umfassende Wirkungsbilanzierung der Landnutzung derzeit begrenzt ist und die meisten bisher vorgeschlagenen Methoden schlecht auf die hier untersuchte Landnutzungsform anzuwenden sind, wird hier zunächst der Versuch demonstriert, die Entwicklung der genutzten Fläche rein verbal einzuschätzen (Tabelle 13). Anschließend wird versucht, eine relativ neue Methode (KÖLLNER/SCHOLZ 2007/08) zur Bewertung der Landnutzungswirkungen mit Hilfe von Biodiversitätsfaktoren auf das Beispiel KUP anzuwenden.

Tabelle 13: Schema zur Erfassung der Einflüsse auf die Bodenqualität (nach MILÀ I CANALS et al. 2007)

Zeitpunkt	Einfluss	Qualität (Q)
vor t_0	Stilllegungsfläche: periodischer menschlicher Eingriff (Mahd, Unkrautbekämpfung)	gleichbleibend, natürliche Sukzession nicht möglich, Habitat (Rückzugsgebiet) für Offenlandarten, wenig Störung;
t_0 (Umwandlung)	Umbruch, Anpflanzung von Bäumen	Veränderung der Qualität
t_0 - t_{fin} (Okkupation)	KUP	abhängig von Referenzfläche und Qualitätskriterium; <ul style="list-style-type: none"> - z.B. Biodiversität: Verminderung der Arten jedoch Zunahme der Gilden (Offenland-, Wald- und indifferente Arten (LAMERSDORF 2008) - gleichbleibender oder zunehmender SOC-Gehalt CANALS (2007 a/b); FREIBAUER (2004); TOLBERT et al. (2002) u.a. vgl. <i>Exkurs Bodenkohlenstoff</i>
$t_{fin} - t_{rel}$	Zeit nach der Nutzung, natürliche Regeneration	wahrscheinlich kurzzeitige Verschlechterung nach Rodung, danach neues Gleichgewicht
nach t_{rel}	Stilllegungsfläche, Anbau landwirtsch. Kulturen oder erneuter Anbau Energiepflanzen/KUP	Bodenqualität gleichbleibend oder Verschlechterung abhängig von Folgenutzung

5.7.2 Beurteilung der Landnutzung anhand der Biodiversität

KÖLLNER/SCHOLZ (2007/08) beschreiben eine relativ einfache Methode zur Ermittlung der Wirkung von Landnutzungsänderung und Okkupation auf die Biodiversität einer Fläche. Als Charakterisierungsfaktoren dienen sogenannte EDPs (Ecosystem Damage Potentials), mit deren Hilfe die Schädigung eines Ökosystems durch eine spezielle Nutzung abgeschätzt werden kann. Die EDPs basieren auf empirischen Daten zur Artenvielfalt von Pflanzen, Mollusken und Moosen. Zur Ermittlung des EDP-Wertes einer bestimmten Landnutzungsform werden dessen spezifische Artenzahl pro m² und die durchschnittliche Artenzahl in der Umgebung verwendet.

Hier soll einmal der Versuch demonstriert werden, die von KÖLLNER/SCHOLZ (2007/08) vorgestellte Methode auf die Landnutzung mit Kurzumtriebsplantagen anzuwenden. Dabei sollen zwei verschiedene Szenarien betrachtet werden. Im ersten Szenario erfolgt die Umwandlung einer Stilllegungsfläche in eine Kurzumtriebsplantage und nach der Rodung der Plantage die erneute Stilllegung der Fläche. Die zweite Variante beinhaltet ebenfalls die Anpflanzung einer KUP auf einer Stilllegungsfläche, jedoch werden nach Ende der Nutzung die Bäume beseitigt und die reguläre Landwirtschaft wieder aufgenommen.

Bevor jedoch die Auswirkungen einer Landnutzungsform ermittelt werden können, müssen die Flächennutzungen in das von KÖLLNER (2003) erweiterte CORINE-Landcover-Schema CORINE Plus (vgl. KÖLLNER/SCHOLZ 2008 Appendix) eingeordnet werden. Danach kann ein EPD-Wert für den ausgewählten Flächennutzungstyp abgelesen werden. Dieser dient der Ermittlung eines Wertes zur Einschätzung des Schädigungspotentials von Umwandlung und Okkupation des Nutzungstyps.

Die Einordnung der Stilllegungsfläche in das Klassifikationssystem erfolgt unter der Kategorie 211e „Agricultural fallow“ mit dem Intensitätstyp ‚ohne Nutzung‘ (non-use). Die Einordnung einer Kurzumtriebsplantage auf einer landwirtschaftlichen Fläche in das Schema bereitet jedoch Schwierigkeiten. Da eine genaue Charakterisierung der einzelnen Landnutzungstypen fehlt, könnten Kurzumtriebsplantagen zwei Nutzungstypen zugeordnet werden. KUP passen zum Typ ‚Laubbaumplantagen‘, unter der ID 331a „broad leafed plantations“ mit der Nutzungsintensität ‚intensive Forstwirtschaft‘ (forest_hi). In diesem Fall wurde jedoch für die Ermittlung des Schädigungspotentials (EDP) Wald als Referenz zur Plantage unterstellt. In der vorliegenden Untersuchung entspricht das jedoch nicht den angenommenen Rahmenbedingungen. Es käme zu Verzerrungen der ermittelten Schädigungswerte. Außerdem kennzeichnen KÖLLNER/SCHOLZ (2008) ihre EDP-Werte für den Nutzungstyp ‚Laubbaumplantagen‘ als nicht besonders vertrauenswürdig und raten von einer Verwendung in Ökobilanzen ab. Die Landnutzung Kurzumtriebsplantagen passen eher zur Kategorie extensive Landwirt-

schaft („Agriculture low intensity“), da hier zur Ermittlung des EDPs als Referenz die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Umgebung herangezogen wurde. Da der hier untersuchte Anbau von Kurzumtriebsplantagen ausschließlich auf landwirtschaftlichen Flächen durchgeführt wird, erfolgt hier die Zuordnung der Flächennutzung KUP zur zuletzt genannten Kategorie. Die Begründung von forstwirtschaftlichen Plantagen wird hier nicht betrachtet.

Allein die Probleme bei der Zuordnung der betrachteten Landnutzung zu einem Nutzungstyp im Schema zeigt, wie schwierig die Anwendung einer Methode zur Beurteilung der Auswirkungen der Landnutzung derzeit ist.

Weitere Annahmen für die Ermittlung der Auswirkungen der Landnutzung können der Tabelle 14 entnommen werden. Die Umwandlung der Stilllegungsfläche in eine Kurzumtriebsplantage dauert laut Tabelle 2 in KÖLLNER/SCHOLZ (2007) weniger als ein Jahr. Die Rückwandlung der Fläche in Ackerland wird in weniger als einem Jahr vollzogen. Die Stilllegung der Fläche nach Abschluss der Nutzung als KUP soll allerdings nach diesem Schema 500 Jahre dauern. Dieser Wert wurde zur Ermittlung des Einflusses der Landnutzung nicht verwendet. Die Stilllegung müsste nach eigener Einschätzung in maximal 1 Jahr abgeschlossen sein. Danach dürfte sich ein ähnlicher Zustand wie vor Begründung der Plantage eingestellt haben. Für die Landnutzungsform ‚extensive Landwirtschaft‘ ist das von KÖLLNER/SCHOLZ (2008) ermittelte EDP negativ (vgl. Tabelle 14), das bedeutet, die bestimmte okkupierte Fläche enthält mehr Arten pro m^2 als durchschnittlich in dieser Region vorhanden sind.

Tabelle 14: Eingangsparemeter für die Berechnung der Schädigung oder des Nutzens des Anbaus von KUP

Fläche [m^2]	[$A_{occ}=A_{trans}=A_{rest}$]	10 000
Phase [Jahre]	Umwandlung [T_{trans}]	1
	Inanspruchnahme [T_{occ}]	16
	Rückverwandlung [T_{rest}]	2
EDP linear [je m^2]	nicht Nutzung (non-use)	0,21
	extensive Landwirtschaft (agri_li)	-0,15
	intensive Landwirtschaft (agri_hi)	0,51

In der Tabelle 15 sind die Ergebnisse der Wirkungsanalyse im Bereich Landnutzung dargestellt. Es zeigt sich in beiden Fällen, dass die Umwandlung und Nutzung einer Stilllegungsfläche durch KUP positive Wirkungen auf die Biodiversität hat. In der Gesamtbewertung ergibt sich ein Nutzen durch KUP auf einer Stilllegungsfläche, was durch das negative Vorzeichen deutlich wird. Die Rückwandlung einer vormals mit einer Baumplantage bestockten Fläche in eine Ackerfläche ist mit einer größeren Schädigung verbunden.

digung (Tabelle 15, Spalte 3) verbunden als die anschließende Stilllegung (Tabelle 15, Spalte 4). Die Landnutzungsänderung durch Um- und Rückwandlung insgesamt ist entweder ohne Wirkung oder mit einer leichten Schädigung verbunden. Die Inanspruchnahme dagegen ist mit positiven Wirkungen verbunden.

Tabelle 15: Wirkung der Landnutzungsänderung und Landinanspruchnahme nach KÖLLNER/SCHOLZ (2008) pro m² Fläche

Spalte		[1]	[2]	[3]	[4]
				Stilllegung	intensive Landwirtschaft
Schädigungspotential [je m ²]	Umwandlung		[D _{trans}]	-0,18	-0,18
	Inanspruchnahme		[D _{occ}]	-2,4	-2,4
	Rückwandlung		[D _{rest}]	0,18	0,33
	Landnutzungsänderung		[D _{change} = D _{trans} + D _{rest}]	0	0,15
	Gesamt		[D _{occ} + D _{change}]	-2,40	-2,25

Umgerechnet auf die funktionale Einheit t atro ergeben sich für die Varianten mit und ohne Anwendung von Düngemitteln jeweils dreistellige negative Werte für die Auswirkungen der Landnutzung KUP (Tabelle 16). Was bedeutet, dass diese positive Auswirkungen auf die Biodiversität hat.

Tabelle 16: Wirkung der Landnutzung nach KÖLLNER/SCHOLZ (2008) bezogen auf die funktionale Einheit t atro. Negative Werte bedeuten positive Wirkung

		Stilllegung	intensive Landwirtschaft
Schädigungspotential [je t atro]	ohne Dünger	-187,4	-175,7
	mit Dünger	-150,0	-140,6

Die Methode nach KÖLLNER/SCHOLZ (2007/2008) kann für die Bewertung der Landnutzung durch KUP eingesetzt werden. Sie sollte jedoch noch besser an diese spezielle Nutzungsform angepasst werden. Ein verlässlicher EDP-Wert für die Landnutzungsform Baumplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen ist derzeit nicht verfügbar. Nur unter der Annahme einer extensiven landwirtschaftlichen Bewirtschaftung gelangt man zu den zuvor dargestellten Ergebnissen (Tabelle 15 und Tabelle 16). Die von KÖLLNER/SCHOLZ (2007) angegebenen Umwandlungszeiten scheinen für KUP nicht zutreffend zu sein. Außerdem beziehen sich die ermittelten Vorteile der Kurzumtriebswirtschaft nur auf den Teilaspekt Biodiversität. Die anderen Auswirkungen der Landnutzung, wie Bodenqualität oder Bodenproduktivität bleiben dabei unberücksichtigt.

Es wird deutlich, dass die Berücksichtigung der Wirkungskategorie Landnutzung im weitesten Sinne eine Analyse erforderlich macht, deren Aufwand in etwa dem Aufwand der gesamten Ökobilanz gleicht. Im Rahmen des Projekts werden viele nützliche Daten für eine weitere Analyse des Aspekts Landnutzung erhoben. Bisher stehen jedoch noch nicht ausreichend Daten für eine sinnvolle Bewertung zur Verfügung. Deshalb wird die Analyse der Wirkungskategorie Landnutzung im Rahmen dieser Arbeit nicht vertieft, es bleibt bei der mehr beispielhaften Anwendung der ausgewählten Methoden.

5.8 Normalisierung

Im Folgenden soll die Bedeutung der ermittelten Indikatorwerte eingeschätzt werden. Dies erfolgt durch die Normalisierung. Dabei werden die zuvor ermittelten Indikatorwerte der einzelnen Wirkungskategorien auf einen entsprechenden Referenzwert bezogen. Dieser Referenzwert beschreibt die Gesamtbelastung durch die jeweilige Wirkungskategorie in einem räumlich und zeitlich begrenzten Raum. Der ermittelte Indikatorwert der verschiedenen Wirkungskategorien wird zum Gesamtwert ins Verhältnis gesetzt. Der so ermittelte normalisierte Indikatorwert erleichtert die Einordnung der Ergebnisse in den größeren Gesamtzusammenhang

Durch Division der ermittelten Werte durch den Referenzwert kann der individuelle Beitrag zur Gesamtbelastung der jeweiligen Wirkungskategorie besser herausgearbeitet werden. Dabei sollte jedoch auch berücksichtigt werden, dass das Ergebnis der Normalisierung stark von der funktionalen Einheit und der gewählten Referenzeinheit abhängig ist. So kann der Bezug einer großen funktionalen Einheit auf eine kleine Einheit des Referenzwertes zu einer erheblichen Überschätzung der Bedeutung der Umweltwirkungen eines Produktes führen und umgekehrt. Dieser Schritt ist vor allem dann sinnvoll, wenn es um die Einschätzung einer konkreten Umweltbelastung eines Produktionsprozesses in einem bestimmten Gebiet geht. Hier wird die Normalisierung durchgeführt, um die Bedeutung der Ergebnisse besser einordnen zu können da Vergleichswerte fehlen.

In dieser Studie werden die in der Wirkungsbilanzierung ermittelten Indikatorwerte des GWP, AP, EP, POCP etc. auf das Wirkungspotential pro Kopf und Jahr in der Bundesrepublik Deutschland bezogen. Die Bezugseinheit wurde aus den Normalisierungsfaktoren für Deutschland (IKP, PE 2006) und einer Bevölkerungszahl von 82,5 Mio. berechnet (STATISTISCHES BUNDESAMT 2008). In Abbildung 18 und 19 sind die normalisierten Wirkungsbilanzergebnisse dargestellt.

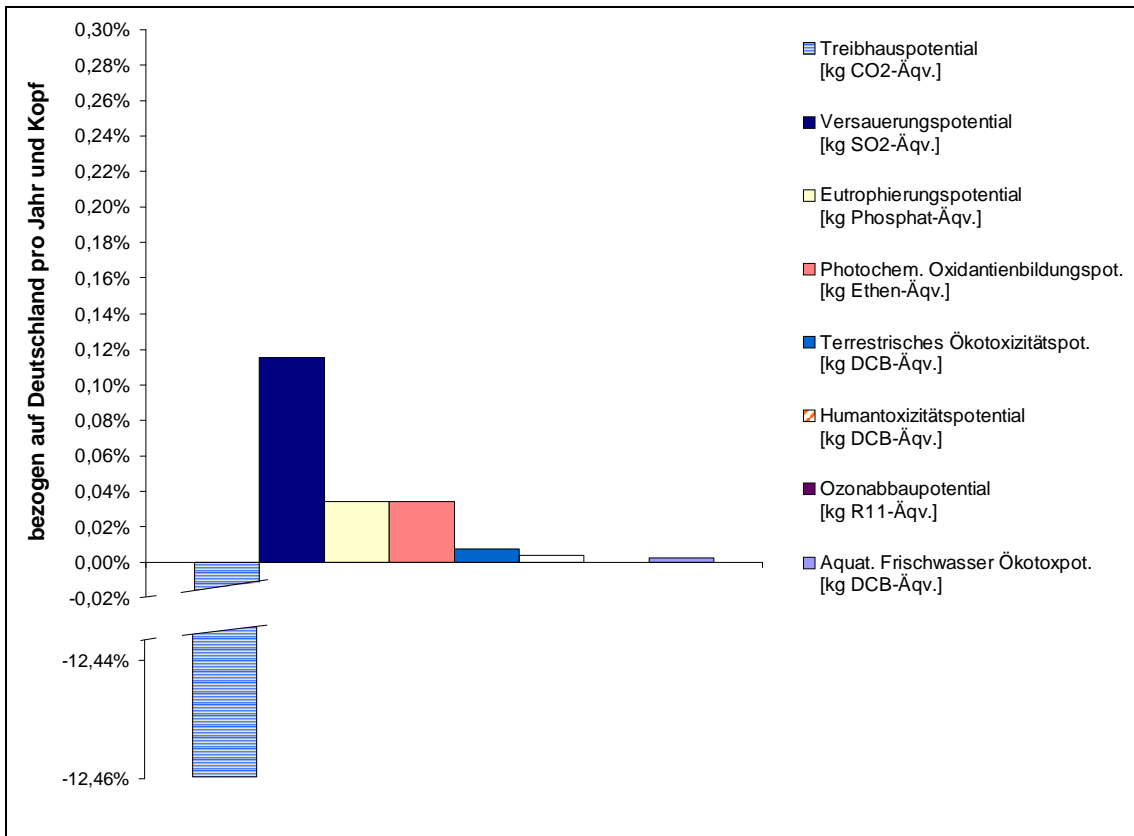


Abbildung 18: Normalisierte Ergebnisse der Umweltwirkungen der Bereitstellung einer Tonne (atro) Hackschnitzel ohne Düngerverwendung

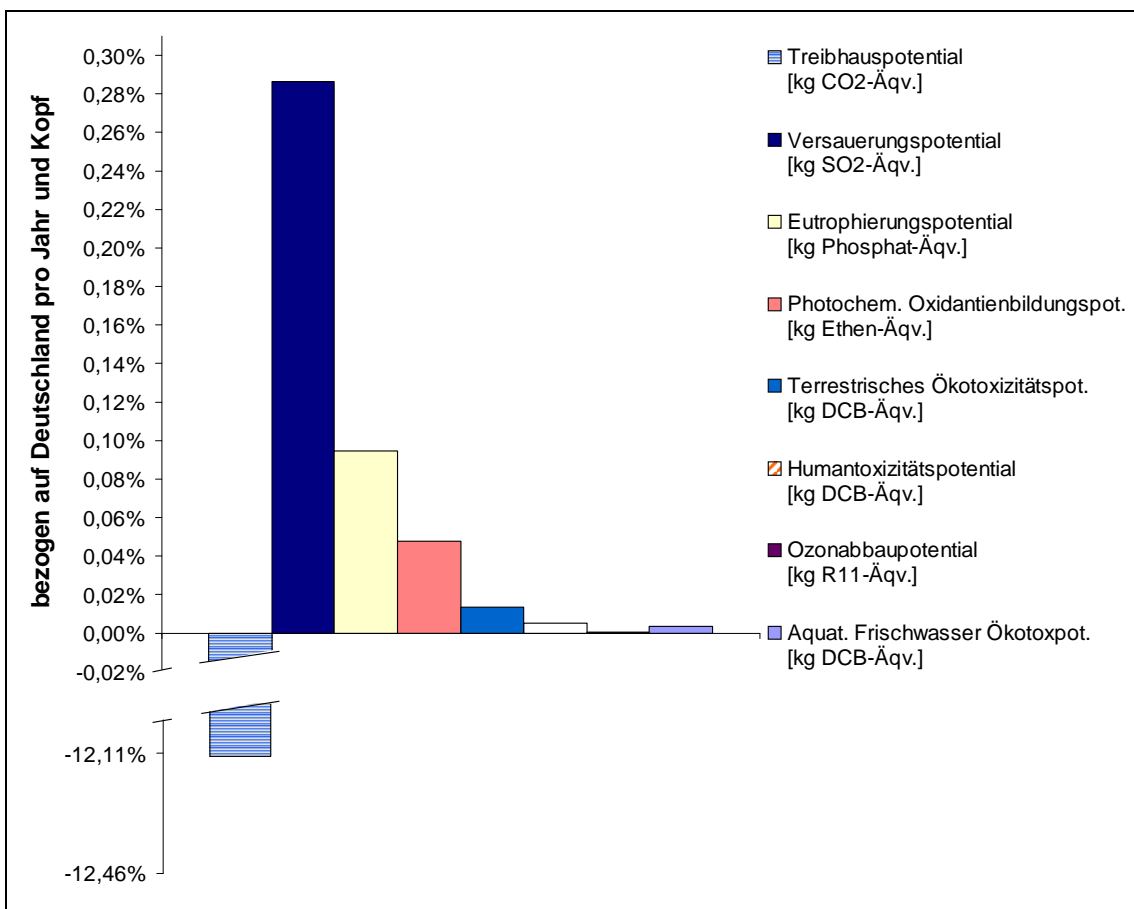


Abbildung 19: Normalisierte Ergebnisse der Umweltwirkungen der Bereitstellung einer Tonne (atro) Hackschnitzel mit Düngerverwendung

Es wird deutlich, dass der Beitrag des KUP-Anbaus zur Gesamtbelastung im Rahmen der einzelnen Wirkungskategorien pro Einwohner und Jahr sehr gering ist. Die Bereitstellung von Hackschnitzeln aus Kurzumtrieb leistet sowohl mit als auch ohne Düngemittelverwendung einen negativen Beitrag zum Treibhauspotential. Wobei die Verminderung des GWP ohne eine Anwendung von Düngemitteln größer ist. Unter den anderen Wirkungskategorien sind die Beiträge der Hackschnitzelproduktion zum Versauerungs-, Eutrophierungs- und Photooxidationspotential am bedeutendsten. Der Anteil am Ozonabbau sowie den Toxizitätspotentialen ist äußerst gering. Die Beiträge aller Indikatoren nehmen bei Ausbringung von Düngemitteln zu.

6 Auswertung und Interpretation

6.1 Parametervariation und Sensitivitätsanalyse

Hier soll mit Hilfe von Parametervariation und Sensitivitätsanalyse der Einfluss wichtiger Parameter auf ausgewählte Wirkungsindikatorwerte überprüft werden. Bei der Parametervariation wird die Auswirkung der Veränderung einzelner Parameter auf das Wirkungsbilanzergebnis untersucht. Die Sensitivitätsanalyse dagegen ermittelt die Stärke der Veränderung der Bilanzergebnisse, bei Variation eines Parameters. Im Folgenden sollen die Annahmen über Umtriebszeit, Standdauer der Plantage, Zuwachs, Maschinengrößen sowie über die ausgebrachten Düngermengen überprüft werden. Außerdem werden die Emissionsfaktoren der Ausgasung von Distickstoffmonoxid (N_2O) infolge der Düngemittelanwendung variiert und die Auswirkungen auf das Gesamtergebnis untersucht. Die Analysen erfolgen stets nach dem ceteris-paribus-Prinzip. Lediglich der untersuchte Parameter wird variiert unter sonst gleichen Annahmen. Alle durch den veränderten Parameter beeinflussten Daten werden neu berechnet.

6.1.1 Düngermenge und Zuwachs

Ein wichtiger Aspekt mit Auswirkungen auf die Ergebnisse der Wirkungsbilanzierung ist die Verwendung von Düngemitteln, wie bereits im Kapitel 5 gezeigt wurde. In der Basisvariante wurde der Ausbringung geringer Mengen Mineraldünger ausgegangen. Im ersten Schritt soll hier gezeigt werden, wie stark das Modell allein auf die veränderte Düngierzufuhr reagiert. Im nächsten Schritt werden dann auch die entsprechenden Zuwachssteigerungen berücksichtigt. Wie sich die Wirkungsfaktoren in Abhängigkeit veränderter Düngemittelgaben erhöhen oder vermindern, zeigt Tabelle 17.

Verdoppelt man die Ausbringmenge aller Düngemittel erhöhen sich Treibhauspotential, Versauerungs- und Eutrophierungspotential. Das Treibhauspotential erhöht sich am stärksten um 40 %, aber auch Versauerungs- und Eutrophierungspotential erhöhen sich um ca. ein Drittel. Bei einer Reduzierung der Düngergaben verminderten sich die Wirkungsindikatoren um denselben Betrag. Diese Reaktion des Bilanzergebnisses zeigt die linearen Wirkungszusammenhänge und damit eine Schwäche des Modells. Es wird davon ausgegangen, dass die Emissionen für jede verabreichte Einheit Dünger gleich sind (IPCC-default). Die Realität unterscheidet sich vom Modell, da die Aufnahmefähigkeit der Pflanzen mit zunehmender Erhöhung der Düngermenge abnimmt und deshalb die Emissionen pro ausgebrachte Einheit Dünger steigen. Innerhalb des Modells ist es aber schwierig diese Zusammenhänge abzubilden, da, wie schon in Kapitel 3.4 diskutiert, die Umweltbelastungen durch die Ausbringung von Düngemitteln nicht exakt ermitteln lassen. Das Modell stellt somit eine Vereinfachung dar, die leicht zu einer

Verzerrung der Ergebnisse führen kann. Die hier durchgeführte Sensitivitätsanalyse soll deshalb zeigen, wie wichtig die Abschätzung der eingesetzten Düngermenge und eine genaue Ermittlung der Zuwachsgewinne für das Ergebnis der Bilanzierung sind.

Tabelle 17: Reaktion der Wirkungsindikatoren auf eine Veränderung der gesamten Düngergabe um 50 %

		Basis	Änderung
Treibhauspotential	[kg CO ₂ -Äqv./t atro]	62,2	±40,8 %
Versauerungspotential	[kg SO ₂ -Äqv./t atro]	0,17	±30,4 %
Eutrophierungspotential	[kg Phosphat-Äqv./t atro]	0,03	±32,3 %

Verändert man die gesamte Menge des ausgebrachten Düngers, reagieren die Ergebnisse besonders auf die veränderte Stickstoffdüngermenge. Eine Verdopplung der Kalk- und Kaliumgaben beeinflussen die Wirkungspotentiale nur unwesentlich. Die Reaktion der Wirkungsindikatorwerte auf die gesonderte Veränderung einzelner Düngerelemente bei Beibehaltung der Ausbringmengen der übrigen Elemente zeigt Tabelle 18.

Tabelle 18: Reaktion der Wirkungsindikatoren auf die Veränderung der Gabe einzelner Düngeelemente (N, K, Ca) um jeweils 50 %

		Nährelement		
		N	K	Ca
Treibhauspotential	[kg CO ₂ -Äqv./t atro]	±40,2 %	±0,23 %	±0,34 %
Versauerungspotential	[kg SO ₂ -Äqv./t atro]	±29,8 %	±0,26 %	±0,35 %
Eutrophierungspotential	[kg Phosphat-Äqv./t atro]	±32,0 %	±0,14 %	±0,14 %

Bei der Simulation der auszubringenden Düngermengen wurde eine Erhöhung des Zuwachses zunächst nicht einbezogen. In der Realität wird jedoch durch den Einsatz von Düngemitteln, bis zu einer bestimmten Grenze eine Steigerung der Erträge erreicht. Diese Steigerung ist jedoch im Moment, wie im Kapitel 3.4 diskutiert, nicht ausreichend quantifizierbar. Geht man von einer 20 %igen Erhöhung des Zuwachses durch die höhere Düngerezufuhr (50 %) aus, erhöhten sich die Wirkungsindikatoren jeweils nur um nicht einmal 20 % bezogen auf eine Tonne Endprodukt (vgl. Tabelle 19).

Tabelle 19: Veränderung der Wirkungsindikatoren bei Erhöhung der Düngergaben (50 %) unter Berücksichtigung eines Zuwachsgewinns um 20 %

		Basis	Änderung
Treibhauspotential	[kg CO ₂ -Äqv./t atro]	62,2	+19,3 %
Versauerungspotential	[kg SO ₂ -Äqv./t atro]	0,17	+13,0 %
Eutrophierungspotential	[kg Phosphat-Äqv./t atro]	0,03	+14,2 %

Bei der gleichzeitigen Betrachtung von Düngereinsatz und Zuwachs verändern sich die Bilanzergebnisse weniger stark als bei einer isolierten Betrachtung. In welchem Maß Änderungen des Zuwachses der Plantage die Indikatorwerte beeinflussen, zeigt Tabelle 20. Die Wirkungsbilanzergebnisse reagieren relativ stark auf veränderte Zuwachsraten, da die Ergebnisse immer auf die funktionale Einheit ‚t atro‘ bezogen werden. Geringere Zuwachswerte führen zu höheren Indikatorwerten. Die Zunahme der Indikatorwerte bei Verminderung des Zuwachses ist größer als deren Abnahme bei Erhöhung des Zuwachses um denselben Betrag (vgl. Tabelle 20). Es wird also deutlich, dass Annahmen über den Zuwachs das Ergebnis maßgeblich beeinflussen können und deshalb sorgfältig ermittelt werden sollten.

Tabelle 20: Reaktion der Wirkungsindikatoren auf eine Veränderung des Zuwachses

	-20 %	Basis [kg Äqv.]	+20 %
Treibhauspotential	22,1 %	62,2	-14,7 %
Versauerungspotential	18,5 %	0,17	-12,4 %
Eutrophierungspotential	19,1 %	0,03	-12,7 %

6.1.2 Standdauer und Umtriebszeit

Die Variation von Standdauer und Umtriebszeit wirkt sich ebenfalls auf das Bilanzergebnis aus. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die Variante mit und ohne Dünger, sind Tabelle 21 zu entnehmen. Dabei wurden die beiden Parameter Umtriebszeit und Standdauer jeweils getrennt voneinander variiert. Die Variation um je 25 %, entspricht einer Verkürzung bzw. Verlängerung der Umtriebszeit um ein Jahr und einer Änderung der Standdauer um vier Jahre.

Es zeigt sich, dass die Bilanzergebnisse von Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotential auf die Veränderung der Umtriebszeit anders als auf die Veränderung der Standdauer reagieren. Außerdem wirkt sich die Variation von Umtriebszeit bzw. Standdauer auf die beiden Varianten ohne und mit Düngemiteleinsetzung unterschiedlich stark aus.

Die Veränderung der Umtriebszeit hat in der Version mit Düngereinsatz einen größeren Einfluss auf die Indikatorwerte als die Veränderung der Standdauer. Bei Verzicht auf Dünger wirkt sich hingegen eine Veränderung der Standdauer stärker auf die Bilanzergebnisse aus. Bei beiden Varianten sind die Reaktionen der Ergebnisse auf eine Verkürzung von Umtriebszeit bzw. Standdauer wiederum stärker als auf deren Verlängerung um den gleichen Zeitraum. Eine Verkürzung der Umtriebszeit bei gleichbleibender Standdauer bedeutet, dass mehr Erntemaßnahmen im gleichen Zeitraum durchgeführt werden. Gleichzeitig bleibt jedoch die Biomasseproduktion auf der Fläche

gleich. Das bedeutet, die Umweltbelastungen pro Tonne Produkt erhöhen sich. Dieser Einfluss wirkt sich noch stärker bei der Version mit Düngereinsatz aus, da hier auch zusätzlich Düngemittel ausgebracht werden.

Die Verkürzung der Standdauer hingegen geht mit einer geringeren Massenproduktion insgesamt auf der Fläche einher. Den notwendigen Maßnahmen zur Begründung und Beseitigung der Plantage (Bodenvorbereitung, Pflanzung, Pflege, Rekultivierung) und den daraus resultierenden Umweltbelastungen steht eine geringere Gesamtproduktion gegenüber. In der Variante mit Dünger wird insgesamt mehr Masse produziert als in der ohne Düngereinsatz und außerdem fällt eine Erntemaßnahme und eine Düngeranwendung weg, sodass die Bilanzergebnisse nicht so stark auf die Verkürzung der Standdauer reagieren wie in der Variante ohne Dünger.

Tabelle 21: Sensitivität bei Änderung der Parameter Umtriebszeit und Standdauer mit und ohne Düngemittelverwendung

Wirkungskategorie	Dünger	Änderung Umtriebszeit		Änderung Standdauer	
		-25 %	+25 %	-25 %	+25 %
Treibhauspotential	ohne	2,9 %	-1,8 %	10,0 %	-6,0 %
	mit	27,6 %	-16,6 %	1,8 %	-1,1 %
Versauerungspotential	ohne	2,7 %	-1,6 %	9,1 %	-5,5 %
	mit	21,1 %	-12,7 %	3,6 %	-2,2 %
Eutrophierungspotential	ohne	2,8 %	-1,7 %	8,6 %	-5,2 %
	mit	22,3 %	-13,4 %	3,1 %	-1,9 %

Die Parameter Umtriebszeit und Standdauer sind stark miteinander verknüpft und sollten daher nicht isoliert voneinander betrachtet werden. In Abbildung 20 ist exemplarisch anhand des Treibhauspotentials die Veränderung eines Wirkungsindikatorwerts dargestellt, wenn Standdauer und Umtriebszeiten gemeinsam variiert werden. Eutrophierungs- und Versauerungspotential verhalten sich nach demselben Muster, jedoch mit geringerer Ausprägung.

Die Bilanzergebnisse der beiden Varianten, mit und ohne Berücksichtigung von Düngemitteln, reagieren auch auf die gemeinsame Veränderung von Umtriebszeit und Standdauer unterschiedlich. Deutlich wird aber, dass die Ergebnisse der Variante mit Dünger stärker auf die Veränderung der beiden Parameter reagieren, als die ungedüngte Variante. Dies ist plausibel, da die Düngung einen größeren Anteil an der Gesamtwirkung hat als die anderen Module und damit einen starken Einfluss auf das Wirkungspotential.

Bei Verzicht auf Düngemittel verändern sich die Indikatorwerte vor allem aufgrund der variierten Erntezyklen. Außerdem wirkt sich die Änderung der Standdauer und die da-

mit einhergehende Veränderung der produzierten Menge stärker auf das Bilanzergebnis aus. So sinkt z.B. bei einer Verkürzung der Umtriebszeit und gleichzeitiger Ausweitung der Standdauer (UZ:3/SD:18) das Treibhauspotential bei der ungedüngten Variante geringfügig, während es bei der Variante mit Dünger steigt.

In beiden Fällen, gedüngt und ungedüngt, wirkt sich eine gleichzeitige Ausweitung der Standdauer und der Umtriebszeit positiv auf das Treibhauspotential aus. In Abbildung 20 ist dies anhand des ersten Säulenpaars UZ: 10/SD: 20 zu erkennen. Bei der ungedüngten Variante wirkt eine Verlängerung der Standdauer in jedem Fall positiv auf die Höhe des Wirkungspotentials (UZ:10/SD:20 und UZ:3/SD:18), während sich bei der Variante mit Dünger das GWP nur bei einer Anhebung der Umtriebszeiten vermindert (UZ: 10/SD: 20 und UZ:6/SD:12), in allen anderen Fällen aber zunimmt. Interessant scheint die Verlängerung der Umtriebszeit, bei gleichzeitig kürzerer Standdauer (UZ: 6/SD: 12). Dabei erhöht sich das Treibhauspotential der ungedüngten Variante, während das der gedüngten Variante abnimmt. Bei kürzerer Standdauer können die Standardbelastungen aus der Flächenanlage, Pflege, Rekultivierung etc. nur auf eine kleinere Masse aufgeteilt werden. Das GWP bezogen auf eine Tonne (atro) steigt. Bei der Variante mit Düngung hingegen reduzieren sich die Aufwendungen, die bei der Basisvariante angesetzt wurden, denn es wird nur noch eine Düngemittelanwendung berücksichtigt. Außerdem ist der Ertrag der Plantage höher als ohne Dünger, was zu einer Verminderung des GWP pro Tonne (atro) gegenüber der Basisvariante führt.

Es wird deutlich, dass die Wahl der Parameter Umtriebszeit sowie Standdauer einen erheblichen Einfluss auf die Bilanzierungsergebnisse hat. Bei der Bilanzierung mit Berücksichtigung von Düngemitteln wirkt sich die Wahl der Standdauer und der Umtriebszeiten noch deutlicher auf das Ergebnis aus als ohne Düngemittelanwendung.

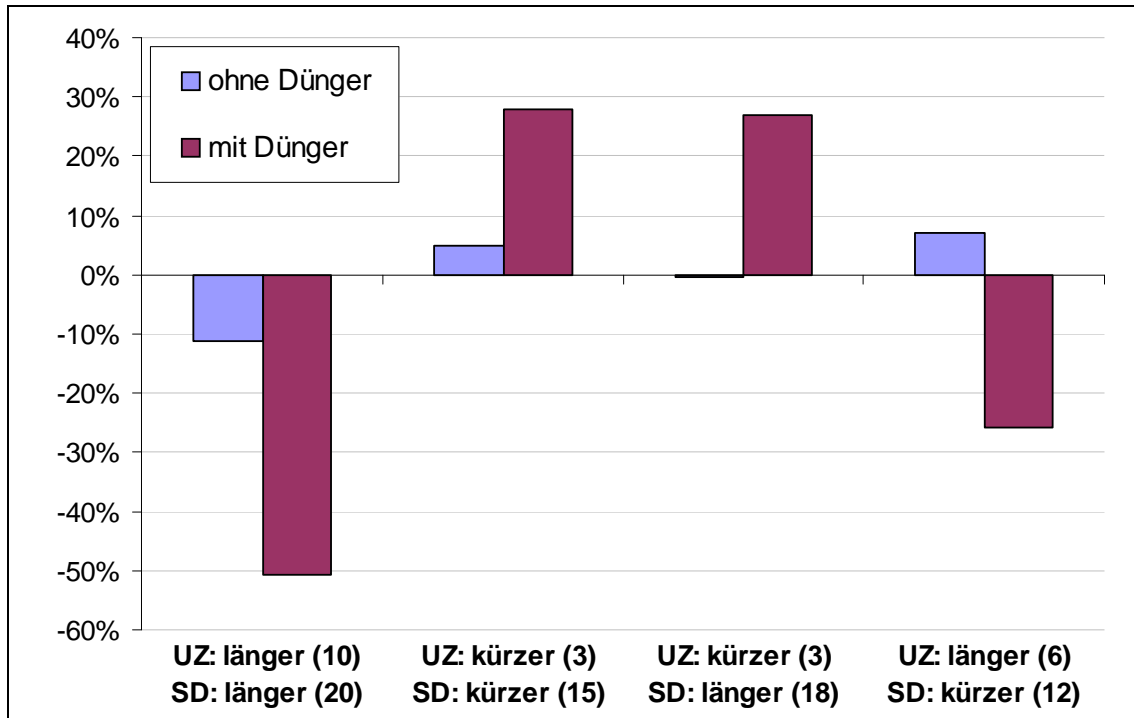


Abbildung 20: Veränderung des Treibhauspotentials durch Variation der Umtriebszeit (UZ) und Standdauer (SD) im Vergleich zur Basisvariante (UZ: 4/SD: 16)

6.1.3 Lachgasemissionen

In dieser Untersuchung wurde davon ausgegangen, dass bei der Ausbringung des Stickstoffdüngers N_2O (Lachgas) freigesetzt wird. Die Höhe der Emissionen wurde nach den Vorgabewerten des IPCC (DE KLEIN 2006) ermittelt. Nach CRUTZEN et al. (2008) unterschätzen die Emissionsfaktoren des IPCC (DE KLEIN et al. 2006) die tatsächliche N_2O -Freisetzung. Nach DE KLEIN et al. (2006) werden 1 % direkte Emissionen und indirekte N_2O -Emissionen bei der Ausbringung des Stickstoffs angenommen. CRUTZEN et al. (2008) ermittelten mit Hilfe einer Berechnung im Top-Down-Verfahren einen N_2O -Emissionsfaktor von 3-5 % der ausgebrachten Stickstoffmenge. Bei diesem Verfahren wurde der Emissionsfaktor nicht aus Einzelmessungen ermittelt, sondern aus der tatsächlichen Konzentration von N_2O in der Atmosphäre unter Abzug anderer Quellen berechnet.

Lachgasemissionen fließen im Wesentlichen in die Berechnung des Treibhauspotentials ein. Deshalb wird im Folgenden nur die Änderung des GWP bei Variation der Emissionsfaktoren untersucht. Abbildung 21 zeigt, wie stark sich das ermittelte Treibhauspotential nur durch die Änderung des N_2O -Emissionsfaktors erhöht. Bei Unterstellung des Worst-Case-Szenarios von CRUTZEN et al. (2008) entweichen 5 % der ausgebrachten Stickstoffmenge als Lachgas in die Umwelt. Für diese Variante stiege das ermittelte GWP um fast die Hälfte gegenüber der IPCC-Variante. In Bezug auf die ungedüngte

Variante würde das Treibhauspotential um das fünffache höher ausfallen. Der Ermittlung von Lachgasemissionsfaktoren ist also große Bedeutung beizumessen, da sie das Ergebnis der Treibhauswirkung der Produktion der Hackschnitzel entscheidend beeinflussen.

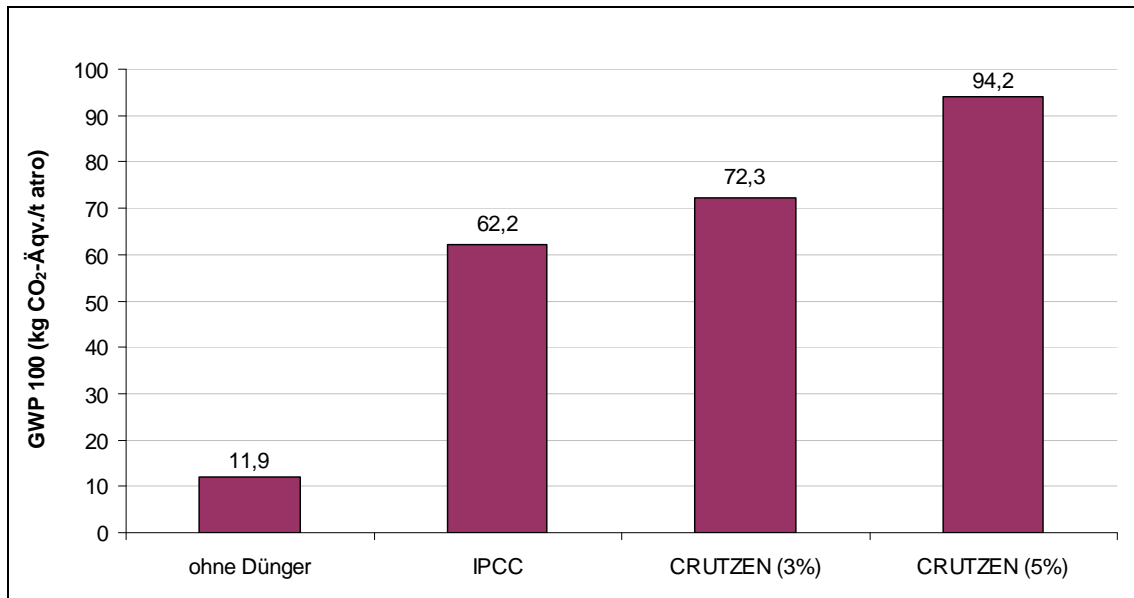


Abbildung 21: Änderung des Treibhauspotentials bei Unterstellung verschiedener N₂O-Emissionsfaktoren bei der Stickstoffdüngung

7 Schlussfolgerungen

Der Anbau von Holz im Kurzumtrieb belastet die Umwelt hinsichtlich der untersuchten Wirkungskategorien nur in einem äußerst geringen Umfang. Das Netto-Treibhauspotential ist negativ, es kommt also zur Entlastung anstatt zu einer Belastung der entsprechenden Wirkungsendpunkte, wie Ökosysteme, Landwirtschaft, menschliche Lebensgrundlagen.

Wirkungskategorien mit größerer Bedeutung sind die Versauerung, Eutrophierung und Bildung photochemischer Oxidantien. Dabei leistet die Versauerung einen größeren Beitrag zur Gesamtbelastung als die beiden anderen Kategorien. Die Belastungen nehmen bei der Anwendung von Düngemitteln zu. Die zu den Wirkungskategorien beitragenden Emissionen entstehen bei der Variante ohne Dünger zumeist bei der Kraftstoffverbrennung. Dabei steigt der Kraftstoffbedarf und damit der Ausstoß umweltgefährdender Stoffe mit der Schwere und Dauer der Arbeit auf der Fläche. Deshalb leistet die Ernte den größten Beitrag zur Umweltbelastung der jeweiligen Wirkungskategorie. Außer beim Ozonabbaupotential, bei dem die Flächenanlage und dabei vor allem die Ausbringung des Pflanzenschutzmittels für 90 % der Wirkungen verantwortlich ist. Pflege und Rekultivierungsmaßnahmen sind in Bezug auf die Wirkungspotentiale vernachlässigbar. Werden Düngemittel verwendet, übersteigen vor allem die Emissionen der Herstellung des Stickstoffdüngers die Beiträge der anderen Module zu den Wirkungskategorien. Phosphat- und Kalkherstellung sowie deren Ausbringung spielen eher eine untergeordnete Rolle. Die Düngung einer Kurzumtriebsplantage verschlechtert die Ökobilanz des produzierten Holzes. Deshalb sollte sorgfältig geprüft werden, ob eine Düngung tatsächlich notwendig ist und sich dabei erhebliche Vorteile gegenüber einem Düngeverzicht ergäben.

Die Höhe der Wirkungen bezogen auf eine Tonne Holz wird vor allem durch die gewählte Umtriebszeit und Standdauer und den Zuwachs der Plantage bestimmt. Kurze Umtriebszeiten erfordern häufiger energie- und emissionsintensive Ernten. Bei geringerem Zuwachs einer Plantage steigen die Umweltbelastungen je Tonne erzeugtes Produkt.

Die zur Bilanzierung verwendeten Daten sind vollständig und von guter Qualität. Für alle Prozesse wurde die gesamte Herstellungskette bilanziert. Nur für die Vorkette der Herstellung des Pflanzenschutzmittels bestehen größere Unsicherheiten, da dazu nur eine ältere Datenbasis mit Annahmen zu Energieaufwendungen zur Verfügung stand. Insgesamt trägt aber das Modul Pflanzenschutzmittel in der ungedüngten Variante rund 8 % zum Treibhauspotential und unter 2 % zu Eutrophierungs- und Versauerungspotential bei. In der gedüngten Variante reduziert sich der Anteil am gesamten Treibhauspotential im Verhältnis zu den anderen Modulen auf 1,5 %. Die Herstellung

von Maschinen, Gebäuden und sonstiger Infrastruktur wurde nicht in die Bilanzierung aufgenommen.

Unsicherheiten bestehen bei der Abbildung von Stoffkreisläufen, wie z.B. Stickstoff und Kohlendioxidkreislauf. Es ist nicht genau bekannt, welche Mengen von Stickstoffverbindungen bei der Düngerherstellung und -ausbringung freigesetzt werden. Über die Höhe der Speicherung und Freisetzung von CO₂ im Boden durch bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen gibt es größere Unsicherheiten. Außerdem werden Informationen über zu erzielende Zuwachssteigerungen durch die Verwendung von Düngemitteln benötigt, um eine Empfehlung zum optimalen Einsatz von Düngemitteln geben zu können.

8 Ausblick

Mit diesem Bericht wurde gezeigt, in welchem Umfang bestimmte Umweltwirkungen durch die Erzeugung von Hackschnitzeln im Kurzumtrieb auf landwirtschaftlichen Flächen entstehen. Die Ergebnisse können als Ausgangsbasis für weiterführende Untersuchungen verwendet werden. Dabei können die hier gezeigten Daten in eine Bilanzierung verschiedener Verwendungen des Holzes einfließen. Zum Beispiel können sie zur Bilanzierung der Erzeugung von Energie auf Basis von Kurzumtriebsholz dienen. Es könnten aber auch Vergleiche der Umweltwirkungen verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen, die zur Energieerzeugung eingesetzt werden, vorgenommen werden.

Alle genannten Aspekte werden in der Fortführung dieser Arbeit im Rahmen des AGROWOOD-Projektes untersucht.

9 Abkürzungsverzeichnis

AETP	Aquatic Eco-Toxicity Potential
AP	Acidification Potential: Versauerungspotential
BtL	Biomass to Liquid: Treibstoff aus Biomasse
CAN	Calciumammoniumnitrat
CO ₂	Kohlendioxid
DCB	Dichlorbenzol
dGZ	durchschnittlicher Gesamtzuwachs
EDP	Ecosystem Damage Potential: Indikator für die Schädigung eines Ökosystems durch dessen Nutzung nach KÖLLNER/SCHOLZ (2007/08)
EP	Eutrophication Potential: Eutrophierungspotential
FAETP	Fresh Water Aquatic ECO-Toxicity Potential: Aquatisches Frischwasser Ökotoxizitätspotential
GWP	Global Warming Potential: Treibhauspotential
H _u	unterer Heizwert
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change: Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderung
KUP	Kurzumtriebsanlage
MJ	Megajoule
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NH ₃	Ammoniak
NMVOG	Non-Methan Volatile Organic Compounds: flüchtige organische Verbindungen außer Methan
NO ₃	Nitrat
ODP	Ozone Depletion Potential: Ozonabbaupotential
POCP	Photochemical Ozon Creation Potential: Photochemisches Oxidantienbildungspotential
SD	Standdauer
SOM	Soil Organic Matter: organische Substanz im Boden

t atro	eine Tonne absolut trockenes Holz; Feuchte (u) 0%
TETP	Terrestrial Eco-Toxicity potential: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential
THG	Treibhausgas
UZ	Umtriebszeit
VOC	Volatile Organic Compounds: flüchtige organische Verbindungen

10 Literaturverzeichnis

- ARONSSON, P.G.; BERGSTRÖM, L.F. (2001): *Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type*. Biomass and Bioenergy (21), 3, 155-164.
- AUDSLEY, Eric; ALBER, Sebastian; CLIFT, Roland et al. (1997): *Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture*. Final Report. Brussels: European Commission DG VI Agriculture.
- BAITZ, Martin; KREISSIG, Johannes; WOLF, Marc-Andree (2000): *Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen*. European Journal of Forest Research (119), 1-6, 128-149.
- BALSARI, Paolo; AIROLDI, Gianfranco; FACCIOTTO, Gianni (2002): *Messa a di di-mora di un impianto di pioppo da biomassa. Valutazioni tecnico-economiche*. Sherwood n.81: 49-54.
- BEMMANN, Albrecht (2007): *Rechtliche und betriebswirtschaftliche Rahmenbedingungen beim Anbau schnellwachsender Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen*. Bernburg: Vortrag, 29. Januar 2007.
- BENTRUP, F.; KÜSTERS, J.; KUHLMANN, H.; LAMMEL, J. (2004): *Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production*. European Journal of Agronomy 20, 247-264.
- BENTRUP, Frank; KÜSTERS, Jürgen; LAMMEL, Joachim; KUHLMANN, Hermann (2000): *Methods to estimate On-Field Nitrogen Emissions from Crop Production as an Input to LCA Studies in the Agricultural Sector*. International Journal of Life Cycle Assessment (5) 6, 349-357.
- BENTRUP, Frank; KÜSTERS, Jürgen; LAMMEL, Joachim; KUHLMANN, Hermann (2002): *Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the Hemeroby Concept*. International Journal of Life Cycle Assessment (7), 6, 339-348.
- BLOK, H.; LINDEIJER, E.; BROERS, J. (1997): *Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA*. International Journal of Life Cycle Assessment (2), 2; 91-98.
- BMELV (2004): *Verstärkte Holznutzung. Zugunsten von Klima, Lebensqualität, Innovationen und Arbeitsplätzen*. Berlin: Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMELV).
- BOELKE, Barbara (2006): *Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen. Leitfaden zur Erzeugung von Energieholz*. Schwerin: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern.
- CEB (1995): *CORINE Biotopes-The design, compilation and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community. Part 2 - Nomenclature*. Luxembourg: Commission of the European Communities (CEB) <http://reports.eea.europa.eu/CORO-landcover/en>.
- CLAAS (2007): Mündliche Mitteilung. Mitarbeiter CLAAS Deutschland, Maschinenvorführung Cahnsdorf, 13.02. 2007.
- COLEMAN, Mark; ISEBRANDS, J.; TOLSTED, D.; TOLBERT, V. (2004): *Comparing soil carbon of short rotation poplar plantations with agricultural crops and woodlots in North Central United States*. Environmental Management (33), Supplement 1, 299-308.

- COLEMAN, Mark; TOLSTED, David; NICHOLS, Tom et al. (2006): *Post-establishment fertilization of Minnesota hybrid poplar plantations*. Biomass and Bioenergy (30) 8-9, 740-749.
- CRUTZEN, P.J.; Mosler, A. R.; Smith, Keith A.; Winiwater, Winfried (2008): *N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels*. Atmospheric Chemistry and Physics, 8, 389-395.
- DE KLEIN, Cecile; NOVOA, Rafael S.A.; OGLE, Stephen et al. (2006): *N₂O emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application*. Chapter 11; IPCC 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. pp.11.1-11.54.
- DECKMYN, G.; MUYS, B.; GARCIA QUIJANO, J.; CEULEMANS, R. (2004): *Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beechn forest to short rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model*. Global Change Biology 10, 1482-1491.
- DIN (2006): *Umweltmanagement-Ökobilanz- Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006) und Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006)*. Deutsches Institut für Normung, Berlin. Berlin: Beuth Verlag.
- DUBUISSON, Xavier; SINTZOFF, Ivan (1998): *Energy and CO₂ balances in different power generation routs using wood fuel from short rotation coppice*. Biomass and Bioenergy (15), 4/5, 379-390.
- EUROPEAN COMMISSION (2007): *Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future*. Brussels: Communication from the commission to the council and the European parliament. 10.1.2007, COM(2006) 848 final.
- FORSTER, Piers; RAMASWAMY, Venkatachalam; ARTAXO, Paulo et al. (2007): *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Chapter 2*. In: IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, pp.129-234.
- FRITSCH, Uwe R.; DEHOUST, Günther; JENSEIT, Wolfgang et al. (2004): *Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse*. Darmstadt u.a.: Ökoinstitut & Partner.
- FRÜHWALD, Arno; SCHARAI-RAD, Mohammed; HASCH, J.; WEGENER, Gerd; ZIMMER, Bernhard (1997): *Erstellung von Ökobilanzen für die Forst- und Holzwirtschaft*. München: Deutsche Gesellschaft für Holzforschung.
- GIEGRICH, J.; STURM, K. (1996): *Methodenvorschlag -Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung*. Heidelberg: IFEU.
- GOEDKOOPT, Mark; SPRIENSMA, Renilde (2000): *The Eco-icator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Methodology Report. Amersfoort: PRé Consultants B.V.
- GOODLASS, G.; GREEN, M.; Hilton, B; McDonough, S. (2007): *Nitrate leaching from short-rotation coppice*. Soil Use and Management (23), 2, 178-184.
- GRENNFELT, Peringe; HULTBERG, Hans (1986): *Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems*. Water, Air and Soil Pollution (30), 945-963.
- GRIGAL, D.F.; BERGUSON, W.E. (1998): *Soil carbon associated with short-rotation systems*. Biomass and Bioenergy (14), 4, 371-377.
- GUINÉE, Jeroen B. (Ed.) (2002): *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.

- GUO, L.B; GIFFORD, R.M. (2002): *Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis*. *Global Change Biology* (8), 4, 345-360.
- HANSEN, Edward A. (1993): *Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States*. *Biomass and Bioenergy* (5), 6, 431-436.
- HELLER, Martin C.; KEOLEIAN, Gregory A.; VOLK, Timothy A. (2003): *Life cycle assessment of a willow Bioenergy cropping system*. *Biomass and Bioenergy* 25, 147-165.
- HEUER, E.; FLAKE, M. (2000): *Bewertung von Pflanzenschutzmaßnahmen im Rahmen landwirtschaftlicher Ökobilanzen*. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*. Sonderheft XVII, S.735-744.
- HOFMANN, Martin (2004): *Ergebnisse und Erfahrungen mit schnellwachsenden Baumarten*. In: SCHOLZ, Volkhard, BRONOWSKI, Christine; KAULFUSS, Peter (Hrsg.): *Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. Potenzial, Anbau, Technologie, Ökologie und Ökonomie*. Potsdam: Bornimer Agrartechnische Berichte, Heft 35, S. 33-40.
- HOFMANN, Martin (2007): *Energiehackschnitzel aus schnellwachsenden Hölzern*. Broschüre. Witzenhausen: Kompetenzzentrum HessenRohstoffe (HeRo) e.V.
- HUIJBREGTS, M. A. J. (2000): *Priority assessment of toxic substances in LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. Amsterdam: Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam.
- JOLLIET, Olivier and PENNINGTON, David (2004): *4.9 Ecotoxicity*. In: UNEP-SETAC (2004): *Life Cycle Impact Assessment definition study: Background document III. Analysis of midpoint categories*. UNEP-SETAC-Life cycle Initiative. p.17-20.
- JUG, A.; MAKESCHIN, F.; REHFUESS, K.E.; HOFMANN-SCHIELLE, C. (1999): *Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects*. *Forest Ecology and Management* (121), 1-2, 85-99.
- JUNGBLUTH, Niels; FRISCHKNECHT, Rolf; FAIST-EMMEREGGER, Mireille et al. (2007): *Life Cycle Assessment of BtL-fuel production: Inventory Analysis. Renew. Renewable fuels for advances power trains*. Uster: ESU-Services Ltd.
- KALTSCHMITT, Martin; REINHARDT, Guido A. (Hrsg.) (1997): *Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Braunschweig/Wiesbaden: Vieweg Verlag. S.225.
- KEOLEIAN, Gregory A.; VOLK, Timothy A. (2005): *Renewable Energy from Willow Biomass Crops: Life Cycle Energy, Environmental and Economic Performance*. *Critical Reviews in Plant Science* (24), 385-406.
- KNUST, Christine (2007): *Beeinflussung des Nährstoff- und Wasserhaushalts durch die Anpflanzung von Pappelklonen auf einem ehemals landwirtschaftlich genutzten Standort*. Masterarbeit 28.02.2007. Georg-August Universität Göttingen. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie.
- KÖLLNER, Thomas (2000): *Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity*. *Journal of Cleaner Production* 8, (4), 293-311.
- KÖLLNER, Thomas (2003): *Land Use in Product Life Cycles and Ecosystem Quality*. Europäische Hochschulschriften: Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft. Bern (u.a.): Peter Lang.

- KÖLLNER, Thomas und SCHOLZ, Roland W. (2007): *Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change*. International Journal of Life Cycle Assessment 12 (1) 16-23.
- KÖLLNER, Thomas und SCHOLZ, Roland W. (2008): *Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe*. International Journal of Life Cycle Assessment. 13 (1) 32-48.
- KRAHL, Jürgen (2008): Mitteilung per E-Mail 04.08.2008.
- KTBL (2006): *Betriebsplanung in der Landwirtschaft 2006/07: Datensammlung*. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. 20. Auflage, 672 S.
- KTBL (2006a): *Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus*. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft.
- LAMERSDORF, Norbert (2008): *Naturverträglichkeit von Agrarholzanpflanzungen - erste Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS*. Vortrag, 3. Fachtagung Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Cottbus, 28.04.2008.
- LBP, PE (2006): *GaBi 4 Software-System and Databases for Life Cycle Engineering*. Copyright, TM. Stuttgart: Chair of Building Physics University of Stuttgart, Leinfelden-Echterdingen: PE International GmbH.
- LEMUS, R.; LAL, R. (2005): *Bioenergy Crops and Carbon Sequestration*. Critical Reviews in Plant Science, 24, 1-21.
- MANN Margaret; SPATH, Pamela L. (1997): *Life Cycle Assessment of a Biomass Gasification Combined-Cycle System*. Golden, Colorado: National Renewable Energy Laboratory, U.S. Department of Energy.
- MATTHEWS, R. (2001): *Modelling of energy and carbon budgets of wood fuel coppice systems*. Biomass and Bioenergy (21), 1, 1-19.
- MILÁ I CANALS, Llorenc; BAUER, Christian; DEPESTELE, Jochen; DUBREUIL, Alain; FEIERMUTH KNUCHEL, Ruth; GAILLARD, Gérard; MICHELSEN, Ottar; MÜLLER-WENK, Ruedi; RYDGREN, Bernt (2007a): *Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA*. International Journal of Life Cycle Assessment 12 (1), 5-15.
- MILÁ I CANALS, Llorenc; ROMANYÀ, Joan; COWELL, Sarah J. (2007b): *Method for assessing impact on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA)*. Journal of Cleaner Production 15, 1426-1440.
- MONSANTO (2005): *Produkt-Sicherheitsdatenblatt RoundUp UltraMax*. Version 2.0. Datum des Inkrafttretens 08.09.2005. Antwerpen: Monsanto Europe S.A.
- MONSANTO (2006) *Produktinformation 2007*. Düsseldorf: Monsanto Agrar Deutschland GmbH, 95 Seiten.
- MORRIS, Sherri J.; BOHM, Sven; HAILE-MARIAM, Shawel; PAUL, Eldor A. (2007): *Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils*. Global Change Biology (13), 6, 1145-1156.
- MOURAD, Anna Lúcia; COLTRO, Leda; OLIVEIRA, Paula; KLETECKE, Rojane M.; BADDINI, José Paulo (2007): *A Simple Methodology for Elaborating the Life Cycle Inventory of Agricultural Products*. International Journal of Life Cycle Assessment 12 (6), 408-413.

- MÜLLER-WENK (1998): *Land Use - The Main Threat to Species. How to include Land Use in LCA*. Diskussionsbeiträge 64, Sankt Gallen: Institut für Wirtschaft und Ökologie.
- OBERHOLZER, Hans-Rudolf; WEISSKOPF, Peter; GAILLARD, Gérard et al. (2006): *Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen*. SALCA-SQ. Zürich: Agroscope FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau.
- REHFUESS, K.E. (1995): *Standortansprüche und Nährstoffbedarf schnellwachsender Baumarten in Kurzumtriebswirtschaft*. In: FNR (Hrsg.): Statusseminar „Schnellwachsende Baumarten“. Gülzow 95. Tagungsband.
- RINALDI, Manfred; ERZINGER, Stefan; STARK, Ruedi (2005): *Treibstoffverbrauch und Emissionen von Traktoren bei landwirtschaftlichen Arbeiten*. FAT-Schriftenreihe Nr. 65. Ettenhausen: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik.
- RÖHLE, Heinz (2008): *Methoden zur Schätzung der Ertragsleistung in Kurzumtriebsbeständen*. Vortrag 3. Fachtagung Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. Cottbus, 29.04.2008.
- RÖHLE, Heinz; STEINKE, Christian; HARTMAN, Kai-Uwe (2005): *Dendromasseproduktion und Ertragsmodelle – bisher vorliegende Ergebnisse*. Tharandt: Vortrag beim Projektworkshop AGROWOOD, 24.11.2005.
- RÖHLE, Heinz; STEINKE, Christian; HARTMAN, Kai-Uwe (2006): *Dendromasseproduktion und Ertragsmodelle – Status Quo der Projektarbeit*. Tharandt: Vortrag beim Projektworkshop AGROWOOD, 23.02.2006.
- RÖHRICHT, Christian und RUSCHER, Karin (2004): *Anbauempfehlungen für schnellwachsende Baumarten*. Leipzig: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- SAGL, W. (2000): *Forstliche Betriebslehre*. Skript zur Lehrveranstaltung Wintersemester 2000/01. Teil 1 Kapitel 1-5. Wien: Universität für Bodenkultur. Institut für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft
<http://www.boku.ac.at/sfh/Documents/BL%201.Teil.pdf>
- SARTORI, Fabio; LAL, Rattan; EBINGER, Michael H.; EATON, James A. (2007): *Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau, Oregon, USA*. Agriculture, Ecosystems & Environment (122), 3, 325-339.
- SCHOLZ, V.; Hellebrand, H. J.; Höhn, A. (2004) *Energetische und ökologische Aspekte der Feldholzproduktion*. Potsdam-Bornim: Bornimer Agrartechnische Berichte Heft 35, S.15-31.
- SCHWEINLE, Jörg (1996): *Analyse und Bewertung der forstlichen Produktion als Grundlage für weiterführende forst- und holzwirtschaftliche Produktlinien-Analysen*. 1.Auflage. Hamburg: Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Nr. 184.
- SCHWEINLE, Jörg (2001): *Methode zur Integration des Aspektes der Flächennutzung in die Ökobilanzierung*. Dissertation, Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Nr. 202. Hamburg: Wiedebusch.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2008): *Bevölkerungsstand 2004*.
<http://www.destatis.de> Abruf 02.04. 2008.
- UDO DE HAES, H. A. (1996): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)-Europe.

- UNEP (1996): *LCA what it is and how to do it*. United Nations Environmental Programme. Paris: United Nations Publication.
- UNEP-SETAC (2004): *Life Cycle Assessment definition study: Background document III*. United Nations Environmental Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry.
- VETTER, Armin; WERNER, Angela; HERING, Thomas (2006): *Energieholz vom Acker – Möglichkeiten und Grenzen*. Bernburg-Strenzfeld: Vortrag beim 3. Mitteldeutscher Bioenergietag.
http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/inhalt/download/D_r_Vetter_NXPowerLite_MitKennwort.pdf.
- VETTER, Armin; WERNER, Angela; REINHOLD, Gerd (2002): *Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Energieholz*. 2. Auflage. Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 14 Seiten.
- WAGENFÜHR, Rudi; SCHREIBER, Christian (1985): *Holzatlas*. 2. Auflage. Leipzig: Fachbuchverlag.
- WEIDEMA, B.P.; LINDEIJER, E. (2001): *Physical impacts of land use in product life cycle assessment*. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Lyngby: Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark.
- ZIMMER, Bernhard; WEGENER, Gerd (1996): *Stoff- und Energieflüsse vom Forst zum Sägewerk*. Holz als Roh- und Werkstoff. Jhg. (54), Nr. 4, S. 217-223.

11 Anhang

Sachbilanztabellen

Tabelle 22: Sach- und Energiebilanztafel Input für 1 t (atro) Hackschnitzel- ohne Dünger

Input		Pappel je t atro
Nicht regenerierbare energetische Ressourcen		
Braunkohle (aggregiert)	MJ	3,74
Erdgas (aggregiert)	MJ	9,56
Erdöl (aggregiert)	MJ	114,09
Steinkohle (aggregiert)	MJ	3,39
Uran (U) (aggregiert)	MJ	5,69
Regenerierbare energetische Ressourcen		
Holz (aus Vorkette)	MJ	1,5E-04
Nachwachsende Brennstoffe	MJ	1,2E-09
Primärenergie aus Erdwärme	MJ	6,2E-04
Primärenergie aus Sonnenenergie	MJ	3,3E-02
Primärenergie aus Wasserkraft	MJ	0,39
Primärenergie aus Windkraft	MJ	0,36
Sonnenenergie (Photosynthese)	MJ	18500
Nicht regenerierbare elementare Ressourcen		
Blei	kg	1,4E-17
Eisen	kg	1,3E-10
Schwefel	kg	5,0E-10
Nicht regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Bariumsulfat	kg	1,5E-15
Basalt	kg	1,2E-05
Bauxit	kg	1,3E-05
Bentonit	kg	4,1E-03
Blei - Zinkerz (4,6%-0,6%)	kg	8,1E-04
Boden	kg	2,1E-03
Calciumchlorid	kg	1,5E-13
Chromerz	kg	5,0E-06
Colemaniterz	kg	9,6E-07
Dolomit	kg	4,4E-08
Edelmetallerz (R.O.M)	kg	8,7E-08
Eisenerz	kg	3,2E-03
Eisenerz (65%)	kg	1,1E-06
Ferromangan	kg	7,2E-18
Flußspat (Calciumfluorid)	kg	6,4E-08
Gips (Naturgips)	kg	1,7E-04
Kaliumchlorid	kg	1,8E-09
Kalkstein (Calciumcarbonat)	kg	2,9E-02
Kaolinerz	kg	1,7E-06
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,0% Cu; 0,4 g/t Au; 66 g/t Ag)	kg	3,0E-06
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,1% Cu; 0,01 g/t Au; 2,86 g/t Ag)	kg	1,8E-06
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,16% Cu; 0,002 g/t Au; 1,06 g/t Ag)	kg	1,0E-06
Kupfer - Molybdän - Gold - Silber - Erz (1,13% Cu; 0,02% Mo; 0,01 g/t Au; 2,86 g/t Ag)	kg	2,5E-06
Kupfererz (0,14%)	kg	1,8E-04
Kupfererz (1,2%)	kg	3,1E-07
Kupfererz (4%)	kg	1,7E-15
Kupfererz (sulfidisch)	kg	2,1E-12

Magnesit (Magnesiumcarbonat)	kg	3,3E-09
Magnesiumchloridlauge (40%)	kg	1,3E-03
Manganerz	kg	9,7E-07
Manganerz (R.O.M)	kg	3,2E-05
Molybdänit (Mo 0,24%)	kg	1,5E-06
Natriumchlorid (Steinsalz)	kg	7,1E-05
Natriumsulfat	kg	4,0E-10
Nickelerz	kg	2,6E-09
Nickelerz (1,6%)	kg	1,1E-04
Olivin	kg	7,9E-17
Phosphaterz	kg	7,4E-08
Phosphormineralien	kg	3,9E-09
Quarzsand (Siliciumdioxid)	kg	1,4E-03
Rohbims	kg	1,7E-07
Rohkies	kg	6,1E-03
Schiefer	kg	1,3E-16
Schwefel (gebunden)	kg	2,5E-10
Schwerspat (Ba, Baryt)	kg	1,0E-02
Talkum	kg	3,0E-08
Taubes Gestein	kg	5,17
Titanerz (Sand, Rutil(TiO ₂)-haltig)	kg	1,2E-05
Ton	kg	1,2E-03
Torf	kg	5,5E-06
Zink - Blei - Kupfererz (12%-3%-2%)	kg	6,3E-05
Zink - Bleierz (4,21%-4,96%)	kg	5,9E-16
Zink - Kupfererz (4,07%-2,59%)	kg	1,5E-04
Zinkerz (sulfidisch)	kg	2,7E-14
Zinnerz	kg	1,3E-16
Regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Wasser (aggregiert; inkl. Photosynthese)	kg	1092,98
Kohlendioxid	kg	2,2E-03
Kohlendioxid (Aufnahme Photosynthese)	kg	1851
Luft	kg	5,43
Stickstoff	kg	9,4E-10

Tabelle 23: Sachbilanztable Output für 1 t (atro) Hackschnitzel- ohne Dünger

Output		
Produkt	kg	1000
Regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Wasser	kg	549
Sauerstoff	kg	1392
Emissionen in Luft		
Anorganische Emissionen in Luft		
Ammoniak	kg	3,7E-04
Ammonium	kg	2,3E-11
Ammoniumnitrat	kg	1,5E-12
Barium	kg	6,5E-06
Beryllium	kg	1,2E-09
Bleioxid	kg	1,8E-13
Borverbindungen (unspezifisch)	kg	2,0E-06
Brom	kg	4,7E-07
Bromwasserstoff	kg	3,7E-09
Chlor	kg	1,0E-10
Chloride (unspezifisch)	kg	2,8E-06
Chlorwasserstoff	kg	7,6E-05
Cyanide (unspezifisch)	kg	6,9E-08
Cyanwasserstoff (Blausäure)	kg	1,8E-10
Fluor	kg	4,4E-11
Fluoride	kg	1,4E-06
Fluoride (unspezifisch)	kg	2,6E-07
Fluorwasserstoff	kg	2,4E-06
Helium	kg	1,2E-08
Jodwasserstoff	kg	4,1E-12
Kohlendioxid	kg	1,1E+01
Kohlenmonoxid	kg	1,7E-02
Lachgas (Distickstoffmonoxid)	kg	7,0E-04
Phosphorwasserstoff	kg	2,4E-13
Sauerstoff	kg	5,1E-04
Scandium	kg	8,9E-13
Schwefeldioxid	kg	8,3E-03
Schwefelhexafluorid	kg	1,2E-11
Schwefelsäure	kg	3,2E-09
Schwefelwasserstoff	kg	1,6E-05
Stickoxide	kg	8,6E-02
Stickstoff (Luftstickstoff)	kg	1,8E-04
Stickstoffdioxid	kg	1,5E-13
Stickstoffmonoxid	kg	3,4E-11
Strontium	kg	3,6E-11
Wasserdampf	kg	2,5E+00
Wasserstoff	kg	3,8E-06
Zinkoxid	kg	3,1E-14
Zinksulfat	kg	1,2E-09
Zinnoxid	kg	1,5E-14
Organische Emissionen in Luft		
Acetaldehyd (Ethanal)	kg	6,4E-07
Aceton (Dimethylketon)	kg	6,0E-07
Acrolein (Propenal)	kg	1,4E-09
Aldehyde (unspezifisch)	kg	1,4E-08

Alkane (unspezifisch)	kg	3,2E-06
Alkene (unspezifisch)	kg	1,9E-06
Anthracen	kg	2,0E-10
Aromatische Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	1,4E-07
Benzo{a}anthracen	kg	1,0E-10
Benzo{a}pyren	kg	2,2E-08
Benzo{ghi}perylen	kg	9,1E-11
Benzofluoranthren	kg	1,8E-10
Benzol	kg	2,5E-04
Butadien	kg	2,3E-11
Butan	kg	1,8E-04
Butan (n-Butan)	kg	1,0E-06
Chrysen	kg	2,5E-10
Cyclohexan (Hexahydrobenzol)	kg	2,3E-10
Dibenz(a)anthracen	kg	5,6E-11
Dichlormethan (Methylenchlorid)	kg	5,9E-17
Diethylamin (Ethylethanamin)	kg	5,8E-16
Dioxine (unspez.)	kg	1,9E-13
Essigsäure (Ethansäure)	kg	1,5E-06
Ethan	kg	4,9E-04
Ethanol	kg	7,3E-07
Ethen (Ethylen)	kg	8,5E-08
Ethylbenzol	kg	1,9E-06
Fluoranthren	kg	6,6E-10
Fluoren	kg	2,1E-09
Formaldehyd (Methanal)	kg	1,1E-03
Halogenierte Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	3,0E-17
Heptan (Isomere)	kg	6,3E-06
Hexamethyldiamin (HMDA)	kg	1,3E-12
Hexan (Isomere)	kg	9,3E-06
Indenpyren	kg	6,7E-11
Mercaptane (unspezifisch)	kg	3,4E-07
Methan	kg	1,1E-02
Methanol	kg	6,8E-07
Naphthalin	kg	2,1E-08
NMVOG (unspezifisch)	kg	4,8E-03
Oktan	kg	3,4E-06
Organische Chlorverbindungen	kg	7,5E-13
Pentan (n-Pentan)	kg	6,4E-05
Phenanthren	kg	6,7E-09
Phenol (Hydroxybenzol)	kg	1,2E-12
Polychlorierte Biphenyle (PCB unspezifisch)	kg	1,0E-10
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	kg	6,3E-14
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	kg	5,2E-06
Propan	kg	8,7E-04
Propen (Propylen)	kg	1,7E-07
Propionsäure (Propansäure)	kg	7,1E-12
R 11 (Trichlorfluormethan)	kg	7,4E-08
R 114 (Dichlortetrafluorethan)	kg	7,6E-08
R 12 (Dichlordifluormethan)	kg	1,6E-08
R 13 (Chlortrifluormethan)	kg	1,0E-08
R 22 (Chlordifluormethan)	kg	1,7E-08
Styrol	kg	2,6E-13
Tetrafluormethan	kg	4,2E-10
Toluol (Methylbenzol)	kg	9,5E-07
Trimethylbenzol	kg	1,5E-13
Vinylchlorid (Chlorethen; VCM)	kg	2,6E-08

VOC (unspezifisch)	kg	1,6E-06
Xylol (Dimethylbenzol)	kg	7,8E-06
Schwermetalle in Luft		
Antimon	kg	5,2E-09
Arsen	kg	5,6E-08
Arsentrioxid	kg	5,6E-13
Arsenwasserstoff	kg	4,6E-11
Blei	kg	1,9E-07
Cadmium	kg	6,5E-09
Chrom (unspezifisch)	kg	4,5E-08
Chrom +III	kg	1,3E-10
Eisen	kg	2,8E-07
Kobalt	kg	4,8E-08
Kupfer	kg	5,2E-08
Lanthan	kg	1,9E-12
Mangan	kg	8,5E-08
Molybdän	kg	2,1E-08
Nickel	kg	4,0E-07
Palladium	kg	4,2E-18
Quecksilber	kg	2,0E-08
Rhodium	kg	4,0E-18
Schwermetalle in Luft (unspezifisch)	kg	3,8E-10
Selen	kg	1,2E-07
Silber	kg	1,7E-17
Tellur	kg	1,7E-11
Thallium	kg	1,3E-10
Titan	kg	1,2E-10
Vanadium	kg	3,4E-06
Zink	kg	3,5E-07
Zinn	kg	3,7E-08
Partikel in Luft		
Metalle (unspezifisch)	kg	1,5E-12
Staub (PM10)	kg	3,0E-05
Staub (PM2,5)	kg	5,6E-05
Staub (unspezifisch)	kg	7,5E-03
Emissionen in Wasser		
Analysewerte Emissionen in Frischwasser		
Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	kg	2,9E-06
Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)	kg	1,5E-05
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	kg	4,2E-04
Feststoffe (gelöst)	kg	1,3E-05
Gesamter gelöster organisch gebundener Kohlenstoff	kg	5,6E-11
Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)	kg	3,0E-05
Anorganische Emissionen in Frischwasser		
Aluminium	kg	6,8E-06
Ammoniak	kg	6,4E-09
Ammonium / Ammoniak	kg	1,5E-05
Anorg. Salze und Säuren (unspezifisch)	kg	4,9E-18
Barium	kg	4,1E-06
Beryllium	kg	2,6E-10
Bor	kg	2,5E-06
Brom	kg	8,3E-10
Calcium	kg	3,9E-04
Carbonat	kg	2,5E-04
Chlor (gelöst)	kg	9,4E-06
Chlorid	kg	2,6E-02

Chlorwasserstoff	kg	1,4E-10
Cyanid	kg	1,4E-08
Fluor	kg	8,0E-09
Fluorid	kg	1,1E-03
Fluorwasserstoff (Flußsäure)	kg	1,0E-09
Hydroxid	kg	3,9E-09
Kalium	kg	3,8E-07
Magnesium	kg	7,8E-05
Magnesiumchlorid	kg	1,1E-12
Natrium	kg	8,8E-04
Natriumchlorid (Steinsalz)	kg	6,0E-11
Natriumhypochlorit	kg	3,6E-11
Neutralsalze	kg	8,8E-12
Nitrat	kg	3,9E-05
Phosphat	kg	1,5E-06
Phosphor	kg	1,1E-06
Säure (ger. als H+)	kg	7,7E-08
Schwefel	kg	3,3E-11
Schwefelsäure	kg	1,8E-08
Silikatpartikel	kg	2,8E-11
Stickstoff	kg	6,4E-09
Stickstoff organisch gebunden	kg	1,5E-05
Sulfat	kg	3,2E-03
Sulfid	kg	4,8E-05
Sulfit	kg	7,5E-07
Organische Emissionen in Frischwasser		
1,2-Dibromethan	kg	5,5E-14
Acenaphthene	kg	7,9E-10
Acenaphthylene	kg	3,3E-10
Acrylnitril	kg	7,9E-11
Anthracen	kg	1,1E-09
Aromatische Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	1,8E-07
Benzo{a}anthracen	kg	1,2E-10
Benzofluoranthen	kg	6,8E-11
Benzol	kg	1,4E-06
Chlorkohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	4,4E-16
Chlormethan (Methylchlorid)	kg	6,8E-10
Chrysen	kg	5,4E-10
Dichlorpropan	kg	1,1E-15
Essigsäure (Ethansäure)	kg	5,4E-06
Ethylbenzol	kg	8,3E-08
Fluoranthen	kg	1,4E-10
Hexan (Isomere)	kg	1,1E-13
Kohlenstoff, organisch gebunden	kg	1,3E-05
Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	8,6E-08
Kresol (Methylphenol)	kg	8,6E-13
Methanol	kg	1,3E-06
Naphthalin	kg	4,4E-08
Öle (unspezifisch)	kg	7,0E-06
Organische Chlorverbindungen (unspezifisch)	kg	7,5E-13
Organische Verbindungen (gelöst)	kg	5,0E-13
Organische Verbindungen (unspezifisch)	kg	3,4E-24
Phenol (Hydroxybenzol)	kg	1,6E-06
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	kg	1,4E-22
Polyzyklische aromat. Kohlenwasserst (PAH un spez.)	kg	5,3E-08
Toluol (Methylbenzol)	kg	8,4E-07
Vinylchlorid (Chlorethen; VCM)	kg	8,9E-14

Xylol (Isomere; Dimethylbenzol)	kg	4,9E-07
Schwermetalle in Frischwasser		
Antimon	kg	2,9E-14
Arsen	kg	8,0E-07
Blei	kg	4,6E-07
Cadmium	kg	3,7E-07
Chrom (unspezifisch)	kg	1,1E-06
Chrom +III	kg	2,2E-08
Chrom +VI	kg	7,4E-17
Eisen	kg	6,3E-04
Kobalt	kg	4,9E-10
Kupfer	kg	1,3E-06
Mangan	kg	9,2E-07
Molybdän	kg	2,5E-07
Nickel	kg	4,7E-07
Quecksilber	kg	7,0E-09
Schwermetalle in Wasser (unspezifisch)	kg	1,2E-09
Selen	kg	6,9E-08
Silber	kg	2,1E-10
Strontium	kg	1,7E-05
Thallium	kg	2,0E-11
Titan	kg	2,3E-08
Vanadium	kg	9,7E-08
Zink	kg	2,4E-07
Zinn	kg	8,3E-12
Emissionen in Boden		
Anorganische Emissionen in Boden		
Aluminium (3+)	kg	5,1E-07
Ammoniak	kg	2,3E-04
Bromid	kg	6,9E-08
Calcium (2+)	kg	1,8E-07
Chlorid	kg	8,1E-05
Fluorid	kg	2,3E-06
Kalium (+)	kg	5,8E-05
Magnesium (2+)	kg	2,6E-08
Natrium (+)	kg	1,6E-08
Phosphor	kg	2,4E-05
Sulfat	kg	7,4E-06
Sulfid	kg	4,4E-05
Schwermetalle in Boden		
Arsen	kg	1,8E-10
Blei	kg	1,2E-10
Cadmium	kg	1,6E-09
Chrom (unspezifisch)	kg	4,5E-07
Chrom +III	kg	1,3E-12
Eisen	kg	6,6E-07
Kobalt	kg	8,1E-09
Kupfer	kg	4,6E-09
Mangan	kg	9,5E-08
Nickel	kg	1,3E-07
Quecksilber	kg	9,2E-12
Strontium	kg	1,5E-04
Zink	kg	5,0E-08
Abfall		
Abraum (abgelagert)	kg	5,15

Tabelle 24: Sach- und Energiebilanztable Input für 1 t (atro) Hackschnitzel- mit Dünger

Input		Pappel je t atro
Nicht regenerierbare energetische Ressourcen		
Braunkohle (aggregiert)	MJ	23,05
Erdgas (aggregiert)	MJ	165,32
Erdöl (aggregiert)	MJ	115,56
Steinkohle (aggregiert)	MJ	22,53
Uran (U) (aggregiert)	MJ	34,76
Regenerierbare energetische Ressourcen		
Holz (aus Vorkette)	MJ	2,2E-02
Nachwachsende Brennstoffe	MJ	6,7E-07
Primärenergie aus Erdwärme	MJ	2,6E-03
Primärenergie aus Sonnenenergie	MJ	0,17
Primärenergie aus Wasserkraft	MJ	1,94
Primärenergie aus Windkraft	MJ	1,89
Sonnenenergie (Photosynthese)	MJ	18500
Nicht regenerierbare elementare Ressourcen		
Blei	kg	5,9E-17
Eisen	kg	1,4E-06
Schwefel	kg	1,5E-07
Nicht regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Bariumsulfat	kg	6,1E-15
Basalt	kg	4,9E-05
Bauxit	kg	6,1E-05
Bentonit	kg	1,3E-02
Blei - Zinkerz (4,6%-0,6%)	kg	2,5E-03
Boden	kg	0,95
Calciumchlorid	kg	6,2E-13
Chromerz	kg	2,5E-05
Colemaniterz	kg	4,9E-06
Dolomit	kg	2,0E-07
Edelmetallerz (R.O.M)	kg	4,8E-07
Eisenerz	kg	1,1E-02
Eisenerz (65%)	kg	1,6E-04
Ferromangan	kg	3,0E-17
Flußspat (Calciumfluorid)	kg	3,1E-07
Gips (Naturgips)	kg	5,7E-04
Kaliumchlorid	kg	0,37
Kalkstein (Calciumcarbonat)	kg	16,28
Kaolinerz	kg	8,7E-06
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,0% Cu; 0,4 g/t Au; 66 g/t Ag)	kg	1,6E-05
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,1% Cu; 0,01 g/t Au; 2,86 g/t Ag)	kg	9,7E-06
Kupfer - Gold - Silber - Erz (1,16% Cu; 0,002 g/t Au; 1,06 g/t Ag)	kg	5,5E-06
Kupfer - Molybdän - Gold - Silber - Erz (1,13% Cu; 0,02% Mo; 0,01 g/t Au; 2,86 g/t Ag)	kg	1,3E-05
Kupfererz (0,14%)	kg	9,5E-04
Kupfererz (1,2%)	kg	1,7E-06
Kupfererz (4%)	kg	6,1E-15
Kupfererz (sulfidisch)	kg	7,2E-12
Magnesit (Magnesiumcarbonat)	kg	1,1E-08
Magnesiumchloridlauge (40%)	kg	6,3E-03
Manganerz	kg	4,7E-06

Manganerz (R.O.M)	kg	9,8E-05
Molybdänit (Mo 0,24%)	kg	8,2E-06
Natriumchlorid (Steinsalz)	kg	2,2E-02
Natriumsulfat	kg	2,1E-07
Nickelerz	kg	1,3E-08
Nickelerz (1,6%)	kg	3,5E-04
Olivin	kg	3,2E-16
Phosphaterz	kg	1,5E-07
Phosphormineralien	kg	1,3E-08
Quarzsand (Siliciumdioxid)	kg	4,8E-03
Rohbims	kg	8,5E-07
Rohkali (Carnall, Hartsalz, 10%K ₂ O)	kg	28,48
Rohkies	kg	2,7E-02
Schiefer	kg	5,5E-16
Schwefel (gebunden)	kg	7,7E-08
Schwerspat (Ba, Baryt)	kg	3,1E-02
Talkum	kg	1,5E-07
Taubes Gestein	kg	29,95
Titanerz (Sand, Rutil(TiO ₂)-haltig)	kg	4,3E-05
Ton	kg	2,7E-03
Torf	kg	2,1E-05
Zink - Blei - Kupfererz (12%-3%-2%)	kg	2,1E-04
Zink - Bleierz (4,21%-4,96%)	kg	2,1E-15
Zink - Kupfererz (4,07%-2,59%)	kg	4,8E-04
Zinkerz (sulfidisch)	kg	7,2E-14
Zinnerz	kg	5,2E-16
Regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Wasser (aggregiert; inkl. Photosynthese)	kg	1149,83
Kohlendioxid	kg	1,1E-02
Kohlendioxid (Aufnahme Photosynthese)	kg	1851
Luft	kg	94,24
Stickstoff	kg	4,8E-09

Tabelle 25: Sachbilanztable Output für 1t (atro) Hackschnitzel- mit Dünger

Output		
Produkt	kg	1000
Regenerierbare stoffliche Ressourcen		
Wasser	kg	549
Sauerstoff	kg	1392
Emissionen in Luft		
Anorganische Emissionen in Luft		
Ammoniak	kg	4,0E-02
Ammonium	kg	1,2E-10
Ammoniumnitrat	kg	4,5E-10
Barium	kg	2,0E-05
Beryllium	kg	3,8E-09
Bleidioxid	kg	7,7E-13
Borverbindungen (unspezifisch)	kg	1,2E-05
Brom	kg	2,7E-06
Bromwasserstoff	kg	1,9E-08
Carbondisulfid	kg	5,5E-11
Chlor	kg	2,9E-08
Chloride (unspezifisch)	kg	2,9E-06
Chlorwasserstoff	kg	2,0E-04
Cyanide (unspezifisch)	kg	6,9E-08
Cyanwasserstoff (Blausäure)	kg	1,1E-09
Fluor	kg	2,8E-10
Fluoride	kg	1,4E-06
Fluoride (unspezifisch)	kg	1,6E-06
Fluorwasserstoff	kg	1,3E-05
Helium	kg	3,6E-07
Jodwasserstoff	kg	2,1E-11
Kohlendioxid	kg	2,2E+01
Kohlenmonoxid	kg	1,8E-02
Lachgas (Distickstoffmonoxid)	kg	1,3E-01
Phosphorwasserstoff	kg	1,0E-12
Sauerstoff	kg	2,0E-03
Scandium	kg	1,8E-10
Schwefeldioxid	kg	1,9E-02
Schwefelhexafluorid	kg	5,2E-11
Schwefelsäure	kg	1,1E-08
Schwefelwasserstoff	kg	5,2E-05
Stickoxide	kg	1,1E-01
Stickstoff (Luftstickstoff)	kg	2,9E-03
Stickstoffdioxid	kg	8,3E-13
Stickstoffmonoxid	kg	1,0E-10
Strontium	kg	7,4E-09
Wasserdampf	kg	2,7E+01
Wasserstoff	kg	1,4E-02
Zinkoxid	kg	1,3E-13
Zinksulfat	kg	3,6E-09
Zinnoxid	kg	6,7E-14
Organische Emissionen in Luft		
Acetaldehyd (Ethanal)	kg	1,0E-06
Aceton (Dimethylketon)	kg	9,4E-07
Acrolein (Propenal)	kg	2,6E-09

Aldehyde (unspezifisch)	kg	7,6E-08
Alkane (unspezifisch)	kg	1,2E-05
Alkene (unspezifisch)	kg	1,1E-05
Anthracen	kg	3,7E-10
Aromatische Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	1,6E-07
Benzo{a}anthracen	kg	1,8E-10
Benzo{a}pyren	kg	4,4E-08
Benzo{ghi}perylen	kg	1,6E-10
Benzofluoranthren	kg	3,3E-10
Benzol	kg	2,6E-04
Butadien	kg	1,2E-10
Butan	kg	4,4E-04
Butan (n-Butan)	kg	1,6E-05
Chrysen	kg	4,5E-10
Cyclohexan (Hexahydrobenzol)	kg	1,3E-09
Dibenz(a)anthracen	kg	1,0E-10
Dichlormethan (Methylenchlorid)	kg	2,4E-16
Diethylamin (Ethylethanamin)	kg	3,0E-15
Dioxine (unspec.)	kg	2,0E-13
Essigsäure (Ethansäure)	kg	3,5E-06
Ethan	kg	1,5E-03
Ethanol	kg	1,1E-06
Ethen (Ethylen)	kg	1,8E-07
Ethylbenzol	kg	1,1E-05
Fluoranthren	kg	1,2E-09
Fluoren	kg	3,8E-09
Formaldehyd (Methanal)	kg	1,1E-03
Halogenierte Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	1,2E-16
Heptan (Isomere)	kg	6,3E-06
Hexamethyldiamin (HMDA)	kg	6,8E-12
Hexan (Isomere)	kg	9,4E-06
Indenpyren	kg	1,2E-10
Mercaptane (unspezifisch)	kg	6,9E-07
Methan	kg	7,9E-02
Methanol	kg	7,9E-07
Naphthalin	kg	3,8E-08
NMVOG (unspezifisch)	kg	5,3E-03
Oktan	kg	3,5E-06
Organische Chlorverbindungen	kg	2,3E-10
Pentan (n-Pentan)	kg	2,1E-04
Phenanthren	kg	1,2E-08
Phenol (Hydroxybenzol)	kg	5,3E-12
Polychlorierte Biphenyle (PCB unspezifisch)	kg	3,1E-10
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	kg	3,1E-12
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	kg	5,2E-06
Propan	kg	1,5E-03
Propen (Propylen)	kg	9,5E-07
Propionsäure (Propansäure)	kg	3,2E-10
R 11 (Trichlorfluormethan)	kg	4,5E-07
R 114 (Dichlortetrafluorethan)	kg	4,6E-07
R 12 (Dichlordifluormethan)	kg	9,6E-08
R 13 (Chlortrifluormethan)	kg	6,0E-08
R 22 (Chlordifluormethan)	kg	1,0E-07
Styrol	kg	1,4E-12
Tetrafluormethan	kg	2,0E-09
Toluol (Methylbenzol)	kg	5,0E-06
Trimethylbenzol	kg	6,5E-13

Vinylchlorid (Chlorethen; VCM)	kg	5,3E-08
VOC (unspezifisch)	kg	5,0E-06
Xylol (Dimethylbenzol)	kg	4,4E-05
Schwermetalle in Luft		
Antimon	kg	3,1E-08
Arsen	kg	1,9E-07
Arsentrioxid	kg	1,7E-12
Arsenwasserstoff	kg	1,4E-10
Blei	kg	6,6E-07
Cadmium	kg	2,1E-08
Chrom (unspezifisch)	kg	1,1E-07
Chrom +III	kg	4,4E-10
Eisen	kg	8,5E-07
Kobalt	kg	6,6E-08
Kupfer	kg	1,6E-07
Lanthan	kg	3,9E-10
Mangan	kg	4,5E-07
Molybdän	kg	2,2E-08
Nickel	kg	6,0E-07
Palladium	kg	1,7E-17
Quecksilber	kg	1,1E-07
Rhodium	kg	1,7E-17
Schwermetalle in Luft (unspezifisch)	kg	1,9E-09
Selen	kg	5,9E-07
Silber	kg	7,4E-17
Tellur	kg	5,9E-11
Thallium	kg	9,0E-10
Titan	kg	2,6E-08
Vanadium	kg	3,5E-06
Zink	kg	1,7E-06
Zinn	kg	1,7E-07
Partikel in Luft		
Metalle (unspezifisch)	kg	2,3E-10
Staub (PM10)	kg	5,5E-05
Staub (PM2,5)	kg	2,0E-04
Staub (unspezifisch)	kg	1,6E-02
Emissionen in Wasser		
Analysewerte Emissionen in Frischwasser		
Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	kg	5,7E-06
Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)	kg	1,3E-04
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	kg	5,0E-03
Feststoffe (gelöst)	kg	7,6E-05
Gesamter gelöster organisch gebundener Kohlenstoff	kg	3,0E-10
Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)	kg	7,5E-05
Anorganische Emissionen in Frischwasser		
Aluminium	kg	4,1E-05
Ammoniak	kg	9,2E-05
Ammonium / Ammoniak	kg	6,2E-03
Anorg. Salze und Säuren (unspezifisch)	kg	2,8E-15
Barium	kg	4,2E-06
Beryllium	kg	1,6E-09
Bor	kg	1,2E-05
Brom	kg	1,7E-09
Calcium	kg	2,7E-03
Carbonat	kg	1,8E-01
Chlor (gelöst)	kg	5,6E-05

Chlorid	kg	6,1E-02
Chlorwasserstoff	kg	4,9E-10
Cyanid	kg	2,9E-08
Fluor	kg	1,4E-07
Fluorid	kg	5,6E-03
Fluorwasserstoff (Flußsäure)	kg	2,1E-09
Hydroxid	kg	1,4E-08
Kalium	kg	2,3E-01
Magnesium	kg	3,9E-04
Magnesiumchlorid	kg	4,7E-12
Natrium	kg	1,2E-02
Natriumchlorid (Steinsalz)	kg	3,2E-10
Natriumhypochlorit	kg	1,2E-08
Neutralsalze	kg	5,0E-09
Nitrat	kg	6,6E-03
Phosphat	kg	2,2E-05
Phosphor	kg	2,4E-06
Säure (ger. als H+)	kg	3,5E-07
Schwefel	kg	1,6E-10
Schwefelsäure	kg	6,3E-08
Silikatpartikel	kg	9,4E-11
Stickstoff	kg	4,7E-05
Stickstoff organisch gebunden	kg	1,5E-05
Sulfat	kg	1,5E-02
Sulfid	kg	4,8E-05
Sulfit	kg	3,8E-06
Organische Emissionen in Frischwasser		
1,2-Dibromethan	kg	3,0E-13
Acenaphthene	kg	8,1E-10
Acenaphthylene	kg	3,3E-10
Acrylnitril	kg	4,0E-10
Anthracen	kg	1,1E-09
Aromatische Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	4,3E-07
Benzo{a}anthracen	kg	1,2E-10
Benzofluoranthen	kg	6,8E-11
Benzol	kg	1,7E-06
Chlorkohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	8,6E-16
Chlormethan (Methylchlorid)	kg	2,0E-08
Chrysen	kg	5,4E-10
Dichlorpropan	kg	5,5E-15
Essigsäure (Ethansäure)	kg	5,4E-06
Ethylbenzol	kg	9,7E-08
Fluoranthen	kg	1,4E-10
Hexan (Isomere)	kg	5,1E-13
Kohlenstoff, organisch gebunden	kg	3,9E-05
Kohlenwasserstoffe (unspezifisch)	kg	2,1E-06
Kresol (Methylphenol)	kg	4,2E-12
Methanol	kg	4,0E-03
Naphthalin	kg	4,5E-08
Öle (unspezifisch)	kg	8,7E-06
Organische Chlorverbindungen (unspezifisch)	kg	2,3E-10
Organische Verbindungen (gelöst)	kg	2,7E-12
Organische Verbindungen (unspezifisch)	kg	1,2E-23
Phenol (Hydroxybenzol)	kg	1,8E-06
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 - TCDD)	kg	5,7E-22
Polyzyklische aromat. Kohlenwasserst (PAH unspez.)	kg	3,1E-07
Toluol (Methylbenzol)	kg	9,7E-07

Vinylchlorid (Chlorethen; VCM)	kg	4,8E-13
Xylol (Isomere; Dimethylbenzol)	kg	1,0E-06
Schwermetalle in Frischwasser		
Antimon	kg	1,3E-13
Arsen	kg	1,1E-06
Blei	kg	1,8E-06
Cadmium	kg	5,2E-07
Chrom (unspezifisch)	kg	1,3E-06
Chrom +III	kg	1,3E-07
Chrom +VI	kg	2,6E-16
Eisen	kg	3,8E-03
Kobalt	kg	9,9E-10
Kupfer	kg	2,8E-06
Mangan	kg	5,4E-06
Molybdän	kg	1,3E-06
Nickel	kg	1,0E-06
Quecksilber	kg	2,4E-08
Schwermetalle in Wasser (unspezifisch)	kg	2,8E-07
Selen	kg	2,5E-07
Silber	kg	1,5E-09
Strontium	kg	2,2E-05
Thallium	kg	6,1E-11
Titan	kg	1,4E-07
Vanadium	kg	4,2E-07
Zink	kg	8,9E-07
Zinn	kg	4,8E-11
Emissionen in Boden		
Anorganische Emissionen in Boden		
Aluminium (3+)	kg	1,0E-06
Ammoniak	kg	4,8E-04
Bromid	kg	1,4E-07
Calcium (2+)	kg	7,9E-07
Chlorid	kg	1,6E-04
Fluorid	kg	4,7E-06
Kalium (+)	kg	1,2E-04
Magnesium (2+)	kg	1,1E-07
Natrium (+)	kg	6,9E-08
Phosphor	kg	4,9E-05
Sulfat	kg	1,5E-05
Sulfid	kg	9,1E-05
Schwermetalle in Boden		
Arsen	kg	3,7E-10
Blei	kg	2,5E-10
Cadmium	kg	3,4E-09
Chrom (unspezifisch)	kg	9,2E-07
Chrom +III	kg	4,4E-12
Eisen	kg	1,3E-06
Kobalt	kg	1,6E-08
Kupfer	kg	9,4E-09
Mangan	kg	1,9E-07
Nickel	kg	2,7E-07
Quecksilber	kg	1,9E-11
Strontium	kg	3,0E-04
Zink	kg	1,0E-07
Abfall		
Abraum (abgelagert)	kg	26,81

