

**LIFE CYCLE ASSESSMENT GENTECHNISCH
VERÄNDERTER PRODUKTE ALS BASIS FÜR EINE
UMFASSENDE BEURTEILUNG MÖGLICHER
UMWELTAUSWIRKUNGEN**

Walter KLÖPFFER
Isa RENNER
Beatrix TAPPESER
Claudia ECKELKAMP
Richard DIETRICH

MONOGRAPHIEN
Band 111
M-111

Wien, 1999

Projektleitung

Helmut Gaugitsch

Autoren

Walter Klöpffer, Isa Renner (C.A.U. GmbH, Dreieich)
Beatrix Tappeser, Claudia Eckelkamp (Öko-Institut e. V. Freiburg)
Richard Dietrich (Österreichische Vereinigung für
agrарwissenschaftliche Forschung – ÖVAF Wien)

Gutachten nach ISO-Norm 14040

Gerard Gaillard (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und
Landtechnik – FAT Tänikon, Schweiz)

Lektorat

Elfriede Kasperowski

Abbildungs- und Tabellennachbearbeitung

Manuela Kaitna

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Titelphoto

Allgemeines LCA-Schema nach ISO 1440 (*Renner, Schmid, C.A.U. GmbH*)

Das vorliegende Werk wird auch in englischer Fassung als Monographie des Umweltbundesamtes unter dem Titel „Life Cycle Assessment of Genetically Modified Products as a Basis for a Comprehensive Assessment of Possible Environmental Effects“ erscheinen.

Details zu den Datengrundlagen und Ergebnissen der im Zuge des Projekts durchgeführten Lebenszyklusanalysen hätten den Rahmen der Monographie gesprengt und sind in einem getrennten Materialienband unter dem Titel „Lebenszyklusanalyse Gentechnik“ als Bericht des Umweltbundesamtes zusammengefasst. Dieser ist auf Anfrage beim Umweltbundesamt erhältlich.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 1999
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-475-4

VORWORT

Die Bewertung der bisherigen Anträge auf EU-weites Inverkehrbringen von Produkten, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen haben gezeigt, daß über den Fragenkatalog der EU (Anhang II der RL 94/15/EG) hinausgehend, der in erster Linie Fragen zur Abschätzung primärer ökologischer Auswirkungen (z. B. Gentransfer, Verwilderung) auflistet, durch die zuständigen Behörden einiger EU-Mitgliedsländer auch Aspekte indirekter bzw. sekundärer ökologischer Auswirkungen miteinbezogen werden.

In der Monographie Nr. 74 des Umweltbundesamtes („Ökologische Effekte von Nutzpflanzen – Grundlagen für die Beurteilung transgener Pflanzen?“) wurde zur Verbesserung der Risikoabschätzung eine Erweiterung des Fragenkatalogs der EU-Richtlinie 94/15/EG um Fragen des möglichen Einflusses der jeweiligen gentechnisch veränderten Pflanzen auf die landwirtschaftliche Praxis empfohlen.

Das österreichische Gentechnikgesetz sieht in § 63 die Möglichkeit vor, das Inverkehrbringen von Produkten, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen, zu untersagen, wenn deren Inverkehrbringen soziale Unverträglichkeit erwarten läßt. Sofern von dieser Möglichkeit Gebrauch gemacht werden sollte, ist es aufgrund der wechselseitigen Abhängigkeiten von ökologischen und sozialen Aspekten im Bereich der Landwirtschaft wahrscheinlich, daß dabei auch Fragen der umfassenderen ökologischen Verträglichkeit von Produkten (Ökobilanzen, LCA) auftreten werden.

Prinzipien, Kriterien und Harmonisierung der Risikoabschätzung sind auch Gegenstand der Beratungen zur Änderung der EU – Richtlinie 90/220/EWG. Die überwiegende Anzahl der Mitgliedstaaten vertreten die Position, daß im Falle von Anträgen zum Inverkehrbringen von Produkten eine umfassendere Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen als zurzeit üblich vorgenommen werden soll. Rechtliche Grundlagen dafür sollen in der geänderten Richtlinie geschaffen werden. Die Verfügbarkeit der Methodik zur Erstellung von „Life Cycle Assessments“ (LCA) von Produkten, die bestimmte GVO enthalten oder aus solchen bestehen, könnte dabei ein geeignetes Instrumentarium darstellen.

Vor diesem Hintergrund hat das Umweltbundesamt die vorliegende Studie in Auftrag gegeben. Das interdisziplinäre Autorenteam wurde dabei von einem Projektbegleiteteam (Experten der Industrie, der Technikfolgenabschätzung, des Biolandbaus und des Umweltbundesamtes) beraten. Die in der Studie erarbeiteten Grundlagen sowie die Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanzen (GVO mit konventionell gezüchteten Sorten unter verschiedenen Anbaubedingungen) werden nun in die Diskussion um eine Harmonisierung der Risikoabschätzung gentechnisch veränderter Produkte auf EU-Ebene eingebracht. Damit soll ein Beitrag zur umfassenderen Beurteilung von Umweltauswirkungen derartiger Produkte geleistet werden.

INHALT

	Seite
VORWORT	3
INHALT	5
ZUSAMMENFASSUNG	17
1 EINLEITUNG	19
2 EINFÜHRUNG IN DIE ÖKOBILANZ (Life Cycle Assessment)	22
2.1 Struktur	22
2.2 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens	22
2.3 Sachbilanz	23
2.4 Wirkungsabschätzung	23
2.5 Auswertung	25
3 ZIELDEFINITION UND FESTLEGUNG	26
3.1 Zieldefinition	26
3.2 Beschreibung der ausgewählten Modellpflanzen	26
3.2.1 Mais	26
3.2.1.1 Einleitung	26
3.2.1.2 Maiskrankheiten	27
3.2.1.3 Maiszünslerbiologie	27
3.2.1.4 Maiszünslerbekämpfung	28
3.2.2 Raps	28
3.2.2.1 Einleitung	28
3.2.2.2 Unkrautbekämpfung	29
3.3 Systemgrenzen	29
3.4 Funktionelle Einheit(en)	33
3.5 Regeln und Annahmen	33
3.6 Datenbeschaffung	34
3.7 Wirkungsabschätzung und Auswertung	34
3.8 Zielgruppen	36
3.9 Prüfung durch Sachverständige	37
4 SACHBILANZ	38
4.1 Übersicht über die landwirtschaftlichen Szenarien	38
4.1.1 Körnermaisszenarien	38
4.1.2 Winterrapsszenarien	39
4.1.3 Flächenanteile	40
4.2 Methodik der Datengewinnung bzw. der Vergleichbarkeit	41

4.3	Anbaudaten	42
4.3.1	Ertrag.....	42
4.3.2	Maschineneinsatz.....	43
4.3.3	Pflanzenschutz	44
4.3.3.1	Allgemeines.....	44
4.3.3.2	Mais	45
4.3.3.3	Raps	47
4.3.4	Düngung	48
4.3.4.1	Eingesetzte Düngemittel	48
4.3.4.2	Festlegung des Düngeraufwandes	49
4.4	Direkte Emissionen	50
4.4.1	Stickstoffverluste	50
4.4.1.1	Grundsätzliches.....	50
4.4.1.2	Emissionen in die Luft	52
4.4.1.3	Emissionen ins Grundwasser.....	53
4.4.1.4	Bodenerosion	53
4.4.1.5	Zusammenfassung der Stickstoffverluste	54
4.4.2	Schwermetalleintrag	55
4.4.3	Pflanzenschutzmittelverluste	56
4.5	Vorketten	59
4.5.1	Allgemeines.....	59
4.5.2	Maschinen- und Treibstoffeinsatz.....	59
4.5.3	Vorkette Mineraldünger	61
4.5.4	Vorkette Pestizide	61
4.5.5	Vorkette Saatgut.....	62
4.6	Verarbeitung, Verwendung und Entsorgung	62
4.6.1	Körnermais	62
4.6.1.1	Maistrocknung	62
4.6.1.2	Verwendung von Körnermais.....	62
4.6.1.3	Down Stream-Prozesse	63
4.6.2	Winterraps	64
4.6.2.1	Ölmühle	64
4.6.2.2	Verpackung, Distribution	64
4.6.2.3	Verwendung von Rapsöl.....	64
4.6.2.4	Down Stream-Prozesse	64
4.7	Ergebnisse der Sachbilanz für Körnermais	64
4.7.1	Schwermetallemissionen	64
4.7.2	Flächennutzung	78
4.8	Ergebnisse der Sachbilanz für Winterraps	81
4.8.1	Schwermetallemissionen	81
4.8.2	Flächennutzung	94
5	WIRKUNGSABSCHÄTZUNG	97
5.1	Methodik der quantitativen Wirkungsabschätzung	97
5.2	Methodik der Risikoabschätzung zur Gentechnik	103
5.2.1	Einleitung	103
5.2.2	Methodik der Risiko-Abschätzung	104

5.3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Körnermais: quantitative Wirkungskategorien	106
5.3.1	Globale und regionale Wirkungskategorien	106
5.3.2	Naturraumbeanspruchung	126
5.4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Körnermais: Risikobetrachtung	129
5.4.1	Einleitung	129
5.4.1.1	Der Bt-Mais von NOVARTIS (Bt-176)	129
5.4.1.2	Maiszünslerbekämpfung mit Bt-176 Mais	129
5.4.1.3	Risikoanalyse	130
5.4.2	Verwilderung/Auskreuzung.....	130
5.4.3	Nahrungs- und Futtermittelsicherheit	131
5.4.3.1	Nebenwirkungen der Klonierung.....	131
5.4.3.2	Allergien	131
5.4.3.3	Indirekte Auswirkungen auf die Nahrungs- und Futtermittelsicherheit: Wirkung auf Fusarien	131
5.4.4	Horizontaler Gentransfer des Ampicillin-Resistenzgens	132
5.4.4.1	Mechanismen des horizontalen Gentransfers	132
5.4.4.2	Horizontaler Transfer des Ampicillin-Resistenzgens in der Umwelt und im Verdauungstrakt von Säugern	133
5.4.5	Bedeutung des Anbaus von Bt-176-Mais für die landwirtschaftliche Praxis: Resistenzentwicklung und Resistenzmanagementstrategien	135
5.4.5.1	Resistenzmanagementstrategien.....	136
5.4.6	Human- und Ökotoxikologie von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais.....	138
5.4.6.1	Humantoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais	139
5.4.6.2	Ökotoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais	142
5.4.7	Human- und Ökotoxikologie der Schwermetalle	143
5.5	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Winterraps: quantitative Wirkungskategorien	145
5.5.1	Globale und regionale Wirkungskategorien	145
5.5.2	Naturraumbeanspruchung	164
5.6	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Winterraps: Risikobetrachtung	167
5.6.1	Einleitung	167
5.6.1.1	Der Basta-resistente Raps der AgrEvo	167
5.6.1.2	Risikoanalyse	167
5.6.2	Verbreitung des Transgens	167
5.6.2.1	Verwilderung transgener Rapspflanzen	168
5.6.2.2	Auskreuzung des Transgens	168
5.6.2.3	Auswirkungen der Auskreuzung des Basta-Resistenzgens auf natürliche und landwirtschaftliche Ökosysteme	171
5.6.3	Nahrungs- und Futtermittelsicherheit	172
5.6.3.1	Nebenwirkungen der Klonierung.....	172
5.6.3.2	Allergien	172
5.6.4	Horizontaler Gentransfer des pat-Gens.....	173
5.6.4.1	Voraussetzungen für den horizontalen Gentransfer	173
5.6.4.2	Ökologische Folgen des horizontalen Transfers des Basta-Resistenzgens.....	173
5.6.5	Bedeutung des Anbaus von Basta-tolerantem Winterraps für die landwirtschaftliche Praxis.....	174

5.6.6	Human- und Ökotoxikologie von Basta und Butisan S	176
5.6.6.1	Humantoxizität.....	177
5.6.6.2	Metazachlor.....	177
5.6.6.3	Basta	177
5.6.7	Ökotoxikologische Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor.....	178
5.6.7.1	Auswirkungen auf Nichtzielorganismen	178
5.6.7.2	Verhalten von Glufosinat und Metazachlor im Boden.....	181
5.6.8	Human- und Ökotoxikologie der Schwermetalle.....	183
6	AUSWERTUNG	184
6.1	Auswertung Körnermais	184
6.1.1	Auswertung der Sachbilanz und der quantitativen Wirkungsabschätzung für Körnermais	184
6.1.2	Auswertung der Risikoabschätzung für Körnermais.....	188
6.2	Auswertung Winterraps	191
6.2.1	Auswertung der quantitativen Wirkungsabschätzung für Winterraps	191
6.2.2	Auswertung der Risikoabschätzung für Winterraps.....	198
6.3	Grenzen der erweiterten Ökobilanzen Körnermais und Winterraps: GVO versus konventioneller und biologischer Landbau	200
7	EU-RELEVANTE FRAGESTELLUNGEN UND EMPFEHLUNGEN	202
7.1	Wesentliche Aussagen der vergleichenden LCA-Studie.....	202
7.2	Bezug zu den Richtlinien der EU	202
7.3	Internationale/globale Aspekte.....	204
7.4	Kritik an der bestehenden EU-Richtlinie aus ökologischer Sicht.....	204
7.5	Empfehlungen.....	205
7.5.1	Empfehlungen zu den grundlegenden Fragestellungen	205
7.5.2	Empfehlungen zu speziellen Fragestellungen.....	206
8	LITERATUR	207
9	GLOSSAR	219
10	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	223
11	NAMEN UND ADRESSEN	225
12	GUTACHTEN ZUR STUDIE	227
13	STELLUNGNAHME ZUM GUTACHTEN VON DR. G. GAILLARD	251

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 3.3-1:	Übersicht über das System Körnermais.	31
Abb. 3.3-2:	Übersicht über das System Winterraps.	32
Abb. 3.7-1:	Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz gentechnisch veränderter Pflanzen (Übersicht).....	34
Abb. 4.1.3-1:	Konventionell bewirtschaftete Flächenanteile der Bundesländer.	40
Abb. 4.4.1-1:	Schema für die Bilanzierung der N-Verluste.....	51
Abb. 4.4.3-1:	Aufwandmengen von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden beim Anbau von Körnermais, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.	56
Abb. 4.4.3-2:	Aufwandmengen von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden beim Anbau von Winterraps, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.....	57
Abb. 4.6.1-1:	Überblick über die Verwertung von Körnermais in Österreich.....	63
Abb. 4.7.1-1:	Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	67
Abb. 4.7.1-2:	Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	67
Abb. 4.7.1-3:	Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	69
Abb. 4.7.1-4:	Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	69
Abb. 4.7.1-5:	Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	71
Abb. 4.7.1-6:	Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	71
Abb. 4.7.1-7:	Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	73
Abb. 4.7.1-8:	Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	73
Abb. 4.7.1-9:	Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	75
Abb. 4.7.1-10:	Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	75
Abb. 4.7.1-11:	Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.	77
Abb. 4.7.1-12:	Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.	77
Abb. 4.7.2-1:	Flächennutzung durch Anbau (ohne die eigentliche Ackerfläche) und Verarbeitung, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.	78
Abb. 4.8.1-1:	Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.	83
Abb. 4.8.1-2:	Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.	83
Abb. 4.8.1-3:	Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.....	85

<i>Abb. 4.8.1-4: Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.....</i>	<i>85</i>
<i>Abb. 4.8.1-5: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.....</i>	<i>87</i>
<i>Abb. 4.8.1-6: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.....</i>	<i>87</i>
<i>Abb. 4.8.1-7: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.....</i>	<i>89</i>
<i>Abb. 4.8.1-8: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.....</i>	<i>89</i>
<i>Abb. 4.8.1-9: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.....</i>	<i>91</i>
<i>Abb. 4.8.1-10: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.....</i>	<i>91</i>
<i>Abb. 4.8.1-11: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.....</i>	<i>93</i>
<i>Abb. 4.8.1-12: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokationl.</i>	<i>93</i>
<i>Abb. 4.8.2-1: Flächennutzung durch Anbau (ohne die eigentliche Ackerfläche) und Verarbeitung, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	<i>96</i>
<i>Abb. 5.3.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>109</i>
<i>Abb. 5.3.1-2: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	<i>109</i>
<i>Abb. 5.3.1-3: Ressourcenverbrauch (RES) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarie (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>111</i>
<i>Abb. 5.3.1-4: Ressourcenverbrauch (RES) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	<i>111</i>
<i>Abb. 5.3.1-5: Treibhauseffekt (GWP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>113</i>
<i>Abb. 5.3.1-6: Treibhauseffekt (GWP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	<i>113</i>
<i>Abb. 5.3.1-7: Versauerungspotential (AP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>115</i>
<i>Abb. 5.3.1-8: Versauerungspotential (AP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	<i>115</i>
<i>Abb. 5.3.1-9: Terrestrisches Eutrophierungspoptential (NPT) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>117</i>
<i>Abb. 5.3.1-10: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	<i>117</i>
<i>Abb. 5.3.1-11: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).</i>	<i>119</i>

<i>Abb. 5.3.1-12: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).</i>	119
<i>Abb. 5.3.1-13: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.</i>	121
<i>Abb. 5.3.1-14: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.</i>	121
<i>Abb. 5.3.1-15: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.</i>	123
<i>Abb. 5.3.1-16: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.</i>	123
<i>Abb. 5.3.1-17: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.</i>	125
<i>Abb. 5.3.1-18: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.</i>	125
<i>Abb. 5.3.2-1: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 für die Körnermais- und Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Ackerfläche.</i>	126
<i>Abb. 5.3.2-2: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 durch den Körnermais-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.</i>	127
<i>Abb. 5.3.2-3: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 4 und 5 durch den Körnermais-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.</i>	127
<i>Abb. 5.5.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	147
<i>Abb. 5.5.1-2: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	147
<i>Abb. 5.5.1-3: Ressourcenverbrauch (RES) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	149
<i>Abb. 5.5.1-4: Ressourcenverbrauch (RES) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	149
<i>Abb. 5.5.1-5: Treibhauseffekt (GWP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	151
<i>Abb. 5.5.1-6: Treibhauseffekt (GWP) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	151
<i>Abb. 5.5.1-7: Versauerungspotential (AP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	153
<i>Abb. 5.5.1-8: Versauerungspotential (AP) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	153
<i>Abb. 5.5.1-9: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	155
<i>Abb. 5.5.1-10: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	155
<i>Abb. 5.5.1-11: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.</i>	157
<i>Abb. 5.5.1-12: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	157

<i>Abb. 5.5.1-13: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.</i>	159
<i>Abb. 5.5.1-14: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.</i>	159
<i>Abb. 5.5.1-15: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.</i>	161
<i>Abb. 5.5.1-16: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.</i>	161
<i>Abb. 5.5.1-17: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.</i>	163
<i>Abb. 5.5.1-18: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.</i>	163
<i>Abb. 5.5.2-1: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 für die Körnermais- und Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Ackerfläche.</i>	164
<i>Abb. 5.5.2-2: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 durch den Winterraps-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	165
<i>Abb. 5.5.2-3: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 4 und 5 durch den Winterraps-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.</i>	165
<i>Abb. 6.1.1-1: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 1 (100 % Maiszünslerbefall, Minderertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	185
<i>Abb. 6.1.1-2: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 2 (100 % Maiszünslerbefall, Optimalertrag; Insektizid auf 100 % der Fläche) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	185
<i>Abb. 6.1.1-3: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 3 (0 % Maiszünslerbefall, Optimalertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	186
<i>Abb. 6.1.1-4: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 4/5 (GVO, 0 bzw. 100 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	186
<i>Abb. 6.1.1-5: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 7 (GVO auf 10 % der Fläche, 25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	187
<i>Abb. 6.1.1-6: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 8 (Bio, 25 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	187
<i>Abb. 6.1.1-7: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 8 (Bio, 25 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	188
<i>Abb. 6.2.1-1: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 2 (GVO, 1-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	192
<i>Abb. 6.2.1-2: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 3 (GVO, 2-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	193

<i>Abb. 6.2.1-3: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 (Bio) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>193</i>
<i>Abb. 6.2.1-4: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>194</i>
<i>Abb. 6.2.1-5: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 2 (GVO, 1-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>194</i>
<i>Abb. 6.2.1-6: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 3 (GVO, 2-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>195</i>
<i>Abb. 6.2.1-7: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 (Bio) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>195</i>
<i>Abb. 6.2.1-8: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario Trifl. (Elanco) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>196</i>
<i>Abb. 6.2.1-9: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario Clom. (Cirrus 50 WP) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>196</i>
<i>Abb. 6.2.1-10: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario Nap. (Devrinol) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>197</i>
<i>Abb. 6.2.1-11: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario TriflNap. (Devrinol Kombi) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>197</i>
<i>Abb. 6.2.1-12: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario CarDim. (Pradone Kombi) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.</i>	<i>198</i>

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tab. 4.1.1-1: Übersicht über die Produktionsszenarien für Körnermais.</i>	<i>38</i>
<i>Tab. 4.1.2-1: Übersicht über die Produktionsszenarien für Winterraps.</i>	<i>39</i>
<i>Tab. 4.1.3-1: Konventionelle Anbauflächen 1996 in Österreich.</i>	<i>40</i>
<i>Tab. 4.1.3-2: Biologische Anbauflächen 1996 in Österreich.</i>	<i>40</i>
<i>Tab. 4.2-1: Übersicht über die eingelangten Fragebögen.</i>	<i>42</i>
<i>Tab. 4.3.1-1: Erträge der Winterraps-Szenarien.</i>	<i>42</i>
<i>Tab. 4.3.1-2: Erträge der Körnermaisszenarien.</i>	<i>43</i>
<i>Tab. 4.3.2-1: Maschineneinsatz für Winterrapsanbau in Österreich und spezifischer Stundenverbrauch.</i>	<i>43</i>
<i>Tab. 4.3.2-2: Maschineneinsatz für Körnermaisanbau und spezifischer Stundenverbrauch.</i>	<i>44</i>
<i>Tab. 4.3.3-1: Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Körnermais.</i>	<i>45</i>
<i>Tab. 4.3.3-2: Auswertung stichprobenartiger Erhebungen des Maiszünsler-Pflanzenbefalls 1996.</i>	<i>46</i>
<i>Tab. 4.3.3-3: Errechnung der gewichteten Verluste und Erträge für Österreich.</i>	<i>46</i>
<i>Tab. 4.3.3-4: Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Winterraps.</i>	<i>47</i>
<i>Tab. 4.3.4-1: Eingesetzte Düngemittel bzw. Vorfruchtwirkungen der Leguminosen.</i>	<i>48</i>
<i>Tab. 4.3.4-2: Nährstoffgehalte der eingesetzten Wirtschaftsdünger.</i>	<i>48</i>
<i>Tab. 4.3.4-3: Pflanzenentzüge, Sollwerte und tatsächliche N-Düngung der Varianten.</i>	<i>49</i>
<i>Tab. 4.3.4-4: Überblick über die entzogenen und gedüngten Phosphat- und Kalium -Mengen.</i>	<i>50</i>

Tab. 4.4.1-1:	Stickstoff- und Phosphorverluste für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	54
Tab. 4.4.1-2:	Stickstoffverluste für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).....	54
Tab. 4.4.2-1:	Schwermetallgehalte der verwendeten Düngemittel (BFL, 1997a).	55
Tab. 4.4.3-1:	Aufwandmengen der Pestizidwirkstoffe für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	58
Tab. 4.4.3-2:	Aufwandmengen der Pestizidwirkstoffe für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).....	59
Tab. 4.5.2-1:	Eigenschaften von Energieträgern.....	60
Tab. 4.5.3-1:	Eingangsdaten der bilanzierten Düngemittel.	61
Tab. 4.7.1-1:	Summe der Blei-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.	66
Tab. 4.7.1-2:	Summe der Cadmium-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.	68
Tab. 4.7.1-3:	Summe der Chrom-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.	70
Tab. 4.7.1-4:	Summe der Kupfer-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation).	72
Tab. 4.7.1-5:	Summe der Nickel-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.	74
Tab. 4.7.1-6:	Summe der Zink-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.....	76
Tab. 4.7.2-1:	Flächennutzung der Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte, nächste Seite)).	79-81
Tab. 4.8.1-1:	Summe der Blei-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).	82
Tab. 4.8.1-2:	Summe der Cadmium-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).	84
Tab. 4.8.1-3:	Summe der Chrom-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).	86
Tab. 4.8.1-4:	Summe der Kupfer-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).	88
Tab. 4.8.1-5:	Summe der Nickel-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).	90

Tab. 4.8.1-6:	Summe der Zink-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).....	92
Tab. 4.8.2-1:	Flächennutzung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).....	95
Tab.5.5-1:	Wichtungsfaktoren für energetische und sonstige Ressourcen zur Berechnung der Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand (KEA) und Ressourcenverbrauch (RES).....	97
Tab. 5.1-2:	Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungs-kategorien Treibhauseffekt (GWP), Versauerungspotential (AP), terrestrische (NPT) und aquatische Eutrophierung (NPA).....	98
Tab. 5.1-3:	Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Berechnung der Wirkungskategorien Humantoxizität (HTP), aquatische (AEP) und terrestrische Ökotoxizität (TEP) nach CST 95.....	99
Tab. 5.1-4:	Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und (PEPER, ROHNER & WINKELBRANDT (1985).....	103
Tab. 5.3.1-1:	Kumulierter Energieaufwand (KEA) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	108
Tab. 5.3.1-2:	Ressourcenverbrauch (RES) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	110
Tab. 5.3.1-3:	Treibhauseffekt (GWP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	112
Tab. 5.3.1-4:	Versauerungspotential (AP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	114
Tab. 5.3.1-5:	Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	116
Tab. 5.3.1-6:	Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	118
Tab. 5.3.1-7:	Humantoxizitätsspotential (HTP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.....	120
Tab. 5.3.1-8:	Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.....	122
Tab. 5.3.1-9:	Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.....	124
Tab. 5.3.2-1:	Naturraumbeanspruchung der Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).....	128
Tab. 5.4.6-1:	Gesundheitliche Auswirkungen von Deltamethrin, Bacillus thuringiensis Sporenpräparat und Bt-176 Mais.....	140
Tab. 5.4.6-2:	Ökotoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, Bacillus thuringiensis Sporenpräparat und Bt-176 Mais.....	141

Tab. 5.5.1-1:	<i>Kumulierter Energieaufwand (KEA) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	146
Tab. 5.5.1-2:	<i>Ressourcenverbrauch (RES) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	148
Tab. 5.5.1-3:	<i>Treibhauseffekt (GWP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	150
Tab. 5.5.1-4:	<i>Versauerungspotential (AP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	152
Tab. 5.5.1-5:	<i>Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	154
Tab. 5.5.1-6:	<i>Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	156
Tab. 5.5.1-7:	<i>Humantoxizitätspotential (HTP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.</i>	158
Tab. 5.5.1-8:	<i>Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.</i>	160
Tab. 5.5.1-9:	<i>Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.</i>	162
Tab. 5.5.2-1:	<i>Naturraumbeanspruchung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).</i>	166
Tab. 5.6.7-1:	<i>Gesundheitliche Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor.</i>	179
Tab. 5.6.7-2:	<i>Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor auf Nichtzielorganismen.</i>	180
Tab. 5.6.7-3:	<i>Verhalten von Glufosinat und Metazachlor im Boden (nach Wilke, 1994).</i>	182
Tab. 6.1.2-1:	<i>Persistenz und Verbreitung als notwendige Voraussetzung für langfristige ökologische Wirkungen.</i>	188
Tab. 6.1.2-2:	<i>Übertragung des Antibiotikaresistenzgens.</i>	189
Tab. 6.1.2-3:	<i>Ökologische Wirkungsvermutungen.</i>	189
Tab. 6.1.2-4:	<i>Resistenzmanagementstrategie: Refugien/hohes Expressionsniveau und Monitoring.</i>	189
Tab. 6.2-1:	<i>Herbizide, die statt Butisan (Metazachlor) im Rapsanbau eingesetzt werden können und für die Wichtungsfaktoren nach CST 95 vorliegen.</i>	192
Tab. 6.2.2-1:	<i>Persistenz und Verbreitung als notwendige Voraussetzung für langfristige ökologische Wirkungen.</i>	198
Tab. 6.2.2-2:	<i>Ökologische Wirkungsvermutungen.</i>	199
Tab. 6.2.2-3:	<i>Sozio-ökonomische Aspekte.</i>	199

ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der in diesem Projekt durchgeführten vergleichenden Ökobilanzen (LCA) von gentechnisch veränderten Nutzpflanzen (GVO) mit konventionell gezüchteten Sorten unter verschiedenen Anbaubedingungen ist die Erprobung der für diese Anwendung modifizierten LCA-Methodik. Weiters sollten vorläufige Schlußfolgerungen über das Umweltverhalten von GVOs unter österreichischen Bedingungen abgeleitet und eine kritische Auseinandersetzung mit den EU-Bewertungsansätzen unter Berücksichtigung des Österreichischen Gentechnikgesetzes (GTG) durchgeführt werden.

Die untersuchten Systeme sind Körnermais und Winterraps für die Anbauformen konventioneller Landbau, Landbau unter Verwendung von GVO und biologischer Landbau. Die gentechnische Modifizierung umfaßt den Schutz gegen den Befall durch Maiszünsler (Mais) und die Resistenz gegen das Herbizid Basta (Raps).

Die für diese Studie entwickelte Methodik beruht auf der Ökobilanz nach ISO EN OENORM 14040 ff mit den Komponenten Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Diese Technik wurde in der Komponente Wirkungsabschätzung um verbale Risikoanalysen zu denjenigen Wirkungen erweitert, für die noch keine Quantifizierungsansätze vorliegen (GVO) bzw. nicht genügend Wirkungsdaten vorlagen (Human- und Ökotoxizität von Pestiziden und Schwermetallen). Als funktionelle Einheiten, auf die alle quantitativen Ergebnisse bezogen werden, wurden 1.000 kg Körnermais (z. B. als Tierfutter) und 1.000 l Rapsöl (für Speisezwecke) festgelegt.

Um die realen Produktionsverhältnisse für die untersuchten Pflanzen in Österreich abzubilden, wurden acht Szenarien für das System Körnermais und vier Szenarien für das System Winterraps entwickelt. Diese Szenarien decken die drei Anbauformen mit Varianten zu unterschiedlich starkem Schädlingsbefall und unterschiedlich intensiven Pflanzenschutzmaßnahmen, Düngung etc. ab, wobei die wichtigsten Anbaugelände berücksichtigt wurden. Für die GVO mußten im Ausland gewonnene Erfahrungen herangezogen werden.

Die Sachbilanzen wurden nach ISO FDIS 14041 auf einer Datenbasis berechnet, die aus speziellen Daten für die österreichische Landwirtschaft (ergänzt durch Angaben aus den EU-Mitgliedsländern und aus der Schweiz) und aus sog. generischen Daten für Energie, Transporte und gebräuchliche Materialien bestand. Der wichtigste verwendete generische Datensatz entstammt den an der ETH Zürich entwickelten „Ökoinventaren für Energiesysteme“. GVO-spezifische Daten für Mais wurden von der Firma NOVARTIS zur Verfügung gestellt. Die Sachbilanzen wurden für alle o.g. Szenarien erstellt.

Die Wirkungsabschätzung wurde im quantitativen Teil in Anlehnung an die in Europa allgemein akzeptierte holländische Methodik (CML, Leiden; C.A.U., Dreieich) unter Beachtung von ISO CD 14042 durchgeführt. Es wurden die Wirkungskategorien Kumulierter Energieaufwand (KEA), Ressourcenverbrauch, Naturraumbeanspruchung, Treibhauseffekt (GWP), Versauerung, Eutrophierung, Human- und Ökotoxizität (CST 95) auf der Basis der Sachbilanzen berechnet. Die qualitativen, in Teilaspekten auch halb-quantitativen Risikoanalysen erstreckten sich auf die Themen Auskreuzung, Resistenzentwicklung, Aufnahme von Trans-Genen durch Mikroorganismen, Resistenzmanagement, Unwirksamwerden von biologischen Pflanzenschutzmitteln, human- und ökotoxikologische Wirkungen bestimmter Pestizide.

Die hier vorgelegte Arbeit brachte folgende wesentliche Ergebnisse:

- Die gewählte Methodik ist geeignet, um zu aussagekräftigen Systemvergleichen zu gelangen.
- Die Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen zeigen, daß in den quantifizierbaren Parametern nur geringe Unterschiede zwischen GVO- und konventionellem Landbau bestehen, während der Biolandbau bei den meisten Wirkungskategorien besser abschneidet.

- Als wesentlicher Belastungsschwerpunkt wurde bei allen untersuchten Systemen die Düngung identifiziert, wobei besonders für den biologischen Landbau große Datenlücken bestehen.
- Bei den nicht quantifizierbaren Parametern zeigten die Risikoanalysen beider Systeme erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf das ökologische Verhalten von GVOs auf, die im Sinne des Vorsorgeprinzips als Risiken bei der Freisetzung und Kommerzialisierung ernst genommen werden müssen.

Für die beiden hier bearbeiteten Beispiele sind für die österreichische Landwirtschaft und Umwelt keine signifikanten Vorteile durch den Einsatz von GVO-Pflanzen zu erkennen, die in Abwägung mit den vorhandenen ökologischen Risiken für die Ablösung der bisher gebräuchlichen Landbautechniken sprechen würden.

Das zentrale Anliegen der vorliegenden Studie, die vergleichende Analyse und Abwägung der unterschiedlichen Agrartechniken in Abhängigkeit von den regionalen ökologischen Rahmenbedingungen, wird am besten gewährleistet, wenn den nationalen Behörden in der Europäischen Union ein nicht zu enger Entscheidungsspielraum eingeräumt wird. Die derzeit laufende Novellierung der EU-Richtlinie 90/220/EWG (Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie zur Änderung der genannten Richtlinie vom 23. Februar 1998, politische Einigung zu einem „Gemeinsamen Standpunkt“ am EU-Umweltministerrat vom 24.-25. Juni 1999) sollte den geeigneten Rahmen bieten, um zu einer Änderung der Politik in Richtung einer mehr auf die spezifischen ökologischen und landwirtschaftlichen Bedingungen der Mitgliedsstaaten abgestimmten Verfahrensweise zu gelangen.

Eine länderspezifische Ausformung der Landwirtschaft in der EU könnte für Österreich mit seiner vergleichsweise kleinräumigen Landwirtschaft mit schon jetzt beachtlich hohem Anteil des biologischen Landbaus einen großen Vorteil bringen: als Vorreiterland bei der Umsetzung der Agenda 21 und als Produzent hochwertiger und umweltverträglich hergestellter Lebensmittel. Voraussetzung ist allerdings, daß diese Besonderheiten im Sinne des Subsidiaritätsprinzips auch innerhalb der EU Anerkennung finden. Darauf hinzuwirken sollte ein wichtiger Punkt der österreichischen Umweltpolitik sein.

Es wird weiterhin empfohlen, die in dieser Studie aufgezeigten Daten- und Informationslücken durch nationale und ggf. EU-weite Forschungsaktivitäten zu schließen und damit – im Sinne des Vorsorgeprinzips – dem prospektiven Umweltschutz im Agrarbereich zu dienen. Auch die hier vorgestellte Methodik ist noch verbesserungsfähig und sollte auf weitere Systeme übertragen werden.

1 EINLEITUNG

Pflanzen und Tiere wurden seit Jahrtausenden durch den Menschen genetisch verändert, um gewisse für den Menschen nützliche Eigenschaften zu optimieren und schädliche zu minimieren. Der klassische und, wie die Erfahrung zeigt, äußerst erfolgreiche Weg, der aus einer großen Anzahl von Wildtieren und Wildpflanzen zu den heute bekannten Nutztieren und Nutzpflanzen führte, war die zunächst empirische, seit etwa 100 Jahren – beginnend mit den Arbeiten von Darwin und Mendel – auch wissenschaftlich unterstützte Züchtung dieser Organismen, d. h., das natürliche Genmaterial wurde durch Kreuzungs- und Selektionstechniken langsam modifiziert. Auch der umgekehrte Weg, die Rückzüchtung in bereits ausgestorbene Wildformen wurde aus Gründen des Artenschutzes in einigen, wenigen Fällen beschritten.

Seit einigen Jahren erst hat die Molekularbiologie, aufbauend auf der Entdeckung der DNS als Trägerin der Erbinformation durch Watson und Crick, die gezielte Beeinflussung des Genmaterials einfacher und auch höherer Lebewesen möglich gemacht. Damit eröffnen sich, und dies ist die positive oder optimistische Sicht der Lage, unabsehbare Möglichkeiten zur beschleunigten Entwicklung nützlicher Lebewesen (relativ zum bei höheren Lebewesen langsamen Prozeß der Züchtung) und zur Erzielung von Eigenschaften, die durch die klassischen Methoden nie erreichbar wären, weil Gene von völlig andersartigen Lebewesen in das Erbgut eingeschleust werden können. Gegen diese optimistische Sicht der nun gegebenen und bereits praktizierten Techniken haben sich berechtigte Bedenken geltend gemacht, die in der Erfahrung technologischer Fehlentwicklungen größten Ausmaßes in diesem Jahrhundert ihren Ursprung haben.

Vom Standpunkt einer verantwortungsbewußten Forschungs-, Technik- und Umweltpolitik her gesehen ergeben sich Abwägungen des Nutzens und der Risiken, wobei der Nutzen oft näherungsweise abzuschätzen ist, die Risiken jedoch äußerst schwer kalkulierbar sind. Die klassische Risikobestimmung beruht auf der bekannten, aus dem Versicherungswesen herrührenden Formel:

$$\text{Risiko} = \text{Schadenshöhe} \times \text{Eintrittswahrscheinlichkeit}$$

Ihre Anwendung setzt jedoch voraus, daß sowohl für die Schadenshöhe, wie auch für die Eintrittswahrscheinlichkeit eines unerwünschten Ereignisses, z. B. einer schädlichen Einwirkung auf die Umwelt, einigermaßen statistisch gesicherte Zahlen vorliegen. Dies ist bei den modernen Technologien nicht immer der Fall. Wenn weiterhin die (mögliche) Schadenshöhe extrem groß und die Eintrittswahrscheinlichkeit entweder sehr klein oder unbekannt bzw. nicht berechenbar ist, kann das Risiko nicht ermittelt werden. Da dies so ist, müssen bei der Abwägung der Chancen und Risiken neue Methoden entwickelt werden, die auch und besonders das Nichtwissen über komplexe technische und ökologische Zusammenhänge explizit in die Abschätzung oder in eine verbal-argumentative Darstellung einbeziehen. Die Schwachpunkte der klassischen Risikobewertung gehen auch aus der vom Umweltbundesamt Wien veranlaßten Studie (TORGERSEN, 1996) hervor und können auch durch die weiter unten zu besprechende Methode nicht verhindert werden. Als neuer Ansatz wird in dieser Arbeit die durch eine vorwiegend verbale Risikoanalyse erweiterte Ökobilanz eingeführt und auf das Problem der gentechnisch modifizierten Nutzpflanzen angewendet.

In den letzten zwei Jahrzehnten wurde die Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment, LCA) entwickelt, welche den Vergleich von Produkten, Prozessen, Dienstleistungen usw. unter verschiedenen Gesichtspunkten zu strukturieren und teilweise auch zu quantifizieren gestattet. Dabei steht die wissenschaftliche Analyse im Vordergrund, es sei aber darauf hingewiesen, daß auch mit dieser Methode politische Entscheidungen nicht ersetzt, sondern nur besser fundiert und vorbereitet werden können. Subjektive bzw. normative gesellschaftliche Wertvorstellungen können nicht naturwissenschaftlich, geschweige denn technisch, begründet oder ersetzt werden.

Die Ökobilanz (HABERSATTER & WIDMER, 1991; DIN-NAGUS, 1994; SETAC, 1993 und; ISO, 1997) erfaßt die wichtigsten mit einem Produkt oder einer Dienstleistung verbundenen Umweltbeeinflussungen "von der Wiege bis zur Bahre", also von der Rohstoffgewinnung bis hin zur Abfallentsorgung. Das besonders bei der vergleichenden Untersuchung von Produkten, genauer Produktsystemen, auftretende Problem der Gewichtung unterschiedlicher Umweltbelastungen, das, wie oben ausgeführt, rein naturwissenschaftlich nicht gelöst werden kann, wird an den Schluß der Analyse gestellt und in der Ökobilanzkomponente "Bewertung" als Teil der Entscheidungsfindung behandelt (VOLKWEIN & KLÖPFFER, 1996; KLÖPFFER & VOLKWEIN, 1995; VOLKWEIN et al., 1996 und BRAUNSCHWEIG et al., 1996). Die dabei anzuwendenden Methoden entstammen mehr dem sozialwissenschaftlichen Bereich, sie müssen aber auf der vorwiegend naturwissenschaftlichen Analyse in den Ökobilanzkomponenten "Sachbilanz" und "Wirkungsabschätzung" aufbauen; sie gewichten die Ergebnisse, können sie aber nicht ersetzen. Dies gilt auch umgekehrt, die naturwissenschaftlichen Komponenten können und müssen die Fakten aufbereiten, können aber das Ergebnis einer sozialen, letztlich politischen Entscheidung nicht vorwegnehmen. Nur die Synthese aus naturwissenschaftlicher Faktenaufbereitung und gesellschaftlicher Gewichtung kann Probleme des oben ange deuteten Komplexitätsgrades einer Lösung näherbringen.

Für das vorliegende Problem der gentechnisch veränderten Produkte gilt das oben gesagte in hohem Maße. Wir weisen daher darauf hin, daß eine vergleichende Untersuchung genetisch modifizierter und durch "natürliche" Zuchtverfahren optimierter Pflanzen mit Hilfe der Ökobilanz die gesellschaftliche Diskussion nicht ersetzen kann. Wohl aber kann sie die wichtigsten meßbaren – oder zumindest abschätzbaren – Faktoren identifizieren, die Massen- und Energieströme sowie die Emissionen quantifizieren und die Umweltauswirkungen der zu vergleichenden Systeme gegenüberstellen. Zur Quantifizierung der Umweltauswirkungen wurden wissenschaftlich begründete Methoden vorgeschlagen (HEIJUNGS et al., 1992 und KLÖPFFER & RENNER, 1995). Diese wurden, soweit Umweltauswirkungen von globaler oder regionaler Bedeutung betrachtet werden, von der Fachwelt weitgehend akzeptiert. Bei den Kategorien Toxizität, Ökotoxizität und Artenvielfalt ist ein Konsens über die anzuwendende "Klassifizierung" noch nicht in Sicht. Das bedeutet, daß für diesen für das vorliegende Problem wichtigen Bereich der Wirkungsabschätzung noch nicht auf standardisierte Methoden zurückgegriffen werden kann. Die bestehenden Vorschläge wurden vielmehr dem Problem sorgfältig angepaßt.

Die Aufgabenstellung wurde vom Umweltbundesamt vorgegeben und sieht die Ökobilanz (LCA) als Analyseninstrument ausdrücklich vor. Die zu behandelnden gentechnisch veränderten Organismen (GVO) sollen unter den Geltungsbereich der EU-Richtlinie 90/220/EWG fallen und müssen daher lebensfähige GVO enthalten oder aus solchen bestehen. Aus der derzeitigen Praxis der Freisetzungsanträge bzw. Freilandversuche ist abzuleiten, daß es sich dabei fast ausschließlich um gentechnisch veränderte Pflanzen handelt. Die Auswahl der geeigneten Systeme war bereits Teil der Projektbearbeitung und wurde in Abstimmung mit dem Projektbegleitkreis (s. u.) getroffen. Es sollten die Grundlagen für die LCA von gentechnisch veränderten Nutzpflanzen geschaffen und an ausgewählten Produkten modellhaft erprobt werden. Die Rahmenbedingungen in agrartechnischer und umweltmäßiger Hinsicht sollten österreichischen Verhältnissen entsprechen. Ferner sollten die von der Europäischen Union vorgeschlagenen Bewertungsansätze (KOMMISSION DER EU, 1994) im Lichte der erhaltenen Ergebnisse hinterfragt und Empfehlungen für eine politische Umsetzung in der EU erarbeitet werden.

Dabei ist zu beachten, daß bei den bisherigen Untersuchungen meist die ökologischen Risiken und Gefahren im Vordergrund standen, während die potentiellen Vorteile oft nur unter ökonomischen Gesichtspunkten betrachtet wurden. Demgegenüber bietet der ganzheitliche Ansatz der Ökobilanz die Möglichkeit der Abwägung von ökologischen Vor- und Nachteilen als Basis einer Entscheidungsfindung.

Die Auswahl der modellhaft zu untersuchenden Systeme erfolgte nach ökologischen und ökonomischen Kriterien, sowie nach der Bedeutung unter den bisherigen Freisetzungs- bzw. Produkthanträgen in der EU. Die Wahl fiel in Abstimmung mit dem Projektbegleitkreis auf:

- Körnermais (gentechnische Veränderung gegen Zünslerbefall)
- Winterraps (gentechnische Veränderung zur Herbizidresistenz).

Als Vergleichseinheit für die Ökobilanzierung („funktionelle Einheit“) wurden 1.000 kg getrocknete Maiskörner und 1.000 l Rapsöl für Speisezwecke festgelegt.

Es wurde weiterhin festgelegt, daß beide Pflanzenarten in drei – auf österreichische Bedingungen szenariohaft vereinfachte – Anbaumethoden mit entsprechender Sortenauswahl analysiert werden sollen:

- als genetisch veränderte Organismen (GVO)
- in konventionellem Landbau
- in biologischem Landbau.

Die letztgenannte Anbauform wurde in Anbetracht der, im EU-Vergleich, besonderen Bedeutung des biologischen Landbaus für die österreichische Landwirtschaft mit einbezogen.

Um diese Ziele in der kurzen zur Verfügung stehenden Zeit von rund einem Jahr erreichen zu können, wurde eine straffe Zeit- und Arbeitsplanung mit Workshops und Teambesprechungen in etwa zweimonatigem Abstand eingeführt. Dem Projektteam wurde ein Projektbegleitkreis zur Seite gestellt, der zur Auswahl der Systeme, zur Diskussion der Zwischenergebnisse und zur Datenbeschaffung wesentlich beitrug. In diesem Kreis waren folgende Institutionen vertreten (Liste der Personen siehe Kapitel Namen und Adressen):

- Universität für Bodenkultur Wien (Institut für Biologischen Landbau)
- Österreichische Akademie der Wissenschaften (Institut für Technikfolgenabschätzung)
- NOVARTIS International AG
- Umweltbundesamt Wien.

Allen Teilnehmern am Projektbegleitkreis sei an dieser Stelle für ihr Engagement und die geleistete Arbeit herzlichst gedankt. Da die sinnvollerweise einzubeziehenden Industriefirmen von den ausgewählten Produktsystemen abhingen, wurden die Einladungen erst mit zeitlicher Verzögerung ausgesprochen. Wie aus der Liste ersichtlich, hat sich die Firma NOVARTIS dankenswerter Weise zur Zusammenarbeit bereit erklärt. Die ebenfalls um Mitarbeit gebetene Firma AgrEvo hat sich nach anfänglichem Interesse wieder aus dem Projekt zurückgezogen.

Die Arbeiten wurden von einer Projektgemeinschaft, bestehend aus

- der Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich (C.A.U. GmbH) Dreieich,
- dem Öko-Institut e.V., Institut für angewandte Ökologie Freiburg und
- der Österreichischen Vereinigung für agrarwissenschaftliche Forschung (ÖVAF) Wien.

unter Federführung der C.A.U. durchgeführt. Dabei konnte auf keine direkt für die Aufgabenstellung relevante Vorläuferstudie zurückgegriffen werden, wohl aber hat das Life Cycle Assessment von landwirtschaftlichen Prozessen neuerdings an Bedeutung gewonnen (EC-DG VI, 1997). Das hier vorgestellte Projekt kann daher als Pionierprojekt gelten, mit allen Vor- und Nachteilen eines solchen. Es konnte allerdings auf das in den Firmen der Projektgemeinschaft vorhandene Wissen zu den Einzelaspekten zurückgegriffen und dadurch in relativ kurzer Zeit die Ergebnisse gebracht werden, die hiermit zur Diskussion gestellt werden.

2 EINFÜHRUNG IN DIE ÖKOBILANZ (Life Cycle Assessment)

2.1 Struktur

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) erfaßt alle relevanten Energie- und Massenströme einschließlich der Emissionen "von der Wiege bis zur Bahre" und bezieht die numerischen Ergebnisse auf ein auf den Nutzen des Produkts abgestimmtes Maß, die funktionelle Einheit. Diese wird in der sog. "Zieldefinition" festgelegt, in der u. a. auch die Systemgrenzen der zu untersuchenden Produktsysteme definiert werden müssen. Als "Wiege" wird bei nachwachsenden Rohstoffen und landwirtschaftlichen Produkten meist das Saatgut gerechnet. Die Ökobilanz unterscheidet sich durch diesen „holistischen“ Ansatz von anderen Bewertungsmethoden, die nur Teilaspekte des Umweltschutzes betrachten und daher zu Fehlinterpretationen führen können. Sie ist weiterhin die einzige international standardisierte Methodik zur Analyse von produktbezogenen Umweltbeeinflussungen (ISO, 1997, 1998).

Die Komponenten einer Ökobilanz sind:

- Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung.

Neben der bereits in Kraft getretenen Rahmennorm ISO 14040 (ISO, 1997) gibt es internationale Normentwürfe zu den einzelnen Komponenten, die sich in verschiedenen Entwicklungsstufen befinden (ISO, 1998).

2.2 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens

Diese Komponente ist u. a. deshalb so wichtig, weil die Normen der 14040-Reihe in vielen Punkten nicht sehr präzise sind und, besonders bei der Wirkungsabschätzung, beim gegenwärtigen Entwicklungsstand der Methode auch gar nicht sein können. Aber auch bei der Sachbilanz gibt es Freiräume, z. B. bei der Allokation von Koppelprodukten, die von der Norm offengehalten wurden. Neben der eigentlichen Zieldefinition für eine spezielle Ökobilanz sollen hier festgehalten werden:

- Systemgrenzen (technisch, räumlich und zeitlich)
- Funktionelle Einheit (Bezugseinheit im Systemvergleich)
- Regeln und Annahmen (Abschneide- und Allokationsregeln, Aggregation)
- Datenbeschaffung
- Art der Wirkungsabschätzung und Bewertung
- Zielgruppe(n) (intern, Marketing, Öffentlichkeit, Politik etc.)
- Prüfung durch Sachverständige.

Die Zieldefinition kann im Laufe der Studie auch modifiziert werden, die Änderungen sollen aber schriftlich festgehalten werden.

2.3 Sachbilanz

Die Sachbilanz ist der zentrale, am besten entwickelte und wissenschaftlichste Bestandteil der Ökobilanz (HUNT et al., 1992; BOUSTEAD, 1992). In der Sachbilanz werden anhand des "Produktbaums", der aus sog. Modulen aufgebaut ist, alle Inputs und Outputs zunächst nach Masse, Energie, Fläche etc. erfaßt und auf die funktionelle Einheit bezogen. Dabei wird prinzipiell der gesamte Lebensweg erfaßt, kleinere Nebenzweige müssen allerdings aus pragmatischen Gründen abgeschnitten werden.

Die nötigen Daten werden entweder direkt erhoben oder es werden generische Daten verwendet. Direkte Daten liegen bei technischen Produkten meist für die Produktion und die Vorprodukte vor, sowie für die Entsorgung oder das Recycling. Generische Daten werden meist für die Energiebereitstellung, für die Transporte und für häufig vorkommende Rohstoffe und Materialien eingesetzt. Sie sind zumeist Mittelwerte für einen bestimmten Wirtschaftsraum oder repräsentative Einzelwerte, die aus den bekannten Datensammlungen entnommen werden.

Die Energiewerte werden in der Regel primärenergetisch bewertet und zum "kumulierten Energieaufwand" (KEA) (VDI, 1997) aggregiert. In diesem ist auch der "kumulierte nichtenergetische Aufwand" enthalten, der z. B. die im Erdöl enthaltene Energiemenge enthält, das zur Herstellung von Polyethylen verwendet wurde, oder die Energie im Holz, das zur Papierherstellung eingesetzt wurde. Der KEA stellt eine äußerst nützliche Aggregation dar, die auch dann durchgeführt werden soll, wenn sich an die Sachbilanz, wie in dieser Arbeit, eine ausführliche Wirkungsabschätzung anschließt (KLÖPFFER, 1997).

Das Ergebnis der Sachbilanz sind oft umfangreiche Tabellen, in denen alle Inputs und Outputs, bezogen auf die funktionelle Einheit, aufgelistet sind. Daneben sollen jedoch die auf die einzelnen Module bezogenen Daten nicht verloren gehen, damit bei der Wirkungsabschätzung und bei der Auswertung festgestellt werden kann, aus welchen Lebenswegbereichen die wichtigsten Belastungen stammen.

2.4 Wirkungsabschätzung

Eine Sachbilanz allein kann – in Verbindung mit einer guten Zieldefinition – bereits nützliche Ergebnisse für Produktverbesserungen, Energiesparmaßnahmen, Emissionsreduktionen, benchmarking (Vergleich mit anderen Produktionsverfahren) usw. geben. Sie ist jedoch nicht ausreichend für vergleichende Untersuchungen von Produktsystemen; dafür, und zur Aggregation der Sachbilanzergebnisse mit ihren zahlreichen Einzeldaten ist eine Wirkungsabschätzung nötig (SETAC, 1993; ISO, 1997 und 1998; FAVA et al., 1993; UDO DE HAES et al., 1994; KLÖPFFER & RENNER, 1995; UDO DE HAES, 1996). Die ältere Methode der "kritischen Volumen" (HABERSATTER & WIDMER, 1991) wurde durch die Methode der Wirkungskategorien ersetzt, die von CML (Leiden) vorgeschlagen wurde (HEIJUNGS et al., 1992). Die neueste Kategorienliste nach SETAC-Europe (UDO DE HAES, 1996) beinhaltet die folgenden Punkte, welche den Großteil der jetzt diskutierten Umweltproblemfelder abdeckt:

A Inputbezogene Kategorien:

- Abiotische Ressourcen
- Biotische Ressourcen
- Land(-nutzung)/Naturraumbeanspruchung.

B Outputbezogene Kategorien:

- Treibhauseffekt
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Humantoxikologische Wirkungen
- Ökotoxikologische Wirkungen
- Bildung von Photo-Oxidantien/Sommersmog
- Versauerung
- Eutrophierung (einschließlich BSB und Wärme)
- Geruch
- Lärm
- Strahlung.

Um die quantitativen Daten der Sachbilanz in Wirkungsindikatoren zu überführen, sind folgende Schritte nötig (SETAC, 1993; UDO DE HAES, 1996; HEIJUNGS et al., 1992):

- Klassifizierung
- Charakterisierung
- Normalisierung
- Gewichtung (Bewertung).

Die Klassifizierung ist die Zuordnung der Input- und Outputdaten der Sachbilanz zu den einzelnen Kategorien, z. B. CO₂, CH₄, N₂O zur Kategorie "Treibhauseffekt", die Säuren und säurebildenden Gase (z. B. NH₃) zur Kategorie "Versauerung", die smogbildenden Kohlenwasserstoffe (VOC) zur "Bildung von Photo-Oxidantien" usw.

Die Charakterisierung ist der wichtigste Schritt, in dem die klassifizierten Daten in Wirkungsindikatoren umgerechnet und aggregiert werden. Ein relativ einfacher Fall liegt beim Treibhauseffekt vor, weil hier das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) eine geeignete Aggregationsmethode vorgeschlagen hat, das „Global Warming Potential“ (GWP) und auch jeweils aktuelle Umrechnungsfaktoren publiziert (IPCC, 1995). Das GWP wird in kg CO₂ ausgedrückt. Ähnlich günstige Bedingungen liegen beim Ozonabbau vor, wo die World Meteorological Organization ähnliche, "Ozone Depletion Potentials" (ODP) berechnet hat, die in kg R11-Äquivalenten angegeben werden. Auch für die meisten übrigen Kategorien wurden brauchbare Quantifizierungen vorgeschlagen (HEIJUNGS et al., 1992; KLÖPFFER & RENNERT, 1995; UDO DE HAES, 1996). Diese werden jetzt in der Praxis erprobt und zu einem späteren Zeitpunkt in den Normungsprozeß eingebracht. Derzeit läßt sich absehen, daß ISO 14042 (ISO, 1998) relativ offen gehalten sein wird, was der weiteren Entwicklung Spielraum läßt.

Dies gilt auch für die Bewertung, jetzt auch "Gewichtung/Abwägung" genannt, die notwendigerweise subjektive bzw. normative Elemente enthält (GIEGRICH et al., 1995; VOLKWEIN et al., 1996). Der Normalisierung genannte, der Bewertung vorgelagerte Schritt, versucht die Wirkungsindikatoren zu den entsprechenden nationalen oder globalen Daten (Referenzstoffflüsse) durch Quotientenbildung in Beziehung zu setzen. Dabei sollen quantitativ unbedeutende Kategorien als solche erkannt werden, was die Gewichtung erleichtert. Diese in ISO 14040 als optional eingestuften Arbeitsschritte wurden in dieser Arbeit nicht durchgeführt.

2.5 Auswertung

Die letzte Komponente der Ökobilanz, die in ISO 14043 behandelt wird (ISO, 1998), zielt auf eine gründliche Überprüfung aller Resultate – nicht nur der Wirkungsabschätzung – und der daraus gezogenen Schlußfolgerungen, teilweise mit mathematischen Hilfsmitteln (Sensitivitätsanalyse), und verbindet die Ökobilanz mit den Anwendungen. Bei externen Anwendungen, besonders bei vergleichenden Aussagen über Produktsysteme, wird von ISO 14040 (ISO, 1997) eine kritische Prüfung durch externe Gutachter vorgeschrieben, die bereits von SETAC als "Peer Review" vorgeschlagen und mit Ausführungsbestimmungen (die in ISO 14040 fehlen) versehen wurde (SETAC, 1993). Unter den Anwendungen ist in ISO 14040 die Unterstützung bei der politischen Entscheidungsfindung ausdrücklich aufgeführt.

In die Auswertungsphase fällt auch die Berichterstattung, die auf maximale Transparenz zu achten hat. Falls eine kritische Prüfung durchgeführt wurde, ist der Bericht der Gutachter sowie ggf. ergänzende Kommentare des Projektteams und/oder des Auftraggebers zum Gutachterbericht in den Schlußbericht aufzunehmen.

3 ZIELDEFINITION UND FESTLEGUNG DES UNTERSUCHUNGSRAHMENS

3.1 Zieldefinition

Ziel der in diesem Projekt durchgeführten vergleichenden Ökobilanzen von gentechnisch modifizierten Nutzpflanzen mit konventionell gezüchteten Sorten unter verschiedenen Anbaubedingungen ist die Erprobung der für diese Anwendung modifizierten LCA-Methodik; weiters die Ableitung vorläufiger Schlußfolgerungen über das Umweltverhalten von GVOs (Pflanzen) bei Freisetzung und kommerzieller Nutzung unter Berücksichtigung der Regelungen in der EU und schließlich eine kritische Auseinandersetzung mit den EU-Bewertungsansätzen.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber und dem Begleitkreis wurden zwei Modellsysteme (Körnermais und Winterraps) ausgewählt, die jeweils unter drei, auf österreichische Verhältnisse zugeschnittene, Anbaumethoden studiert werden sollen:

- als GVO, sonst konventionell
- konventioneller Landbau
- biologischer Landbau.

Der biologische Landbau wurde wegen der besonderen Bedeutung, die dieser Anbauform in Österreich bereits heute zukommt, in die Analyse mit aufgenommen. Es ist anzunehmen, daß die Bedeutung des Biolandbaus auch in den anderen EU-Mitgliedstaaten in der Zukunft zunehmen wird.

Die Auswahl der zu untersuchenden GVO erfolgte aufgrund von Vorinformationen, die von den bearbeitenden Instituten für drei kommerziell wichtige Systeme mit jeweils mehreren gentechnischen Modifikationen erhoben wurden (Stärkekartoffel, Raps und Mais). Es bestand Einigkeit darüber, daß das System "Stärkekartoffel" für die Projektbearbeitung weniger geeignet ist (kein Bioanbau, Anwender kennt den Ursprung der Stärke nicht, Probleme mit der Nutzengleichheit) und daß daher die beiden verbleibenden Systeme bearbeitet werden sollen.

Die den ausgewählten GVO-Pflanzen durch gentechnische Modifikation verliehenen, beachteten Eigenschaften sind:

- Schutz gegen Zünslerbefall (Körnermais)
- Basta-Resistenz (Winterraps).

3.2 Beschreibung der ausgewählten Modellpflanzen

3.2.1 Mais

3.2.1.1 Einleitung

In Österreich wurden 1996 auf ca. 250.000 ha Anbaufläche 2.139.622 t Körnermais erzeugt. 36 % dieser Menge wurden in der Steiermark, in Nieder- und Oberösterreich wurden jeweils ca. 22 % produziert. Das Burgenland und Kärnten folgten mit jeweils ca. 11, und 8 % (siehe Kapitel 4.1.3). 1995 war Mais mit einem Anteil von 19 % die wichtigste Kulturart (DMK, 1997). Mais läßt sich gut in getreidebetonte Fruchtfolgen eingliedern, kann aber auch in Monokultur angebaut werden, weil er selbstverträglich ist. Mais ist aufgrund seiner langsamen und späten Entwicklung und der weiten Reihenabstände einem hohen Unkrautdruck ausgesetzt. Unter den Pflanzenschutzmitteln sind daher die Herbizide mengenmäßig sehr dominant (siehe Kapitel 4.3.3.2.). Da Mais hohe Erträge liefert und im Anbau alle Schritte mechanisierbar sind,

hat der Maisanbau in Europa in den letzten Jahrzehnten sehr stark zugenommen und wird in verschiedenen Gebieten in Monokultur angebaut. Dadurch ist es in einigen Gegenden zu Problemen mit der Bodenerosion, zur Entwicklung resistenter Unkräuter, zu Nitratverlusten und zu Herbizideintrag ins Grundwasser gekommen (SCHMID et al., 1996).¹ Infolge des intensiven Anbaus werden auch Krankheitserreger (Fusarien) gefördert, die auch das Fruchtfolgeglied Getreide befallen können. Weiterhin verursachen Maiszünsler und der durch pilzliche Erreger ausgelöste Beulenbrand bei einer zu engen Fruchtfolge Probleme.

3.2.1.2 Maiskrankheiten

Mais wird von vielen Krankheitserregern befallen, nur wenige von Ihnen verursachen jedoch große Ertragsverluste (SCHMID et al., 1996). Die wichtigsten Krankheiten sind die Stengel-/Kolbenfäule, die durch *Fusarium*-Arten, und der Beulenbrand, der durch den Pilz *Ustilago maydis* ausgelöst wird. Die wichtigsten Schädlinge sind Drahtwürmer (nach Wiesenumbbruch)² und der Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*).

In Österreich hatte der Maiszünsler in den 60er und 70er Jahren sein stärkstes Auftreten. Exakte Zahlen über den tatsächlichen Befallsdruck liegen nur für 1996, einem schwachen Zünslerjahr vor (BERGER et al., 1998). Der Befallsdruck in den Maisanbauregionen war sehr unterschiedlich. Der höchste Befall wurde in Niederösterreich und Teilen des Burgenlandes gefunden. In der Steiermark und in Kärnten sowie in Oberösterreich war der Befall eher gering. Eine Bekämpfung des Maiszünslers findet in den meisten Gegenden Österreichs nicht statt. Dies ist vor allen Dingen darauf zurückzuführen, daß Schadsymptome, wie das Umfallen der Maispflanze, durch eine erhöhte Standfestigkeit der zur Zeit angebauten Sorten auch bei Zünslerbefall nicht mehr auftreten. Der über alle österreichischen Anbauggebiete gemittelte Ernteverlust wird auf 2 % geschätzt, wobei die Ausfälle im Burgenland und Niederösterreich bei ca. 4 % und in den restlichen Bundesländern um 1 % liegen (siehe Kapitel 4.3.3.2.).

3.2.1.3 Maiszünslerbiologie

Obwohl der Maiszünsler ein bedeutender Maisschädling ist, ist über seine Biologie vergleichsweise wenig bekannt.

Maiszünsler gehören zu den *Lepidopteren* (Schmetterlingen). Maiszünsler haben ein breites Wirtsspektrum. Bisher konnten mehr als 200 Wirtspflanzen aus über 40 Pflanzenfamilien identifiziert werden (ANDOW & HUTCHINSON, 1998). Neben Mais können auch andere Kulturpflanzen wie Hanf, Hopfen und in südlichen Ländern Paprika befallen werden. Die Schäden im Maisanbau werden durch die Raupen der Falter verursacht, die sich nach einigen Tagen der Entwicklung in den Maisstengel hineinbohren. Dort sind sie sicher vor Insektenbekämpfungsmitteln, und können ein Abknicken der Stengel verursachen. Zusätzlich verursachen die Zünslerlarven auch Fraßschäden an Blättern und Kolben. Durch diese Verletzungen werden Eintrittsstellen für andere Krankheitserreger wie z. B. Fusarien, geschaffen, die weitere Schäden hervorrufen können (siehe Kapitel 5.4.3.3).

In Österreich durchlaufen die Maiszünsler eine Generation pro Jahr: Die Raupen überwintern in den Ernterückständen, verpuppen sich im Mai, schlüpfen im Juni und legen ihre Eier an die Unterseite der mittleren und unteren Maisblätter. Etwa eine Woche nach Eiablage schlüpfen die neuen Raupen (NEUROTH, 1997). In südlichen Ländern können die Zünsler mehrere

¹ Durch die langsame und späte Entwicklung und durch den intensiven Herbizideinsatz weist Mais eine geringe Bodendeckung auf und verursacht damit eine hohe Erosionsgefahr. Bei einer schwachen Hanglage können 3-4 mm Boden pro Jahr abgetragen werden (Vergleich: Weizen, 0,8 mm). Das österreichische Konzept für eine flächendeckende, umweltverträgliche Landwirtschaft hat dazu geführt, daß bei vielen Betrieben abfrierende bodendeckende Zwischenfrüchte zur Verminderung der Erosion und der Verringerung von Nitratbelastungen des Grundwassers standardmäßig angebaut werden (DMK, 1997).

² Drahtwürmer verursachen in den ersten zwei Jahren nach Wiesenumbbruch Probleme. Es wird empfohlen, in dieser Zeit keinen Mais anzubauen.

Generationen pro Jahr durchlaufen: in Südwestfrankreich und Norditalien in der Regel zwei und nur in warmen Jahren drei Generationen, in südlicheren Maisanbaugebieten wie Spanien sind drei Generationen die Regel. Sowohl die Falter, als auch die Maiszünslerraupen sind relativ mobil. So scheinen die Raupen während ihrer Entwicklung mehrere Pflanzen zu befallen. Sie können dabei sowohl zwischen verschiedenen Maispflanzen, aber auch von Mais auf Beikrautpflanzen überwechseln (ROSS & OSTLIE, 1990). Die adulten Falter haben eine höhere Mobilität. Populationen, die eine Generation pro Jahr durchlaufen, fliegen in der Regel ca. 800 m, Populationen, die zwei Generationen absolvieren, können in einem Jahr bis zu 32 km zurücklegen (SHOWERS, 1993; SHOWERS et al., 1995).

3.2.1.4 Maiszünslerbekämpfung

Maiszünsler werden vor allen Dingen durch indirekte Verfahren, wie das saubere Unterpflügen des Strohs bekämpft. Daneben werden, in Österreich allerdings in sehr geringem Umfang, auch Trichogramma Schlupfwespen und chemische Bekämpfungsmittel, Pyrethroide (FASTAC, DECIS), eingesetzt. In der Schweiz gibt es überdies noch die Bekämpfung mit B. t. Spritzpräparaten und den Einsatz von Pheromonen. Beide Verfahren haben allerdings eine geringe Bedeutung (SCHMID et al., 1996). Insgesamt ist anzumerken, daß eine direkte Bekämpfung des Maiszünslers relativ schwierig ist, da alle bisher angewendeten Methoden nur wirksam sind, wenn sich die Maiszünslerraupen außerhalb der Maisstengel befinden. Haben sie sich in den Stengel hineingebohrt, sind sie vor dem Angriff geschützt. Der gentechnisch veränderte Bt-176-Mais bietet andere Möglichkeiten der Maiszünslerbekämpfung. Durch die Klonierung eines synthetisch hergestellten modifizierten Toxigen aus *Bacillus thuringiensis* wird die Zünslerbekämpfung in die Pflanze hineinverlegt. Der Schutz gegen den Maiszünsler ist dadurch so lange wirksam, wie das entsprechende Toxineiweiß von der transgenen Maispflanze gebildet wird.

3.2.2 Raps

3.2.2.1 Einleitung

In Österreich wurden 1996 auf einer Fläche von ca. 71.000 ha Winterraps angebaut. Hauptanbaugebiet ist Niederösterreich, wo mit ca. 43.000 ha über die Hälfte der Anbaufläche liegt. Im weiten Abstand folgen das Burgenland und Oberösterreich mit jeweils ca. 15.000 ha bzw. 13300 ha (siehe Kapitel 4.1.3).

Seit den 70er Jahren hat der Rapsanbau in vielen Ländern zugenommen, nachdem eruca- und glucosinolatarme Sorten auf den Markt kamen (SCHMID et al., 1996). Rapsöl, das aus diesen Rapsorten gewonnen wird, läßt sich gut zu Speisezwecken, v. a. zu Margarine, Mayonnaise, Salat- und Bratöl weiterverarbeiten. Daneben werden aber auch Rapsorten angebaut, die als „nachwachsende Rohstoffe“ Öle z. B. für die Schmier- und Kraftstoffindustrie liefern. Außerdem wird Raps auch als Zwischenfrucht zur Gründüngung, als Grünfutter und zur Silageherstellung genutzt (GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER, 1997). Der bei der Ölgewinnung anfallende Presskuchen wird als proteinreiches Pflanzenmaterial für die Tierfütterung verwendet.

Raps ist ein guter Fruchtfolgepartner, weil er mit wenigen Kulturpflanzen Krankheiten gemeinsam hat (SCHMID et al., 1996). Er kann aber nicht in Monokultur angebaut werden, weil er durch eine Reihe von Krankheiten, die durch pilzliche Erreger verursacht werden, befallen werden kann. Die wichtigsten dieser Krankheiten sind Rapskrebs (*Sclerotinia sclerotiorum*), Stengelfäule (*Phoma lingam*), Kohlhernie (*Plasmodiophora brassicae*), Rapschwärze (*Alternaria* spp.) und die Blattfleckenkrankheit (*Pyrenopeziza brassicae*). Daneben können auch Insekten hohe Ertragseinbußen verursachen, z. B. Rapsglanzkäfer (*Meligethes aeneus*), Rapsstengelrüssler (*Ceutorhynchus napi*), Rapserrdfloh (*Psylliodes chrysothala*) und Nacktschnecken (SCHMID et al., 1996; GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER, 1997). In Österreich werden aus diesem Grund auch regelmäßig Insektizide zur Bekämpfung eingesetzt (siehe Kapitel 4.3.3).

3.2.2.2 Unkrautbekämpfung

Raps ist als eine der wenigen Kulturpflanzen in der Lage auch relativ hohe Unkrautdichten zu unterdrücken, wenn er nach der Aussaat schnell aufläuft. Benötigt der Raps aufgrund z. B. ungünstiger Umweltbedingungen eine längere Vorlaufzeit, können Beikräuter einen Schaden verursachen.³ Bisher wird Raps regelmäßig im Voraufbau bzw. frühem Nachaufbau (bis zum 8-Blattstadium) gespritzt, obwohl ein Einsatz von Herbiziden nicht in jedem Fall erforderlich ist. Im konventionellen Landbau stellt die Option, im späten Nachaufbau spritzen zu können, damit eine Alternative zur Voraufbau- und frühen Nachaufbauspritzung dar. In der Praxis sind für Raps bisher nur wenige Herbizide zugelassen, die im späteren Nachaufbau vor allem zur Bekämpfung von Ausfallgetreide und Gräsern ausgebracht werden. Die im Rapsanbau zugelassenen Nachaufbauherbizide gegen dikotyle Pflanzen dürfen in Wasserschutzgebieten nicht angewendet werden (HURLE, 1994). Basta stellt damit im Spektrum der Nachaufbauherbizide eine Erweiterung der bisher zugelassenen Mittel dar und ermöglicht den Einsatz von Nachaufbauherbiziden auch in Wasserschutzgebieten.

3.3 Systemgrenzen

Systemgrenzen treten in technischer, räumlicher und zeitlicher Hinsicht auf. Die technischen Systemgrenzen sind im Detail in Kapitel 4 beschrieben. An dieser Stelle soll die allgemeine Handhabung der technischen Systemgrenzen am Beispiel des Körnermais erläutert werden (Abb. 3.3-1). Die **technische Systemgrenze** der hier durchgeführten Ökobilanz ist in Abb. 3.3-1 durch den grau unterlegten Bereich graphisch dargestellt. Innerhalb dieses Bereichs liegt der landwirtschaftliche Anbau als Teil des – hier stark vereinfachten – Lebensweges bzw. des Fließschemas des betrachteten Systems, bestehend aus Modulen (in Form von Kästchen) und Verbindungslinien, die die Verknüpfung der einzelnen Prozessschritte symbolisieren. Im Hauptmodul („Körnermaisanbau“) sind mehrere Teilschritte zusammengefaßt, die in der Sachbilanz als getrennte Module erfaßt werden.

Das Modul „Verwendung“ wird wegen der vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten, die im Detail nicht analysiert werden können, aus der eigentlichen Ökobilanz ausgeklammert. Die Verwendungsphase wird jedoch, da sie beim Einsatz als Nahrungsmittel oder Tierfutter besonders relevant für toxische Wirkungen ist, in Form von vereinfachten Stoffstrom-Betrachtungen und in der Wirkungsabschätzung (s. u.) verbal behandelt. Die Sachbilanz und der quantitative Teil der Wirkungsabschätzung beschränken sich auf den Lebensweg bis zu Ernte und Abtransport vom Feld, in den Kapiteln 4 und 5 als "Vorketten und Anbau" bezeichnet. Zusätzlich wurde beim Körnermais der Trocknungsschritt (als "Verarbeitung" bezeichnet) bilanziert, da der getrocknete Körnermais ein lagerfähiges, verkaufsfähiges Produkt darstellt, das zahlreichen Verwendungen zugeführt werden kann, die in dieser Studie nicht näher untersucht wurden. So ist es möglich, die Ergebnisse für die verschiedenen Anbauformen nicht nur untereinander zu vergleichen, sondern auch in Relation zu den Umweltbelastungen in einer anderen Lebenswegphase zu sehen.

Emissionen in Luft und Wasser überschreiten grundsätzlich die technische Systemgrenze. Systemgrenzen überschreitende Emissionen in den Boden sind neben Einträgen aus der Luft auch in die tieferen Bodenschichten (ungesättigte Zone und Grundwasser) eluierte Rückstände und Umwandlungsprodukte aus Düngern und PSM.

Im unteren Teil der Abb. 3.3-1 sind in den Kästchen Kompartimente von Technospäre und Umwelt aufgeführt, die durch Downstream-Prozesse nach der Verwendung betroffen sein können, was vor allem in der verbalen Risikoabschätzung der Freisetzung gentechnisch modifizierter

³ Hohe Unkrautdichten bei der Ernte haben direkten Einfluß auf Erntekosten, da die Drescharbeit schwieriger wird und die Kosten für die Reinigung und Trocknung des Ernteguts steigen (HURLE, 1994).

DNA zu berücksichtigen ist. Das Oberflächenwasser wurde als Zielkompartiment der Abwasserbehandlung mit aufgeführt, liegt aber streng genommen außerhalb der technischen Systemgrenze.

Insgesamt werden in der quantitativen Ökobilanz folgende Prozesse erfaßt:

- Bereitstellung des Saatgutes
- Bereitstellung von Maschinen und Treibstoff
- Vorbereitung und Aussaat (einschließlich mechanischer Hilfen)
- Düngung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Pflanzenbehandlungsmitteln (PSM, hier vor allem Herbizide und Insektizide)
- Bereitstellung der Dünger und PSM
- Pflege der Kultur bis zur Ernte (Bewässerung, mechanische Bearbeitung)
- Ernte und Nacharbeit, Ernteabfälle
- Entsorgungsprozesse (bei allen Stufen)
- Transportprozesse (bei allen Stufen)
- Energiebereitstellung (bei allen Stufen).

Die Infrastruktur wurde generell mitberücksichtigt, beispielsweise durch Bilanzierung der Maschinenherstellung und –wartung sowie der landwirtschaftlichen Gebäude zur Unterbringung der Maschinen. In den generischen Datensätzen aus (ESU-ETH, 1996), die weitgehend verwendet wurden, ist die Infrastruktur ebenfalls miteinbezogen, so daß die Symmetrie der Daten gewahrt bleibt.

In dieser allgemeinen Darstellung sind die im Detail unterschiedlichen Anbauformen noch nicht berücksichtigt; so ist z. B. im biologischen Landbau der Einsatz von PSM grundsätzlich nicht vorgesehen, die Düngung erfolgt weitgehend durch Wirtschaftsdünger.

Die **geographische Systemgrenze** ist für die landwirtschaftliche Produktion die Republik Österreich. Bei der Bereitstellung von fossilen Energieträgern und von Rohstoffen wird diese Systemgrenze, wie bei praktisch allen Ökobilanzen mit nationalen Systemgrenzen, überschritten. Eine weitere Überschreitung der geographischen Systemgrenze ergibt sich durch den Export von landwirtschaftlichen Produkten, was jedoch nicht gesondert ausgeführt wird. In der Wirkungsabschätzung ergibt sich ebenfalls eine Grenzüberschreitung in Hinblick auf die globalen bzw. weiträumigen Effekte von Luftschadstoffen (z. B. **G**lobal **W**arming **P**otential – GWP), in geringerem Ausmaß auch für Emissionen ins Wasser.

Die **zeitliche Systemgrenze** bezieht sich zunächst auf die landwirtschaftlichen Szenarien. Diese wurden für die Jahre 1994 bis 1996 erhoben. Die meisten verfügbaren Daten wurden in Hinblick auf mögliche Aktualität ausgewählt; von älteren Daten (vor 1990) wurde nur in Ausnahmefällen Gebrauch gemacht, wenn neuere Daten nicht verfügbar waren.

Das Fließschema des Systems Rapsöl ist in Abb. 3.3-2 dargestellt. Für die Systemgrenzen gilt sinngemäß dasselbe wie für das System Körnermais. Als Verarbeitungsschritt wurde hier die Pressung in der Ölmühle bilanziert. Der weitere Lebensweg wurde nicht quantifiziert.

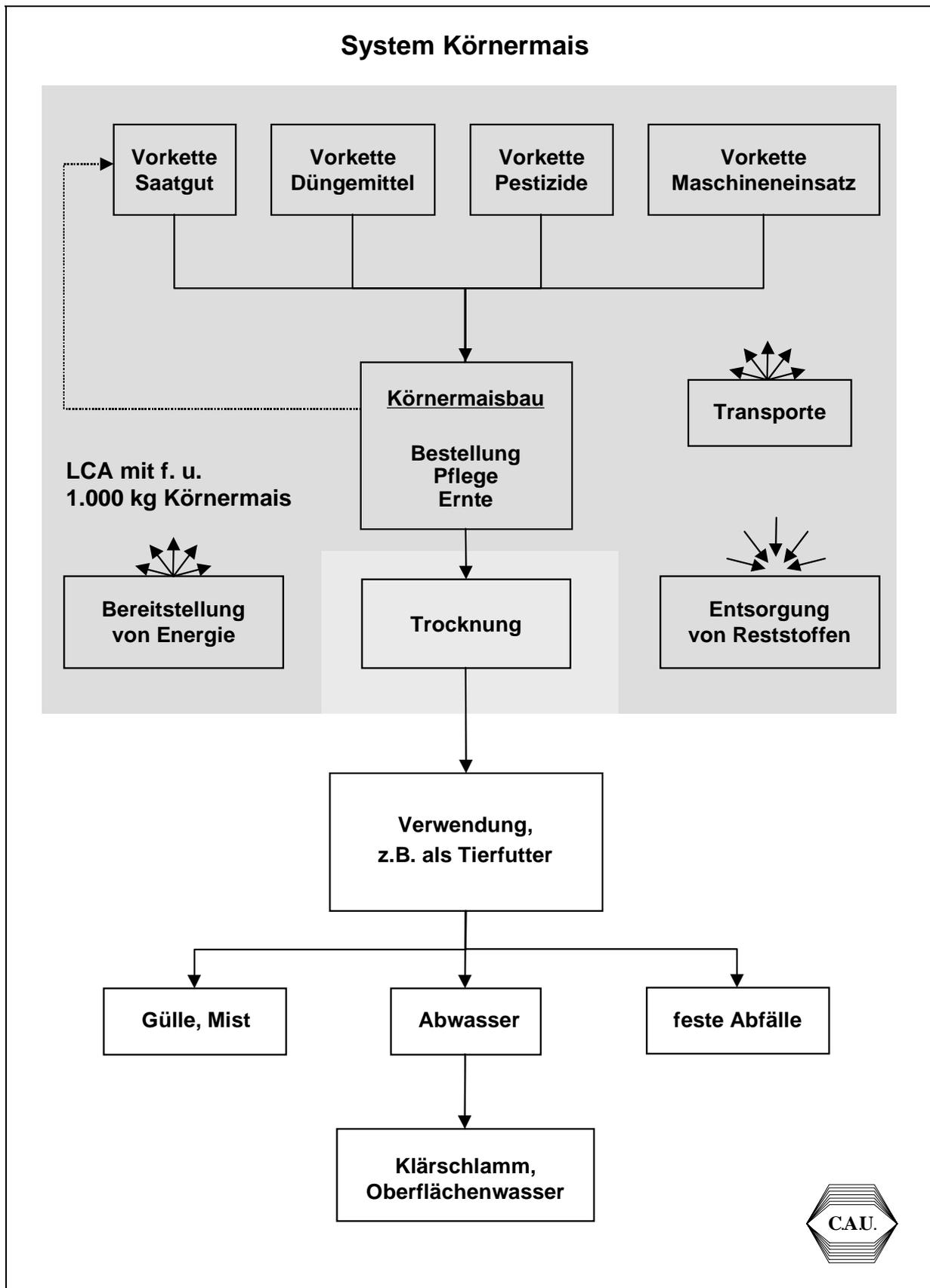


Abb. 3.3-1: Übersicht über das System Körnermais.

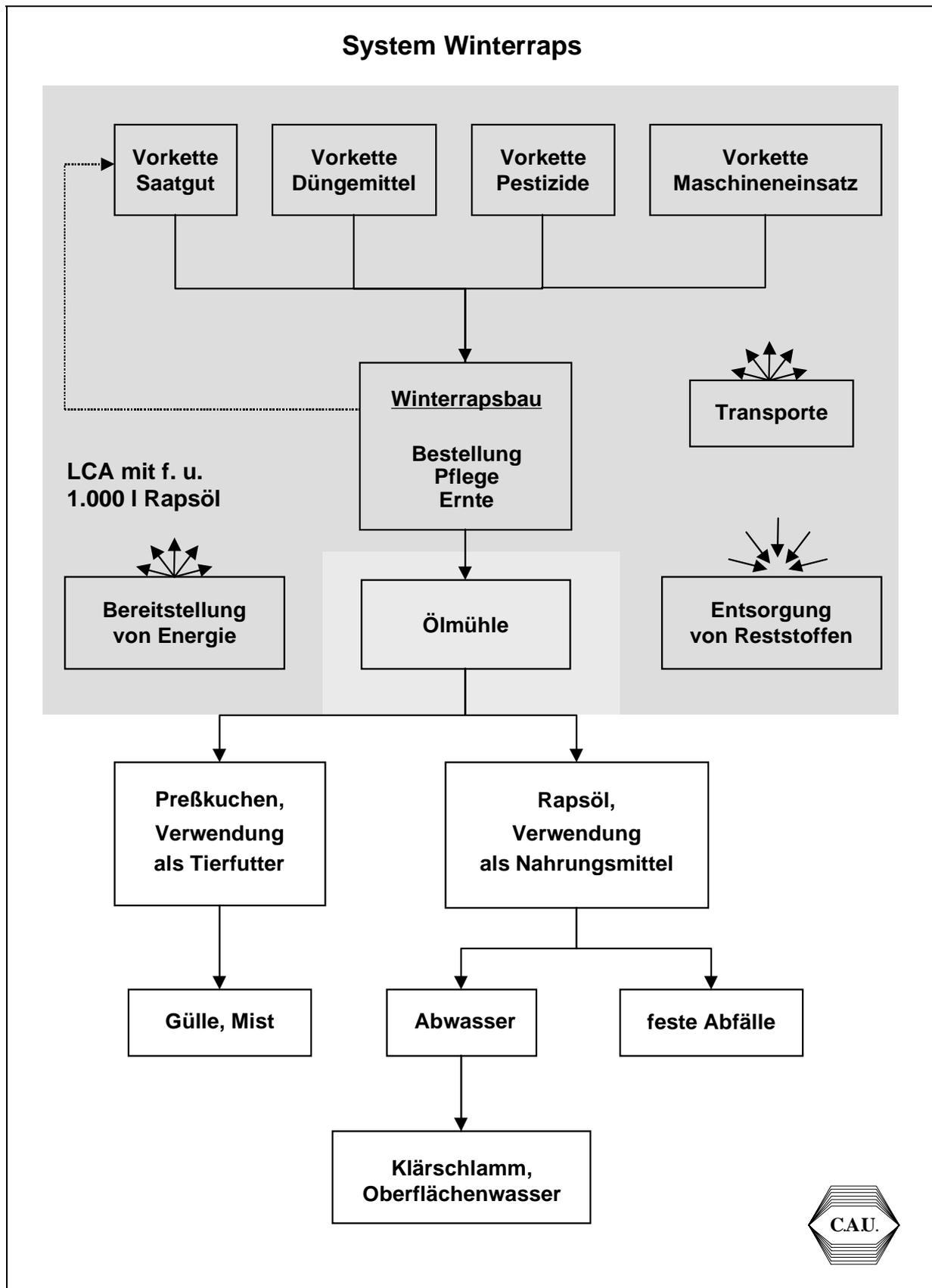


Abb. 3.3-2: Übersicht über das System Winterraps.

3.4 Funktionelle Einheit(en)

Als funktionelle Einheiten (functional unit – f. u.) wurden festgelegt:

- für das Maissystem: 1.000 kg Körnermais mit 14 % Trockenfeuchte
- für das Winterrapsystem: 1.000 l Rapsöl

Bei der Definition der funktionellen Einheiten wird davon ausgegangen, daß der jeweilige Hauptnutzen (Nährwert) weitgehend identisch ist. Schwer quantifizierbare (z. B. ästhetische, ethische) Nebennutzen wurden in Übereinstimmung mit der gängigen LCA-Praxis nicht in die Definition einbezogen.

3.5 Regeln und Annahmen

In diese Kategorie fallen die Abschneideregeln, Allokationsregeln und die Aggregation der Sachbilanzergebnisse, soweit sie nicht in die Wirkungsabschätzung fallen.

Es wurden keine allgemeingültige **Abschneideregeln** vereinbart, sondern fallspezifisch definiert.

Allokationen müssen in der Sachbilanz bei Koppelprodukten und bei Recycling im offenen Kreislauf (open-loop recycling) festgelegt werden. Da bei Agrarprodukten Koppelprodukte mit stark unterschiedlichem ökonomischen Wert anfallen, erscheint die Allokation auf der Basis Masse, gewichtet mit dem Preis sinnvoll. Beim System Winterraps wurde aber keine Allokation zwischen Rapsöl und Preßkuchen durchgeführt, da hierdurch für den Vergleich der Anbauformen keine weiteren Ergebnisse zu erwarten waren.

Für das open-loop recycling (Abfall aus dem einen System wird in einem zweiten System – hier vor allem als Wirtschaftsdünger – genützt) wurde die sog. cut-off rule gewählt: das Abfall-abgebende System wird durch entsprechend der Verwendung vermindertes Abfallaufkommen „belohnt“, das Abfall-aufnehmende System wird durch verminderten Rohstoffbedarf entlastet (KLÖPFER, 1996). So wird hier die Bereitstellung von Schweinegülle und Rinderfestmist nicht im System Körnermais- bzw. Winterrapsanbau quantifiziert, wohl aber die durch ihre Verwendung freigesetzten Emissionen (vgl. auch Anhang 5 im Materialienband). Dies betrifft sowohl die Emission von Stickstoffverbindungen in Luft und Wasser als auch die mit dem Wirtschaftsdünger in den Boden eingetragenen Schwermetalle. Die Zuordnung der stickstoffhaltigen Emissionen zum Wirtschaftsdünger verwendenden System ist unstrittig. Dagegen gibt es bei den Schwermetallemissionen auch Argumente für eine Zuordnung zum System Viehhaltung. Da sich bei der Auswertung der Ergebnisse von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zeigte, daß diese Schwermetallemissionen im Bereich Human – und Ökotoxikologie ergebnisbestimmend sind, wurden die Berechnungen mit dieser zweiten Allokation wiederholt (Kap. 6).

Durch die Verwendung generischer Datensätze (s. u.) werden die von den jeweiligen Autoren verwendeten Allokationen mitübernommen. Der wichtigsten Datenquelle (ESU-ETH, 1996) liegen verschiedene, dem jeweiligen Modul angepaßte Allokationen zu Grunde. Dieses Vorgehen ist in Übereinstimmung mit ISO 14041 (ISO, 1998) und kann hier nicht im Detail diskutiert werden.

Die **Aggregation** der Sachbilanz erfolgte bei Massen ungewichtet (bei Emissionen und Rohstoffen), bei Flächen nach Flächennutzungskategorien. Die Aggregation der Energiewerte erfolgte zum „Kumulierten Energieaufwand“ (KEA) (hier der Wirkungsabschätzung zugeordnet). Dieser beinhaltet eine primärenergetische Bewertung (VDI, 1997). Der KEA kann auch als hochaggregierte Wirkungskategorie im Sinne des Vorsorgeprinzips betrachtet werden und, wie hier, in die Wirkungsabschätzung miteinbezogen werden (KLÖPFER, 1997).

3.6 Datenbeschaffung

Die Datenbeschaffung erfolgte durch Originalerhebungen und durch Ermittlung von Literaturdaten. Originalerhebungen wurden vor allem zur Erstellung der Szenarien für den österreichischen Landbau (konventionell und biologisch) für die Systeme Körnermais und Winterribs durchgeführt. Für das System Körnermais-GVO wurden von der Firma NOVARTIS Informationen zur Verfügung gestellt. Auch für das System Winterribs-GVO standen einige – allerdings sehr lückenhafte – öffentlich zugängliche Informationen der Firma AgrEvo zur Verfügung.

Für die klassischen Bereiche der generischen Daten (Energiebereitstellung, Transporte, Materialien etc.) wurden in erster Linie Daten der ETH Zürich eingesetzt (ESU-ETH, 1996), die teilweise für unsere Zwecke zusammengefaßt und umgerechnet wurden.

Ökobilanz-relevante Daten zur Agrartechnik wurden u. a. einem neuen für die Europäische Kommission, DG VI erstellten Bericht (EC-DG VI, 1997) sowie aus KALTSCHMITT & REINHARDT (1997) entnommen.

3.7 Wirkungsabschätzung und Auswertung

Die Wirkungsabschätzung wird nach der zuerst von CML (Leiden) vorgeschlagenen und später in Details modifizierten Methode der Wirkungskategorien durchgeführt (HEIJUNGS et al., 1992; KLÖPFFER & RENNER, 1995). Die in Abschnitt 2.1.4 wiedergegebene aktuelle Liste der Wirkungskategorien nach SETAC-Europe (UDO DE HAES, 1996) wurde, wie in Abb. 3.7-1 dargestellt, eingeeengt, da nicht alle Kategorien für jede Problemstellung, unter Beachtung der Datenlage, relevant sind.

Auswahl der Kategorien und relevanten Indikatoren für die Wirkungsabschätzung	
<u>Wirkungskategorie</u>	<u>Indikatoren</u>
• Kumulierter Energieaufwand	• Energieträger
• Ressourcen	• Rohstoffinput
• Naturraumbeanspruchung	• Fläche x Zeit
• Global Warming	• CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
• Versauerung	• SO ₂ , NO _x , NH ₃
• Eutrophierung	• N, P
• Humantoxizität	• Pestizide, Schwermetalle, gen. mod. DNA
• Ökotoxizität	• Pestizide, Schwermetalle, gen. mod. DNA

Abb. 3.7-1: Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz gentechnisch veränderter Pflanzen (Übersicht).

Eine signifikante Abweichung vom CML-Schema, das eine möglichst quantitative Erfassung der Kategorien über die sog. Indikatoren anstrebt („Charakterisierung“), ist die Einbeziehung von verbalen Argumentationen zu derzeit nicht oder nur sehr unzureichend quantifizierbaren Risiken (Risikobetrachtungen, s. u.).

Im einzelnen wurden folgende Wirkungskategorien in Abstimmung mit dem Begleitkreis zur Wirkungsabschätzung herangezogen:

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der KEA ist die aus der Sachbilanz übernommene Aggregation des Primärenergieaufwands. Im Rahmen der Wirkungsabschätzung stellt der KEA einen nützlichen Summenparameter dar (KLÖPFER, 1997)

Ressourcen

Unter Ressourcen sind hier abiotische Ressourcen, vor allem (fossile) Energieträger in den Lagerstätten zu verstehen. Biotische Ressourcen sind nicht zu erkennen, weil die landwirtschaftlichen Rohstoffe innerhalb der Systemgrenzen produziert werden und daher nicht als Ressourcen im Sinne der Wirkungsabschätzung gelten.

Naturraumbeanspruchung

Die Kategorie Landnutzung (SETAC-Europe) erscheint hier unter „Naturraumbeanspruchung“, was dem Konzept der Hemerobiestufen nach KLÖPFER & RENNER (1995) besser gerecht wird. Die wesentlichen Beiträge zu dieser Kategorie kommen aus der Beanspruchung von Ackerland für die Produktion von Körnermais bzw. Winterraps.

Die Quantifizierung erfolgt über die Fläche pro funktionelle Einheit und die Nutzungsdauer. Der Nutzungsart kann eine bestimmte Hemerobiestufe zugeordnet werden.

Treibhauseffekt (Global Warming)

Der Treibhauseffekt wird über die vom IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) vorgeschlagene Berechnung des Treibhauspotentials (**G**lobal **W**arming **P**otential – GWP) aus den Frachten von Kohlendioxid, Methan und Lachgas (in CO₂-Äquivalenten) berechnet.

Versauerung

Die Versauerung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen wird durch das Versauerungspotential (**A**cidification **P**otential – AP) quantifiziert (in SO₂-Äquivalenten).

Eutrophierung

Mit Eutrophierung wird hier die Überdüngung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme bezeichnet, die wegen der für Wasser und Boden unterschiedlichen limitierenden Nährstoffe getrennt quantifiziert werden. Die aquatische Eutrophierung (Eutrophierung im engeren Sinn) wird über die Phosphat-Äquivalente erfaßt, die terrestrische Überdüngung in Nitrat-Äquivalenten.

Humantoxizität und Ökotoxizität

Für diese Kategorien war (mit Ausnahme der GVO-spezifischen Risiken) zu Beginn der Studie eine Gewichtung durch ADI (**A**ceptable **D**aily **I**ntake)- und NOEC (**N**o **O**bserved **E**ffect **C**oncentrations)-Werte auf der Basis einer Expositionsanalyse vorgesehen, wie sie von GUI-NEE et al. (1996) vorgeschlagen wird. Die daraus resultierenden Gewichtungsfaktoren liegen für die meisten in dieser Studie relevanten Pestizidwirkstoffe in der Literatur nicht vor. Zur Berechnung, vor allem der Exposition benötigte physikalisch-chemische Daten waren nicht in zufriedenstellendem Maße erhältlich. Es wurde daher zunächst von einer quantitativen Behandlung dieser Kategorien abgesehen. Sie wurden gemeinsam mit den GVO-relevanten Fragen qualitativ unter den Risikobetrachtungen behandelt.

Eine weitere Methode zur quantitativen Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität ist die Critical Surface Time-Methodik (CST 95) nach JOLLIET & CRETTEZ (1997), die auch in der EU-Studie (EC-DG VI, 1997) angewandt wurde. Bei der Berechnung der Wichtungsfaktoren gehen Verteilung und Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten ein. Dabei wird das Humantoxizitätspotential (HTP) in Blei-Äquivalenten angegeben, das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotential in Zink-Äquivalenten. Für diese Methode wurden in der Schlußphase dieser Studie neue Wichtungsfaktoren für zahlreiche Pestizidwirkstoffe vorgestellt (JOLLIET et al., 1998), so daß die quantitative Wirkungsabschätzung für diese Wirkungskategorien ergänzt werden konnte.

Nicht behandelte Wirkungskategorien

Die Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“ (Ozone Depletion Potential-ODP) wurde weggelassen, da bei landwirtschaftlichen Prozessen nur die Lachgasemission für den Ozonabbau von Bedeutung sind, für die noch kein Umrechnungsfaktor auf das ODP verfügbar ist. Ferner wurden die „Belästigungen“ Lärm und Geruch, sowie Strahlung und Sommersmog nicht berücksichtigt, weil bei diesen Kategorien keine nennenswerten Unterschiede zwischen den untersuchten Alternativen abzusehen sind.

Risikobetrachtungen im Rahmen der Wirkungsabschätzung

Eine Erweiterung der klassischen Wirkungsabschätzung stellt die Einbeziehung verbaler (qualitativer) Risikobetrachtungen bei denjenigen Kategorien dar, für deren Operationalisierung und Quantifizierung im Rahmen der LCA noch die methodischen Grundlagen fehlen (Gen-transfer, Resistenzbildung etc.) oder nicht genügend Wirkungsdaten zur Verfügung standen (Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln). Die Einbindung von Risikobetrachtungen in die Ökobilanz, besonders bei vergleichenden Aussagen, wird im internationalen Normentwurf ISO-CD 14042 (ISO, 1998) ausdrücklich empfohlen.

Auswertung

Eine Auswertung im Sinne einer Konsensfindung über die relative Gewichtung der Wirkungskategorien ist nicht Teil der Aufgabenstellung. Um dennoch zu einer vorläufigen Gewichtung zu gelangen, wird in der Auswertung eine verbale Argumentation geführt, die – soweit möglich – die Meinungsbildung im Projektteam und im Begleitkreis wiedergibt.

Bei der Auswertung von Sachbilanz und quantitativer Wirkungsabschätzung wurden die bilanzierten Systeme jeweils innerhalb einer Wirkungskategorie bzw. Sachbilanzposition miteinander verglichen, um festzustellen, inwieweit signifikante Unterschiede vorliegen, die einen Vor- oder Nachteil für ein System bezüglich der Umweltbelastungen erkennen lassen.

3.8 Zielgruppen

Zielgruppe der Studie sind in erster Linie die für die Ausgestaltung des Österreichischen Gentechnikrechts (im Kontext der EU-Regelungen) verantwortlichen Entscheidungsträger. Weiterhin wendet sich die Studie an die Experten und Entscheidungsträger in der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (EU) sowie den EU-Mitgliedstaaten und anderen internationalen Organisationen (OECD).

Durch die Publikation soll die Studie auch zur Versachlichung der teilweise sehr emotional geführten öffentlichen Debatte beitragen.

3.9 Prüfung durch Sachverständige

Die Publikation der Studie in Verbindung mit vergleichenden Aussagen macht nach ISO 14040 § 7.3 (ISO, 1997) eine sog. „Kritische Prüfung“ durch externe Sachverständige erforderlich, die in der Regel durch ein Panel durchgeführt wird. Idealerweise sollte die Zusammensetzung des Panels die Zielgruppen – zumindest näherungsweise – widerspiegeln. Es gibt bisher nur wenige Beispiele für diese aufwendige Art der Prüfung, die im vorliegenden Fall durch die Einbindung des Begleitkreises nicht erforderlich ist. Die Begutachtung wird daher durch einen Experten (Gérard Gaillard, FAT, Tänikon, Schweiz) durchgeführt. Herr Gaillard ist als Teilnehmer an der „concerted action“ der EU zur Harmonisierung der Ökobilanz für die Landwirtschaft (EC-DG VI, 1997) mit der Materie bestens vertraut.

Der Bericht des Experten über die kritische Prüfung ist Bestandteil des Schlußberichts (Kapitel 12). Dem Auftraggeber und den Erstellern der Studie steht das Recht zu, den Prüfbericht ggf. zu kommentieren und die Stellungnahme(n) im Schlußbericht darzulegen (Kapitel 13).

4 SACHBILANZ

4.1 Übersicht über die landwirtschaftlichen Szenarien

Die vorliegende Ökobilanz vergleicht am Beispiel von zwei Produkten, Körnermais und Winter-raps, drei grundlegende, an die landwirtschaftlichen Bedingungen in Österreich angepaßte Produktionsszenarien (konventionell, biologisch, gentechnisch verändert (GVO)). Durch die Variationen mancher Teilaspekte der Produktionsszenarien entstanden in Summe acht Körnermaisszenarien und vier Winterappsszenarien. Diese Szenariotechnik wurde gewählt, um die Bandbreite der Umweltbelastungen zu erfassen.

Die verschiedenen Szenarien wurden auf der Grundlage der in Kapitel 4.3 dargestellten landwirtschaftlichen Anbaudaten entworfen. Da für den GVO-Anbau keine österreichischen Anbaudaten vorlagen, wurde für die GVO-Szenarien angenommen, daß sich die in der Sachbilanz erfaßten Daten nur in den Pflanzenschutzmaßnahmen (Zünslerbekämpfung/Mais bzw. Unkrautkontrolle/Raps) von den konventionellen Szenarien unterscheiden. Kennzeichnend für den biologischen Anbau hingegen ist, daß keine Pflanzenschutzmittel (Insektizide und Herbizide) und auch keine Mineraldünger eingesetzt werden. Entsprechend unterscheiden sich die Sachbilanzdaten in diesen Punkten von den konventionellen und GVO-Produktionsszenarien.

4.1.1 Körnermaisszenarien

Um in den Körnermaisszenarien die möglichen Vorteile von Bt-Mais adäquat abzubilden, sollte der Befallsdruck durch Maiszünsler sowie der damit verbundene Insektizideinsatz und der mögliche Ertragsausfall in Österreich erfaßt werden. Da nur für das Jahr 1996 stichprobenartige Erhebungen des Maiszünslerbefalls publiziert vorlagen (vgl. Kap. 4.3.1 und 4.3.3.2), wurden in der Ökobilanz verschiedene theoretische Maiskörnerszenarien bezüglich Maiszünslerbefall, Bekämpfungsstrategien (Insektizideinsatz, Bt-Mais, Abschlegeln) und Ertragsmengen entworfen (KM-Sz. 1 bis 5). Sämtliche anderen Anbaudaten wurden nicht verändert.

Tab. 4.1.1-1: Übersicht über die Produktionsszenarien für Körnermais.

	KM-Sz.1	KM-Sz.2	KM-Sz.3	KM-Sz.4/5	KM-Sz.6	KM-Sz.7	KM-Sz.8
Grundlage	konv.	konv.	konv.	konv./GVO	konv.	konv./GVO	biol.
Ertrag	Minder	Optimal	Optimal	Optimal	Standard	Standard	Bio
Maiszünslerbefall	100 % II	100 %	0 %	0/100 %	25 %	25 %	25 %
Besondere Maßnahme	Abschlegeln	Insektizideinsatz	Abschlegeln	BT-Mais	Insektizideinsatz (10 %)	BT-Mais (10 %)	Abschlegeln
(auf % der Fläche)	(100 %)	(100 %)	(100 %)	(100 %)	Abschlegeln (90 %)	Abschlegeln (90 %)	(100 %)
Zwischenfrucht	Senf abfrostend	Begrünung mit Leguminosen					
Düngemittel	Vollkorn plus Nitramoncal Mischkalk Schweinegülle	Rinderfestmist N aus Bio-Zwischenbegrünung					
Pflanzenschutzmittel	Captan, Titus, Lido SC	Captan, Titus, Lido SC, Decis	Captan, Titus, Lido SC				

Szenario 1 kann als „worst-case“ bezeichnet werden, da trotz vorbeugender Maßnahmen ein 100 %iger Befall angenommen wurde, der sich auch in einem Minderertrag auswirkt. In Szenario 3 wird dagegen die Wirksamkeit des vorbeugenden Abschlegelns (und Unterpflügens) der Maisstrohrückstände angenommen. Kein Befall führt hier zur Erreichung eines Optimalertrages.

In Szenario 2 wird trotz 100 % Befall die Wirksamkeit eines umfassenden Insektizideinsatzes unterstellt, sodaß sich trotzdem ein Optimalertrag ergibt. Vergleichbar ist dieses Szenario mit den Szenarien 4 bzw. 5, die Bt-Mais vorsehen und ebenfalls denselben Optimalertrag ergeben. Das Abschlegeln kann in diesen Szenarien wegen der besonderen Maßnahmen zur Maiszünslerbekämpfung entfallen.

Die Szenarien 6 und 7 stellen eine Schätzung des Durchschnittsbefalls über die Fläche Österreichs dar. Der Pflanzenbefall wurde nach Stichproben von BERGER (1997) (vgl. Kapitel 4.3.3.2) im gewichteten Durchschnitt für Österreich mit 25 % ermittelt. Dies führt zu einem entsprechenden Durchschnittsertrag, der gegenüber dem möglichen Optimalertrag etwas kleiner ausfällt (siehe Kapitel 4.3.1). Der Insektizideinsatz (Mittel: Decis) gegen den Maiszünsler wird nach Praxisangaben auf etwa 10 % der Maisflächen in Österreich angenommen. In Ergänzung dazu wird in diesen Szenarien angenommen, daß auf den restlichen Flächen (90 %) vorbeugend Maisstroh abgeschlegelt wird. Der durchschnittliche Befall von 25 % wird auch für Szenario 8 angenommen, das die Verhältnisse im Bioanbau abbilden soll.

4.1.2 Winterrapsszenarien

Der wichtigste Punkt im Szenariovergleich zwischen konventionell und gentechnisch verändert ist der notwendige Herbizideinsatz. In der hier vorliegenden Ökobilanz werden vier Rapsanbauszenarien begutachtet: Im Szenario "biologischer Rapsanbau" (WR-Sz. 4) wird kein Herbizid eingesetzt. Das Szenario konventioneller Raps (WR-Sz.1) geht davon aus, daß ein in Österreich typischerweise eingesetztes Herbizid (Butisan S) im Voraufbau bzw. frühen Nachaufbau gespritzt wird. Für den GVO-Raps wird eine bzw. werden zwei Basta-Anwendung(en) im späteren Nachaufbau angenommen. Für die Basta-Aufwandmenge ist ebenso wie für Butisan S der Applikationstermin von Bedeutung. Da die Firma AgrEvo keine Daten zu den voraussichtlich benötigten Basta-Aufwandmengen zur Verfügung gestellt hat, wird von den in BÖTGER (1997) publizierten Aufwandmengen ausgegangen und in der Ökobilanz ein "best-" und ein "worst-case" Aufwandmengenszenario betrachtet (WR-Sz. 2 und 3, vgl. Kap. 4.3.3.3).

Tab. 4.1.2-1: Übersicht über die Produktionsszenarien für Winterraps.

	WR-Sz.1	WR-Sz.2	WR-Sz.3	WR-Sz.4
Grundlage	konv.	konv./GVO	konv./GVO	biol.
Ertrag	Standard	Standard	Standard	Bio
Besondere Maßnahme	Herb. Butisan S einmal 2,5 l	Herb. Basta einmal 2,25 l	Herb. Basta zweimal 2,25 l	Mechanische Unkrautkontrolle 3 x striegeln
Düngemittel	Schweinegülle Nitramoncal DC 45 neu Mischkalk	Schweinegülle Nitramoncal DC 45 neu Mischkalk	Schweinegülle Nitramoncal DC 45 neu Mischkalk	Vorfrucht Körnererbse Rindermist

4.1.3 Flächenanteile

Die Flächenanteile der Bundesländer sind als Grundlage zur Gewichtung der teilweise unterschiedlichen Bundesländerangaben für den Anbau notwendig. Diese stellen sich bei Kulturarten Raps und Körnermais für den konventionellen Landbau folgendermaßen dar:

Tab. 4.1.3-1: Konventionelle Anbauflächen 1996 in Österreich.

Fläche [ha]	Burgenland (B)	Kärnten (K)	Niederösterreich (NÖ)	Oberösterreich (OÖ)	Steiermark (ST)	Österreich gesamt
Winterraps	14.789	119	42.884	13.303	302	71.397
Körnermais	28.760	19.709	56.017	54.551	89.179	248.216

Quelle: BMLF 1996a, S.260.

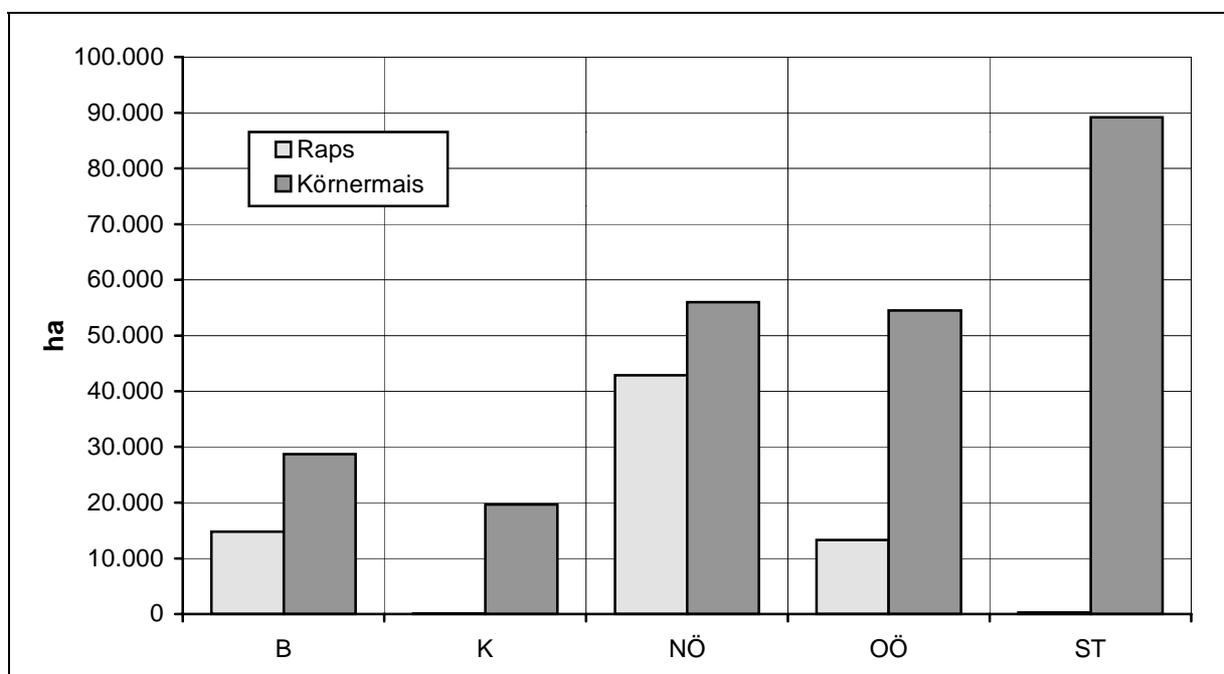


Abb. 4.1.3-1: Konventionell bewirtschaftete Flächenanteile der Bundesländer.

Aus dieser Aufgliederung lassen sich die Hauptanbauggebiete in Österreich deutlich ablesen. Die restlichen Bundesländer fallen nicht ins Gewicht. Ziel war es, für den konventionellen Anbau österreichtypische Szenarien zu entwerfen, die die Besonderheiten in den Anbaugebieten entsprechend ihrem Flächenanteil möglichst gut wiedergeben.

Für den biologischen Anbau wurde ein ähnlicher Ansatz gewählt, allerdings liegt keine vollständige Aufstellung nach Flächenanteilen in den Bundesländern vor.

Tab. 4.1.3-2: Biologische Anbauflächen 1996 in Österreich.

	Fläche [ha]
Winterraps	291
Körnermais (inkl. Corn-Cob-Mix)	1.039

Quelle: INVEKOS Daten BMLF April 1997 zitiert nach Schneeberger et al. 1997

4.2 Methodik der Datengewinnung bzw. der Vergleichbarkeit

Das notwendige umfangreiche Datenmaterial als Grundlage der Sachbilanz umfaßt alle Stoffströme in und aus dem landwirtschaftlichen Produktionssystem, sowie den mit der Wirtschaftsweise verbundenen allgemeinen Ressourceneinsatz für die Bearbeitung und Manipulation am landwirtschaftlichen Betrieb.

Daten dazu liegen in der Statistik nur bruchstückhaft oder gar nicht vor. Die in der Anbaudatensammlung dargestellten Kennziffern der einzelnen Produktionssysteme stammen daher aus unterschiedlichen Quellen:

- Offizielle Statistiken des BMLF (1995/1996a/1997a) (für die konventionellen Erträge)
- Offizielle Modellrechnungen des BMLF wie Standard-Deckungsbeiträge und Ergänzungshefte (1997b/1997c)) (für den Maschineneinsatz)
- Beratungsunterlagen (z. B. Düngempfehlungen (BMLF, 1996b), Pflanzenschutzmittelverzeichnis (BFL, 1997b, etc.) als Orientierung bei der Bemessung der eingesetzten Stoffmengen, bei der Berechnung spezifischer Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern
- Literatur (z. B. vorliegende Ökobilanzen zum Weizenanbau (EC-DG VI, 1997)) für den Zeitaufwand des Maschineneinsatzes
- Eingelangte Antworten zu den Fragebögen von Praktikern und Beratern der Landwirtschaftskammern für die Auswahl der Düngemittel und zur Abschätzung des Düngemittel- und Pflanzenschutzaufwandes
- Expertengespräche zu Teilaspekten mit Landwirtschaftskammern, Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Universität für Bodenkultur und Raiffeisen Ware Austria, besonders zu den datenmäßig schlecht abgedeckten Fragen, wie z. B. der Auswahl der eingesetzten Pflanzenschutzmittel
- Eigene Schätzungen betreffend die Gewichtung der besonderen Bundesländerangaben (Anteil Wirtschaftsdünger, Festlegung der Arbeitsgänge für die Kulturpflege etc.).

Es wurde versucht, die Gegebenheiten der heutigen landwirtschaftlichen Praxis möglichst gut wiederzugeben. Manche Aspekte wie z. B. der Maschineneinsatz orientieren sich daher an Modellrechnungen und statistischen Daten, während z. B. die Bemessung der Düngemittel sich stärker an den eingelangten Antworten zu den Fragebögen und damit stärker an den Angaben der Praxis als an idealisierten Modellrechnungen oder Beratungsunterlagen orientieren. Dies ist zur Erläuterung wichtig, da gerade der angenommene Düngemittelaufwand nicht den idealen Vorstellungen der Beratung entspricht.

In diesem Zusammenhang sind die existierenden Ackerschlagkarteien der Landwirtschaftskammern für die konventionelle Landwirtschaft eine wichtige Information. Während in Oberösterreich dazu Erfahrungen seit mehreren Jahren (Winterraps ca. fünf Jahre, Körnermais ca. zwei Jahre) vorliegen (BRANDSTETTER, 1997) und zahlenmäßig eingeflossen sind, war 1997 in Niederösterreich das erste Jahr in welchem Erhebungen zur Erstellung einer Ackerschlagkartei durch die Landwirtschaftskammer stattgefunden haben (HIRNSCHALL, 1997).

Für den biologischen Landbau mußte noch stärker auf eigene Erhebungen zurückgegriffen werden. Statistiken waren keine verfügbar. Zu den ausgesandten Fragebögen gab es aus Niederösterreich leider keine Rückmeldungen. Laut Auskunft des Beraters in der NÖ Landwirtschaftskammer wird kein Bio-Raps in Niederösterreich angebaut. Sämtliche diesbezüglichen beantworteten Fragebögen stammen daher aus Oberösterreich. Für Körnermais liegen ebenfalls die meisten Antworten zu den Fragebögen aus Oberösterreich vor, einer aus der Steiermark und zwei aus dem Burgenland (siehe Tab. 4.2-1).

Tab. 4.2-1: Übersicht über die eingelangten Fragebögen.

	OÖ	NÖ	B	ST	K
Körnermais					
Konventionell	1	1		1	1
Biologisch	3		2	1	
Winterraps					
Konventionell	1	2			
Biologisch	4				

4.3 Anbaudaten

4.3.1 Ertrag

Die Erträge der konventionellen Szenarien wurden aus der landwirtschaftlichen Statistik der letzten drei Jahre (BMLF, 1994, 1995a, 1996a) entnommen und bilden daher bereits einen gewichteten österreichischen Mittelwert.

Die biologischen Ertragszahlen wurden aus den Fragebögen, sowie einem oberösterreichischen Düngungsversuch entnommen und auf eine Trockenfeuchte von 9 % (ausgehend von einem durchschnittlichen Wassergehalt von 15 %), entsprechend den statistischen Angaben, korrigiert. Aufgrund der geringen Anzahl konnte kein sicherer Mittelwert berechnet werden, sondern dieser Wert ist als Expertenschätzung basierend auf den Fragebögen und darin enthaltenen weiteren Erläuterungen über den jeweiligen Jahres- und Kulturverlauf (Wetter, Schädlingsdruck etc.) zu bezeichnen.

Tab. 4.3.1-1: Erträge der Winterrapsszenarien.

Erträge [dt/ha]	1994	1995	1996	Durchschnitt
Winterraps konv.	30,4	30,0	18,6	26,3
Winterraps GVO				26,3
Winterraps biol.				17,9

Quelle: BMLF, 1994, 1995a, 1996a

Die Erträge für die GVO-Rapsszenarien wurden unter der Annahme einer bereits heute hohen Effizienz der chemischen Unkrautkontrolle bei konventioneller Produktion in Österreich nicht erhöht.

Die Erträge für Körnermais betreffend die verschiedenen konventionellen bzw. GVO-Szenarien wurden ausgehend vom Durchschnitts-(Standard)ertrag (KM-Sz.6) der amtlichen Statistik der letzten drei Jahre über eine Modellrechnung zum durchschnittlichen Maiszünslerbefall um einen Minderertrag und einen Optimalertrag ergänzt (s. Tab. 4.3.1-2 und vgl. auch Kap. 4.3.3.2).

Standard entspricht den gewichteten durchschnittlichen Erträgen der letzten drei Jahre in Österreich (BMLF, 1994, 1995a, 1996a). Diese Erträge beinhalten einen durchschnittlichen Ertragsverlust durch Maiszünsler von 2 %, errechnet nach der Formel von BERGER (1997) (vgl. Kap. 4.3.3.2). Ausgehend von diesem Wert wurde ein Minderertrag unter der Annahme eines 100-%igen Befalls, sowie ein Optimalertrag ohne Ertragsausfälle bei Insektizidbehandlung (konventionell) oder Einsatz von BT-Mais errechnet.

Tab. 4.3.1-2: Erträge der Körnermaisszenarien.

Erträge [dt/ha]	1994	1995	1996	Durchschnitt
Körnermais Standard	79,2	85,0	86,2	83,5
Körnermais Minder				78,4
Körnermais Optimal				85,2
Körnermais Bio				64,4

Quelle: BMLF, 1994, 1995a, 1996a

Bessere Schätzungen zum Maiszünslerbefall liegen in Österreich leider nicht vor. Daher wurde bewußt die modellhafte Aufspaltung der Maisszenarien als zusätzliche Möglichkeit gewählt, Ertragsfestlegungen vor dem Hintergrund verschiedener Bekämpfungsstrategien zu vergleichen. Dieser Vorgangsweise liegen auch Ertragszahlen transgener Sorten aus Anbauversuchen in Europa (NOVARTIS, 1997) und USA (PROGRESSIVE FARMER, 1997a, b; RICE, 1997) zugrunde, die keine Hinweise auf Mehrerträge zwischen konventionellem Insektizideinsatz und BT-Mais lieferten. Dazu kommt der wesentlich geringere Befallsdruck in Österreich im Vergleich zu Südeuropa oder USA, wo auch eine 2. Maiszünslergeneration in 1 Vegetationsperiode auftritt.

4.3.2 Maschineneinsatz

Daten bezüglich des Maschineneinsatzes wurden weitgehend aus der Literatur (EC-DG VI, 1997) hinsichtlich der Maschinengewichte und des Raumbedarfes übernommen bzw. über die Daten der Standard-Deckungsbeitragsrechnung (BMLF, 1997b) oder Maschinenselbstkosten (ÖKL, 1997) für Österreich angepaßt und vereinheitlicht. Wo sich keine konsistenten Anhaltspunkte aus den Fragebögen oder Expertengesprächen für eine abweichende Festlegung (z. B. der notwendigen Arbeitsstunden für das Pflügen) ergaben, wurden daher einheitliche Zahlen aus der Literatur eingesetzt.

Für die Bio-Szenarien wurde dieselbe Mechanisierung unterstellt, wenn nicht durch zusätzliche Arbeitsgänge (z. B. Striegeln) Besonderheiten vorgegeben wurden.

Tab. 4.3.2-1: Maschineneinsatz für Winterrapsanbau in Österreich und spezifischer Stundenverbrauch.

Arbeitsgang	Maschinen und Geräte	Zeit in h
Düngerstreuen	Traktor 41 kW + Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,7
Gülleausbringung	Traktor 75 kW + Güllefaß (6.000 l)	0,8
Mistausbringung (10 t)	Traktor 75 kW + Miststreuer (4,4-5,5 t); Traktor 41 kW + Frontlader	1,2 0,7
Herbstackerung/Pflügen	Traktor 75 kW + Anbaupflug vierscharig 140 cm	1,9
Saatbeetbereit.+Säen	Traktor 75 kW + Kreiselegge + Sämaschine 300 cm	1,7
Kopfdüngung	Traktor 41 kW + Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,3
Spritzen	Traktor 41 kW + Anbauspritze 500 l, 10 m	0,5
Striegeln	Traktor 41 kW + Striegel 6 m	0,5
N-Spätdüngung	Traktor 41 kW + Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,3
Mähdrusch	Mähdrusch 80 kW, 3,6 m	1,4
Kornabfuhr	Traktor 75 kW + 6 t Kipper 2achs	0,5
Grubbern	Traktor 75 kW + 11 Zinken-Grubber, 2,5 m	0,6
Maschinenrüstzeit		1

Tab. 4.3.2-2: Maschineneinsatz für Körnermaisbau und spezifischer Stundenverbrauch.

Arbeitsgang	Maschinen und Geräte	Zeit in h
Düngerstreuen	Traktor 41 kW + Schleuderdüngerstreuer 450 l	0,9
Gülleausbringung	Traktor 75 kW + Güllefaß (6.000 l)	0,8
Mistausbringung (10 t)	Traktor 75 kW + Miststreuer (4,4-5,5 t); Traktor 41 kW + Frontlader	1,2 0,7
Herbstackerung/Pflügen	Traktor 75 kW + Anbaupflug vierscharig 140 cm	1,9
Saatbeetbereitung	Traktor 75 kW + Kreiselegge	1,5/2,4
Säen	Traktor 41 kW + Pneu. Sämaschine 4reihig	1
Spritzen	Traktor 41 kW + Anbauspritze 500 l, 10 m	0,7
Hacken+Düngen	Traktor 41 kW + Hackger + Reihendgstr.4r	1,5
Striegeln	Traktor 41 kW + Striegel 6 m	0,5
Mähdrusch m. Unterbauhäcksler	Mähdrescher 100 kW, 4reihig mit Maisgebiss	1,3
Kornabfuhr	Traktor 75 kW + 6 t Kipper 2achsrig	0,5
Strohschlegeln	Traktor 75 kW + Schlegelhäcksler 230 cm	0,7
Grubbern	Traktor 75 kW + 11 Zinken-Grubber, 2,5 m	0,6
Maschinenrüstzeit		1,5

Über den Maschineneinsatz wurde auch der Dieserverbrauch als Produkt aus spezifischem Dieserverbrauch pro Arbeitsstunde, entnommen aus EC-DG VI (1997), und den errechneten Arbeitsstunden, ermittelt. Die Arbeitsstunden ergaben sich aus der Einsatzzahl (Zahl der Arbeitsgänge/Jahr) und dem spezifischen Stundenbedarf aus den obigen Tabellen. Der Effekt der Nutzungsart auf die Lebensdauer des Traktors wurde dabei vernachlässigt.

Es wurden zwei Traktoren unterschiedlicher Leistungsklassen (41 kW und 75 kW) eingesetzt. Der angenommene Dieserverbrauch lag zwischen 2,5 l/h für Mineraldüngerausbringung und Spritzen, über 3,8 l/ha für Gülle- und Mistausbringung, 7,5 l/h für die Saatbeetbereitung bis zu 18 l/h für Pflügen und 25 l/h für den Mähdrusch (EC-DG VI, 1997).

4.3.3 Pflanzenschutz

4.3.3.1 Allgemeines

Aus den Fragebögen konnten für diesen Teil keine quantifizierbaren Angaben entnommen werden, da je nach betrieblichen Gegebenheiten Mittel mit unterschiedlichem Wirkungsspektrum eingesetzt werden und diese auch von Jahr zu Jahr wechseln. Daraus ist auch ersichtlich, daß Festlegungen in diesem Bereich sehr schwierig sind, weil damit alle anderen Pflanzenschutzmittel aus der Bewertung herausfallen.

Statistische Daten zum detaillierten Pflanzenschutzmitteleinsatz bei Raps und Körnermais gibt es nicht. Durch ausführliche Gespräche mit Pflanzenschutzberatern der Landwirtschaftskammern, der Raiffeisen-Ware-Austria sowie Firmenvertretern wurde versucht, die wichtigsten Mittel in den einzelnen Wirkungskategorien auszuwählen, wobei hier klare Unterschiede in den Bundesländern (vielleicht auch beratungsspezifisch) erkennbar waren. Ausschlaggebend war in solchen Fällen die Flächenverteilung der Kultur auf die einzelnen Bundesländer.

Für die möglichst repräsentative Darstellung der konventionellen Pflanzenschutzstrategien bei Raps und Mais in Österreich wurde mit den Fachberatern folgender Institutionen Kontakt aufgenommen:

- Landwirtschaftskammer Oberösterreich
- Niederösterreichische Landeslandwirtschaftskammer
- Landwirtschaftskammer Steiermark
- Raiffeisen Ware Austria (RWA)
- Fa. SAREA Linz (Saatgutbeizung)
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (BFL)
- Universität für Bodenkultur, Institut für Pflanzenbau und Institut für Pflanzenschutz

Beim Winterraps ist die derzeitige Herbizidanwendung, beim Mais die Insektizidanwendung, ein wichtiger Vergleichsparameter zur GVO-Variante.

4.3.3.2 Mais

Die bei Körnermais in den konventionellen Szenarien eingesetzten Pflanzenschutzmittel umfassen Beizmittel für das Saatgut, Herbizide und Insektizide. Letztere entfallen bei den GVO – Szenarien durch den Einsatz von Bt-Mais.

Folgende Tabelle gibt einen Überblick:

Tab. 4.3.3-1: Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Körnermais.

Art	Name	Wirkstoff	Wirkstoffgehalt	Aufwandmenge
Fungizid zur Saatgutbeizung	Orthocid 75 W	Captan	750 g/kg	0,125 kg/100 kg Saatgut
Herbizid	Titus	Rimsulfuron + Netzmittel	261 g/kg	0,04 kg/ha
Herbizid	Lido SC	Pyridate Terbuthylazine	160 g/l 250 g/l	1,5 kg/ha
Insektizid	Decis	Deltamethrin	25 g/l	0,5 l/ha

Quelle: BFL, 1997b

Der **Herbizideinsatz** ist beim Mais mengenmäßig dominant. Eine Reihe von Mitteln werden in der Praxis entweder im Voraufbau (bevor die Saat keimt) oder im Nachaufbau eingesetzt. Die Wahl der Mittel, als auch die Anwendungspraxis hat sich allerdings in den letzten Jahren stark verändert. Atrazin als wirksames und billiges Mittel ist nicht mehr erlaubt. Zunehmend werden im Voraufbau auch Bandspritzungen durchgeführt und damit die Wirkstoffmengen weiter reduziert (KLUG, 1997a). Ebenfalls genannt wurde das Splitting von durchschnittlichen Anwendungsmengen auf zwei Spritzungen in Kärnten. In der Steiermark ist dies nicht üblich.

Mit Titus und Lido wurden zwei moderne Mittel mit relativ geringen Wirkstoffmengen, aber breitem Bekämpfungsspektrum ausgewählt, die besonders auch in der Steiermark als stärkstem Maisanbauggebiet eingesetzt werden. Es wurde entsprechend der noch immer üblichen Praxis eine einmalige Spritzung, ergänzt allerdings um eine einmalige Maschinenhacke, angenommen. Ein halber Spritzgang wurde für das Versprühen der Restflüssigkeit nach der Reinigung des Gerätes veranschlagt, wie dies in Beratungsunterlagen empfohlen wird.

Der **Insektizideinsatz** zur Bekämpfung des Maiszünslers ist in Österreich für die Futtermaiserzeugung nicht üblich. Für die wenigen Flächen auf denen eine Bekämpfung mit Spezialtraktoren (Stelzentraktoren) stattfindet wurde Decis als Standardinsektizid ausgewählt. Experten schätzen, daß die mit Insektiziden behandelten Maisflächen zwischen 5-10 % liegen.

Vereinzelte Anwendungen wurden im Tullner Feld wegen des starken Befalls ohne durchschlagenden Erfolg gemacht. Der Einsatz von Trichogramma (Schlupfwespen) zur biologi-

schen Bekämpfung ist zwar wirksam aber arbeitsintensiv und daher nur bei (teurem) Süßmais in Österreich auf einigen hundert Hektar pro Jahr üblich (BMLF, 1997a). Allgemein verbreitet sind vorbeugende Maßnahmen wie Strohschlegeln und sauberes Unterpflügen im Herbst, die deshalb auch in den Szenarien berücksichtigt wurden.

Der Zünslerbefall kann teilweise bis 100 % gehen, wobei eine Zünslerlarve je untersuchter Pflanze bereits als Befall gilt. Stichprobenerhebungen des Bundesamtes für Landwirtschaft (BFL) (BERGER, 1997) sind in der folgenden Tabelle hinsichtlich des Pflanzenbefalls nach Bundesländern ausgewertet. Allgemein läßt sich mit vorbeugenden Maßnahmen (Strohschlegeln, saubere Einarbeitung) der Befall einigermaßen kontrollieren. Dazu kommt, daß sich in Österreich nur eine Maiszünslergeneration entwickelt, sodaß Ertragsverluste in der Praxis nicht wahrgenommen werden.

Tab. 4.3.3-2: Auswertung stichprobenartiger Erhebungen des Maiszünsler-Pflanzenbefalls 1996.

Befall [%]	Feld 1	Feld 2	Feld 3	Feld 4	Feld 5	Feld 6	Feld 7	Feld 8	Feld 9	Mittel
B	25	68	100	22	32					49
K	6	18	17,5	12,5						14
NÖ	100	50	69,5	47,5	37,5	24	68,5	43	57	55
OÖ	9	18	12,5	14	13	8				12
ST	15	9	15	2	11	5	5	5,5	13	9

Quelle: BERGER, 1997.⁴

Obwohl die Stichprobenanzahl nur fünf bis neun Felder umfaßte wurde ein Mittelwert errechnet, der für die weiteren Berechnungen zugrundegelegt wurde.

Ausgehend vom Standardertrag wurden nun über die Formel „50 % Pflanzenbefall entspricht 4 % Ertragsreduktion“ (BERGER, 1997), die Ertragsausfälle in den Bundesländern hochgerechnet. Diese Formel basiert nach Rückfrage beim Autor auf eigenen Versuchserfahrungen.

Tab. 4.3.3-3: Errechnung der gewichteten Verluste und Erträge für Österreich.

Bundesland	Anbaufläche 1996 [ha]	Standard-Ertrag [dt/Jahr]	Pflanzen-befall [Mittel]	Ertrags-ausfall [%]	Ertrags-verlust [dt]	Optimal-Ertrag [dt]
B	28.760	83,5	49	4,0	3,3	86,8
K	19.709	83,5	14	1,1	0,9	84,4
NÖ	56.017	83,5	55	4,4	3,7	87,2
OÖ	54.551	83,5	12	1,0	0,8	84,3
ST	89.179	83,5	9	0,7	0,6	84,1
Österreich	248.216	83,5	25,20*	2,02*	1,7*	85,2*

* Mit den Körnermaisflächen der Bundesländer gewichtete Mittelwerte

Diese Berechnungen der relativen Verluste durch den Maiszünsler in den einzelnen Bundesländern gehen vom österreichischen Durchschnittsertrag aus, der um die relativen Verlustwerte zuerst auf Bundesländerebene zu einem „Optimalertrag“ korrigiert wird. Diese Bundesländerwerte sind reine Zwischengrößen, die nicht mit dem tatsächlich herrschenden Ertragsniveau in den Bundesländern in Übereinstimmung gebracht werden dürfen. Als wesent-

⁴ Die Erhebung 1997 (BERGER, 1998) konnte wegen der späten Publikation bei den Berechnungen nicht mehr berücksichtigt werden.

liches Ergebnis ergibt sich daraus aber der österreichische, um die gewichteten Ertragsausfälle korrigierte, durchschnittliche „Optimalertrag“, der für die Szenarien für Körnermais mit Insektizideinsatz oder BT-Mais Verwendung fand (vgl. Kap. 4.1.1).

Die Erhebungen zum Maiszünslerbefall wurden im Jahr 1997 in unmittelbarer Nähe der bereits 1996 untersuchten Felder wiederholt (BERGER, 1998). Das Jahr 1997 gilt wegen der kalten Witterung im Juli nicht als Maiszünslerjahr. Der durchschnittliche Pflanzenbefall lag mit 29,5 % trotzdem etwas über den Werten des vorhergehenden Jahres.

4.3.3.3 Raps

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Pflanzenschutzmittel, die im konventionellen Rapsanbau-Szenario bzw. in der GVO-Variante eingesetzt wurden.

Tab.4.3.3-4: *Eingesetzte Pflanzenschutzmittel bei Winterraps.*

Art	Name	Wirkstoff	Wirkstoffgehalt	Aufwandmenge
Insektizid für Saatgut	Gammarol supra fl.	Lindan	800 g/l	50 ml/kg
Fungizid für Saatgut	Dithane M45	Mancozeb	800 g/kg	0,3 kg/100 kg
Herbizid (konv.)	Butisan S	Metazachlor	500 g/l	2,5 l/ha
Herbizid (GVO)	Basta	Glufosinate	183 g/l	2,25 bzw. 4,5 l/ha
Insektizid	Cymbigon	Cypermethrin	100 g/l	0,25 l/ha
Insektizid	Ripcord	Cypermethrin	200 g/l	0,15 l/ha
Insektizid	Decis	Deltamethrin	25 g/l	0,3 l/ha

Quelle: BFL, 1997b

Eine Bekämpfung gegen Schadinsekten erfolgt einheitlich für das konventionelle und GVO-Szenario mit den in der Praxis häufigsten Mitteln Cymbigon, Cypermethrin und Decis. Für den Biolandbau wurde keine Bekämpfungsstrategie festgelegt, was sich auch im geringeren Ertrag ausdrückt. Die Auswahl erfolgte basierend auf Fachexperten-Schätzungen, da über die Einsatzmenge keine Statistiken vorliegen.

Die konventionelle Unkrautbekämpfung erfolgt mit 2,5 l/ha Butisan S im Voraufwurf, wo es bei genügend Feuchtigkeit eine breite Unkrautwirkung erzielt (KLUG, 1997b; HAIN & LANGER, 1997; ERICHSEN, 1997). Es fiel nicht leicht, aus der Liste der verschiedenen verfügbaren Herbizide ein einzelnes auszuwählen. Diese Entscheidung wurde mit Pflanzenschutzberatern der Landwirtschaftskammern abgestimmt. Beide Fragebögen aus Niederösterreich wiesen Butisan als Herbizid aus. Zusätzlich unterstützte diese Auswahl auch ein Vergleichsversuch zu Basta der Landwirtschaftskammer Hannover, der ebenfalls Butisan S als konventionelles Vergleichsherbizid auswählte (BÖTGER, 1997). Butisan S kann nach der Saat, also im Voraufwurf bis in den Nachaufwurf noch im Herbst angewendet werden (HAIN & LANGER, 1997). Für die notwendige Reinigung der Spritzen (Befüllen und Entleerung) wurde ein zusätzlicher Zeitaufwand von 0.5 h/ha veranschlagt.

Das GVO-Szenario wurde in eine einmalige Applikation von Basta mit 2,25 l/ha und eine zweimalige Applikation mit 4,5 l/ha im Nachaufwurf in Anlehnung an die Vergleichsversuche von BÖTGER (1997) gesplittet. Bei diesem Verfahren ist die Wahl des richtigen Zeitpunkts der Behandlung für den Bekämpfungserfolg entscheidend. Da zu diesem Szenario wenig Erfahrungen vorliegen und AgrEvo nicht bereit war Informationen für Winterraps unter europäischen Verhältnissen bereitzustellen, soll durch vergleichende Interpretation der beiden unterschiedlichen GVO-Szenarien eine breitere Aussage ermöglicht werden.

4.3.4 Düngung

4.3.4.1 Eingesetzte Düngemittel

Die Auswahl der Düngemittel versucht die wesentlichen qualitativen Angaben der Fragebögen zu berücksichtigen. Alle Szenarien weisen einen Mix verschiedener Düngungsstrategien auf, (z. B. N-Düngung aus Leguminosen und Rindermist in den Bio-Szenarien; Güllegaben kombiniert mit Mineraldünger in den konventionellen und „GVO“-Szenarien). Damit wurde versucht unterschiedliche betriebliche Situationen und Düngungsstrategien in Österreich in einem einzigen Szenario zu berücksichtigen.

Folgende Düngemittel bzw. Vorfrüchte wurden angesetzt:

Tab. 4.3.4-1: Eingesetzte Düngemittel bzw. Vorfruchtwirkungen der Leguminosen.

Bezeichnung	Szenario	Düngemittel in kg/ha	Nährstoffmengen in kg/ha			
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO + MgO
Vollkorn plus	KM konv.	240	48	19	19	7
Nitramoncal	KM/WR konv.	226	61			29
DC 45 neu	WR konv.	380		46	76	
Mischkalk	KM konv.	286				191
Mischkalk	WR konv.	302				201
Schweinegülle (5 % TS)	KM konv.	20 m ³ /ha	90	70	70	80
Schweinegülle (5 % TS)	WR konv.	12 m ³ /ha	54	42	42	48
Rinderfestmist (25 % TS)	KM bio	27 t/ha	95	81	135	189
Rinderfestmist (25 % TS)	WR bio	15 t/ha	53	45	75	105
N aus Zwischenbegr. mit Leguminosenanteil	KM bio		40			
N aus Körnererbse-Vorfrucht	WR bio		50			

Als Wirtschaftsdünger wird Schweinegülle (Getreide als Futtergrundlage) für Raps und Körnermais, für die Bio-Szenarien Rindermist ausgewählt.

Folgende spezifischen Nährstoffgehalte wurden verwendet:

Tab. 4.3.4-2: Nährstoffgehalte der eingesetzten Wirtschaftsdünger.

kg/m ³	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO+MgO
Schweinegülle (5 % TS)	4,5 feldfallend	3,5	3,5	4
Rindermist (25 % TS)	3,5 feldfallend	3,5	5	2

Quelle: BMLF, 1996b

Für die Bio-Szenarien wurden jeweils auch Leguminosen für die Stickstoffbereitstellung berücksichtigt. Dem Mais wird hier eine Winterzwischenfrucht mit Leguminosen vorangestellt, die eine geschätzte N-Sammelleistung von 40 kg/ha aufweist. Dafür wird der Stoff- und Energieaufwand für den Sävorgang angesetzt. Dem Raps wird die Körnererbse als Hauptfrucht vorangestellt. Der damit verbundene Stoff- und Energieaufwand wird zur Gänze der geernteten Körnererbse angelastet. Von den 120 kg/ha potentiell gesammelten Stickstoff (UMWELT-BUNDESAMT, 1996) werden 50 kg/ha kalkulatorisch zur Stickstoffversorgung angerechnet.

4.3.4.2 Festlegung des Düngeraufwandes

Die Bemessung des Düngeraufwandes versucht die Gegebenheiten der Praxis wiederzugeben. Eine erste Orientierung für die Stickstoffversorgung von Raps und Körnermais geben die errechneten Gesamtentzüge. Diese wurden im Hinblick auf die maßgebenden Ertragserwartungen zum Zeitpunkt der Düngung etwas nach oben korrigiert und in Form von Sollwerten festgelegt. Diese Ertragserwartungen entsprechen einem Optimalertrag für den Standort und liegen über den tatsächlich für die Szenarien angenommenen Durchschnittserträge und den daraus abzuleitenden Entzügen (vgl. Tab. 4.3.4-3). Zur weiteren Festlegung der Sollwerte dienten auch die Auswertungen der Fragebögen und Ackerschlagkarteien, wobei deutlich wurde, daß in der Praxis Raps sowohl im konventionellen als auch im biologischen Landbau in der Praxis über den Gesamtentzügen gedüngt wird (ca. 160 kg/ha), während bei Mais die tatsächlichen Stickstoffmengen insgesamt zwar höher, aber unterhalb der gesamten Entzüge liegen (170 bis 190 kg/ha). Dies hat mit den besonderen pflanzenbaulichen Charakteristika der beiden Kulturen zu tun. Für Raps gilt es in relativ kurzer Zeit einen hohen Nährstoffbedarf zur Ertragsbildung abzudecken. Mais kann sich durch die längere Vegetationszeit über den Sommer hinaus die notwendigen Nährstoffe im Boden aktiv aneignen bzw. sich auch aus dem über Mineralisierung freiwerdenden N des Bodenpools bedienen.

Die Wirksamkeit des Stickstoffes aus Wirtschaftsdüngern wurde bei der Auffüllung dieser Sollwerte für den konventionellen und biologischen Landbau unterschiedlich angesetzt. Im konventionellen Szenario wird nur die analoge Mineraldüngerwirkung (=NH₄-N-Gehalt) (BMLF, 1996b) auf den Sollwert der Szenarien angerechnet und damit höhere N-Gesamt mengen mit den Wirtschaftsdüngern auf die Flächen gebracht, die für den konventionellen Landbau als systembedingt gelten können. Diese Unterbewertung der Wirtschaftsdünger entspricht leider noch immer der gängigen Praxis im konventionellen Landbau. Der Anteil an Ammoniumstickstoff wird bei der Schweinegülle mit 65 % des Gesamtstickstoffs angenommen (SCHECHTER 1991).

Im Bio-Szenario wird für die N-Bemessung von den absoluten Gehalten der Wirtschaftsdünger an Stickstoff ausgegangen. Dies erscheint wegen der tatsächlichen längerfristigen Nährstoffbilanzierung im Biolandbau, über die gesamte Fruchtfolge, angebracht. Durch eine zeitweilige geringe Verfügbarkeit von Stickstoff kommt es daher im Biolandbau auch zu geringeren Erträgen.

Diese Unterscheidung der beiden Produktionssysteme hinsichtlich der Berücksichtigung des Stickstoffs in Wirtschaftsdüngern (konventionell höher als biologisch) erscheint aufgrund verschiedener Literaturangaben, welche deutliche Unterschiede zwischen den N-Salden beider Systeme belegen (NATIONALE PROJEKTGRUPPE, 1998; GÖTZ, 1997), notwendig. HESS (1997) weist ebenfalls auf fast doppelt so hohe systembedingte Bilanzüberschüsse im konventionellen Landbau hin (100 : 50 kg N).

Tab.4.3.4-3: Pflanzenentzüge, Sollwerte und tatsächliche N-Düngung der Varianten.

in kg N/ha		Ertrag in dt	Gesamtentzug	Sollwert	Düngung N _{ges}	Anteiliger NH ₄ -N-Gehalt
Raps	konv.	26,3	134	140	160	141
Raps	bio	17,9	91	100	103	
Mais	konv.	83,5	200	200	199	168
Mais	bio	64,4	151	150	135	

Für die beiden Hauptnährstoffe Phosphor und Kalium ist die Gegenüberstellung einfacher als für Stickstoff, da durch die geringere Mobilität nur Festlegungen im Boden und teilweise Verluste über die Bodenerosion auftreten. Basierend auf den in den Fragebögen genannten Mi-

neral- und Wirtschaftsdünger, deren Bemessung sich primär an den Stickstoffmengen orientierte, wurden anteilige Phosphor- und Kaliummengen ausgebracht. Vergleicht man diese Mengen für die Szenarien mit den Kornentzügen, so kommt es noch immer zu Akkumulationen im Boden durch tatsächlich über den Entzügen liegende Nährstoffmengen (vgl. Tab. 4.3.4-4).

Die Kalkmengen wurden für die konventionellen Szenarien einheitlich nach den Angaben aus den Standarddeckungsbeiträgen (BMLF, 1997b) mit 300 kg CaO angesetzt. Die Kalkmengen der Bio-Szenarien entstammen dem ausgebrachten Wirtschaftsdünger.

Tab.4.3.4-4: Überblick über die entzogenen und gedüngten Phosphat- und Kalium –Mengen.

In kg/ha	P ₂ O ₅		K ₂ O	
	Kornentzug	Düngung	Kornentzug	Düngung
Raps konv.	47	88	26	118
Raps biol.	32	45	18	75
Körnermais konv.	58	89	33	89
Körnermais biol.	45	81	26	135

4.4 Direkte Emissionen

4.4.1 Stickstoffverluste

4.4.1.1 Grundsätzliches

Stickstoffverluste setzen sich aus der Auswaschung von Nitrat (NO₃), der Ausgasung von Ammoniak (NH₃), Stickstoffoxiden (NO_x) und Lachgas (N₂O) sowie der Ausgasung von elementarem Stickstoff (N₂) zusammen. Zusätzliche Nährstoffverluste resultieren aus der Bodenerosion, die bei Körnermais berücksichtigt wurde.

Bei der Bilanzierung dieser Verluste wurde in der vorliegenden Arbeit in fünf Schritten vorgegangen:

- Berechnung der auftretenden Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Schweinegülle und Rindermist) und Mineraldünger
- Berechnung der N₂O-Ausgasung aus dem Boden in Abhängigkeit von der N-Düngungsmenge
- Berechnung der NO_x-Ausgasung aus dem Boden in Abhängigkeit von der N-Düngungsmenge unter zusätzlicher Berücksichtigung des Leguminosenstickstoffs
- Berücksichtigung der Ernteentzüge
- Teilweise NO₃-Auswaschung des aus der obigen Bilanzierung (Düngerinput minus gasförmige Verluste minus Ernteentzüge) errechneten Saldos (NO₃).

Die gesonderte Ausweisung der gasförmigen Verluste an elementarem Stickstoff wurde vernachlässigt, da keine Umweltwirkung gegeben ist.

Der atmosphärische N-Eintrag und die anteilige Auswaschung durch Mineralisierung von N-Bodenvorräten wurden ebenfalls außer acht gelassen, da sie nicht durch die Szenarien beeinflussbar sind.

An sonstigen Nährstoffverlusten wurden nur noch die Phosphatverluste bei der Erosion berücksichtigt (vgl. Kap. 4.4.1.4).

Die folgende Abbildung 4.4.1-1 gibt eine Übersicht über die Vorgangsweise zur Ermittlung der Stickstoffverluste:

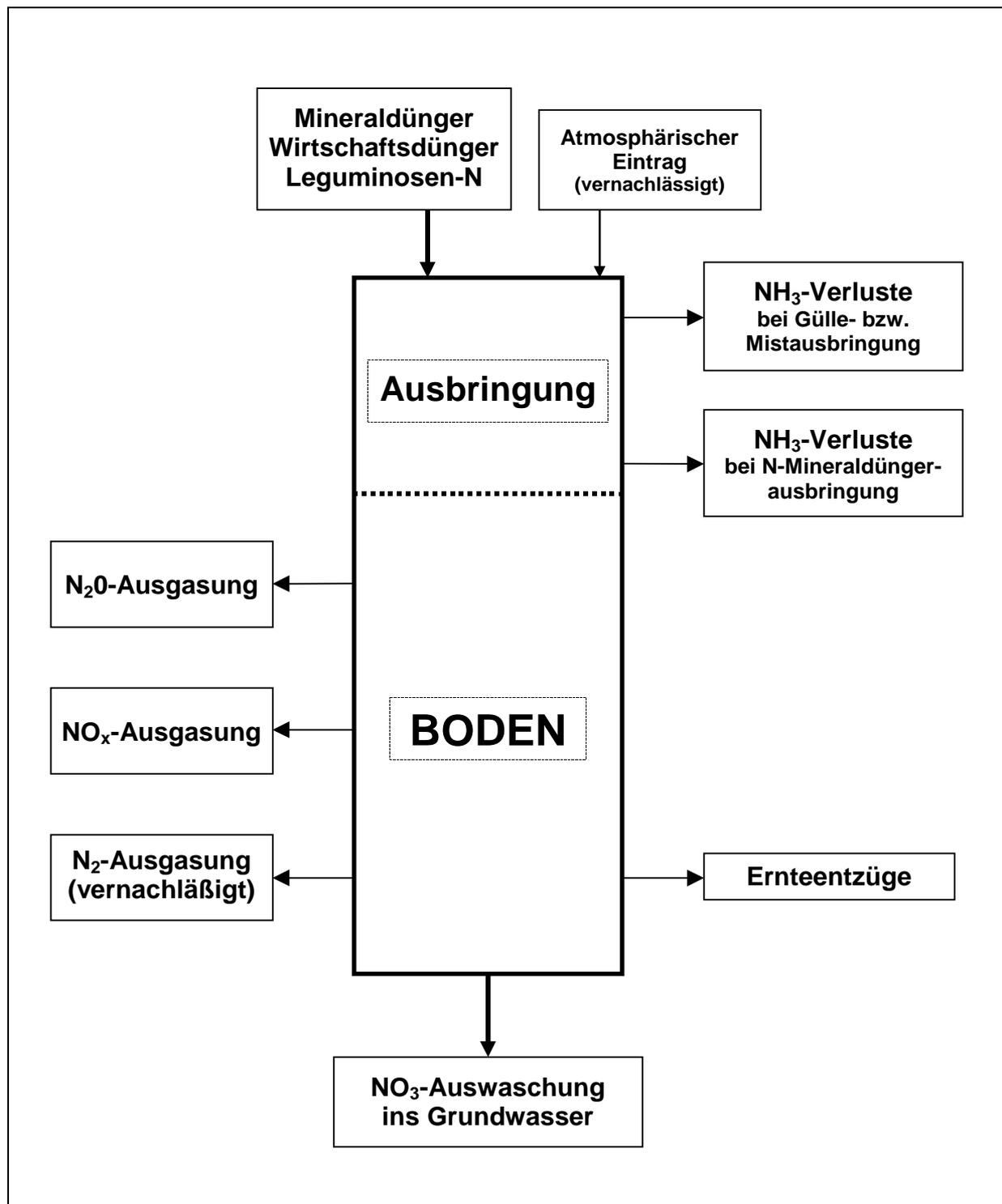


Abb. 4.4.1-1: Schema für die Bilanzierung der N-Verluste.

4.4.1.2 Emissionen in die Luft

Die Stickstoffverluste bemessen sich nach den ausgebrachten Düngemitteln, wobei hier zuerst die Verluste bei der Ausbringung und dann, um diese reduziert, die Ausgasung aus dem Boden errechnet wurde.

Bezogen auf Stickstoff ist zwischen jenen Nährstoffmengen die im Stall anfallen und jenen die „feldfallend“ sind zu unterscheiden. Verluste bei der Lagerung sind je nach Wert des Düngers nach der Lagerung entweder der Tierhaltung oder dem Ackerbau anzulasten (EC-DG VI, 1997). Es wurde angenommen, daß die Wirtschaftsdünger stallfallend einen negativen Wert (Abfall) und erst nach Lagerung und Behandlung einen neutralen Wert haben. Daraus ergibt sich, daß die Lagerung und damit verbundene Verluste (NH_3) noch der Tierhaltung anzulasten sind und daher in diesen Szenarien nicht berücksichtigt werden. Transport und Ausbringung und dabei auftretende gasförmige Verluste auf Basis der feldfallenden Stickstoffgehaltswerte gehen jedoch zu Lasten der Pflanzenproduktion und sind daher in dieser Arbeit berücksichtigt.

Bei der Ausbringung von Gülle mittels Prallteller (Breitverteilung) gehen hohe Anteile des Ammoniumstickstoffs als Ammoniak (NH_3) verloren. Diese Ausbringungsmethode ist in Österreich noch immer als Standard anzusehen und wurde daher zugrundegelegt. Ansätze für Verbesserungen mittels Schleppschlauchverteiler sind erkennbar, haben aber die breite Praxis noch nicht erreicht.

In der Literatur werden dazu verschiedene Werte, abhängig von unterschiedlichen Einflußfaktoren angegeben:

- Schweizer Daten geben 20 % des Gesamt-N-Gehaltes als Verlust an (BRAUN et al., 1994) bzw. 50 % des Ammoniumstickstoffs für feste und flüssige Wirtschaftsdünger (EC-DG VI 1997).
- Niederländische Zahlen sprechen von einer Variationsbreite von 10-30 % des verfügbaren Stickstoffs, im Mittel werden 17,5 % angenommen (EC-DG VI, 1997).
- Das UBA Berlin (1993) gibt den NH_3 -Verlust mit durchschnittlich 50 % des NH_4 -N-Gehaltes (= 65 % bei Gülle) an.

Für diese Arbeit wurde ein eher vorsichtiger Wert von 25 % des NH_4 -N in konventionellen Szenarien und 20 % des NH_4 -N in den beiden biologischen Szenarien als Ammoniakverlust für Wirtschaftsdünger angenommen. Den Biobetrieben wurde damit ein etwas besserer Umgang mit den Wirtschaftsdüngern zur Verhinderung von Ausbringungsverlusten unterstellt, da diese im Biolandbau bei der Nährstoffnachlieferung einen höheren Stellenwert haben.

Vom eingesetzten Mineraldünger gehen etwa 2 % als NH_3 in die Luft (BRAUN et.al, 1994). Asman differenziert weiter nach Ammoniumnitrat (für Nitramoncal), Verlustrate 2 % und NPK-N (für Volldünger) mit 4 % (EC-DG VI, 1997). Diese letzten beiden Prozentsätze wurde auf die Mineraldünger angewendet.

Für die Lachgas-Verluste (N_2O) gibt es unterschiedliche Angaben in der Literatur, die natürlich von verschiedenen Faktoren wie Witterung, Bodenart, Bodenbearbeitung etc. abhängen. Für diese Rechnung wurde eine grobe Formel von Bouwman (zit. n. EC-DG VI 1997) angesetzt: N_2O (in kg N/ha und Jahr) = $1 + 1,25 \% * \text{kg N des gedüngten Stickstoff}$. Der Leguminosenstickstoff wurde für die Lachgasverluste nicht berücksichtigt, was zu einer gewissen Besserstellung des Bio-Szenarios führt.

NO_x -Verluste werden in der Literatur ebenfalls unterschiedlich angegeben. Es wurde ein einheitlicher Emissionsfaktor nach den Angaben des Schweizerischen Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (zit.n. EC-DG VI 1997) von 3 % gewählt. Als Bemessungsgrundlage wird der gesamte gedüngte Stickstoff, in diesem Fall aber zusätzlich der gesammelte Leguminosenstickstoff (in den Bio-Szenarien) angesetzt.

4.4.1.3 Emissionen ins Grundwasser

Ausgangsbasis für die Abschätzung der Nitratemissionen ins Grundwasser ist der Saldo aus Düngung inklusive des Leguminosen-N abzüglich des Nährstoffentzuges durch die Ernte abzüglich der quantifizierten gasförmigen Verluste (vgl. Abbildung 4.4.1-1).

Von diesem N-Saldo wird ein festzulegender Prozentsatz als Nitrat ausgewaschen. Hiefür einen einheitlichen Wert anzugeben ist sicherlich schwierig, da der Einfluß der Niederschläge, der Standortverhältnisse, der Ausbringungszeitpunkte und -techniken für Düngemittel und jeder mechanischen Bodenbearbeitung eigentlich zu berücksichtigen wäre. Dies ist aber aufgrund des allgemeinen Anspruches der Szenarien nicht machbar.

Daher wurde ausgehend von differenzierten Überlegungen einer Niederländischen Arbeitsgruppe (EC-DG VI, 1997) für die Auswaschung ein durchschnittlicher Verlustwert von 30 % (40 % bei konventionellem Mais) des N-Saldos angenommen. In der Niederländischen Arbeit wurde für schwere Lehmböden eine Auswaschung von 20 % des Saldos und für leichte Böden 45 % des Saldos angesetzt. Eine genauere Gewichtung dieser Werte mittels der österreichischen Böden würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

4.4.1.4 Bodenerosion

Bei der Abschätzung der erosionsgefährdeten Böden kommt STALZER (1995) zu einer erosionsgefährdeten Fläche von 170.000 ha für Körnermais in Österreich und einem spezifischen Verlustwert von 25 t Feinboden/ha, der aufgeteilt auf die Gesamtfläche an Körnermais im Durchschnitt 17 t Feinboden/ha an Verlusten ergibt.

Nach Angaben von KLAGHOFER (BFL, 1997a) schwanken Bodenabträge bei Mais zwischen 38,1 t/ha/a bei konventioneller Bewirtschaftung und 4,8 t/ha/a bei Mulchsaat. Andere Angaben gehen von 1-4 mm/Jahr aus, wobei 1 mm etwa 15 t Feinboden mit 25 kg Gesamt-N/ha und 15 kg P/ha entspricht (RECHEIS, 1997).

Als wesentliche Verhinderungsmaßnahme für die Erosion ist die Mulch- bzw. Direktsaat im Maisbau zu berücksichtigen, deren Anteil in den letzten Jahren zugenommen hat. Zahlen über den Nachanbau von Feldfrüchten (Winterzwischenfrüchte) (ÖSTAT, 1997) können hier als grobe Orientierung dienen und betragen für 1997 186.000 ha, was etwa 13 % der gesamten Ackerfläche entspricht. Zieht man von der Ackerfläche die Winterfrüchte ab, so verdoppelt sich der relative Anteil an Winterzwischenfrüchten bezogen auf die Sommerungen. Damit kann auch beim konventionellen Anbau auf einen nennenswerten Zwischenbegrünungsanteil in Österreich geschlossen werden, wobei bekannt ist, daß gerade Mais wegen des späten Anbau-termines sich im besonderen dafür anbietet.

Aus diesen Überlegungen zum Anteil an Winterzwischenfrüchten läßt sich eine Reduktion der Bodenerosion ausgehend von den Angaben von STALZER (1995) ableiten. Es wird daher für die Szenariorechnungen 1 mm Bodenabtrag pro Jahr, mit Verlusten von 25 kg Gesamt-N/ha und 15 kg Gesamt-P/ha im konventionellen sowie dem GVO-Szenario gerechnet. Die Reduktion des Bodenabtrages im biologischen Landbau auf 0,5 mm/Jahr wird durch die – wegen der N-Sammlung durch Zwischenfrüchte – höheren Anteile an Zwischenfrüchten vor Mais begründet.

4.4.1.5 Zusammenfassung der Stickstoffverluste

Tab. 4.4.1-1: Stickstoff- und Phosphorverluste für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

Emission [kg]	KM-Sz. 1 /ha	KM-Sz. 2-5 /ha	KM-Sz. 6-7 /ha	KM-Sz. 8 /ha
NH ₃ -N	1,78E+01	1,78E+01	1,78E+01	2,85E+00
NH ₃	2,16E+01	2,16E+01	2,16E+01	3,46E+00
N ₂ O-N	3,27E+00	3,27E+00	3,27E+00	2,65E+00
N ₂ O	5,14E+00	5,14E+00	5,14E+00	4,16E+00
NO _x -N als NO ₂ -N	5,44E+00	5,44E+00	5,44E+00	2,76E+00
NO _x als NO ₂	1,79E+01	1,79E+01	1,79E+01	9,07E+00
NO ₃ -N	2,20E+01	1,79E+01	1,89E+01	9,04E+00
NO ₃	9,73E+01	7,93E+01	8,38E+01	4,00E+01
N (Erosion)	2,50E+01	2,50E+01	2,50E+01	1,25E+01
P (Erosion)	1,50E+01	1,50E+01	1,50E+01	0,75E+01
	KM-Sz. 1 /1.000 kg	KM-Sz. 2-5 /1.000 kg	KM-Sz. 6-7 /1.000 kg	KM-Sz. 8 /1.000 kg
NH ₃ -N	2,27E+00	2,09E+00	2,13E+00	4,43E-01
NH ₃	2,75E+00	2,53E+00	2,59E+00	5,37E-01
N ₂ O-N	4,17E-01	3,84E-01	3,92E-01	4,12E-01
N ₂ O	6,56E-01	6,03E-01	6,16E-01	6,47E-01
NO _x -N als NO ₂ -N	6,94E-01	6,39E-01	6,52E-01	4,29E-01
NO _x als NO ₂	2,28E+00	2,10E+00	2,14E+00	1,41E+00
NO ₃ -N	2,80E+00	2,10E+00	2,27E+00	1,40E+00
NO ₃	1,24E+01	9,31E+00	1,00E+01	6,22E+00
N (Erosion)	3,19E+00	2,94E+00	3,00E+00	1,94E+00
P (Erosion)	1,91E+00	1,76E+00	1,80E+00	1,16E+00

Tab. 4.4.1-2: Stickstoffverluste für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Emission [kg]	WR-Sz. 1 /ha	WR-Sz. 2 /ha	WR-Sz. 3 /ha	WR-Sz. 4 /ha
NH ₃ -N	1,10E+01	1,10E+01	1,11E+01	1,58E+00
NH ₃	1,34E+01	1,34E+01	1,35E+01	1,92E+00
N ₂ O-N	2,86E+00	2,89E+00	2,91E+00	2,26E+00
N ₂ O	4,49E+00	4,54E+00	4,57E+00	3,55E+00
NO _x -N als NO ₂ -N	4,47E+00	4,53E+00	4,59E+00	1,53E+00
NO _x als NO ₂	1,47E+01	1,49E+01	1,51E+01	5,03E+00
NO ₃ -N	1,56E+01	1,62E+01	1,68E+01	1,09E+01
NO ₃	6,92E+01	7,17E+01	7,42E+01	4,82E+01

	WR-Sz. 1 /1.000 l	WR-Sz. 2 /1.000 l	WR-Sz. 3 /1.000 l	WR-Sz. 4 /1.000 l
NH ₃ -N	1,12E+01	1,12E+01	1,13E+01	2,36E+00
NH ₃	1,36E+01	1,36E+01	1,37E+01	2,87E+00
N ₂ O-N	2,91E+00	2,94E+00	2,96E+00	3,38E+00
N ₂ O	4,58E+00	4,62E+00	4,66E+00	5,31E+00
NO _x -N als NO ₂ -N	4,55E+00	4,61E+00	4,67E+00	2,29E+00
NO _x als NO ₂	1,50E+01	1,52E+01	1,54E+01	7,52E+00
NO ₃ -N	1,59E+01	1,65E+01	1,71E+01	1,63E+01
NO ₃	7,05E+01	7,30E+01	7,55E+01	7,20E+01

4.4.2 Schwermetalleintrag

Der Schwermetalleintrag über Düngemittel wurde mittels spezifischer Daten (BFL, 1997a) für sämtliche Wirtschaftsdünger und Mineraldünger hochgerechnet. Genaue Bilanzen für jedes einzelne Schwermetall zu rechnen hätte den Rahmen dieser Arbeit überschritten. Die Schwermetallgehalte der jeweiligen Düngemittel wurden vollständig als Emission in den Boden bewertet (zu Transfer in Pflanzen sowie potentiellen human- und ökotoxikologischen Wirkungen siehe Kap. 5.3-1, 5.4.7 und 5.5-1).

Bei den Wirtschaftsdüngern ist mit einer großen Schwankungsbreite der Schwermetallgehalte zu rechnen. Die verwendete Literatur spiegelt die österreichische Situation im konventionellen Landbau wider. Leider sind statistisch abgesicherte Daten für Wirtschaftsdünger im Biolandbau nicht verfügbar. Man kann davon ausgehen (BOYSEN, 1992), daß die Gehalte an Kupfer, Zink, Nickel und Chrom niedriger sind (z. B. durch fehlende Mineralzusätze bei den Futtermitteln).

Tab. 4.4.2-1: Schwermetallgehalte der verwendeten Düngemittel (BFL, 1997a).

		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Vollkorn plus	mg/kg	0,17	1	-	1	0,9	6
Nitramocal	mg/kg	0,17	1	-	1	0,9	6
DC 45 neu (0/12/20)	mg/kg	4,2	42	-	14	3	0
Mischkalk	mg/kg	1	4	-	13	31	6
Rinderfestmist (25 % TS)	mg/kg TS	0,42	9,5	37	6,4	5,2	192
Schweinegülle (5 % TS)	mg/kg TS	0,74	13	422	15,5	3,4	1.205

4.4.3 Pflanzenschutzmittelverluste

Die ausgebrachten Pflanzenschutzmittel sind zunächst vollständig als Emissionen in die Umwelt zu betrachten. Um Aussagen über ihre Verteilung in der Umwelt und ihren möglichen Abbau und Verbleib zu machen, sind wirkstoffspezifische Daten, vor allem zu physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften nötig. Diese Daten gehen in die Wichtungsfaktoren der quantitativen Wirkungsabschätzung in den Kategorien Human- und Ökotoxizität ein. Die toxischen Eigenschaften der Wirkstoffe Deltamethrin für den Maisanbau sowie Metazachlor und Glufosinat für den Rapsanbau werden auch in der Risikoabschätzung verbal diskutiert.

In Tabelle 4.4.3-1 sind die Aufwandmengen der eingesetzten Pestizidwirkstoffe für den Körnermaisbau zusammengestellt, in Tabelle 4.4.3-2 für den Winterrapsanbau. Im oberen Teil der Tabellen sind die Daten auf einen Hektar Anbaufläche bezogen, im unteren Tabellenteil und in den Abbildungen 4.4.3-1 und 4.4.3-2 auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais bzw. 1.000 l Rapsöl. Im Körnermais-Szenario KM 8 und im Winterraps-Szenario WR 4 werden keine Pestizide verwendet, daher entstehen auch keine Emissionen. In den Szenarien KM 1-7 entfallen 63-85 % der ausgebrachten Wirkstoffe auf die Herbizide. Die Aufwandmengen pro Hektar Anbaufläche an Herbiziden und Fungiziden sind für die Szenarien 1-7 gleich, Unterschiede entstehen durch die verschiedenen Erträge. In Szenario KM 2 und KM 6 trägt der Einsatz des Insektizides Decis mit dem Wirkstoff Deltamethrin zur Maiszünslerbekämpfung auf 100 bzw. 10 % der Fläche nur wenig zur Gesamtaufwandmenge an Wirkstoffen bei.

Bei den Winterraps-Szenarien WR 1-3 entfallen 60-82 % der ausgebrachten Wirkstoffe auf die Herbizide Metazachlor bzw. Glufosinat. Daneben ist die Verwendung von Lindan als Insektizid im Saatgutbeizmittel Gammarol mit 13-29 % von Bedeutung.

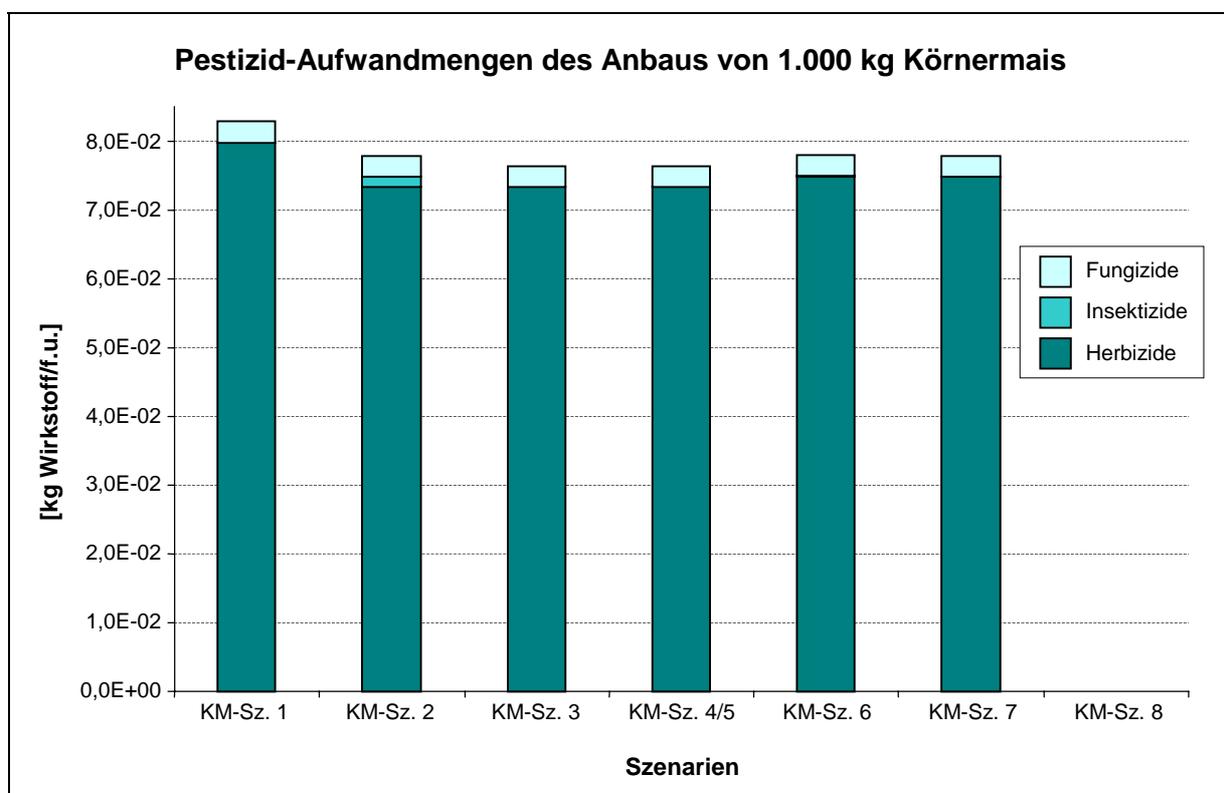


Abb. 4.4.3-1: Aufwandmengen von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden beim Anbau von Körnermais, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.

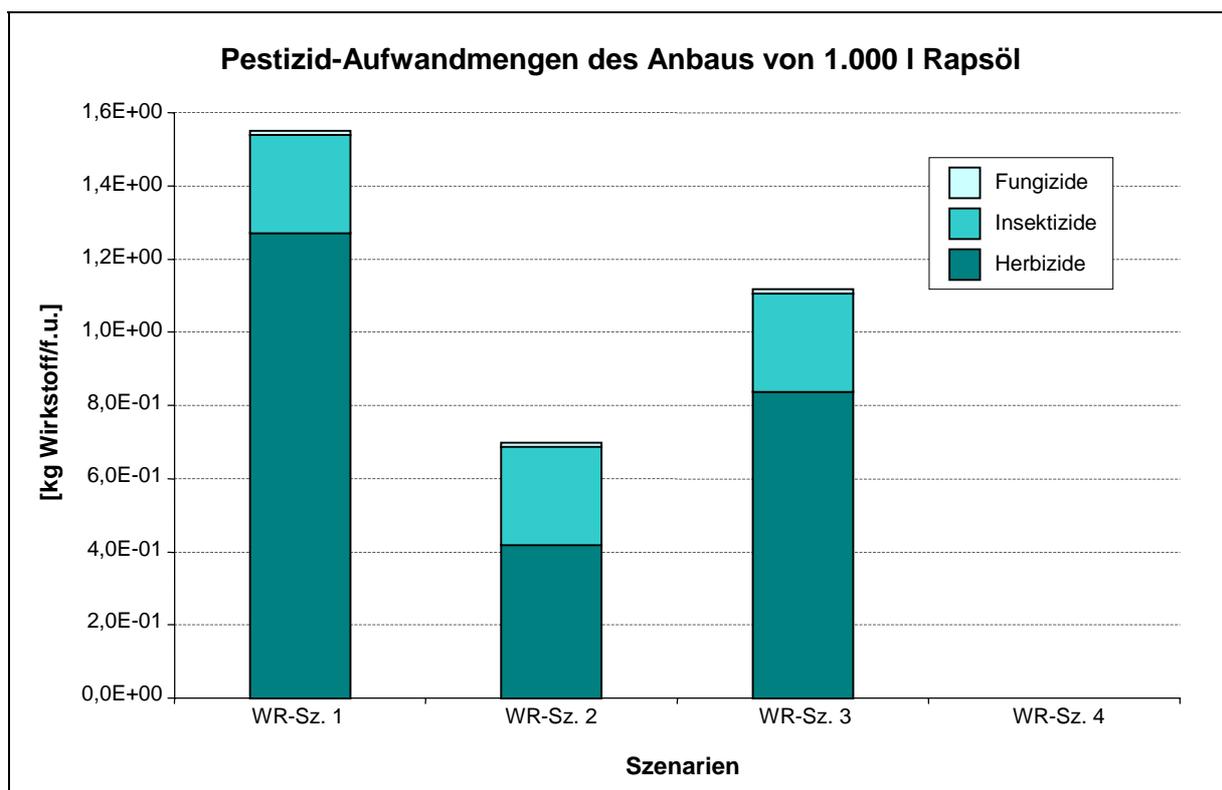


Abb. 4.4.3-2: Aufwandmengen von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden beim Anbau von Winterraps, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 4.4.3-1: Aufwandsmengen der Pestizidwirkstoffe für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte)

Aufwandsmengen der Pestizidwirkstoffe [kg]	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8			
	/ha	%														
Captan (Fung.)	2,44E-02	4	0,00E+00	0												
Deltamethrin (Insekt.)	0,00E+00	0	1,25E-02	2	0,00E+00	0	0,00E+00	0	1,25E-03	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Pyridat (Herb.)	2,40E-01	37	2,40E-01	36	2,40E-01	37	0,00E+00	0								
Rimsulfuron (Herb.)	1,04E-02	2	0,00E+00	0												
Terbutylazin (Herb.)	3,75E-01	58	3,75E-01	57	3,75E-01	58	0,00E+00	0								
Summe	6,50E-01	100	6,62E-01	100	6,50E-01	100	6,50E-01	100	6,51E-01	100	6,50E-01	100	6,50E-01	100	0,00E+00	100
	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8			
	/1.000 kg	%														
Captan (Fung.)	3,11E-03	4	2,86E-03	4	2,86E-03	4	2,86E-03	4	2,92E-03	4	2,92E-03	4	2,92E-03	4	0,00E+00	0
Deltamethrin (Insekt.)	0,00E+00	0	1,47E-03	2	0,00E+00	0	0,00E+00	0	1,50E-04	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Pyridat (Herb.)	3,06E-02	37	2,82E-02	36	2,82E-02	37	2,82E-02	37	2,88E-02	37	2,88E-02	37	2,88E-02	37	0,00E+00	0
Rimsulfuron (Herb.)	1,33E-03	2	1,23E-03	2	1,23E-03	2	1,23E-03	2	1,25E-03	2	1,25E-03	2	1,25E-03	2	0,00E+00	0
Terbutylazin (Herb.)	4,79E-02	58	4,40E-02	57	4,40E-02	58	4,40E-02	58	4,49E-02	58	4,49E-02	58	4,49E-02	58	0,00E+00	0
Summe	8,29E-02	100	7,78E-02	100	7,63E-02	100	7,63E-02	100	7,80E-02	100	7,78E-02	100	7,78E-02	100	0,00E+00	100

Tab. 4.4.3-2: Aufwandmengen der Pestizidwirkstoffe für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte)

Aufwandmengen der Pestizidwirkstoffe[kg]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Cypermethrin (Insekt.)	5,50E-02	4	5,50E-02	8	5,50E-02	5	0,00E+00	0
Deltamethrin (Insekt.)	7,50E-03	0	7,50E-03	1	7,50E-03	1	0,00E+00	0
Glufosinat (Herb.)	0,00E+00	0	4,12E-01	60	8,24E-01	75	0,00E+00	0
Lindan (Insekt.)	2,00E-01	13	2,00E-01	29	2,00E-01	18	0,00E+00	0
Mancozeb (Fung.)	1,20E-02	1	1,20E-02	2	1,20E-02	1	0,00E+00	0
Metazachlor (Herb.)	1,25E+00	82	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe	1,52E+00	100	6,86E-01	100	1,10E+00	100	0,00E+00	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Cypermethrin (Insekt.)	5,60E-02	4	5,60E-02	8	5,60E-02	5	0,00E+00	0
Deltamethrin (Insekt.)	7,64E-03	0	7,64E-03	1	7,64E-03	1	0,00E+00	0
Glufosinat (Herb.)	0,00E+00	0	4,19E-01	60	8,38E-01	75	0,00E+00	0
Lindan (Insekt.)	2,04E-01	13	2,04E-01	29	2,04E-01	18	0,00E+00	0
Mancozeb (Fung.)	1,22E-02	1	1,22E-02	2	1,22E-02	1	0,00E+00	0
Metazachlor (Herb.)	1,27E+00	82	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe	1,55E+00	100	6,99E-01	100	1,12E+00	100	0,00E+00	100

4.5 Vorketten

4.5.1 Allgemeines

Die Berechnungen in der Sachbilanz basieren einerseits auf der Datenerhebung zu den Szenarien (siehe Kapitel 4.3), andererseits auf generischen Daten, v. a. aus ESU-ETH (1996). Die Infrastruktur wurde miteinbezogen. Für Körnermais wurden insgesamt acht Szenarien bilanziert. Da die Szenarien 4 und 5 sich nur in dem angenommenen Befallsdruck unterscheiden, der für die Berechnungen keine Rolle spielt, sind diese beiden Szenarien identisch. Für Winterraps wurden vier Szenarien berechnet. Die Verknüpfung der Vorketten mit den Anbaudaten erfolgte zunächst unter Bezug auf einen Hektar Anbaufläche. Erst im letzten Schritt fand mit Hilfe der spezifischen Erträge die Umrechnung auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais bzw. 1.000 l Rapsöl statt.

4.5.2 Maschinen- und Treibstoffeinsatz

Die Module enthalten die Herstellung, Wartung und Unterbringung der Landmaschinen sowie die Bereitstellung und Verbrennung des Dieselkraftstoffes.

Die technischen Koeffizienten aus den Tabellen in Anhang 4 (siehe Materialienband), z. B. der Dieserverbrauch in l pro ha Ackerfläche für einen bestimmten Arbeitsgang, wurden mit dem

Modul "Diesel in Traktor [l]" verknüpft. Dieses Modul basiert auf dem Modul "Diesel ab Regionallager Euro [t]" aus ESU-ETH (1996). Folgende Daten wurden zugrundegelegt:

- Dichte von Diesel = 0,84 kg/l
- unterer Heizwert $H_u = 42,8 \text{ MJ/kg} = 35,95 \text{ MJ/l}$
- oberer Heizwert (Brennwert) $H_o = 45,4 \text{ MJ/kg}$
- Schmierölbedarf = 2,2 % des Treibstoffverbrauchs.

Die Emissionen durch die Verbrennung des Dieseltreibstoffes wurden aus dem Modul "Diesel in Baumaschine" aus ESU (1996) übernommen und für die Entsorgung des Schmieröls das Modul "Altöl in SAVA" benutzt.

Bei den Landmaschinen gibt es zwei Kategorien: Selbstfahrer (Traktoren, Mähdrescher) und übrige Landmaschinen. Die Annahmen zu den verwendeten Basismaterialien stammen aus der EU-Studie (EC-DG VI, 1997):

- Landmaschinen: 100 % Stahl, davon 30 % niedrig legiert und 70 % unlegiert
- Selbstfahrer: 95 % Stahl (30/70) und 5 % Gummi.

Der Verbrauch an Energieträgern für die Fertigung der Maschinen basiert auf Daten von (OHEIMB et al., 1987) und wurde mit den entsprechenden Modulen zu Bereitstellung und Verbrennung der Energieträger aus ESU (1996) verknüpft. Für Ersatzteile und Wartung wurden jeweils 30 % der Basismaterialien und der Fertigung angenommen.

Für Transporte wurden 500 km Bahntransport sowie 200 km LKW-Transport (40t) bilanziert.

Die so erhaltenen Module "Infra Landmaschine [t]" und "Infra Landmaschine, Selbstfahrer [t]" wurden mit den Maschinengewichten aus Anhang 4 verknüpft und so die Module für die 20 bilanzierten Maschinen pro Stück gebildet. Die Unterbringung der Maschinen in landwirtschaftlichen Gebäuden wurde aus Stellfläche und Lebensdauer der Maschinen zusammen mit dem Modul "Massivgebäude [m^3]" unter der Annahme von 80 Jahren Lebensdauer für die Gebäude und einer Gebäudehöhe von vier Metern bilanziert.

Zusammen mit den Angaben zur Nutzung der Maschinen in h/a konnten die maschinenspezifischen Module pro Nutzungsstunde gebildet werden. In Verbindung mit den technischen Koeffizienten aus Anhang 4 wurden aus diesen Maschinenmodulen und dem Modul "Diesel in Traktor" die verschiedenen Arbeitsgänge bilanziert und für die zwölf Szenarien zusammengefügt.

Tab. 4.5.2-1: Eigenschaften von Energieträgern.

Energieträger	Einheit	unterer Heizwert [MJ/Einheit]	oberer Heizwert [MJ/Einheit]	Dichte [kg/m^3]
ENDENERGIE				
Diesel	kg	42,8	45,5	840
Diesel	l	35,95	38,2	840
Heizöl EL	kg	42,7	45,4	840
Heizöl S	kg	40,0	42,3	1.000
Erdgas	m^3	36,4	40,0	0,79
Erdgas	kg	46,1	50,6	0,79
Industriesteinkohle	kg	28,9		720-800
Steinkohlenkoks	kg	28,6		480-580
Holz (atro)	kg	18,5	20,3	ca. 500

Energieträger	Einheit	unterer Heizwert [MJ/Einheit]	oberer Heizwert [MJ/Einheit]	Dichte [kg/m ³]
PRIMÄRENERGIE				
Rohöl	kg	42,6	45,6	860
Rohgas	m ³	35,0	39,0	0,89
Rohsteinkohle	kg	18,0	19,0	
Rohbraunkohle	kg	8,0	9,5	

4.5.3 Vorkette Mineraldünger

Die Bilanzierung der Bereitstellung der mineralischen Düngemittel Vollkorn plus, Nitramocal, DC 45 neu (0/12/20) und Mischkalk basiert auf Angaben zur Düngemittelproduktion (Ammoniumnitrat, Rohphosphat, TSP, KCl) aus PATYK & REINHARDT (1997). Diese Daten wurden mit Modulen zu Energieträgern, Transporten und einigen Basismaterialien (Ammoniak, Salpetersäure, Phosphorsäure, Kalkstein, LDPE) aus ESU-ETH (1996) verknüpft.

Tab. 4.5.3-1: Eingangsdaten der bilanzierten Düngemittel.

	Ammoniumnitrat [kg/kg]	TSP (43 % P ₂ O ₅) [kg/kg]	Kaliumchlorid (60 % K ₂ O) [kg/kg]	Kalkstein [kg/kg]
Vollkorn plus	0,74	0,186	0,133	0
Nitramocal	1,0	0	0	0,23
DC 45 neu (0/12/20)	0	0,28	0,33	0
Mischkalk	0	0	0	1

4.5.4 Vorkette Pestizide

Berechnungen zum Energieverbrauch bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln veröffentlichte GREEN (1987). Daten zu Wirkstoffen, die dort nicht aufgeführt sind, wurden mit dem jeweils chemisch ähnlichsten Wirkstoff angenähert:

- Mancozeb als Maneb
- Metazachlor als Metolachlor
- Deltamethrin als Cypermethrin
- Pyridat als Chlorsulfuron
- Rimsulfuron als Chlorsulfuron
- Terbutylazin als Cyanazin
- Glufosinat als Glyphosat.

Die Angaben zum Bedarf an Energieträgern und Grundstoffen (z. B. Naphtha) von GREEN (1987) wurden mit den entsprechenden Modulen aus ESU-ETH (1996) verknüpft. Für Netzmittel und Formulierungsstoffe wurden die Basismaterialienmodule "Propylenglykol" und "p-Xylol" verwendet.

Emissionen von Wirkstoffen bei der Produktion sind vernachlässigbar, da sie um mehrere Größenordnungen unter den Emissionen bei der Ausbringung liegen. Aufgrund der geringen Mengen konnten auch die Transporte der Pflanzenschutzmittel vernachlässigt werden.

4.5.5 Vorkette Saatgut

Die Vorkette Saatgut setzt sich zusammen aus der Saatgutzüchtung und der Saatgutvermehrung. Die Unterschiede zwischen konventionellem und gentechnisch verändertem Saatgut liegen vor allem bei der Züchtung. Quantitative Angaben hierzu liegen nicht vor. Es läßt sich aber abschätzen, daß in der Ökobilanz üblicherweise erfasste Größen wie der Energieaufwand, umgerechnet auf die funktionelle Einheit eines landwirtschaftlichen Produktes, vernachlässigbar klein sind.

Die Saatgutvermehrung kann mit dem eigentlichen Anbau verglichen werden. Aufgrund strengerer Qualitätskriterien ist im Vergleich dazu mit geringeren Erträgen, eventuell höherem Aufwand an Pflanzenschutz und größerem Flächenbedarf durch Sicherheitsabstände zu rechnen. Wesentliche Unterschiede zwischen konventionellem und gentechnisch verändertem Saatgut bestehen nach Auskunft der Industrie hier nicht.

Ein üblicher Weg zur Behandlung der Vorkette Saatgut ist es, diese entsprechend der benötigten Saatgutmenge durch einen prozentualen Aufschlag zu berücksichtigen. Da der Saatgutbedarf für die bilanzierten Systeme relativ zu den Erträgen sehr gering ist (zwischen 0,19 und 0,43 %, je nach Szenario), wurde die Vorkette Saatgut nicht in die Berechnungen miteinbezogen.

4.6 Verarbeitung, Verwendung und Entsorgung

4.6.1 Körnermais

Der weitere Lebensweg wird für alle Szenarien gleich angenommen.

4.6.1.1 Maistrocknung

Bei der Ernte hat Körnermais einen Feuchtegehalt von 30-50 %. Um lagerfähig zu sein, wird er auf 14 % Feuchtegehalt getrocknet. Da der Schwerpunkt dieser Studie beim landwirtschaftlichen Anbau liegt, wurden für den Trocknungsschritt keine spezifischen, sondern Literaturdaten aus (BUWAL, 1996) verwendet. Dort wird für 1.000 kg Mais ein Energiebedarf von 5 m³ Erdgas und 13,93 kWh Strom angegeben. Für den Maistransport werden 150 km LKW-Transport (28 t) angenommen. Diese Eingangsdaten wurden mit den entsprechenden Modulen aus ESU (1996) verknüpft.

4.6.1.2 Verwendung von Körnermais

Einen Überblick über die verschiedenen Verwertungsmöglichkeiten von Körnermais gibt Abb. 4.6.1-1. In Österreich werden ca. 70 % als Futtermittel verwendet.

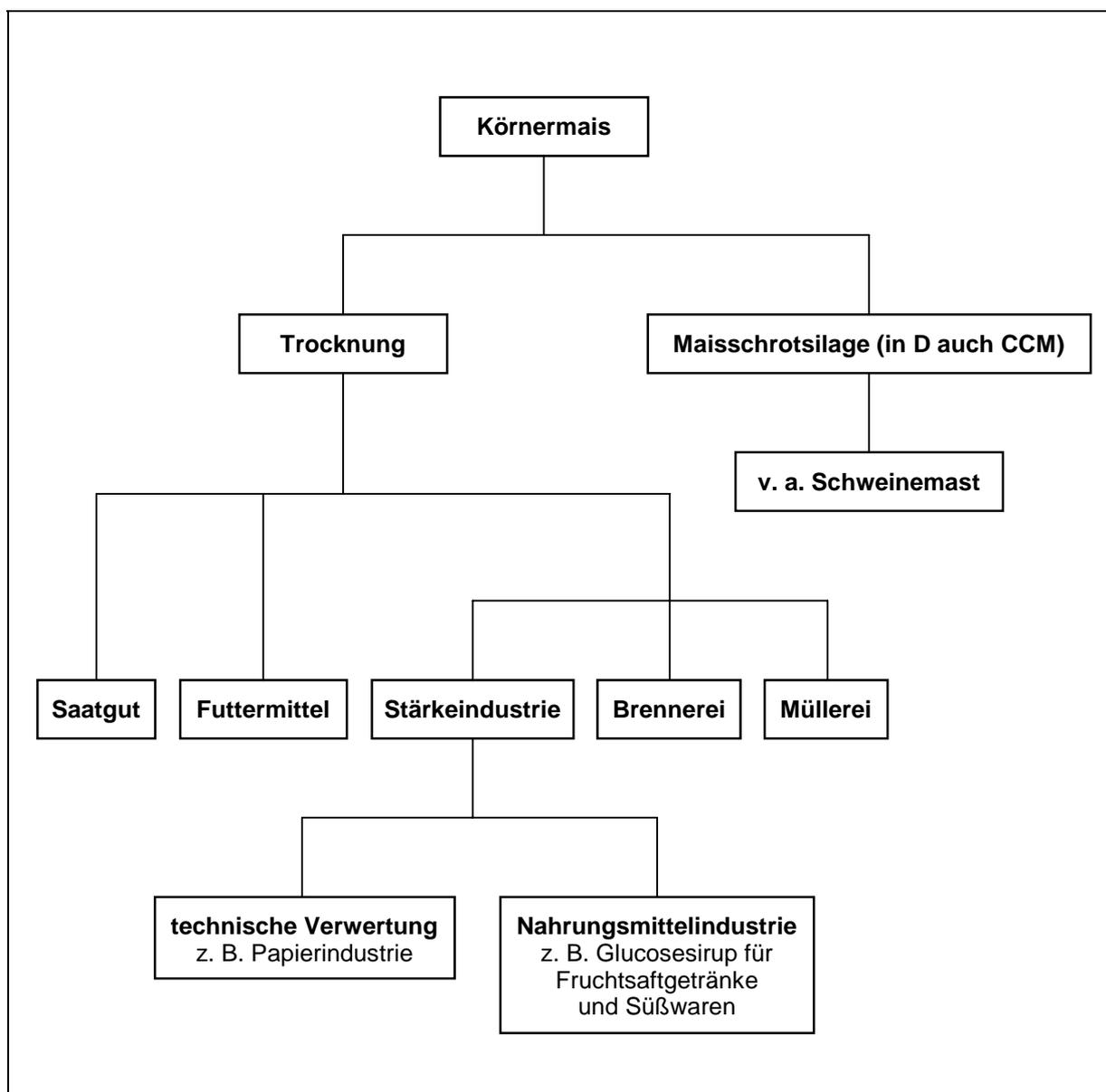


Abb. 4.6.1-1: Überblick über die Verwertung von Körnermais in Österreich.

4.6.1.3 Down Stream-Prozesse

Die Umweltauswirkungen des weiteren Lebensweges von Körnermais werden in der Sachbilanz nicht quantifiziert. Die Behandlung und Entsorgung von Abfällen aus den Vorketten sind dort berücksichtigt. Das Maisstroh, das bei der Ernte anfällt, verbleibt auf dem Feld und wird untergepflügt.

4.6.2 Winterraps

4.6.2.1 Ölmühle

Da hier Rapsöl für die menschliche Ernährung betrachtet werden soll, wird für alle Szenarien von einer Ölgewinnung durch Pressung ausgegangen. Die Ölausbeute beträgt dabei 34 %. Bei einer Dichte von 0,91 kg/l sind daher 2.676 kg Rapssaat zur Gewinnung von 1.000 l Rapsöl nötig. 64 % werden als Rapskuchen gewonnen, 2 % Ausputz fallen als Abfall an. Der Energiebedarf bei der Pressung beträgt ca. 62 kWh/t Rapssaat. Für den Transport zur Ölmühle wurden 150 km LKW-Transport (28 t) angenommen. Diese Eingangsdaten wurden mit den entsprechenden Modulen aus ESU-ETH (1996) verknüpft.

4.6.2.2 Verpackung, Distribution

Die Umweltauswirkungen durch Verpackung und Distribution des Rapsöls werden hier nicht bilanziert.

4.6.2.3 Verwendung von Rapsöl

Es werden keine quantitativen Umweltauswirkungen durch den Gebrauch von Rapsöl für die menschliche Ernährung bilanziert. In der Risikobetrachtung im Rahmen der Wirkungsabschätzung wird die Humantoxizität qualitativ erörtert.

4.6.2.4 Down Stream-Prozesse

Die Umweltauswirkungen des weiteren Lebensweges von Rapsöl werden in der Sachbilanz nicht quantifiziert. Die Behandlung und Entsorgung von Abfällen aus den Vorketten sind dort berücksichtigt. Das bei der Ernte anfallende Rapsstroh verbleibt auf dem Feld und wird untergepflügt.

4.7 Ergebnisse der Sachbilanz für Körnermais

Die ausführlichen Ergebnisse der Sachbilanz stehen im Anhang 4 (Materialienband). Im folgenden sind die Sachbilanzpositionen Schwermetallemissionen und Flächennutzung dargestellt.

4.7.1 Schwermetallemissionen

Die Emissionen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink sind in den folgenden Tabellen und Diagrammen für die acht Körnermais-Szenarien dargestellt. Da zu den Quecksilber-Gehalten der Düngemittel keine vollständigen Daten vorlagen, wurde Quecksilber hier nicht mit aufgenommen. Die Quecksilber-Emissionen aus den Vorketten und der Verarbeitung sind aber in den ausführlichen Tabellen im Anhang 4 enthalten.

In Tab. 4.7.1-1 bis Tab. 4.7.1-6 sind die Emissionen in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden zusammengefaßt und den Herkunftsbereichen

- Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch (incl. Vorketten)
- Vorkette Düngemittel
- Vorkette Pestizide
- Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz
- Verarbeitung zugeordnet.

In den Diagrammen der Abbildungen 4.7.1-1 bis 4.7.1-12 wurden die Herkunftsbereiche für den Anbau (ohne die anschließende Verarbeitung) zusammengefaßt und jeweils dem Umweltmedium zugeordnet, in das die Emission primär erfolgt. Emissionen in Luft und Wasser stammen ausschließlich aus den Vorketten und dem Treibstoffverbrauch, Emissionen in den Boden werden fast vollständig durch die direkten Emissionen bei der Düngung verursacht. Dadurch sind die zugrundegelegten Schwermetallgehalte der Düngemittel in hohem Maße ergebnisbestimmend.

Bei Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink liegt der Anteil der Emissionen aus den Düngemitteln über 75 Prozent. Da die Düngung für die Szenarien 1 bis 7 gleich angenommen wurde, entstehen hier Unterschiede nur durch verschiedene Erträge; erkennbar sind höhere Emissionen an Kupfer, Nickel und Zink in Szenario 1.

Beim Blei werden auch bedeutende Anteile ins Wasser und vor allem in die Luft emittiert. Diese stammen aus dem Bereich Maschineneinsatz und Treibstoff.

Auffällig sind die hohen Belastungen für Szenario 8, außer bei Kupfer. Dies hängt mit der hohen Schwermetallbelastung des Wirtschaftsdüngers zusammen, der in diesem Szenario ausschließlich verwendet wird. Leider liegen keine Daten zu Wirtschaftsdüngern speziell im Bio-Anbau vor. Der Schwermetallgehalt von Wirtschaftsdüngern wird sehr stark durch die eingesetzten Futtermittel bestimmt, so daß z. B. mineralische Futtermittelzusätze eine bedeutende Quelle sind. Da diese im Bio-Anbau nicht erlaubt sind, sind beim Bio-Anbau für Chrom, Kupfer, Nickel und Zink niedrigere Gehalte zu erwarten, als hier berechnet wurde. Wie schon in Kap. 3.5 erläutert, wurden aufgrund des hohen Einflusses der Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger auf das Ergebnis die Berechnungen mit einer zweiten Allokation wiederholt, bei der der Eintrag von Schwermetallen in die Umwelt durch die Verwendung der Wirtschaftsdünger nicht dem Körnermais-Anbau zugerechnet wird. Diese Ergebnisse sind jeweils in den unteren Abbildungen dargestellt.

Tab. 4.7.1-1: Summe der Blei-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

Summe Blei in Luft, Wasser und Boden [kg Pb]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,54E-02	66	2,34E-02	65	2,54E-02	66	2,30E-02	64	2,52E-02	66	2,52E-02	66	3,05E-02	46
Vorkette Düngemittel	7,17E-04	2	7,17E-04	2	7,17E-04	2	7,17E-04	2	7,17E-04	2	7,17E-04	2	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,29E-05	0	1,38E-05	0	1,29E-05	0	1,29E-05	0	1,30E-05	0	1,29E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,25E-02	32	1,25E-02	34	1,25E-02	32	1,25E-02	34	1,25E-02	32	1,25E-02	32	3,51E-02	54
Summe Anbau	3,86E-02	100	3,66E-02	100	3,86E-02	100	3,62E-02	100	3,84E-02	100	3,84E-02	100	6,56E-02	100
	KM-Sz. 1	%	KM-Sz. 2	%	KM-Sz. 3	%	KM-Sz. 4/5	%	KM-Sz. 6	%	KM-Sz. 7	%	KM-Sz. 8	%
	/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	3,24E-03	64	2,75E-03	62	2,98E-03	63	2,70E-03	61	3,02E-03	63	3,01E-03	63	4,74E-03	46
Vorkette Düngemittel	9,15E-05	2	8,42E-05	2	8,42E-05	2	8,42E-05	2	8,59E-05	2	8,59E-05	2	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,64E-06	0	1,62E-06	0	1,51E-06	0	1,51E-06	0	1,55E-06	0	1,54E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,59E-03	31	1,47E-03	33	1,47E-03	31	1,47E-03	33	1,50E-03	31	1,50E-03	31	5,45E-03	53
Summe Anbau	4,92E-03	97	4,30E-03	96	4,53E-03	96	4,25E-03	96	4,60E-03	97	4,60E-03	97	1,02E-02	98
Verarbeitung	1,66E-04	3	1,66E-04	4	1,66E-04	4	1,66E-04	4	1,66E-04	3	1,66E-04	3	1,66E-04	2
Summe Anbau und Verarbeitung	5,08E-03	100	4,46E-03	100	4,70E-03	100	4,42E-03	100	4,77E-03	100	4,76E-03	100	1,04E-02	100

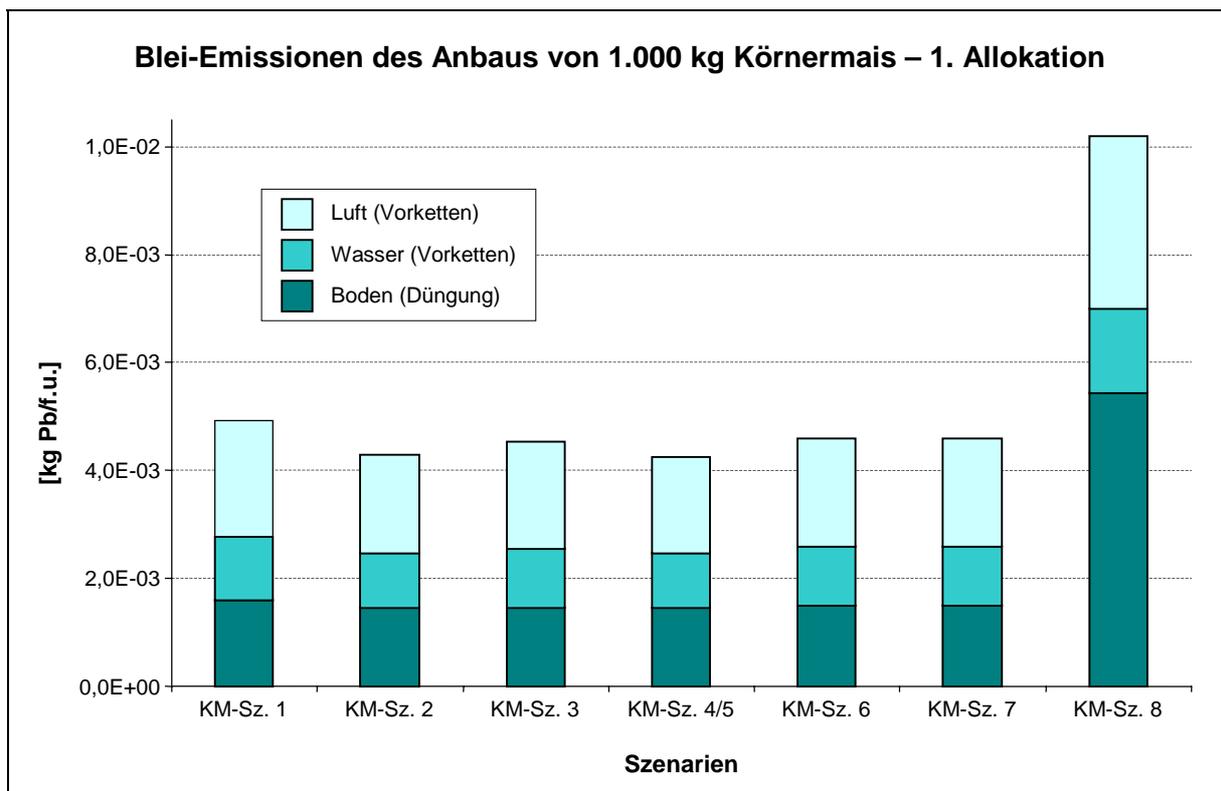


Abb. 4.7.1-1: Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

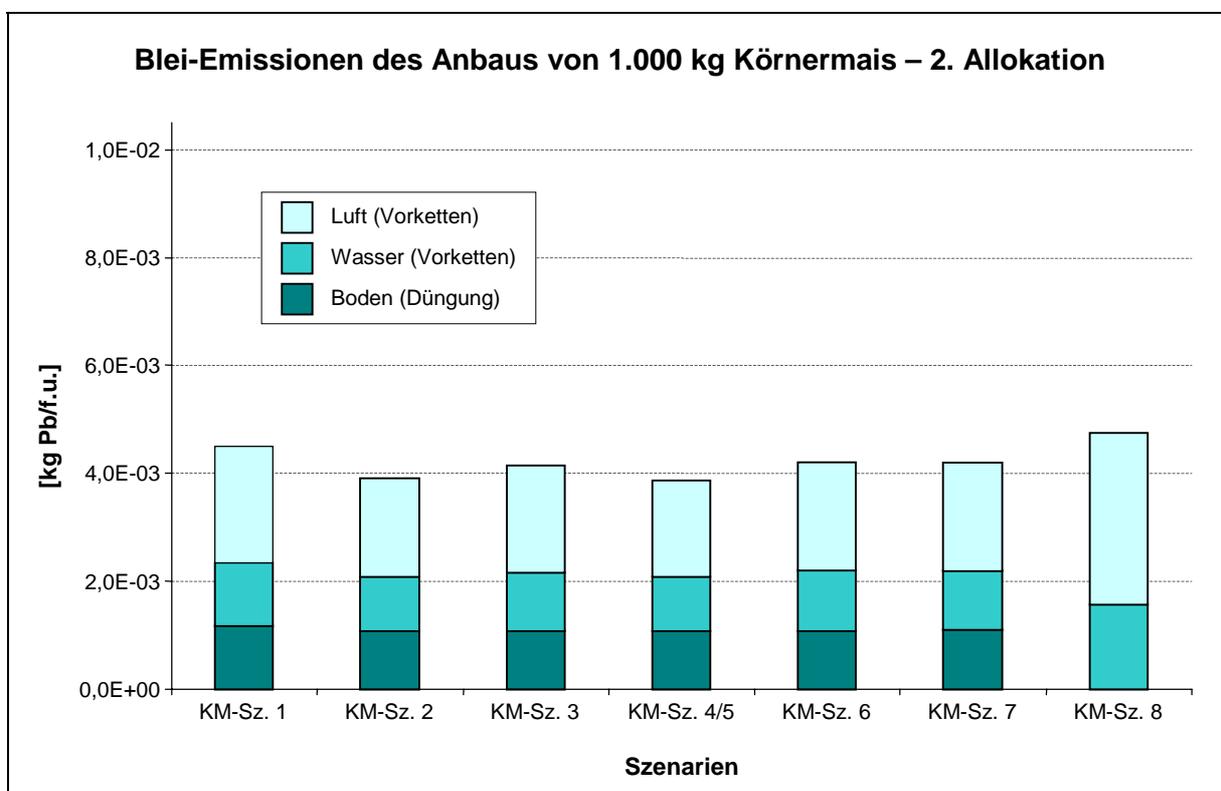


Abb. 4.7.1-2: Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

Tab. 4.7.1-2: Summe der Cadmium-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation

Summe Cadmium in Luft, Wasser und Boden [kg Cd]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,51E-05	4	5,32E-05	4	5,53E-05	4	5,24E-05	4	5,50E-05	4	5,50E-05	4	5,63E-05	2
Vorkette Düngemittel	1,23E-04	10	1,23E-04	10	1,23E-04	10	1,23E-04	10	1,23E-04	10	1,23E-04	10	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,37E-06	0	2,57E-06	0	2,37E-06	0	2,37E-06	0	2,39E-06	0	2,37E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,07E-03	86	1,07E-03	86	1,07E-03	86	1,07E-03	86	1,07E-03	86	1,07E-03	86	2,84E-03	98
Summe Anbau	1,25E-03	100	1,25E-03	100	1,25E-03	100	1,24E-03	100	1,25E-03	100	1,25E-03	100	2,89E-03	100
	KM-Sz. 1	%	KM-Sz. 2	%	KM-Sz. 3	%	KM-Sz. 4/5	%	KM-Sz. 6	%	KM-Sz. 7	%	KM-Sz. 8	%
	/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,03E-06	4	6,25E-06	4	6,49E-06	4	6,15E-06	4	6,59E-06	4	6,58E-06	4	8,75E-06	2
Vorkette Düngemittel	1,57E-05	9	1,44E-05	9	1,44E-05	9	1,44E-05	9	1,47E-05	9	1,47E-05	9	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,02E-07	0	3,01E-07	0	2,78E-07	0	2,78E-07	0	2,86E-07	0	2,84E-07	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,36E-04	76	1,25E-04	75	1,25E-04	75	1,25E-04	75	1,28E-04	75	1,28E-04	75	4,40E-04	94
Summe Anbau	1,59E-04	88	1,46E-04	87	1,46E-04	87	1,46E-04	87	1,49E-04	88	1,49E-04	88	4,49E-04	96
Verarbeitung	2,10E-05	12	2,10E-05	13	2,10E-05	13	2,10E-05	13	2,10E-05	12	2,10E-05	12	2,10E-05	4
Summe Anbau und Verarbeitung	1,80E-04	100	1,67E-04	100	1,67E-04	100	1,67E-04	100	1,70E-04	100	1,70E-04	100	4,70E-04	100

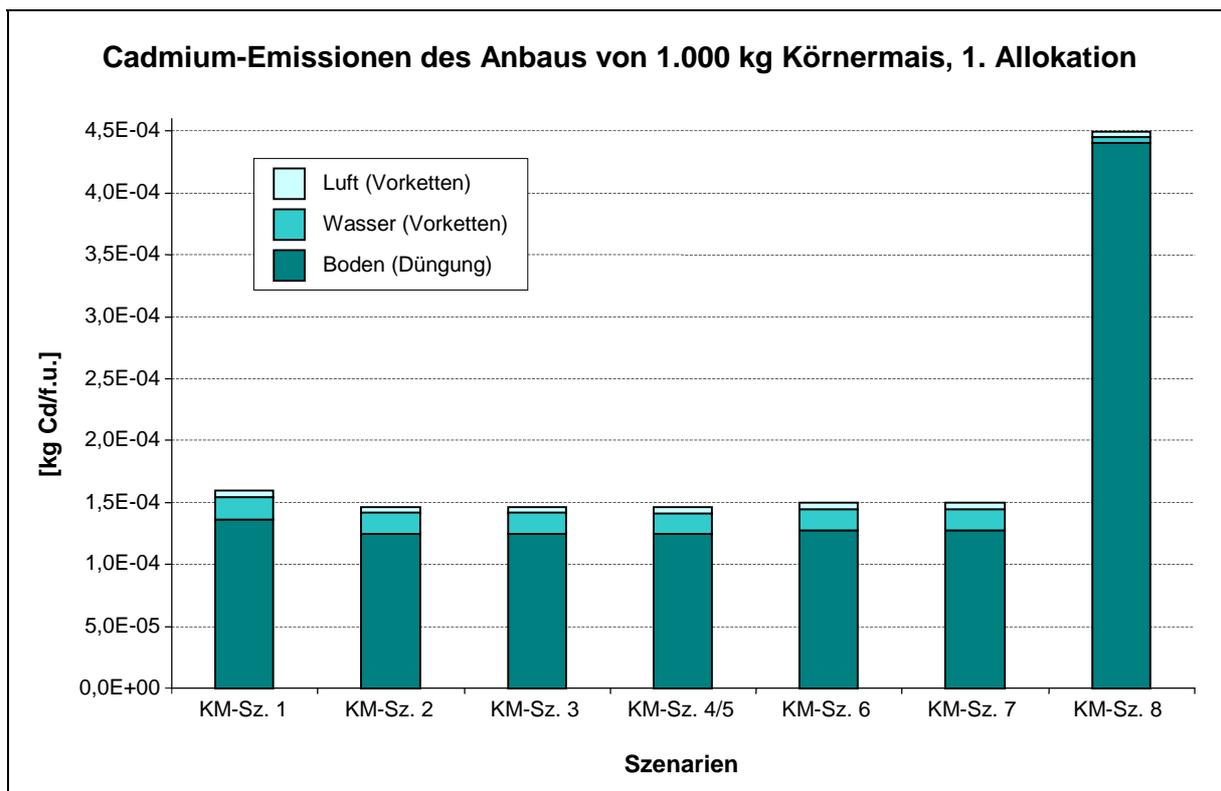


Abb. 4.7.1-3: Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

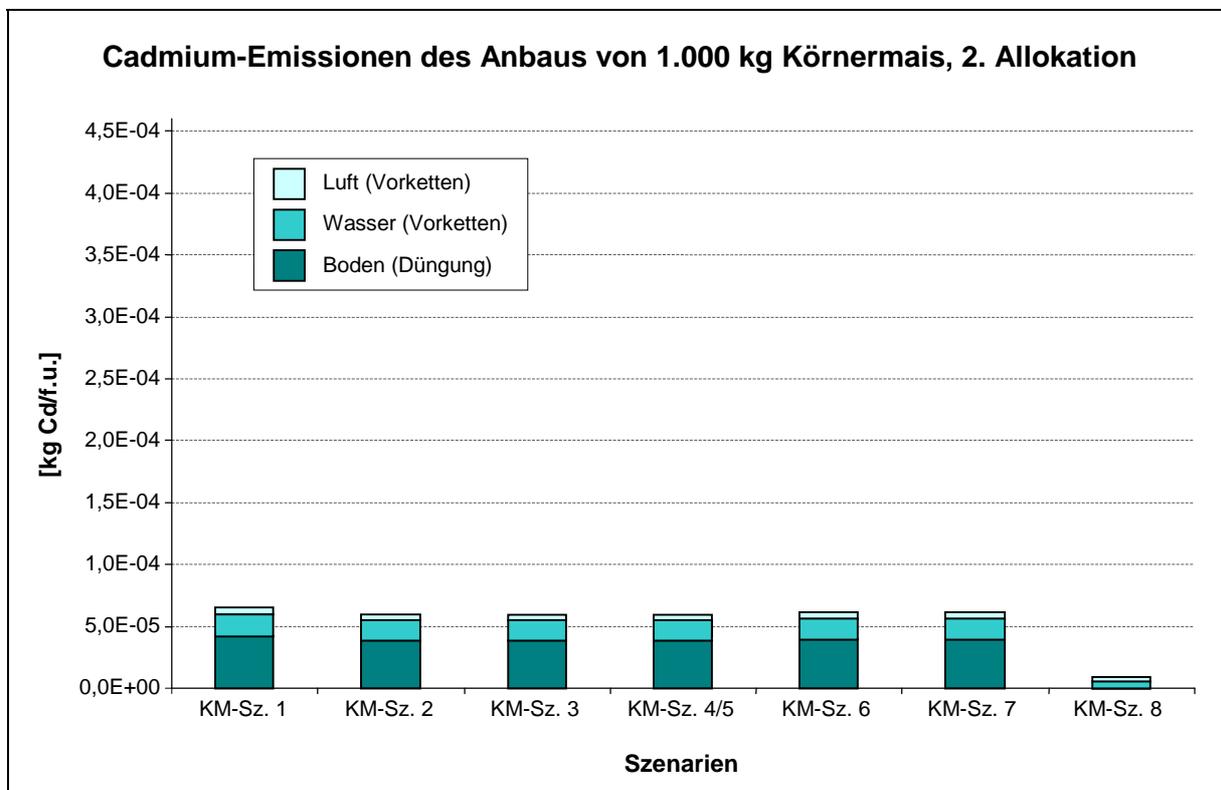


Abb. 4.7.1-4: Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

Tab. 4.7.1-3: Summe der Chrom-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

Summe Chrom in Luft, Wasser und Boden [kg Cr]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,30E-03	8	1,27E-03	8	1,30E-03	8	1,25E-03	8	1,30E-03	8	1,30E-03	8	1,19E-03	2
Vorkette Düngemittel	8,41E-04	5	8,41E-04	5	8,41E-04	5	3,32E-07	0	8,41E-04	5	8,41E-04	5	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,65E-05	0	1,81E-05	0	1,65E-05	0	1,65E-05	0	1,67E-05	0	1,65E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,44E-02	87	1,44E-02	87	1,44E-02	87	1,44E-02	92	1,44E-02	87	1,44E-02	87	6,41E-02	98
Summe Anbau	1,65E-02	100	1,65E-02	100	1,65E-02	100	1,57E-02	100	1,65E-02	100	1,65E-02	100	6,53E-02	100
	KM-Sz. 1	%	KM-Sz. 2	%	KM-Sz. 3	%	KM-Sz. 4/5	%	KM-Sz. 6	%	KM-Sz. 7	%	KM-Sz. 8	%
	/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,65E-04	8	1,49E-04	7	1,53E-04	8	1,47E-04	8	1,55E-04	8	1,55E-04	8	1,85E-04	2
Vorkette Düngemittel	1,07E-04	5	9,87E-05	5	9,87E-05	5	3,90E-08	0	1,01E-04	5	1,01E-04	5	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,11E-06	0	2,13E-06	0	1,94E-06	0	1,94E-06	0	2,00E-06	0	1,98E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,84E-03	84	1,69E-03	84	1,69E-03	84	1,69E-03	88	1,72E-03	84	1,72E-03	84	9,96E-03	97
Summe Anbau	2,11E-03	97	1,94E-03	96	1,94E-03	96	1,84E-03	96	1,98E-03	96	1,98E-03	96	1,01E-02	99
Verarbeitung	7,46E-05	3	7,46E-05	4	7,46E-05	4	7,46E-05	4	7,46E-05	4	7,46E-05	4	7,46E-05	1
Summe Anbau und Verarbeitung	2,18E-03	100	2,01E-03	100	2,02E-03	100	1,91E-03	100	2,06E-03	100	2,06E-03	100	1,02E-02	100

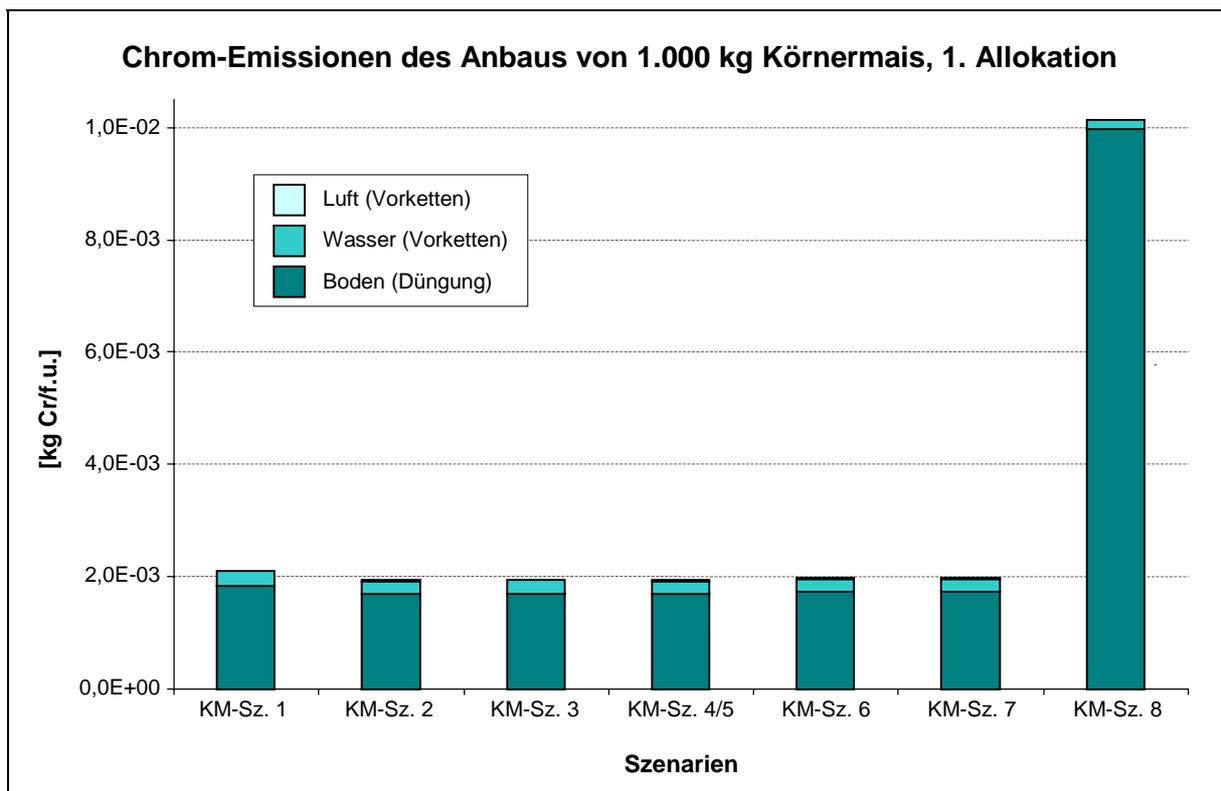


Abb. 4.7.1-5: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

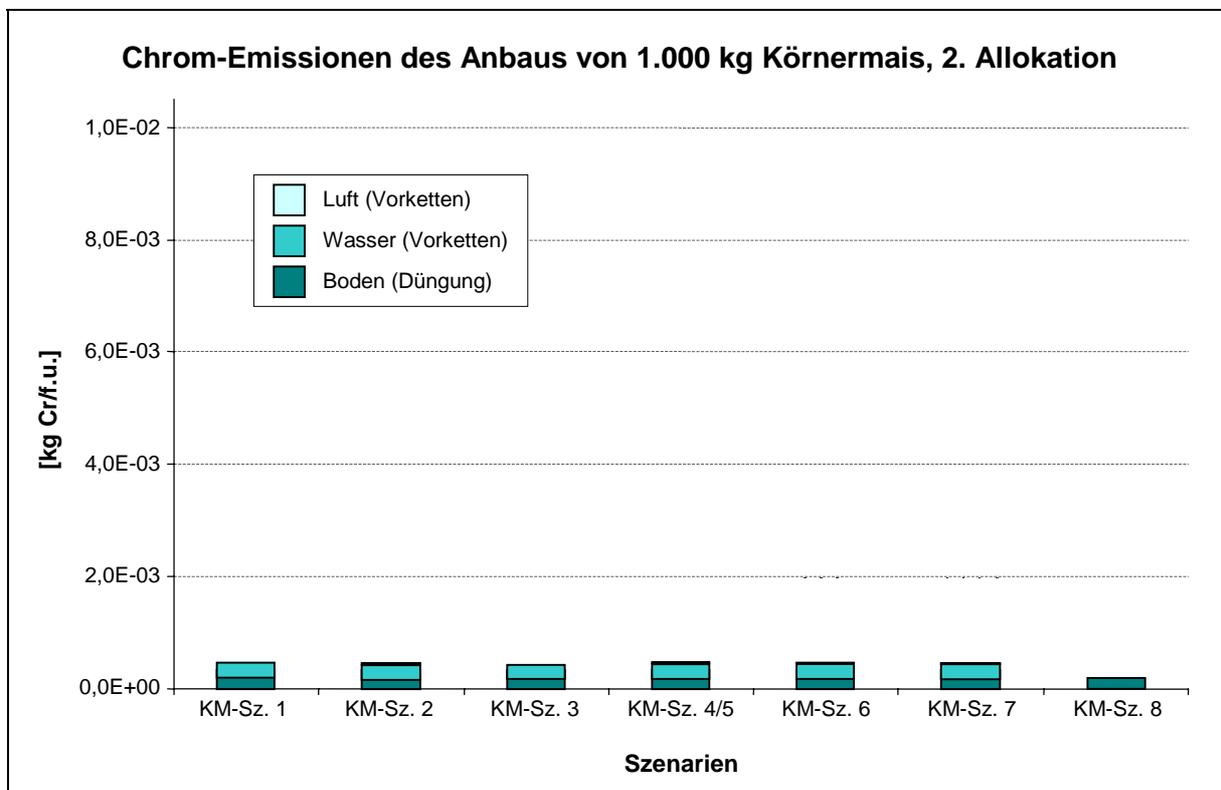


Abb. 4.7.1-6: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

Tab. 4.7.1-4: Summe der Kupfer-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation).

Summe Kupfer in Luft, Wasser und Boden [kg Cu]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	8,32E-04	0	8,12E-04	0	8,36E-04	0	7,99E-04	0	8,32E-04	0	8,31E-04	0	7,93E-04	0
Vorkette Düngemittel	1,18E-03	0	1,18E-03	0	1,18E-03	0	1,18E-03	0	1,18E-03	0	1,18E-03	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,08E-05	0	1,15E-05	0	1,08E-05	0	1,08E-05	0	1,08E-05	0	1,08E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	4,22E-01	100	4,22E-01	100	4,22E-01	100	4,22E-01	100	4,22E-01	100	4,22E-01	100	2,50E-01	100
Summe Anbau	4,24E-01	100	4,24E-01	100	4,24E-01	100	4,24E-01	100	4,24E-01	100	4,24E-01	100	2,51E-01	100
	KM-Sz. 1	%	KM-Sz. 2	%	KM-Sz. 3	%	KM-Sz. 4/5	%	KM-Sz. 6	%	KM-Sz. 7	%	KM-Sz. 8	%
	/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,06E-04	0	9,53E-05	0	9,81E-05	0	9,38E-05	0	9,97E-05	0	9,96E-05	0	1,23E-04	0
Vorkette Düngemittel	1,50E-04	0	1,38E-04	0	1,38E-04	0	1,38E-04	0	1,41E-04	0	1,41E-04	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,37E-06	0	1,35E-06	0	1,26E-06	0	1,26E-06	0	1,30E-06	0	1,29E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	5,38E-02	99	4,95E-02	99	4,95E-02	99	4,95E-02	99	5,06E-02	99	5,06E-02	99	3,88E-02	100
Summe Anbau	5,41E-02	100	4,98E-02	100	4,98E-02	100	4,98E-02	100	5,08E-02	100	5,08E-02	100	3,89E-02	100
Verarbeitung	4,55E-05	0	4,55E-05	0	4,55E-05	0	4,55E-05	0	4,55E-05	0	4,55E-05	0	4,55E-05	0
Summe Anbau und Verarbeitung	5,42E-02	100	4,98E-02	100	4,98E-02	100	4,98E-02	100	5,08E-02	100	5,08E-02	100	3,90E-02	100

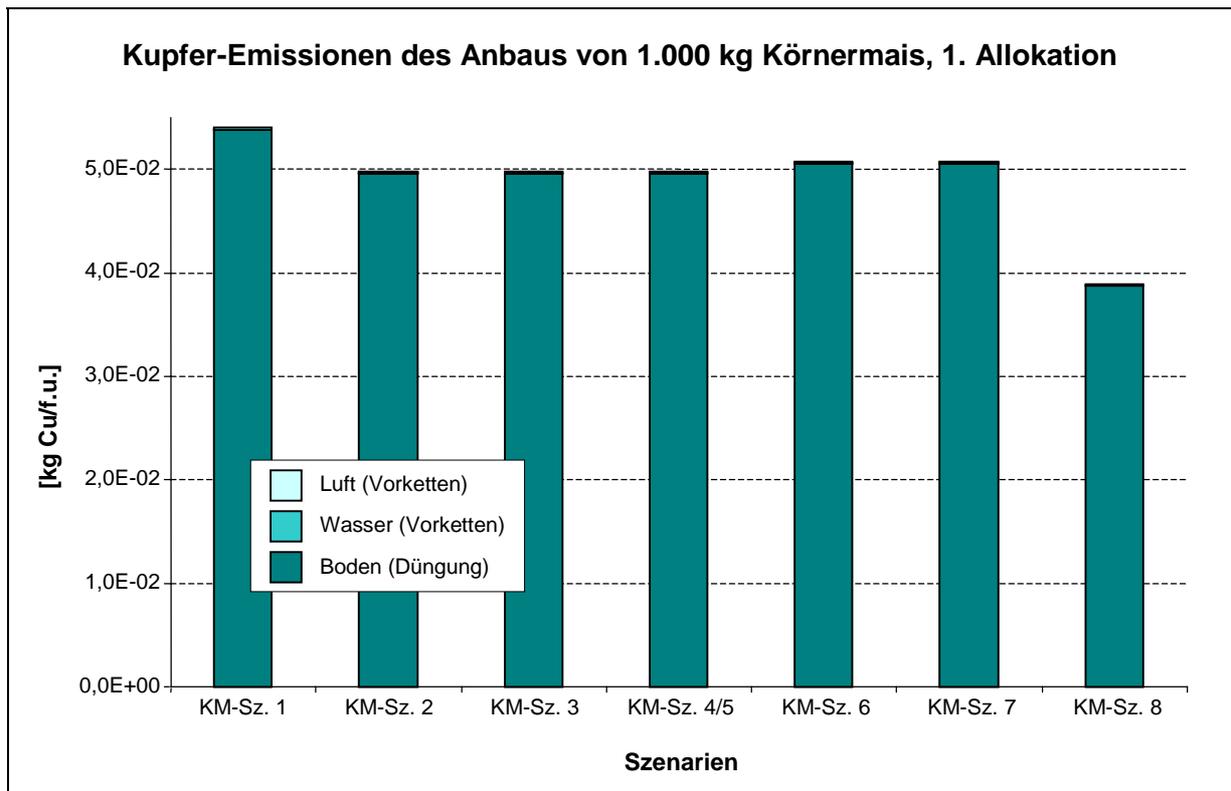


Abb. 4.7.1-7: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

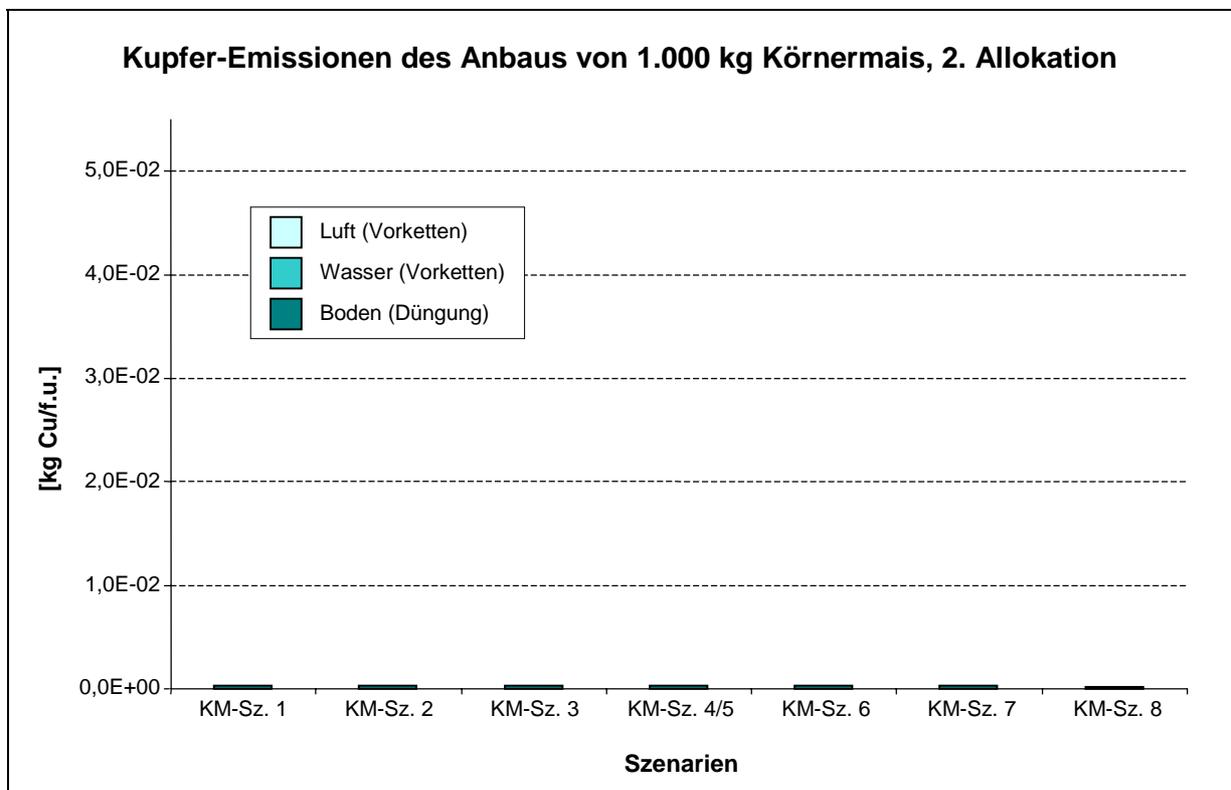


Abb. 4.7.1-8: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

Tab. 4.7.1-5: Summe der Nickel-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

Summe Nickel in Luft, Wasser und Boden [kg Ni]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,19E-03	6	1,16E-03	5	1,19E-03	6	1,14E-03	5	1,19E-03	6	1,19E-03	6	1,12E-03	3
Vorkette Düngemittel	8,25E-04	4	8,25E-04	4	8,25E-04	4	8,25E-04	4	8,25E-04	4	8,25E-04	4	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	4,91E-05	0	5,28E-05	0	4,91E-05	0	4,91E-05	0	4,94E-05	0	4,91E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,95E-02	90	1,95E-02	91	1,95E-02	90	1,95E-02	91	1,95E-02	90	1,95E-02	90	4,32E-02	97
Summe Anbau	2,15E-02	100	2,15E-02	100	2,15E-02	100	2,15E-02	100	2,15E-02	100	2,15E-02	100	4,43E-02	100
	KM-Sz. 1	%	KM-Sz. 2	%	KM-Sz. 3	%	KM-Sz. 4/5	%	KM-Sz. 6	%	KM-Sz. 7	%	KM-Sz. 8	%
	/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg		/1.000 kg	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,52E-04	5	1,36E-04	5	1,40E-04	5	1,34E-04	5	1,42E-04	5	1,42E-04	5	1,74E-04	3
Vorkette Düngemittel	1,05E-04	4	9,69E-05	4	9,69E-05	4	9,69E-05	4	9,89E-05	4	9,89E-05	4	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,26E-06	0	6,20E-06	0	5,76E-06	0	5,76E-06	0	5,92E-06	0	5,88E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,48E-03	88	2,28E-03	88	2,28E-03	88	2,28E-03	88	2,33E-03	88	2,33E-03	88	6,71E-03	97
Summe Anbau	2,75E-03	98	2,52E-03	98	2,53E-03	98	2,52E-03	97	2,58E-03	98	2,58E-03	98	6,88E-03	99
Verarbeitung	6,47E-05	2	6,47E-05	2	6,47E-05	2	6,47E-05	3	6,47E-05	2	6,47E-05	2	6,47E-05	1
Summe Anbau und Verarbeitung	2,81E-03	100	2,59E-03	100	2,59E-03	100	2,59E-03	100	2,64E-03	100	2,64E-03	100	6,95E-03	100

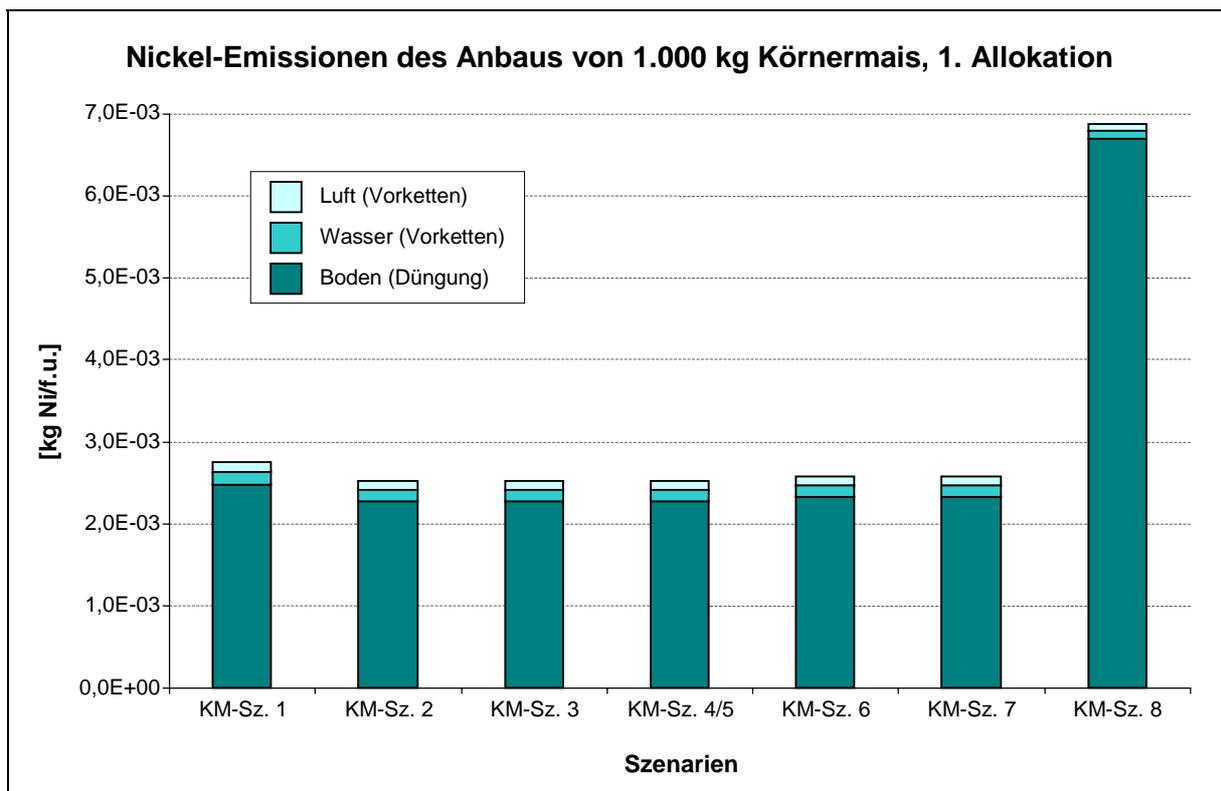


Abb. 4.7.1-9: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

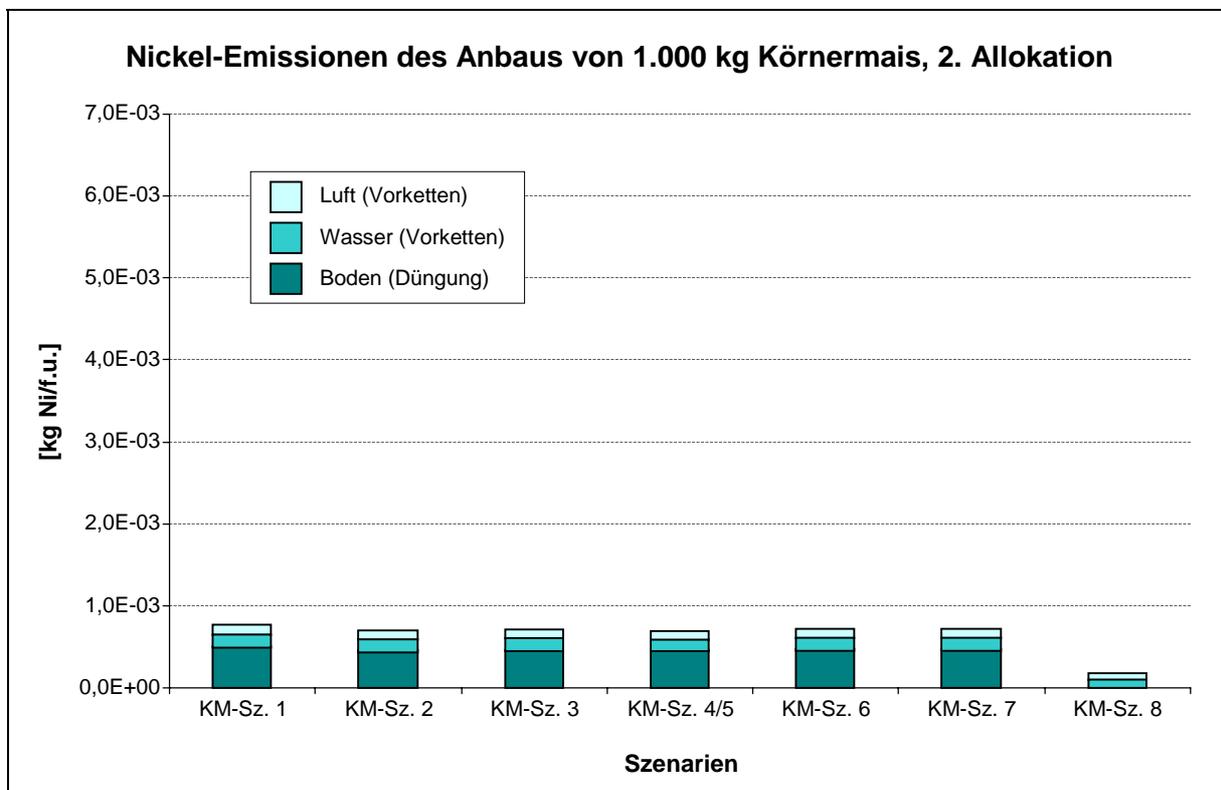


Abb. 4.7.1-10: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

Tab. 4.7.1-6: Summe der Zink-Emissionen für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

Summe Zink in Luft, Wasser und Boden [kg Zn]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,13E-03 0	4,92E-03 0	5,15E-03 0	4,84E-03 0	5,12E-03 0	5,11E-03 0	5,30E-03 0
Vorkette Düngemittel	1,17E-03 0	1,17E-03 0	1,17E-03 0	1,17E-03 0	1,17E-03 0	1,17E-03 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	2,78E-05 0	3,09E-05 0	2,78E-05 0	2,78E-05 0	2,81E-05 0	2,78E-05 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,21E+00 99	1,21E+00 99	1,21E+00 99	1,21E+00 100	1,21E+00 99	1,21E+00 99	1,30E+00 100
Summe Anbau	1,21E+00 100	1,21E+00 100	1,21E+00 100	1,21E+00 100	1,21E+00 100	1,21E+00 100	1,30E+00 100
	KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,55E-04 0	5,77E-04 0	6,04E-04 0	5,68E-04 0	6,13E-04 0	6,13E-04 0	8,23E-04 0
Vorkette Düngemittel	1,50E-04 0	1,38E-04 0	1,38E-04 0	1,38E-04 0	1,40E-04 0	1,40E-04 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,55E-06 0	3,63E-06 0	3,26E-06 0	3,26E-06 0	3,37E-06 0	3,33E-06 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,54E-01 99	1,42E-01 99	1,42E-01 99	1,42E-01 99	1,45E-01 99	1,45E-01 99	2,01E-01 99
Summe Anbau	1,55E-01 99	1,43E-01 99	1,43E-01 99	1,43E-01 99	1,45E-01 99	1,45E-01 99	2,02E-01 99
Verarbeitung	1,05E-03 1	1,05E-03 1	1,05E-03 1	1,05E-03 1	1,05E-03 1	1,05E-03 1	1,05E-03 1
Summe Anbau und Verarbeitung	1,56E-01 100	1,44E-01 100	1,44E-01 100	1,44E-01 100	1,47E-01 100	1,47E-01 100	2,03E-01 100

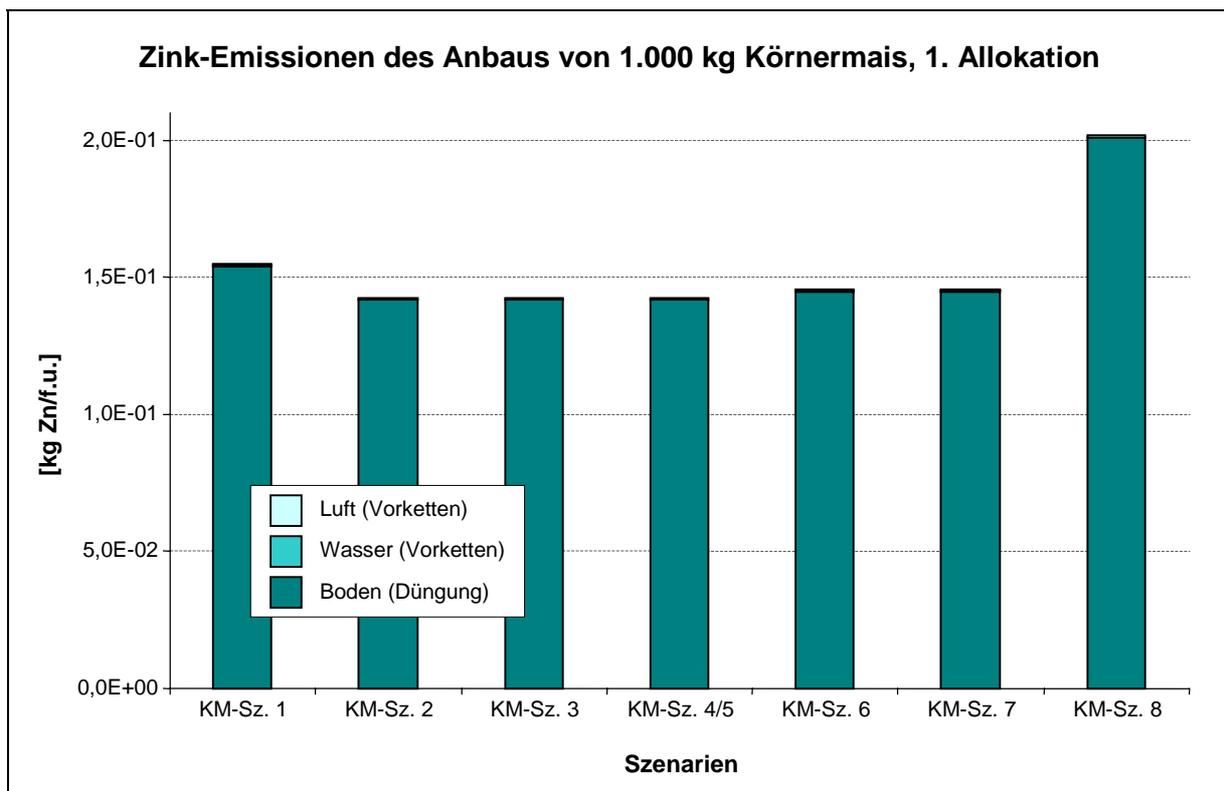


Abb. 4.7.1-11: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 1. Allokation.

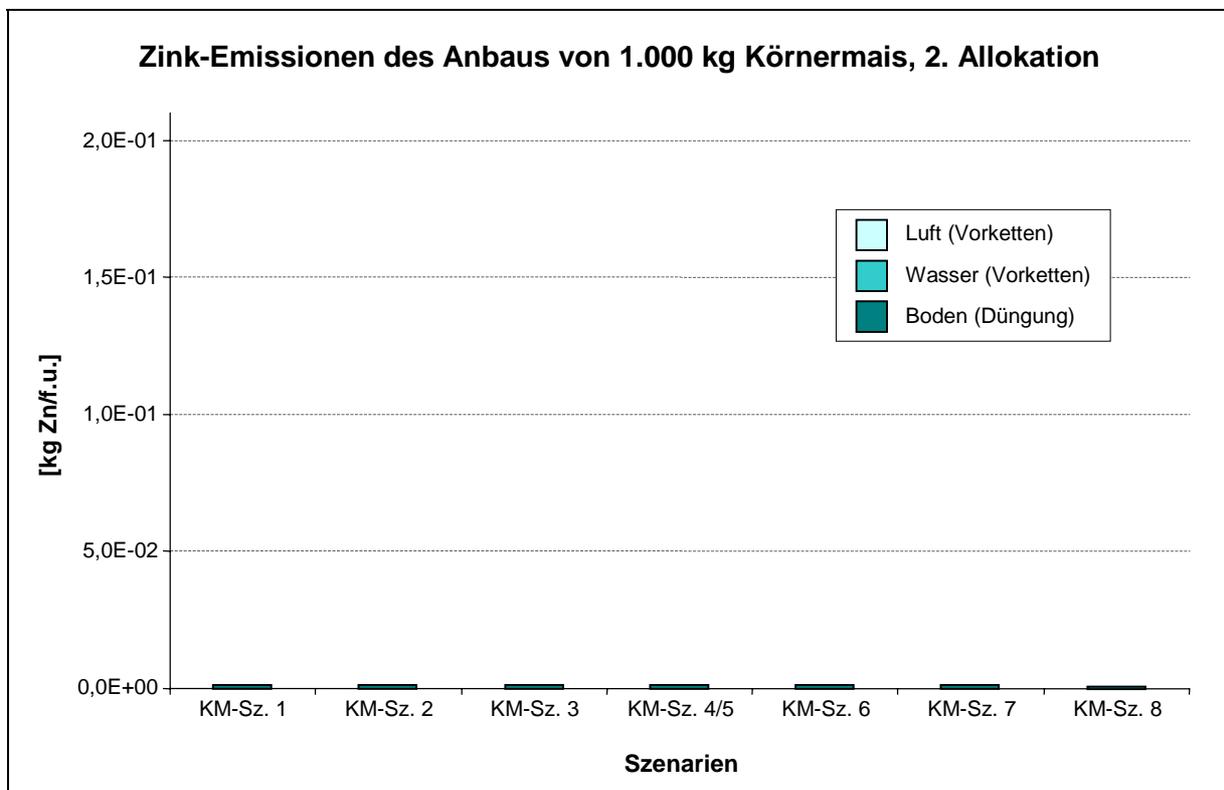


Abb. 4.7.1-12: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais; 2. Allokation.

4.7.2 Flächennutzung

Da die Einstufung von Flächennutzungen nach dem Konzept der Hemerobiestufen in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung methodisches Neuland und sicher nicht allgemein bekannt ist, werden hier auch die Ergebnisse auf der Sachbilanzebene ausführlich dargestellt, um die Methodik möglichst transparent zu machen.

In Tab. 4.7.2-1 ist die Flächennutzung für die acht Körnermais-Szenarien als Produkt aus genutzter Fläche und Nutzungsdauer angegeben. Dabei ergeben sich die ersten sieben genannten Flächentypen (Fläche Benthos II-III bis Fläche IV-IV) aus der Bilanzierung der Vorketten mit Daten aus (ESU-ETH, 1996). Dabei bedeutet

- I..... natürlich
- II..... modifiziert
- III kultiviert
- IV..... bebaut

eine Einteilung von Ökosystemen in Kategorien nach (IUCN, 1991, zitiert nach ESU-ETH, 1996). Bei diesem System wird versucht, den Zustand einer Fläche vor und nach der Nutzung z. B. durch die Zuordnung "Fläche II-III" zu erfassen, der in der Regel bei Ökobilanzen aber nicht bekannt ist.

Durch den Wegfall der Vorketten von Mineraldüngern und Pestiziden resultiert für Szenario 8 eine geringere Flächennutzung für den Bereich Vorketten. Dagegen ist der Anteil an landwirtschaftlicher Gebäudefläche etwas höher. Die Fläche landwirtschaftlicher Gebäude resultiert aus der Berücksichtigung der Infrastruktur des Maschineneinsatzes und wäre nach dem ETH-System der Fläche II-IV oder III-IV zuzuordnen.

Bei der Verarbeitung, die für alle acht Szenarien gleich ist, ergibt sich die Flächennutzung hauptsächlich aus den angenommenen Transportwegen zur Verarbeitung. In Tab. 4.7.2-1 (2. Teil) ist in der Zeile "Verarbeitung" die Summe der sieben ETH-Kategorien angegeben.

In Abb. 4.7.2-1 sind nur die Flächennutzungen aus den Vorketten und der Verarbeitung dargestellt, um die Zuordnung zu den Herkunftsbereichen zu veranschaulichen. Die eigentlichen Anbauflächen liegen etwa um drei Größenordnungen höher und sind in der Tabelle mitangegeben.

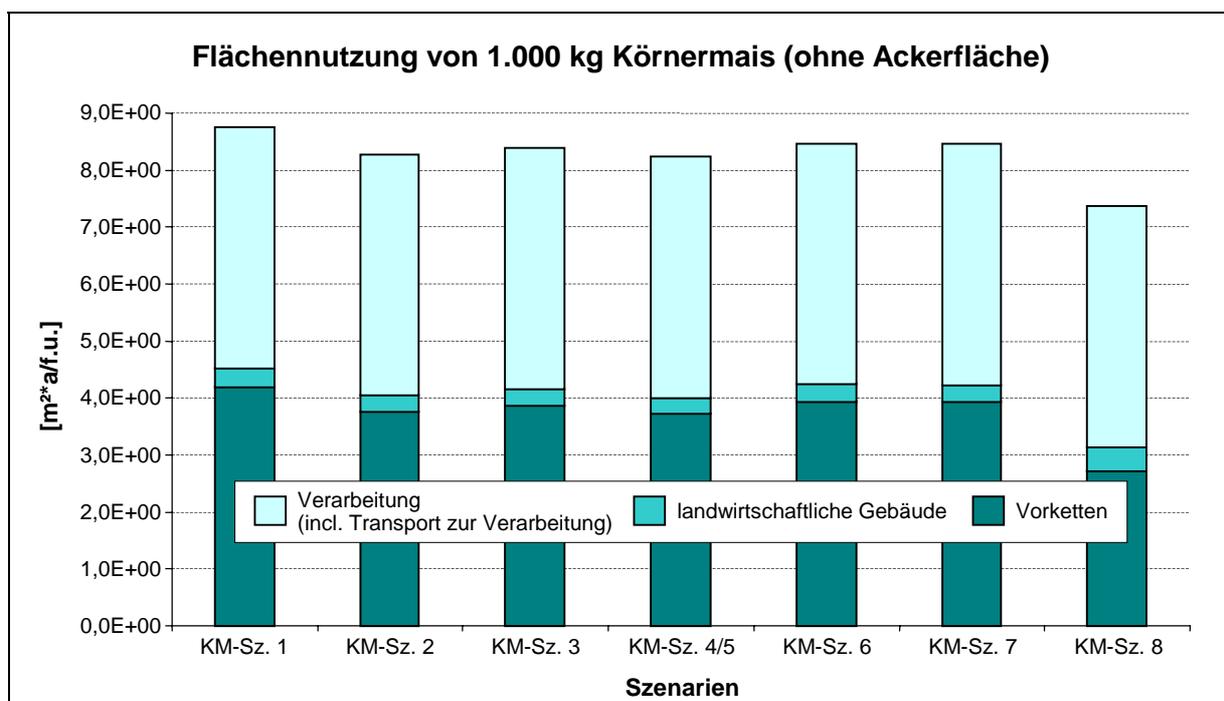


Abb. 4.7.2-1: Flächennutzung durch Anbau (ohne die eigentliche Ackerfläche) und Verarbeitung, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.

Tab. 4.7.2-1: Flächennutzung der Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte, nächste Seite).

Flächennutzung [m ² *a]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Fläche Benthos II-III	1,52E+01	43	1,45E+01	42	1,52E+01	43	1,43E+01	42	1,51E+01	43	1,51E+01	43	1,09E+01	54
Fläche Benthos II-IV	1,57E+00	4	1,50E+00	4	1,57E+00	4	1,48E+00	4	1,56E+00	4	1,56E+00	4	1,13E+00	6
Fläche Benthos III-IV	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche II-III	9,24E+00	26	9,17E+00	27	9,25E+00	26	9,10E+00	27	9,24E+00	26	9,24E+00	26	3,29E+00	16
Fläche II-IV	2,06E+00	6	2,02E+00	6	2,06E+00	6	2,00E+00	6	2,06E+00	6	2,05E+00	6	9,07E-01	4
Fläche III-IV	4,86E+00	14	4,80E+00	14	4,86E+00	14	4,78E+00	14	4,85E+00	14	4,85E+00	14	1,19E+00	6
Fläche IV-IV	3,95E-02	0	3,94E-02	0	3,95E-02	0	3,90E-02	0	3,95E-02	0	3,95E-02	0	1,05E-02	0
Fläche landwirtschaftl. Gebäude	2,54E+00	7	2,50E+00	7	2,55E+00	7	2,45E+00	7	2,54E+00	7	2,54E+00	7	2,76E+00	14
Summe aus Vorketten	3,55E+01	100	3,45E+01	100	3,55E+01	100	3,42E+01	100	3,54E+01	100	3,54E+01	100	2,02E+01	100
Fläche Acker, konventionell	1,00E+04	100	1,00E+04	100	1,00E+04	100	0,00E+00	0	1,00E+04	100	9,00E+03	90	0,00E+00	0
Fläche Acker, GVO	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	1,00E+04	100	0,00E+00	0	1,00E+03	10	0,00E+00	0
Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	1,00E+04	100

Fortsetzung von Tab. 4.7.2-1:

	KM-Sz. 1	KM-Sz. 2	KM-Sz. 3	KM-Sz. 4/5	KM-Sz. 6	KM-Sz. 7	KM-Sz. 8
	/1.000 kg						
	%	%	%	%	%	%	%
Fläche Benthos II-III	1,94E+00	1,70E+00	1,78E+00	1,68E+00	1,81E+00	1,81E+00	1,70E+00
Fläche Benthos II-IV	2,00E-01	1,76E-01	1,84E-01	1,74E-01	1,87E-01	1,87E-01	1,75E-01
Fläche Benthos III-IV	0,00E+00						
Fläche II-III	1,18E+00	1,08E+00	1,09E+00	1,07E+00	1,11E+00	1,11E+00	5,11E-01
Fläche II-IV	2,63E-01	2,37E-01	2,42E-01	2,35E-01	2,46E-01	2,46E-01	1,41E-01
Fläche III-IV	6,20E-01	5,63E-01	5,71E-01	5,61E-01	5,82E-01	5,81E-01	1,85E-01
Fläche IV-IV	5,04E-03	4,63E-03	4,64E-03	4,58E-03	4,73E-03	4,73E-03	1,63E-03
Fläche landwirtschaftl. Gebäude	3,23E-01	2,94E-01	2,99E-01	2,88E-01	3,04E-01	3,04E-01	4,28E-01
Summe aus Vorketten	4,53E+00	4,05E+00	4,17E+00	4,01E+00	4,24E+00	4,24E+00	3,14E+00
Fläche Acker, konventionell	1,28E+03	1,17E+03	1,17E+03	0,00E+00	1,20E+03	1,08E+03	0,00E+00
Fläche Acker, GVO	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,17E+03	0,00E+00	1,20E+02	0,00E+00
Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,55E+03
Verarbeitung	4,22E+00						

4.8 Ergebnisse der Sachbilanz für Winterraps

Die ausführlichen Ergebnisse der Sachbilanz finden sich in Tabellen im Anhang 4 (Materialienband). Im folgenden sind die Sachbilanzpositionen Schwermetallemissionen und Flächennutzung dargestellt.

4.8.1 Schwermetallemissionen

Die Emissionen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink sind in den folgenden Tabellen und Diagrammen für die vier Winterraps-Szenarien dargestellt. Da zu den Quecksilber-Gehalten der Düngemittel keine vollständigen Daten vorlagen, wurde Quecksilber hier nicht mit aufgenommen. Die Quecksilber-Emissionen aus den Vorketten und der Verarbeitung sind aber in den ausführlichen Tabellen im Anhang 5 enthalten.

In den Tabellen Tab. 4.8.1-1 bis Tab. 4.8.1-6 sind die Emissionen in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden zusammengefaßt und den Herkunftsbereichen

- Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch (incl. Vorketten)
- Vorkette Düngemittel
- Vorkette Pestizide
- Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz
- Verarbeitung

zugeordnet.

In den Diagrammen Abb. 4.8.1-1 bis Abb. 4.8.1-12 wurden die Herkunftsbereiche für den Anbau (ohne die anschließende Verarbeitung) zusammengefaßt und jeweils dem Umweltmedium zugeordnet, in das die Emission primär erfolgt. Emissionen in Luft und Wasser stammen ausschließlich aus den Vorketten und dem Treibstoffverbrauch, Emissionen in den Boden werden fast vollständig durch die direkten Emissionen bei der Düngung verursacht. Dadurch sind die zugrundegelegten Schwermetallgehalte der Düngemittel in hohem Maße ergebnisbestimmend.

Bei Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink liegt der Anteil der Emissionen aus den Düngemitteln über 85 %. Da sowohl die Düngung als auch die Erträge für die Szenarien 1 bis 3 gleich angenommen wurden, sind hier keine Unterschiede erkennbar.

Beim Blei werden auch bedeutende Anteile ins Wasser und vor allem in die Luft emittiert. Diese stammen aus dem Bereich Maschineneinsatz und Treibstoff. Durch die deutlich niedrigeren Erträge im Bio-Anbau resultieren hier höhere Emissionen in Szenario 4.

Auffällig sind insgesamt die hohen Belastungen für Szenario 4, außer bei Kupfer. Dies hängt einerseits, wie auch beim Körnermais diskutiert, mit der hohen Schwermetallbelastung des Wirtschaftsdüngers zusammen, der in diesem Szenario ausschließlich verwendet wird. Dieser Effekt wird durch die niedrigeren Erträge noch verstärkt.

Wie schon in Kap. 3.5 erläutert, wurde aufgrund des hohen Einflusses der Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger auf das Ergebnis die Berechnungen mit einer zweiten Allokation wiederholt, bei der der Eintrag von Schwermetallen in die Umwelt durch die Verwendung der Wirtschaftsdünger nicht dem Winterrapsanbau zugerechnet wird. Diese Ergebnisse sind jeweils in den unteren Abbildungen dargestellt.

Tab. 4.8.1-1: Summe der Blei-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Blei in Luft, Wasser und Boden [kg Pb]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,28E-02	61	2,28E-02	61	2,31E-02	62	2,25E-02	54
Vorkette Düngemittel	1,34E-03	4	1,34E-03	4	1,34E-03	4	0,00E-00	0
Vorkette Pestizide	2,98E-05	0	2,56E-05	0	4,61E-05	0	0,00E-00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,29E-02	35	1,29E-02	35	1,29E-02	34	1,95E-02	46
Summe Anbau	3,70E-02	100	3,70E-02	100	3,74E-02	100	4,20E-02	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,32E-02	60	2,32E-02	60	2,36E-02	61	3,37E-02	53
Vorkette Düngemittel	1,37E-03	4	1,37E-03	4	1,37E-03	4	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,03E-05	0	2,61E-05	0	4,69E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,31E-02	34	1,31E-02	34	1,31E-02	34	2,92E-02	46
Summe Anbau	3,77E-02	98	3,77E-02	98	3,81E-02	98	6,29E-02	99
Verarbeitung	6,15E-04	2	6,15E-04	2	6,15E-04	2	6,15E-04	1
Summe Anbau u. Verarbeitung	3,83E-02	100	3,83E-02	100	3,87E-02	100	6,35E-02	100

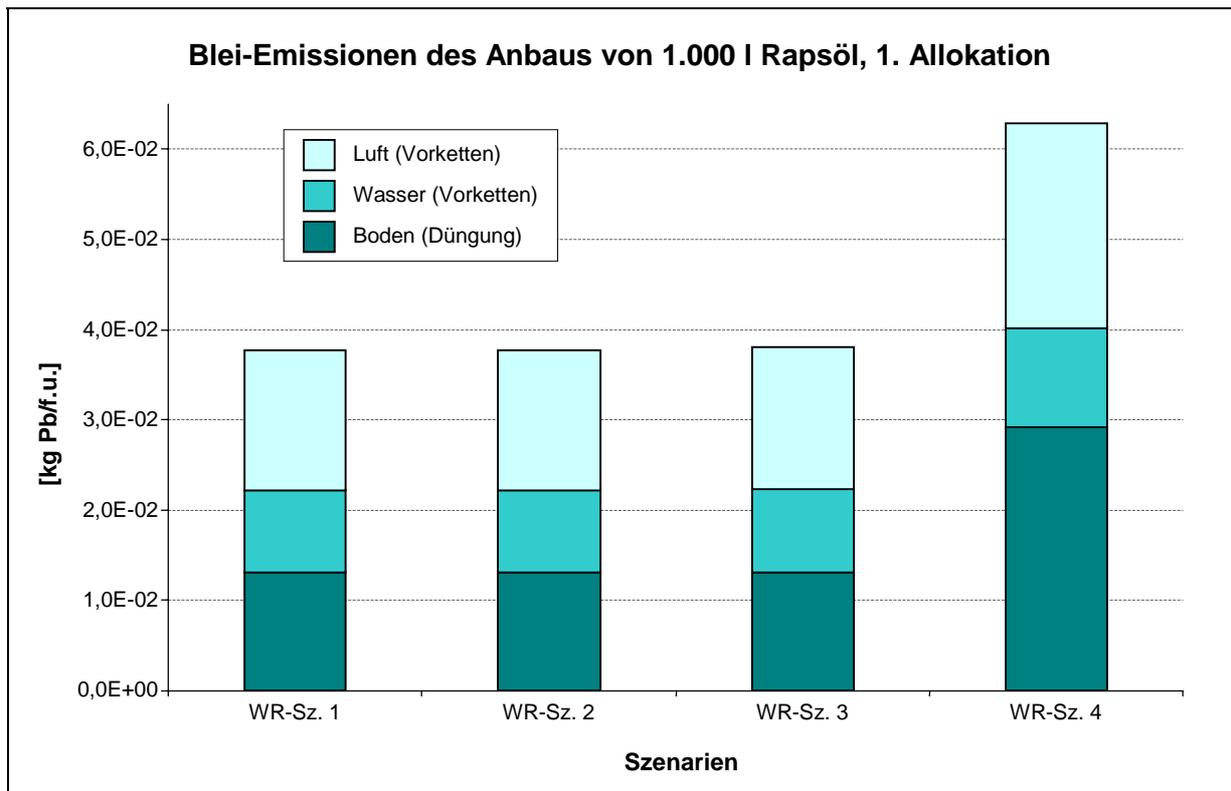


Abb. 4.8.1-1: Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

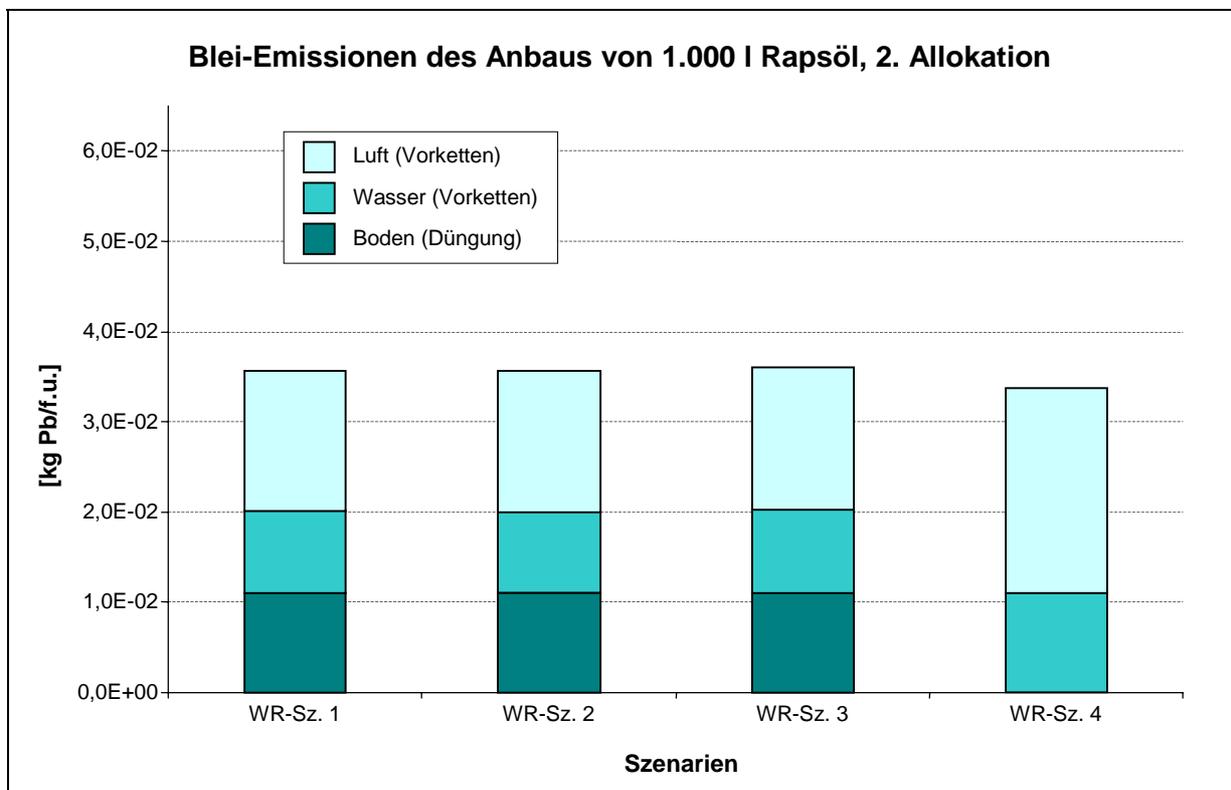


Abb. 4.8.1-2: Blei-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

Tab. 4.8.1-2: Summe der Cadmium-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Cadmium in Luft, Wasser und Boden [kg Cd]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,99E-05	2	4,99E-05	2	5,08E-05	2	4,19E-05	3
Vorkette Düngemittel	2,59E-04	10	2,59E-04	10	2,59E-04	10	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	5,10E-06	0	3,37E-06	0	5,96E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,41E-03	88	2,41E-03	89	2,41E-03	88	1,58E-03	97
Summe Anbau	2,72E-03	100	2,72E-03	100	2,72E-03	100	1,62E-03	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,08E-05	2	5,08E-05	2	5,17E-05	2	6,27E-05	3
Vorkette Düngemittel	2,64E-04	9	2,64E-04	9	2,64E-04	9	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	5,19E-06	0	3,43E-06	0	6,07E-06	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,45E-03	87	2,45E-03	87	2,45E-03	87	2,35E-03	95
Summe Anbau	2,77E-03	98	2,77E-03	98	2,77E-03	98	2,42E-03	98
Verarbeitung	5,94E-05	2	5,94E-05	2	5,94E-05	2	5,94E-05	2
Summe Anbau und Verarbeitung	2,83E-03	100	2,83E-03	100	2,83E-03	100	2,48E-03	100

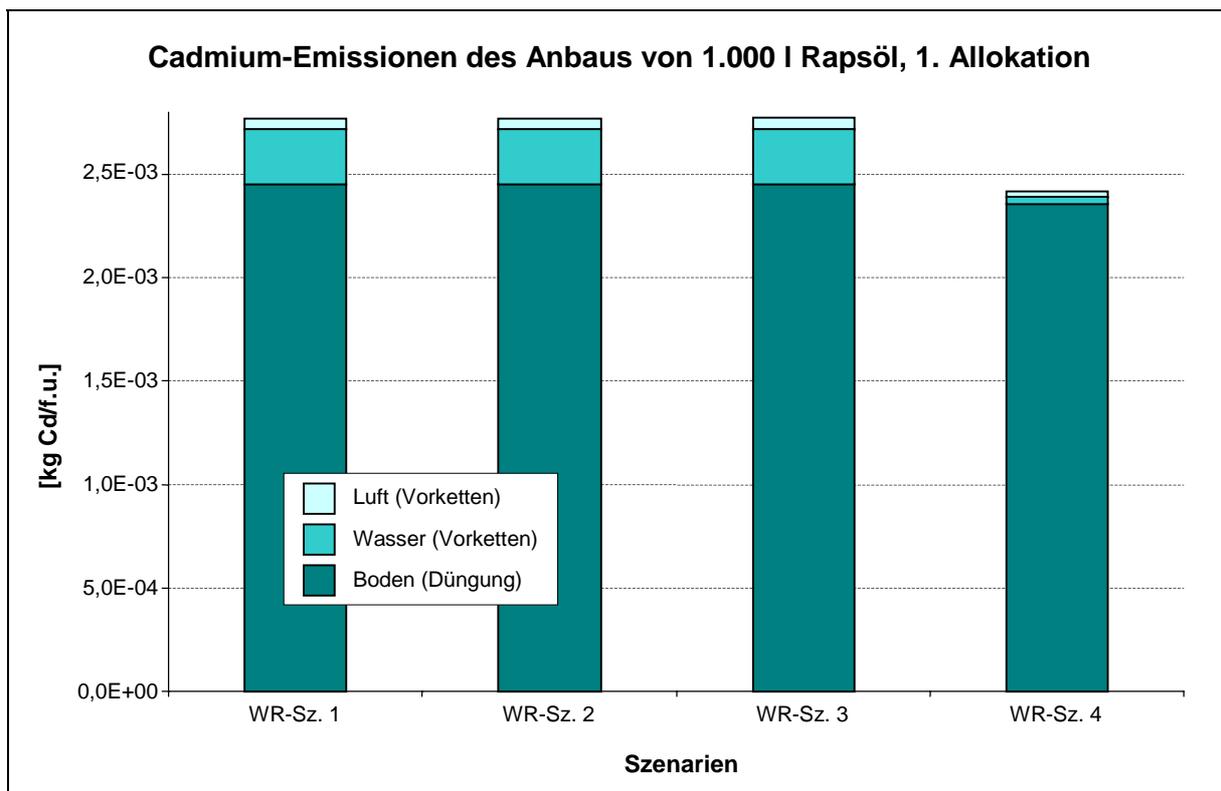


Abb. 4.8.1-3: Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

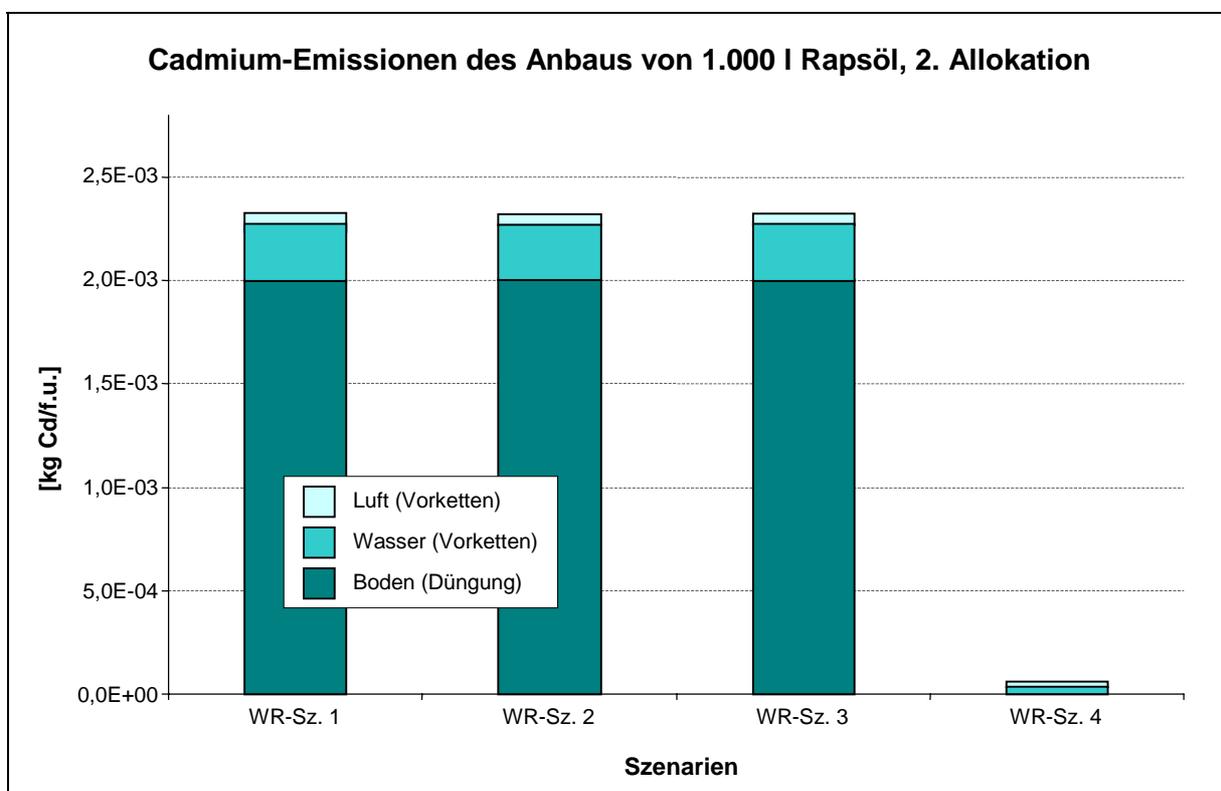


Abb. 4.8.1-4: Cadmium-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

Tab. 4.8.1-3: Summe der Chrom-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Chrom in Luft, Wasser und Boden [kg Cr]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,17E-03	4	1,17E-03	4	1,18E-03	4	8,90E-04	2
Vorkette Düngemittel	1,59E-03	6	1,59E-03	6	1,59E-03	6	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,96E-05	0	3,57E-05	0	6,41E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,54E-02	90	2,54E-02	90	2,54E-02	90	3,56E-02	98
Summe Anbau	2,82E-02	100	2,81E-02	100	2,82E-02	100	3,65E-02	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,19E-03	4	1,19E-03	4	1,21E-03	4	1,33E-03	2
Vorkette Düngemittel	1,61E-03	6	1,61E-03	6	1,61E-03	6	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	4,03E-05	0	3,63E-05	0	6,53E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,58E-02	89	2,58E-02	89	2,58E-02	89	5,33E-02	97
Summe Anbau	2,87E-02	98	2,87E-02	98	2,87E-02	98	5,46E-02	99
Verarbeitung	4,63E-04	2	4,63E-04	2	4,63E-04	2	4,63E-04	1
Summe Anbau und Verarbeitung	2,91E-02	100	2,91E-02	100	2,92E-02	100	5,51E-02	100

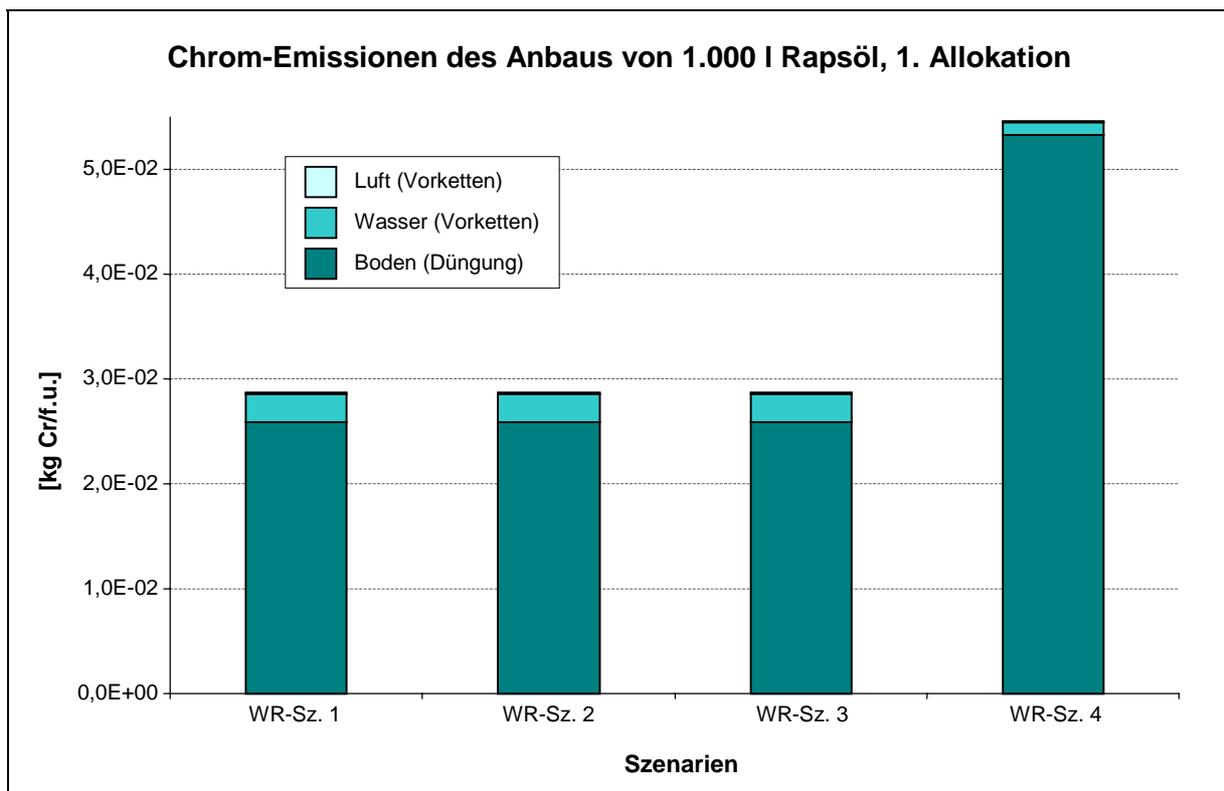


Abb. 4.8.1-5: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

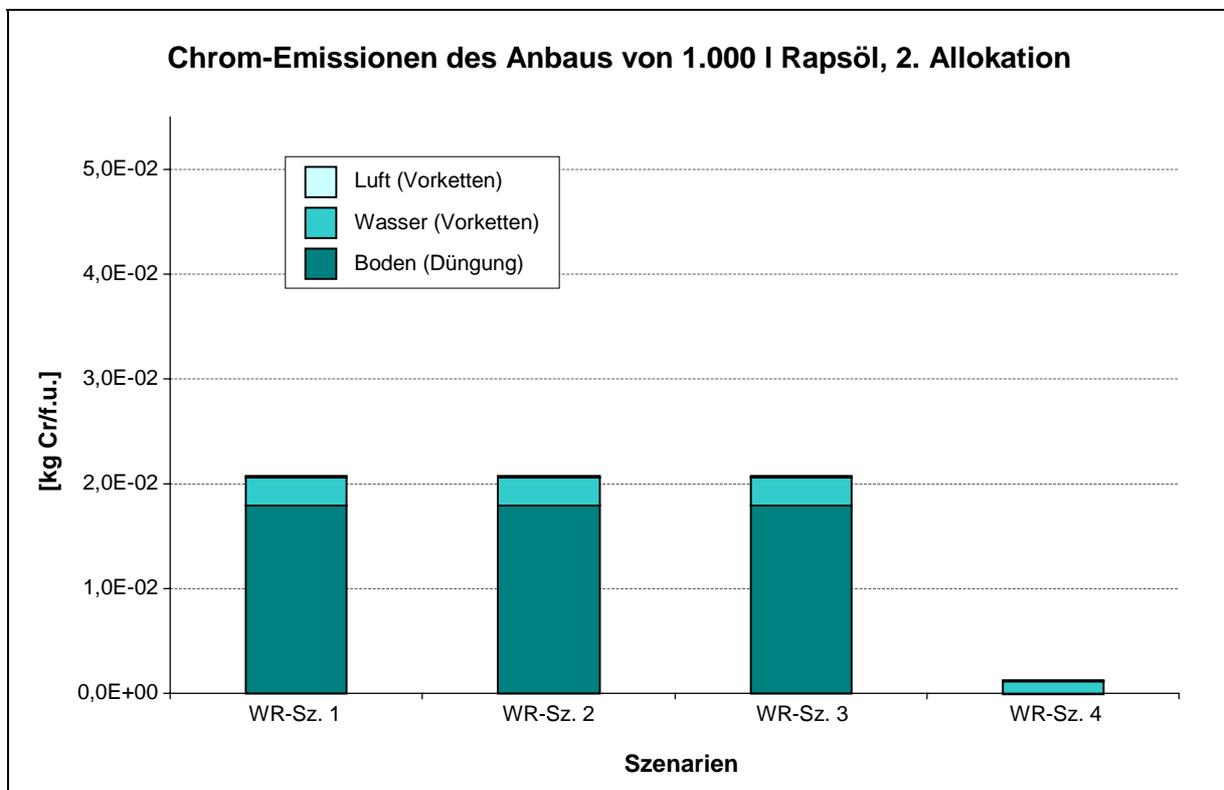


Abb. 4.8.1-6: Chrom-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

Tab. 4.8.1-4: Summe der Kupfer-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Kupfer in Luft, Wasser und Boden [kg Cu]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,49E-04	0	7,49E-04	0	7,61E-04	0	5,90E-04	0
Vorkette Düngemittel	1,97E-03	1	1,97E-03	1	1,97E-03	1	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,50E-05	0	2,16E-05	0	3,90E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,53E-01	99	2,53E-01	99	2,53E-01	99	1,39E-01	100
Summe Anbau	2,56E-01	100	2,56E-01	100	2,56E-01	100	1,39E-01	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,62E-04	0	7,62E-04	0	7,75E-04	0	8,82E-04	0
Vorkette Düngemittel	2,01E-03	1	2,01E-03	1	2,01E-03	1	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,54E-05	0	2,20E-05	0	3,97E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,58E-01	99	2,58E-01	99	2,58E-01	99	2,08E-01	99
Summe Anbau	2,61E-01	100	2,61E-01	100	2,61E-01	100	2,08E-01	100
Verarbeitung	2,69E-04	0	2,69E-04	0	2,69E-04	0	2,69E-04	0
Summe Anbau und Verarbeitung	2,61E-01	100	2,61E-01	100	2,61E-01	100	2,09E-01	100

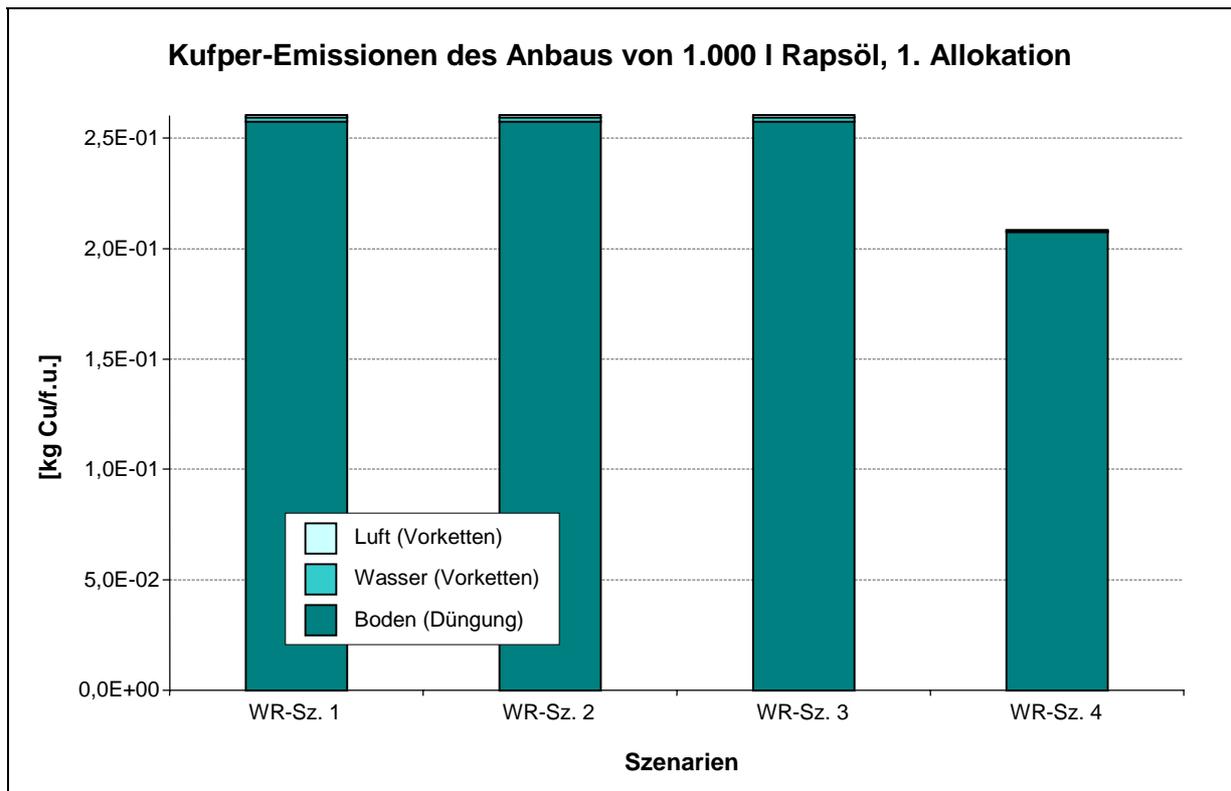


Abb. 4.8.1-7: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

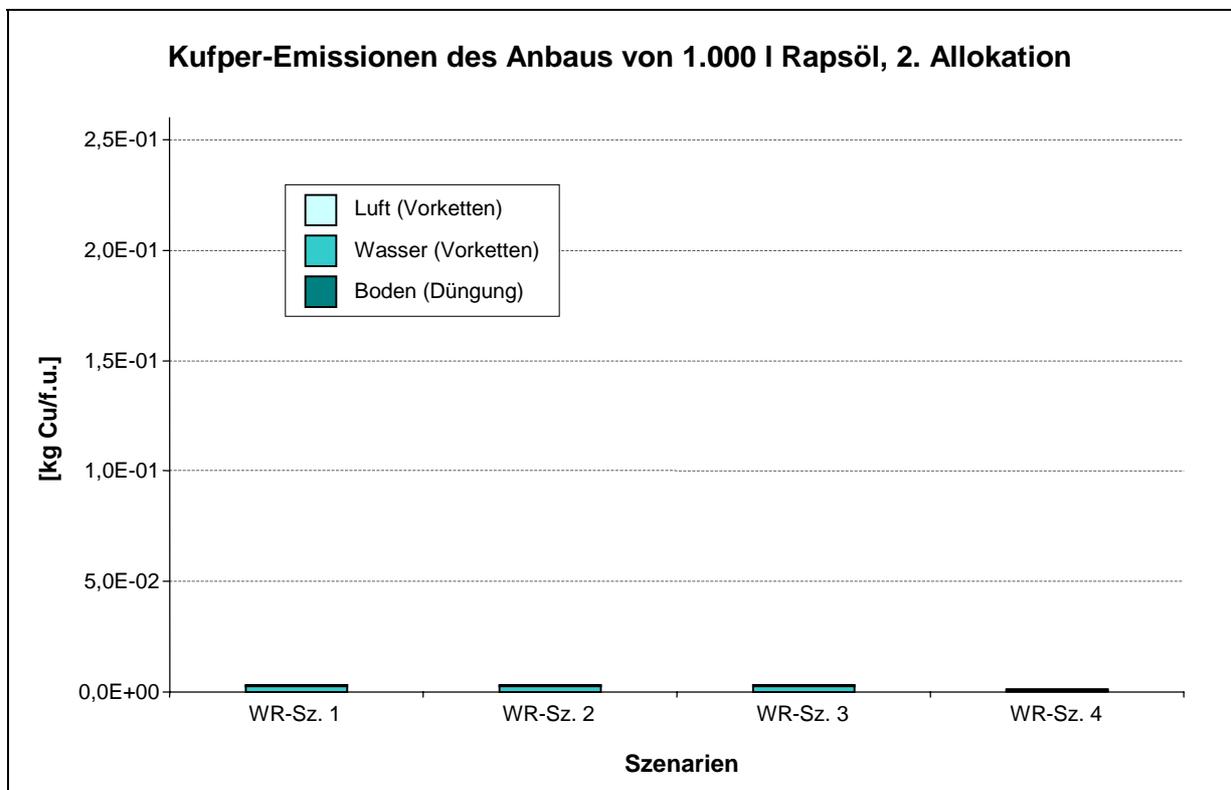


Abb. 4.8.1-8: Kupfer-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

Tab. 4.8.1-5: Summe der Nickel-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Nickel in Luft, Wasser und Boden [kg Ni]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,07E-03	5	1,07E-03	5	1,09E-03	5	8,36E-04	3
Vorkette Düngemittel	1,59E-03	8	1,59E-03	8	1,59E-03	8	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,07E-04	1	7,55E-05	0	1,34E-04	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,80E-02	87	1,80E-02	87	1,80E-02	86	2,40E-02	97
Summe Anbau	2,08E-02	100	2,07E-02	100	2,08E-02	100	2,48E-02	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,09E-03	5	1,09E-03	5	1,11E-03	5	1,25E-03	3
Vorkette Düngemittel	1,62E-03	8	1,62E-03	8	1,62E-03	8	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,08E-04	1	7,68E-05	0	1,37E-04	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,83E-02	85	1,83E-02	85	1,83E-02	85	3,59E-02	96
Summe Anbau	2,11E-02	98	2,11E-02	98	2,12E-02	98	3,71E-02	99
Verarbeitung	3,62E-04	2	3,62E-04	2	3,62E-04	2	3,62E-04	1
Summe Anbau und Verarbeitung	2,15E-02	100	2,15E-02	100	2,15E-02	100	3,75E-02	100

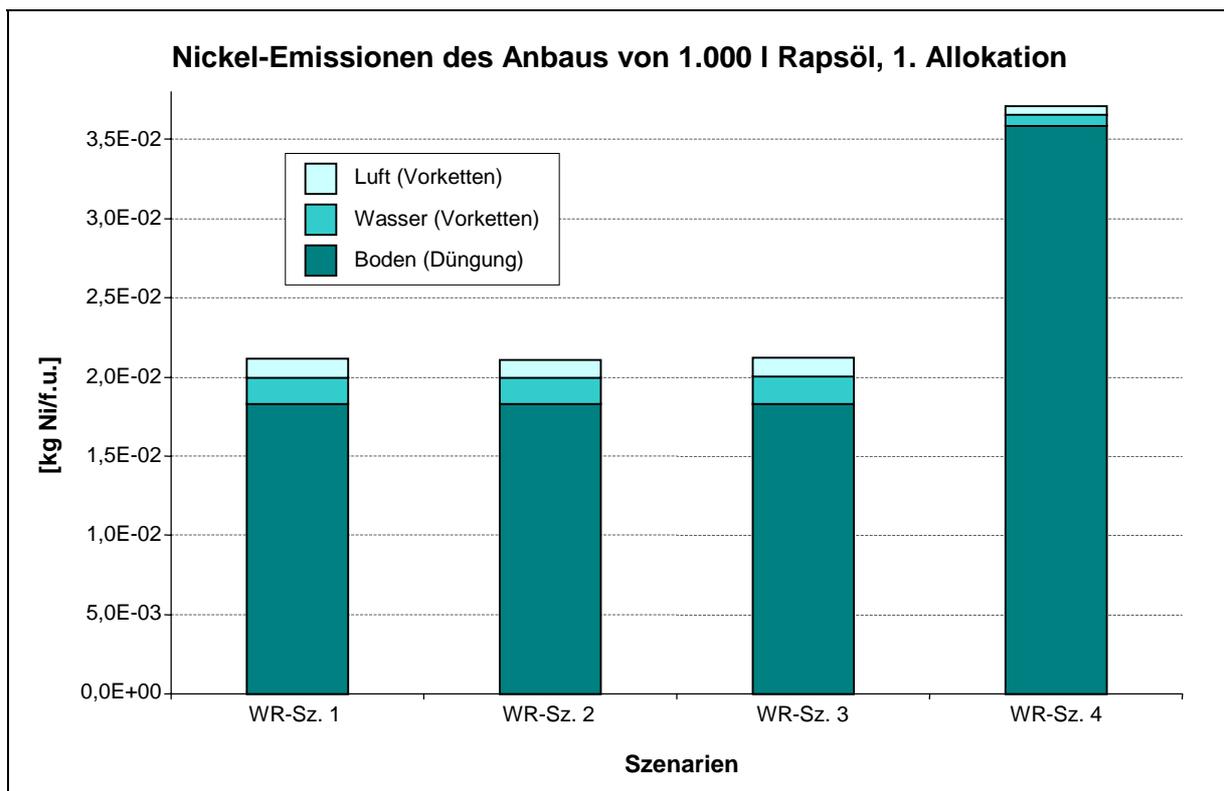


Abb. 4.8.1-9: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

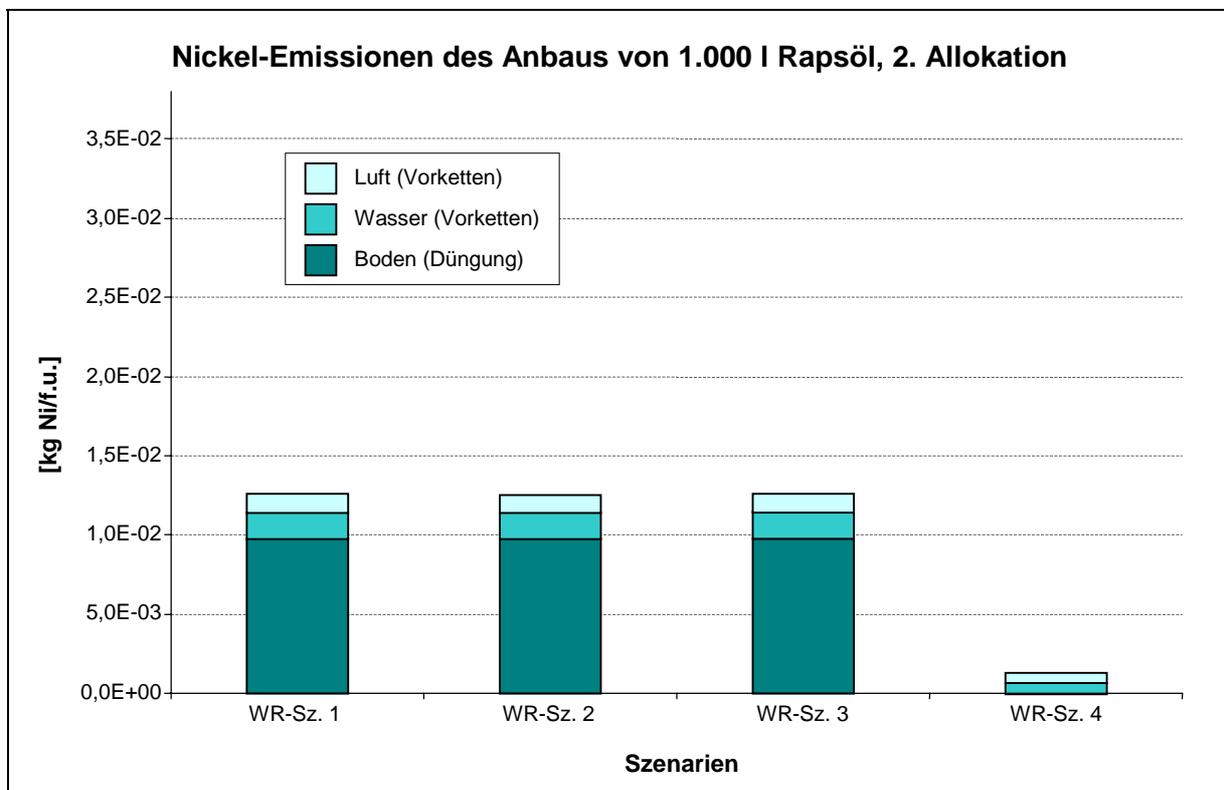


Abb. 4.8.1-10: Nickel-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

Tab. 4.8.1-6: Summe der Zink-Emissionen für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Summe Zink in Luft, Wasser und Boden [kg Zn]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,61E-03	1	4,61E-03	1	4,69E-03	1	3,94E-03	1
Vorkette Düngemittel	1,52E-03	0	1,52E-03	0	1,52E-03	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,53E-05	0	5,32E-05	0	9,47E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	7,27E-01	99	7,27E-01	99	7,27E-01	99	7,20E-01	99
Summe Anbau	7,33E-01	100	7,33E-01	100	7,33E-01	100	7,24E-01	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,69E-03	1	4,69E-03	1	4,77E-03	1	5,89E-03	1
Vorkette Düngemittel	1,55E-03	0	1,55E-03	0	1,55E-03	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,65E-05	0	5,41E-05	0	9,64E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	7,40E-01	99	7,40E-01	99	7,40E-01	99	1,08E+00	99
Summe Anbau	7,47E-01	100	7,47E-01	100	7,47E-01	100	1,08E+00	100
Verarbeitung	3,10E-03	0	3,10E-03	0	3,10E-03	0	3,10E-03	0
Summe Anbau und Verarbeitung	7,50E-01	100	7,50E-01	100	7,50E-01	100	1,09E+00	100

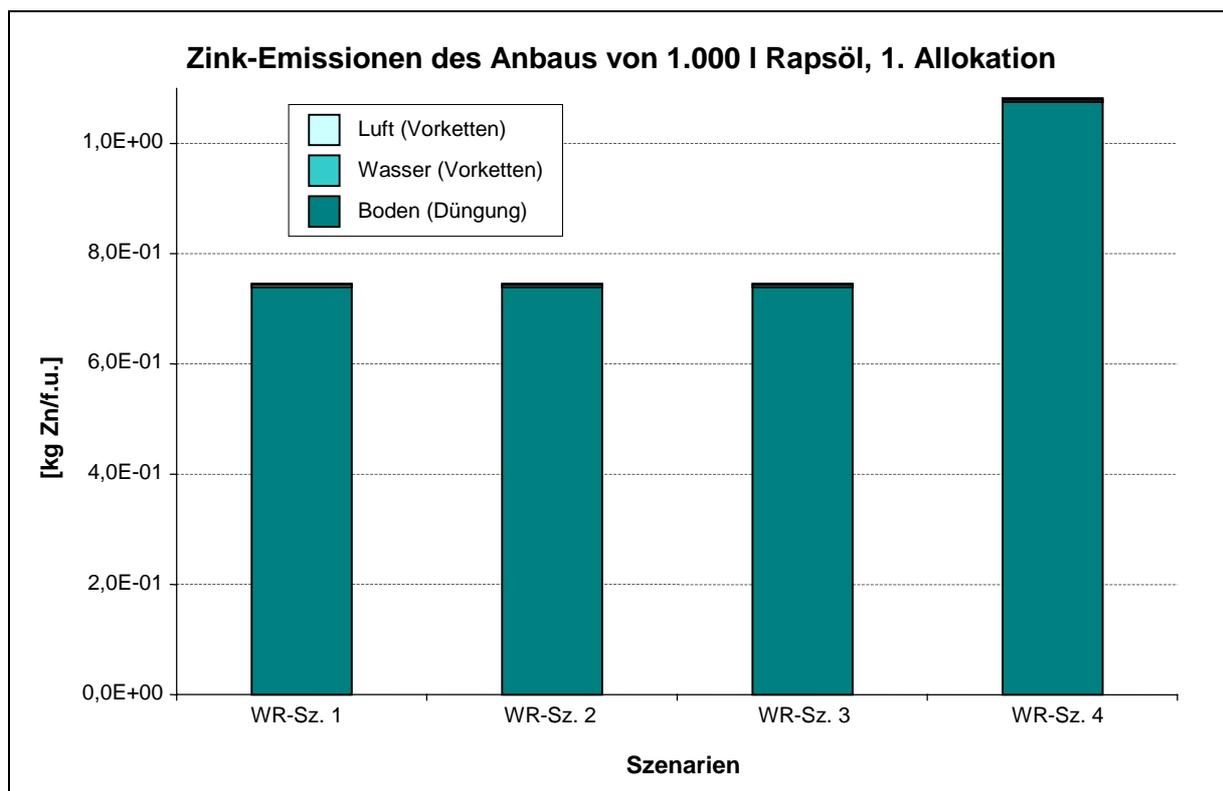


Abb. 4.8.1-11: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 1. Allokation.

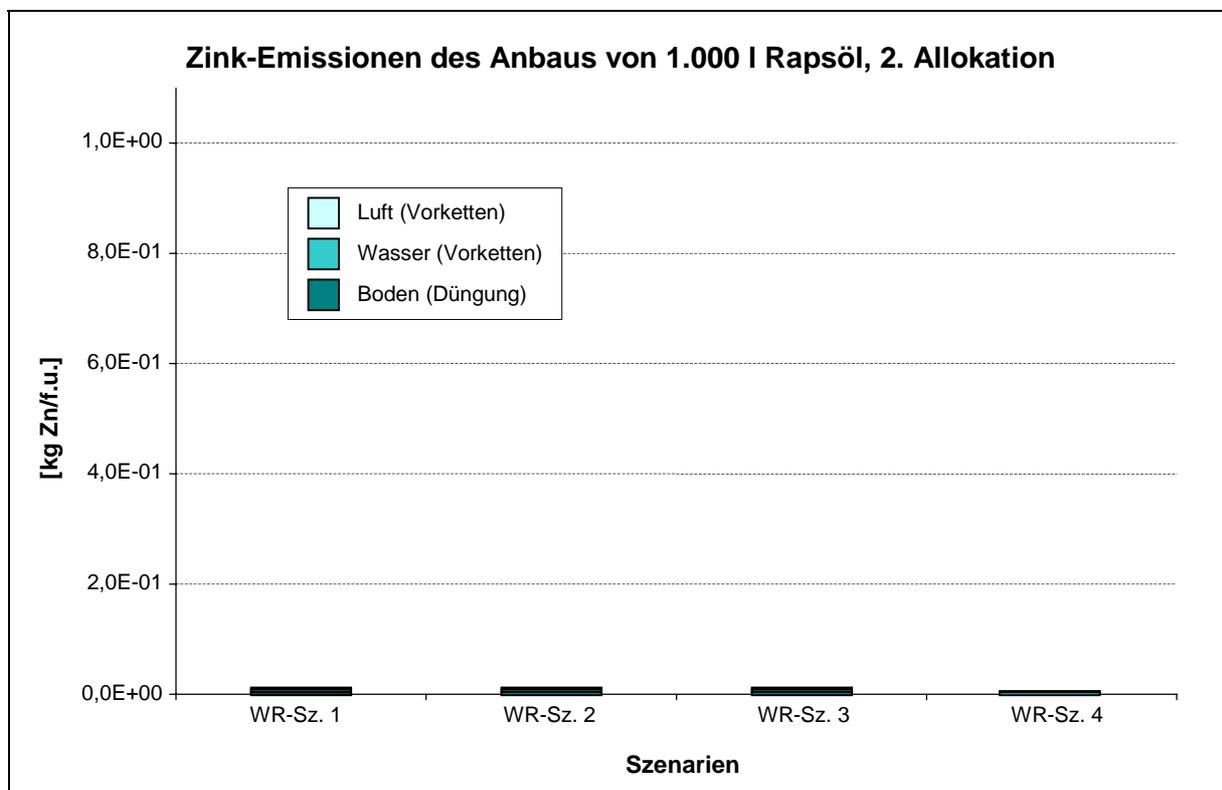


Abb. 4.8.1-12: Zink-Emissionen in Luft, Wasser und Boden durch den Anbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl; 2. Allokation.

4.8.2 Flächennutzung

Da die Einstufung von Flächennutzungen nach dem Konzept der Hemerobiestufen in der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung methodisches Neuland und sicher nicht allgemein bekannt ist, werden hier auch die Ergebnisse auf der Sachbilanzebene ausführlich dargestellt, um die Methodik möglichst transparent zu machen.

In Tab. 4.8.2-1 ist die Flächennutzung für die vier Winterraps-Szenarien als Produkt aus genutzter Fläche und Nutzungsdauer angegeben. Dabei ergeben sich die ersten sieben genannten Flächentypen (Fläche Benthos II-III bis Fläche IV-IV) aus der Bilanzierung der Vorketten mit Daten aus (ESU-ETH, 1996). Dabei bedeutet

- I..... natürlich
- II..... modifiziert
- III kultiviert
- IV..... bebaut

eine Einteilung von Ökosystemen in Kategorien nach (IUCN, 1991, zitiert nach ESU-ETH, 1996). Bei diesem System wird versucht, den Zustand einer Fläche vor und nach der Nutzung z. B. durch die Zuordnung "Fläche II-III" zu erfassen, der in der Regel bei Ökobilanzen aber nicht bekannt ist.

Durch den Wegfall der Vorketten von Mineraldüngern und Pestiziden resultiert für Szenario 4 eine geringere Flächennutzung für den Bereich Vorketten. Dagegen ist der Anteil an landwirtschaftlicher Gebäudefläche etwas höher. Die Fläche landwirtschaftlicher Gebäude resultiert aus der Berücksichtigung der Infrastruktur des Maschineneinsatzes und wäre nach dem ETH-System der Fläche II-IV oder III-IV zuzuordnen.

Bei der Verarbeitung, die für alle vier Szenarien gleich ist, ergibt sich die Flächennutzung hauptsächlich aus den angenommenen Transportwegen zur Verarbeitung. In Tab. 4.8.2-1 (2. Teil) ist in der Zeile "Verarbeitung" die Summe der sieben ETH-Kategorien angegeben.

In Abb. 4.8.2-1 sind nur die Flächennutzungen aus den Vorketten und der Verarbeitung dargestellt, um die Zuordnung zu den Herkunftsbereichen zu veranschaulichen. Die eigentlichen Anbauflächen liegen etwa um drei Größenordnungen höher und sind in der Tabelle mitangegeben.

Tab. 4.8.2-1: Flächennutzung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Flächennutzung [m ² *a]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Fläche Benthos II-III	1,61E+01	42	1,58E+01	42	1,63E+01	41	8,09E+00	54
Fläche Benthos II-IV	1,66E+00	4	1,64E+00	4	1,68E+00	4	8,35E-01	6
Fläche Benthos III-IV	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche II-III	1,11E+01	29	1,10E+01	29	1,15E+01	29	2,45E+00	16
Fläche II-IV	2,15E+00	6	2,14E+00	6	2,17E+00	6	6,68E-01	4
Fläche III-IV	5,14E+00	13	5,13E+00	13	5,16E+00	13	8,83E-01	6
Fläche IV-IV	6,47E-02	0	6,15E-02	0	6,47E-02	0	7,81E-03	0
Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,35E+00	6	2,35E+00	6	2,39E+00	6	1,96E+00	13
Summe aus Vorketten	3,85E+01	100	3,82E+01	100	3,92E+01	100	1,49E+01	100
Fläche Acker, konventionell	1,00E+04	100	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche Acker, GVO	0,00E+00	0	1,00E+04	100	1,00E+04	100	0,00E+00	0
Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	1,00E+04	100
	WR-Sz. 1	WR-Sz. 2	WR-Sz. 3	WR-Sz. 4				
	/1.000 l	%						
Fläche Benthos II-III	1,63E+01	42	1,61E+01	42	1,66E+01	41	1,21E+01	54
Fläche Benthos II-IV	1,69E+00	4	1,66E+00	4	1,71E+00	4	1,25E+00	6
Fläche Benthos III-IV	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche II-III	1,13E+01	29	1,12E+01	29	1,17E+01	29	3,66E+00	16
Fläche II-IV	2,19E+00	6	2,18E+00	6	2,21E+00	6	9,99E-01	4
Fläche III-IV	5,23E+00	13	5,22E+00	13	5,25E+00	13	1,32E+00	6
Fläche IV-IV	6,58E-02	0	6,26E-02	0	6,59E-02	0	1,17E-02	0
Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,39E+00	6	2,39E+00	6	2,44E+00	6	2,93E+00	13
Summe aus Vorketten	3,92E+01	100	3,89E+01	100	3,99E+01	100	2,23E+01	100
Fläche Acker, konventionell	1,02E+04		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Fläche Acker, GVO	0,00E+00		1,02E+04		1,02E+04		0,00E+00	
Fläche Acker, Bio	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		1,50E+04	
Verarbeitung	1,64E+01		1,64E+01		1,64E+01		1,64E+01	

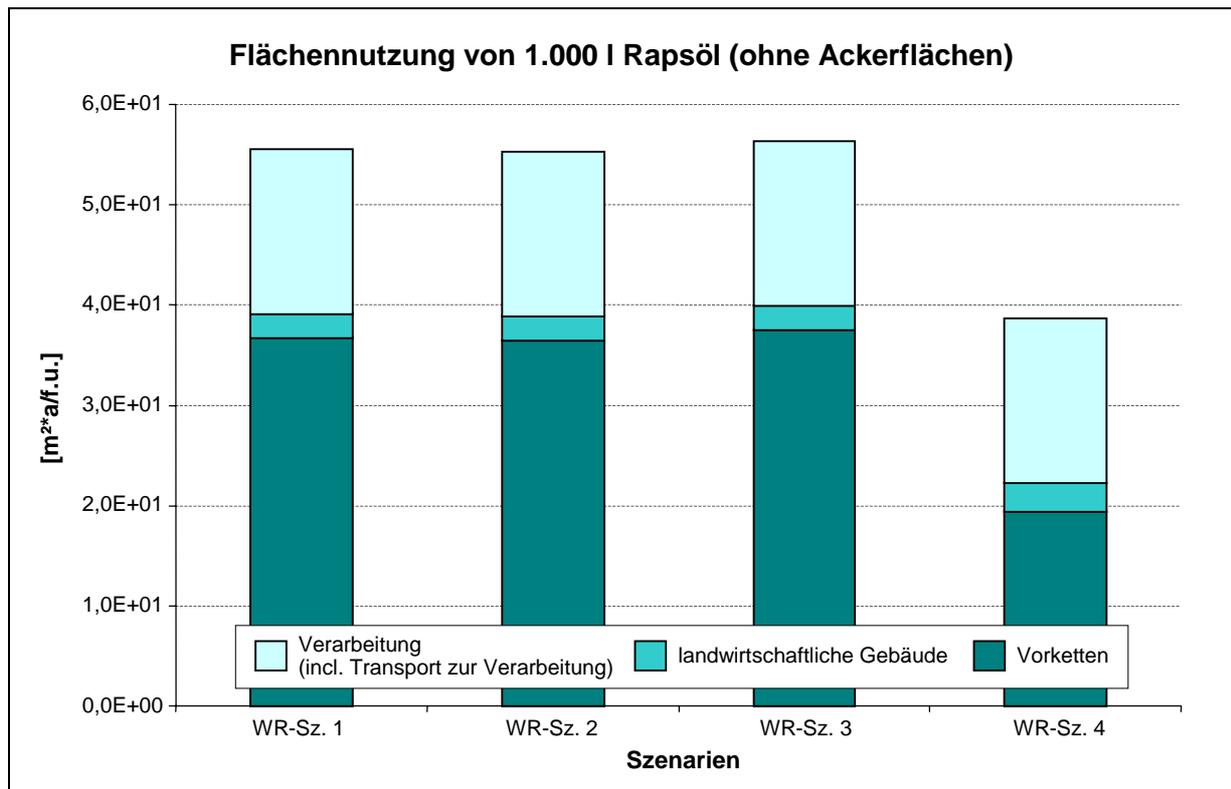


Abb. 4.8.2-1: Flächennutzung durch Anbau (ohne die eigentliche Ackerfläche) und Verarbeitung, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

5 WIRKUNGSABSCHÄTZUNG

5.1 Methodik der quantitativen Wirkungsabschätzung

Wie in Kapitel 3.7 beschrieben, wurde für einige ausgewählte Wirkungskategorien (vgl. Abb. 3.7-1) eine quantitative Wirkungsabschätzung durchgeführt. Dabei wurde im wesentlichen die von KLÖPFER & RENNER (1995) publizierte Methode angewandt, wobei Modifikationen in den Kategorien Ressourcenverbrauch und Eutrophierung vorgenommen wurden.

In der Kategorie Ressourcenverbrauch wird mit dem Kehrwert der statischen Reichweite der jeweiligen Ressource (LINDFORS, 1995) gewichtet. Dabei dient die statische Reichweite von Rohöl als Bezugsgröße, auf die normiert wird.

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) ist in der VDI-Richtlinie 4600 definiert (VDI, 1997). Nicht Bestandteil dieser energetischen Bilanzierung sind die Input-Parameter menschliche Arbeit und metabolische Energie (z. B. der Nährwert von Lebensmitteln) sowie passiv genutzte Solarenergie. Der KEA wird in der Regel auf der Basis des unteren Heizwertes H_u der verbrauchten Energieträger berechnet. Andere Autoren (ESU-ETH, 1996) empfehlen den oberen Heizwert H_o (auch Brennwert genannt) als Wichtungsfaktor. In dieser Studie wurden beide Berechnungsvarianten durchgeführt; die benutzten Werte stammen aus (ESU-ETH, 1996) oder (BUWAL, 1996).

In den folgenden Tabellen sind die Wichtungsfaktoren angegeben, mit denen die Sachbilanzergebnisse der jeweiligen Indikatoren für eine Wirkungskategorie multipliziert wurden, um sie innerhalb der betreffenden Wirkungskategorie zu aggregieren.

Tab.5.5-1: Wichtungsfaktoren für energetische und sonstige Ressourcen zur Berechnung der Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand (KEA) und Ressourcenverbrauch (RES).

Ressource		oberer Heizwert [MJ]	unterer Heizwert [MJ]	W(RES) [kg Rohöläq.]
Bauxit	kg			0,21
Eisen ab Erz	kg			0,36
Kobalt	kg			0,16
Kupfer ab Erz	kg			1,19
Zinn	kg			1,54
Erdölgas	Nm ³	45,00	40,90	0,87
Grubengas (Methan)	kg	39,80	35,90	0,28
Holz	kg	20,30	18,50	
Potentielle Energie Wasser	TJ	1,00E+06	1,00E+06	
Rohbraunkohle vor Förderung	kg	9,50	8,00	0,08
Rohfördersteinkohle vor Aufbereitung	kg	19,00	18,00	0,28
Rohgas (Erdgas)	Nm ³	39,00	35,00	0,64
Rohöl ab Bohrloch	kg	45,60	42,60	1
Uran ab Erz	g	430,00	430,00	7,40E-04

Zur Berechnung des Treibhauspotentials GWP in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt wurden die vom IPCC (1996) veröffentlichten Werte für einen Bilanzierungszeitraum von 100 Jahren verwendet.

Die Wirkungskategorie Eutrophierung wurde in das terrestrische (NPT) und das aquatische Eutrophierungspotential (NPA) aufgeteilt. Bei der terrestrischen Eutrophierung werden die Emissionen in die Luft als Nitrat-Äquivalente erfaßt, bei der aquatischen Eutrophierung werden die Emissionen in Luft und Wasser als Phosphat-Äquivalente gewichtet. Die Wichtungsfaktoren W(AP), W(NPT) und W(NPA) ergeben sich aus stöchiometrischen Berechnungen.

Den vier Wirkungskategorien GWP, AP, NPT und NPA werden neben Emissionen aus den Vorketten und der Verarbeitung auch die direkten Emissionen aus der Düngung, die in Kapitel 4.4 behandelt wurden, zugeordnet. Dabei werden die Nitrat-Emissionen ins Grundwasser bei der aquatischen Eutrophierung als Phosphat-Äquivalente erfaßt. Nitrat-Emissionen in die Luft, die dann bei der terrestrischen Eutrophierung den Wichtungsfaktor eins hätten, kommen nicht vor.

Tab. 5.1-2: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft und Wasser zur Berechnung der Wirkungskategorien Treibhauseffekt (GWP), Versauerungspotential (AP), terrestrische (NPT) und aquatische Eutrophierung (NPA).

		W(GWP) [kg CO ₂ -Äq.]	W(AP) [kg SO ₂ -Äq.]	W(NPT) [kg NO ₃ -Äq.]	W(NPA) [kg PO ₄ -Äq.]
Emissionen in die Luft					
Methan	kg	21			
CO ₂ Kohlendioxid	kg	1			
NH ₃ Ammoniak	kg		1,88	3,65	0,35
N ₂ O Lachgas	kg	310			
HCl Salzsäure	kg		0,88		
SO _x als SO ₂	kg		1		
NO _x Stickoxide als NO ₂	kg		0,7	1,35	0,13
Emissionen in das Wasser					
COD	kg				0,022
NH ₄ Ammonium	kg				0,33
NO ₃ Nitrat	kg				0,1
Stickstoff gesamt	kg				0,42
Phosphate	kg				1

Für die quantitative Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität wurden die Wichtungsfaktoren der Critical Surface Time-Methodik (CST 95) nach JOLLIET & CRETZAZ (1997) sowie JOLLIET et al. (1998) verwendet. Bei der Berechnung der Wichtungsfaktoren gehen Verteilung und Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten ein. Dabei wird das Humantoxizitätspotential (HTP) in Blei-Äquivalenten angegeben, das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotential in Zink-Äquivalenten.

Tab. 5.1-3: Wichtungsfaktoren für Emissionen in Luft, Wasser und Boden zur Berechnung der Wirkungskategorien Humantoxizität (HTP), aquatische (AEP) und terrestrische Ökotoxizität (TEP) nach CST 95.

		W(HTP) [kg Pb-Äq.]	W(AEP) [kg Zn-Äq.]	W(TEP) [kg Zn-Äq.]
Emissionen in die Luft				
Staub/Partikel	kg	1,1E-02		
Benzol	kg	1,20E-02		
CO Kohlenmonoxid	kg	1,40E-04		
SO _x als SO ₂	kg	7,46E-03		
NO _x Stickoxide als NO ₂	kg	1,95E-03		
As Arsen	kg	9.000	0,078	0,75
Pb Blei	kg	2.300	1,28	0,13
Cd Cadmium	kg	19.000	79	3,14
Cr Chrom	kg	3.700	0,39	0,08
Cu Kupfer	kg	145	0,66	0,14
Ni Nickel	kg	370	0,12	0,35
Hg Quecksilber	kg	46.000	196	5,94
Zn Zink	kg	27	0,076	0,33
Emissionen in das Wasser				
BOD	kg	0,022	1,30E-04	
Phenole	kg	0,052	15,4	
Fette und Öle gesamt	kg		0,13	
NO ₃ Nitrat	kg	8,50E-04		
Ion Arsen	kg	1,5	0,52	
Phosphate	kg	3,20E-06	0,01	
Sulfide	kg	2,1		
Ion Blei	kg	0,86	5,2	
Ion Cadmium	kg	3,2	520	
Ion Chrom	kg	0,62	2,6	
Ion Kupfer	kg	0,022	5,2	
Ion Nickel	kg	0,062	0,79	
Ion Quecksilber	kg	7,8	1.300	
Ion Zink	kg	3,20E-03	1	
Emissionen in den Boden				
Blei	kg	2,00E+04	3,9	0,41
Cadmium	kg	1,60E+05	240	9,6
Chrom	kg	3,20E+04	1,2	2,6
Kupfer	kg	1,26E+03	2	0,42
Nickel	kg	3,20E+03	0,36	1,1
Quecksilber	kg	4,00E+05	600	18,3
Zink	kg	2,30E+02	0,23	1,0
Zinn	kg	80		

		W(HTP) [kg Pb-Äq.]	W(AEP) [kg Zn-Äq.]	W(TEP) [kg Zn-Äq.]
Pestizide (Aufwandmengen)				
Captan	kg	0,177*	6,27E-4*	5,41E-5*
Carbetamid	kg	0,043	6,06E-04	9,85E-04
Clomazon	kg	0,0326	4,87E-04	3,01E-04
Cypermethrin	kg	0,354	0,154	7,30E-05
Deltamethrin	kg	157	0,195	2,96E-03
Dimefuron	kg	0,129	1,03	0,334
Glufosinat	kg	0,276	4,46E-06	2,36E-04
Lindan	kg	1,91*	0,027	1,80
Mancozeb	kg	0,46	9,93E-05	5,23E-05
Metazachlor	kg	0,49*	2,66E-4*	2,3E-4*
Napropamid	kg	0,417	1,42E-04	3,13E-04
Pyridat	kg	1,03	1,35E-05	2,11E-05
Rimsulfuron	kg	1,35	1,29E-04	1,01E-05
Terbutylazin	kg	5,94	1,91E-04	2,51E-04

* berechnet nach CST 95 (JOLLIET & CRETAAZ, 1997) mit stoffspezifischen Angaben aus (TOMLIN, 1997)

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung sollen Wirkungspotentiale in den Bereichen Naturschutz, Artenvielfalt, Bodenschutz und Erosion sowie die direkte Flächenbeanspruchung erfaßt werden. Insbesondere sollen hier die möglichen Schädigungen Berücksichtigung finden, die über die toxischen Effekte von Emissionen hinausgehen. Diese sind Gegenstand der Wirkungskategorien Ökotoxikologie, Versauerung und Eutrophierung, die damit Teilaspekte der oben genannten Problemfelder abdecken.

Der Arbeitskreis "Geoökologische Karte und Leistungsvermögen des Landschaftshaushalts des Zentralausschusses für deutsche Landeskunde" (MARKS et al., 1992) schlägt als Gegenstand ökologischer Raumbewertungsverfahren den Begriff "Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes" (entspricht dem ebenfalls gebräuchlichen Begriff "Naturraumpotential") vor und definiert diesen als *"das aus der räumlich-materiellen Struktur, Funktion und Dynamik sowie aus Substanzen, Energien und Prozessen der landschaftlichen Ökosysteme resultierende, für alle Lebewesen jeweils wichtige Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes."*

Das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes setzt sich aus der Summe seiner Funktionen und Potentiale zusammen, wobei folgende Einteilung vorgeschlagen wird (MARKS et al., 1992):

"Funktion Boden/Relief

- **Erosionswiderstandsfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, einer über das natürliche Maß hinausgehenden Abtragung des Bodens durch Wasser, Wind oder mechanische Prozesse entgegenzuwirken.

- **Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, den Untergrund aufgrund geringer Durchlässigkeit des Bodens vor dem Eindringen unerwünschter Stoffe zu schützen oder diese Stoffe aufgrund eines guten Puffervermögens oder guter Filtereigenschaften des Bodens abzubauen bzw. unschädlich festzulegen.

Funktion Wasser

- **Grundwasserschutzfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, Grundwasserlagerstätten aufgrund der Vegetationsstruktur sowie undurchlässiger oder gut filternder bzw. puffernder Deckschichten vor dem Eindringen unerwünschter Stoffe zu schützen.

- **Grundwasserneubildungsfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, aufgrund der Vegetationsstruktur, der klimatischen Gegebenheiten sowie durchlässiger Deckschichten Grundwasservorkommen zu regenerieren.

- **Abflußregulationsfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, aufgrund der Vegetationsstruktur, der Boden- und der Reliefbedingungen Oberflächenwasser in den Ökosystemen zurückzuhalten, den Direktabfluß zu verringern und damit zu ausgeglichenen Abflußverhältnissen beizutragen.

Funktion Klima/Luft

- **Immissionsschutzfunktion (Lärmschutz- und Luftregenerationsfunktion)**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, gas- und staubförmige Verunreinigungen der Luft sowie unerwünschte Schallausbreitung zu vermindern bzw. abzubauen. Dies erfolgt in erster Linie durch Ausfiltern der Schadstoffe, durch Ausdünnung aufgrund atmosphärischer Transportvorgänge sowie durch Lärmhemmung (Adsorption und Reflexion) durch die Vegetation.

- **Klimameliorations- und bioklimatische Funktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, aufgrund der Vegetationsstruktur, des Reliefs sowie der räumlichen Lage eine wirksame Verbesserung von anthropogen beeinflussten klimatischen Zuständen und Prozessen hervorzurufen und damit auch bioklimatisch positiv wirksam zu werden.

Biotische Funktion

- **Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion**

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, den Lebensgemeinschaften (Biozönosen) Lebensstätten (Biotope) zu bieten und die Lebensprozesse positiv zu steuern, aufrechtzuerhalten und ggf. wiederherzustellen. Anthropogene Beeinträchtigungen und Zerstörungen von Lebensräumen bewirken eine unterschiedliche Wertigkeit der Ökotoptbildungsfunktion ("Naturschutzfunktion").

Erholungsfunktion

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, durch physisch und psychisch positive Wirkungen beim Menschen eine körperliche und seelische Regeneration hervorzurufen und den Menschen durch ein ästhetisch ansprechendes ("harmonisches") Landschaftsbild günstig zu beeinflussen.

Wasserdargebotspotential

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, nutzbares Grund- und Oberflächenwasser bereitzuhalten.

Biotisches Ertragspotential (land- und forstwirtschaftliches Ertragspotential)

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, ertragsmäßig verwertbare Biomasse zu erzeugen und die ständige Wiederholbarkeit dieses Vorganges zu gewährleisten (Prinzip der Nachhaltigkeit).

Landeskundliches Potential

Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes, aus landeskundlicher und/oder geowissenschaftlicher Sicht schutzwürdige Bereiche und Objekte (z. B. Berggipfel, bestimmte Talformen u. ä.) in den Strukturen und Funktionen der landschaftlichen Ökosysteme bereitzustellen."

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung werden die in der Sachbilanz erfaßten Flächennutzungen hinsichtlich ihrer potentiellen Auswirkungen auf den Naturhaushalt eingeordnet. Eine Aggregation zu einer Kennzahl wie bei den anderen quantitativen Wirkungskategorien findet hier nicht statt.

Die unterschiedlichen Nutzungen von Naturräumen durch den Menschen bedingen mehr oder minder starke Störungen der oben genannten natürlichen Funktionen und Potentiale. Das Ausmaß bzw. der Grad der anthropogenen Beeinflussung läßt sich am besten anhand der Hemerobiestufen (Tab. 5.1-4) bzw. der Natürlichkeitsgrade charakterisieren.

Entsprechend ihrer Nutzungscharakteristik lassen sich die in der Sachbilanz ermittelten Flächennutzungen (Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer) den einzelnen Hemerobiestufen zuordnen und innerhalb dieser aufsummieren.

Wie auch in anderen Wirkungskategorien liegt die Problematik darin, eine standort- bzw. expositionsbezogene Methodik auf eine verallgemeinernde Abschätzung von Wirkungspotentialen zu übertragen. Es wird in der Regel nicht möglich sein, spezifische Daten zu den einzelnen Standorten der Flächennutzung über den gesamten Lebensweg eines Produktes zu erheben. Deshalb erscheint es nicht sinnvoll, sich in der Wirkungsabschätzung auf eine Flächenumwidmung zu beziehen, wie dies z. B. von niederländischen Autoren (HEIJUNGS et al., 1992) vorgeschlagen wurde. Im Gegensatz dazu soll hier von einer konstanten Nutzungsart während des gesamten Bilanzzeitraumes ausgegangen werden.

Dabei treten Probleme auf, die in (ESU-ETH, 1996) bilanzierten Flächennutzungen (vgl. Kap. 4.7.2) entsprechend der hier vorgeschlagenen Methode einzuordnen, da dort einerseits nur vier Flächentypen benutzt werden und andererseits Nutzungsänderungen berücksichtigt werden (z. B. Fläche II-III).

Die Zuordnungen dieser sieben Flächenübergangstypen wurde hier folgendermaßen getroffen:

- Fläche II-II Hemerobiestufe 3
- Fläche II-IV Hemerobiestufe 7
- Fläche III-IV Hemerobiestufe 7
- Fläche IV-IV Hemerobiestufe 7.

Die drei in der Sachbilanz erfaßten Meeresbodenflächenübergänge Fläche Benthos II-III, II-IV und III-IV (vgl. Tab. 4.8.2-1) wurden in der Wirkungsabschätzung vernachlässigt.

Die Flächen für landwirtschaftliche Gebäude (Stellflächen für die benötigten Landmaschinen) wurden der Hemerobiestufe 7 zugeordnet.

Die Ackerflächen für den konventionellen Anbau und den Anbau unter Verwendung von GVO wurden in die Hemerobiestufe 5 (α -euhemerob, naturfern) eingestuft. Für die Ackerflächen im Bioanbau wird ein höherer Natürlichkeitsgrad (bedingt naturfern) mit der niedrigeren Hemerobiestufe 4 (β -euhemerob) angenommen. Dadurch wird berücksichtigt, daß von der Flächennutzung im Bioanbau geringere Beeinträchtigungen in den Leistungspotentialen

- Erosionswiderstandsfunktion
- Grundwasserschutzfunktion
- Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion
- (Erholungsfunktion)

des Naturhaushaltes ausgehen.

Tab. 5.1-4: Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und (PEPER, ROHNER & WINKELBRANDT (1985).

Hemerobiestufe	Natürlichkeitsgrad	Nutzung (Beispiele)
1 – ahemerob	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem
2 – oligohemerob	naturnah	keine – gelegentliche Nutzung
3 – mesohemerob	halbnatürlich	Forstwirtschaft, Wiesen, Weiden (extensiv)
4 – β -euhemerob	bedingt naturfern	Forstmonokulturen, Streuobstlagen, Acker- u. Gartenland (ökol.)
5 – α -euhemerob	naturfern	Acker- u. Gartenland (konv.), Weinbau
6 – polyhemerob	naturfremd	Sportflächen, Bodenabbauflächen, Deponien
7 – metahemerob	künstlich	versiegelte Flächen, Deponien mit Basisabdichtung

5.2 Methodik der Risikoabschätzung zur Gentechnik

5.2.1 Einleitung

Ökobilanzen werden in der Regel auf der Basis von quantifizierbarem Ressourcenverbrauch einerseits und daraus resultierenden Umweltbelastungen andererseits vorgenommen. Insofern ist eine Ökobilanz im wesentlichen retrospektiv. Die Nutzung der Methodik Ökobilanz für noch nicht oder kaum implementierte technologische Verfahren kann deshalb nur auf der Basis von Ähnlichkeitskriterien und Pilotprojekten durchgeführt werden, die immer eine gewisse Unsicherheit mit sich bringen. Qualitative Aspekte, die nicht oder noch nicht quantitativ unterlegt werden können, können zwar nach ISO 14040 miteinbezogen und diskutiert werden, in der Praxis ist dies aber noch kaum passiert. Diese Mangelsituation wird besonders dann problematisch, wenn es im Rahmen der Wirkungsabschätzung **auch** um die Einbeziehung und möglicherweise Gewichtung bisher nur beschreibbarer Wirkungen (oder Wirkungszusammenhänge) geht. Es gibt damit keine Studien, auf die methodisch Bezug genommen werden könnte. Vollends schwierig wird es, wenn die Wirkungen noch nicht eingetreten, aber für die Zukunft auf der Basis von wissenschaftlicher Evidenz (die aber auch umstritten sein kann) vermutet werden.

Hier bietet sich eine Verknüpfung von Ökobilanz und Szenariobildung, Risiko- und vergleichender Nutzenanalyse an, um eine Kombination von Bewertungsgrundlagen zu erarbeiten, die für eine weitere politische Diskussion zur Verfügung steht.

Neue technologische Entwicklungen und daraus resultierende Produkte sollen häufig bestehende Produktionswege substituieren. Neben ökonomischen Vorteilen z. B. für die Anbieter und Nutzer werden vielfach auch ökologische Vorteile hervorgehoben, um eine breite öffentliche Unterstützung für bestimmte Produkte zu erhalten.

Im Falle von gentechnisch veränderten Pflanzen wird immer wieder darauf verwiesen, daß z. B. herbizid- oder insektenresistente Pflanzen direkt dazu beitragen könnten, Pflanzenschutzmittel einzusparen, und damit zu einer Entlastung der verschiedenen Umweltmedien führen würden.

Diese Versprechen sind bisher kaum überprüft worden. Trotzdem werden häufig biologisch begründbare oder auf der Basis von wissenschaftlichen Analogieschlüssen plausibel ableitbare Risiken, die zu einer langfristigen Belastung oder Störung von Ökosystemen führen können, mit dem Hinweis auf eine sofort erzielbare Umweltentlastung als im Vergleich vernachlässigbar charakterisiert. Insofern ist es wünschenswert, eine Verknüpfung dieser bisher getrennten Argumentationsstränge vorzunehmen, um die rationale Basis für Entscheidungsfindungen weiterzuentwickeln.

Hier kann die Verknüpfung von Ökobilanz und Risikoabschätzung einen wertvollen Instrumentenmix darstellen, um zu überprüfen, wie hoch ökologische Entlastungseffekte im Vergleich sind. Mit Hilfe der Szenariotechnik können – im vorliegenden Fall angepaßt an die landwirtschaftlichen Bedingungen Österreichs – verschiedene „best case“ oder „worst case“ Szenarien durchgerechnet werden, die die Bandbreite einer ökologischen Entlastung mit konkreten Zahlen unterlegen. Die Verknüpfung dieser Ergebnisse mit einer Risikoanalyse zeigt, welche Vor- und Nachteile – im vorliegenden Fall bestimmte Anbausysteme – haben und welcher „Preis“ im Rahmen einzelner Anbausysteme möglicherweise für eine Realisierung einer sofort erzielbaren ökologischen Entlastung langfristig zu zahlen ist, und ob diese Entwicklung mit z. B. Nachhaltigkeitskriterien, bestehenden Politiken und formulierten Umweltzielen in Einklang zu bringen ist.

Die zuletzt angesprochenen Schritte können im Rahmen dieser Studie nur angerissen werden, da sie über den vorgegebenen Untersuchungsauftrag hinausgehen. Ihre Ausarbeitung wäre aus Sicht des Projektteams aber ein lohnender Weg.

Methodisch kommt diesem Ansatz die Produktlinienanalyse am nächsten.

Die wesentlichen Punkte einer Produktlinienanalyse im Vergleich zur Ökobilanz sind:

1. Im Vergleich zur Ökobilanz bezieht die Produktlinienanalyse ökonomische und soziale Aspekte ein, wobei diese strikt getrennt von den ökologischen Aspekten dargestellt werden. Diese Aspekte werden zuerst getrennt, dann abschließend integriert bewertet.
2. Die Produktlinienanalyse diskutiert und bewertet im Gegensatz zur Ökobilanz auch Bedürfnisse und Nutzenaspekte, insbesondere im Hinblick auf den Wertewandel in den Industriestaaten, der 1992 auf der in Rio de Janeiro abgehaltenen „Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung“ gefordert wurde.
3. Die Produktlinienanalyse wird von einem Forum/einer Projektwerkstatt mit VertreterInnen gesellschaftlicher Gruppen begleitet (dies ist bei der Ökobilanz auch möglich, aber keine Voraussetzung, sondern hängt vom Anwendungsbereich ab).
4. Die Ergebnisse sind grundsätzlich öffentlich (dies ist bei der Ökobilanz auch möglich, aber keine Voraussetzung).
5. Der ökologische Teil der Produktlinienanalyse wird exakt wie eine normale Ökobilanz (SETAC-Guidelines etc.) durchgeführt. Die Klärung der Rahmenbedingungen (scoping) als erster Schritt der Bilanz und Überprüfungen (Peer-Review) sind durch das Forum vorgegeben (GRIEßHAMMER et al. 1996).

Vor allem die Punkte 2., 3. und 4. sind für die vorliegende Studie zusätzlich zum ökobilanziellen Teil von Bedeutung. Ökonomische und soziale Aspekte werden an einigen Stellen erwähnt.

Das vorgenommene Risk Assessment wird nicht explizit bei der Kurzcharakterisierung einer Produktlinienanalyse angesprochen, kann aber als ein Teil der Fragestellungen oder Anforderungen charakterisiert werden, die zur Bewertung einer Entwicklung unter Nachhaltigkeitskriterien gehören. Die Vermeidung von Risiken ist eines der allgemeinen und langfristigen Ziele einer nachhaltigen Entwicklung, auch wenn die Einschätzungen darüber, was ein Risiko ist, sicher sehr differieren (AGENDA 21, 1992; BMU, 1992; GRIEßHAMMER et al., 1997).

5.2.2 Methodik der Risiko-Abschätzung

Eine Risikoabschätzung setzt sich aus zwei wesentlichen Schritten zusammen, einer Risikoanalyse und einer Risikobewertung.

In der Risikoanalyse sollen die potentiellen Risiken aufgezeigt und der Stand der zur Zeit vorliegenden wissenschaftlichen Daten in bezug auf die Risikofaktoren dargestellt werden. Im anschließenden „Risk-Assessment“ wird der mögliche Schadensumfang und die Eintrittswahrscheinlichkeit abgeschätzt. Allerdings ist diese klassische Risikoformel (siehe Kapitel 1) auf biologische Systeme nur sehr bedingt und vielfach überhaupt nicht anwendbar. Durch die inhärenten Eigenschaften von lebenden Organismen wie Anpassungsfähigkeit und Vermeh-

rungsfähigkeit können sich extrem seltene Ereignisse so „anreichern“, daß sie zu einem schwer abschätzbaren Schaden oder Risiko führen. Bisher wurde zum Beispiel bei der Diskussion um die Möglichkeiten des horizontalen Gentransfers die Rolle des Selektionsdrucks nicht ausreichend berücksichtigt (s. a. HEINEMANN, 1997). Zusätzlich können durch „Rearrangements“ Genome so verändert werden, daß nach mehreren Generationen ursprünglich nicht konkurrenzfähige Organismen Konkurrenzfähigkeit und erhöhte Fitness erlangen.

Bisher ist noch ungeklärt, wie diese Phänomene im Rahmen eines Risk Assessment angemessen berücksichtigt werden können. Vor allem ist ungeklärt, wie sich diese Phänomene mit einer Schadensdefinition verknüpfen lassen. Persistenz, Etablierung und Verbreitung sind notwendige Voraussetzungen, damit ein Schaden ausgelöst durch einen transgenen Organismus (oder ein Transgen) eintreten kann, aber aus sich alleine heraus begründen sie noch keinen Schaden. Persistenz, Etablierung und Verbreitung muß mit gewissen Wirkungen verknüpft werden können, die dann als Schaden bewertet werden. Da diese Wirkungen in der Regel in komplexen Systemen mit komplexen Interaktionen auftreten, stoßen wir dabei auf systematische aber auch auf Wissensgrenzen. Wir stoßen aber auch auf sehr unterschiedliche Wertesysteme und Verständnisweisen von Ökosystemen und dem Ausmaß ihres notwendigen Schutzes.

Diese Problematik ist im Rahmen des vorliegenden Projektes sicher nicht lösbar. Hilfsweise können aber die drei genannten Aspekte als Indikatoren für ein Schadenspotential gewertet werden, die im Einzelfall durch spezifische Eigenschaften des Transgens selber oder der Wechselwirkungen des Transgens im transgenen Organismus oder mit spezifischen Ökosystemen ergänzt werden müssen.

Aus pragmatischen Gründen und auf der Basis der durch den Auftraggeber vorgegebenen Aufgabenbeschreibung haben sich die Autoren bei der Risikoanalyse eng an bestimmte Quellen angelehnt:

Die **Risikoanalyse** erfolgt in Anlehnung an die 1993 von der OECD bzw. 1994 durch die EU-Richtlinie 94/15 EG (KOMMISSION DER EU, 1994) sowie dem von den Mitgliedsstaaten gemeinsam ausgearbeiteten „Framework approach to environmental risk assessment for the release of genetically modified organisms“ (Doc XI/0877/96 – Rev. 4) vorgegebenen Risikokategorien. Danach sollen bei der Freisetzung transgener Pflanzen folgende Risikobereiche geprüft werden:

- Pathogenität für andere Organismen
- veränderte Wirtsspektren
- Potential für negative Gesundheitsauswirkungen auf den Menschen
- Fragen der Allergenität und Toxizität
- Populationsdynamische Effekte und Wirkungen auf biogeochemische Kreisläufe
- Effekte auf Ziel- und Nichtzielorganismen
- Pathogen-Wirt Wechselbeziehungen
- Räuber – Beute Verhältnis
- Konkurrenz/Verdrängungseffekte
- Interaktionen mit der abiotischen Umgebung
- Überlebens-, Etablierungs- und Verbreitungsmöglichkeiten
- Tendenz zur Verwilderung und kompetitive Vorteile der transgenen Pflanzen
- Gentransfer auf natürlich vorkommende Kreuzungspartner
- Horizontaler Gentransfer der rekombinanten Gene auf Mikroorganismen
- Phenotypische und genetische Stabilität
- Pleiotrope und Positionseffekte.

Dabei lassen sich nicht alle Kategorien auf die beiden ausgewählten transgenen Pflanzengruppen (Mais, Raps) anwenden.

Um weitere mögliche Effekte des Anbaus transgener Mais- und Rapsorten auf die Umwelt zu erfassen, wird, wie von TORGERSEN (1996) vorgeschlagen, die veränderte landwirtschaftliche Praxis analysiert.

Für den Bt-176-Mais werden außerdem die mögliche Resistenzentwicklung des zu bekämpfenden Maiszünslers, sowie Resistenzmanagement-Strategien diskutiert.

In der **Risikobewertung** werden die Auswirkungen des Anbaus des Bt-176-Mais sowie des Basta-resistenten Raps auf die Umwelt abgeschätzt. Berücksichtigt werden dabei, wie in der EU-Richtlinie 90/220/EWG gefordert, die möglichen Schäden für natürliche Ökosysteme. Da die alleinige Betrachtung natürlicher Ökosysteme aber eine Reihe umweltrelevanter Effekte ausschließt, erfolgt, wie von TORGERSEN (1996, S. 41ff) gefordert, eine erweiterte Beurteilung der möglichen Auswirkungen des Anbaus der untersuchten transgenen Mais- und Rapskulturen. Es erfolgt daher auch eine Begutachtung der potentiellen Auswirkungen auf landwirtschaftliche Ökosysteme, Ruderalstandorte und kleinräumige Verbreitungsinselfen. Außerdem werden die Umwelteffekte, die sich aus einer veränderten landwirtschaftlichen Anbaupraxis ergeben, diskutiert.

Allerdings ist eine Risikoabschätzung, die vorausschauend vorgenommen wird, immer mit einer Reihe von Unsicherheitsfaktoren behaftet.

Diese Probleme eines prospektiven Risk Assessments beruhen auf:

- Komplexität der Materie
- Unwissenheit bezüglich wesentlicher Faktoren eines Systems und ihres Wechselspiels
- fehlenden eindeutigen Ursache-Wirkungszusammenhänge (diese sind bei komplexen Systemen mit sehr vielen Parametern nicht herstellbar, sie können allenfalls retrospektiv und auf statistischer Ebene abgesichert werden)
- Übertragbarkeit von begrenzten Systemen (z. B. Glashaus) auf offene Systeme
- Übertragbarkeit von kleinflächig auf großflächig⁵.

Eine prospektive Risikoabschätzung wird umso überzeugender je mehr sie mit einzelnen bereits nachgewiesenen Effekten oder Daten unterlegt werden kann. Mit Hilfe einer Matrix wollen wir eine differenzierte Darstellung vorlegen, die bewiesene und/oder experimentell überprüfbare Phänomene einerseits und damit verknüpfte vermutete oder plausibel begründbare oder in Einzelfällen bereits bewiesene Wirkungen feststellt.

5.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Körnermais: quantitative Wirkungskategorien

5.3.1 Globale und regionale Wirkungskategorien

In den Tabellen 5.3.1-1 bis 5.3.1-9 sind für die acht Körnermais-Szenarien die quantitativ behandelten Wirkungskategorien

- Kumulierter Energieaufwand (KEA)
- Ressourcenverbrauch (RES)
- Treibhauseffekt (GWP)
- Versauerungspotential (AP)
- Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT)
- Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA)

⁵ So sind zum Beispiel die Auskreuzungsraten von Raps auf der Basis von kleinflächigen Versuchen deutlich unterschätzt worden (TIMMONS et al., 1995a, b).

- Humantoxizitätspotential (HTP) (erste Allokation der Schwermetalle aus Wirtschaftsdünger)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) (")
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) (")

dargestellt und den folgenden Herkunftsbereichen zugeordnet:

- Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch (incl. Vorketten)
- Vorkette Düngemittel
- Vorkette Pestizide
- Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz
- Verarbeitung (Transport und Trocknung).

Die Abbildungen 5.3.1-1 bis 5.3.1-18 zeigen die Ergebnisse in diesen Wirkungskategorien in Säulendiagrammen nur für Anbau und Vorketten ohne den Verarbeitungsschritt, der ja für alle acht Körnermais-Szenarien gleich angenommen wurde. Für die Wirkungskategorien KEA, RES, GWP, AP, NPT und NPA sind jeweils in der oberen Abbildung die Ergebnisse bezogen auf einen Hektar Anbaufläche, in der unteren bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais dargestellt. Die Allokation der Schwermetallemissionen in den Boden aus den Wirtschaftsdüngern hat auf die Ergebnisse in diesen Wirkungskategorien keinen Einfluß. Für die Wirkungskategorien HTP, AEP und TEP sind in der oberen Abbildung die Ergebnisse für die erste Allokation der Schwermetalle aus Wirtschaftsdüngern dargestellt, in der unteren für die zweite Allokation, in beiden Fällen bezogen auf die funktionelle Einheit.

In allen quantitativ behandelten Wirkungskategorien sind die Unterschiede zwischen den konventionellen (KM-Sz. 1, 2, 3, 6) und den GVO-Szenarien (KM-Sz. 4/5, 7) bezogen auf einen Hektar Anbaufläche gering. Bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais wirkt sich der Minderertrag in Szenario 1 in Form einer erkennbar höheren Belastung aus.

In den Kategorien Kumulierter Energieaufwand und Ressourcenverbrauch tragen die Bereiche Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch incl. der Vorketten und die Vorkette der Mineraldünger etwa gleich viel zu den Belastungen bei. Die Vorkette Pestizide liefert nur einen geringen Beitrag. Durch den Wegfall der Vorketten Mineraldünger und Pestizide sind die Belastungen für das Bio-Szenario (KM-Sz. 8) in den Kategorien Kumulierter Energieaufwand und Ressourcenverbrauch bezogen auf einen Hektar Anbaufläche deutlich geringer. Dieser Vorteil wird durch den geringeren Ertrag teilweise aufgehoben. Der für alle Szenarien gleich angenommene Verarbeitungsschritt (nur in der Tabelle, nicht in den Abbildungen dargestellt) trägt mit 29-40 % zur Gesamtbelastung bei, was in erster Linie durch den angenommenen Transport des Körnermais zur Weiterverarbeitung verursacht wird.

In den Kategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung überwiegt der Anteil der direkten Emissionen, die hauptsächlich durch die Stickstoffdüngung verursacht werden. Beim Treibhauseffekt werden die Vorteile des Bioanbaus bezogen auf einen Hektar Anbaufläche durch den geringeren Ertrag beim Bezug auf die funktionelle Einheit vollständig aufgehoben. In den Kategorien Versauerung und Eutrophierung bleibt auch beim Bezug auf 1.000 kg Körnermais ein deutlicher Vorteil des Bio-Szenarios erhalten, der durch das niedrigere Düngungsniveau bedingt ist.

Auch in den Wirkungskategorien Humantoxizität, aquatische und terrestrische Ökotoxizität sind die direkten Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz, vor allem die Schwermetalle aus den Düngemitteln, ergebnisbestimmend. Die Pestizid-Emissionen tragen nur geringfügig zum Ergebnis bei. Der Vergleich zwischen der ersten und zweiten Allokation zeigt, daß die hohen Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger die Ergebnisse dominieren. Dadurch weist das Bio-Szenario in der ersten Allokation die höchsten Belastungen, in der zweiten Allokation die geringsten Belastungen auf. Bei den übrigen Szenarien sind in der zweiten Allokation für Humantoxizität und terrestrische Ökotoxizität die Schwermetallgehalte der Mineraldünger ergebnisbestimmend. Zur aquatischen Ökotoxizität tragen auch Emissionen in das Wasser bei, und zwar Phosphat durch Erosion sowie Cadmium und Quecksilber aus den Vorketten der Mineraldünger.

Tab. 5.3.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

KEA [MJ]	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8	
	/ha	%												
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,68E+03	50	7,20E+03	48	7,70E+03	50	7,08E+03	48	7,65E+03	50	7,64E+03	50	8,74E+03	100
Vorkette Düngemittel	7,49E+03	49	7,49E+03	50	7,49E+03	49	7,49E+03	51	7,49E+03	49	7,49E+03	49	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,44E+02	2	2,78E+02	2	2,44E+02	2	2,44E+02	2	2,47E+02	2	2,44E+02	2	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0												
Summe Anbau	1,54E+04	100	1,50E+04	100	1,54E+04	100	1,48E+04	100	1,54E+04	100	1,54E+04	100	8,74E+03	100
	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8	
	/1.000 kg	%												
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	9,81E+02	34	8,45E+02	32	9,04E+02	33	8,32E+02	32	9,16E+02	34	9,15E+02	33	1,36E+03	60
Vorkette Düngemittel	9,55E+02	33	8,79E+02	33	8,79E+02	33	8,79E+02	33	8,97E+02	33	8,97E+02	33	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,11E+01	1	3,27E+01	1	2,86E+01	1	2,86E+01	1	2,96E+01	1	2,92E+01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0												
Summe Anbau	1,97E+03	69	1,76E+03	66	1,81E+03	67	1,74E+03	66	1,84E+03	67	1,84E+03	67	1,36E+03	60
Verarbeitung	8,92E+02	31	8,92E+02	34	8,92E+02	33	8,92E+02	34	8,92E+02	33	8,92E+02	33	8,92E+02	40
Summe Anbau und Verarbeitung	2,86E+03	100	2,65E+03	100	2,70E+03	100	2,63E+03	100	2,73E+03	100	2,73E+03	100	2,25E+03	100

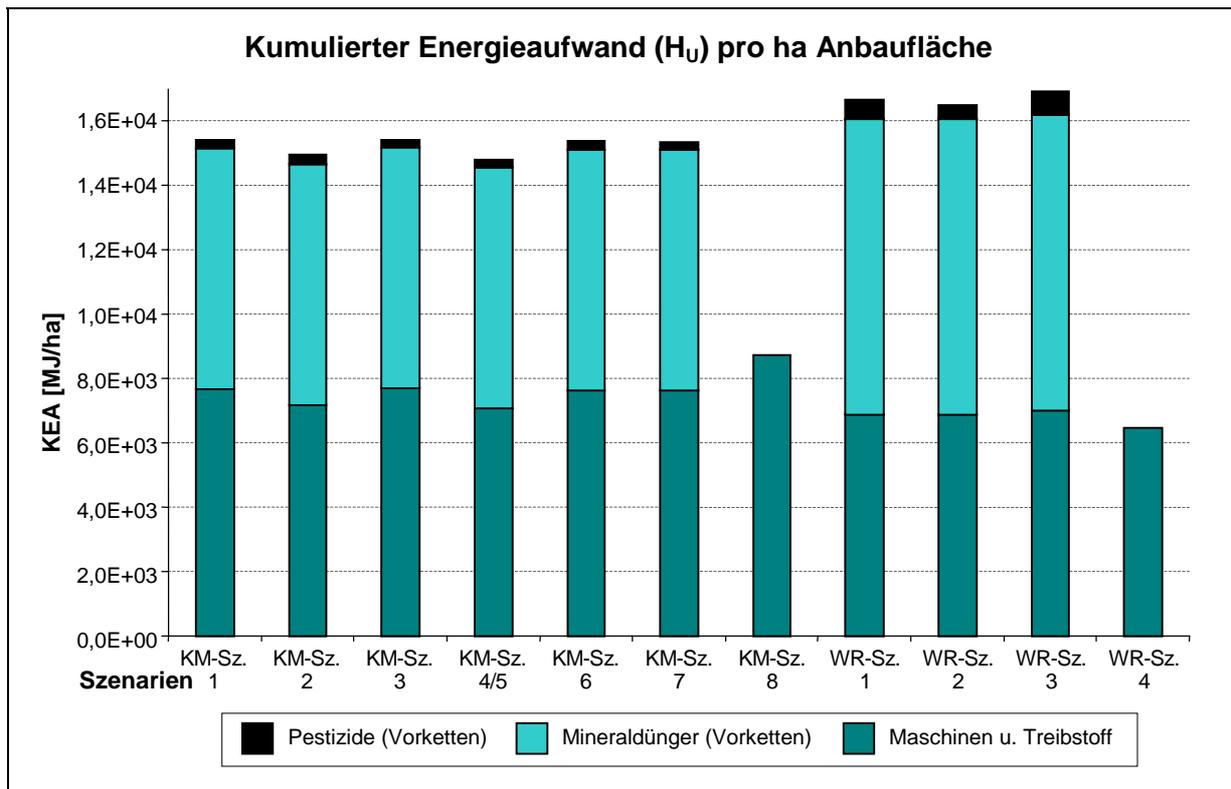


Abb. 5.3.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

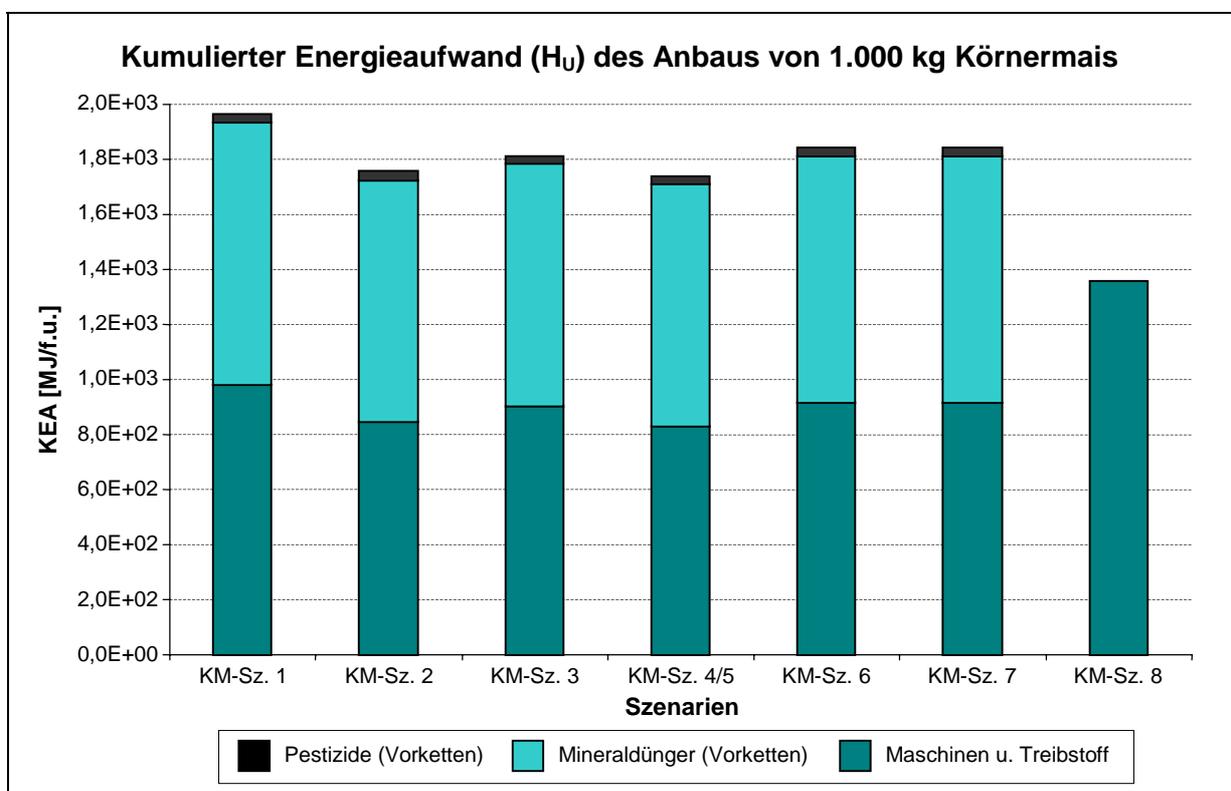


Abb. 5.3.1-2: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-2: Ressourcenverbrauch (RES) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

RES [kg Rohöl-Äquivalente]	KM-Sz. 1 /ha	%	KM-Sz. 2 /ha	%	KM-Sz. 3 /ha	%	KM-Sz. 4/5 /ha	%	KM-Sz. 6 /ha	%	KM-Sz. 7 /ha	%	KM-Sz. 8 /ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,79E+02	57	1,68E+02	55	1,80E+02	57	1,65E+02	55	1,78E+02	57	1,78E+02	57	2,03E+02	100
Vorkette Düngemittel	1,32E+02	42	1,32E+02	43	1,32E+02	42	1,32E+02	44	1,32E+02	42	1,32E+02	42	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	4,63E+00	1	5,38E+00	2	4,63E+00	1	4,63E+00	2	4,70E+00	1	4,63E+00	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	3,15E+02	100	3,05E+02	100	3,16E+02	100	3,01E+02	100	3,15E+02	100	3,14E+02	100	2,03E+02	100
	KM-Sz. 1 /1.000 kg	%	KM-Sz. 2 /1.000 kg	%	KM-Sz. 3 /1.000 kg	%	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg	%	KM-Sz. 6 /1.000 kg	%	KM-Sz. 7 /1.000 kg	%	KM-Sz. 8 /1.000 kg	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,29E+01	40	1,97E+01	38	2,11E+01	39	1,94E+01	37	2,14E+01	39	2,13E+01	39	3,15E+01	66
Vorkette Düngemittel	1,68E+01	30	1,55E+01	30	1,55E+01	29	1,55E+01	30	1,58E+01	29	1,58E+01	29	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	5,91E-01	1	6,31E-01	1	5,44E-01	1	5,44E-01	1	5,64E-01	1	5,55E-01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	4,02E+01	71	3,58E+01	68	3,71E+01	69	3,54E+01	68	3,77E+01	70	3,76E+01	70	3,15E+01	66
Verarbeitung	1,65E+01	29	1,65E+01	32	1,65E+01	31	1,65E+01	32	1,65E+01	30	1,65E+01	30	1,65E+01	34
Summe Anbau und Verarbeitung	5,67E+01	100	5,23E+01	100	5,35E+01	100	5,19E+01	100	5,42E+01	100	5,41E+01	100	4,80E+01	100

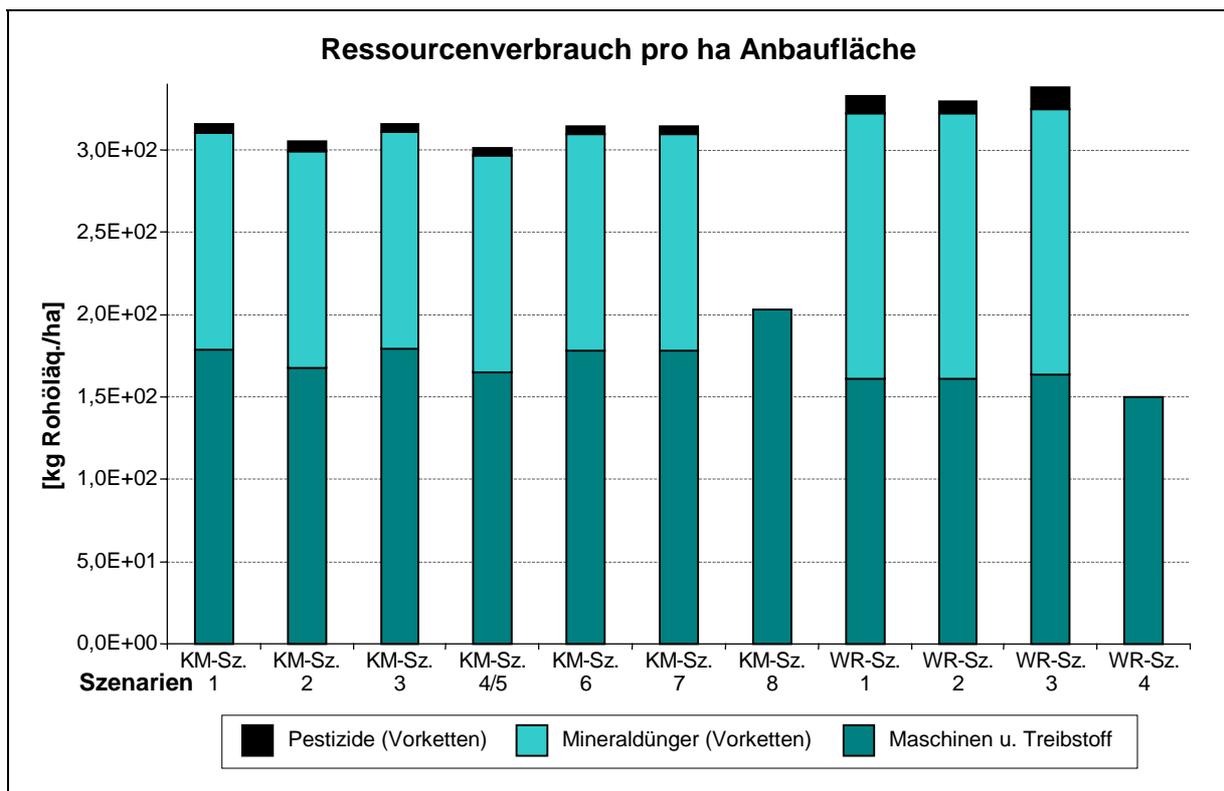


Abb. 5.3.1-3: Ressourcenverbrauch (RES) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarie (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

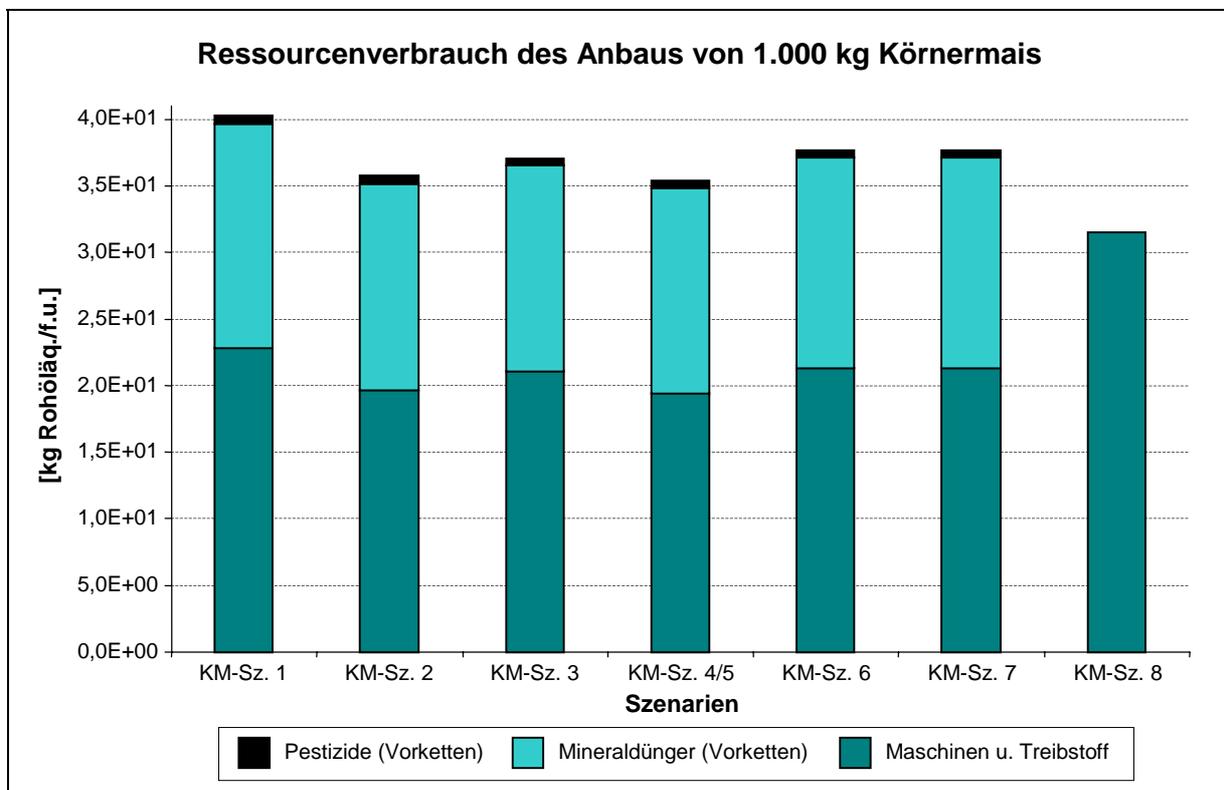


Abb. 5.3.1-4: Ressourcenverbrauch (RES) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-3: Treibhauseffekt (GWP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

GWP [kg CO ₂]	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8	
	/ha	%												
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,93E+02	23	5,52E+02	22	5,94E+02	23	5,44E+02	22	5,90E+02	23	5,89E+02	23	6,87E+02	35
Vorkette Düngemittel	3,99E+02	16	0,00E+00	0										
Vorkette Pestizide	9,76E+00	0	1,07E+01	0	9,76E+00	0	9,76E+00	0	9,86E+00	0	9,76E+00	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,59E+03	61	1,59E+03	62	1,59E+03	61	1,59E+03	62	1,59E+03	61	1,59E+03	61	1,29E+03	65
Summe Anbau	2,59E+03	100	2,56E+03	100	2,60E+03	100	2,55E+03	100	2,59E+03	100	2,59E+03	100	1,98E+03	100
	KM-Sz. 1		KM-Sz. 2		KM-Sz. 3		KM-Sz. 4/5		KM-Sz. 6		KM-Sz. 7		KM-Sz. 8	
	/1.000 kg	%												
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,56E+01	20	6,49E+01	19	6,98E+01	20	6,38E+01	18	7,06E+01	20	7,05E+01	20	1,07E+02	30
Vorkette Düngemittel	5,09E+01	13	4,68E+01	13	4,68E+01	13	4,68E+01	13	4,78E+01	13	4,78E+01	13	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,25E+00	0	1,26E+00	0	1,15E+00	0	1,15E+00	0	1,18E+00	0	1,17E+00	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,03E+02	52	1,87E+02	52	1,87E+02	52	1,87E+02	53	1,91E+02	52	1,91E+02	52	2,00E+02	55
Summe Anbau	3,31E+02	86	3,00E+02	85	3,05E+02	85	2,99E+02	85	3,11E+02	85	3,10E+02	85	3,07E+02	85
Verarbeitung	5,29E+01	14	5,29E+01	15										
Summe Anbau und Verarbeitung	3,84E+02	100	3,53E+02	100	3,58E+02	100	3,52E+02	100	3,63E+02	100	3,63E+02	100	3,60E+02	100

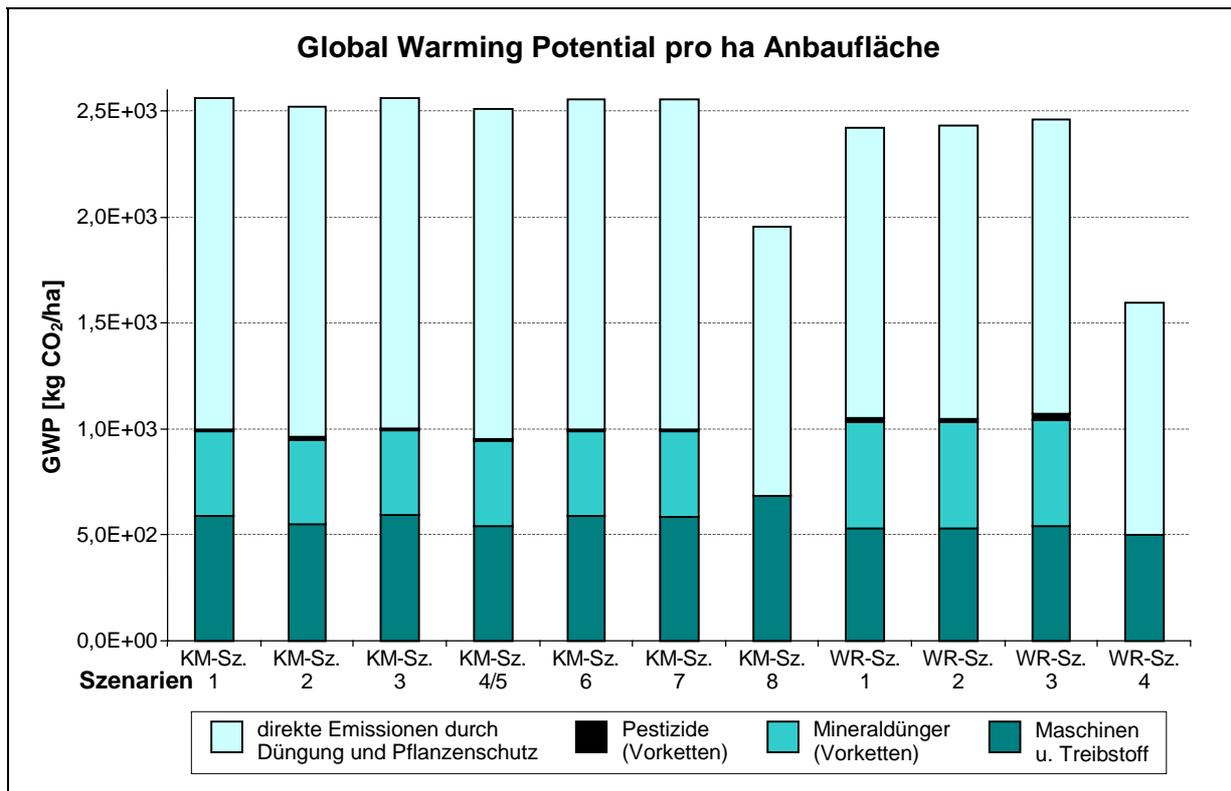


Abb. 5.3.1-5: Treibhauseffekt (GWP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

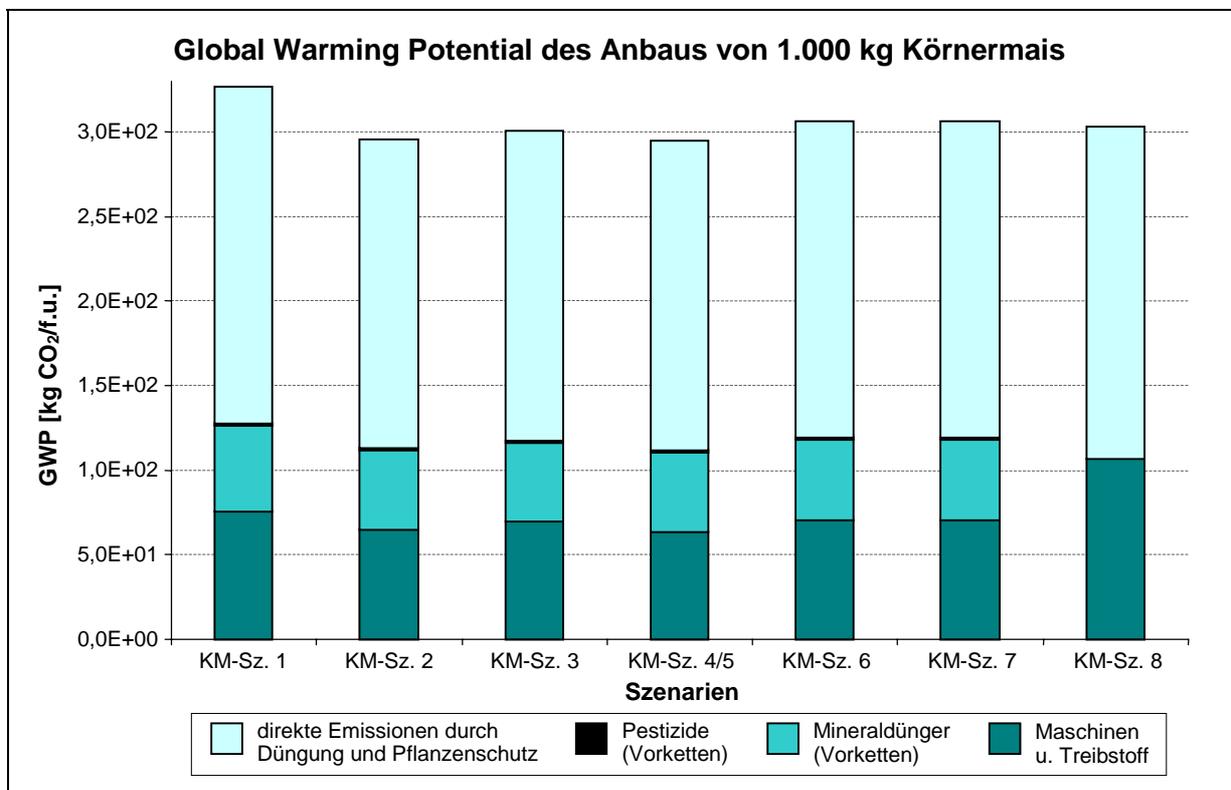


Abb. 5.3.1-6: Treibhauseffekt (GWP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-4: Versauerungspotential (AP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

AP [kg SO ₂]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,55E+00 7	4,21E+00 7	4,55E+00 7	4,14E+00 7	4,52E+00 7	4,51E+00 7	5,40E+00 30
Vorkette Düngemittel	3,80E+00 6	3,80E+00 6	3,80E+00 6	3,80E+00 6	3,80E+00 6	3,80E+00 6	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	1,04E-01 0	1,13E-01 0	1,04E-01 0	1,04E-01 0	1,05E-01 0	1,04E-01 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	5,31E+01 86	5,31E+01 87	5,31E+01 86	5,31E+01 86	5,31E+01 86	5,31E+01 89	1,29E+01 70
Summe Anbau	6,16E+01 100	6,13E+01 100	6,16E+01 100	6,12E+01 100	6,16E+01 100	6,16E+01 100	1,83E+01 100
KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,80E-01 7	4,94E-01 7	5,35E-01 7	4,86E-01 6	5,41E-01 7	5,40E-01 7	8,39E-01 26
Vorkette Düngemittel	4,85E-01 6	4,46E-01 6	4,46E-01 6	4,46E-01 6	4,55E-01 6	4,55E-01 6	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	1,33E-02 0	1,33E-02 0	1,22E-02 0	1,22E-02 0	1,26E-02 0	1,25E-02 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	6,78E+00 83	6,24E+00 83	6,24E+00 82	6,24E+00 83	6,37E+00 82	6,37E+00 82	2,00E+00 63
Summe Anbau	7,86E+00 96	7,19E+00 95	7,23E+00 95	7,18E+00 95	7,38E+00 95	7,37E+00 95	2,84E+00 89
Verarbeitung	3,56E-01 4	3,56E-01 5	3,56E-01 5	3,56E-01 5	3,56E-01 5	3,56E-01 5	3,56E-01 11
Summe Anbau und Verarbeitung	8,21E+00 100	7,55E+00 100	7,59E+00 100	7,54E+00 100	7,73E+00 100	7,73E+00 100	3,19E+00 100

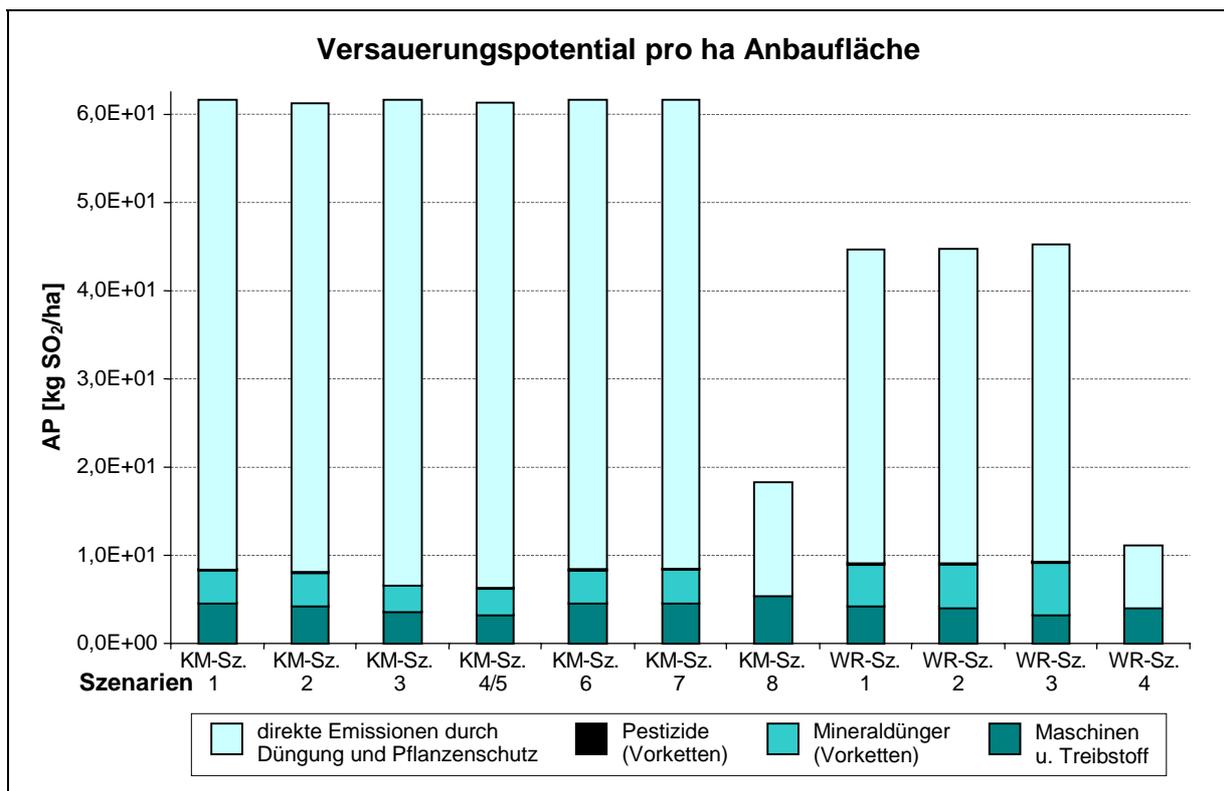


Abb. 5.3.1-7: Versauerungspotential (AP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

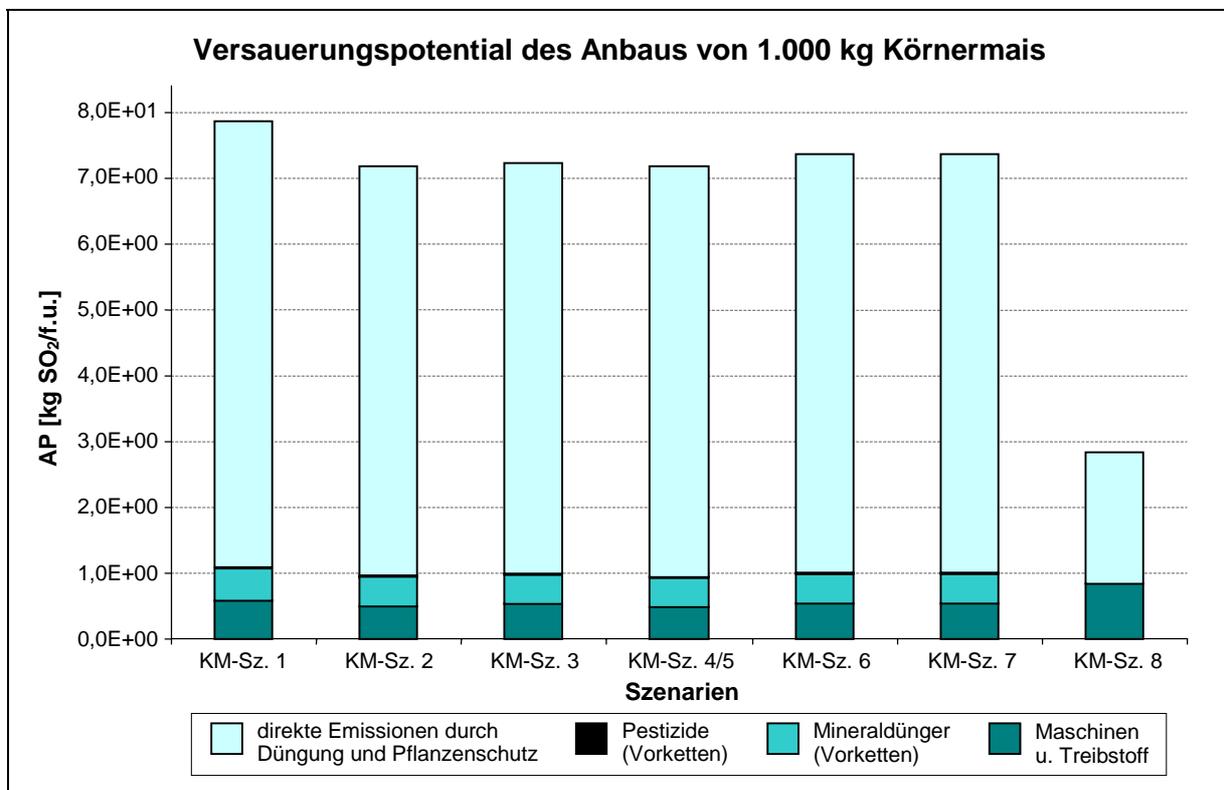


Abb. 5.3.1-8: Versauerungspotential (AP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-5: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

NPT [kg NO ₃]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,87E+00 6	6,32E+00 6	6,89E+00 6	6,22E+00 5	6,83E+00 6	6,82E+00 6	8,35E+00 25
Vorkette Düngemittel	4,64E+00 4	4,64E+00 4	4,64E+00 4	4,64E+00 4	4,64E+00 4	4,64E+00 4	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	2,89E-02 0	3,28E-02 0	2,89E-02 0	2,89E-02 0	2,93E-02 0	2,89E-02 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,03E+02 90	1,03E+02 90	1,03E+02 90	1,03E+02 90	1,03E+02 90	1,03E+02 90	2,49E+01 75
Summe Anbau	1,15E+02 100	1,14E+02 100	1,15E+02 100	1,14E+02 100	1,15E+02 100	1,14E+02 100	3,32E+01 100
	KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	8,77E-01 6	7,42E-01 5	8,08E-01 6	7,30E-01 5	8,18E-01 6	8,17E-01 6	1,30E+00 23
Vorkette Düngemittel	5,92E-01 4	5,45E-01 4	5,45E-01 4	5,45E-01 4	5,56E-01 4	5,56E-01 4	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,68E-03 0	3,85E-03 0	3,39E-03 0	3,39E-03 0	3,51E-03 0	3,46E-03 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,31E+01 87	1,21E+01 87	1,21E+01 87	1,21E+01 88	1,23E+01 87	1,23E+01 87	3,86E+00 69
Summe Anbau	1,46E+01 97	1,34E+01 97	1,34E+01 97	1,34E+01 97	1,37E+01 97	1,37E+01 97	5,16E+00 92
Verarbeitung	4,43E-01 3	4,43E-01 3	4,43E-01 3	4,43E-01 3	4,43E-01 3	4,43E-01 3	4,43E-01 8
Summe Anbau und Verarbeitung	1,51E+01 100	1,38E+01 100	1,39E+01 100	1,38E+01 100	1,42E+01 100	1,42E+01 100	5,60E+00 100

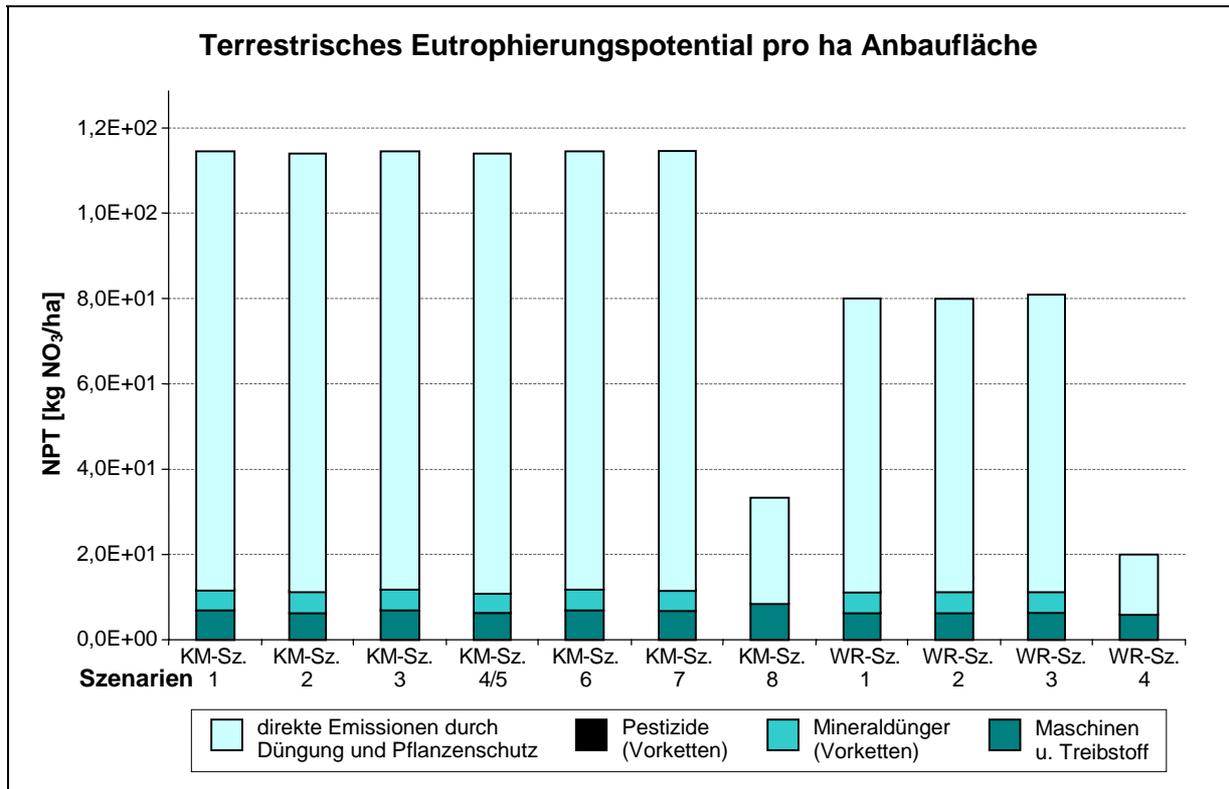


Abb. 5.3.1-9: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

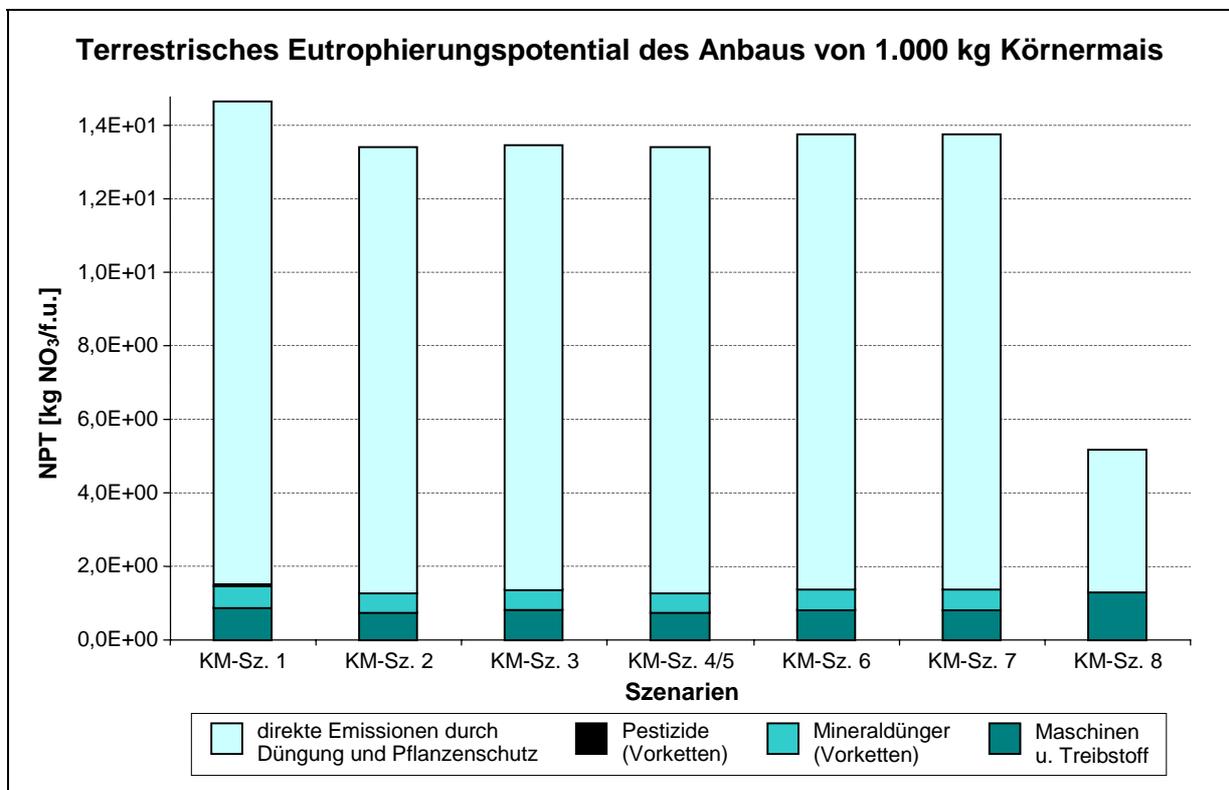


Abb. 5.3.1-10: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-6: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

NPA [kg PO ₄]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,88E-01 1	6,34E-01 1	6,90E-01 1	6,24E-01 1	6,84E-01 1	6,83E-01 1	8,34E-01 2
Vorkette Düngemittel	1,37E+00 2	1,37E+00 2	1,37E+00 2	1,37E+00 2	1,37E+00 2	1,37E+00 2	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,11E-03 0	3,54E-03 0	3,11E-03 0	3,11E-03 0	3,15E-03 0	3,11E-03 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	7,61E+01 97	7,43E+01 97	7,43E+01 97	7,43E+01 97	7,47E+01 97	7,47E+01 97	3,46E+01 98
Summe Anbau	7,81E+01 100	7,63E+01 100	7,63E+01 100	7,63E+01 100	7,68E+01 100	7,68E+01 100	3,55E+01 100
NPA /1.000 kg	KM-Sz. 1 % /1.000 kg	KM-Sz. 2 % /1.000 kg	KM-Sz. 3 % /1.000 kg	KM-Sz. 4/5 % /1.000 kg	KM-Sz. 6 % /1.000 kg	KM-Sz. 7 % /1.000 kg	KM-Sz. 8 % /1.000 kg
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	8,79E-02 1	7,44E-02 1	8,10E-02 1	7,32E-02 1	8,19E-02 1	8,18E-02 1	1,30E-01 2
Vorkette Düngemittel	1,75E-01 2	1,61E-01 2	1,61E-01 2	1,61E-01 2	1,64E-01 2	1,64E-01 2	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,96E-04 0	4,16E-04 0	3,65E-04 0	3,65E-04 0	3,77E-04 0	3,72E-04 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	9,71E+00 97	8,72E+00 97	8,72E+00 97	8,72E+00 97	8,95E+00 97	8,95E+00 97	5,38E+00 97
Summe Anbau	9,97E+00 100	8,96E+00 100	8,96E+00 100	8,96E+00 100	9,20E+00 100	9,20E+00 100	5,51E+00 99
Verarbeitung	4,40E-02 0	4,40E-02 0	4,40E-02 0	4,40E-02 0	4,40E-02 0	4,40E-02 0	4,40E-02 1
Summe Anbau und Verarbeitung	1,00E+01 100	9,00E+00 100	9,01E+00 100	9,00E+00 100	9,24E+00 100	9,24E+00 100	5,55E+00 100

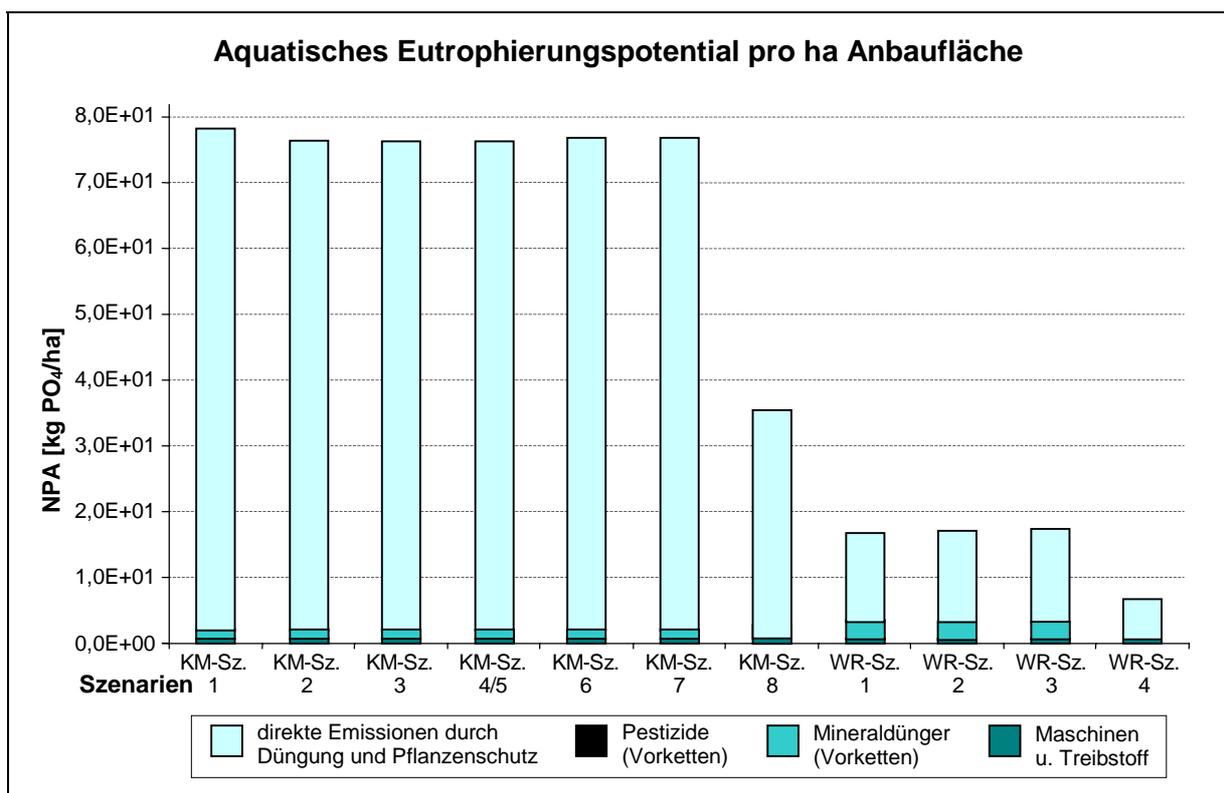


Abb. 5.3.1-11: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien (bezogen auf einen Hektar Anbaufläche).

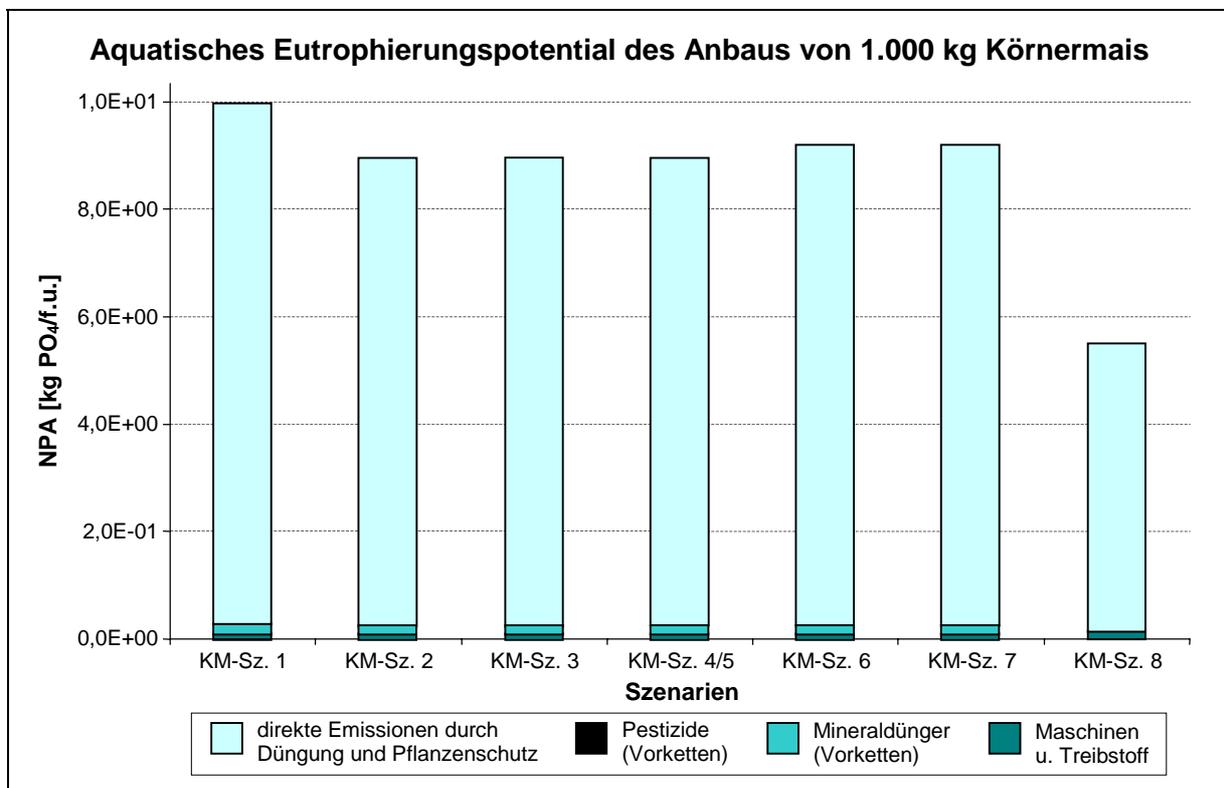


Abb. 5.3.1-12: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais).

Tab. 5.3.1-7: Humantoxizitätspotential (HTP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

HTP _{a+w+f} [kg Pb]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,01E+01 2	3,69E+01 2	4,02E+01 2	3,63E+01 2	3,98E+01 2	3,98E+01 2	4,85E+01 1
Vorkette Düngemittel	1,14E+00 0	1,14E+00 0	1,14E+00 0	1,14E+00 0	1,14E+00 0	1,14E+00 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	8,98E-02 0	9,66E-02 0	8,98E-02 0	8,98E-02 0	9,04E-02 0	8,98E-02 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,76E+03 98	1,76E+03 98	1,76E+03 98	1,76E+03 98	1,76E+03 98	1,76E+03 98	3,96E+03 99
Summe Anbau	1,80E+03 100	1,80E+03 100	1,80E+03 100	1,79E+03 100	1,80E+03 100	1,80E+03 100	4,01E+03 100
KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,12E+00 2	4,33E+00 2	4,71E+00 2	4,26E+00 2	4,77E+00 2	4,76E+00 2	7,54E+00 1
Vorkette Düngemittel	1,45E-01 0	1,33E-01 0	1,33E-01 0	1,33E-01 0	1,36E-01 0	1,36E-01 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	1,15E-02 0	1,13E-02 0	1,05E-02 0	1,05E-02 0	1,08E-02 0	1,08E-02 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,24E+02 98	2,06E+02 98	2,06E+02 97	2,06E+02 98	2,10E+02 98	2,10E+02 98	6,15E+02 99
Summe Anbau	2,29E+02 100	2,11E+02 100	2,11E+02 100	2,10E+02 100	2,15E+02 100	2,15E+02 100	6,22E+02 100
Verarbeitung	4,70E-01 0	4,70E-01 0	4,70E-01 0	4,70E-01 0	4,70E-01 0	4,70E-01 0	4,70E-01 0
Summe Anbau und Verarbeitung	2,30E+02 100	2,11E+02 100	2,11E+02 100	2,11E+02 100	2,16E+02 100	2,16E+02 100	6,23E+02 100

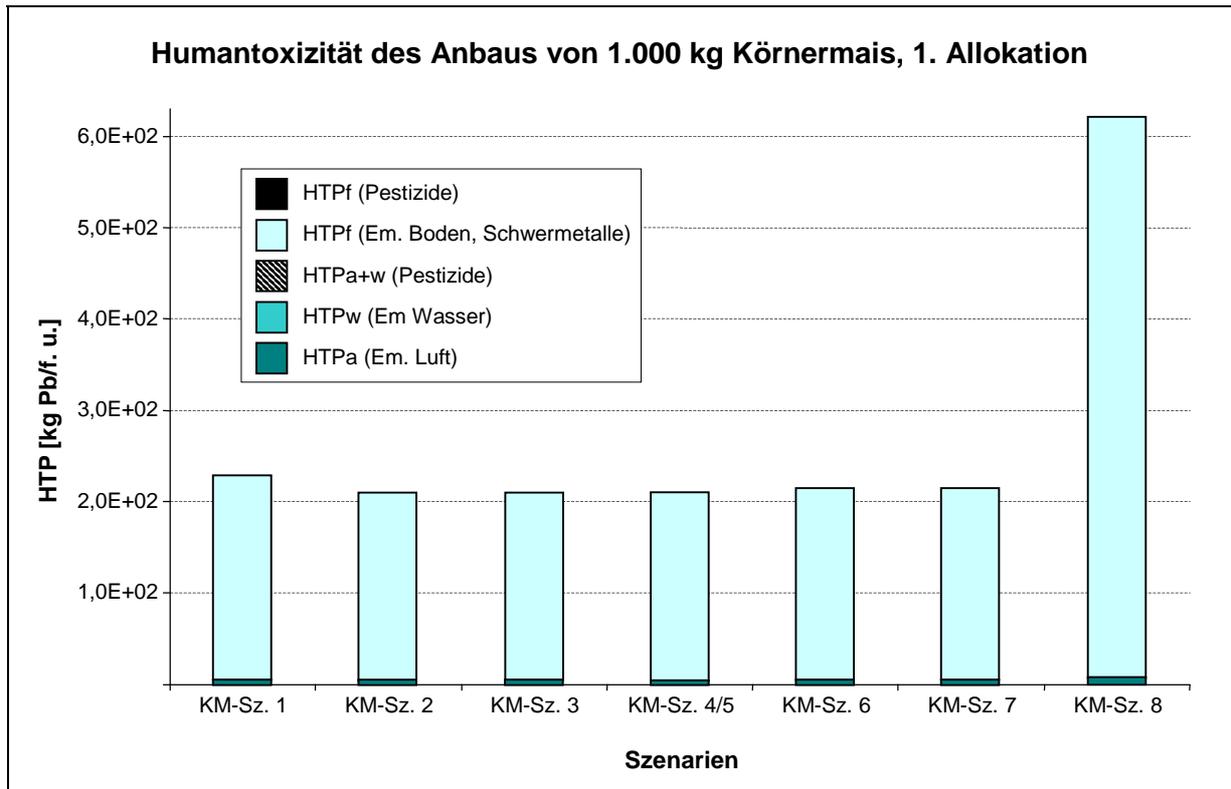


Abb. 5.3.1-13: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.

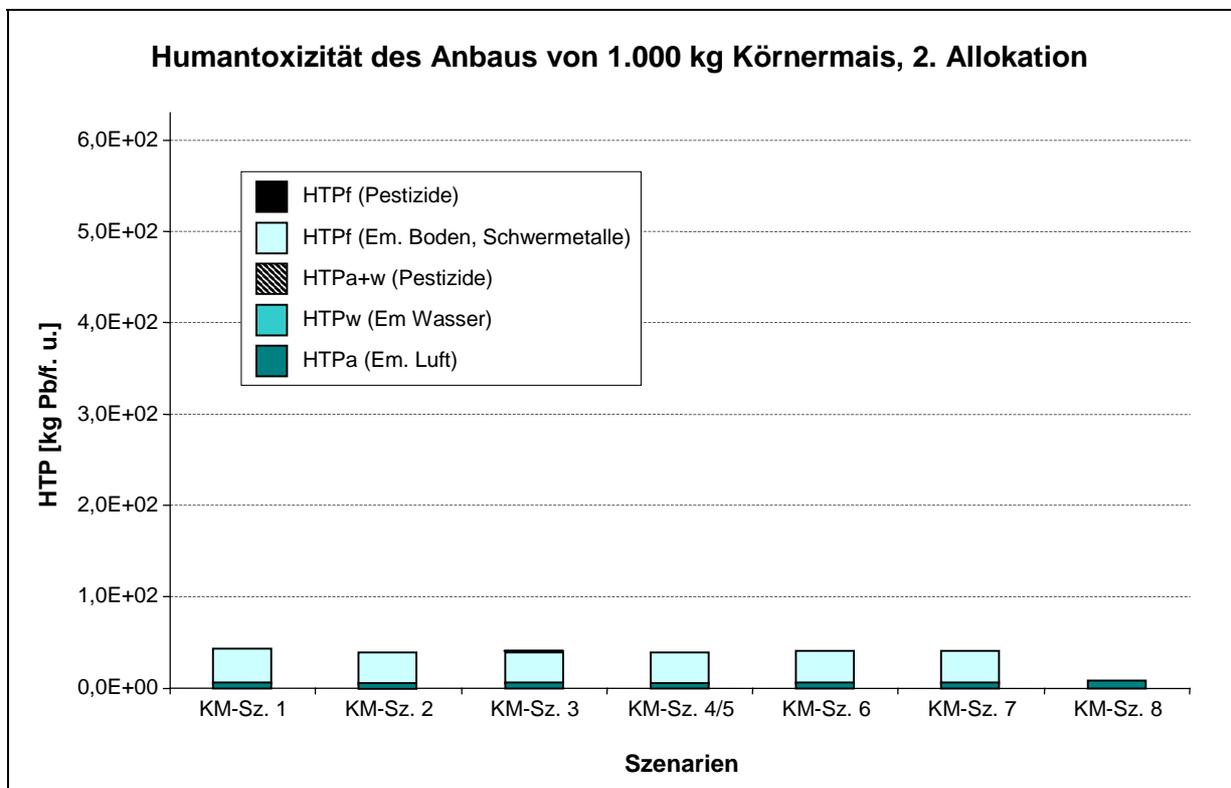


Abb. 5.3.1-14: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.

Tab. 5.3.1-8: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

AEP _{a-w+s} [kg Zn]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,32E-01 6	1,24E-01 6	1,32E-01 6	1,22E-01 5	1,31E-01 6	1,31E-01 6	1,50E-01 7
Vorkette Düngemittel	1,97E-01 9	1,97E-01 9	1,97E-01 9	1,97E-01 9	1,97E-01 9	1,97E-01 9	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	1,31E-03 0	1,51E-03 0	1,31E-03 0	1,31E-03 0	1,33E-03 0	1,31E-03 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,91E+00 85	1,91E+00 86	1,91E+00 85	1,91E+00 86	1,91E+00 85	1,91E+00 85	1,94E+00 93
Summe Anbau	2,24E+00 100	2,24E+00 100	2,24E+00 100	2,23E+00 100	2,24E+00 100	2,24E+00 100	2,09E+00 100
	KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,68E-02 6	1,45E-02 5	1,55E-02 6	1,43E-02 5	1,57E-02 6	1,57E-02 6	2,32E-02 7
Vorkette Düngemittel	2,52E-02 8	2,31E-02 8	2,31E-02 8	2,31E-02 8	2,36E-02 8	2,36E-02 8	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	1,67E-04 0	1,77E-04 0	1,54E-04 0	1,54E-04 0	1,59E-04 0	1,57E-04 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,44E-01 81	2,25E-01 81	2,24E-01 81	2,24E-01 81	2,29E-01 81	2,29E-01 81	3,01E-01 89
Summe Anbau	2,86E-01 95	2,62E-01 95	2,63E-01 95	2,62E-01 95	2,68E-01 95	2,68E-01 95	3,24E-01 96
Verarbeitung	1,36E-02 5	1,36E-02 5	1,36E-02 5	1,36E-02 5	1,36E-02 5	1,36E-02 5	1,36E-02 4
Summe Anbau und Verarbeitung	3,00E-01 100	2,76E-1 100	2,77E-01 100	2,76E-01 100	2,82E-01 100	2,82E-01 100	3,38E-01 100

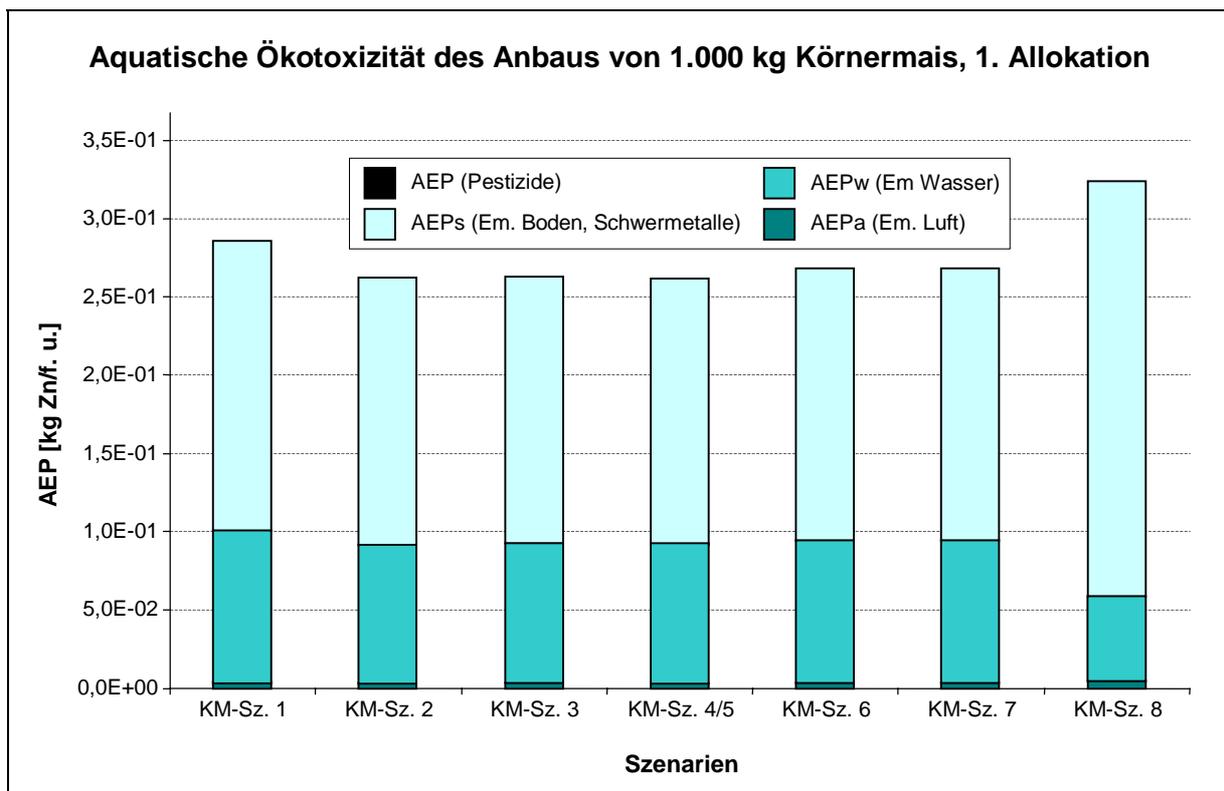


Abb. 5.3.1-15: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.

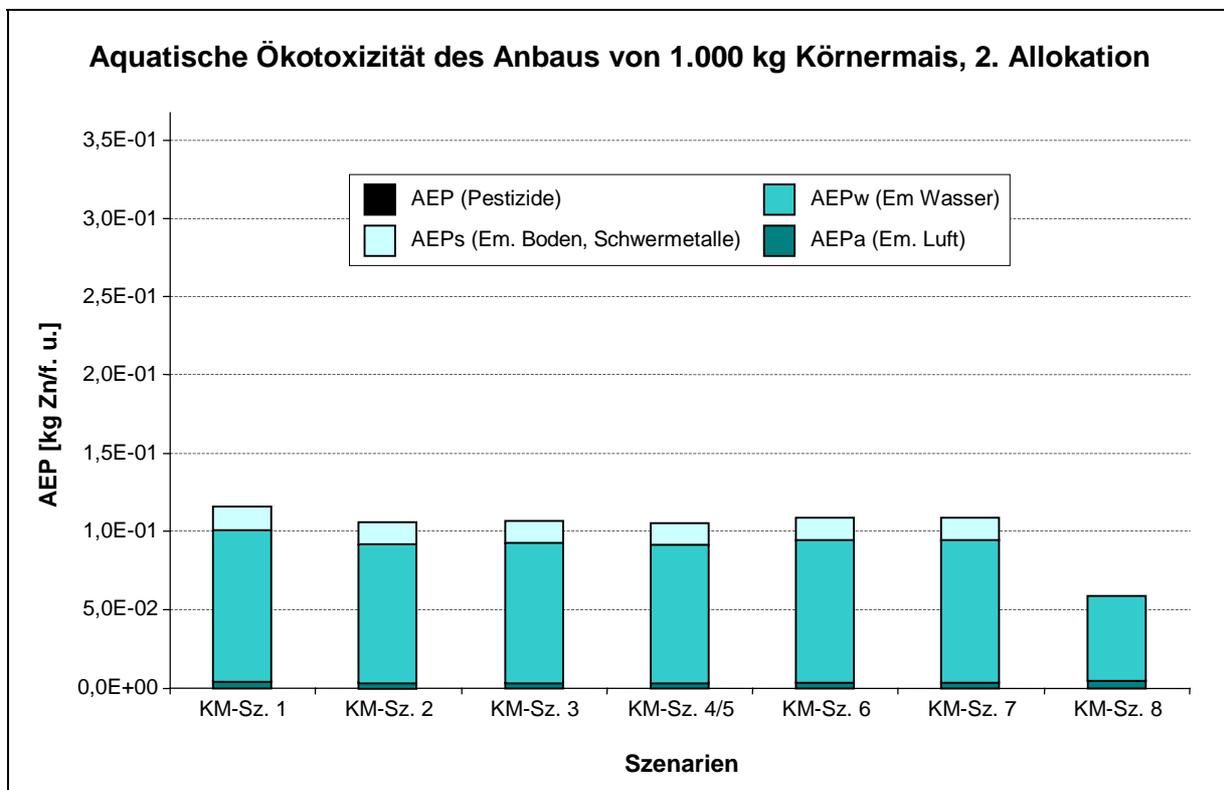


Abb. 5.3.1-16: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.

Tab. 5.3.1-9: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für die Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

TEP [kg Zn]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	3,22E-03 0	3,01E-03 0	3,23E-03 0	2,96E-03 0	3,21E-03 0	3,20E-03 0	3,68E-03 0
Vorkette Düngemittel	5,73E-04 0	5,73E-04 0	5,73E-04 0	5,73E-04 0	5,73E-04 0	5,73E-04 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,06E-05 0	3,33E-05 0	3,06E-05 0	3,06E-05 0	3,08E-05 0	3,06E-05 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,51E+00 100
Summe Anbau	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,43E+00 100	1,51E+00 100
TEP /1.000 kg	KM-Sz. 1 % /1.000 kg	KM-Sz. 2 % /1.000 kg	KM-Sz. 3 % /1.000 kg	KM-Sz. 4/5 % /1.000 kg	KM-Sz. 6 % /1.000 kg	KM-Sz. 7 % /1.000 kg	KM-Sz. 8 % /1.000 kg
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,11E-04 0	3,54E-04 0	3,79E-04 0	3,48E-04 0	3,84E-04 0	3,83E-04 0	5,71E-04 0
Vorkette Düngemittel	7,31E-01 0	6,72E-05 0	6,72E-05 0	6,72E-05 0	6,86E-05 0	6,86E-05 0	0,00E+00 0
Vorkette Pestizide	3,90E-06 0	3,91E-06 0	3,59E-06 0	3,59E-06 0	3,69E-06 0	3,66E-06 0	0,00E+00 0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,82E-01 100	1,67E-01 100	1,67E-01 100	1,67E-01 100	1,71E-01 100	1,71E-01 100	2,34E-01 100
Summe Anbau	1,82E-01 100	1,68E-01 100	1,68E-01 100	1,68E-01 100	1,71E-01 100	1,71E-01 100	2,35E-01 100
Verarbeitung	3,63E-04 0	3,63E-04 0	3,63E-04 0	3,63E-04 0	3,63E-04 0	3,63E-04 0	3,63E-04 0
Summe Anbau und Verarbeitung	1,83E-01 100	1,68E-01 100	1,68E-01 100	1,68E-01 100	1,72E-01 100	1,72E-01 100	2,35E-01 100

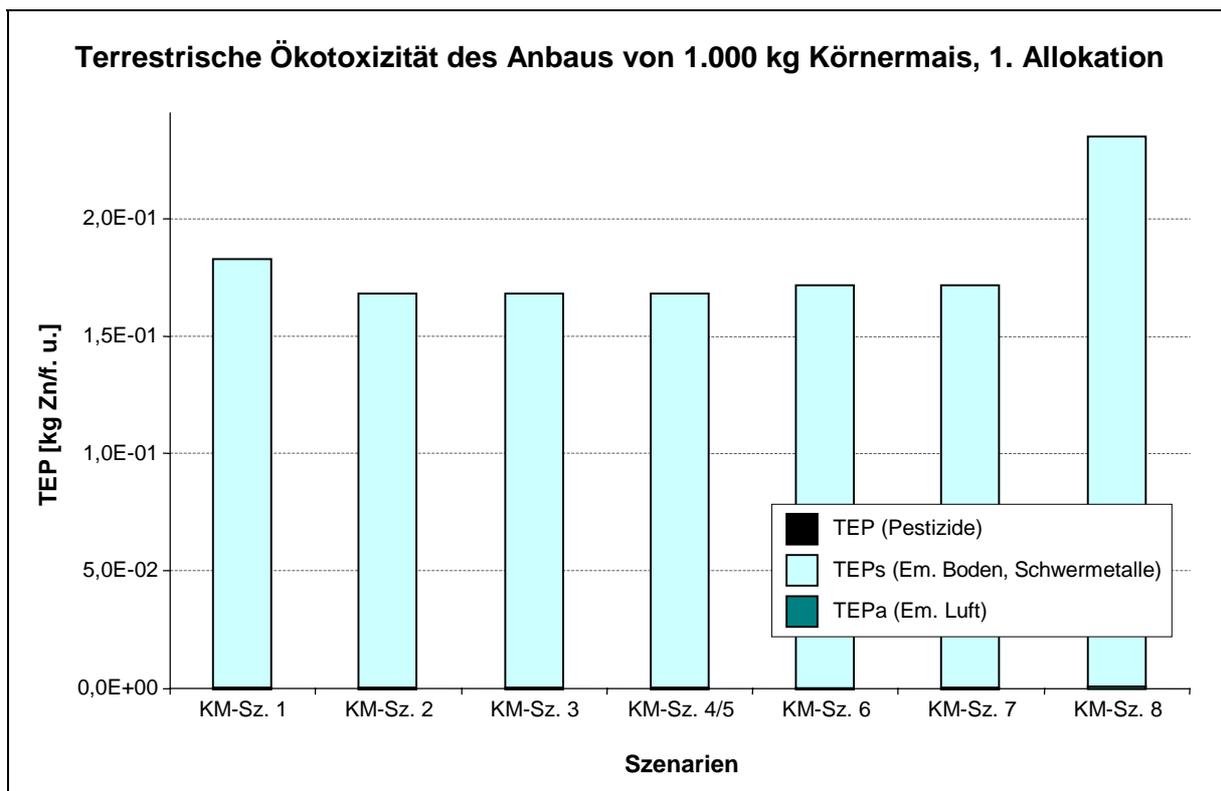


Abb. 5.3.1-17: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 1. Allokation.

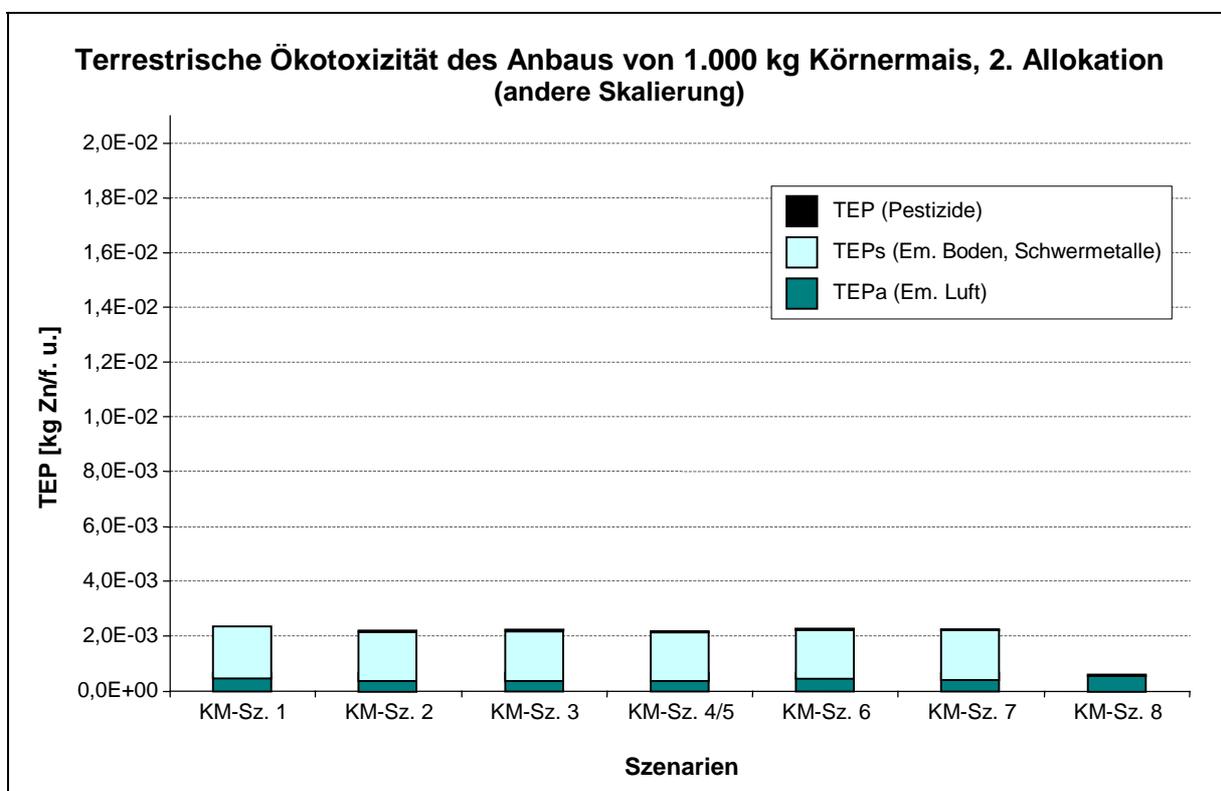


Abb. 5.3.1-18: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Maisanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais); 2. Allokation.

5.3.2 Naturraumbeanspruchung

Die in der Sachbilanz erhobenen Flächennutzungen (Kap. 4.7.2) wurden den in Kap. 5.1 beschriebenen Hemerobiestufen (vgl. Tab. 5.1-4) zugeordnet. Es kommen Naturraumbeanspruchungen in den Hemerobiestufen drei, vier, fünf und sieben vor. Die Ergebnisse sind in Tab. 5.3.2-1 zusammengefasst.

In den Diagrammen in Abb. 5.3.2-1 und Abb. 5.3.2-2 sind die Naturraumbeanspruchungen in Hemerobiestufe 7 entsprechend ihren Herkunftsbereichen dargestellt. Es handelt sich hierbei überwiegend um Straßen- und Gebäudeflächen. Die Unterschiede zwischen den konventionellen (KM-Sz. 1, 2, 3, 6) und den GVO-Szenarien (KM-Sz. 4/5, 7) sind bezogen auf einen Hektar Anbaufläche gering. Bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais wirkt sich der Minderertrag in Szenario 1 in Form einer erkennbar höheren Naturraumbeanspruchung aus. Durch den Wegfall der Vorkette Mineraldünger sind die Naturraumbeanspruchungen in der Hemerobiestufe 7 insgesamt für das Bio-Szenario (KM-Sz. 8) deutlich geringer. Sowohl der absolute wie auch der prozentuale Anteil der landwirtschaftlichen Gebäudefläche ist bedingt durch die mechanische Unkrautbekämpfung erhöht.

Der für alle Szenarien gleich angenommene Verarbeitungsschritt (nur in der Tabelle, nicht in den Abbildungen dargestellt) trägt mit 54–77 % deutlich zur Gesamtbelastung in den Hemerobiestufen 3 und 7 bei, was in erster Linie durch den angenommenen Transport des Körnermais zur Weiterverarbeitung verursacht wird.

In Abb. 5.3.2-3 wird die Naturraumbeanspruchung durch die Ackerfläche dargestellt. Quantitative Unterschiede sind hier ausschließlich durch die verschiedenen Erträge bedingt. Im Bioanbau ist die benötigte Fläche zwar etwa 30 % größer, die qualitativen Auswirkungen der Flächennutzung sind jedoch geringer zu bewerten, was durch die Einordnung in eine niedrigere Hemerobiestufe ausgedrückt wird.

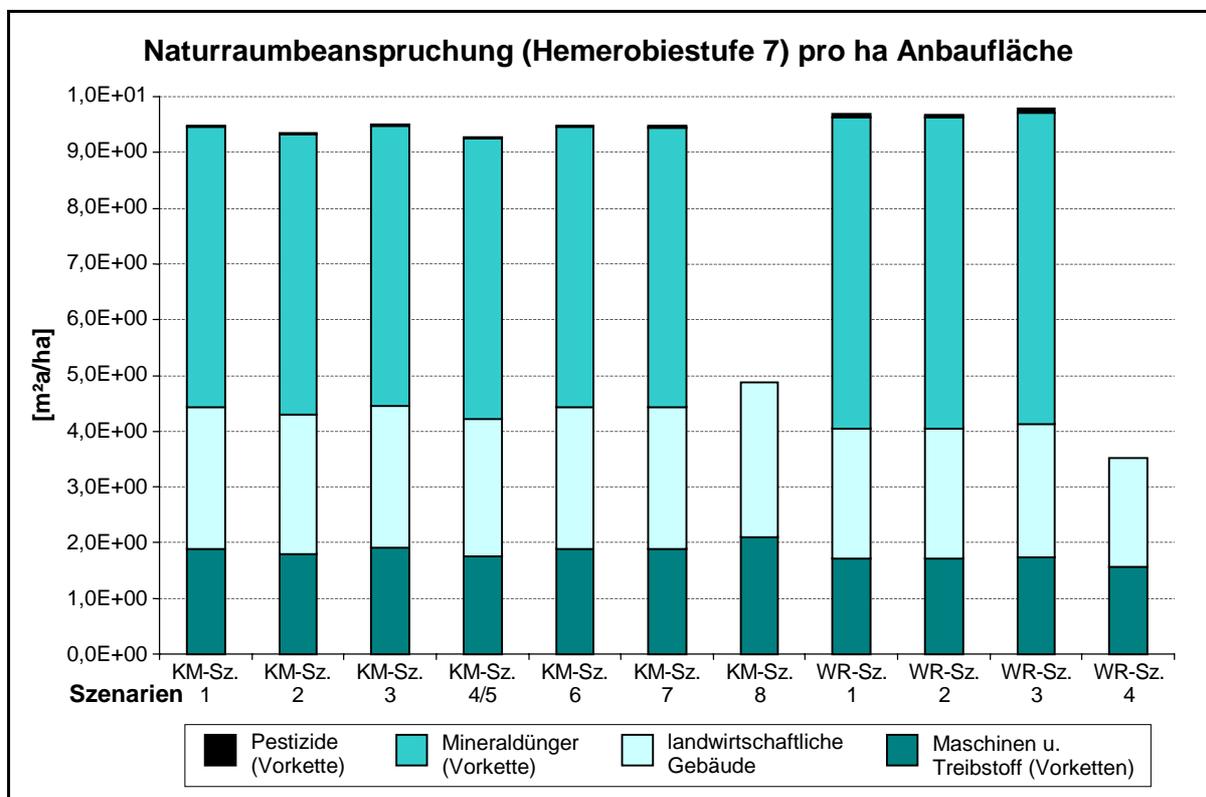


Abb. 5.3.2-1: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 für die Körnermais- und Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Ackerfläche.

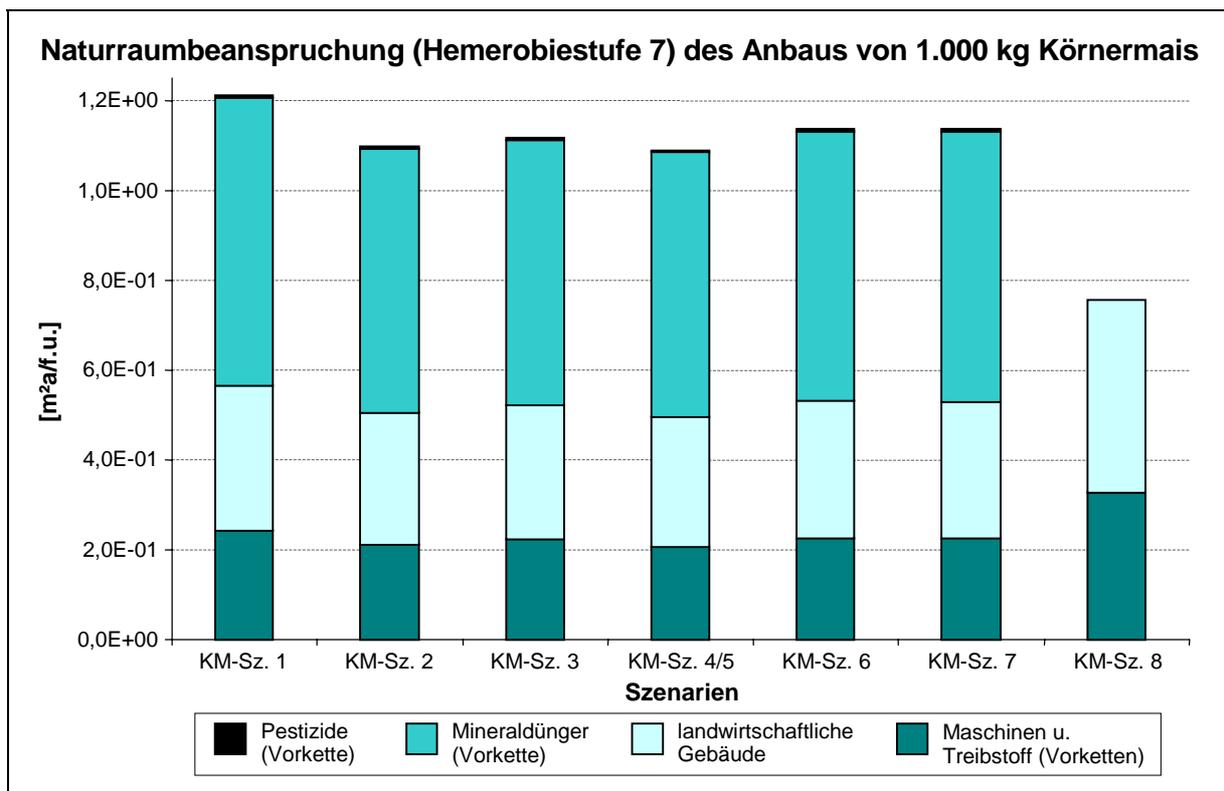


Abb. 5.3.2-2: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 durch den Körnermais-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.

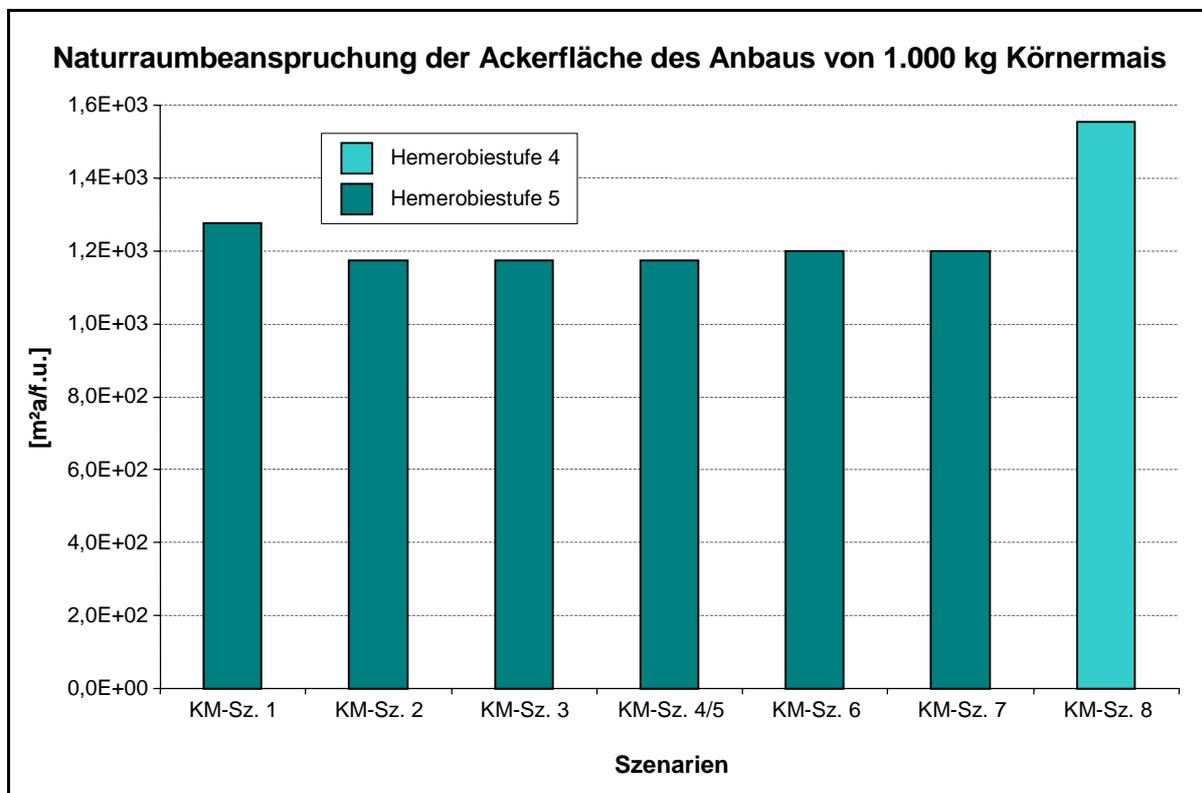


Abb. 5.3.2-3: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 4 und 5 durch den Körnermais-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 kg Körnermais.

Tab. 5.3.2-1: Naturraumbanspruchung der Körnermais-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (untere Tabellenhälfte).

Hem. st.	Naturraumbanspruchung [m ² ·a]	KM-Sz. 1 /ha %	KM-Sz. 2 /ha %	KM-Sz. 3 /ha %	KM-Sz. 4/5 /ha %	KM-Sz. 6 /ha %	KM-Sz. 7 /ha %	KM-Sz. 8 /ha %
VORKETTEN UND ANBAU								
3	Summe Hemerobiestufe 3 *)	9,24E+00	9,17E+00	9,25E+00	9,10E+00	9,24E+00	9,24E+00	3,29E+00
7	Fläche landw. Gebäude	2,54E+00	2,50E+00	2,55E+00	2,45E+00	2,54E+00	2,54E+00	2,76E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7 *)	6,96E+00	6,85E+00	6,96E+00	6,82E+00	6,95E+00	6,95E+00	2,11E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7	9,49E+00	9,36E+00	9,51E+00	9,28E+00	9,49E+00	9,48E+00	4,87E+00
5	Fläche Acker, konventionell	1,00E+04	1,00E+04	1,00E+04	0,00E+00	1,00E+04	9,00E+03	0,00E+00
5	Fläche Acker, GVO	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+04	0,00E+00	1,00E+03	0,00E+00
4	Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+04
Hem. st.		KM-Sz. 1 /1.000 kg %	KM-Sz. 2 /1.000 kg %	KM-Sz. 3 /1.000 kg %	KM-Sz. 4/5 /1.000 kg %	KM-Sz. 6 /1.000 kg %	KM-Sz. 7 /1.000 kg %	KM-Sz. 8 /1.000 kg %
VORKETTEN UND ANBAU								
3	Summe Hemerobiestufe 3 *)	1,18E+00	1,08E+00	1,09E+00	1,07E+00	1,11E+00	1,11E+00	5,11E-01
7	Fläche landw. Gebäude	3,23E-01	2,94E-01	2,99E-01	2,88E-01	3,04E-01	3,04E-01	4,28E-01
7	Summe Hemerobiestufe 7 *)	8,88E-01	8,05E-01	8,17E-01	8,01E-01	8,32E-01	8,32E-01	3,28E-01
7	Summe Hemerobiestufe 7	1,21E+00	1,10E+00	1,12E+00	1,09E+00	1,14E+00	1,14E+00	7,56E-01
5	Fläche Acker, konventionell	1,28E+03	1,17E+03	1,17E+03	0,00E+00	1,20E+03	1,08E+03	0,00E+00
5	Fläche Acker, GVO	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,17E+03	0,00E+00	1,20E+02	0,00E+00
4	Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,55E+03
VERARBEITUNG								
3	Summe Hemerobiestufe 3 *)	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00	1,08E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7 *)	2,19E+00	2,19E+00	2,19E+00	2,19E+00	2,19E+00	2,19E+00	2,19E+00
SUMME VORKETTEN, ANBAU UND VERARBEITUNG								
3	Summe Hemerobiestufe 3	1,96E+00	1,88E+00	1,89E+00	1,88E+00	1,91E+00	1,91E+00	1,40E+00
4	Summe Hemerobiestufe 4	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,55E+03
5	Summe Hemerobiestufe 5	1,28E+03	1,17E+03	1,17E+03	1,17E+03	1,20E+03	1,20E+03	0,00E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7	3,40E+00	3,29E+00	3,31E+00	3,28E+00	3,33E+00	3,33E+00	2,95E+00
7	Anteil landw. Gebäudefläche an Summe Hem.st. 7	3,23E-01	2,94E-01	2,99E-01	2,88E-01	3,04E-01	3,04E-01	4,28E-01
		10	9	9	9	9	9	15

*) aus ESU-ETH-Flächen

5.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Körnermais: Risikobetrachtung

5.4.1 Einleitung

In der vorliegenden Risikobetrachtung wird eine vergleichende Risikoanalyse vorgenommen. Neben die Betrachtung der gentechnikspezifischen Risikoparameter und der Human- und Ökotoxikologie des einklonierten Bt-Eiweißes wird vergleichend die Human- und Ökotoxikologie des vorrangig in Österreich gegen Maiszünsler eingesetzten Insektizids und des *Bacillus thuringiensis* (Bt)- Bakterienpräparats gestellt.

5.4.1.1 Der Bt-Mais von NOVARTIS (Bt-176)

In die Bt-176-Maispflanzen wurden folgende Transgene eingefügt (CIBA-ANTRAG, 1994):

- eine Kopie des bar-Gens aus *Streptomyces hygroscopicus*, das für eine Phosphinothricin-acetyltransferase (PAT) kodiert und durch einen 35 S-Promotor und den 35 S-Terminator aus dem Blumenkohlmosaikvirus (CaMV = cauliflower mosaic virus) reguliert wird.⁶ Dieses Gen vermittelt Toleranz gegen das Herbizid Glufosinat (= Phosphinothricin, Basta). Der PAT-Proteingehalt ist in den verschiedenen Pflanzenteilen unterschiedlich hoch. In den Maiskörnern und den Pollen ist das PAT-Protein nicht nachweisbar.
- zwei Kopien eines synthetischen verkürzten Bt-Toxingens, welches zur Bildung des aktiven Teils des CryIA(b)- δ -Endotoxins führt. Dieses Gen stammt ursprünglich aus dem *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* Stamm HD 1-9 und vermittelt Resistenz gegen Lepidopteren. Beide Kopien des synthetischen Gens sind mit dem Intron #9 aus dem Phosphoenolpyruvat-carboxylasegen aus Mais verbunden, das die Expression des δ -Endotoxingens fördert.⁷ Eine Kopie des δ -Endotoxingens wird durch den Promotor des Mais-eigenen Phosphoenolpyruvatcarboxylasegens und den CaMV35 S-Terminator gesteuert. Dieser Promotor induziert spezifisch die Genexpression in den grünen Pflanzenteilen. Die andere Kopie des cryIA(b)-Gens steht unter der Kontrolle des calciumabhängigen Proteinkinasegen-Promotors aus Mais und dem CaMV35 S-Terminator. Dieser Promotor ist für die Genexpression in Pollen spezifisch. Den Promotoren entsprechend ist das Expressionsniveau des CryIA(b)-Proteins in den verschiedenen Pflanzenteilen unterschiedlich. Das höchste Expressionsniveau wurde in Blättern und Pollen gefunden. Im Kolben und den Maiskörnern liegt die CryIA(b)-Proteinkonzentration mit 5 ng/g Frischgewicht an der Nachweisgrenze. In den Wurzeln ist die Menge an Bt-Protein mit 8 ng/g Frischgewicht ebenfalls sehr gering. Neben der gewebespezifischen Expression schwankt der CryIA(b)-Gehalt aber auch über die Vegetationsperiode hinweg. Der CryIA(b)-Gehalt ist am höchsten in jungen Blättern und fällt kurz nach der Pollination drastisch ab.
- ein β -Lactamasegen aus *Salmonella paratyphi*, das Resistenz gegen das Antibiotikum Ampicillin vermittelt und mit einem prokaryontischen Promotor gekoppelt ist. Daher wird dieses Protein in den transgenen Maispflanzen nicht exprimiert.

5.4.1.2 Maiszünslerbekämpfung mit Bt-176 Mais

Das CryIA(b)-Toxin wird im Bt-176 Mais stark in den grünen Pflanzenteilen und im Pollen, nicht aber in den Maiskörnern gebildet. Die Expression (= Bildung des Eiweißes) fällt nach der Pollination stark ab. Wie Anbauergebnisse aus den USA und Frankreich zeigen, ist der Bt-176 Mais aufgrund dieser räumlich und zeitlich unterschiedlichen Expressionsstärke des

⁶ bar: bialphos resistance; Gen, welches die Information für die Expression der Phosphinothricin-Acetyltransferase enthält

⁷ Expression = Bildung des Eiweißes

Bt-Toxins gut gegen die erste Zünlsgeneration geschützt. Die zweite und alle weiteren Zünlsgenerationen werden hingegen sehr viel weniger gut bekämpft (BLOC et al., 1996; PROGRESSIVE FARMERS, 1997a,b). In Illinois z. B. lag die Befallsrate der Bt-176 Mais-sorte MAX 454 bei 34 %, während die konventionellen Sorten zu 93-99 % durch den Maiszünsler befallen waren (PROGRESSIVE FARMERS, 1997a,b; RICE, 1997b). Der Befall durch Maiszünsler konnte also auch bei hohem Befallsdruck durch Bt-176 Mais deutlich reduziert werden. Dennoch bietet der Bt-Mais keine Garantie auf höhere Erträge. In den verschiedenen in den USA durchgeführten Anbauversuchen konnte gezeigt werden, daß abhängig von der Sorte die konventionellen Maissorten mit den in den USA üblichen Insektizidbehandlungen trotz Maiszünslerbefall ebenso hohe oder höhere Erträge liefern können wie die getesteten Bt-Maissorten (z. B. FLANDERS & MASK, 1997; RICE, 1997a).

5.4.1.3 Risikoanalyse

Die vorliegende gentechnikspezifische Risikobetrachtung beschäftigt sich mit folgenden Punkten:

- Verwilderung/Auskreuzung
- Nahrungs- und Futtermittelsicherheit
- Horizontaler Gentransfer (spezifisch bezogen auf das Antibiotikaresistenzgen)
- Bedeutung des Anbaus von Bt-176-Mais für die landwirtschaftliche Praxis: Resistenzentwicklung und Resistenzmanagementstrategien
- Die vergleichende Risikoanalyse der verschiedenen Bekämpfungsstrategien konzentriert sich auf die Human- und Ökotoxikologie von Deltamethrin, Bt- δ -Endotoxin und Bt-176-Mais (bzw. das einklonierte Endotoxin).

5.4.2 Verwilderung/Auskreuzung

Mais gehört in die Familie der *Poaceae* (syn. *Gramineae*). Seine Vermehrung erfolgt ausschließlich sexuell. Mais ist kälteempfindlich und kommt daher bisher ausschließlich in Kultur vor (NEUROTH, 1997). SUKOPP & SUKOPP (1993) berichten von kurzfristigen Verwilderungen auf unkrautschwachen Flächen wie Ackerrändern und Bahndämmen. Eine langfristige Auswilderung und Etablierung halten die Autoren für unsere Regionen für ausgeschlossen.⁸

Ebenso ausgeschlossen werden kann in unseren Breiten eine Auskreuzung in die Wildflora. Zwar ist Mais mit wilden Verwandten, wie Teosinte (*Zea mexicana*) kreuzbar, diese Pflanzen kommen in Mitteleuropa aber nicht vor.⁹ Allerdings kann eine Auskreuzung auf benachbarte nicht-transgene Maispflanzen stattfinden. Mais ist überwiegend fremdbestäubt. Der Pollen wird durch den Wind übertragen. Dabei konnte in 200 m noch eine Fremdbefruchtung von 4,8 % festgestellt werden. Nach der Saatgutverordnung für freiabblühende Hybridsorten muß ein Isolierungsabstand von 200 m, bei Süßmais von 300 m zu anderen Beständen eingehalten werden (NEUROTH, 1997). Allerdings heißt das nicht, daß die Hybridsorten 100 % sortenrein sein müssen. In den OECD Staaten werden im Durchschnitt 5-6 % Verunreinigungen im Mais-saatgut toleriert (NIEBUR, 1993).

⁸ In Südeuropa allerdings kann Mais als Durchwuchs in Folgekulturen auftreten (NEUROTH, 1997).

⁹ Ein anderes Bild ergibt sich für Mexiko, Zentral- und Südamerika. Mais ist dort mit Pflanzen wie den Teosinte-Arten *Zea mays ssp. mexicana* und *Z. perennis* frei kreuzbar und bildet fertile Hybriden (NEUROTH, 1997).

5.4.3 Nahrungs- und Futtermittelsicherheit

5.4.3.1 Nebenwirkungen der Klonierung

Durch die Integration von neuen Gensequenzen an einen nicht vorherbestimmbaren Ort des Erbfadens können arteigene Gene zerstört oder ihre Regulation verändert werden. Auch können die neuen genetischen Eigenschaften, z. B. Enzyme, auf andere als die vorgesehenen Zellinhaltsstoffe einwirken und diese verändern. Pflanzen verfügen über einen in vielen Einzelheiten noch unbekanntem sekundären Stoffwechsel. Das soll heißen, daß diese Stoffwechselwege nicht für das Wachstum und die Teilung der Zellen notwendig sind, sondern für weitergehende Leistungen der Pflanzenzelle. Aromastoffe oder pharmakologisch wirksame Substanzen werden mit Hilfe dieser Stoffwechselwege synthetisiert. Viele der in Pflanzen gebildeten Giftstoffe und bioaktiven Substanzen werden dem Sekundärstoffwechsel zugerechnet. Durch den Einbau fremder Gene kann nun die Regulation zur Herstellung von sekundären Pflanzeninhaltsstoffen verändert werden. Sie werden unter Umständen z. B. in höheren Konzentrationen erzeugt oder die gewebespezifische Herstellung wird aufgehoben und sie werden plötzlich auch in den Pflanzenteilen gebildet, in denen sie vorher nicht oder nur in Spuren anzutreffen waren.

In einem Review-Artikel stellen MARCELLO BUIATTI und PATRICIA BOGANI 1995 dazu fest: „... der derzeitige Kenntnisstand zur Regulation des dynamischen, interagierenden Netzwerks des Lebens ist noch längst nicht ausreichend um vorauszusagen, in welchen Grenzen einzelne Komponenten verändert werden können und trotzdem die allgemeine Stoffwechselarchitektur des Netzwerks aufrechterhalten bleibt. Die Notwendigkeit einer sorgfältigen Debatte wird auch dadurch nahegelegt, daß sowohl bei einer Selektion *in vitro* als auch bei gentechnischen Veränderungen unerwartete Ergebnisse erzielt wurden, die u. a. auch die Vermarktung dieser Pflanzen beeinträchtigt haben.“ (BUIATTI & BOGANI 1995, S. 136).

Der Vermarktungsantrag für Bt-176-Mais weist darauf hin, daß sich die gentechnisch veränderten Bt-176-Maislinien in einigen Inhaltsstoffen statistisch signifikant von den ebenfalls untersuchten nicht-transgenen Maispflanzen unterscheiden.¹⁰

5.4.3.2 Allergien

Da das Bt-Protein in den Maiskörnern nicht (d. h. unterhalb der Detektionsgrenze von 5,5 ng CryIA(b)/g Frischgewicht, CIBA-ANTRAG, 1994) exprimiert wird, ist die Gefahr einer Sensibilisierung gegen das Bt-Protein über diesen Weg sehr unwahrscheinlich. Da das Bt-Protein aber in Pollen vorhanden ist, könnte es über diesen Weg zu einer Vorsensibilisierung kommen.

5.4.3.3 Indirekte Auswirkungen auf die Nahrungs- und Futtermittelsicherheit: Wirkung auf Fusarien

Die durch Fusarien in Mais ausgelöste Stengel- und Kolbenfäule gehört zu den wichtigsten Maiskrankheiten. Sie verursacht durch die Fäulnis direkte Ernteverluste und mindert aber auch durch von Fusarien gebildeten Mykotoxine (Fumosine) die Maisqualität. Die gebildeten Fumosine verursachen bei Pferden und Schweinen schwerwiegende Erkrankungen. Auch der Speiseröhrenkrebs des Menschen konnte mit dem Verzehr von Fusarien-kontaminiertem Mais korreliert werden (MUNKVOLD et al., 1997).

Fusarien dringen, wie andere phytopathogene Pilze auch, durch kleine Verletzungsstellen, wie sie z. B. von beißenden und saugenden Insekten verursacht werden, in die Maispflanzen ein und infizieren diese anschließend. Als Verursacher solcher Eintrittsstellen kommen alle Insekten in Frage, die Mais befallen können, auch solche, die keine Ernteauffälle verursachen.

¹⁰ Im Antrag ist nicht angegeben, welche Inhaltsstoffe betroffen sind. Die gefundenen Veränderungen sollen sich aber im Bereich der Werte bewegen, die auch in der Literatur für konventionell gezüchtete Sorten angegeben sind (Part C des Antrags der CIBA 1994, S. C-27)

Gefährlich sind dabei vor allem solche Insekten, die den Kolben verletzen. Insekten, die Verletzungen direkt am Kolben bewirken, sind z. B. die zweite Generation von Maiszünslerraupen. Aus diesem Grund wurde auch von einigen Arbeitsgruppen geprüft, ob Bt-176-Mais über eine Reduktion des Maiszünslerbefalls indirekt auch eine Verminderung der Fusarieninfektionen bewirkt. MUNKVOLD et al. (1997) fanden bei solchen Untersuchungen, daß Bt-Mais Hybriden, die das Bt-Toxin im Maiskolben exprimieren, unter natürlichen Bedingungen den Fusarienbefall vermindern, aber bei weitem nicht vollständig verhindern können. In Bt-Maissorten, die das Bt-Toxin nicht im Kolben exprimieren, wie Bt-176 Mais, wurde kein verringerter Fusarienbefall im Vergleich zur nicht-transgenen Kontrolle gemessen. Zum gleichen Ergebnis kommen NOVARTIS-eigene Untersuchungen, die auch keine Unterschiede feststellen (NOVARTIS, 1997).

5.4.4 Horizontaler Gentransfer des Ampicillin-Resistenzgens

5.4.4.1 Mechanismen des horizontalen Gentransfers

Der Begriff „horizontaler Gentransfer“ umfaßt die Übertragung von Genen durch nicht-sexuelle Austauschmechanismen. Im Fall von Bt-176-Mais sollen die möglichen Folgen der Übertragung des Ampicillinresistenzgens auf Mikroorganismen beschrieben werden.¹¹ Die Folgen einer möglichen Übertragung des Basta-Resistenzgens werden in Kapitel 5.6.4 dargestellt.

Pflanzliche DNA wird für Mikroorganismen erst dann verfügbar, wenn sie aus dem Pflanzengewebe durch Zersetzung im Boden, durch pflanzliche Pathogene oder in Magen-Darmflüssigkeiten von Mensch und Tier freigesetzt wird. Ein horizontaler Gentransfer des Ampicillinresistenzgens ist daher vor allem im Boden und im Verdauungstrakt, aber auch in Silage zu erwarten.

Als Voraussetzung für den horizontalen Gentransfer muß

- a) die DNA über einen längeren Zeitraum auch außerhalb der Pflanzenzelle intakt bleiben
- b) die DNA durch Mikroorganismen aufgenommen werden und
- c) die genetische Information integriert und exprimiert werden.¹²

zu a) Die Wahrscheinlichkeit, daß Gentransferprozesse stattfinden können, ist in hohem Maße von der Menge und vor allem von der Stabilität der isolierten DNA abhängig. In einem mit transgenen Basta-toleranten Maispflanzen durchgeführten Versuch war das Basta-Toleranzgen (*pat*) noch nach sieben Monate im Boden nachweisbar. Wird der transgene Mais kompostiert, ist die *pat*-DNA sogar 22 Monate nach Versuchsbeginn noch im Kompost zu finden (ERNST et al., 1996a, b).

Auch im Darm wird die DNA nicht, wie lange Zeit angenommen, schon im Magen zerlegt, sondern bleibt unerwartet lange stabil (SCHUBBERT et al., 1994; 1997a, b).¹³

zu b) Eine weitere Voraussetzung für einen horizontalen Gentransfer ist, daß die an Bodenpartikeln stabilisierte oder im Verdauungstrakt unvollständig abgebaute (Mais-)DNA von Mikroorganismen aufgenommen und exprimiert werden kann. Dieser Prozeß der aktiven Aufnahme von freier DNA durch eine Empfängerzelle und der Expression der neuen Erbinformation wird als natürliche Transformation bezeichnet.

In den vergangenen Jahren durchgeführte Versuche belegen, daß eine natürliche Transformation von Bodenmikroorganismen durch an Bodenpartikel adsorbierte DNA stattfinden

¹¹ Eine ausführliche Betrachtung der möglichen Übertragung des Ampicillinresistenzgens wurde von ECKELKAMP et al. (1997a) publiziert.

¹² Die Literaturdaten zur Persistenz von DNA und die möglichen Gentransfermechanismen sind in ECKELKAMP et al. (1997b) zusammengefaßt.

¹³ Bisher ist diese Stabilität nur bei Mäusen nach der Fütterung einer Bakteriophagen-DNA dokumentiert worden. Es liegt jedoch der Schluß nahe, daß diese Aufnahmewege analog auch bei anderen Säugern möglich sind.

kann (ECKELKAMP et al., 1997b). In simulierten Magen- und Darmflüssigkeiten von Säugern hingegen konnte bisher keine „natürliche“ Transformation nachgewiesen werden. Dies ist möglicherweise auf die relativ kurze Halbwertszeit von DNA in solchen Laboransätzen zurückzuführen, die mit ca. 10 min deutlich geringer ist als die bei Mäusen gemessene DNA-Stabilität während der Magen/Darmpassage. Ob diese höhere „in vivo“ Stabilität der DNA ausreicht, um einen horizontalem Gentransfer durch Transformation zu ermöglichen, muß noch untersucht werden.

zu c) Nadelöhr für einen horizontalen Gentransfer ist die Etablierung (d. h. die erbliche Verankerung und die erfolgreiche Expression) der in Mikroorganismen aufgenommenen Fremdgene. Lange Zeit wurde angenommen, daß die Etablierung rekombinanter pflanzlicher DNA in Mikroorganismen nicht möglich ist. Inzwischen konnte zumindest in drei Fällen eine erfolgreiche Integration und Expression von pflanzlichen Transgenen in Mikroorganismen nachgewiesen werden: HOFFMANN et al. (1994) wiesen einen horizontalen Gentransfer von Pflanzen auf Pilze experimentell nach. GEBHARD & SMALLA (1998) demonstrierten einen Transfer von pflanzlichen Transgenen auf Bakterien.¹⁴

Nach der Übertragung und Etablierung eines Gens in einem fremden Wirtsorganismus ist in der Regel eine Expression des Gens notwendig, um den Phänotyp der Empfängerzelle zu verändern. Es bestehen Unterschiede in der Genexpression zwischen Bakterien und Eukaryonten. Die Promotoren zwischen den beiden Gruppen unterscheiden sich drastisch. Bakterielle Promotoren werden vom eukaryontischen Transkriptionsapparat nicht erkannt und umgekehrt. Normalerweise wird deshalb die fremde (z. B. pflanzliche) genetische Information auch nach der erfolgreichen Übertragung zwischen Pro- und Eukaryonten nicht exprimiert.

Das in Bt-176-Mais klonierte Ampicillinresistenzgen (β -Lactamasegen (*bla*-)) unterscheidet sich jedoch von „normalen“ pflanzeneigenen Genen.¹⁵ Es ist im Gegensatz zu den pflanzeneigenen Genen bakteriellen Ursprungs und wird durch einen bakteriellen Promotor gesteuert. Die Wahrscheinlichkeit der Integration und auch der anschließenden Expression dürfte dadurch erhöht sein.

5.4.4.2 Horizontaler Transfer des Ampicillin-Resistenzgens in der Umwelt und im Verdauungstrakt von Säugern

Bei Bakterien ist schon sehr früh erkannt worden, daß die Klonierung von Resistenzen gegen Antibiotika, die auch in der Tier- und Humanmedizin genutzt werden, zu medizinischen Problemen führen könnte. Es wurde deshalb angeregt, daß solche Resistenzen grundsätzlich nur

¹⁴ Gezeigt wurde von den letzten beiden Arbeitsgruppen, daß Bakterien, die einen Gendefekt aufweisen, ein entsprechendes in die Pflanzen eingefügtes intaktes (rekombinantes) Gen durch homologe Rekombination aus dem Pflanzengenom aufnehmen können. Entscheidend für den Erfolg dieser Experimente war nach Angaben der ForscherInnen die exakte Übereinstimmung zwischen dem bakteriellen Gen und dem pflanzlichen Transgen. Da eine solche vollständige Übereinstimmung zwischen Transgen und bakteriellen Sequenzen in der Realität nicht vorkommt, geht WACKERNAGEL (1997, pers. Mittlg.) davon aus, daß es auch eine Übertragung von Transgenen aus Kulturpflanzen auf Mikroorganismen nicht geben wird. Es gibt aber in der Literatur Hinweise darauf, daß die Integration von Fremdgenen zwischen Bakterien auch dann schon möglich ist, wenn nur kurze Abschnitte von Sequenzübereinstimmungen vorhanden sind. Für eine homologe Rekombination in *E. coli* wird z. B. eine minimale Übereinstimmung von 20 Basenpaaren benötigt (SHEN & HUANG, 1986). Corynebakterien konnten über Rekombination nicht-homologe Plasmidabschnitte von *E. coli* schon durch verschiedene kurze (8 bis 12 Nukleotide) homologe Sequenzen an unterschiedlichen Stellen erfolgreich in das Empfänger genom integrieren (MA-TEOS et al., 1996).

¹⁵ Die zur Transformation des insektenresistenten Bt-Mais von CIBA verwendeten Plasmide, pCIB3064 und pCIB4431, sind pUC18-Abkömmlinge (CIBA-ANTRAG, 1994, Kapitel BII). pUC18 ist ein Plasmid, das mit hoher Kopienzahl in Bakterien repliziert wird (*high copy* Plasmid). Es hat einen engen Wirtsbereich, der auf die Enterobakterien beschränkt ist. pUC18 ist ein „Sicherheitsplasmid“, d. h. es enthält keinen *nic/bom* Abschnitt und kann nicht mehr eigenständig durch Konjugation übertragen werden – eine Übertragung durch Kointegrattransfer ist hingegen nicht ausgeschlossen.

unter hohen Sicherheitsauflagen kloniert werden sollten, weil sie auf pathogene Organismen übertragen werden könnten (BERG et al, 1975).

Der Bt-176-Mais enthält ein Ampicillinresistenzgen (*bla*), das mit einem bakteriellen Promotor gekoppelt ist, der nur in Bakterien genutzt werden kann. Daher wird die Antibiotikaresistenz in Pflanzen nicht exprimiert. Das *bla*-Gen wurde als Markergen verwendet, um in Bakterien zu detektieren, ob deren Transformation erfolgreich war. Das Antibiotikaresistenzgen ist für die Vermittlung der Züchlerresistenz in Bt-176 Mais nicht erforderlich.

Das in den Bt-176-Mais klonierte Ampicillin-Resistenzgen kodiert für eine β -Lactamase, TEM-1 β -Lactamase (*bla*). Diese inaktiviert nicht nur Ampicillin sondern auch eine Reihe weiterer Penicilline, die bei der Bekämpfung wichtiger Infektionskrankheiten von Menschen und Tieren sehr häufig verordnet werden (ECKELKAMP et al., 1997a). Die Resistenzen gegen β -Lactamantibiotika stellen daher immer noch ein ernstzunehmendes Problem in der medizinischen Praxis dar. Zwar können, um die durch TEM-1- β -Lactamasen (Breitspektrum β -Lactamasen) hervorgerufenen Antibiotikaresistenzen therapeutisch zu umgehen, heute β -Lactamasehemmer wie Clavulansäure eingesetzt werden.¹⁶ Diese Therapien sind jedoch nicht immer wirksam, weil durch TEM-1-Mutationen β -Lactamasen entstanden sind, die durch Clavulansäure nicht mehr inhibiert werden können. Ein weiterer Weg ist die Therapie mit Cephalosporinen, gegen die TEM-1 nur ein geringes Resistenzniveau vermittelt. Jedoch ist auch diese Klasse von Antibiotika inzwischen durch β -Lactamasen mit erweitertem Wirkungsspektrum bedroht. Diese *extended spectrum* β -Lactamasen (ESBL) sind durch eine oder wenige Punktmutationen aus TEM-1 und anderen Breitspektrum β -Lactamasen hervorgegangen. (ECKELKAMP et al., 1997a; RKI, 1997).

Ein häufiges Argument für die Ungefährlichkeit der Ampicillinresistenz im Bt-176-Mais ist, daß Ampicillin-resistente Mikroorganismen in der Umwelt und im Magen-Darmtrakt von Menschen und Tieren sehr häufig vorkommen. Der sehr seltenen horizontalen Übertragung des *bla*-Gens aus Bt-176-Mais soll keine Bedeutung zukommen, weil sich das natürlicherweise schon vorhandene Resistenzniveau nicht weiter erhöhen wird (z. B. FOUNDATION FOR NUTRITIONAL ADVANCEMENT, 1996; SALYERS, 1997; EINSELE, 1998). Die in der Diskussion um den transgenen Bt-176-Mais genannten Zahlen von 50-70 % Ampicillin-resistenten Bakterien im Magen-Darmtrakt von Menschen und Tieren sind, zumindest in vielen Fällen, überhöht.¹⁷ Außerdem lassen sie keine Rückschlüsse auf die tatsächlich in einem Individuum vorhandenen ampicillinresistenten Keime zu. Für das Umweltmedium Boden sind ebenfalls andere Werte zu erwarten (ECKELKAMP et al., 1997a).

Bei der Verdauung oder Verrottung von Bt-176-Mais werden große Mengen an Genkonstrukten freigesetzt, die für eine Ampicillinresistenz kodieren. Eine erfolgreiche Integration und Expression des Ampicillinresistenzgens ist zwar nur selten zu erwarten, kann aber auch nicht ausgeschlossen werden (RKI, 1997). Ein zusätzlicher Selektionsdruck durch den Einsatz von β -Lactamantibiotika in Medizin und Tiermedizin wirkt außerdem förderlich auf die Etablierung und Verbreitung des *bla*-Gens. Auch im Boden kann das β -Lactamasegen einen Selektionsvorteil bieten: Böden enthalten natürlicherweise Antibiotika-produzierende Mikroorganismen. Außerdem sind Abwässer und Gülle häufig Antibiotika-belastet. Nimmt die Menge an ampicillinresistenten Bakterien im Boden zu, werden die Zusammensetzung von Mikroorganismen-

¹⁶ Allerdings werden β -Lactamasehemmer aufgrund ihrer relativ schlechten Verträglichkeit und ihrem begrenzten Wirkungsspektrum eher kritisch eingeschätzt (ECKELKAMP et al., 1997a).

¹⁷ JOHNSON (1996; zitiert nach ROTTER, 1996) geht davon aus, daß 40-60 % der Darmbakterien in Tieren und Menschen und in ihrer Umgebung Ampicillin-resistent sind. Das deutsche Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BGVV, 1997) gibt in einer Presseerklärung an, daß in den von ihnen untersuchten Rindern und Schweinen 74 % ampicillinresistente *Escherichia coli* Bakterien nachgewiesen wurden. Anderen Literaturangaben zufolge sind diese Werte die Obergrenze der natürlicherweise vorhandenen Ampicillinresistenz in der Umwelt. Regional kann das Resistenzniveau sehr viel niedriger sein: HEIER (1994) findet z. B. im Einlauf von städtischen Kläranlagen in den neuen Bundesländern unter den koliformen Bakterien 5,8 bis 20,0 % Ampicillin-resistente. In Krankenhausabwässern liegt der Anteil bei 6,2 bis 34 %.

populationen im Boden und nachfolgend Prozesse, welche für die Bodenfruchtbarkeit verantwortlich sind, beeinflusst. Solche Populationsschwankungen zu detektieren, dürfte aber schwierig werden, weil bisher schätzungsweise nur 1 % aller Bodenmikroorganismen tatsächlich charakterisiert worden sind (NIELSEN, 1997).

Die Zunahme Ampicillin-resistenter Keime und insbesondere solcher, die das in den Bt-176-Mais klonierte, für die β -Lactamase TEM-1 kodierende Gen enthalten, ist vor allem auch in Hinblick auf die große therapeutische Bedeutung von β -Lactam-Antibiotika in der Human- und Tiermedizin Grund zur Besorgnis. Das deutsche RKI¹⁸ (1997) plädiert dafür, in Zukunft keine transgenen Organismen zum Verzehr zuzulassen, wenn sie Resistenzen gegen therapeutisch wirksame Medikamente enthalten.¹⁹

5.4.5 Bedeutung des Anbaus von Bt-176-Mais für die landwirtschaftliche Praxis: Resistenzentwicklung und Resistenzmanagementstrategien

Schon TIEDJE et al. (1989), aber auch ein 1994 durchgeführter OECD-Workshop (HOKKANEN & WEARING, 1994) haben festgestellt, daß *Bacillus thuringiensis* (B. t.) eine natürliche Ressource ist, die erhalten werden muß. Die Entwicklung von Resistenzen gegen B. t. wurde als eine der größten ökologischen Risiken von Bt-transgenen Pflanzen identifiziert. Mit Hilfe von Resistenzmanagementstrategien kann möglicherweise der Zeitraum der Nutzung dieser transgenen Sorten (und damit auch der Bakterienpräparate) verlängert werden. Allerdings erfordert dies eine Anbauplanung und -kontrolle, die deutlich über das übliche Ausmaß hinaus gehen muß.

Setzt sich die Bt-Mais Strategie durch, könnten in Zukunft eine Reihe transgener Bt-Mais-sorten, die jeweils leicht unterschiedliche CryIA(b)- (und CryIA(c)) Proteine enthalten auf den Markt kommen. Daher ist es wichtig und notwendig, schon jetzt Anbaumethoden zu entwickeln, welche eine Resistenzentwicklung von Anfang an möglichst lange hinauszögern.

Bisher konnte nur bei einer Insektenart (*Plutella xylostella*) unter Feldbedingungen eine Resistenzentwicklung nach besonders intensivem Einsatz von B. t.-Spritzpräparaten beobachtet werden. Unter Laborbedingungen mit z. T. gereinigtem Toxin konnten jedoch schon eine Reihe verschiedener Schädlinge auf Bt-Resistenzen selektioniert werden, die für weitere Experimente zur Erforschung von Resistenzentwicklungen herangezogen werden (SKORUPINSKI, 1996; MCGAUGHEY, 1992). In einigen Fällen wurde die Resistenzentwicklung durch den Einsatz von gereinigtem Bt-Toxin (im Vergleich zu den Sporenpräparaten) deutlich gesteigert. Das komplexe System der B. t.-Bakterien, das diese zur Abtötung ihrer Wirtstiere entwickelt haben, dürfte neben der kurzen Wirkungsdauer Grund dafür sein, daß bisher kaum Resistenzentwicklungen stattgefunden haben.

¹⁸ RKI: Robert Koch Institut.

¹⁹ Allerdings wurde diese Bewertung nicht auf den Bt-176 Mais der NOVARTIS angewendet. Andere nationale Behörden, wie die österreichische, aber auch das nicht zur EU gehörige Norwegen haben eine Ablehnung solcher transgener Pflanzen formuliert, die Antibiotikaresistenzgene aufweisen und die Vermarktung in ihren Staatsgebieten untersagt.

In zünslerresistenten Bt-Maispflanzen ist nur ein einzelnes, verkürztes Bt-Toxingen vorhanden. Das Bt-Toxin wird im Fall des Bt-176 Mais über einen sehr langen Zeitraum in allen grünen Pflanzengeweben und den Pollen von der Keimung bis zur Pollenausschüttung stark und danach schwach exprimiert. Durch diese lange Expositionszeit im Vergleich zum konventionellen Bt-Präparat wird der Selektionsdruck auf die Maiszünslerpopulationen deutlich erhöht.²⁰

Besonders im Zuge des kommerziellen Anbaus von Bt-Mais werden mehr und mehr Befürchtungen laut, daß der Maiszünsler durch den extremen, dauerhaften Kontakt mit dem Bt-Toxin und dem daraus entstehenden hohen Selektionsdruck schnell Resistenzen entwickelt. Aufgrund dieser Befürchtungen hat die US-amerikanische Environmental Protection Agency (EPA) das Inverkehrbringen von Bt-Mais nur unter der Auflage genehmigt, daß von den entsprechenden Antragstellern ein Konzept zur Verzögerung von Resistenzbildungen bzw. zum Umgang mit resistenten Maiszünslern, ein sogenanntes Resistenzmanagement, entwickelt wird.²¹

5.4.5.1 Resistenzmanagementstrategien

Generell kann davon ausgegangen werden, daß alle Insekten das Potential zur Ausbildung von Resistenzen besitzen. Bisher sind sich die Wissenschaftler uneinig über den Zeitraum in dem sich Bt-resistenten Maiszünslerpopulationen entwickeln werden, die Schäden in Bt-Maiskulturen verursachen können. Die Angaben reichen von 2 Jahren ohne Resistenzmanagement bis hin zu 10 Jahren mit Resistenzmanagement (GOULD et al., 1997). Um dieses Zeitintervall abzuschätzen und den Prozeß der Resistenzentwicklung zu verstehen, werden in der Theorie seit Jahrzehnten verschiedene populationsgenetische Modelle verwendet. Ein wichtiger Parameter dieser Modelle ist die initiale Allelfrequenz, mit der ein Resistenzgen innerhalb einer Population vorkommt. Meist wurden die Risikoabschätzungen zur Resistenzentwicklung gegen B. t.-Toxin mit theoretischen initialen Allelfrequenzen vorgenommen. Allerdings zeigen experimentelle Arbeiten mit einer anderen Schmetterlingsart, daß die Frequenz weitaus höher sein könnte, als ursprünglich angenommen. Die Selektion von resistenten *Heliothis virescens*, ein Schädling der Baumwolle, ergab eine um bis zu 1.000fach höhere Allelfrequenz, nämlich $1,5 \times 10^{-3}$, als in den Modellen bisher häufig angenommen wurde (GOULD et al., 1997).²² Unter optimalen Anbauvoraussetzungen, d. h. 98 % insektizide Wirkung der transgenen Baumwolle, rezessives Auftreten der Resistenzmechanismen und Bereitstellen von Refugien (4 % der Anbaufläche) für die Schädlinge (s. Resistenzmanagement), würde die Entwicklung von resistenten Schädlingpopulationen 10 Jahre benötigen (GOULD et al., 1997). Wenn die Toxinkonzentrationen in der Pflanze niedriger liegen, schrumpft dieser Zeitraum schon auf wenige Jahre.

²⁰ Als zusätzliches Gefahrenpotential bei einer Entwicklung resistenter Populationen ist die beobachtete Kreuzresistenz gegen verschiedene Bt-Toxine bei *Heliothis virescens* und bei *Plutella xylostella* (GOULD et al., 1992; TABASHNIK et al., 1997). Kreuzresistenz, auch Mehrfachresistenz, bedeutet, daß der Schädling obwohl er nur einem spezifischen B. t.-Toxin ausgesetzt war, gegen weitere B. t.-Toxine resistent geworden ist und dadurch auch diese Toxine ihre Effektivität verloren haben. Ein besonderes Problem stellt dies dar, wenn ein Schädling transgene Pflanzenarten befällt, die jeweils verschiedene Bt-Toxine exprimieren. In den USA ist dies der Fall für *Helicoverpa zea* (bollworm), ein Insekt, daß auf Mais und Baumwolle Schäden verursacht (FLANDERS & MASK, 1997). In Europa könnte eine ähnliche Situation eintreten, wenn Bt-resistente Paprika entwickelt werden, da Paprikapflanzen auch vom Maiszünsler befallen werden können.

²¹ Bt-176 Mais wurde als erster zugelassener Bt-transgener Mais noch ohne die Auflage eines Resistenzmanagements zugelassen (AHL-GOY, 1997)

²² *Heliothis virescens* (tobacco budworm) und *H. zea* (bollworm) verursachen zusammen die „bollworm“-Krankheit der Baumwolle.

Bisher konnten im Freiland keine resistenten Maiszünsler auf die in Mais klonierte CryIA(b) Bt-Toxinvariante selektioniert werden (CIBA-ANTRAG, 1994; AHL-GOY, 1997). Im Labor konnten jedoch bereits CryIA(b)-tolerante Maiszünsler selektioniert werden, deren Resistenzniveau reicht allerdings nicht aus, um auf Bt-Mais größere Schäden zu hinterlassen als die nicht-resistenten Maiszünslerpopulationen (EPA, 1998, S. 32). Allerdings wurden nach Selektion auf CryIA(c)-haltiger Nahrung Bt-resistente Maiszünsler selektioniert. Auch hier ist die Allelfrequenz wesentlich höher als die ursprünglich angenommene Frequenz von 10^{-5} (BOLIN & HUTCHINSON, 1997; EPA, 1998, S. 32).

Die Zeitspanne, die für die Entwicklung von Bt-Resistenzen beim Maiszünsler und deren nachfolgende Ausbreitung durch Selektion nötig ist, ist bisher nur aufgrund von theoretischen Allelfrequenzen berechnet worden. Von CIBA/NOVARTIS wird in den Antragsunterlagen von einer primären rezessiven Allelfrequenz von 10^{-5} ausgegangen (CIBA-ANTRAG, 1994). Dies könnte im Licht der neuen Erkenntnisse ein zu geringer Wert sein.

Ausgehend von dieser Allelfrequenz wurden vor einigen Jahren die ersten Konzepte für ein Resistenzmanagement beschrieben. Diese Konzepte basieren einerseits auf bisherigen Erfahrungen in der Schädlingsbekämpfung und andererseits auf theoretischen Überlegungen und mathematischen Modellen.

Die zur Zeit wichtigste diskutierte Managementstrategie ist das Bereitstellen von Bt-freien Ausweichgebieten für den Schädling, sogenannte Refugien bei gleichzeitiger hoher Bt-Toxinkonzentration in den transgenen Maispflanzen (refuge/high-dose Strategie). Als Voraussetzung für die Wirksamkeit dieser Strategie dürfen die Resistenzallele nur rezessiv und mit geringer Frequenz (weniger als 1 von 1.000) in den Maiszünslerpopulationen vorhanden sein. Eine hohe Toxinkonzentration soll dabei gewährleisten, daß Maiszünsler, die ein geringes Resistenzniveau entwickelt haben, abgetötet werden. In den Refugien sollen durch Herabsetzen des Selektionsdrucks Maiszünsler ohne Resistenzgene überleben, die noch empfindlich auf den Giftwirkstoff reagieren. Ein solches Refugium stellt eine Quelle nicht-resistenter Maiszünsler als potentielle Fortpflanzungspartner für Maiszünsler dar, die ein heterozygot rezessives Resistenzallel enthalten. Ziel hierbei ist die Durchmischung des Erbgutes, welche die Reduktion der Allelfrequenz für Resistenzgene bedeutet, und damit die Wahrscheinlichkeit der Ausbildung von homozygot resistenten Maiszünslerpopulationen herabsetzt. Voraussetzung für den Erfolg einer solchen Strategie ist jedoch, daß die beiden Anbauflächen – Bt-haltig und Bt-frei – räumlich so nah beieinander liegen, daß die Schädlinge zur Paarung auch „zueinander finden“. Dafür müssen genügend große und strukturierte Refugien zur Verfügung gestellt werden.²³ Da die Refugien eine gewisse Mindestgröße aufweisen müssen, heißt das für landwirtschaftliche Strukturen mit relativ kleinen Ackergrößen, wie sie in Österreich (und auch in anderen europäischen Ländern) vorherrschen, daß präzise Anbaupläne für eine Region entwickelt werden müssen. Ein Landwirt kann dann nicht mehr selber entscheiden, was er wo anbauen möchte, sondern muß sich an diese Pläne halten.

Konkrete Resistenzmanagementvorschläge sehen wie folgt aus:

- Als erfolgreiche Strategie in der Anfangsphase, d. h. wenn der Anteil an Bt-Mais im Vergleich zu konventionellem Mais gering ist, wird die „refuge/high-dose“-Strategie empfohlen (ANDOW & HUTCHINSON, 1998).
- Die Empfehlungen für die Mindestgröße der Refugien reichen von 4 % bis zu 50 % (4 % vorgeschlagen von EPA, nach GOULD et al., 1997; STEIN & LOTSTEIN, 1996). ANDOW & HUTCHINSON (1998) geben als minimale Größe 25 % an; der Anteil an Bt-Mais in einer Region darf dabei aber nur dort 50 % überschreiten, wo der Maiszünsler auch alternative Wirtspflanzen befallen kann. Falls der Maiszünsler große Schäden verursacht, können die Felder, auf denen kein Bt-Mais angebaut wird, mit einem Insektizid oder anderen Bekämpf-

²³ Die in der Anfangsphase diskutierte „Untermischung eines gewissen Prozentsatzes konventionelles unter das transgene Saatgut wurde verworfen, da die Maiszünslerpopulationen eine zu hohe Mobilität haben (ANDOW & HUTCHINSON, 1998; EPA, 1998).

fungstrategien (außer Bt-Präparaten) bekämpft werden. In jedem Fall müssen in den Bt-Mais Anbaugebieten strukturierte Refugien angelegt werden.

- Der NOVARTIS Bt-176 Mais kann nur in den Gebieten nach der refuge/high-dose-Strategie angebaut werden, in denen sich nur eine Zünslergeneration entwickelt. Gegen die zweite Zünslergeneration bietet dieser Mais nur geringen Schutz, weil das Expressionsniveau von CryIA(b) stark abfällt und das Toxin in den Kolben gar nicht gebildet wird. In Gebieten mit mehreren Zünslergenerationen wird von ANDOW & HUTCHINSON (1998) daher für den Bt-176 Mais eine Refugiengröße von 50 % Refugien **ohne** Insektizidbehandlung als notwendig erachtet.
- Neben den koordinierten Anbauplänen ist nach ANDOW & HUTCHINSON (1998) auch ein intensives Monitoring verschiedener Maiszünslerpopenationen in einer Region notwendig. Für den Fall einer Resistenzentwicklung müssen weitere Managementpläne entwickelt werden.

Diese Pläne setzen eine intensive Aufklärung des Landwirtes voraus. Auch die Koordination der Anbauflächen in größeren landwirtschaftlichen Gebieten, die von verschiedenen Bauern genutzt werden, erfordert intensive Planung und Beratung. Die Koordination darf sich zudem nicht nur auf eine Kulturart beschränken, sondern muß alle gentechnisch erzeugten Bt-resistenten Kulturarten mit einbeziehen. Über Kontrollen und Monitoringprogramme müßte darüber hinaus sichergestellt werden, daß die jeweiligen Vorgaben auch eingehalten werden. Damit entsteht ein neuartiger Planungs-, Koordinations- und Kontrollaufwand, dessen Umfang bisher nicht richtig abgeschätzt werden kann, der aber der Einführung solcher Sorten zusätzlich „in Rechnung“ gestellt werden müßte. Allerdings bietet weder die LCA noch eine Risikobetrachtung den methodischen Rahmen, um diesen erhöhten Aufwand angemessen zu berücksichtigen.

Inwieweit die ausgeführten Ansätze überhaupt auf die europäische Landwirtschaft übertragen werden können, ist insgesamt fragwürdig. Die meisten Überlegungen basieren auf den landwirtschaftlichen Verhältnissen in den USA, die durch großflächige Monokulturen ohne Fruchtwechsel und damit entsprechend hohen Selektionsdruck charakterisiert sind.

Die europäische Landwirtschaft ist im Vergleich dazu eher kleinräumig. Das hieße aber auch, daß hier ein erhöhter Planungs- und Kontrollaufwand notwendig wäre, um Landwirte teilweise über Ländergrenzen hinweg in die notwendigen Resistenzmanagementstrategien miteinbeziehen zu können.

5.4.6 Human- und Ökotoxikologie von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais

Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Nahrungs- und Futtermitteln beeinträchtigen die Gesundheit von Mensch und Tier und können große ökotoxikologische Wirkungen haben. Insofern gehört zu einer umfassenden Risikobetrachtung landwirtschaftlicher Szenarien auch die Bewertung der verwendeten Herbizide und Insektizide. In der hier vorliegenden Ökobilanz hätte eine detaillierte Analyse der in den verschiedenen landwirtschaftlichen Szenarien verwendeten Herbizide und Insektizide den Rahmen der Studie gesprengt. Für eine zukünftige Bilanzierung wäre eine solche Risikobetrachtung aber wünschenswert. Wir beschränken uns in der hier vorliegenden Studie auf den Vergleich der verwendeten Insektizide „Deltamethrin“ in Decis und „CryIA(b)“ in Bt-176-Mais. Zusätzlich wird auch das gegen Maiszünslers wirksame B. t.-Sporenpräparat „Dipel“ in die Betrachtung einbezogen, das in Einzelfällen zur Zünslerbekämpfung eingesetzt wird.

5.4.6.1 Humantoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais

Einen Überblick über die Ergebnisse der gesundheitlichen Auswirkungen gibt Tab. 5.4.6-1. Die toxikologische Untersuchungen mit herkömmlichen *B. t.*-Präparaten, gereinigtem CryIA(b)-Endotoxin und auch mit Bt-176 Mais, legen den Schluß nahe, daß diese *B. t.*-Endotoxine für Vertebraten nicht akut toxisch sind (Tab. 5.4.6-1, CIBA-ANTRAG, 1994).²⁴ Im Gegensatz dazu werden die im Maisanbau angewendeten Pyrethroide als leicht bis mäßig toxisch klassifiziert (JÄGER-MISCHKE & WOLLNY, 1988). Die LD 50-Werte von Deltamethrin liegen immer deutlich unterhalb von den Werten für *B. t.* bzw. Bt-176-Mais. Synthetische Pyrethroide gehören außerdem zu den Chemikalien, die hormonähnliche Wirkungen zeigen und sie stehen im Verdacht immunsuppressiv und zytogenotoxisch zu wirken (DIEL, 1997; GERHARD, 1998). Insofern ist Deltamethrin im Vergleich zu *B. t.* und Bt-176-Mais in bezug auf die Humantoxizität eindeutig als schädlichere Substanz einzuordnen.

²⁴ Eine Einschränkung stellen Untersuchungen mit *B. thuringiensis* subsp. *israeliensis* Kristallproteinen dar, welche eine Toxizität bei Mäusen aufwiesen (15-30 µg/g Körpergewicht) und in entsprechenden Zellkulturen auch zytotoxische und hämolytische Wirkung zeigen. (THOMAS & ELLAR 1983, zitiert nach BERNHARDT et al., 1991).

Tab. 5.4.6-1: Gesundheitliche Auswirkungen von Deltamethrin, *Bacillus thuringiensis* Sporenpräparat und Bt-176 Mais.

	Deltamethrin (Decis)	<i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>kurstakii</i> (Dipel)	Bt-176-Mais ⁷
ADI (mg/kg Körpergewicht)	0,01 (NN, 1997)	-	-
NOEL 3 Mon. Fütterungstest:	Ratte: 10 mg/kg/Tag ¹	> 1 x 10 ⁸ cfU/Tier/Tag Kein Hinweis auf Toxizität und Pathogenität ⁴	
Langzeit Fütterungstest:	Ratte 2,1, Maus: 12; mg/kg/Futter ¹		
erlaubte Höchstmenge in Nahrungsmitteln	Zuckermais: 0,05 mg/kg, andere pflanzliche Lebensmittel: 0,2 mg/kg (1992 0,05 mg/kg) ²		
LD 50 Oral (mg/kg):	Ratte: 9,4; Maus: 20,2 ¹	Ratte: > 5.000, Maus > 20.000 ^{5,6}	Maus: > 5050 mg Blattprotein/kg (enthält ca. 3,5 mg CryIA(b))
LD 50 Dermal (mg/kg):	Ratte: > 2940; Kaninchen: > 2.000 ¹ (Decis: > 2.000) ¹	Ratte: > 5.000, Kaninchen: > 2020 ⁴	
LC 50 Inhalation (mg/l):	Ratte (4h): 0,6 ¹	Ratte: > 3160 ⁶	
Haut-Augenreizung	reizend (Kaninchen) ¹ reizend (Kaninchen) ¹	nicht reizend ^{4,6} nicht reizend ^{4,6}	nicht reizend
Reproduktionsfähigkeit	NOEL: 2,5 mg/kg/Tag ³		
Mutagenität	nicht mutagen ³	nicht mutagen	nicht mutagen
Teratogenität/Kanzerogenität	nicht teratogen/nicht kanzerogen ³		
dermale Sensibilisierung	nicht sensibilisierend ¹		
Abbauverhalten im Organismus	bei Ratte: Ausscheidung in 2-4 Tagen, Ausscheidung des Säureanteils als Glucuronoid und Glycinkonjugat ¹		

ADI: acceptable daily intake; DTA: duldbare tägliche Aufnahme; LC: letale Konzentration; LD 50: letale Dosis 50; NOEL: no observed effect level

1: PERKOW & PLOSS, 1994

5: IVA, 1990

2: BBA, pers. Mitteilung

6: NOVARTIS, 1997

3: EXOTOXNET, 1998

7: alle Angaben aus CIBA-ANTRAG, 1994

4: TOMLIN, 1994

* höchste getestete Menge

Tab. 5.4.6-2: Ökotoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, *Bacillus thuringiensis* Sporenpräparat und Bt-176 Mais.

	Deltamethrin (Decis)	<i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>kurstaki</i> (Dipel)	CryIA(b) (Bt-176-Mais) ⁴
Vögel	akute orale LD 50: Stockente: > 4640, Virginia Baumwachtel > 1.0000 mg/kg Körpergewicht ¹ 8 Tage LD 50: und Stockente und Virginia Baumwachtel > 1.0000 mg/kg Futter ¹	kein LD 50 angegeben: Hühner: in 63-Tage Fütterungsversuchen > 5,1 x 10 ⁷ Sporen/g Futter kein Effekt festzustellen ³	14 Tage LD 50: Virginia Baumwachtel: > 1,4 mg CryIA(b) /kg Gesamtprotein (> 2.000 mg Blattprotein)*
Bienen	LD 50 Kontakt: 51 ng/Biene, LD 50 oral: 79 ng/Biene ⁴ Bienengefährlich (BBA, 1997)	LD 50 oral: 0,1 mg/Biene ³ nicht bienengefährlich (BBA, 1997)	nicht bienengefährlich
weitere Insekten	klassifiziert als schädigend für Populationen relevanter Nutzorganismen (BBA, 1997) Deltamethrin ist z. B. sehr schädlich für <i>Typhodromus pyri</i> und toxisch für die parasitische Wespe <i>Encarsia formosa</i> , kein Effekt auf <i>Aparanteles plutellae</i> , giftig für Spinnen ²	Dipel 2X (64 g/kg B. t. var. <i>kurstaki</i>): schwach-schädigend für <i>Syrphus corollae</i> (Schwebfliege) Ausdrücklich keine Schädigung wird für folgende Insektenpopulationen angegeben: „Dipel“ (32 g/kg B. t. var. <i>kurstaki</i>) und „Dipel ES“ (32,2g/l B. t. var. <i>kurstaki</i>): <i>Typhlodromus pyri</i> (Raubmilbe), <i>Chrysoperla carnea</i> (Florfliege), <i>Trichogramma cacoeciae</i> (Erzwespe), <i>Phygadeuon trichops</i> (Schlupfwespe), <i>Coccycormimus turionellae</i> (Schlupfwespe) und <i>Pales pavidia</i> (Raupenfliege). „Dipel 2 X“: <i>C. carnea</i> , <i>T. cacoeciae</i> , <i>P. trichops</i> , <i>C. turionellae</i> , <i>P. pavidia</i> , <i>Amblyseius potentilla</i> , <i>A. finlandicus</i> (Raubmilben) (BBA, 1997)	Kein Effekt von Bt-Maispollen auf die Larvenentwicklung von <i>Coleomegilla maculata</i> (Lady beete) und Honigbienen. Im Begleitmonitoring wurde kein Effekt von Bt-Mais auf Nichtzielinsekten der Familien Coleoptera, Diptera, Lepidoptera und Hymenoptera festgestellt. In hoher Konzentration (LD 50 250 mg Blattprotein/kg Boden) toxisch für <i>Folsomia candida</i> (Springenschwanz). In Fütterungsversuchen toxisch für Florfliegenlarven.
Fische	LC 50 Lachs: 1,97 µg/l, Hummer, 1,4 ng/l ¹ klassifiziert als giftig für Fische und Fischnährtiere (BBA, 1997)	LC 50 Sandkühling (<i>Pomatoschistus minutus</i>): > 400 mg/l (Versuche mit dem Präparat „Thuricide“ durchgeführt ³)	EC 50 (48h) > 150 mg Pollen/L (> 5,87 µg CryIA(b)/g Pollen)*
Daphnien	EC 50 (48h) 0,1 µg/l ¹		> 500 mg Blattprotein/kg Bodensubstrat (> 0,35 mg CryIA(b) Protein/kg Bo-sub.)*
Regenwürmer			

1: PERKOW & PLOSS, 1994; 2: ECOTOXNET, 1998; TOMLIN, 1994; 4: alle Angaben aus CIBA-Antrag, 1994

*: höchste getestete Menge; EC 50: "effective concentration" die Konz., bei der 50 % der Versuchstiere in einem best. Zeitraums den geprüften Effekt zeigen.

5.4.6.2 Ökotoxikologische Auswirkungen von Deltamethrin, Bt-Sporenpräparaten und Bt-176-Mais

a) Auswirkungen auf Nichtzielorganismen

In Tabelle 5.4.6-2 sind die wichtigsten Ergebnisse der Auswirkungen der drei untersuchten Insektizide auf Nichtzielorganismen zusammengefaßt worden. Im Vergleich der Auswirkungen von B. t., Bt-176-Mais und Deltamethrin auf die Artenvielfalt von Insekten sind deutliche Unterschiede festzustellen: Das konventionelle B. t.-Sporenpräparat wirkt schwachschädigend auf eine Schwebfliegenart, andere schädigende Wirkungen wurden bisher nicht festgestellt. Im Fall von Bt-176-Mais konnten durch Laborversuche Hinweise auf die Schädigung von zwei Insektenarten gefunden werden, im Feldversuch waren bis auf Auswirkungen auf den Maiszünsler keine Veränderungen der natürlichen Insektenpopulationen festzustellen. Die chemische Behandlung mit Deltamethrin hingegen führt zu einem deutlichen Verlust der Artenvielfalt, da es viele Insekten, darunter auch Nützlinge, schädigt. Außerdem ist es auch toxisch für Bienen, was für B. t. und auch Bt-176-Mais nicht der Fall zu sein scheint. Um zu untersuchen, ob die Bt-176 Mais δ -Endotoxine Nichtzielorganismen schädigen können, wurden von NOVARTIS (1997) verschiedene Untersuchungen durchgeführt:

In den von NOVARTIS (1997) durchgeführten Fütterungsversuchen mit gereinigtem und angereichertem Bt-176 Mais Blattprotein oder Bt-176 Maispollen konnte nur in einem Fall ein Effekt auf ein untersuchtes Versuchstier und damit auch eine Wirkkreiserweiterung gefunden werden (s. u.). Kein Effekt ergab sich bei folgenden Versuchstieren: Vögel (Baumwachtel), Daphnien, Regenwürmer sowie die Larvenentwicklung von *Coleomegilla maculata* (Lady beetle) und Honigbienen (CIBA-ANTRAG, 1994). Das Bt-176-Mais δ -Endotoxin wirkt aber in hoher Konzentration (LD_{50} 250 mg Blattprotein/kg Boden) toxisch auf eine Springschwanzart (*Folsomia candida*). Die EPA (1995) nimmt allerdings an, daß diese durch Bt-176-Mais eingetragenen δ -Endotoxinmengen nicht ausreichen, um diese Toxinkonzentrationen im Boden anzureichern. Diese Entwarnung muß aber nach den von KOSKELLA & STOTZKY (1997) durchgeführten Studien zur Bt-Toxinstabilität in Frage gestellt werden. Untersucht werden sollten vor allen Dingen auch die langfristigen Konsequenzen der Mais-CryIA(b)-Toxin Exposition auf Springschwänze und andere Bodenbewohner, die unterhalb der lethalen Wirkung sind.

Neuere Untersuchungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt Zürich/Reckenholz (FAL) (HILBECK et al., 1998) weisen darauf hin, daß Bt-Mais auch eine Nützlingsart schädigen könnte: Florfliegenlarven starben nach der Verfütterung von Maiszünslern, die durch Bt-Mais vergiftet worden waren, ab. Besonders überraschend war, daß die Florfliegenlarven auch nach Fütterung des afrikanischen Baumwollwurms starben, wenn dieser zuvor Bt-Mais gefressen hatte, obwohl der Baumwollwurm durch das Bt-Toxin nicht vergiftet wird. Die Ergebnisse sind Hinweise darauf, daß nicht nur mit direkten Auswirkungen der Bt-Maispflanzen gerechnet werden muß, sondern auch mit Effekten, die einzelne Glieder der Nahrungskette überspringen. Solche Effekte konnten bisher in den von NOVARTIS durchgeführten Untersuchungen zu den Wirkungen von Bt-Mais auf Nichtziel-Insekten, darunter ein mehrjähriges Monitoring in Italien, nicht festgestellt werden. Es muß daher dringend aufgeklärt werden, ob die Ergebnisse der FAL-Untersuchung auf eine im Feld langsame und daher sehr spät sichtbare Schädigung durch Bt-Mais hinweisen.

b) Auswirkungen auf Bodenorganismen

Pyrethroide üben auf die Mikroorganismen im Boden einen deutlichen Einfluß aus, vor allem auf Bodenpilze, Blau- und Grünalgen (die Hauptmetaboliten der Pyrethroide sind dabei sehr viel toxischer als die Ausgangsstoffe selber). Die Abbaubarkeit von Deltamethrin im Boden schwankt: durchschnittlich soll die Halbwertszeit im Boden 10 bis 30 Tage betragen. Unter Laborbedingungen sind infolge gebundener Rückstände aber nach 40 Monaten noch 15 % der applizierten Menge nachweisbar (TOMLIN, 1994). Die Abbauzeiten sind auch vom Bodentyp abhängig. In organischen Böden finden sich nach 8 Wochen noch 52 % in mineralischen und

72 % der applizierten Ausgangsmenge wieder. Die Abbauprozente können jedoch auch, abhängig von der Formulierung der Pflanzenschutzmittel, noch sehr viel länger sein (JÄGER-MISCHKE & WOLLNY, 1988).

B. t.-Toxine können sich an Tonminerale und bestimmte Bodenfraktionen (humic substances) binden und werden dadurch vor mikrobiellem Abbau geschützt. Dies führt zu einer erhöhten Persistenz und einer gewissen Akkumulation dieser Toxine im Boden. Gleichzeitig konnte gezeigt werden, daß die Toxizität dieser Toxine auch bei der Bindung bestehen bleibt und unter Umständen sogar erhöht wird (TAPP & Stotzky, 1995; KOSKELLA & Stotzky, 1997). Gereinigte Toxine aus *B. thuringiensis* subsp. *kurstaki* blieben z. B. im Biosassay über den gesamten Untersuchungszeitraum von 7,5 Monaten aktiv. Gereinigtes B. t.-Toxin und rekombinantes CryIA(b) aus transgenen Baumwollpflanzen bleiben laut Ergebnissen von Immunabsorptionsmessungen über 140 Tage stabil (dann wurde der Versuch abgebrochen; PALM et al., 1996).

B. t.-Toxine, die von Mikroorganismen oder Bt-transgenen Pflanzen wie Bt-176 Mais gebildet werden, können damit lokal in einzelnen Bodenkompartmenten angereichert werden, wenn mehr Toxine gebildet werden, als durch Schädlinge verzehrt, durch UV-Licht inaktiviert und durch Mikroorganismen abgebaut werden können. Die Wahrscheinlichkeit der Anreicherung ist für transgene Pflanzen höher, weil bei der Ausbringung der B. t.-Sporenpräparate ein Großteil der Toxine durch UV-Licht inaktiviert werden. Größere Toxinmengen können bei Bt-176 Mais in den Boden gelangen, wenn die Ernterückstände in den Boden eingearbeitet werden. Im Unterschied zu den durch B. t.-Spritzpräparaten in den Boden gelangten B. t.-Protoxinen wird im Fall von Bt-176 Mais ein stark verkürztes, weitgehend aktiviertes CryIA(b)-Toxin an die Bodenpartikel gebunden. Da über die natürliche Funktion von B. t. im Boden wenig bekannt ist und man auch über die anderen Mikroorganismen im Boden wenig weiß, ist eine Vorhersage der ökologischen Auswirkungen schwierig. Die Möglichkeiten, Veränderungen der Bodenmikroflora- und fauna zu erfassen sind bisher sehr begrenzt.²⁵ Vergleichende Untersuchungen zum Wirkungsspektrum von kristallinen Bt-Protoxinen, gelösten Protoxinen und gelösten, teilaktivierten Bt-Toxinen aus transgenen Pflanzen in Böden fehlen bisher.

In diesem Zusammenhang ist auch noch zu erwähnen, daß nicht nur durch das Bt-Toxin selber, sondern auch Nebenwirkungen der Klonierung und damit verbundene unvorhersehbare Änderungen des pflanzlichen Stoffwechsels Folgen für das Bodenleben haben können. Neuere Arbeiten bestätigen diese Annahme: Sie zeigen, daß Bt-Baumwollblätter die Zusammensetzung von Bodenmikroorganismenpopulationen verändern kann. Der Effekt konnte nicht auf das δ -Endotoxin selbst, sondern auf eine Nebenwirkung der gentechnischen Veränderung zurückgeführt werden (DONEGAN et al., 1995).

5.4.7 Human- und Ökotoxikologie der Schwermetalle

Schwermetalle gelangen vor allem über die Düngemittel in landwirtschaftlich genutzte Böden, daneben auch durch atmosphärische Deposition (Niederschläge und trockene Deposition). Da diese zweite Art der Kontamination für alle betrachteten Szenarien gleich und außerdem stark standortabhängig ist (Nähe von industriellen Emittenten, Straßen etc.), wird hier nur die Düngung betrachtet. Die quantitativen Daten der Sachbilanz zeigen, daß der Luftpfad praktisch nur bei Blei ins Gewicht fällt.

Die in der Sachbilanz, Abschnitt 4.4.5 behandelten Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink stellen bereits eine unter humantoxikologischen Aspekten getroffene Vorauswahl dar. Quecksilber wurde mangels Daten für die Wirtschaftsdünger trotz seiner bekannten Toxizität nicht in die Sachbilanz aufgenommen.

²⁵ Nach Schätzungen von Experten sind bisher weniger als 5 % der Mikroorganismen des Bodens bekannt.

Die Schwermetalle unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Toxizität, Mobilität im System Boden/Pflanze und Verteilung innerhalb der Pflanze. Als grobe (relative) Skala für die Humantoxizität können die Trinkwassergrenzwerte herangezogen werden (Werte in mg/l nach Trinkwasserverordnung BRD vom 1.1.1991, novelliert nach Maßgabe der Richtlinie 80/778/EWG):

Blei (Pb).....	0,04 mg/l
Cadmium (Cd)	0,005 mg/l
Chrom (Cr)	0,05 mg/l
Kupfer (Cu) *	3 mg/l
Nickel (Ni)	0,05 mg/l
Quecksilber (Hg)	0,001 mg/l
Zink (Zn) *	5 mg/l

* Richtwerte

Für den Körnermais, der primär als Tierfutter verwendet wird, kann der Mensch am Ende der Nahrungskette tangiert sein. Voraussetzung ist allerdings, daß die Schwermetalle aus dem Boden aufgenommen werden und innerhalb der Pflanze in die Maiskolben bzw. in die Maiskörner gelangen können. Diese Fähigkeit ist in den betrachteten Schwermetallen unterschiedlich stark ausgeprägt.

Die Aufnahmefähigkeit ist nach GRUEN et al. (1994) für Cr, Hg und Pb durch deren relativ feste Bindung an Bodenbestandteile beschränkt (Transferkoeffizienten Boden-Pflanze 0,01-0,1). Ni und Cu liegen in einem mittleren Bereich (0,1-1), Zn und Cd werden von vielen Pflanzen leicht aufgenommen (bis 10). Die Autoren weisen ausdrücklich darauf hin, daß die tatsächliche Aufnahme von zahlreichen Faktoren abhängt, wie Bodenart und pH-Wert. Die durch das Konzentrationsverhältnis Pflanze/Boden definierten Transferkoeffizienten geben also nur einen generellen Trend wieder.

Die Barriere zwischen vegetativen und generativen Teilen der Pflanze, die für den Übergang in den Samen (hier: Maiskörner) entscheidend ist, besteht nach GRÜN et al. (1994) besonders für Pb, Hg und Cd. Daraus kann abgeleitet werden, daß für Hg und Pb eine doppelte Barriere besteht: für die Aufnahme durch die Wurzeln und für den Transfer in die Maiskörner. Ni weist keine vegetativ/generative Barriere, Cu und Zn eine wenig ausgeprägte.

Der gesamte Weg Boden – Pflanze (vegetativ) – Samen (hier: Maiskörner), ist nach diesen Informationen nur für die relativ weniger toxischen Elemente Zn und Cu barrierefrei; Hg und Pb haben eine doppelte Barriere zu überwinden. Hohe Toxizität und Mobilität (wenn auch bei Cd eingeschränkt durch die vegetativ/generativ-Barriere) haben demnach nur Ni und Cd. Aus der Sachbilanz geht hervor, daß für alle Szenarien mit Ausnahme von KM-Sz.8 (Bio-landbau) ca. 130-150 mg Cd pro funktioneller Einheit (1.000 kg Körnermais) – zu etwa 90 % aus dem Dünger – anfallen. Bei vollständigem Transfer in die Körner, was wegen der o. g. Barriere unwahrscheinlich ist, ergibt sich eine obere Grenze für eine potentielle Kontamination des Produkts von 0,15 ppm Cd. Im Szenario Biolandbau liegt die maximal zur Verfügung stehende Menge Cd dreimal so hoch, was auf den hohen Anteil Wirtschaftsdünger zurückzuführen ist, für den keine speziellen Daten zur Verfügung stehen; es wurden vielmehr die gleichen Daten wie für den konventionellen Landbau herangezogen.

Für Nickel ergibt sich dasselbe Muster, nur liegen die absoluten Werte rund 15mal höher. Dies ergibt eine maximale Kontamination von rund 2 ppm (GVO und konventionell), die in diesem Fall jedoch wegen der schwächer ausgeprägten Barriere vegetativ/generativ realistischer als im Falle des Cd ist. Da die Körner jedoch nur einen Bruchteil der Gesamtmasse der Pflanze ausmachen, ist auch diese Schätzung nur als Obergrenze zu betrachten.

5.5 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Winterraps: quantitative Wirkungskategorien

5.5.1 Globale und regionale Wirkungskategorien

In den Tabellen 5.5.1-1 bis 5.5.1-9 sind für die vier Winterraps-Szenarien die quantitativ behandelten Wirkungskategorien

- Kumulierter Energieaufwand (KEA)
- Ressourcenverbrauch (RES)
- Treibhauseffekt (GWP)
- Versauerungspotential (AP)
- Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT)
- Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA)
- Humantoxizitätspotential (HTP) (erste Allokation der Schwermetalle aus Wirtschaftsdünger)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) (")
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) (")

dargestellt und den Herkunftsbereichen

- Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch (incl. Vorketten)
- Vorkette Düngemittel
- Vorkette Pestizide
- Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz
- Verarbeitung (Transport und Ölmühle)

zugeordnet.

Die Abbildungen 5.5.1-1 bis 5.5.1-18 zeigen die Ergebnisse in diesen Wirkungskategorien in Säulendiagrammen nur für Anbau und Vorketten ohne den Verarbeitungsschritt, der ja für alle vier Winterraps-Szenarien gleich angenommen wurde. Für die Wirkungskategorien KEA, RES, GWP, AP, NPT und NPA sind jeweils in der oberen Abbildung die Ergebnisse bezogen auf einen Hektar Anbaufläche, in der unteren bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl dargestellt. Die Allokation der Schwermetallemissionen in den Boden aus den Wirtschaftsdüngern hat auf die Ergebnisse in diesen Wirkungskategorien keinen Einfluß. Für die Wirkungskategorien HTP, AEP und TEP sind in der oberen Abbildung die Ergebnisse für die erste Allokation der Schwermetalle aus Wirtschaftsdüngern dargestellt, in der unteren für die zweite Allokation, in beiden Fällen bezogen auf die funktionelle Einheit.

In allen quantitativ behandelten Wirkungskategorien sind kaum Unterschiede zwischen dem konventionellen (WR-Sz. 1) und den GVO-Szenarien (WR-Sz. 2 und 3) festzustellen, wobei die Belastungen im Szenario 3 mit zweifacher Ausbringung von BASTA geringfügig erhöht sind.

In den Kategorien Kumulierter Energieaufwand und Ressourcenverbrauch liegen die Belastungsschwerpunkte in den Bereichen Vorkette der Mineraldünger und Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch incl. der Vorketten. Die Vorkette Pestizide liefert nur einen geringen Beitrag. Durch den Wegfall der Vorketten Mineraldünger und Pestizide sind die Belastungen für das Bio-Szenario (WR-Sz. 4) in den Kategorien Kumulierter Energieaufwand und Ressourcenverbrauch deutlich geringer. Der für alle Szenarien gleich angenommene Verarbeitungsschritt (nur in der Tabelle, nicht in den Abbildungen dargestellt) trägt mit 12-25 % zur Gesamtbelastung bei, was in erster Linie durch den angenommenen Transport der Rapskörner zur Weiterverarbeitung in der Ölmühle verursacht wird.

In den Kategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung überwiegt der Anteil der direkten Emissionen, die hauptsächlich durch die Stickstoffdüngung verursacht werden. In allen

diesen Kategorien ist ein deutlicher Vorteil des Bio-Szenarios zu verzeichnen, der auch durch den niedrigeren Ertrag im Bioanbau nicht aufgehoben wird. Dieser Vorteil ist vor allem durch das niedrigere Düngungsniveau bedingt.

Auch in den Wirkungskategorien Humantoxizität, aquatische und terrestrische Ökotoxizität sind die direkten Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz, vor allem die Schwermetalle aus den Düngemitteln, ergebnisbestimmend. Die Pestizid-Emissionen tragen nur bei der terrestrischen Ökotoxizität wesentlich zum Ergebnis bei. Der Vergleich zwischen der ersten und zweiten Allokation zeigt, daß die hohen Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger die Ergebnisse im Bio-Szenario dominieren. Dadurch weist das Bio-Szenario in der ersten Allokation die höchsten Belastungen, in der zweiten Allokation die geringsten Belastungen auf. Bei den übrigen Szenarien sind in der zweiten Allokation für die Humantoxizität die Schwermetallgehalte der Mineraldünger ergebnisbestimmend. Zur aquatischen Ökotoxizität tragen auch Emissionen in das Wasser bei, und zwar vor allem Quecksilber, Cadmium und Phosphat aus den Vorketten der Mineraldünger. Der hohe Beitrag der Pestizide zur terrestrischen Ökotoxizität ist fast ausschließlich auf die Lindan-Emissionen (hoher Wichtungsfaktor) zurückzuführen.

Tab. 5.5.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

KEA [MJ]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,91E+03	41	6,91E+03	42	7,02E+03	41	6,47E+03	100
Vorkette Düngemittel	9,19E+03	55	9,19E+03	56	9,19E+03	54	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	5,62E+02	3	4,18E+02	3	7,36E+02	4	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	1,67E+04	100	1,65E+04	100	1,69E+04	100	6,47E+03	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	7,03E+03	35	7,03E+03	35	7,15E+03	35	9,68E+03	75
Vorkette Düngemittel	9,35E+03	46	9,35E+03	47	9,35E+03	46	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	5,72E+02	3	4,25E+02	2	7,49E+02	4	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	1,70E+04	84	1,68E+04	84	1,72E+04	84	9,68E+03	75
Verarbeitung	3,27E+03	16	3,27E+03	16	3,27E+03	16	3,27E+03	25
Summe Anbau und Verarbeitung	2,02E+04	100	2,01E+04	100	2,05E+04	100	1,29E+04	100

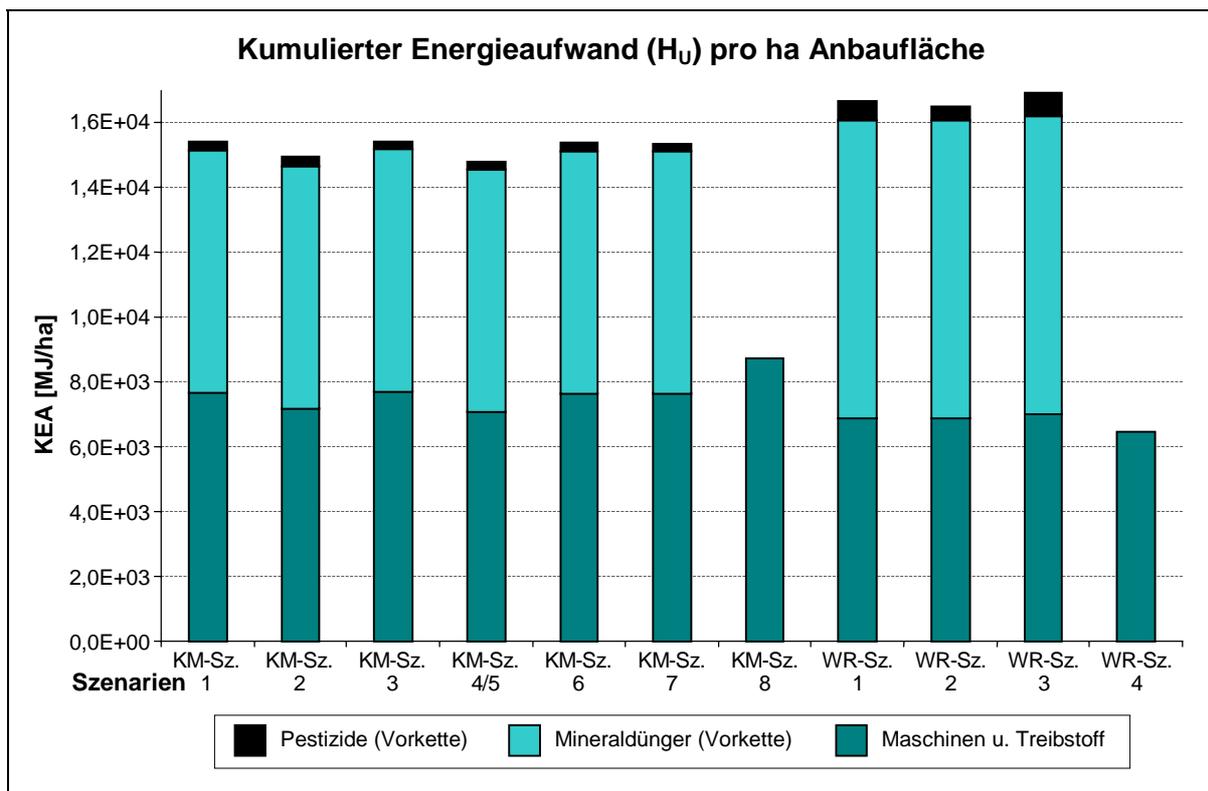


Abb. 5.5.1-1: Kumulierter Energieaufwand (KEA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

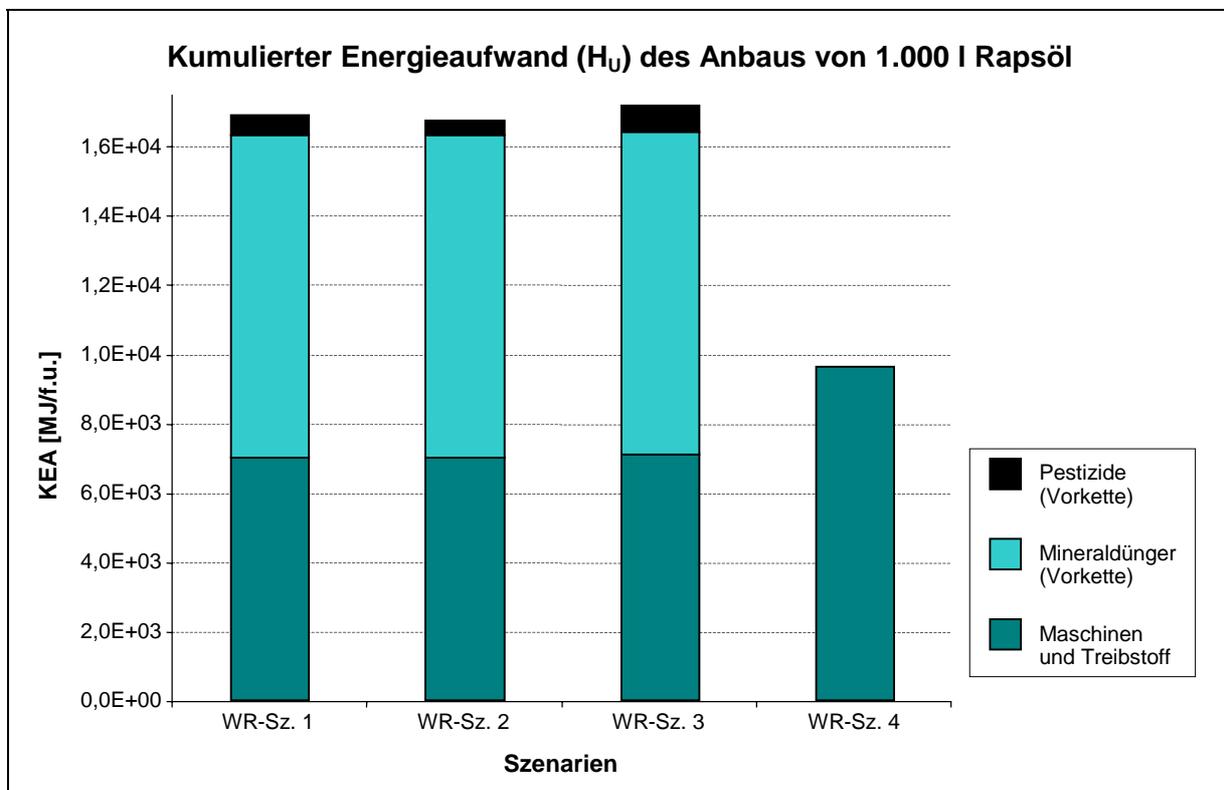


Abb. 5.5.1-2: Kumulierter Energieaufwand (KEA) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-2: Ressourcenverbrauch (RES) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

RES [kg Rohöl-Äquivalente]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,61E+02	48	1,61E+02	49	1,64E+02	48	1,50E+02	100
Vorkette Düngemittel	1,61E+02	48	1,61E+02	49	1,61E+02	48	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,06E+01	3	7,37E+00	2	1,29E+01	4	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	3,33E+02	100	3,30E+02	100	3,38E+02	100	1,50E+02	100
	WR-Sz. 1	%	WR-Sz. 2	%	WR-Sz. 3	%	WR-Sz. 4	%
	/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,64E+02	43	1,64E+02	43	1,66E+02	43	2,25E+02	83
Vorkette Düngemittel	1,64E+02	43	1,64E+02	43	1,64E+02	42	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,08E+01	3	7,50E+00	2	1,31E+01	3	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Summe Anbau	3,39E+02	88	3,36E+02	88	3,44E+02	88	2,25E+02	83
Verarbeitung	4,62E+01	12	4,62E+01	12	4,62E+01	12	4,62E+01	17
Summe Anbau und Verarbeitung	3,85E+02	100	3,82E+02	100	3,90E+02	100	2,71E+02	100

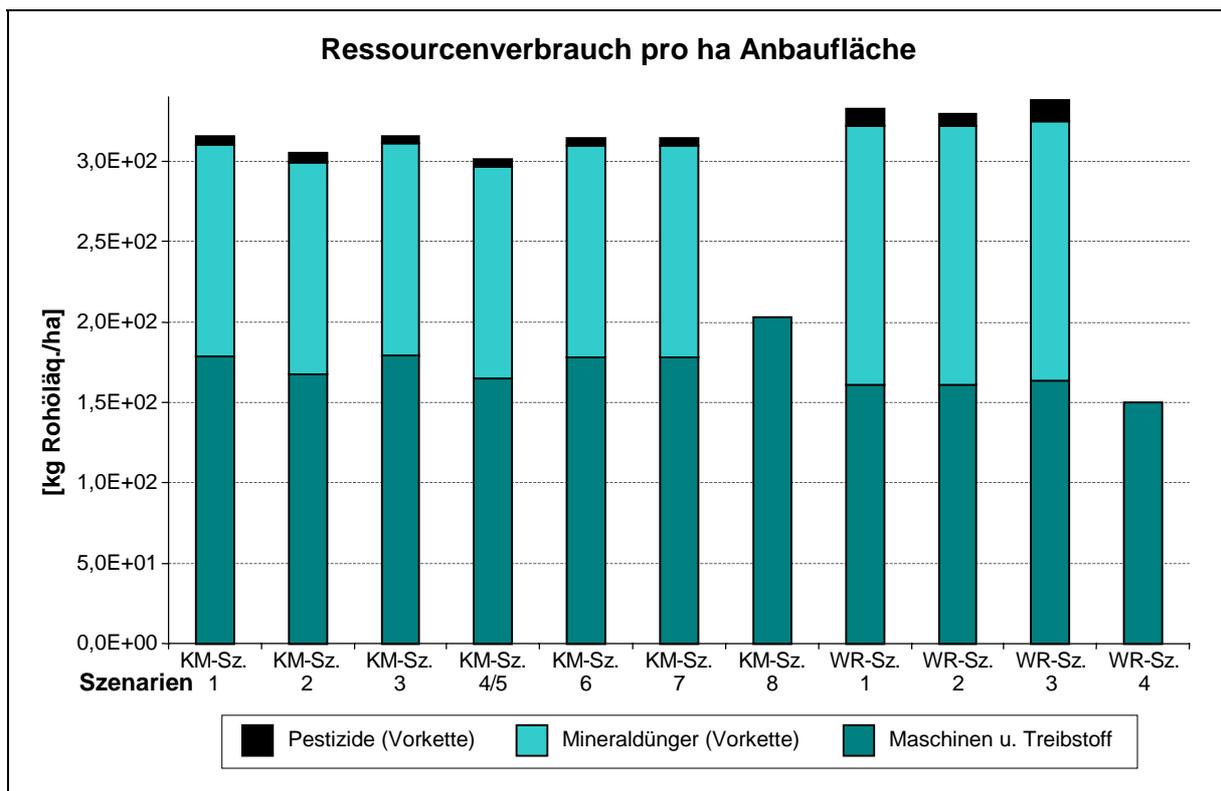


Abb. 5.5.1-3: Ressourcenverbrauch (RES) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

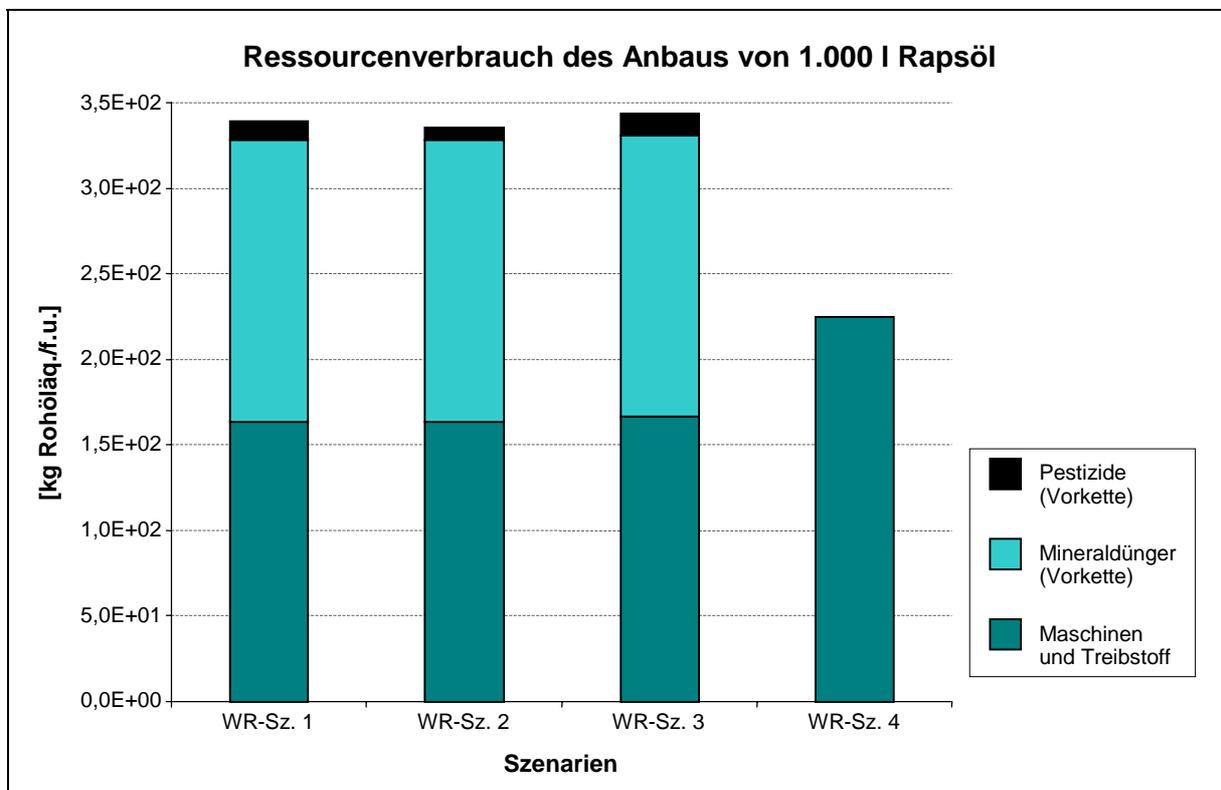


Abb. 5.5.1-4: Ressourcenverbrauch (RES) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-3: Treibhauseffekt (GWP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

GWP [kg CO ₂]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,32E+02	22	5,32E+02	22	5,41E+02	22	5,08E+02	32
Vorkette Düngemittel	5,01E+02	21	5,01E+02	21	5,01E+02	20	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,16E+01	1	1,72E+01	1	3,07E+01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,39E+03	56	1,41E+03	57	1,42E+03	57	1,10E+03	68
Summe Anbau	2,45E+03	100	2,46E+03	100	2,49E+03	100	1,61E+03	100
	WR-Sz. 1	%	WR-Sz. 2	%	WR-Sz. 3	%	WR-Sz. 4	%
	/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	5,42E+02	21	5,42E+02	20	5,51E+02	21	7,60E+02	29
Vorkette Düngemittel	5,10E+02	19	5,10E+02	19	5,10E+02	19	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,20E+01	1	1,75E+01	1	3,13E+01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,42E+03	53	1,43E+03	53	1,44E+03	53	1,65E+03	64
Summe Anbau	2,49E+03	93	2,50E+03	93	2,53E+03	93	2,41E+03	93
Verarbeitung	1,77E+02	7	1,77E+02	7	1,77E+02	7	1,77E+02	7
Summe Anbau und Verarbeitung	2,67E+03	100	2,68E+03	100	2,71E+03	100	2,58E+03	100

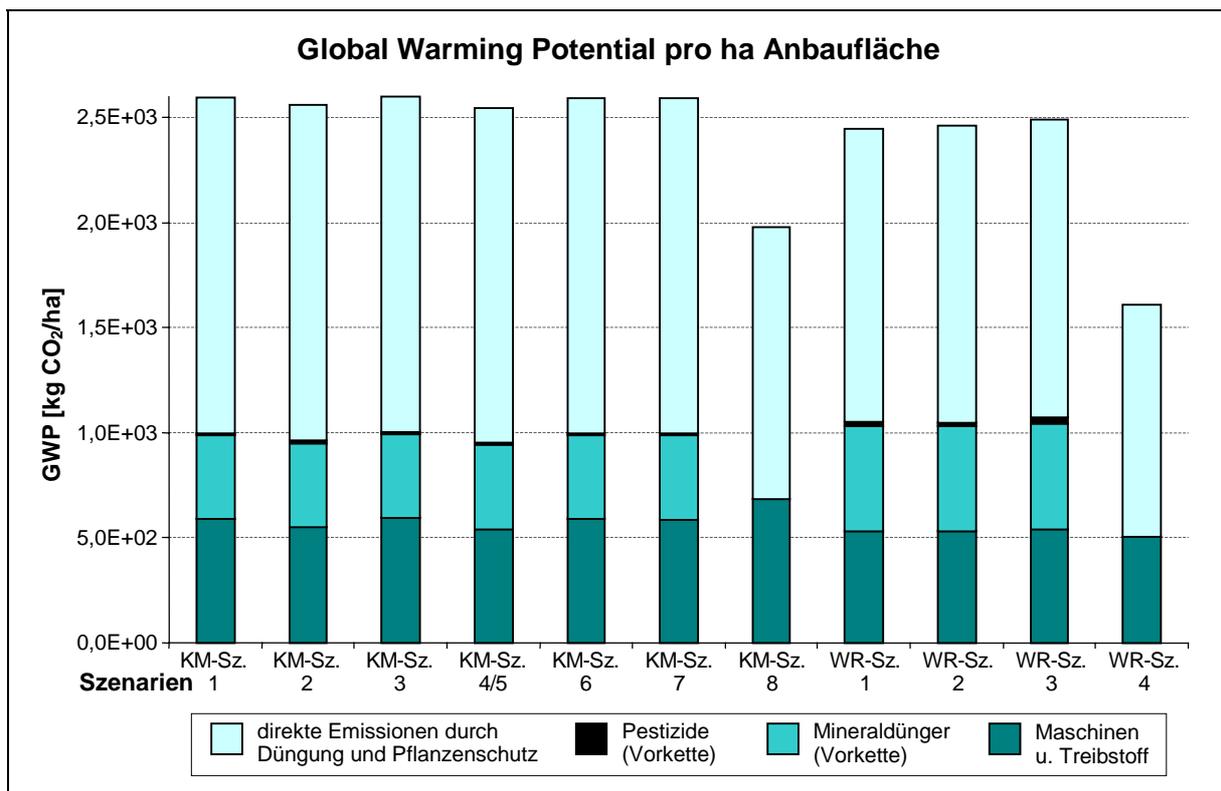


Abb. 5.5.1-5: Treibhauseffekt (GWP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

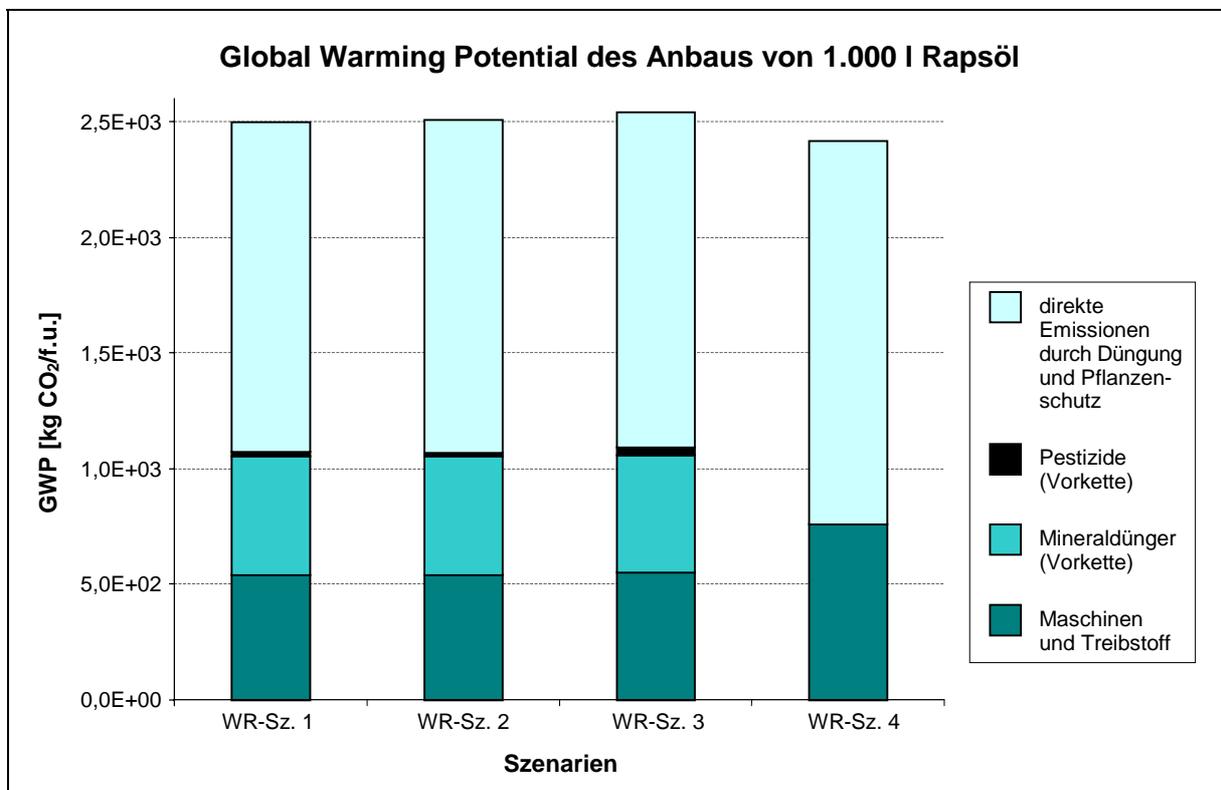


Abb. 5.5.1-6: Treibhauseffekt (GWP) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-4: Versauerungspotential (AP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

AP [kg SO ₂]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,08E+00	9	4,08E+00	9	4,15E+00	9	4,00E+00	36
Vorkette Düngemittel	4,83E+00	11	4,83E+00	11	4,83E+00	11	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,30E-01	0	1,61E-01	0	2,85E-01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	3,55E+01	83	3,56E+01	80	3,60E+01	80	7,13E+00	64
Summe Anbau	4,46E+01	100	4,47E+01	100	4,52E+01	100	1,11E+01	100
	WR-Sz. 1	%	WR-Sz. 2	%	WR-Sz. 3	%	WR-Sz. 4	%
	/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l		/1.000 l	
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	4,16E+00	9	4,16E+00	9	4,23E+00	9	5,97E+00	33
Vorkette Düngemittel	4,92E+00	11	4,92E+00	11	4,92E+00	10	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	2,34E-01	0	1,64E-01	0	2,90E-01	1	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	3,61E+01	77	3,63E+01	77	3,66E+01	77	1,07E+01	59
Summe Anbau	4,54E+01	97	4,55E+01	97	4,60E+01	97	1,66E+01	92
Verarbeitung	1,39E+00	3	1,39E+00	3	1,39E+00	3	1,39E+00	8
Summe Anbau und Verarbeitung	4,68E+01	100	4,69E+01	100	4,74E+01	100	1,80E+01	100

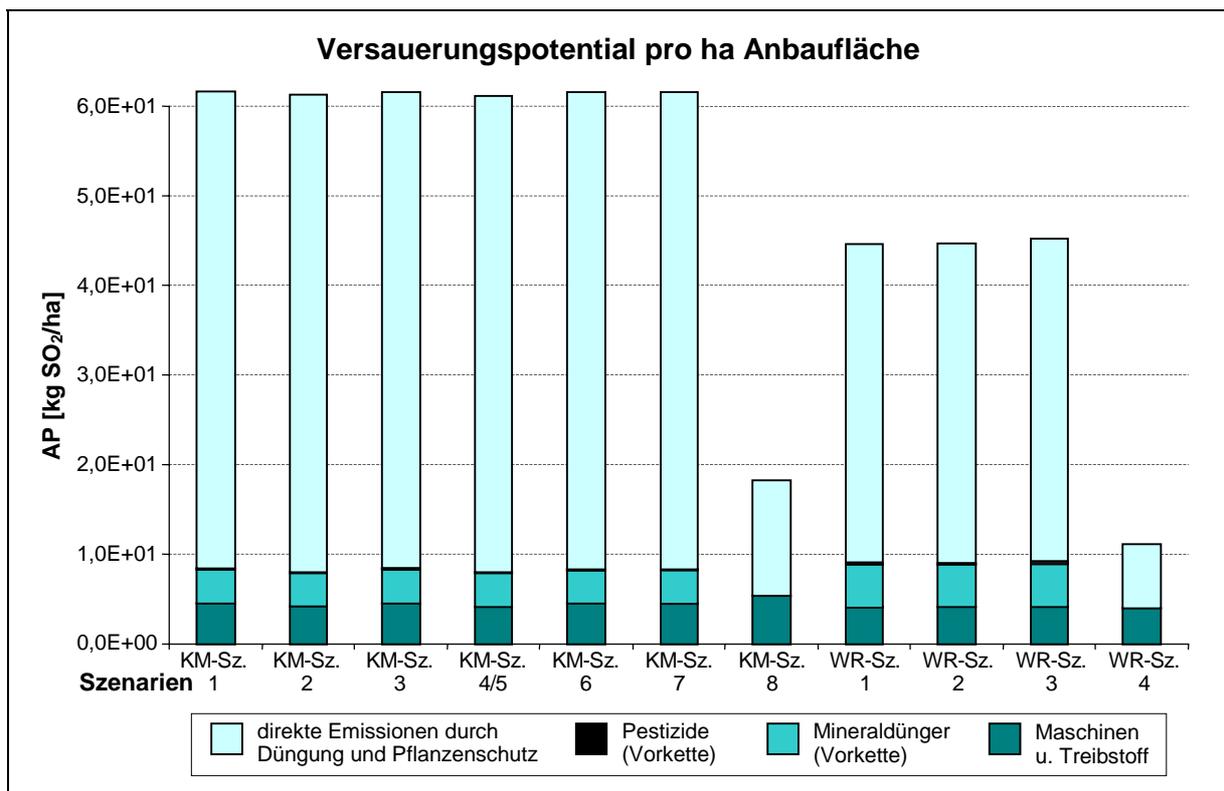


Abb. 5.5.1-7: Versauerungspotential (AP) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

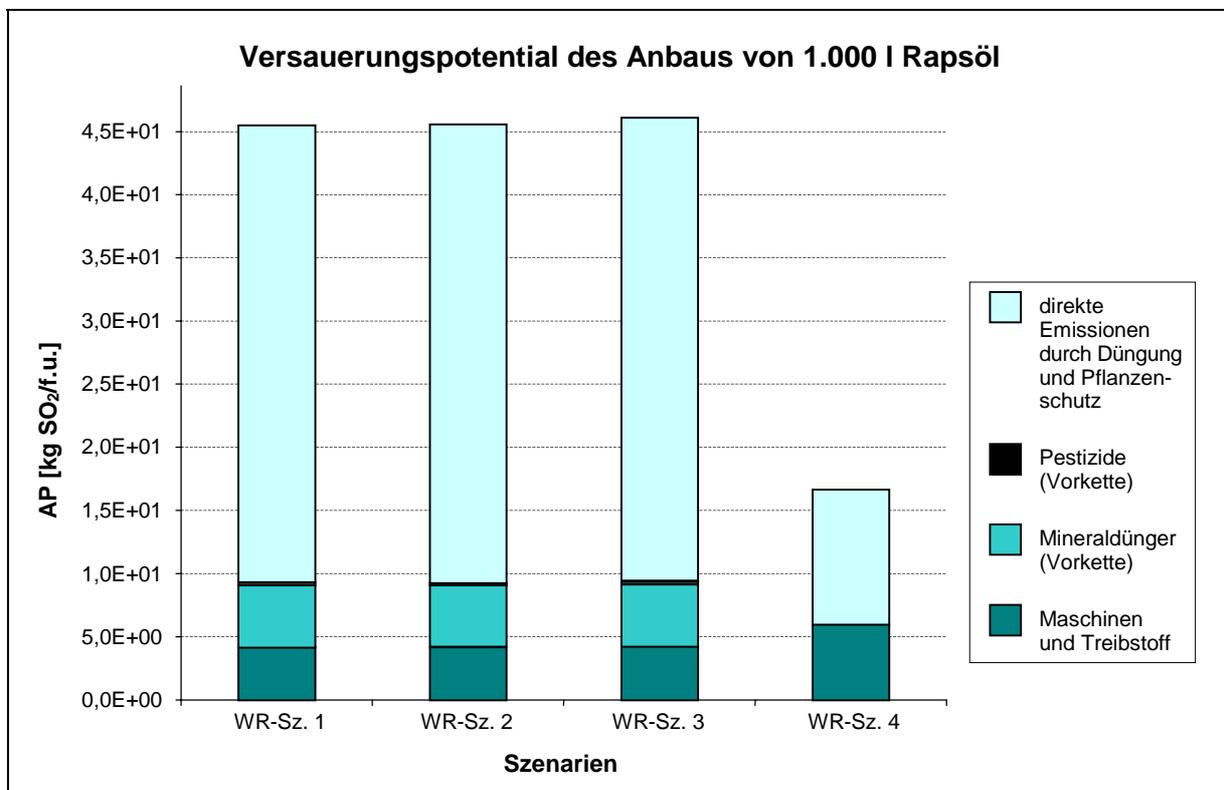


Abb. 5.5.1-8: Versauerungspotential (AP) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-5: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

NPT [kg NO ₃]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,17E+00	8	6,17E+00	8	6,27E+00	8	6,17E+00	31
Vorkette Düngemittel	4,86E+00	6	4,86E+00	6	4,86E+00	6	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,60E-02	0	4,81E-02	0	8,43E-02	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	6,88E+01	86	6,90E+01	86	6,97E+01	86	1,38E+01	69
Summe Anbau	7,99E+01	100	8,01E+02	100	8,09E+02	100	2,00E+01	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,28E+00	8	6,28E+00	8	6,38E+00	8	9,22E+00	30
Vorkette Düngemittel	4,95E+00	6	4,95E+00	6	4,95E+00	6	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,72E-02	0	4,90E-02	0	8,58E-02	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	7,00E+01	85	7,03E+01	85	7,09E+01	85	2,06E+01	66
Summe Anbau	8,13E+01	98	8,15E+01	98	8,23E+01	98	2,98E+01	96
Verarbeitung	1,29E+00	2	1,29E+00	2	1,29E+00	2	1,29E+00	4
Summe Anbau und Verarbeitung	8,26E+01	100	8,28E+01	100	8,36E+01	100	3,11E+01	100

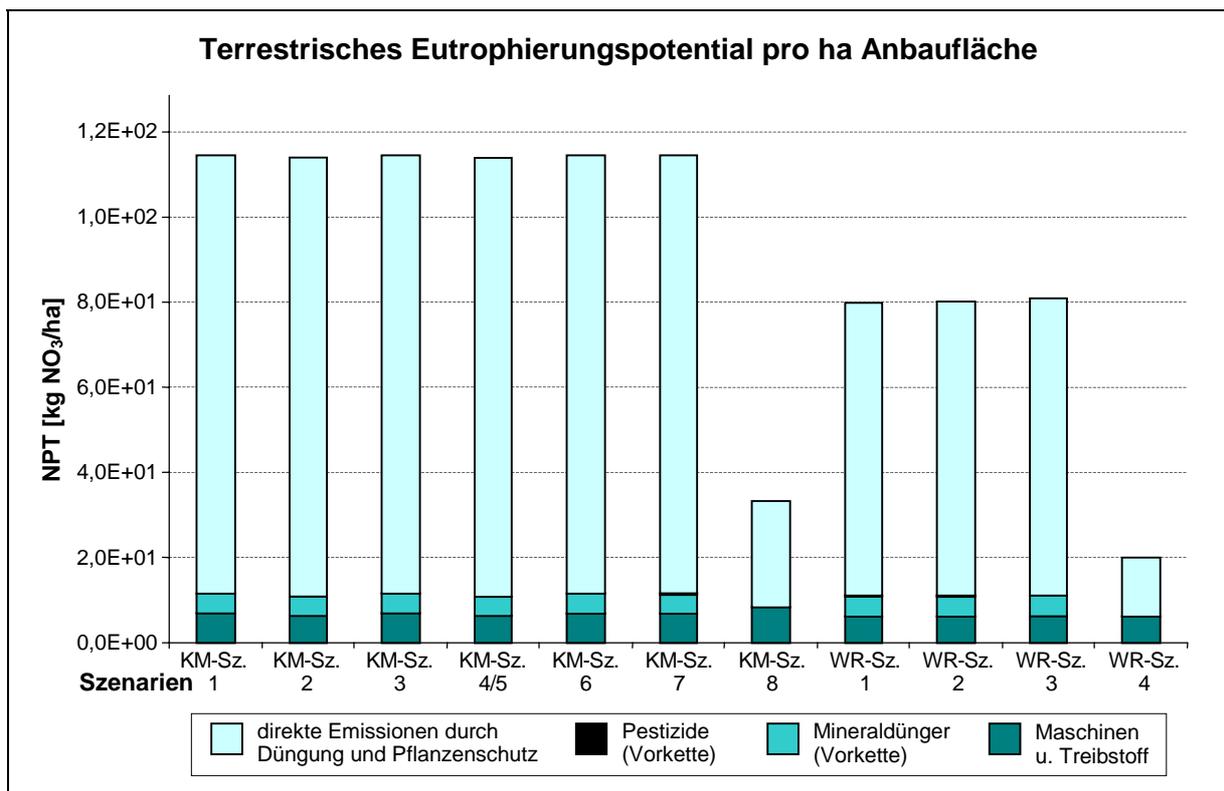


Abb. 5.5.1-9: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

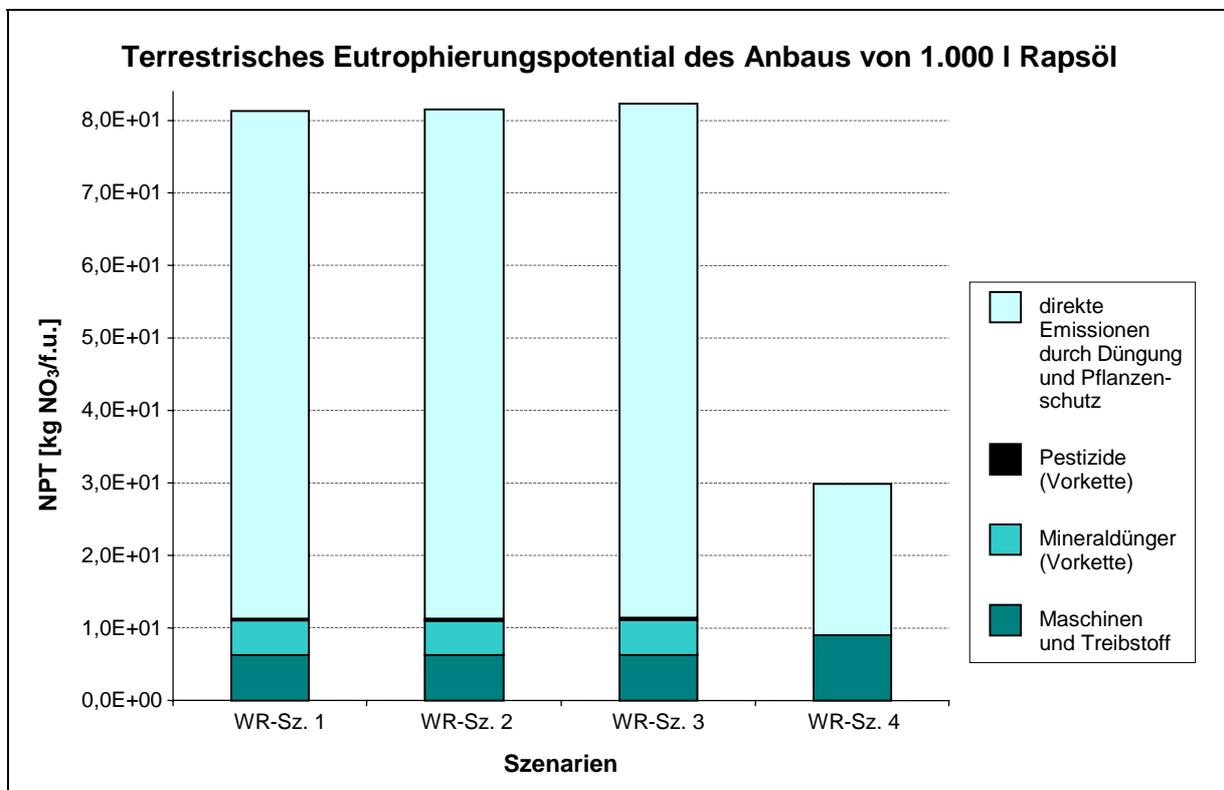


Abb. 5.5.1-10: Terrestrisches Eutrophierungspotential (NPT) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-6: *Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).*

NPA [kg PO ₄]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,18E-01	4	6,18E-01	4	6,28E-01	4	6,16E-01	9
Vorkette Düngemittel	2,67E+00	16	2,67E+00	15	2,67E+00	15	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	7,16E-03	0	5,22E-03	0	9,15E-03	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,35E+01	80	1,38E+01	81	1,41E+01	81	6,14E+00	91
Summe Anbau	1,68E+01	100	1,38E+01	100	1,74E+01	100	6,76E+00	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	6,29E-01	4	6,29E-01	4	6,39E-01	4	9,22E-01	9
Vorkette Düngemittel	2,71E+00	16	2,71E+00	15	2,71E+00	15	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	7,29E-03	0	5,31E-03	0	9,31E-03	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,38E+01	80	1,40E+01	80	1,44E+01	80	9,18E+00	90
Summe Anbau	1,71E+01	99	1,74E+01	99	1,77E+01	99	1,01E+01	99
Verarbeitung	1,30E-01	1	1,30E-01	1	1,30E-01	1	1,30E-01	1
Summe Anbau und Verarbeitung	1,72E+01	100	1,75E+01	100	1,79E+01	100	1,02E+01	100

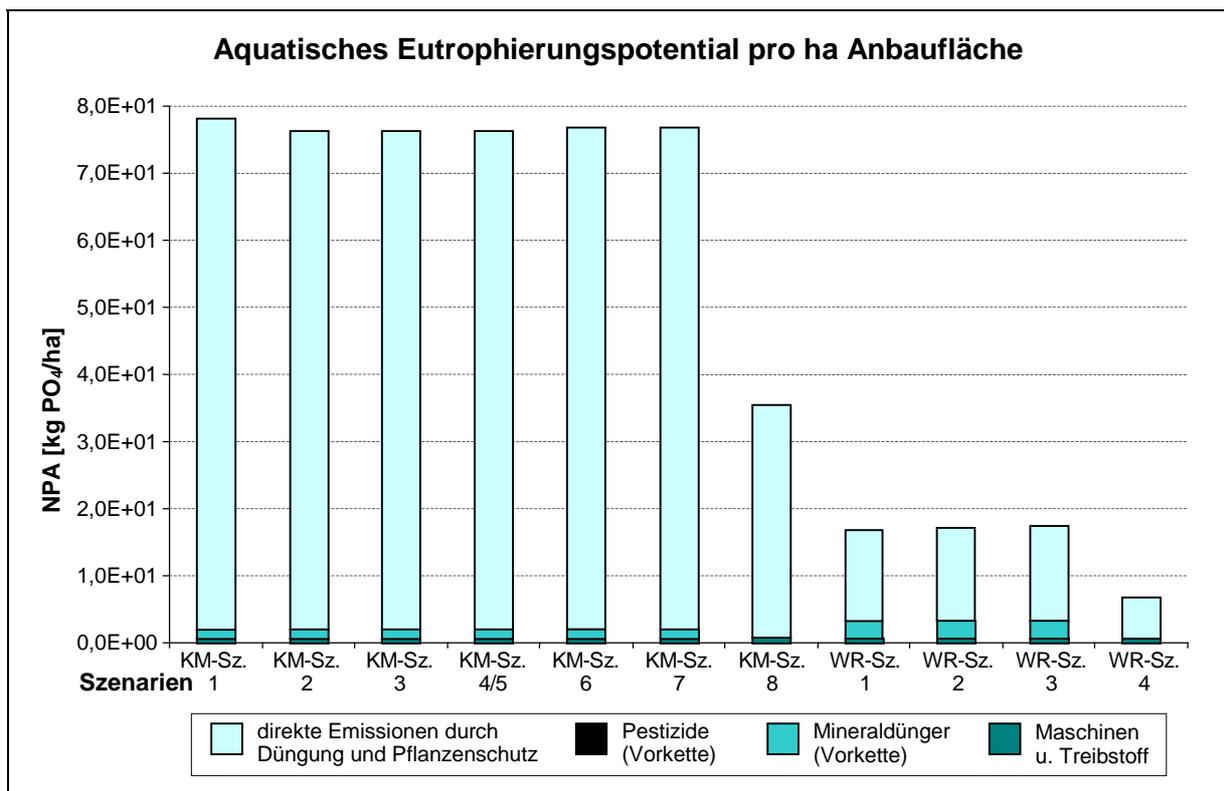


Abb. 5.5.1-11: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) durch den Anbau incl. Vorketten für die acht Körnermais- und die vier Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche.

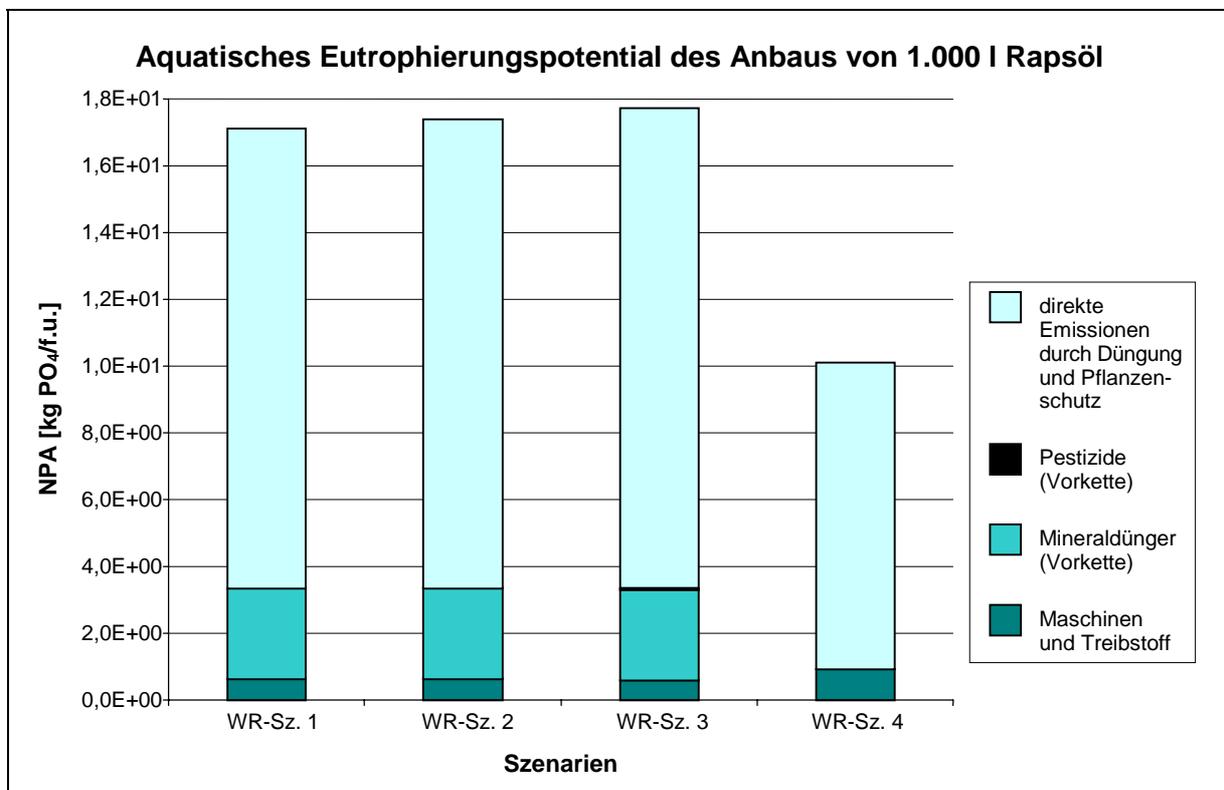


Abb. 5.5.1-12: Aquatisches Eutrophierungspotential (NPA) für den Rapsanbau incl. Vorketten, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.1-7: Humantoxizitätspotential (HTP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

HTP _{a+w+f} [kg Pb]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	3,60E+01	2	3,60E+01	2	3,66E+01	2	3,59E+01	2
Vorkette Düngemittel	1,66E+00	0	1,66E+00	0	1,66E+00	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,94E-01	0	1,37E-01	0	2,44E-01	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,00E+03	98	2,00E+03	98	2,00E+03	98	2,20E+03	98
Summe Anbau	2,04E+03	100	2,04E+03	100	2,04E+03	100	2,24E+03	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	3,66E+01	2	3,66E+01	2	3,72E+01	2	5,36E+01	2
Vorkette Düngemittel	1,69E+00	0	1,69E+00	0	1,69E+00	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	1,97E-01	0	1,40E-01	0	2,48E-01	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	2,04E+03	98	2,04E+03	98	2,04E+03	98	3,29E+03	98
Summe Anbau	2,08E+03	100	2,07E+03	100	2,08E+03	100	3,34E+03	100
Verarbeitung	1,58E+00	0	1,58E+00	0	1,58E+00	0	1,58E+00	0
Summe Anbau und Verarbeitung	2,08E+03	100	2,08E+03	100	2,08E+03	100	3,34E+03	100

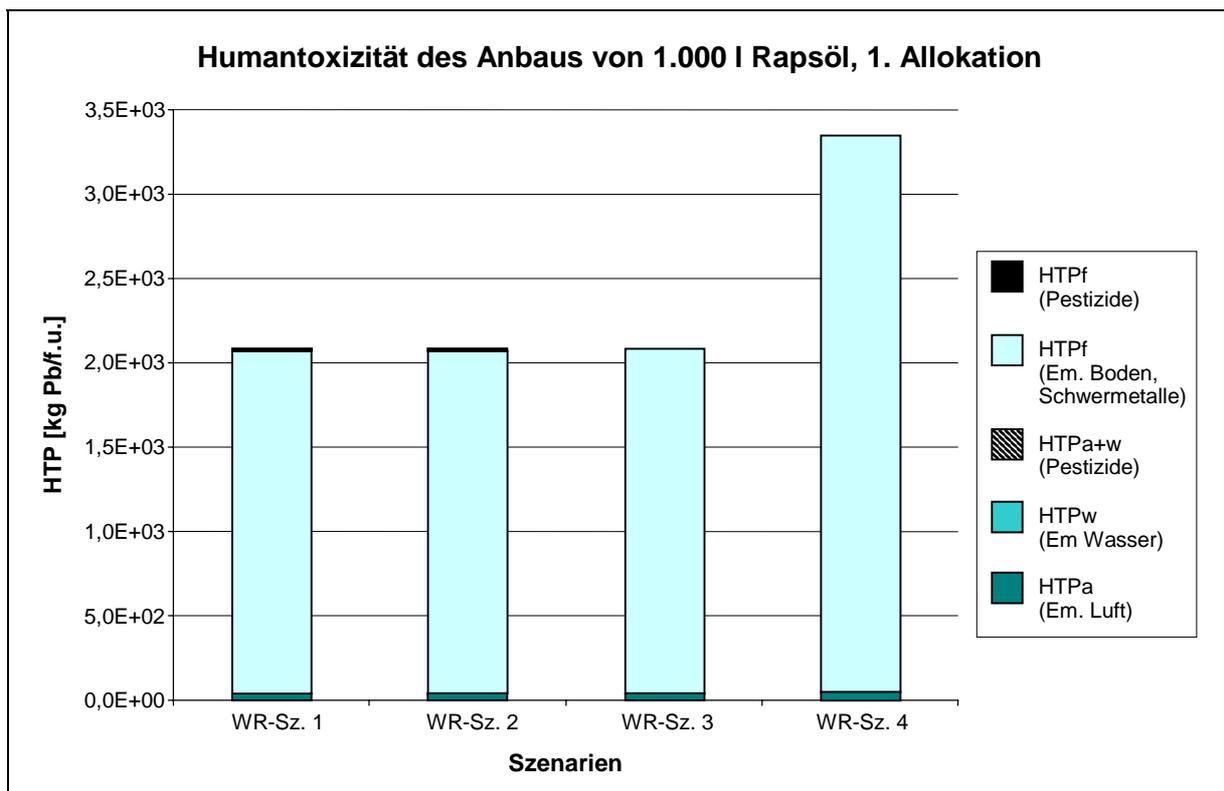


Abb. 5.5.1-13: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.

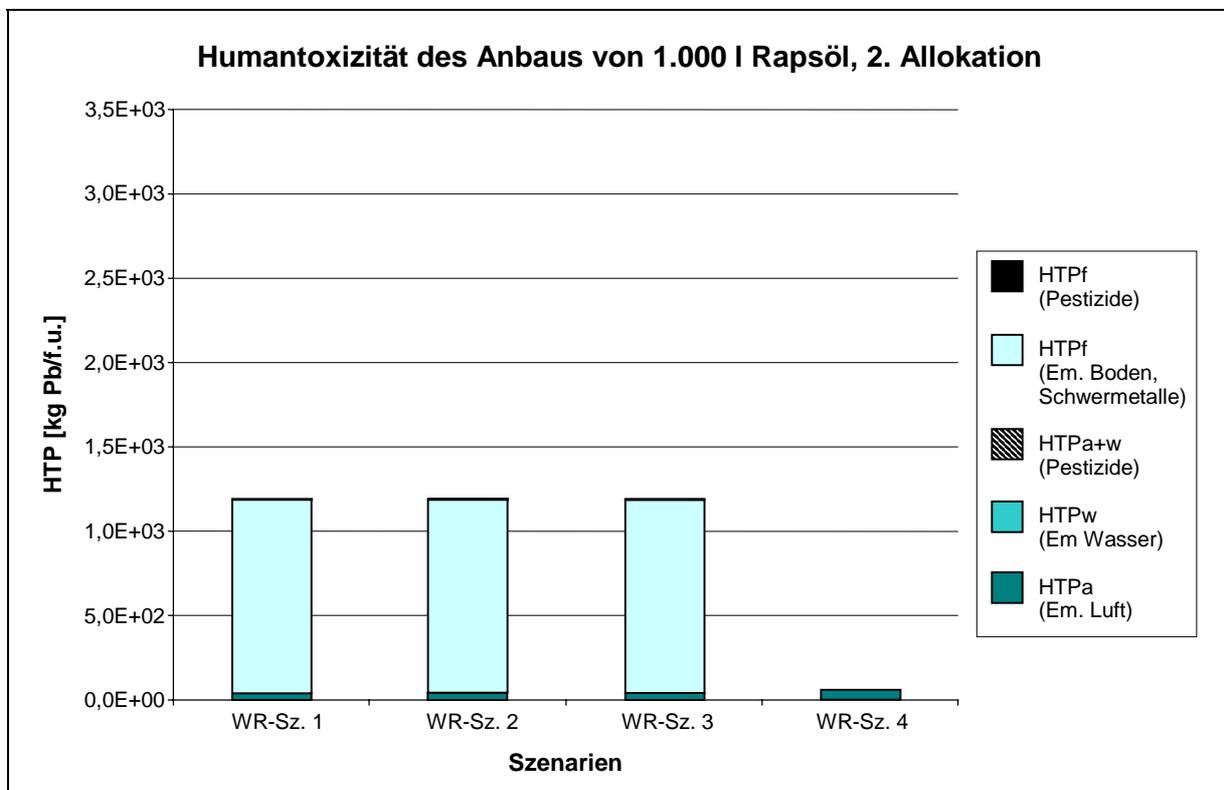


Abb. 5.5.1-14: Humantoxizitätspotential (HTP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.

Tab. 5.5.1-8: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

AEP _{a+w+s f} [kg Zn]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,19E-01	6	1,19E-01	6	1,21E-01	6	1,11E-01	10
Vorkette Düngemittel	4,42E-01	23	4,42E-01	23	4,42E-01	23	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,10E-03	0	2,16E-03	0	3,78E-03	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,35E+00	71	1,35E+00	71	1,35E+00	71	9,49E-01	90
Summe Anbau	1,92E+00	100	1,92E+00	100	1,92E+00	100	1,06E+00	100
	WR-Sz. 1	WR-Sz. 2	WR-Sz. 3	WR-Sz. 4				
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	1,21E-01	6	1,21E-01	6	1,23E-01	6	1,66E-01	10
Vorkette Düngemittel	4,50E-01	23	4,50E-01	23	4,50E-01	23	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	3,16E-03	0	2,20E-03	0	3,85E-03	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,38E+00	69	1,38E+00	69	1,38E+00	69	1,42E+00	87
Summe Anbau	1,95E+00	98	1,95E+00	98	1,96E+00	98	1,58E+00	97
Verarbeitung	4,15E-02	2	4,15E-02	2	4,15E-02	2	4,15E-02	3
Summe Anbau und Verarbeitung	1,99E+00	100	1,99E+00	100	2,00E+00	100	1,63E+00	100

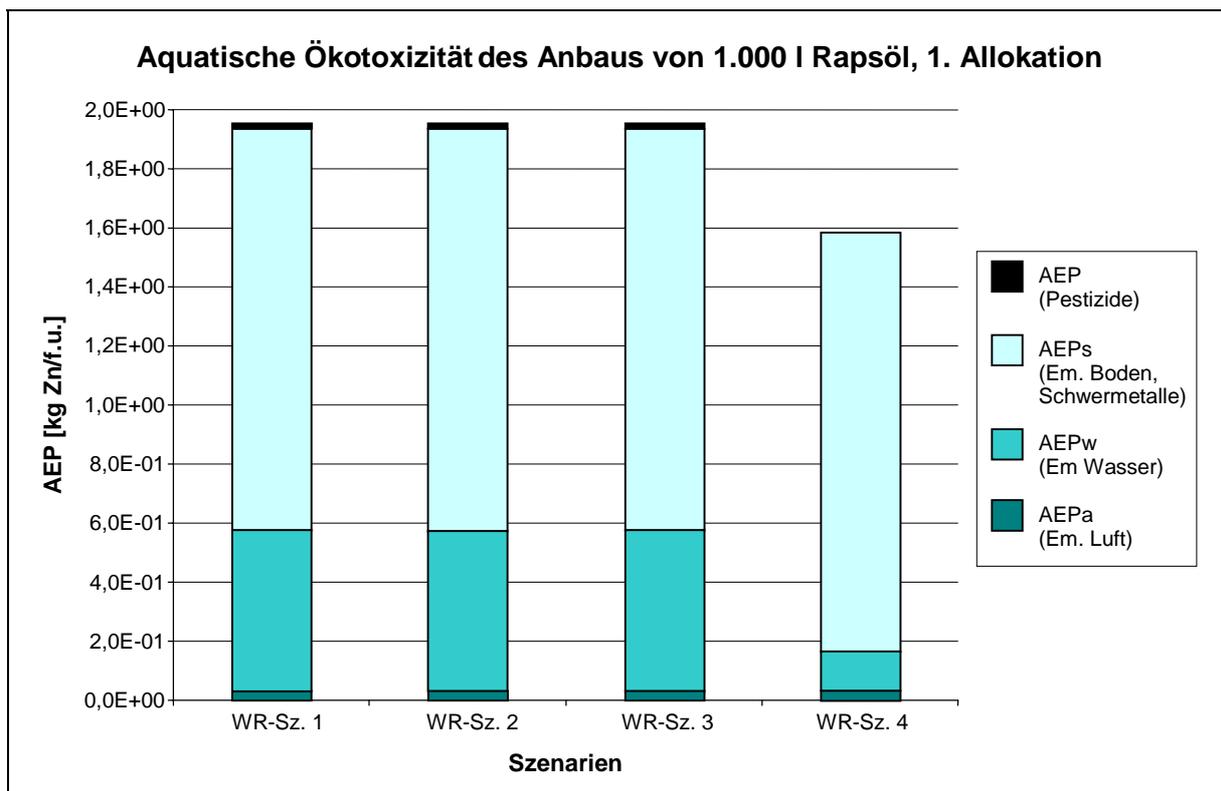


Abb. 5.5.1-15: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.

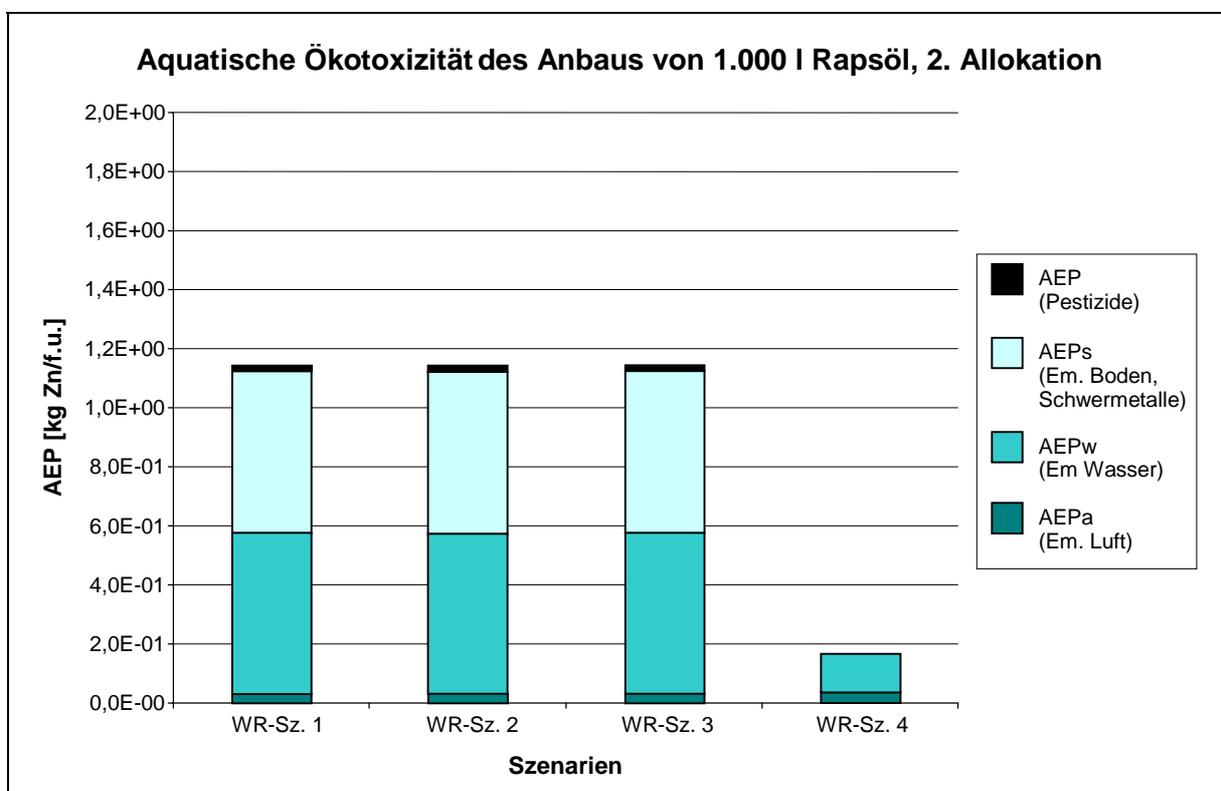


Abb. 5.5.1-16: Aquatisches Ökotoxizitätspotential (AEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.

Tab. 5.5.1-9: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für die Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte); 1. Allokation.

TEP _{a+s} [kg Zn]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/ha	%	/ha	%	/ha	%	/ha	%
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,89E-03	0	2,89E-03	0	2,94E-03	0	2,72E-03	0
Vorkette Düngemittel	7,80E-04	0	7,80E-04	0	7,80E-04	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,64E-05	0	4,51E-05	0	7,98E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,25E+00	100	1,25E+00	100	1,25E+00	100	8,37E-01	100
Summe Anbau	1,25E+00	100	1,25E+00	100	1,25E+00	100	8,40E-01	100
	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Maschineneinsatz und Treibstoff (incl. Vorketten)	2,95E-03	0	2,95E-03	0	2,99E-03	0	4,07E-03	0
Vorkette Düngemittel	7,94E-04	0	7,94E-04	0	7,94E-04	0	0,00E+00	0
Vorkette Pestizide	6,76E-05	0	4,59E-05	0	8,12E-05	0	0,00E+00	0
Direkte Emissionen durch Düngung und Pflanzenschutz	1,27E+00	100	1,27E+00	100	1,27E+00	100	1,25E+00	100
Summe Anbau	1,27E+00	100	1,27E+00	100	1,27E+00	100	1,26E+00	100
Verarbeitung	1,03E-03	0	1,03E-03	0	1,03E-03	0	1,03E-03	0
Summe Anbau und Verarbeitung	1,28E+00	100	1,28E+00	100	1,28E+00	100	1,26E+00	100

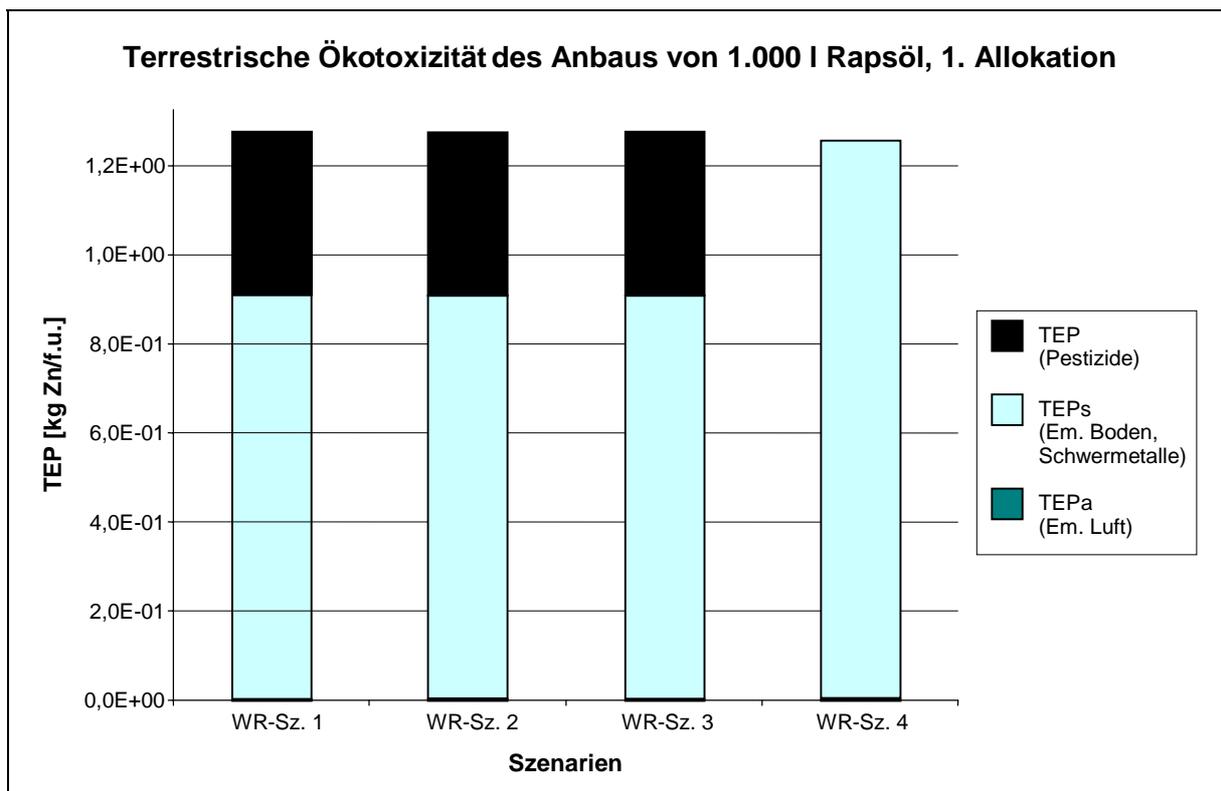


Abb. 5.5.1-17: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 1. Allokation.

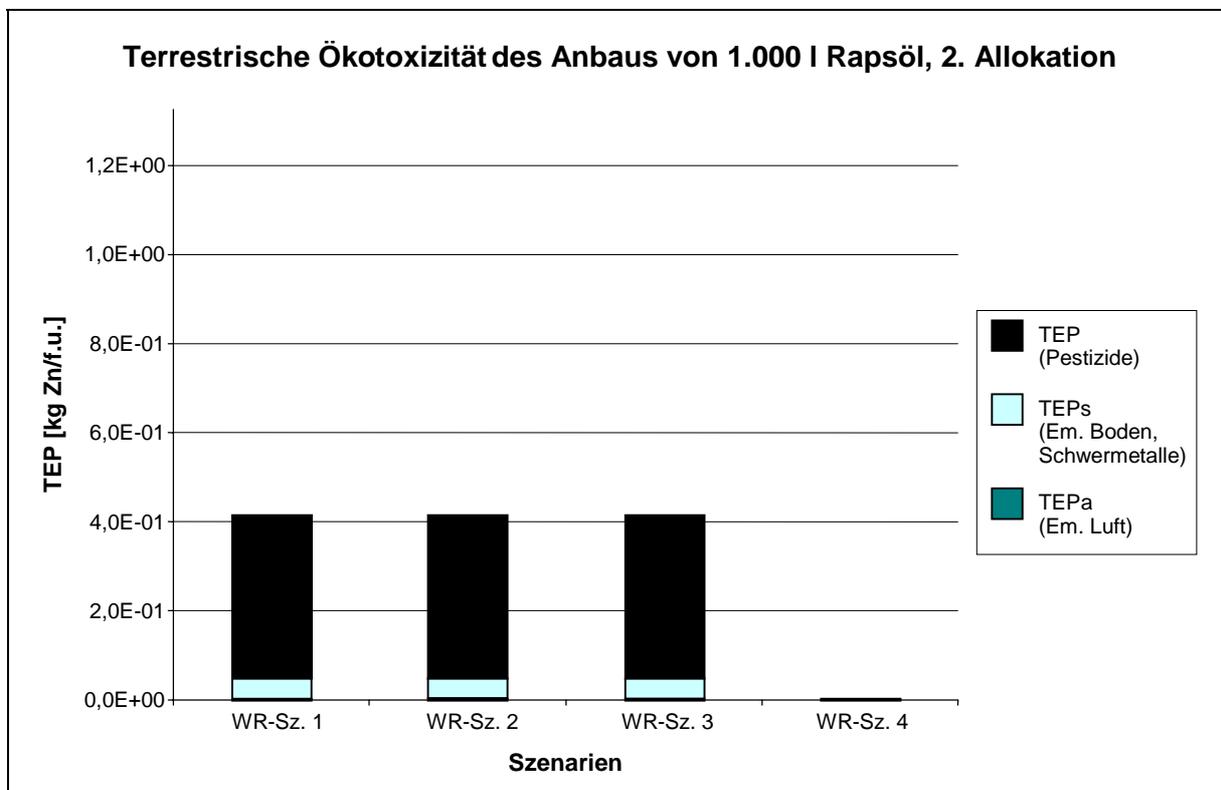


Abb. 5.5.1-18: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEP) für den Rapsanbau incl. Vorketten (bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl); 2. Allokation.

5.5.2 Naturraumbeanspruchung

Die in der Sachbilanz erhobenen Flächennutzungen (vgl. Kap. 4.8.2) wurden den in Kapitel 5.1 beschriebenen Hemerobiestufen (vgl. Tab. 5.1-4) zugeordnet. Es kommen Naturraumbeanspruchungen in den Hemerobiestufen drei, vier, fünf und sieben vor. Die Ergebnisse sind in Tab. 5.5.2-1 zusammengefasst.

In den Diagrammen in Abb. 5.5.2-1 und Abb. 5.5.2-2 sind die Naturraumbeanspruchungen in Hemerobiestufe 7 entsprechend ihren Herkunftsbereichen dargestellt. Es handelt sich hierbei überwiegend um Straßen- und Gebäudeflächen. Die Unterschiede zwischen dem konventionellen Szenario (WR-Sz. 1) und den GVO-Szenarien (WR-Sz. 2 und 3) sind gering. Im Szenario 3 ist eine leichte Erhöhung erkennbar. Durch den Wegfall der Vorkette Mineraldünger sind die Naturraumbeanspruchungen in der Hemerobiestufe 7 insgesamt für das Bio-Szenario (WR-Sz. 4) deutlich geringer. Im Gegensatz zum Biomaisanbau sind hier keine erhöhten Belastungen durch mechanische Unkrautbekämpfung erkennbar, sondern bei Bezug auf die funktionelle Einheit nur durch den geringeren Ertrag bedingt.

Der für alle Szenarien gleich angenommene Verarbeitungsschritt (nur in der Tabelle, nicht in den Abbildungen dargestellt) trägt mit 37 % (WR-Sz. 1,2 und 3) bzw. 86 % (WR-Sz. 4) deutlich zur Gesamtbelastung in den Hemerobiestufen 3 und 7 bei, was in erster Linie durch den angenommenen Transport der Rapskörner zur Weiterverarbeitung in der Ölmühle verursacht wird.

In Abb. 5.5.2-3 wird die Naturraumbeanspruchung durch die Ackerfläche dargestellt. Quantitative Unterschiede sind hier ausschließlich durch die verschiedenen Erträge bedingt. Im Bioanbau ist die benötigte Fläche zwar etwa 50 % größer, die qualitativen Auswirkungen der Flächennutzung sind jedoch geringer zu bewerten, was durch die Einordnung in eine niedrigere Hemerobiestufe ausgedrückt wird.

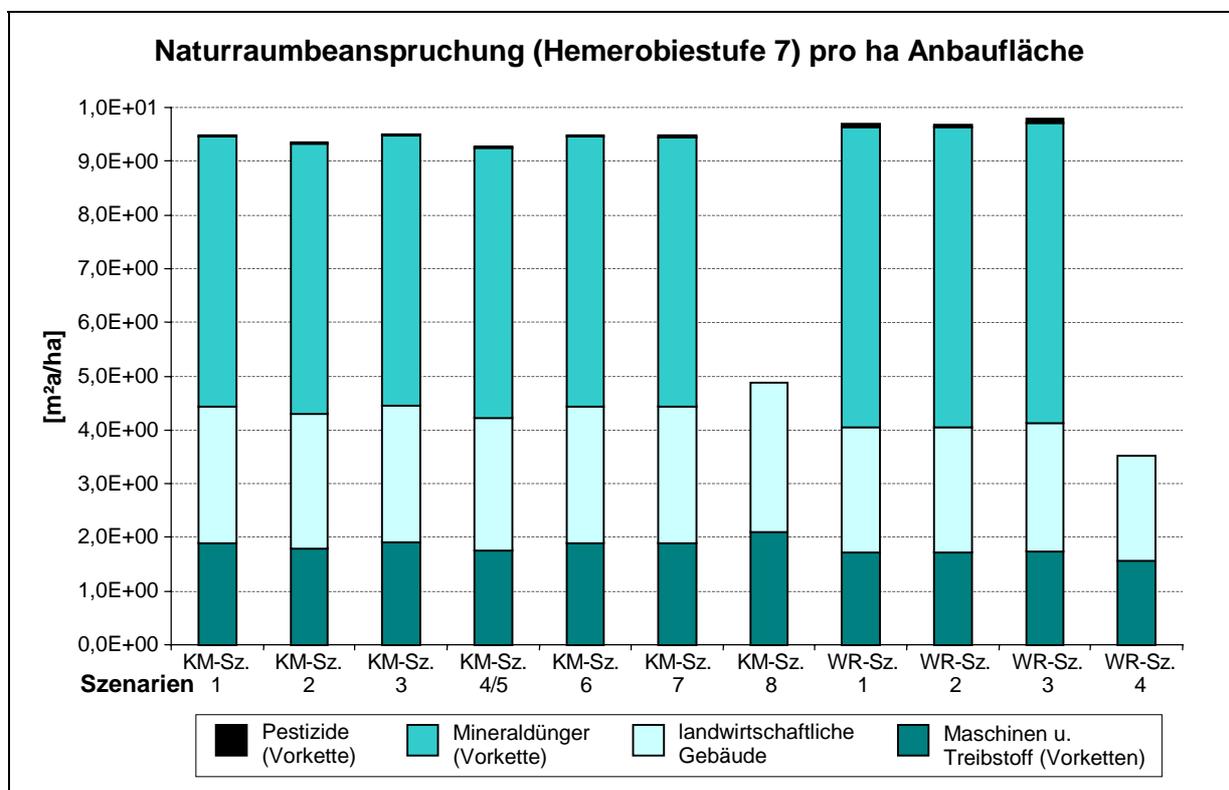


Abb. 5.5.2-1: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 für die Körnermais- und Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Ackerfläche.

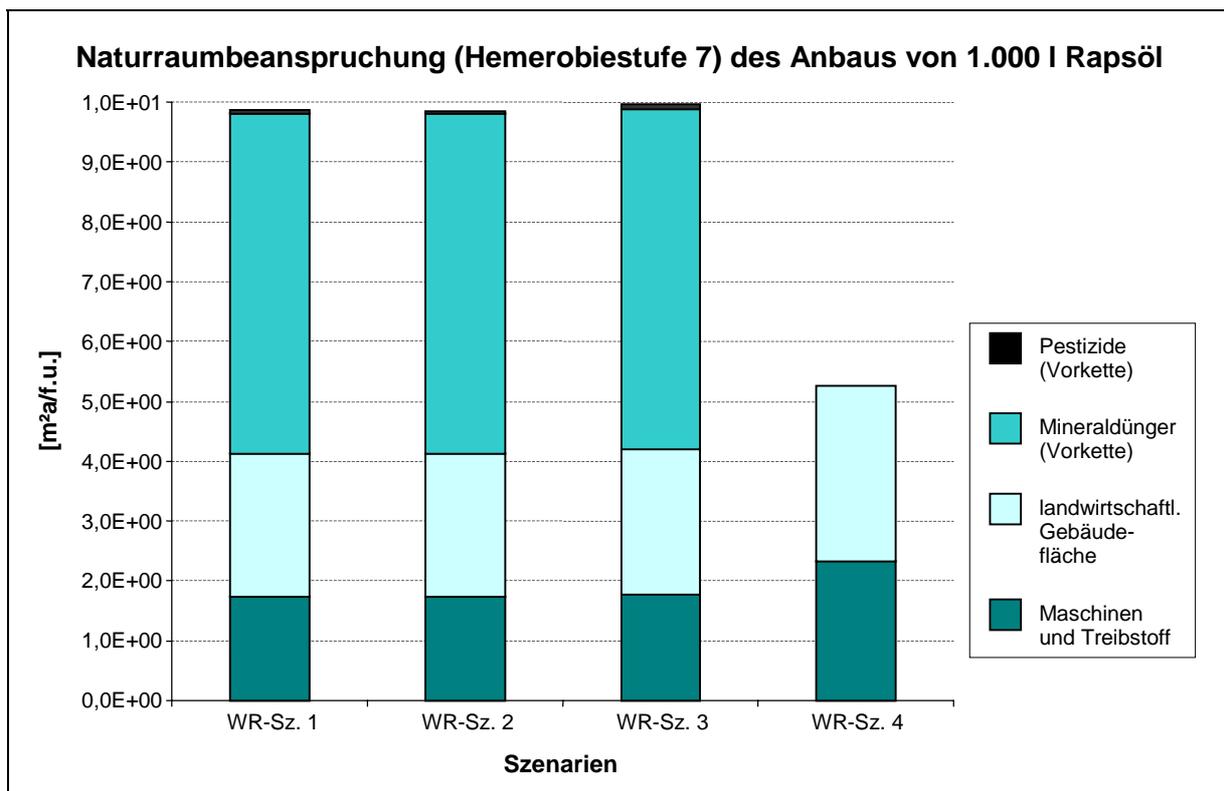


Abb. 5.5.2-2: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 7 durch den Winterraps-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

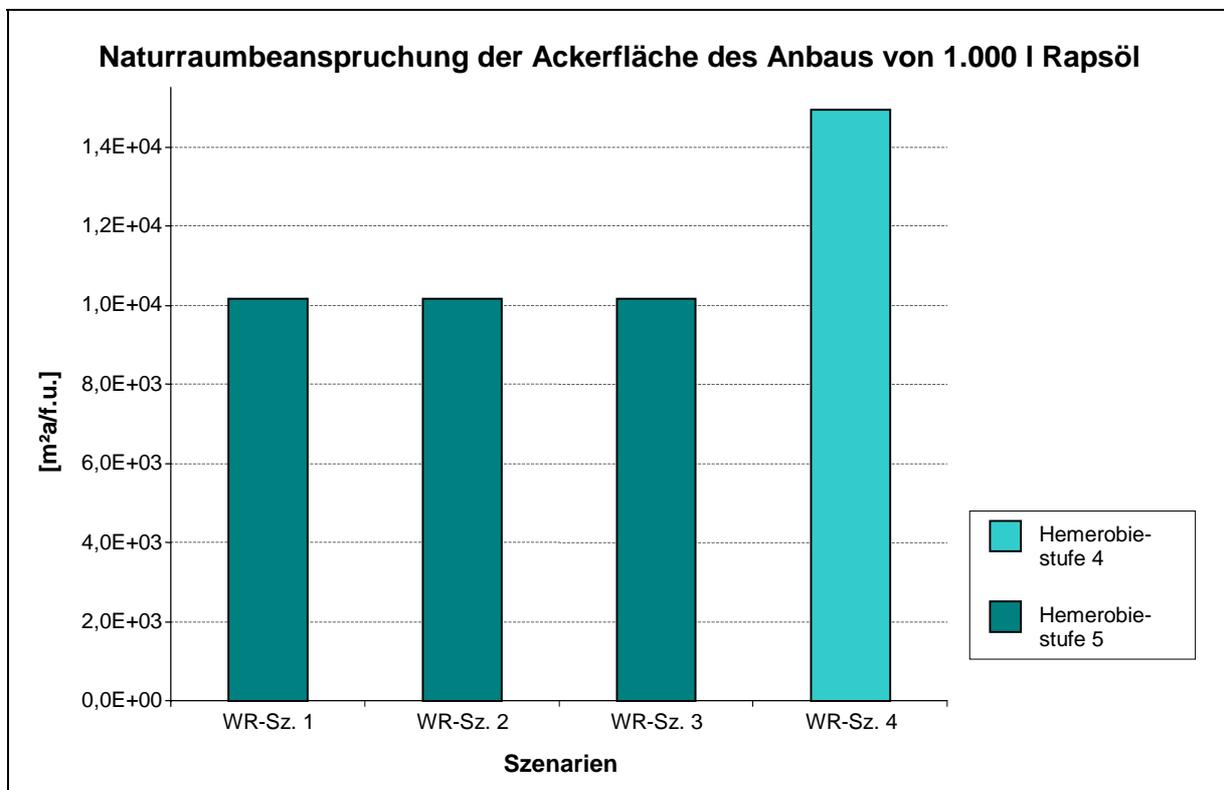


Abb. 5.5.2-3: Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 4 und 5 durch den Winterraps-Anbau, bezogen auf die funktionelle Einheit von 1.000 l Rapsöl.

Tab. 5.5.2-1: Naturraumbeanspruchung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf einen Hektar Anbaufläche (obere Tabellenhälfte) bzw. auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl (untere Tabellenhälfte).

Hem. st.	Naturraumbeanspruchung [m ² ·a]	WR-Sz. 1 /ha %	WR-Sz. 2 /ha %	WR-Sz. 3 /ha %	WR-Sz. 4 /ha %
VORKETTEN UND ANBAU					
3	Summe Hemerobiestufe 3 (aus ESU-ETH-Flächen)	1,11E+01	1,10E+01	1,15E+01	2,45E+00
7	Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,35E+00 24	2,35E+00 24	2,39E+00 24	1,96E+00 56
7	Summe Hemerobiestufe 7 aus ESU-ETH-Flächen	7,35E+00 76	7,33E+00 76	7,39E+00 76	1,56E+00 44
7	Summe Hemerobiestufe 7	9,69E+00 100	9,68E+00 100	9,79E+00 100	3,52E+00 100
5	Fläche Acker, konventionell	1,00E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
5	Fläche Acker, GVO	0,00E+00	1,00E+04	1,00E+04	0,00E+00
4	Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+04
VORKETTEN UND ANBAU					
Hem. st.		WR-Sz. 1 /1.000 l %	WR-Sz. 2 /1.000 l %	WR-Sz. 3 /1.000 l %	WR-Sz. 4 /1.000 l %
VORKETTEN UND ANBAU					
3	Summe Hemerobiestufe 3 (aus ESU-ETH-Flächen)	1,13E+01	1,12E+01	1,17E+01	3,66E+00
7	Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,39E+00 24	2,39E+00 24	2,44E+00 24	2,93E+00 56
7	Summe Hemerobiestufe 7 aus ESU-ETH-Flächen	7,48E+00 76	7,46E+00 76	7,53E+00 76	2,33E+00 44
7	Summe Hemerobiestufe 7	9,87E+00 100	9,85E+00 100	9,96E+00 100	5,26E+00 100
5	Fläche Acker, konventionell	1,02E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
5	Fläche Acker, GVO	0,00E+00	1,02E+04	1,02E+04	0,00E+00
4	Fläche Acker, Bio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,50E+04
VERARBEITUNG					
3	Summe Hemerobiestufe 3 (aus ESU-ETH-Flächen)	8,01E+00	8,01E+00	8,01E+00	8,01E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7 (aus ESU-ETH-Flächen)	5,91E+00	5,91E+00	5,91E+00	5,91E+00
SUMME VORKETTEN, ANBAU UND VERARBEITUNG					
3	Summe Hemerobiestufe 3	1,55E+01	1,55E+01	1,55E+01	1,03E+01
4	Summe Hemerobiestufe 4	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,50E+04
5	Summe Hemerobiestufe 5	1,02E+04	1,02E+04	1,02E+04	0,00E+00
7	Summe Hemerobiestufe 7	1,58E+01	1,58E+01	1,59E+01	1,12E+01
7	Anteil landw. Gebäudefläche an Summe Hem.stufe 7	2,39E+00 15	2,39E+00 15	2,44E+00 15	2,93E+00 26

5.6 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für Winterraps: Risikobetrachtung

5.6.1 Einleitung

In der vorliegenden Risikobetrachtung wird eine vergleichende Risikoanalyse vorgenommen. Neben die Betrachtung der gentechnikspezifischen Risikoparameter und der Human- und Ökotoxikologie der einklonierten Phosphinotricin-Acetyltransferase wird vergleichend die Human- und Ökotoxikologie des vorrangig in Österreich im Rapsanbau eingesetzten Herbizids Butisan S gestellt.

5.6.1.1 Der Basta-resistente Raps der AgrEvo

Zur Vermittlung der Toleranz gegen Basta wurde folgendes Transgen in den Raps eingefügt (AGREVO, 1996): eine Kopie des *pat*-Gens aus *Streptomyces viridochromogenes*, das für eine Phosphinothricinacetyltransferase (PAT) kodiert und durch einen 35 S-Promotor und den 35 S-Terminator aus dem Blumenkohlmosaikvirus (CaMV = cauliflower mosaic virus) reguliert wird. Dieses Gen vermittelt Toleranz gegen das Herbizid Glufosinat (= Phosphinothricin, Basta). Der PAT-Proteingehalt ist in den verschiedenen Pflanzenteilen unterschiedlich. In den Rapsblättern beträgt der Anteil 0,01 % des gesamten löslichen Blattproteins. Niedrigere Konzentrationen (0,005 %) wurden im Samen gemessen, in Pollen ist das PAT-Protein nicht nachweisbar.

5.6.1.2 Risikoanalyse

Die vorliegende Risikobetrachtung beschäftigt sich mit folgenden Punkten:

- Verwilderung/Auskreuzung
- Nahrungs- und Futtermittelsicherheit
- Horizontaler Gentransfer (spezifisch bezogen auf das Basta-Resistenzgen)
- Bedeutung des Anbaus von Basta-tolerantem Winterraps für die landwirtschaftliche Praxis
- Die vergleichende Risikoanalyse der verschiedenen Bekämpfungsstrategien konzentriert sich auf die Human- und Ökotoxikologie von Butisan S und Basta.

5.6.2 Verbreitung des Transgens

Eine Ausbreitung von Transgenen kann im wesentlichen über drei Wege erfolgen:

- eine Verwilderung und eigenständige Etablierung der transgenen Nutzpflanzen in nicht bewirtschafteten Flächen
- eine Auskreuzung in verwandte Wild- und Nutzpflanzen
- horizontaler Gentransfer auf Mikroorganismen.

Die unkontrollierte und unkontrollierbare Verbreitung von Transgenen wird als ein wesentliches Risiko des Anbaus gentechnisch veränderter Nutzpflanzen angesehen, da damit möglicherweise

- fitness-relevante Eigenschaftsveränderungen von einzelnen Wild- und Ackerbegleitpflanzen induziert werden,
- Veränderungen des Artengefüges herbeigeführt werden, die sich nicht nur auf die Pflanzengesellschaften, sondern auch auf die damit assoziierte Fauna auswirken
- Veränderungen im Artengefüge des Bodens ausgelöst werden, und
- im Falle von Antibiotikaresistenzgenen eine weitere Steigerung der Antibiotikaresistenzproblematik herbeigeführt wird.

In der wissenschaftlichen Diskussion sind diese Annahmen umstritten. Vielfach wird argumentiert, daß nicht die Ausbreitung an sich, sondern nur der Nachweis spezifischer Wirkungen der Ausbreitung eines Transgens unter Risikogesichtspunkten zu betrachten sei. (Vgl. die völlig analoge Persistenzdiskussion bei der Chemikalienbewertung (KLÖPFFER 1994, 1998).) Da hier aufgrund mangelnder Kenntnisse und Erfahrungen bisher keine eindeutig nachweisbaren Wirkungszusammenhänge dargelegt werden können, hätte dies zur Folge, daß erst bei eingetretenen ökologischen Schäden eine Betrachtung unter Risikoaspekten möglich wäre. Dies widerspricht dem Vorsorgeprinzip, wie es in der Agenda 21 niedergelegt wurde und von der EU als Staatengemeinschaft wie auch jeweils von den Mitgliedstaaten verbindlich anerkannt worden ist.

Die Ausbreitung und Etablierung eines Transgens ist der erste notwendige Schritt in einer durch eine transgene Nutzpflanze auslösbaren Wirkungskette. Insofern räumen wir diesem Aspekt in der Risikobewertung einen hohen Stellenwert ein. Dies deckt sich mit der Ansicht anderer Autoren (TIEDJE et al., 1989; KLINGER & ELLSTRAND, 1994; SNOW & MORAN PALMA, 1997).

5.6.2.1 Verwilderung transgener Rapspflanzen

Auf empirischen Daten beruhende Modelle weisen darauf hin, daß bei vielen einjährigen Pflanzen die Keimfähigkeit der Samen und die Etablierungsfähigkeit des Keimlings wichtiger für die Persistenz der Art sind als das Überleben und die Fruchtbarkeit der adulten Pflanze (ECKELKAMP et al., 1997c).

Rapssamen sind bis -20°C winterfest. Sie sind lange keimfähig, was sich auch darin zeigt, daß der Durchwuchs (Ausfallraps) in der Folgekultur beseitigt werden muß (TORGERSEN, 1996).²⁶ Raps ähnelt mit seinem hohen Reproduktionspotential, seinem Wachstumsverhalten und seiner Keimungsökologie deutlich einem Ackerunkraut (SCHLINK, 1994).

Die Tendenz zur Verwilderung spiegelt sich auch in der neueren Literatur wider (zusammengefasst in MAYER et al., 1995). Seit einigen Jahren wird ein verstärktes Auftreten von Raps außerhalb von Äckern festgestellt. Auf Ruderalstandorten, an Ackerrändern und auch an Verkehrswegen sind häufig Rapspopulationen zu beobachten (SEBALD et al., 1990; TORGERSEN, 1996). Bislang konnte sich in Österreich aber offensichtlich keine Rapspopulation etablieren. Im Rheinland hingegen muß Raps als eingebürgert gelten (ADOLPHI, 1995). TOMIUK et al. (1996b) folgern aus den neueren Entwicklungen, daß bei Raps „prinzipiell mit der Möglichkeit seiner Etablierung gerechnet werden“ muß. Da in verschiedenen Untersuchungen mit Basta-tolerantem Raps keine Unterschiede in den kompetitiven Eigenschaften zwischen transgenem und konventionellem Raps festzustellen sind, muß auch mit der Verwilderung von Basta-tolerantem Raps gerechnet werden (AGREVO, 1996, S. 23; FREDSHAVN et al., 1995).

5.6.2.2 Auskreuzung des Transgens

Eine Auskreuzung von genetischen Informationen aus Kulturpflanzen ist auf verwandte Wild- und Kulturpflanzen beschränkt. Die potentiellen Kreuzungspartner müssen in einer räumlichen Distanz vorkommen, die eine Übertragung keimfähiger Pollen zuläßt. Zudem müssen die Blütezeiten Überschneidungen aufweisen.²⁷ Weiterhin ist das Zahlenverhältnis der potentiellen Hybridisierungspartner entscheidend.

²⁶ SCHLINK (1994) fand, daß nach 1,5 Jahren noch bis zu 70 % und nach fünf Jahren bis zu 58 % der Rapssamen im Boden keimfähig waren. So hohe Überdauerungsraten werden ansonsten nur von Unkraut-samen erreicht (MAYER et al., 1995).

²⁷ Raps blüht zwischen April und September, wobei die Hauptblüte von Winterraps im April und Mai liegt, bei schlechten Witterungsbedingungen aber auch in den Juni hinein verschoben sein kann (GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER, 1997). Ausfall- und Ruderalraps haben keine so synchrone Blüte wie der ausgesäte Winterraps, so daß über den gesamten Zeitraum zwischen April und September blühende Exemplare zu finden sind.

Raps vermehrt sich sexuell und nicht vegetativ. Die Befruchtung erfolgt vor allem durch Insekten, die Pollen können aber auch durch den Wind weiterverbreitet werden. Raps ist in hohem Maße selbstfertil, d. h. der Pollen befruchtet die Blüten der gleichen Pflanze, es finden aber auch Fremdbefruchtungen statt (GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER, 1997). Der Grad der Fremdbestäubung schwankt. TIMMONS et al. (1995a) geben für das Freiland Raten zwischen 5 % und 55 % an. Nach TOMIUK (1996b) liegt die Fremdbefruchtungsrate durchschnittlich bei 30 %, wobei die Werte abhängig von lokalen Bedingungen und vom Genotyp zwischen 5 % und 100 % schwanken.

Lange Zeit wurde die Auskreuzung von Raps auf benachbarte Rapsfelder deutlich unterschätzt. Mögliche Ursachen hierfür sind, daß Hybridisierungen in Zusammenhang mit der spezifischen Erbausstattung und den Umweltparametern variieren. Auch das Versuchsdesign kann zu unterschiedlichen Einschätzungen der Hybridisierungsrate führen. So sind in der Literatur völlig unterschiedliche Daten zur Fremdbefruchtungsrate bei Raps angegeben. In kleinen Feldversuchen fanden z. B. SCHEFFLER et al. (1993) bei einer kreisförmig angepflanzten transgenen Rapsfläche von 9 m Durchmesser schon in 12 m Entfernung nur noch eine Fremdbefruchtungsrate von 0,002 %. FELDMANN (1997) hingegen fand bei Feldgrößen von 60 x 20 m im Abstand von 14 m noch eine Rate von 0,1-4 % und in 200 m bis zu 0,8 % Fremdbefruchtung. TIMMONS et al. (1995a) berichten bei Rapsfeldern mit einer Größe von ca. 10 Hektar, daß bei Rapspflanzen, denen die Staubfäden und Kronblätter entfernt worden waren, noch in 2,5 km Abstand eine Fremdbefruchtung nachgewiesen werden konnte. Diese Versuche machen deutlich, daß die ermittelten Auskreuzungsraten vom Versuchsdesign abhängig sind: Mit wachsender Feldgröße steigt die Wahrscheinlichkeit, daß die Transgene auch über größere Entfernungen verbreitet werden.

Eine exaktere Quantifizierung der Auskreuzungswahrscheinlichkeit und der Weiterverbreitung von Transgenen ist nicht möglich. Die Auskreuzungsraten hängen von einer Vielzahl variabler, sich untereinander beeinflussender Parameter ab. Diese Parameter, wie z. B. Temperatur, Feuchtigkeit, Windverhältnisse, Samenproduktion, Blühzeitpunkte, Populationsgröße sind sowohl in ihrer Einzelwirkung als auch in ihrer wechselseitigen Beeinflussung nicht exakt erfaßt bzw. kaum erforscht und daher nicht vorhersagbar. Da alle diese Einflußgrößen eine große Schwankungsbreite aufweisen, ist es wissenschaftlich zumindest umstritten, ob Prognosen über Auskreuzungsraten prinzipiell möglich sind (TOMIUK et al., 1996a). Für einen am Vorsorgeprinzip orientierten pragmatischen Umgang mit dieser Ungewißheit im Zusammenhang mit Freisetzungen transgener Pflanzen müssen daher die höchsten bisher ermittelten bzw. errechneten Auskreuzungsraten angenommen und zusätzlich, wie z. B. bei entsprechenden toxikologischen Fragestellungen, ein Sicherheitsfaktor einbezogen werden (ECKELKAMP et al., 1997c).

Es muß also davon ausgegangen werden, daß Rapspollen durch Wind und Insekten verbreitet werden und auch über große Distanzen hinweg andere Rapspflanzen befruchten können (TIMMONS et al., 1995a,b; SCHIEMANN et al., 1997). Der Genfluß des Basta-Toleranzgens kann damit von den transgenen Rapsfeldern auf benachbarte Rapsfelder sowie Ruderal- bzw. Ausfallrapspopulationen erfolgen.

Außerdem belegen die Ergebnisse von Kreuzungsexperimenten, daß ein von Raps ausgehender Genfluß in Wildkrautpopulationen stattfinden kann. Versuche von FISCHBECK (1995) zeigen, daß dies auch für das Basta-Resistenz vermittelnde Transgen möglich ist. Potentielle Hybridisierungspartner von *Brassica napus* finden sich hierbei nicht nur in der Gattung *Brassica* sondern auch in der weiteren Familie der Kreuzblütler (SCHEFFLER & DALE, 1994). Die potentiellen Hybridisierungspartner von Raps sind Wildkräuter, die wahrscheinlich alle in hohem Maße fremdbefruchtet werden. Diese hohe Fremdbefruchtungsrate erleichtert nach DARMENCY (1994) die Verbreitung von Transgenen aus Raps in die verwandten Beikräuter.

Auch wenn Hybridisierungen mit nahverwandten Arten in der Wissenschaft als seltene Ereignisse betrachtet werden, sind sie dennoch von Bedeutung. So sind von den etwa 2.000-2.500 wild wachsenden Gefäßpflanzen der britischen Inseln 1.439 auf natürliche Weise ent-

standene Hybriden (SUKOPP & SUKOPP, 1993). Unter Freilandbedingungen gelang eine Hybridisierung von Raps mit Rübsen (*Brassica rapa*), Sareptasenf (*Brassica juncea*), Schwarzem Senf (*Brassica nigra*), Grausenf (*Hirschfeldia incana*, synonym *Brassica adpressa*), Hederich (*Raphanus raphanistrum*) und Ackersenf (*Sinapis arvensis*) (ausführlich dargestellt in ECKELKAMP et al., 1997c).²⁸ Aufgrund dieser Ergebnisse ist davon auszugehen, daß das *pat*-Transgen auch im Freiland auf Wildpflanzenpopulationen übertragen werden kann. Über das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Auskreuzung können jedoch keine Angaben gemacht werden.²⁹

Wahrscheinlich erfolgt die Auskreuzung auf Ruderal- und Ausfallraps insgesamt schneller als auf Wildpflanzen. Transgene können damit aber auch in Jahren, in denen kein Anbau von transgenem Raps stattfindet, ausgehend von etablierten Ausfall- bzw. Ruderalrapspopulationen, in Wildkrautpopulationen übertragen werden.

Neben der prinzipiellen Möglichkeit, daß ein Transgen in eine nicht transgene Pflanzenpopulation einkreuzen kann, ist für eine Risikobeurteilung auch wichtig, ob sich das Transgen in der neuen Population fixieren kann. Bei einer solchen Etablierung werden verschiedene evolutionäre Kräfte wirksam. Von einigen Autoren wird postuliert, daß Gene, die in Wildarten übergehen, nur dann stabil bleiben, wenn sie einen Selektionsvorteil bieten. Populationsbiologische Modelle zeigen aber, daß sich Gene in großen Populationen auch ohne Selektionsdruck eine Zeitlang halten können (TOMIUK et al., 1996b). Je geringer selektive Wirkungen gegen ein übertragenes Gen vorhanden sind, desto länger verbleiben sie in einer Population (ANTONOVICS, 1968). In kleinen Populationen hat zudem der Zufall auf die Verteilung von Genen entscheidenden Einfluß (TOMIUK et al., 1996a). Auch Genotypen mit geringer Durchsetzungskraft können so eine Chance erhalten. Die Wirkung der Gegen-Selektion müßte also sehr stark sein, um solche Zufallsprozesse zu überlagern. Gegen das Basta-Transgen besteht jedoch überhaupt kein Selektionsdruck, im Gegenteil, auf Flächen, auf denen Basta appliziert oder zufallsmäßig verdriftet wird, bietet es einen deutlichen Selektionsvorteil. Es besteht damit die Möglichkeit, daß nach der Auskreuzung des Transgens in Ausfall- und Ruderalraps sowie Wildpflanzenpopulationen eine Gründerpopulation entsteht, die schon nach wenigen Vegetationsperioden einen hohen Anteil an Transgenen besitzt und sich ausbreiten kann (ECKELKAMP et al., 1997c).

²⁸ MIKKELSEN et al. (1996) fanden, daß herbizidtoleranter Raps unter Freilandbedingungen spontan mit **Rübsen** (*Brassica campestris*) hybridisieren kann. In nur zwei Generationen führte diese Auskreuzung zu fertilen, transgenen, herbizidtoleranten Nachkommen mit Wildpflanzeigenschaften. Bei einem landwirtschaftlichen Anbau ist damit von einer deutlichen Hybridisierung von transgenem Raps mit Rübsen auszugehen.

Hybridisierungen von Raps mit **Hederich** (*Raphanus raphanistrum*), der in Österreich vorkommt, sind ebenfalls möglich (EBER et al., 1994; DARMENCY et al., 1995; LEFOL et al., 1996). In einem Versuchsansatz führte die Auskreuzung nach vier Generationen zu fertilen, transgenen, herbizidtoleranten Nachkommen mit Wildpflanzeigenschaften (CHÈVRE et al., 1997).

Hybridisierungen zwischen transgenen Ausfall- und Ruderalrapspopulationen mit **Sareptasenf** (*Brassica juncea*), der wild vorkommt, aber häufig auch als Zwischenfrucht angebaut wird, sind ebenfalls möglich (SCHEFFLER & DALE, 1994).

Die Wahrscheinlichkeit eines Genflusses von Raps in **Salattrauke** (*Eruca sativa*) wird in der Schweiz für hoch gehalten (JACOT, 1994).

Aus Hybridisierungen von Raps mit **Ackersenf** (*Sinapis alba*) können ebenfalls lebensfähige Hybride hervorgehen (JACOT, 1994; SUKOPP & SUKOPP, 1994; FISCHBECK, 1995).

Hybridisierungen zwischen sterilen Rapspflanzen und **Grausenf** (*Hirschfeldia incana*) ergaben unter Freilandbedingungen lebensfähige Hybride (DARMENCY, 1994). Ein Genfluß von transgenem Raps auf Grausenf wird vor allem für den mediterranen Raum prognostiziert, in dem Grausenf sehr häufig vorkommt (LEFOL, 1996).

²⁹ Für spontane Hybridisierungen zwischen *Brassica napus* (Raps) und *Brassica campestris* (Rübsen) liegen die publizierten Hybridisierungsraten zwischen 0 % und 88 %. Das Verhältnis zwischen den beiden Kreuzungspartnern hat dabei einen entscheidenden Einfluß auf das Ausmaß der Hybridisierung. Werden Raps und Rübsen in einem 1:1 Mix gepflanzt, produzieren 13 % der Rübsen Hybridsamen. In zwei Versuchen, bei denen nur einzelne Rübsenpflanzen in ein Rapsfeld gepflanzt wurden, stieg der Prozentsatz an hybriden Samen auf 56 % bzw. 93 % an (ADAM & KÖHLER, 1996).

Die oben dargestellten neueren wissenschaftlichen Erkenntnisse sprechen dafür, daß die Auskreuzungs- und Ausbreitungswahrscheinlichkeit von in Raps klonierten Transgenen bisher unterschätzt wurde. Die Zahl der bekannten möglichen Hybridisierungspartner von Raps unter Wild- und Kulturpflanzen, mit denen Kreuzungen im Freiland stattfinden können, hat zugenommen. Die Etablierungschancen von Transgenen in Wildpflanzenpopulationen sind sowohl populationsbiologischen als auch experimentellen Untersuchungen zufolge vermutlich höher als im ursprünglichen Vermarktungsantrag dargestellt. Auch die von RAYBOULD & GRAY (1993) vorgenommene Einschätzung, daß Raps in bezug auf die Hybridisierungswahrscheinlichkeit in die Risikogruppe II (geringe Wahrscheinlichkeit) einzuordnen ist, dürfte aufgrund der neueren Ergebnisse hinfällig sein. Zumindest für Rübsen und Hederich ist davon auszugehen, daß eine Auskreuzung stattfindet. Folgerichtig ordnen auch SNOW & MORAN-PALMA (1997) Raps in die höchste Risikostufe (hohes Auskreuzungspotential) ein.

Ob das Transgen sich **ohne** entsprechenden Selektionsdruck durch das Herbizid Basta in den Populationen etabliert, ist offen, kann aber auch nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der oben dargestellten Zufallseffekte ist eine sichere Prognose nicht möglich. In Systemen, in denen ein entsprechender Selektionsdruck durch Basta herrscht, muß von einer Etablierung des *pat*-Gens ausgegangen werden.

5.6.2.3 Auswirkungen der Auskreuzung des Basta-Resistenzgens auf natürliche und landwirtschaftliche Ökosysteme

Basta ist ein nichtselektives Herbizid, das zur Zeit unter anderem zur Unkrautbekämpfung an Verkehrswegen, als Unterblattspritzung im Weinbau und Maisanbau, in diversen Obst- und Gemüsekulturen sowie zur Krautabtötung bei Kartoffeln eingesetzt wird. Im Zuge der Kommerzialisierung transgener Pflanzen ist in Zukunft mit einem noch stärkeren Basta-Einsatz zu rechnen, da eine Reihe von Kulturpflanzen mit dem *pat*-Transgen ausgestattet wurden. Auf allen Flächen, die mit Basta behandelt werden, würde für Basta-toleranten Ausfallraps, bzw. Basta-tolerante Wildkräuter ein deutlicher Selektionsvorteil bestehen. Dies betrifft nicht nur die landwirtschaftlichen Flächen, sondern auch Ackerrandstreifen und andere, den Basta behandelten Feldern benachbarte Ökosysteme, da bei Ausbringen von Herbiziden immer eine gewisse Verdriftung stattfindet. Auf allen Flächen, die mit diesem Herbizid belastet sind, haben Basta-toleranter Ausfall- bzw. Ruderalraps und Basta-tolerante Wildkräuter einen deutlichen Konkurrenzvorteil gegenüber nicht-transgenen Pflanzen, von denen die meisten durch Basta abgetötet werden.³⁰ Wie schon in der Vergangenheit gezeigt, können sich herbizidresistente Unkräuter sehr rasch ausbreiten.³¹ Dadurch kann es zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung in diesen Ökosystemen kommen. Eine Artenverdrängung wäre nicht nur auf die Pflanzenpopulation beschränkt, sondern würde auch die mit den Pflanzen vergesellschaftete Insektenfauna betreffen.

Untersuchungen an herbizidresistenten Unkräutern, die in der Vergangenheit durch klassische Selektion aufgrund massiver Anwendung eines bestimmten Herbizids entstanden sind, weisen ebenfalls auf die Bedeutung eines selektiven Vorteils dieser Eigenschaft für Unkrautpopulationen hin. Die Folgen waren auch in diesen Fällen nicht nur auf die Ackerfläche beschränkt (MAYER et al., 1995). So hat sich Triazin-resistenter Knöterich (*Polygonum lapathifolium*) vom Ursprungsort aus sehr stark und rasch ausgebreitet (DARMENCY et al., 1981). Auch ein Triazin-resistentes einjähriges Rispengras (*Poa annua*) konnte den Zentralstreifen einer Stadtstraße besiedeln (DARMENCY & GASQUEZ, 1983). Nach erfolgreicher Etablierung erfolgte die Verbreitung auch ohne Herbizideinsatz.

³⁰ Eine Ausnahme bilden diejenigen Pflanzen, die aufgrund der Wirkungslücken von Basta nicht erfaßt werden.

³¹ In einem Versuch wurde auf Teilflächen eines Maisfeldes je eine Triazin-resistente Pflanze von Weißem Gänsefuß (*Chenopodium album*) eingebracht. Nach vier Jahren hatten sich daraus entsprechend einer exponentiellen Wachstumskurve Populationen von durchschnittlich 103.000 Pflanzen entwickelt (DARMENCY & GASQUEZ, 1990).

Diese Beispiele aus der Vergangenheit unterstützen die Annahme, daß Basta-tolerante Raps- und Wildpflanzen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auch ausbreiten werden. Durch den Basta-transgenen Raps wird den verwandten Wildpflanzen ein Resistenzgen zur Verfügung gestellt. Durch die Nutzung des Herbizids wird auf verschiedensten landwirtschaftlich genutzten Flächen aber auch auf in den durch Abdrift betroffenen Flächen ein entsprechender Selektionsdruck erzeugt. Dadurch können eine Reihe von agronomischen Problemen entstehen wie z. B. eine neu entstehende und schwerer bekämpfbare Unkrautflora. Werden bei diesem Prozeß Pflanzenarten verdrängt, wird dem Naturschutz und der Artenvielfalt entgegengewirkt. Naturschutzziele erstrecken sich nicht nur auf intakte Ökosysteme, sondern auf den gesamten Naturraum. Insbesondere sollen die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes und das Arteninventar erhalten bleiben. Auch auf Ruderal- und Ackerflächen gibt es bedrohte und geschützte Arten und Biotoptypen. Deshalb stellt auch eine Veränderung der Zusammensetzung der Ruderal- und Ackerunkrautvegetation eine mögliche Gefährdung dar und ist in die Abwägung mit einzubeziehen (ECKELKAMP et al., 1997c).

5.6.3 Nahrungs- und Futtermittelsicherheit

5.6.3.1 Nebenwirkungen der Klonierung

Wie schon in Kapitel 5.3.3.1 dargestellt, können durch die Klonierung fremder Gene in Pflanzen z. B. die Regulation zur Herstellung von sekundären Pflanzeninhaltsstoffen verändert werden. Diese Nebenwirkungen der Klonierung könnten die Qualität oder den Nährwert des Rapsschrotes oder die Ölzusammensetzung des Rapssamens beeinflussen. Raps wird auch von vielen Wildtieren als Nahrungsquelle genutzt.

5.6.3.2 Allergien

Ein Allergietest kann nur dann verlässlich durchgeführt werden, wenn entsprechende Testserien von allergisch reagierenden Menschen zur Verfügung stehen. Als Indikatoren für ein mögliches allergenes Potential von rekombinanten Eiweißen, die bisher in unserer Nahrung vorhanden waren, dienen deshalb eine Reihe von charakteristischen Eigenschaften bekannter Allergene, die mit den Eigenschaften der rekombinanten Eiweiße verglichen werden. Von der Firma AgrEvo wurden ebenfalls verschiedene Eigenschaften des PAT-Eiweiß mit denen bekannter Allergene verglichen. Bei Sequenzvergleichen des PAT-Proteins mit bekannten Allergenen konnten keine Ähnlichkeiten gefunden werden (ECKES, 1994). Außerdem wurde die Glykosylierung und die Beständigkeit gegenüber Erhitzen und Verdauung untersucht und mit bekannten Lebensmittelallergenen verglichen. Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen schließt AgrEvo, daß kein allergenes potential vorhanden ist (AGREVO, 1996). Aufgrund der von WEBER (1997b) dargelegten Analyse zur Aussagekräftigkeit dieser Tests muß jedoch festgestellt werden, daß die allergene Wirkung des PAT-Proteins durch diese Vergleiche nicht ausgeschlossen werden kann. Ähnlich argumentiert auch TAYLOR (1994), wenn es um den sicheren Ausschluß des allergenen Potentials von Lebensmitteln geht.

Die Konzentration der klonierten Phosphinotricin-Acetyltransferase beträgt im Rapssamen 0,005 % des Gesamtproteins. Raps wird in der Lebensmittelindustrie ausschließlich als Öl verwendet. Im Rapsöl befinden sich noch geringe Spuren von Rapsproteinen. Der bei der Pressung entstehende Rapskuchen geht, da er sehr eiweißreich ist, in die Tierfutterindustrie ein. Das Rapsöl wird zu einem geringen Teil als Speiseöl vermarktet. Der größere Teil des gewonnenen Rapsöls wird in die Margarineherstellung verwendet. Daneben kann es aber auch noch zu Glasurfetten und zu Kokosfettersatz weiterverarbeitet werden. Der Verbraucher wird also über die Nahrung nur zu einem geringen Teil mit Rapseiweiß und zu einem noch geringeren Teil mit dem in transgenen Rapspflanzen klonierten PAT-Protein konfrontiert. Aber auch Spuren von Proteinen in pflanzlichen Ölen können in vorsensibilisierten Personen allergene Reaktionen auslösen. Dies könnten dann zu einem Problem werden, wenn durch andere das

PAT-Protein enthaltene Nahrungsmittel eine Sensibilisierung eingeleitet wird. Geringe Proteinanteile im Öl werden auch in einigen Fällen für solche Allergie-Sensibilisierungen verantwortlich gemacht (GUÉANT et al., 1995).

Im Fall des PAT-Proteins hätte die Ausbildung von Allergien allerdings weitreichende Folgen, da dieses Eiweiß in Zukunft in einer Vielzahl von transgenen Nahrungspflanzen vorhanden sein wird.

5.6.4 Horizontaler Gentransfer des *pat*-Gens

5.6.4.1 Voraussetzungen für den horizontalen Gentransfer

Der Begriff „horizontaler Gentransfer“ umfaßt die Übertragung von Genen durch nicht-sexuelle Austauschmechanismen. Im Fall von Basta-tolerantem Raps soll die Übertragung des *pat*-Gens auf Mikroorganismen untersucht werden. Die Mechanismen des horizontalen Gentransfers wurden ausführlich in Kapitel 5.4.4 dargestellt.

Das *pat*-Gen ist nach dem Unterpflügen von Basta-toleranten transgenen Rapspflanzen noch mindestens vier Wochen im Boden nachweisbar. Es zeigt sich also eine relativ hohe Stabilität (ERNST et al., 1996b). In drei Fällen wurde auch die erfolgreiche Integration von pflanzlichen Transgenen in Mikroorganismen gezeigt (siehe Kapitel 5.4.4).

Das verwendete Basta-Resistenzgen unterscheidet sich von den natürlich vorkommenden Pflanzengenen. Es ist mit einem pflanzenviralen Promotor (CaMV 35S) verbunden, der auch von Prokaryonten genutzt werden kann (ASSAD & SIGNER, 1990). Das Basta-Resistenzgen enthält weiterhin bakterielle Sequenzen (T-DNA Sequenzen), die eine Übereinstimmung mit bakteriellen Genomen vermitteln, welche die Integration der DNA in bakterielle Genome und damit die Weitervererbung erleichtern. Allerdings finden solche Ereignisse wohl nur sehr selten statt. Es ist jedoch bekannt, daß die Effektivität der DNA-Übertragung zwischen Bakterien sprunghaft ansteigt, wenn ein Selektionsdruck vorhanden ist (HEINEMANN, 1991). Analog könnte auch die Übertragung von pflanzlichen Transgenen auf Mikroorganismen unter entsprechendem Selektionsdruck gefördert werden. L-Phosphinotricin kann eine antibiotische Wirkung auf Bodenmikroorganismen ausüben (BAYER et al., 1972). Für Basta ist eine selektionierende Wirkung noch vier bis fünf Wochen nach der Anwendung zu erwarten. Nicht in allen Äckern bzw. Bodentypen gibt es Basta-tolerante Bodenmikroorganismen (AHMAD & MALLOCH, 1995). Die Anwesenheit von DNA im Boden, die das *pat*-Gen enthält, ist damit eine Ressource, die, wenn sie durch horizontalen Gentransfer integriert wird, das Überleben von ursprünglich Basta-sensitiven Mikroorganismen sichern kann (ECKELKAMP et al., 1997c).

Aufgrund dieser Daten folgern die Autoren wie BROER & PÜHLER (1994): „Die Wahrscheinlichkeit des erkennbaren Gentransfers in bestimmte Bodenbakterien sollte also für chimäre HR-Gene [wie das Basta-Resistenzgen] über der von Wildtypgenen liegen.“

5.6.4.2 Ökologische Folgen des horizontalen Transfers des Basta-Resistenzgens

Das Basta-Resistenzgen kommt in (Boden-)Mikroorganismen in Europa bisher nicht vor.³² Wenn es auf hiesige Mikroorganismen übertragen würde, ist mit seiner raschen Verbreitung in Mikroorganismenpopulationen zumindest überall dort zu rechnen, wo Basta eingesetzt wird. Unter dem Selektionsdruck von Basta-Anwendungen sind starke Veränderungen der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulationen in den betreffenden Gebieten zu erwarten, da Basta antimikrobiell wirkt (SANDERMANN, 1994). Populationen von Mikroorganismen, die keine

³² Das von der Firma AgrEvo verwendete Basta-Toleranzgen „*pat*“ stammt aus einem Stamm des Bakteriums *Streptomyces viridochromogenes*, der aus einer Bodenprobe in Kamerun isoliert wurde (BAYER et al., 1972). In Europa wurde dieses Gen in Bodenmikroorganismen noch nicht gefunden, sondern lediglich ähnliche Gene, die jedoch keine Resistenz gegen Basta vermitteln (BROER, 1993).

Basta-Resistenz aufweisen, werden daher unter Basta-Anwendung stark dezimiert. Mikroorganismen, die Resistenzgene erwerben könnten, werden dagegen günstige Bedingungen vorfinden, um rasch Populationen aufzubauen. Es wird dadurch zu einer Veränderung des Spektrums mikrobieller Arten in den betroffenen Regionen kommen, die nach allem, was man (vor allem über die Wirkung toxischer Chemikalien auf Bodenorganismen) weiß, mit einem Rückgang der Anzahl von Mikroorganismenarten verbunden sein wird. Diese Annahme wird durch Untersuchungen von AHMAD & MALLOCH (1995) unterstützt. In Ackerböden, die relativ hohe Konzentrationen (1 mM) Phosphinotricin enthielten, nahm die Anzahl der isolierten Bakterien stärker ab als die der Pilze.

Wie dauerhaft die durch den Anbau transgener Basta-toleranter Pflanzen und die Herbizidapplikation in der Bodenflora hervorgerufenen Veränderungen sein werden und ob bzw. nach welchen Erholungszeiten der vorher bestehende Status wieder hergestellt werden kann, läßt sich bisher nicht abschätzen. Dafür ist über mikrobielle Ökologie zu wenig bekannt. Es wird geschätzt, daß nur 1 % der in Böden vorkommenden Mikroorganismen charakterisiert worden sind (TORSVIK et al., 1990; NIELSEN, 1997). Mikroorganismen sind maßgeblich an biogeochemischen Stoffzyklen beteiligt und ebenso für die Fruchtbarkeit der Böden mitverantwortlich. Es ist jedoch wenig darüber bekannt, welche Mikroorganismenpopulationen wie zusammenwirken, um diese Effekte zu erzielen. Daher ist auch nicht abzuschätzen, wie Veränderungen von Populationszusammensetzungen sich z. B. auf die Bodenfruchtbarkeit auswirken (ECKELKAMP et al., 1997c).

5.6.5 Bedeutung des Anbaus von Basta-tolerantem Winterraps für die landwirtschaftliche Praxis

Der Anbau von transgenem Basta-tolerantem Winterraps stellt insofern eine Veränderung der landwirtschaftlichen Praxis dar, als er den Einsatz eines neuen Herbizids erlaubt, welches in der Folge die bisher genutzten Unkrautvernichtungsmittel ersetzen und damit zu einer veränderten Spritzpraxis führen soll. Der Anbau Basta-toleranter Rapskulturen stellt eine Weiterentwicklung der chemischen Unkrautbekämpfung mit selektiven Herbiziden dar. Der Rapsanbau erhält durch den Einsatz ein Herbizid mit einem erweiterten Wirkungsspektrum, welches das Spektrum der Wirkstoffe, die im Nachauflauf eingesetzt werden, ergänzt und im Gegensatz zu anderen im Rapsanbau angewendeten Herbiziden auch in Wasserschutzgebieten eingesetzt werden darf, da für dieses keine Auflage für Wasserschutzgebiete bestehen. Höhere Erträge sind durch Basta-toleranten Raps nicht zu erwarten. Leider sind für den Basta-toleranten Raps der Firma AgrEvo bisher keine detaillierten Anbau- und Ertragsdaten publiziert. Bestätigt werden obige Annahmen jedoch durch die Ergebnisse der im Rahmen eines EU-Projektes in Sachsen Anhalt gewonnenen Daten mit Basta-resistentem Hybridraps (SCHUSTER, 1998). Ein Vergleich der 1997 erhobenen Anbaudaten von konventionellen Rapsorten und -hybriden mit Basta-toleranten Rapshybriden der Firma PGS zeigt, daß die Erträge bei transgenem Raps nicht höher liegen als die von produktiven konventionellen Rapsorten und – hybriden. SCHUSTER (1998) kommt aufgrund der ersten 1997 experimentell gewonnenen Daten zu dem Schluß, daß sich auch die Anbauverfahren durch den Anbau der transgenen PGS-Rapsorte nicht ändern, da die „transgenen Hybriden in gleicher Weise wie die konventionellen Sorten auf Differenzierungen bei der Herbizid-, Stickstoff- und Fungizidapplikation und die Variierung des Saattermines reagiert haben“. Wahrscheinlich werden die Ertrags- und Anbaudaten des AgrEvo-Raps ebenfalls keine Unterschiede zwischen konventionellem und transgenem Raps ergeben. Aus diesem Grund werden wir im Folgenden nur die Auswirkungen der veränderten Herbizidanwendung auf die landwirtschaftliche Praxis betrachten.

Nach HURLE (1994) verursachen im Rapsanbau dikotyle Arten wie Klettenlabkraut (*Galium aparine* L.) und einige Kamillearten, aber auch monokotyle Arten wie Ackerfuchsschwanz (*Alopecurus myosuroides* Huds.), Windhalm (*Apera spica-venti* (L.) Pal. Beauv.) und Ausfallgetreide (besonders Wintergerste) Schäden. Ehrenpreis (*Veronica* ssp) und Taubnesselarten

(*Lamium* spp) treten zwar nicht in großen Besatzdichten auf, werden aber trotzdem bekämpft, da sie im blühenden Zustand den Einsatz bienengefährlicher Insektizide ausschließen (HURLE, 1994). Gegen die genannten Beikräuter hat die Voraufspritzung mit Butisan S bis auf Schwächen bei der Klettenlabkrautbekämpfung eine gute bis sehr gute Wirkung. Basta, im Voraufspritzung angewendet, zeigt eine ebenso gute Wirkung wie Butisan S gegen die oben genannten Beikräuter, auf Klettenlabkraut wirkt es besser als Butisan S (LANDESPFLANZENSCHUTZ-AMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1997). Bei dem geplanten Basta-Spritzverfahren im Nachaufspritzung könnten sich jedoch Probleme ergeben, weil Basta kein lückenloses Wirkungsspektrum ausweist. So werden nach HEITEFUß et al. (1994) „größere Exemplare von Klettenlabkraut, Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis* Murr.) oder Amaranth (*Amaranthus retroflexus*) weniger gut bekämpft“. Wirkungsschwächen wurden nach HEITEFUß et al. (1994) auch bei der Bekämpfung von Quecke (*Elymus repens* (L.) Gould) und Tauber Trespe (*Bromus* ssp.) festgestellt. Besonders problematisch für den Rapsanbau könnte sich die Wirkungslücke gegen bestockte Ausfallgetreide auswirken. Diese Schwäche könnte in der landwirtschaftlichen Praxis eine Beimischung von Gräserherbiziden erforderlich machen.

Inwiefern die genannten Wirkungsschwächen einen Einfluß auf die Erträge im Anbausystem Basta-toleranter Raps ausüben, ob die Spritzung mit Basta ausreicht oder eine Mischung mit einem Gräserherbizid erfolgen muß, konnte in den bisher publizierten Feldversuchen nicht geklärt werden. In den von BÖTGER (1997) dargestellten Versuchen war ein Großteil der Ackerbeikräuter über den Winter erfroren. Bei SCHUSTER (1998) war der Unkrautdruck auf allen Versuchsflächen so gering, daß die nicht Herbizid-behandelten Kontrollen ebenso hohe Erträge lieferten wie die mit konventionellen Herbiziden bzw. mit Basta behandelten Pflanzen.

Über die Langzeitauswirkung der Basta-Applikation auf die Zusammensetzung der Flora ist auch aus anderen Anbausystemen wenig bekannt. Eine Prognose darüber, ob und wie sich die Flora auf dem Acker, oder auf Flächen, auf die Basta verdriftet, entwickeln wird, kann daher nicht prognostiziert werden. Basta als nicht-selektives Totalherbizid wird aber tendenziell mehr Pflanzenarten abtöten, als die bisher verwendeten selektiven Herbizide wie Butisan S. Neben der Möglichkeit, daß, wie in Kapitel 5.6.2.3 dargestellt, Basta-toleranter Durchwuchsraps oder via Auskreuzung Basta-tolerant gewordene verwandte Wildpflanzen, die ursprüngliche Flora aus den agrarischen Ökosystemen verdrängen, wird die Artenvielfalt auch durch den Einsatz des Totalherbizids selber bedroht. Die ökologischen Eigenschaften von Ackerunkräutern können aber positiv und negativ sein. Während artspezifische positive Wirkungen bisher fast nicht untersucht wurden, sind die Schadwirkungen einzelner Arten sehr gut bekannt (NIEMANN, 1994). Positive Auswirkungen können z. B. dann von Beikräutern ausgehen, wenn sie mit natürlichen Feinden von Schädlingen vergesellschaftet sind. Ändert sich durch den Einsatz der HR-Technologie die Ackerflora, kann dies also Auswirkungen auf das Management der anderen Schaderreger haben. Diesen komplexen Wechselwirkungen trägt aber weder der bisherige konventionelle Rapsanbau, noch die Anpflanzung von Basta-toleranten Rapspflanzen Rechnung. Beide Systeme können ungewollt die oben geschilderten Nebenwirkungen auslösen.

Ein weiteres Problem, das der konventionellen und der HR-Anbaustrategie gemeinsam ist, ist die Resistenzentwicklung der zu bekämpfenden Beikräuter unter entsprechendem Herbizideinsatz. Setzt sich der Anbau transgener Kulturpflanzen durch, wird Basta in Zukunft großflächig eingesetzt, weil die Basta-Toleranz gentechnisch auf eine Reihe von Kulturpflanzenarten übertragen wurde. Dadurch wird ein starker Selektionsdruck in Richtung Resistenzentwicklung auf die Begleitflora ausgeübt. Erst kürzlich wurde gezeigt, daß auch unerwartete Resistenzentwicklungen eintreten. Ein in Australien wichtiges Unkraut (rye-grass) hat gegen Glyphosat (RoundUp)³³ Resistenz entwickelt, obwohl bisher immer die Einschätzung vertre-

³³ Glyphosat (Markenname Round Up) ist ein weiteres Totalherbizid, für das transgene, tolerante Nutzpflanzen entwickelt worden sind. Glyphosat-toleranter Raps wird in Feldversuchen in Europa bereits angebaut. An dieser Stelle kann nur darauf hingewiesen werden, daß bei gleichzeitigem Anbau beider Herbizidresistenzen Probleme mit Doppelresistenzen auftreten können, die bisher noch kaum diskutiert sind, aber ebenfalls für die landwirtschaftliche Praxis von großer Bedeutung sein dürften.

ten wurde, daß im Zusammenhang mit dem Einsatz von Glyphosat eine Resistenzentwicklung auf konventionellem Wege nicht zu erwarten sei (WEBER, 1997a).

Sehr viel früher als die Problematik der oben dargestellten herbizidresistenten Beikräuter drohen dem Anbausystem Basta-toleranter Raps aber durch Basta-toleranten Durchwuchsraps und durch die via Auskreuzung Basta tolerant gewordene Ruderalraps- und Wildpflanzenpopulationen Probleme (siehe Kapitel 5.6.2.3). Sie stellen die HR-Strategie in Frage, weil solche auf dem Acker unerwünschte HR-Pflanzen durch Basta nicht mehr bekämpfbar sind. Kommt es zu einem großflächigen Anbau transgener Pflanzen muß nicht nur auf die Fruchtfolge geachtet werden, sondern auch darauf, welche Herbizidresistenz in den Pflanzen vorliegt. Transgener Durchwuchsraps kann durch Basta in anderen Basta-toleranten Folgekulturen wie z. B. transgenem Mais oder Zuckerrüben nicht mehr bekämpft werden.

5.6.6 Human- und Ökotoxikologie von Basta und Butisan S

Ein großes Problem, das mit dem chemischen Pflanzenschutz verbunden ist, stellen Rückstände von Herbiziden in den verschiedenen Umweltkompartimenten und im Erntegut dar. Zu einer umfassenden Risikoabschätzung gehört daher auch die Bewertung der in den verschiedenen Anbauverfahren genutzten Herbizide und Insektizide. Im vorliegenden Gutachten beschränken wir uns auf die Herbizide Basta und Butisan S, da damit der wesentliche Unterschied zwischen Basta-resistentem Raps und konventionellem Rapsanbau exemplarisch erfaßt wird.

Herbizide müssen, um die unerwünschten Beikräuter aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu entfernen, toxisch gegen Pflanzen wirken. Neben dieser gewünschten Toxizität gibt es aber auch ein stoffspezifisch unterschiedliches Schädigungspotential der Wirkstoffe gegen Lebewesen und Ökosysteme außerhalb des Zielbereichs (BUNKE et al., 1996). In den hier ökobilanziell betrachteten Rapskulturen werden die Herbizide Basta und Butisan S eingesetzt, deren Auswirkungen auf den Menschen und die Umwelt im folgenden vergleichend betrachtet werden sollen. Wichtig für die Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln sind ihre gesundheitlichen Auswirkungen auf Menschen und Tiere, sowie ihr Verbleib in der Umwelt, insbesondere Kontaminationen von Boden und Wasser. Eine umfassende toxikologische Bewertung der Pflanzenschutzmittel hätte den Rahmen des Projektes gesprengt. Daher werden im folgenden nur die wichtigsten zugänglichen toxikologischen und ökotoxikologischen Daten von Basta und Butisan bzw. der entsprechenden Wirkstoffe Glufosinat-Ammonium und Metazachlor verglichen.

Eine toxikologische und ökotoxikologische Bewertung von Herbiziden weist immer Unsicherheiten auf, da die entsprechenden Daten und Untersuchungen in vielen Fällen nicht öffentlich zugänglich sind. Außerdem werden in den Untersuchungen einzelstoffspezifische Daten gewonnen, die sich häufig nur auf den herbiziden Wirkstoff nicht aber auf die Abbauprodukte der Wirkstoffe beziehen.³⁴ Auch die Gesamtzusammensetzung des Spritzpräparats (d. h. Wirkstoff + Formulierungshilfe) kann einen starken Einfluß auf die Toxizität ausüben, der in der toxikologischen Betrachtung der Wirkstoffe alleine nicht zu beobachten ist.³⁵ Im folgenden sind daher mit den Begriffen Glufosinat-Ammonium und Metazachlor die reinen Wirkstoffe gemeint, während die Bezeichnungen Basta und Butisan S Wirkstoff + Formulierungshilfe umfassen.

³⁴ Für Basta merkt z. B. SANDERMANN (1994) an, daß für den Wirkstoff Glufosinat-Ammonium das „unüberschaubare Metabolitmuster“ bemerkenswert ist. Für den Metaboliten Methylphosphinico Propionsäure (MPP) ist das Persistenzverhalten in der Umwelt bisher ungeklärt. Auch das Verhalten der zu 50 % in Basta enthaltenen D-Isomeren von Phosphinotricin ist bisher unzureichend untersucht worden (SANDERMANN, 1994).

³⁵ So ist bekannt, daß der Wirkstoff Glufosinat sehr viel weniger toxisch ist, als das Spritzmittel Basta. Die höhere Toxizität im Spritzmittel selber ist wohl auf die Formulierungshilfsstoffe zurückzuführen (MAYER, 1997).

5.6.6.1 Humantoxizität

Einen Überblick über die gesundheitlichen Auswirkungen gibt Tabelle 5.6.7.1-1. Bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln werden humantoxische Eigenschaften berücksichtigt. Akute Gesundheitsschädigungen sind bei Einhalten der Arbeitsschutzbestimmungen nicht zu erwarten (BUNKE et al., 1996). Eine langfristige Gesundheitsschädigung kann dadurch aber nicht ausgeschlossen werden.

Im Vergleich lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen: Sowohl Butisan S und Basta werden als nicht teratogen und nicht kanzerogen eingestuft. Die ADI bzw. DTA-Werte liegen in ähnlichen Größenbereichen, wobei die ADI-Werte für Metazachlor höher liegen als für Glufosinat.³⁶ Basta ist in bezug auf die Parameter orale Toxizität, Hautreizung und dermale Sensibilisierung deutlich günstiger zu beurteilen als Butisan S. Butisan S hingegen wirkt im Gegensatz zu Basta nicht augenreizend. Außerdem liegen die dermalen LD 50- sowie die Inhalations-LC 50- und die NOEL-Werte für Butisan S sehr viel höher als für Basta, d. h. Metazachlor weist in diesen Punkten eine geringere Toxizität auf.³⁷

5.6.6.2 Metazachlor

Metazachlor wird im Voraufbau oder frühen Nachaufbau angewendet. Es wird in Pflanzen zum 2,6-Dimethylanilin-Radikal metabolisiert (TOMLIN, 1994). In Rapsamen konnten Rückstände von 0,01 mg/kg gefunden werden (TOMLIN, 1994).

5.6.6.3 Basta

Der aktive Wirkstoff von Basta ist L-Phosphinotricin, ein Analogon zur Aminosäure Glutamat. Daneben ist zu 50 % das Stereoisomer D-Phosphinotricin im Spritzpräparat enthalten. Phosphinotricin hemmt die Glutaminsynthetase, was zur Anreicherung von Ammoniak in den Pflanzenzellen führt, wodurch ein rascher Zelltod herbeigeführt wird. In die herbizidtoleranten Rapspflanzen wurde mit gentechnischen Methoden das Enzym Phosphinotricin-Acetyltransferase eingeführt. Basta wird von den Rapspflanzen aufgenommen und durch das eingefügte rekombinante Enzym in den für Pflanzenzellen unschädlichen Metaboliten N-Acetyl-L-Phosphinotricin umgewandelt. Dieser Metabolit kommt in konventionellen Rapspflanzen nicht vor und wird in den transgenen Pflanzen nicht oder nur sehr langsam abgebaut. Aus diesem Grund ist von AgrEvo auch eine Untersuchung zur Toxikologie von N-Acetyl-L-Phosphinotricin durchgeführt worden (LEIST & BREMMER, 1995). Diese Untersuchung hatte zum Ergebnis, daß der Metabolit eine wesentlich geringere Toxizität aufweist, als die im Basta-Spritzpräparat enthaltenen Wirkstoffe D,L-Phosphinotricin. N-Acetyl-L-Phosphinotricin wird nach Fütterung von Ratten mit einer Halbwertszeit von sechs Stunden vor allem über die Faeces ausgeschieden.

³⁶ ADI: „acceptable daily intake“; DTA: duldbare tägliche Aufnahmemenge. Für die Beurteilung der chronischen Toxizität gibt es bisher kein international konsistentes Klassifizierungssystem. Die ADI Werte werden von Expertengruppen der FAO und der WHO festgelegt. Für viele Stoffe liegen aber bisher keine ADI-Werte vor. Nationale Institutionen wie das deutsche Bundesamt für gesundheitlichen Verbraucherschutz (BgVV) und die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) haben daher ebenfalls Beurteilungen vorgenommen und DTA-Werte festgelegt.

³⁷ LD 50: „letale Dosis 50“: Bezeichnung für die Dosis, die bei einmaliger Verabreichung bei 50 % der im Versuch eingesetzten Organismen den Tod verursacht. Der LD 50 Wert ist ein Maß für die akute Toxizität. Er stellt jedoch keine absolute Stoffkonstante dar, sondern ist u. a. von Art, Stamm Geschlecht, Alter und Haltungsbedingungen der Tiere, dem Applikationsort und dem Lösungsmittel abhängig. (EISENBRAND & SCHREIER, 1995).

LC 50: „letale Konzentration“. Bei gasförmigen Stoffen und Substanzen, die über die Lunge (inhalativ) eingebracht werden, wird der LC 50 zusammen mit dem Zeitraum der Inhalation angegeben (EISENBRAND & SCHREIER, 1995). Für Pestizidanwender ist dieser Wert ein äußerst bedeutsamer Aufnahmeweg (PAN, 1995).

NOEL: „no-observed-effect-level“: höchste Dosis oder maximale Expositionskonzentration eines Stoffes, die noch keine feststellbaren Anzeichen einer Wirkung verursacht. Der NOEL-Wert dient als Bezugswert, aus dem durch ein Konventionsverfahren der Wert für die duldbare tägliche Aufnahme (DTA) bzw. der „acceptable daily intake“ (ADI) ermittelt wird (EISENBRAND & SCHREIER, 1995).

Ein großer Teil der Substanz bleibt während der Darmpassage unverändert, ein gewisser Anteil wird aber durch Mikroorganismen im Darm wieder in den herbiziden Wirkstoff L-Phosphinotricin zurückverwandelt und auch in dieser Form wieder ausgeschieden wird. Bei Fütterung einer 3mg/kg Einzeldosis von chemisch synthetisiertem N-Acetyl-L-Phosphinotricin, das noch einen Anteil von 4,5 % D,L-Phosphinotricin enthielt, wurden immerhin 10 % als L-Phosphinotricin ausgeschieden (LEIST & BREMMER, 1995). Daraus ist zu folgern, daß Warmblüter, die Basta-behandelten herbizidtoleranten Raps aufnehmen, auch über den Zeitraum der Darmpassage mit dem herbiziden Wirkstoff L-Phosphinotricin und damit den toxikologischen Wirkungen von L-Phosphinotricin konfrontiert sind. Die durch die Basta-Applikation verursachten und bei Rückstandsmessungen berücksichtigten Rückstandsmengen von L-Phosphinotricin werden dadurch praktisch endogen nochmals erhöht. Die toxikologischen Auswirkungen der L-Phosphinotricin-Aufnahme werden verstärkt.

5.6.7 Ökotoxikologische Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor

5.6.7.1 Auswirkungen auf Nichtzielorganismen

Die ökotoxikologischen Wirkungen von Glufosinat-Ammonium sind in vielen Punkten Metazachlor ähnlich (siehe Tabelle 5.6.7.1-2). So liegen die toxischen Konzentrationen für Vögel in einem ähnlichen Größenbereich. Ebenso werden beide Herbizide (Butisan S und Basta) von der deutschen Biologischen Bundesanstalt (BBA) als fischgiftig klassifiziert, wobei Metazachlor schon bei wesentlich geringeren Konzentrationen als Glufosinat eine toxische Wirkung entfaltet. Basta wird außerdem als giftig für Fischnährtiere eingestuft. Obwohl die von Hoechst publizierten toxischen Konzentrationen für Glufosinat bei Daphnien deutlich höher liegen als die bei PERKOW & PLOSS (1994) zitierten entsprechenden Werte für Metazachlor wird letzterem eine wenig giftige Wirkung für Fischnährtiere bescheinigt (PERKOW & PLOSS, 1994). Möglicherweise beruht die Einstufung auf Untersuchungen von Glufosinat und seinen Formulierungshilfsstoffen, so wie sie im Spritzmittel Basta vorliegen. Diese Daten sind nicht zugänglich.

Unterschiede ergeben sich in bezug auf die Toxizität gegenüber Grünalgen: Metazachlor und Butisan S wirken toxisch auf Grünalgen, Glufosinat oder Basta aber nicht.

Die in Kapitel 5.6.6.3 beschriebene Metabolisierung von Glufosinat zu N-Acetyl-L-Phosphinotricin und dessen Rückverwandlung in den herbiziden Wirkstoff L-Phosphinotricin durch Mikroorganismen kann auch wildlebende Tiere betreffen. Die Auswirkungen der Aufnahme von Basta-tolerantem Raps auf die wildlebende Wirbeltierfauna, die nicht nur die Ernteprodukte, sondern auch die Blätter der Rapspflanze frißt, sind bisher nicht untersucht worden. Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch, obwohl dieser Aspekt den Rahmen der Ökobilanz sprengt, daß die Wildtiere in Zukunft über verschiedene Basta-tolerante Pflanzenarten das Abbauprodukt N-Acetyl-L-Phosphinotricin aufnehmen. Sie können unter Umständen durch diesen Anbau über einen langen Zeitraum mit Basta-Abbauprodukten belastet werden.

Zusätzlich werden aber auch ständig geringe Mengen eines herbiziden Wirkstoffes über den Kot von landwirtschaftlichen Nutz- und Wildtieren auf Äcker oder Weiden ausgebracht. Dies könnte mindestens den Selektionsdruck hin zur Resistenzentwicklung sowohl bei Bodenmikroorganismen, aber auch bei Ackerbegleitkräutern erhöhen. Bei der Aufnahme durch Wildtiere kann über den Kot ein Eintrag in nicht bewirtschaftete Ökosysteme hinein erfolgen. Dadurch kann ein Selektionsvorteil für solche Pflanzen aufgebaut werden, die in der Lage sind, über Auskreuzung das Trans-Gen zu erwerben. Die gleiche Aussage gilt für dort befindliche Bodenmikroorganismen, wenn sie durch horizontalen Gentransfer aus verrottendem Pflanzenmaterial in der Lage waren, das Resistenzgen zu erwerben.

Tab. 5.6.7-1: Gesundheitliche Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor.

	Glufosinat-Ammonium	BASTA	Metazachlor	Butisan S
ADI/DTA (mg/kg Körpergewicht)	DTA: 0,02 mg/kg (NN, 1997)		0,036 mg/kg (NN, 1997)	
NOEL	3 Mon. Fütterungstest: Ratte: 4,1; Hund 2-4 mg/kg Körpergewicht		Ratte: 109,9; Hund 90 mg/kg Körpergewicht/Tag ³	
Langzeit Fütterungstest:	Ratte: 2,1; Hund 5 mg/kg Körpergewicht		männl. Ratte: 3,2; weibl. Ratte 4 mg/kg Körpergewicht/Tag ³	
erlaubte Höchstmenge in Raps	1 mg/kg		0,1 mg/kg (inkl. der Abbauprodukte, die noch die Dimethylanilingroupen enthalten) ⁴	
LD 50 Oral (mg/kg):	Ratte männl.: 2.000, weibl.: 1620 ⁵ Maus: männl.: 431; weibl.: 416 ⁵	Ratte männl.: 2170; weibl.: 1910 ⁵	Ratte männl.: 2160; weibl.: 2140 ⁵	Ratte männl.: 1108, weibl.: ca. 681 ⁵
LD 50 Dermal (mg/kg):	Ratte: 4.000 ⁵	Ratte männl.: 1400; weibl.: 1380 ⁵	Ratte: > 6810 ¹	Ratte männl.: > 4.000 ⁵
LC 50 Inhalation (mg/l):	Ratte männl.: 1,26, weibl.: 2,6 ⁵	Ratte männl.: 3,22, weibl.: 4,31 ⁵	Ratte: > 34,5 ⁵	Ratte: > 6,2 ⁵
Haut- und Augenreizung	nicht reizend ⁵	nicht reizend ⁵	Kaninchen: nicht reizend; Meerschweinchen: reizend ³	reizend ⁵
Kanzerogenität	nicht reizend ⁵	reizend ⁵	nicht reizend ⁵	nicht reizend ⁵
Kanzerogenität	nicht kanzerogen ⁶		nicht kanzerogen ⁴	
Reproduktionsfähigkeit	Ratte: bis 10 mg/kg Körpergew. unverändert ⁶		bis 1.000 ppm bei Ratten nicht verändert ¹	
Mutagenität	nicht mutagen ⁶		nicht mutagen ⁴	
Teratogenität	nicht teratogen ^{6,7}		nicht teratogen ⁴	
dermale Sensibilisierung	nicht sensibilisierend ⁵	nicht sensibilisierend ⁵	wirkt sensibilisierend ⁴	wirkt sensibilisierend ⁵
Abbauverhalten im Organismus	Wirkstoff wird unverändert mit Faeces ausgeschieden ⁶ Abbauprodukt aus transgenen Pflanzen wird teilweise in den Wrkstoff rückverwandelt		wird metabolisiert (Hauptmetabolit ist das glucuronide Konjugat des am Pyrazolring hydroxylierten Wirkstoffes) ⁵	

ADI: acceptable daily intake; DTA: duldbare tägliche Aufnahme; EC: „Effective concentration; LC: letale Konzentration; LD 50: letale Dosis 50; NOEL: no observed effect level; WGK: Wassergefährdungsklasse

1: TOMLIN, 1994

3: PERKOW & PLOSS, 1994

5: IVA, 1990

2: Pesticide Dictionary, 1996

4: BASF, 1990

6: Hoechst (one Angabe der Jahreszahl)

Tab.5.6.7-2: Auswirkungen von Glufosinat und Metazachlor auf Nichtzielorganismen.

	Glufosinat-Ammonium (Basta)*	Metazachlor (Butisan S)*
Vögel	akute orale LD 50: Virginia Baumwachtel und Stockente > 2.000 mg/kg Körpergewicht ⁶ 8 Tage LD 50: Virginia Baumwachtel und Stockente > 5.000 mg/kg Futter ⁶	akute orale LD 50: Virginia Baumwachtel > 2.000 und Stockente > 2510 mg/kg Körpergewicht ^{1,3} 5 Tage LD 50: Virginia Baumwachtel und Stockente > 5620 mg/kg Futter ¹
Bienen	Basta ist nicht bienengefährlich (BBA, 1997)	Butisan S ist nicht bienengefährlich (BBA, 1997)
andere Insekten	Basta wirkt schädigend auf Populationen von <i>Erigone atra</i> (Zwergspinne) (BBA, 1997) Basta wird bis zur höchsten zugelassenen Aufwandmenge für folgende Organismen ausdrücklich als nicht schädigend eingestuft: <i>Pardosa amentata</i> und <i>P. palustris</i> (Wolfsspinnen), <i>Coccinella septempunctata</i> (Siebenpunkt-Marienkäfer) <i>Bembidion lampros</i> (Laufkäfer), <i>Tachyporus hypnorum</i> (Kurzflügelkäfer) (BBA, 1997)	Butisan S wirkt schwach schädigend auf Populationen von <i>Diaeretiella rapae</i> (Brackwespe) (BBA, 1997) Butisan S wird bis zur höchsten zugelassenen Aufwandmenge für folgende Organismen ausdrücklich als nicht schädigend eingestuft: <i>Poecilus cuprus</i> (Laufkäfer), <i>Aleochara bilineata</i> (Kurzflügelkäfer), <i>Chrysoperla carnea</i> (Florfliege) (BBA, 1997)
Fische	LC 50 (96h) Regenbogenforelle 710 mg/l; Karpfen: > 1.000 mg/l ⁶ Basta ist als giftig für Fische und Fischnährtiere klassifiziert (BBA, 1997)	LC 50 (96h) Regenbogenforelle; 4,4 mg/l; Karpfen: 14,7 mg/l ¹ Butisan S ist als fischgiftig klassifiziert (BBA, 1997), wenig giftig für Fischnährtiere ³
Daphnien	EC 50 (48h) 560-1.000mg/l ⁶ ;	EC 50 (48h) 22 mg/l ¹ ; klassifiziert als wenig toxisch ⁴
Algen	EC 50 (72h) Grünalge (<i>Scenedesmus subspicatus</i>) > 1.000 mg/l ⁶ nicht giftig für Grünalgen	EC 50 (72h) Grünalge (<i>Ankistrodesmus</i>) 9,6 mg/l ¹ klassifiziert als giftig für Grünalgen ³
Regenwürmer	mind. 1.000 mg/kg Bodensubstrat	440 mg/kg Bodensubstrat ³

* wenn nicht ausdrücklich anders angegeben, beziehen sich die angegebenen Werte auf die Wirkstoffe Glufosinat-Ammonium bzw. Metazachlor und nicht auf die in der Praxis angewendeten Spritzmittel Basta bzw. Butisan S
ADI: acceptable daily intake; DTA: duldbare tägliche Aufnahme; WGK: Wassergefährdungsklasse

1: TOMLIN, 1994

4: BASF, 1990

2: PESTICIDE DICTIONARY, 1996

5: IVA, 1990

3: PERKOW & PLOSS, 1994

6: HOECHST (ohne Angabe der Jahreszahl)

5.6.7.2 Verhalten von Glufosinat und Metazachlor im Boden

Durch Erosion, Verdriftung und Versickerung kommt es zur Verbreitung der Herbizide in der Umwelt. Der Boden nimmt dabei eine Schlüsselstellung ein. In ihm können die Herbizide gebunden, mikrobiologisch oder chemisch abgebaut werden, gasförmig entweichen, von Pflanzen oder Mikroorganismen aufgenommen oder mit dem Sickerwasser ins Grundwasser bzw. benachbarte Oberflächenwässer transportiert werden. Die Intensität dieser Vorgänge wird von den Eigenschaften der Herbizide (Löslichkeit etc.), den klimatischen Bedingungen und den Bodenverhältnissen bestimmt (WILKE, 1994). WILKE hat 1994 im Rahmen eines Gutachtens zum Verhalten der Komplementärherbizide auch die zugänglichen Daten für Glufosinat-Ammonium und Metazachlor recherchiert. Die dabei zusammengetragenen Daten sind in Tabelle 5.6.7.2-1 zusammengefaßt. WILKE kommt aufgrund seiner Untersuchungen zu dem Schluß, daß sich die Komplementärherbizide in bezug auf ihr Verhalten im Boden nur wenig von den ohne HR-Pflanzen eingesetzten Herbiziden unterscheiden. Dies gilt auch für den Vergleich von Glufosinat mit Metazachlor:

- Die Oberbodenbindung der Herbizide Metazachlor und Glufosinat ist insgesamt ähnlich und schwankt je nach Bodentyp zwischen der Stufe 1 (sehr gering) und 2 (gering).
- Das Abbauverhalten beider Herbizide ist ebenfalls sehr ähnlich und variiert bei Jahresmitteltemperaturen (6-9°C) zwischen den Stufen 2 (schwach) und 3 (mittel).³⁸ Glufosinat-Ammonium ist sehr viel besser wasserlöslich und damit durch den schnellen Transfer in der Bodenlösung auch etwas besser abbaubar als Metazachlor, das eine mittlere Löslichkeit besitzt.

Unabhängig von ihrer Bindungsintensität und ihrem Eliminierungsverhalten sind laut WILKE (1994) alle Herbizide in den grundwasserbestimmten Gleyen und in der Knickmarsch als stark (Stufe 4) grundwassergefährdend einzustufen. Metazachlor wird von WILKE (1994) aufgrund von Modellrechnungen als noch etwas stärker gefährdend (Stufe 4-5) eingestuft.

In allen anderen Böden wird wegen des großen Grundwasserabstandes (> 2 m) nur eine Auswaschungsgefahr aus dem Wurzelraum in das Grundwasser prognostiziert. Laut WILKE (1994) ist sie für Glufosinat und Metazachlor in der Schwarzerde gering bis sehr gering. Größere Auswaschungsgefahr besteht in der stauwasserbeeinflussten Parabraunerde/Pseudogley (Glufosinat: Stufe 3; Metazachlor: Stufe 3-3,5 JM).

³⁸ Berechnet wurde die Eliminierung (= Abbau * Flüchtigkeit) unter der Annahme einer Sommerjahres-mitteltemperatur (April-September) von 11-16°C, oder die Jahresmitteltemperatur (JM) von 6-9°C.

Tab. 5.6.7-3: Verhalten von Glufosinat und Metazachlor im Boden (nach Wilke, 1994).

	Glufosinat		Metazachlor	
Löslichkeit in Wasser	Löslichkeitsstufe mg H ₂ O/l bei 20°C	5 (sehr stark löslich) > 1.000 (genau: 1370 g/l H ₂ O)	Löslichkeitsstufe mg H ₂ O/l bei 20°C	3 (mittlere Löslichkeit) > 10-100 (genau 430 mg/l)
Flüchtigkeit	Flüchtigkeitsstufe Henry Konstante (Hc)	1 (sehr schwach flüchtig) 4x10 ⁻⁶	Flüchtigkeitsstufe Henry Konstante (Hc)	1 (sehr schwach flüchtig) 4x10 ⁻⁶
Sorption an Bodenkolloide	Humus 1-2 Sorptionsskoeffizient nach Freundlich 0,5-150 pH-Einfluß	Humus 2 Ton/Fe-Oxid 50-150	Humus 2-3 Sorptionsskoeffizient nach Freundlich 50-500 pH-Einfluß	Humus 1 Ton/Fe-Oxid 0,5-50
Abbaubarkeit (aerob)	90 %iger Abbau nach	6-18 Wochen	90 %iger Abbau nach	6-18 Wochen
Bindung an wasserlösliche organische Verbindungen (n-Octanol Wasser Verteilungskoeffizient; log P _{ow})	<0,1	- (Bindung steigt mit abnehmendem pH)	2,13	
nicht extrahierbare Rückstände im Boden (in % der Zugabemenge)	nach 90 Tagen Inkubation: 7-13 %		keine Angaben zu Metazachlor; die Stoffgruppe der Anilide bildet aber zwischen 34-90 % nicht extrahierbarer Rückstände im Boden	

5.6.8 Human- und Ökotoxikologie der Schwermetalle

Für die Toxizität und Aufnahme der Schwermetalle in Raps gilt sinngemäß das für Körnermais gesagte, allerdings sind die Informationen für Raps als aufnehmende Pflanzenart spärlicher. Die Cd-Emission liegt nach der Sachbilanz bei 2,5 g pro funktioneller Einheit (1.000 Liter Rapsöl), was eine maximale – wenn auch aus den bei Mais ausgeführten Gründen wenig wahrscheinlichen – Kontamination von rund 2,5 ppm ergibt. Die Bodenbelastung mit Cd im Szenario Biolandbau liegt um ca. 10 % niedriger.

Die Nickelbelastung liegt nach der Sachbilanz bei 20 g pro funktioneller Einheit (GVO und konventionell) und bei 35-40 g im Szenario Biolandbau, wobei wiederum, wie bei Mais, keine Daten zum Wirtschaftsdünger aus Biolandbau vorlagen. Infolge der niedrigen Barrieren für den Ni-Transfer (gleichmäßige Verteilung wahrscheinlich) sind diese Werte, auch wenn sie nur obere Grenzen darstellen, ernstzunehmen und durch entsprechende Produktanalysen zu erhärten bzw. zu falsifizieren.

6 AUSWERTUNG

6.1 Auswertung Körnermais

6.1.1 Auswertung der Sachbilanz und der quantitativen Wirkungsabschätzung für Körnermais

Bei der Auswertung der quantitativen Wirkungsabschätzung wurden die bilanzierten Systeme jeweils innerhalb einer Wirkungskategorie miteinander verglichen, um festzustellen, inwieweit signifikante Unterschiede vorliegen, die einen Vor- oder Nachteil für ein System bezüglich der Umweltbelastungen erkennen lassen. Als signifikant sollen hier Unterschiede von mindestens 20 % erachtet werden.

Wie die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in Kap. 5.3 zeigen, ist neben dem zugrundegelegten Ertragsniveau in den meisten Wirkungskategorien vor allem die Stickstoffdüngung ergebnisbestimmend. Während die Datenlage für die Vorkette der Mineraldünger bis auf einige Datenlücken im Bereich der prozeßbedingten Emissionen zufriedenstellend ist, muß auf die große Unsicherheit bei den Schwermetallgehalten vor allem der Wirtschaftsdünger hingewiesen werden.

Die Vorkette der Pestizide hat nur wenig Einfluß auf die Ergebnisse. Da im Maisanbau der Schwerpunkt des Pflanzenschutzmitteleinsatzes bei den Herbiziden liegt und sich die Szenarien 1-7 nur im Insektizideinsatz unterscheiden, ergeben sich auch in den human- und ökotoxikologischen Kategorien hier nur geringfügige Unterschiede.

In den nachfolgenden Abb. 6.1.1-1 bis 7 wird eine Übersicht zu den Ergebnissen der acht Körnermais-Szenarien gegeben. Die konventionellen Szenarien 1, 2, 3 und 6 unterscheiden sich in Zünslerbefall, Ertragsniveau und den Maßnahmen Insektizideinsatz oder Abschlegeln (siehe Kap. 4.1.1). Die GVO-Szenarien 4 und 5 entsprechen den konventionellen Szenarien 2 und 3, das GVO-Szenario 7 dem konventionellen Szenario 6. Das Szenario 6, das die durchschnittliche Situation für den konventionellen Körnermaisbau in Österreich widerspiegeln soll, wird als Standard ausgewählt. In den Abbildungen sind die prozentualen Abweichungen der anderen Szenarien von diesem Standard-Szenario dargestellt. Dabei zeigen nach links gerichtete Balken ökologische Entlastungen des jeweiligen Szenarios an, nach rechts gerichtete größere Belastungen gegenüber Szenario 6.

Die Abweichungen der Szenarien 1-7 sind in erster Linie durch die unterschiedlichen Erträge verursacht. Sie sind allerdings nicht als signifikant zu bezeichnen, da sie in allen Wirkungskategorien unter 10 % liegen. Aus den Ergebnissen lassen sich keine ökologischen Vorteile durch die Verwendung von BT-Mais in Österreich ableiten.

Signifikante Vorteile zeigen sich dagegen für den Bioanbau in Szenario 8 in den Kategorien Kumulierter Energieaufwand, Versauerung und Eutrophierung sowie Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 3 und 7. Der Mehrbedarf an Ackerfläche in der Hemerobiestufe 4 ist qualitativ weniger belastend als die Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 5 in den anderen Szenarien. Die signifikanten Mehrbelastungen in den Kategorien Human- und Ökotoxikologie entstehen durch die Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger. Bei der zweiten Allokation, bei der die Schwermetalleinträge in den Boden mit dem Wirtschaftsdünger nicht dem System Maisanbau zugerechnet werden, ergeben sich auch in diesen Kategorien deutliche Vorteile für Szenario 8.

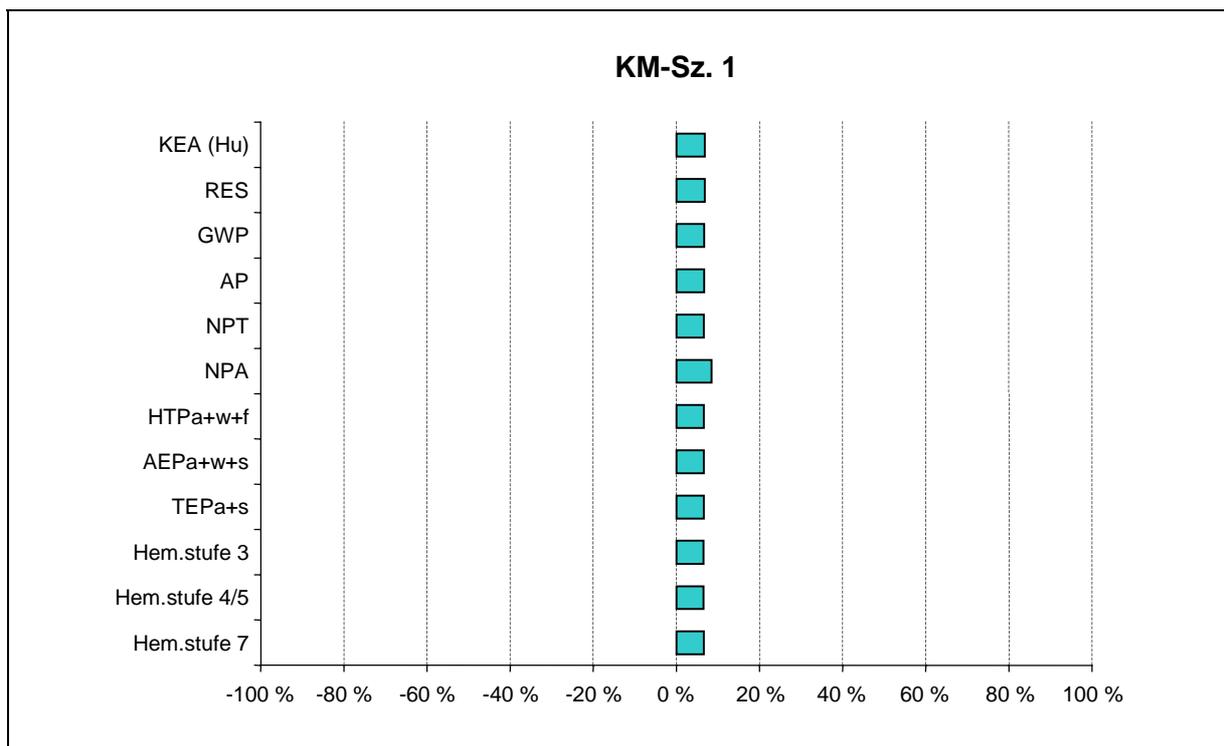


Abb. 6.1.1-1: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 1 (100 % Maiszünslerbefall, Minderertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

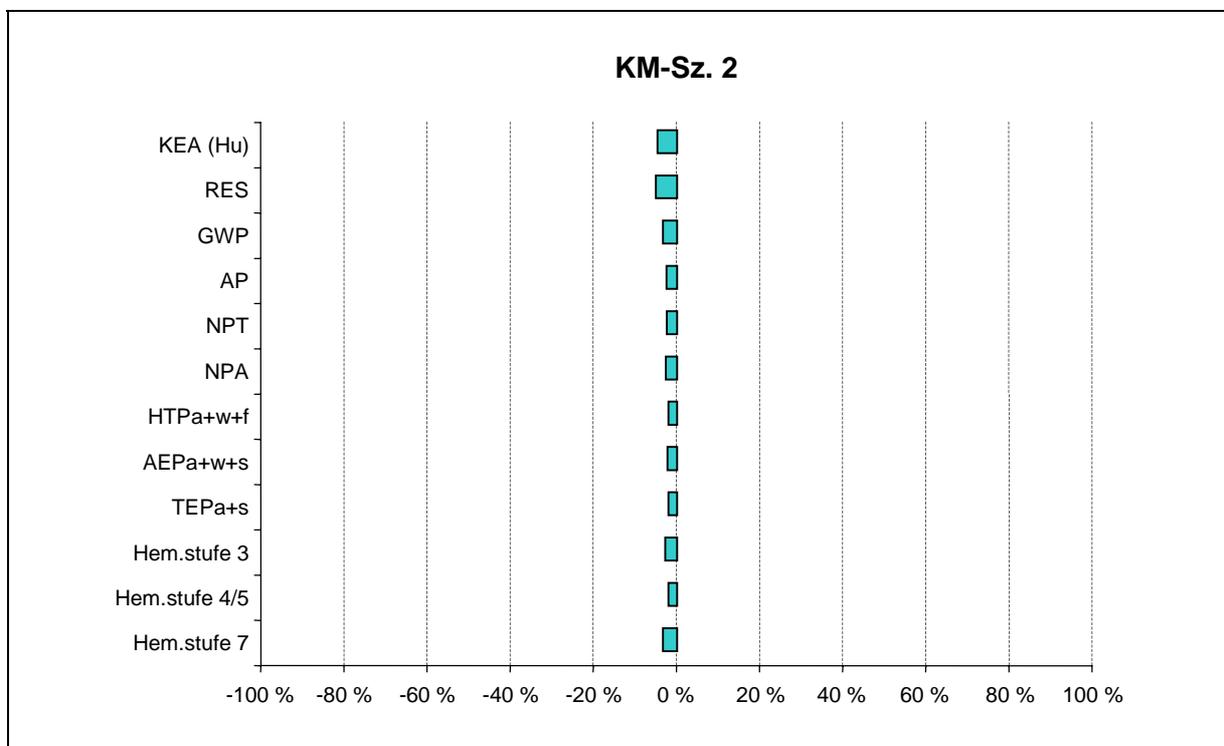


Abb. 6.1.1-2: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 2 (100 % Maiszünslerbefall, Optimalertrag; Insektizid auf 100 % der Fläche) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

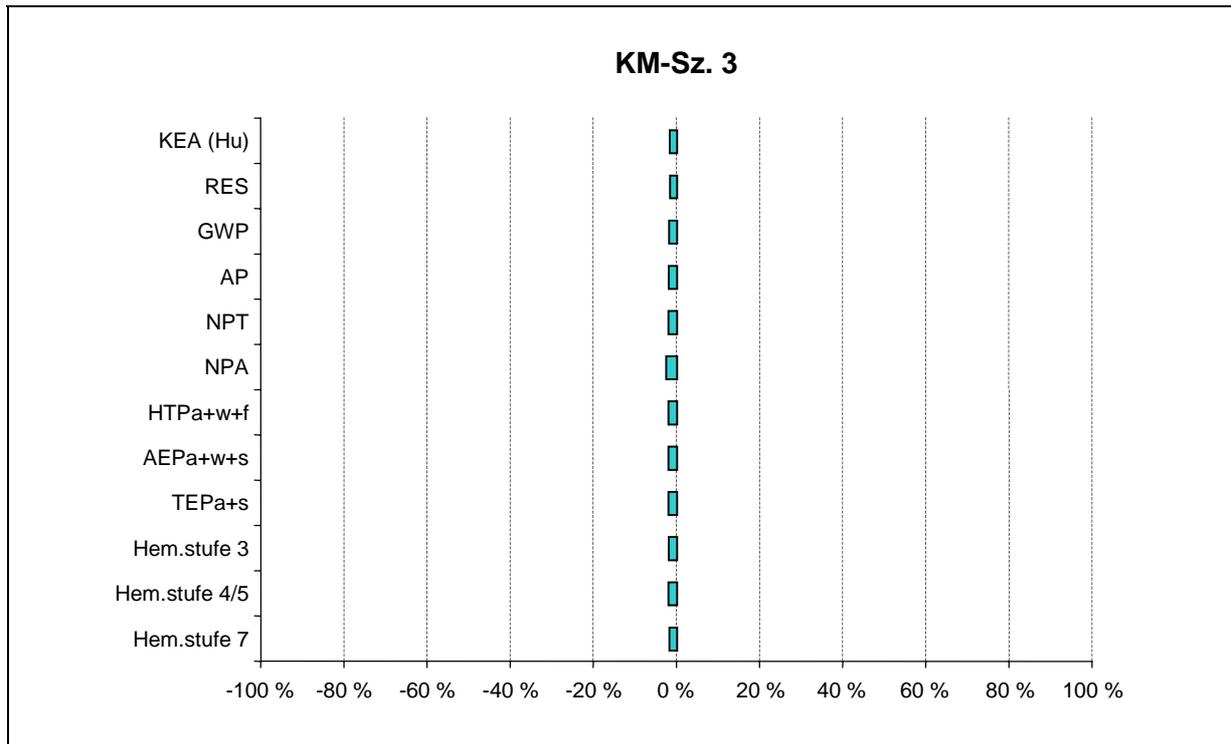


Abb. 6.1.1-3: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 3 (0 % Maiszünslerbefall, Optimalertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

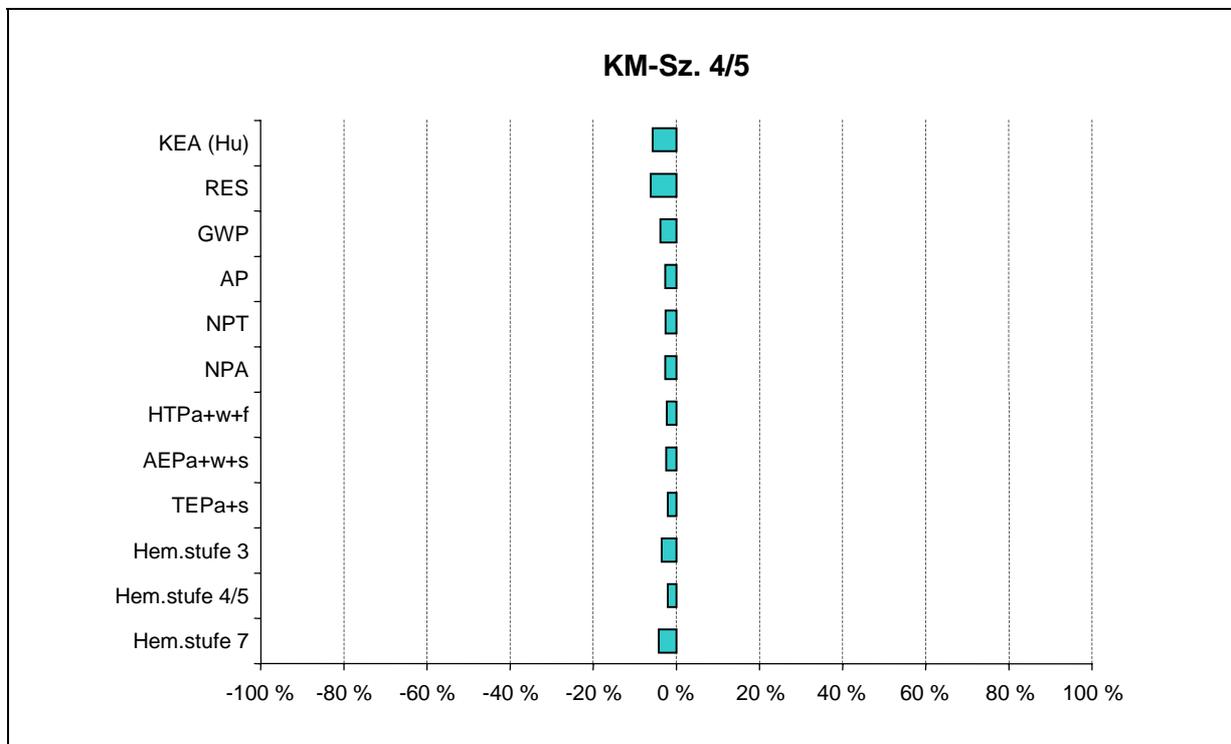


Abb. 6.1.1-4: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 4/5 (GVO, 0 bzw. 100 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

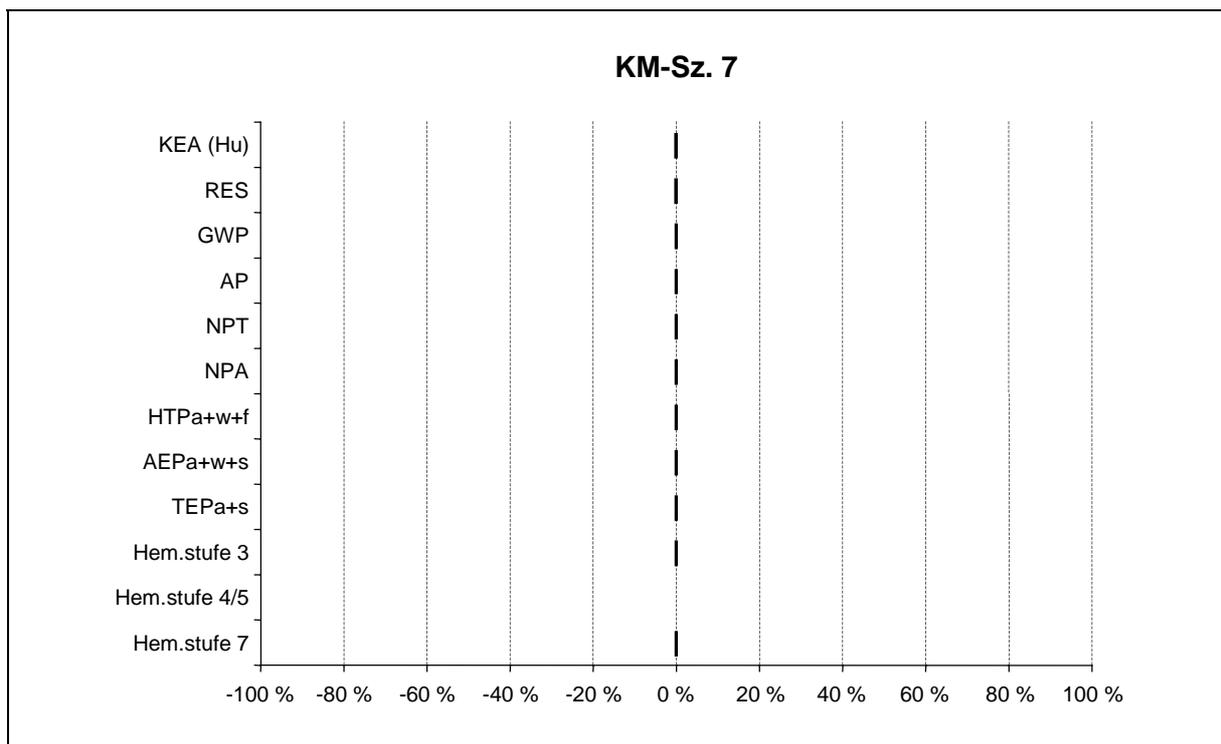


Abb. 6.1.1-5: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 7 (GVO auf 10 % der Fläche, 25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

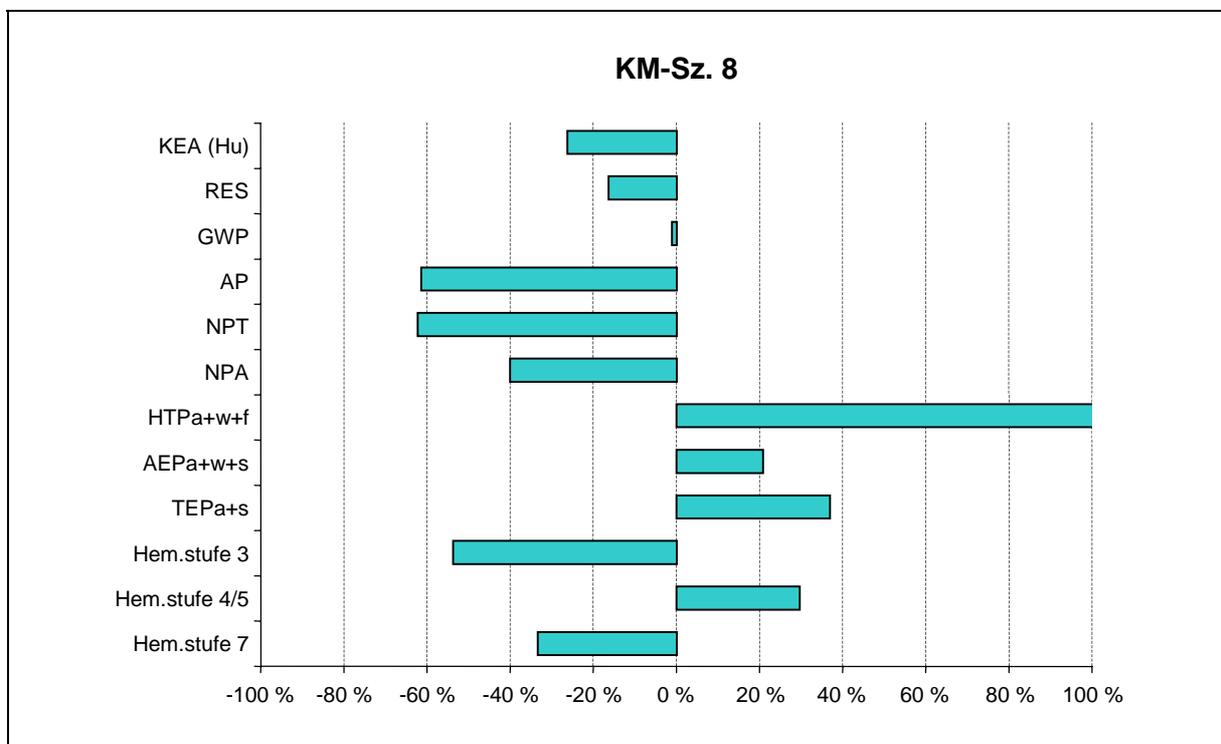


Abb. 6.1.1-6: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 8 (Bio, 25 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

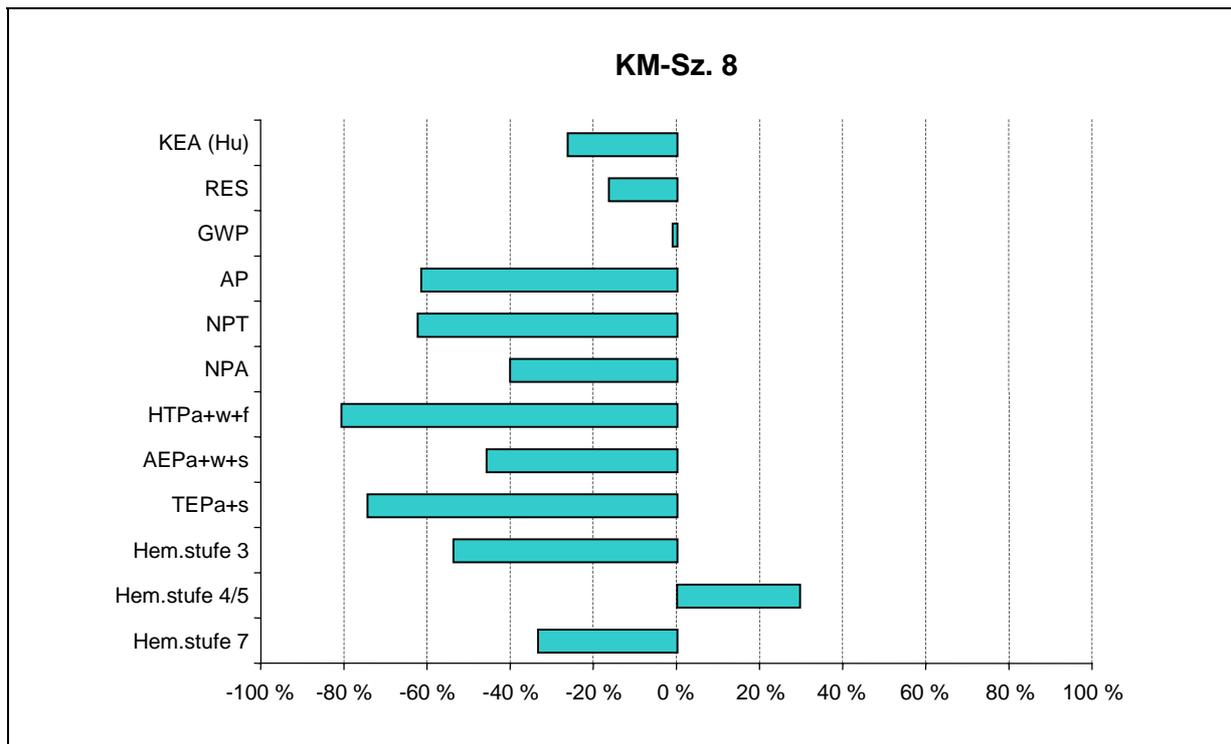


Abb. 6.1.1-7: Prozentuale Abweichung des Körnermais-Szenario 8 (Bio, 25 % Maiszünslerbefall) vom Standard-Körnermais-Szenario 6 (25 % Maiszünslerbefall, Standardertrag, Insektizid auf 10 % der Fläche); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

6.1.2 Auswertung der Risikoabschätzung für Körnermais

Für die Risikoabschätzung wurden verschiedene Risikomatrizes angewendet, die im folgenden tabellarisch dargestellt werden:

Tab. 6.1.2-1: Persistenz und Verbreitung als notwendige Voraussetzung für langfristige ökologische Wirkungen.

	nachgewiesen	möglich	unwahrscheinlich
Aufbau eigenständiger Populationen			+
Durchwuchs			+ ¹
Auskreuzung Mais auf Mais	+		
Auskreuzung auf Verwandte			+ ²
Nutzung des gleichen Trans-Gens in anderen Nutzpflanzen	+		
Übertragung der Trans-Gene (einschl. Antibiotikaresistenz) auf Mikroorganismen		+ ³	

¹ bezieht sich nur auf nördliche Anbaugebiete;

² gilt nur für Europa;

³ die dafür notwendige Persistenz der rekombinanten DNA im Boden ist nachgewiesen; die Übertragungswege existieren in der Natur ebenfalls.

Tab. 6.1.2-2: Übertragung des Antibiotikaresistenzgens.

	nachgewiesen	prinzipiell möglich	umstritten
Persistenz der DNA	+		
Aufnahme von Trans-Genen in Mikroorganismen	+		
	(mit homologer DNA nachgewiesen)		
Aufnahme der Bt-176-Mais Trans-Gene in Mikroorganismen			+
Weiterverbreitung der aufgenommenen Trans-Gene		+	
Folgen der Aufnahme des TEM1-Gens in Mikroorganismen			+

Tab. 6.1.2-3: Ökologische Wirkungsvermutungen.

	Bt-176 Mais		Pyrethroide zu erwarten	Bt konventionell zu erwarten
	zu erwarten	umstritten		
alle Standorte				
Auswirkungen auf Artenvielfalt		+	+	-
Auswirkungen auf Zusammensetzung der Bodenmikroflora und Fauna		+	+	-
Agrarstandorte				
vermehrte Probleme mit resistenten Schädlingen	+		+	-
Unwirksamwerden eines biologischen Schädlingsbekämpfungsmittels	+		-	-
Schädigung von Nützlingen		+ ¹	+	-

¹ in Einzelfällen in Laborversuchen nachgewiesen.

Tab. 6.1.2-4: Resistenzmanagementstrategie: Refugien/hohes Expressionsniveau und Monitoring.

<ul style="list-style-type: none"> • insgesamt sollten höchstens 50 % Bt-Mais in der Maisbauregion angebaut werden • die Refugien müssen strukturiert sein, ihre Größe muß mindestens 25 % betragen • es muß ein intensives Monitoring erfolgen • erhöhter Planungs- und Monitoringaufwand vor allem bei Anbau verschiedener Nutzpflanzen mit gleichem Trans-Gen • relativ schneller Verlust eines biologischen Schädlingsbekämpfungsmittels, welches für andere Anbausysteme von Bedeutung ist.

Mais ist in Europa nicht heimisch. Eine eigenständige Verwilderung und Auskreuzung von Bt-176 Mais auf verwandte Arten ist in Mitteleuropa nicht zu erwarten. Eine Auskreuzung auf benachbarte Maispflanzen hingegen ist möglich.

Ein horizontaler Gentransfer des Ampicillinresistenzgens kann allerdings nicht ausgeschlossen werden. Besonders bedenklich scheint, daß mit dem Einsatz als Futtermittel und der gleichzeitigen Gabe von Antibiotika als Wachstumsförderer oder in der Veterinärmedizin ideale Ausgangsbedingungen für einen solchen Transfer geschaffen werden. Das Antibiotikaresistenzgen ist für die Vermittlung der Zünslerresistenz in Bt-176 Mais nicht erforderlich.

Bt-176 Mais bietet eine wirksame Bekämpfung der ersten Maiszünslergeneration, alle weiteren werden sehr viel schlechter kontrolliert. Im Vergleich der Maiszünsler-Bekämpfungsmethoden muß eindeutig festgestellt werden, daß die Anwendung von Pyrethroiden in Bezug auf die Schädigung von Nichtzielorganismen nach dem jetzigen Kenntnisstand die weitaus schädlichste Variante darstellt. Allerdings müssen die Auswirkungen von Bt-Mais nicht nur mit der Wirkung anderer Insektizide sondern auch mit der von *Trichogramma*, B. t.-Spritzpräparaten und auch mit anderen Anbausystemen verglichen werden, die einem Befall vorbeugen.³⁹ Für *Trichogramma* und B. t.-Spritzpräparaten wurde bisher keine schädigende Wirkung auf Nützlinge festgestellt. Die Ergebnisse von Laborversuchen deuten jedoch an, daß durch den Bt-176 Mais Nichtzielorganismen, darunter auch Nützlinge geschädigt werden könnten. Die Ergebnisse sind auch Hinweise darauf, daß nicht nur mit direkten Auswirkungen der Bt-Maispflanzen gerechnet werden muß, sondern auch mit Effekten, die einzelne Glieder der Nahrungskette überspringen. Solche Effekte konnten bisher in den von NOVARTIS durchgeführten Untersuchungen zu den Wirkungen von Bt-Mais auf Nichtziel-Insekten, darunter ein mehrjähriges Monitoring in Italien, nicht festgestellt werden. Es muß daher dringend aufgeklärt werden, ob die Ergebnisse der Untersuchungen von HILBECK et al. (1997) auf eine im Feld langsame und daher sehr spät sichtbare Schädigung durch Bt-Mais hinweisen.

B. thuringiensis (B. t.) nimmt unter den biologisch eingesetzten Schädlingsbekämpfungsmitteln den ersten Rang ein. Wird dieses Mittel aufgrund einer durch Bt-Pflanzen ausgelösten Resistenzentwicklung unwirksam, ist dies nicht nur im biologischen Landbau ein empfindlicher Verlust einer schonenden Bekämpfungsmethode. Die klassischen Bt-Präparate benötigen eine komplexe Kaskade von Aktivierungsschritten in Wechselwirkung mit ihrem Wirt, die in Bt-Pflanzen nicht vorliegt. Die befürchtete Resistenzentwicklung läßt sich durch Resistenzmanagementstrategien möglicherweise hinauszögern, aber nicht verhindern. Zudem gibt es noch keine Einigkeit hinsichtlich der „richtigen“ Strategien.

Von Entomologen wird die „refuge/high dose“ Strategie, d. h. Anlegen von Refugien und Anbau von Maispflanzen mit hohem Bt-Toxingehalt, als aussichtsreich erachtet: In einem Gebiet sollen nicht mehr als 50 % Bt-Mais angebaut werden und die Refugiengröße darf 25 % Anbaufläche nicht unterschreiten. Insektizide dürfen nur bei hohem Befallsdruck eingesetzt werden. In Gebieten, in denen zwei Zünslergenerationen zur Entwicklung kommen, muß die Refugiengröße für Bt-176 Mais auf 50 % erweitert werden, da der CryIA(b)-Gehalt nach der Pollenausschüttung stark abfällt. Die Refugien müssen strukturiert sein, außerdem muß bei Bt-Maisanbau ein intensives Monitoring erfolgen. Insgesamt dürfte bei relativ kleinen Ackerflächen, wie sie in Österreich üblich sind, in den jeweiligen Regionen eine Gesamtplanung für den Maisanbau und das Monitoring notwendig werden.

³⁹ Der Schaden durch Maiszünsler kann zusätzlich durch eine geeignete Fruchtfolge zurückgedrängt werden. Außerdem wird an neuen Anbausystemen gearbeitet: So untersuchte BIGLER (1995c) die „Maiswiese“. Im Versuchsanbau konnte mit Hilfe dieses Systems der Maiszünsler um 50 % zurückgedrängt werden, sogar, wenn auf das Pflügen verzichtet wurde. Die Maiswiese hatte zusätzlich noch weitere Vorteile: Sie war ein guter Schutz gegen Erosion und Verschlammung und konnte den Beulenbrand-Befall (eine Pilzkrankung) um 50 % dezimieren (BIGLER et al., 1995 a,b,c; NEUROTH, 1997).

6.2 Auswertung Winterraps

6.2.1 Auswertung der quantitativen Wirkungsabschätzung für Winterraps

Bei der Auswertung der quantitativen Wirkungsabschätzung wurden die bilanzierten Systeme jeweils innerhalb einer Wirkungskategorie miteinander verglichen, um festzustellen, inwieweit signifikante Unterschiede vorliegen, die einen Vor- oder Nachteil für ein System bezüglich der Umweltbelastungen erkennen lassen. Als signifikant sollen hier Unterschiede von mindestens 20 % erachtet werden.

Wie die Ergebnisse in Kap. 5.5 zeigen, ist vor allem die Stickstoffdüngung ergebnisbestimmend. Während die Datenlage für die Vorkette der Mineraldünger bis auf einige Datenlücken im Bereich der prozeßbedingten Emissionen zufriedenstellend ist, muß auf die große Unsicherheit bei den Schwermetallgehalten vor allem der Wirtschaftsdünger hingewiesen werden.

Die Vorkette der Pestizide hat nur wenig Einfluß auf die Ergebnisse. Da sich die GVO-Szenarien von dem konventionellen aber nur durch den Herbizideinsatz unterscheiden, ergeben sich für die quantitativen Kategorien keine signifikanten Unterschiede.

In den nachfolgenden Abb. 6.2.1-1 bis 4 soll eine Übersicht zu den Ergebnissen der vier Winterraps-Szenarien gegeben werden. Die GVO-Szenarien 2 und 3 unterscheiden sich von dem konventionellen Szenario 1 durch den Ersatz des Herbizides Butisan S durch das Herbizid Basta bei ein- bzw. zweimaliger Ausbringung von Basta. Das Szenario 1 wird als Standard ausgewählt. In den Abbildungen sind die prozentualen Abweichungen der anderen Szenarien von diesem Standard-Szenario dargestellt. Dabei zeigen nach links gerichtete Balken ökologische Entlastungen des jeweiligen Szenarios an, nach rechts gerichtete größere Belastungen gegenüber Szenario 1.

Der unterschiedlichen Herbizideinsatz in den Szenarien 2 und 3 verursacht keine signifikanten Unterschiede. Aus den Ergebnissen lassen sich keine ökologischen Vorteile durch die Verwendung von Basta.resistentem Winterraps in Österreich ableiten.

Signifikante Vorteile zeigen sich dagegen für den Bioanbau in Szenario 4 in allen Kategorien außer Treibhauseffekt, Humantoxikologie und Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 4. Der Mehrbedarf an Ackerfläche in der Hemerobiestufe 4 ist qualitativ weniger belastend als die Naturraumbeanspruchung in Hemerobiestufe 5 in den anderen Szenarien. Die signifikanten Mehrbelastungen in der Kategorie Humantoxikologie entstehen durch die Schwermetallgehalte der Wirtschaftsdünger. Bei der zweiten Allokation, bei der die Schwermetalleinträge in den Boden mit dem Wirtschaftsdünger nicht dem System Rapsanbau zugerechnet werden, ergeben sich auch in dieser Kategorie deutliche Vorteile für Szenario 4.

Um zu testen, ob in Teilbereichen der Kategorien Human- und Ökotoxikologie Vorteile durch den Ersatz des Herbizides Butisan durch Basta in den GVO-Szenarien zu erkennen sind, ist der Beitrag der Pestizide zu diesen Kategorien in den Abbn 6.2.1-5 bis 7 dargestellt. Es wurde hier nur die zweite Allokation der Schwermetalle berücksichtigt, da sich hier eher ein nicht durch Schwermetalle verursachter Einfluss erkennen lässt. Die einmalige Anwendung von Basta in WR-Sz. 2 bewirkt Vorteile im Anteil der Pestizide zur Unterkategorie HPT_f , die den Transfer von Emissionen in die Nahrung beinhaltet.

Wie in Kap. 5.5 gezeigt, wird die terrestrische Ökotoxizität stark von der Verwendung von Lindan als Saatbeizmittel geprägt. Nimmt man Lindan aus den Berechnungen zur terrestrischen Ökotoxizität heraus, zeigt sich eine geringere Belastung im Teilbeitrag der Pestizide für die Szenarien 2 und 3.

Das Bio-Szenario 4 weist allerdings in allen Teilbereichen der Human- und Ökotoxikologie deutliche Vorteile auf.

Da die Wichtungsfaktoren in den Kategorien Human- und Ökotoxikologie mit großen Unsicherheiten behaftet sind, wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Anwendung anderer Herbizide im konventionellen Anbau durchgeführt.

Tab. 6.2-1: Herbizide, die statt Butisan (Metazachlor) im Rapsanbau eingesetzt werden können und für die Wichtungsfaktoren nach CST 95 vorliegen

	Wirkstoff	Wirkstoffkonzentration	Aufwandmenge	Aufwandmenge Wirkstoff [kg/ha]
Elancolan	Trifluralin	480 g/l	2,25 l/ha	1,08
Cirrus 50 WP	Clomazone	500 g/kg	240 g/ha	0,12
Devrinol	Napropamid	50,5 %	2,6 l/ha	1,313
Devrinol Kombi	Napropamid	190 g/l	4-5 l/ha	0,855
Devrinol Kombi	Trifluralin	240 g/l	4-5 l/h	1,08
Pradone Kombi	Carbetamid	25 %	3,5 kg/ha	0,875
Pradone Kombi	Dimefuron	25 %	3,5 kg/ha	0,875

Die Ergebnisse sind in den Abbn 6.2.1-8 bis 12 dargestellt. Dabei zeigt sich, daß die gleichen Vorteile wie in Szenario 2 auch durch die Anwendung des Herbizides Cirrus 50 WP erzielt werden können. Ungünstig ist vor allem das Kombinatiospräparat Pradone Kombi zu beurteilen.

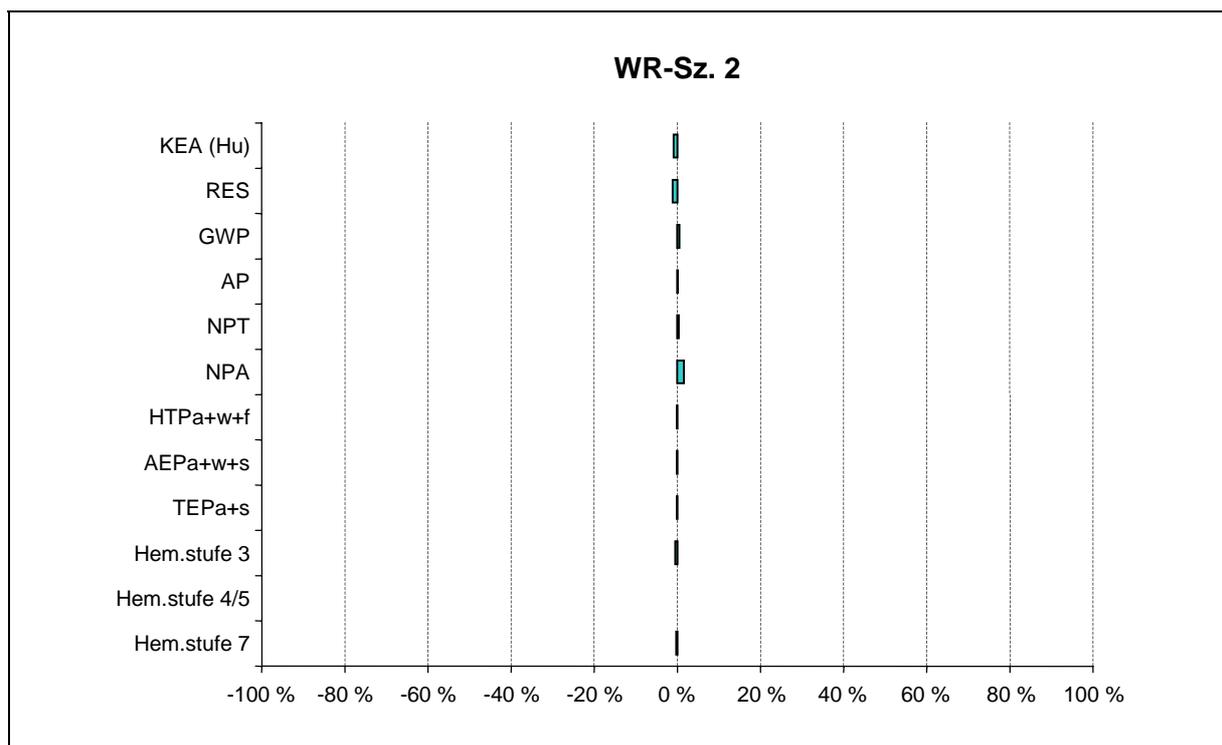


Abb. 6.2.1-1: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 2 (GVO, 1-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

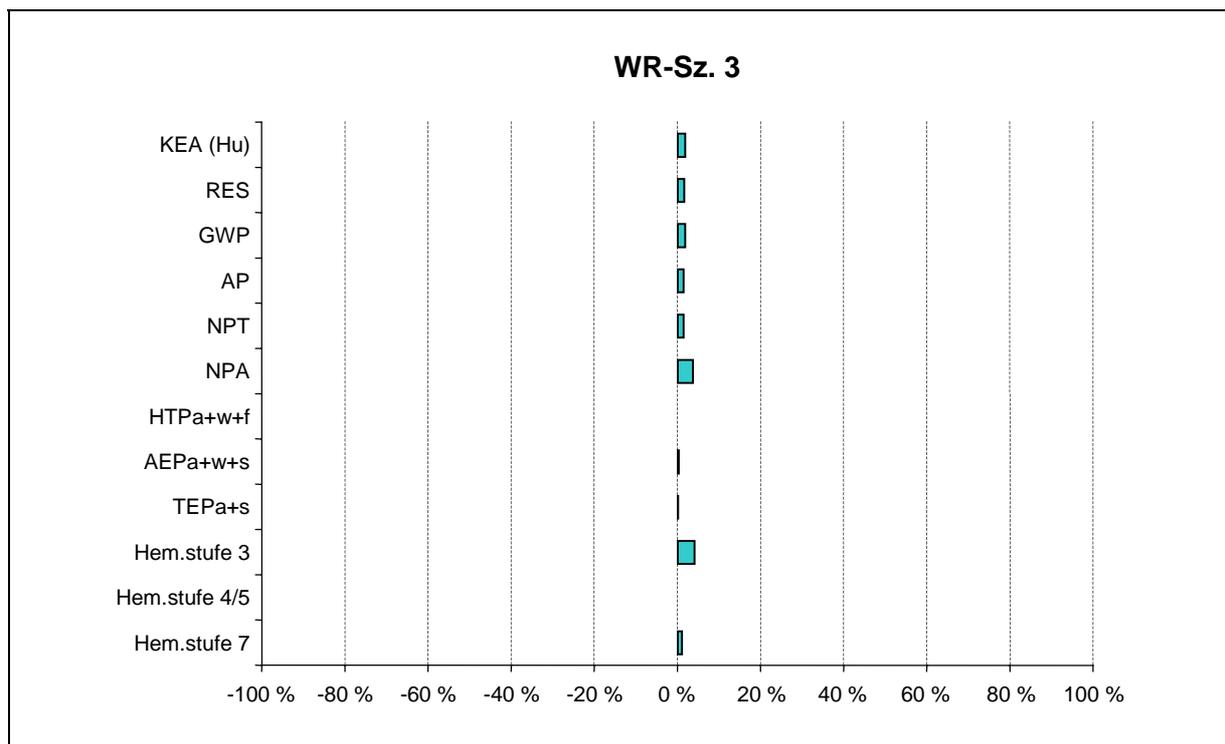


Abb. 6.2.1-2: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 3 (GVO, 2-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

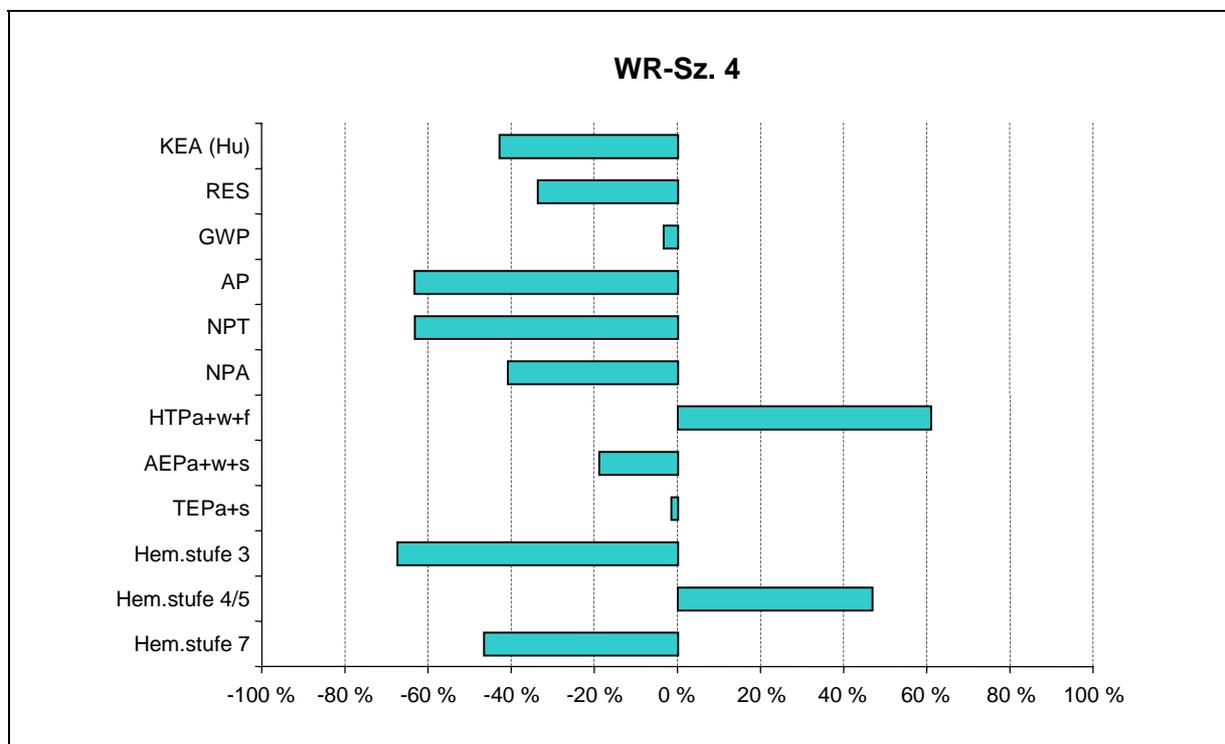


Abb. 6.2.1-3: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 (Bio) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 1. Allokation der Wirtschaftsdünger.

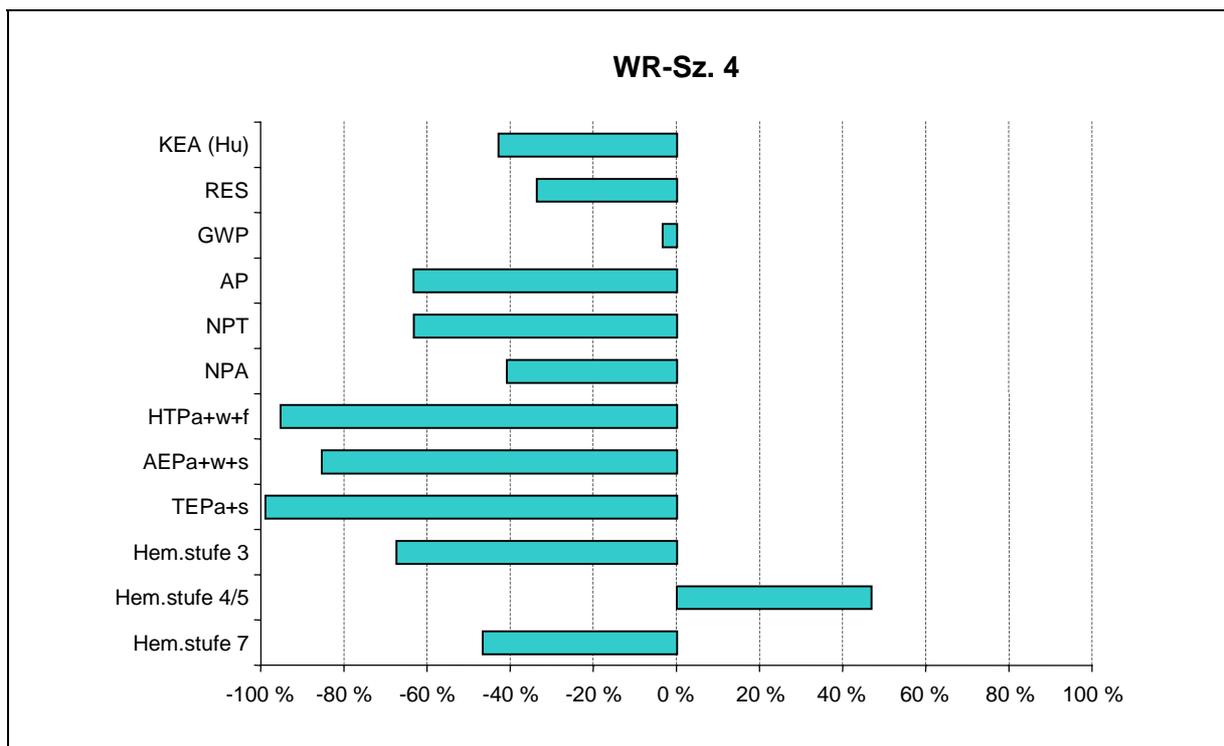


Abb. 6.2.1-4: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

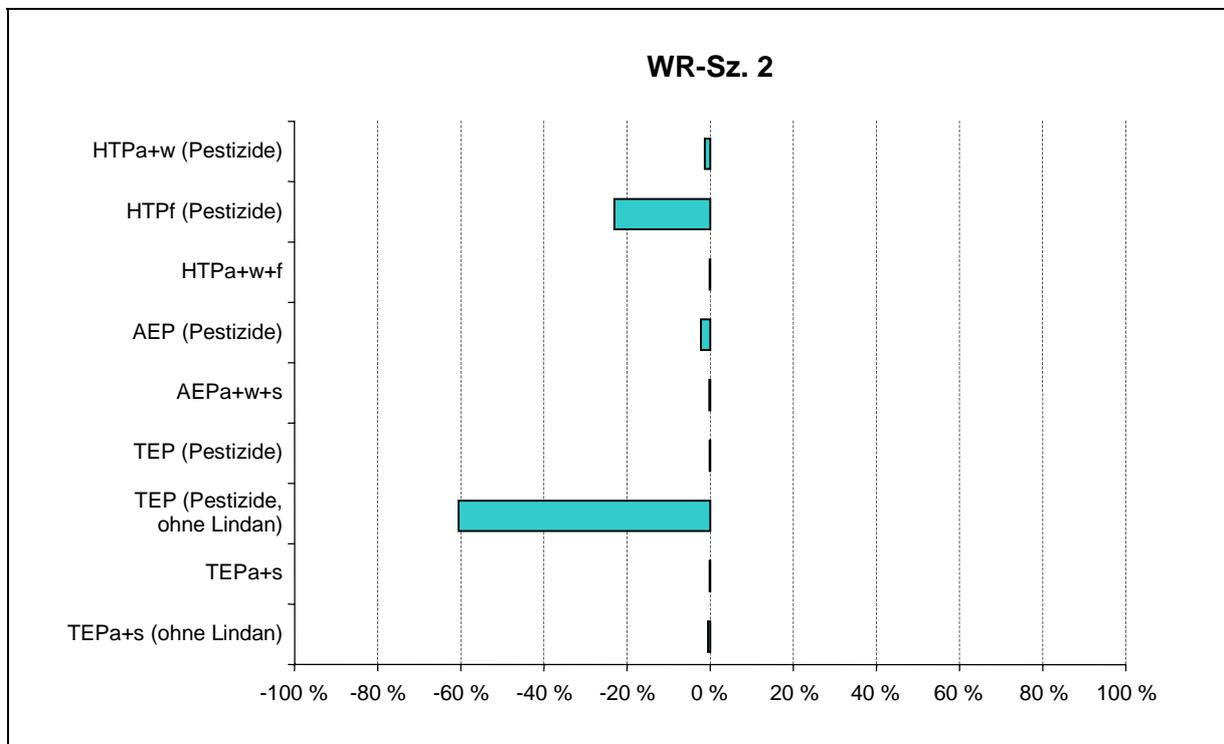


Abb. 6.2.1-5: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 2 (GVO, 1-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

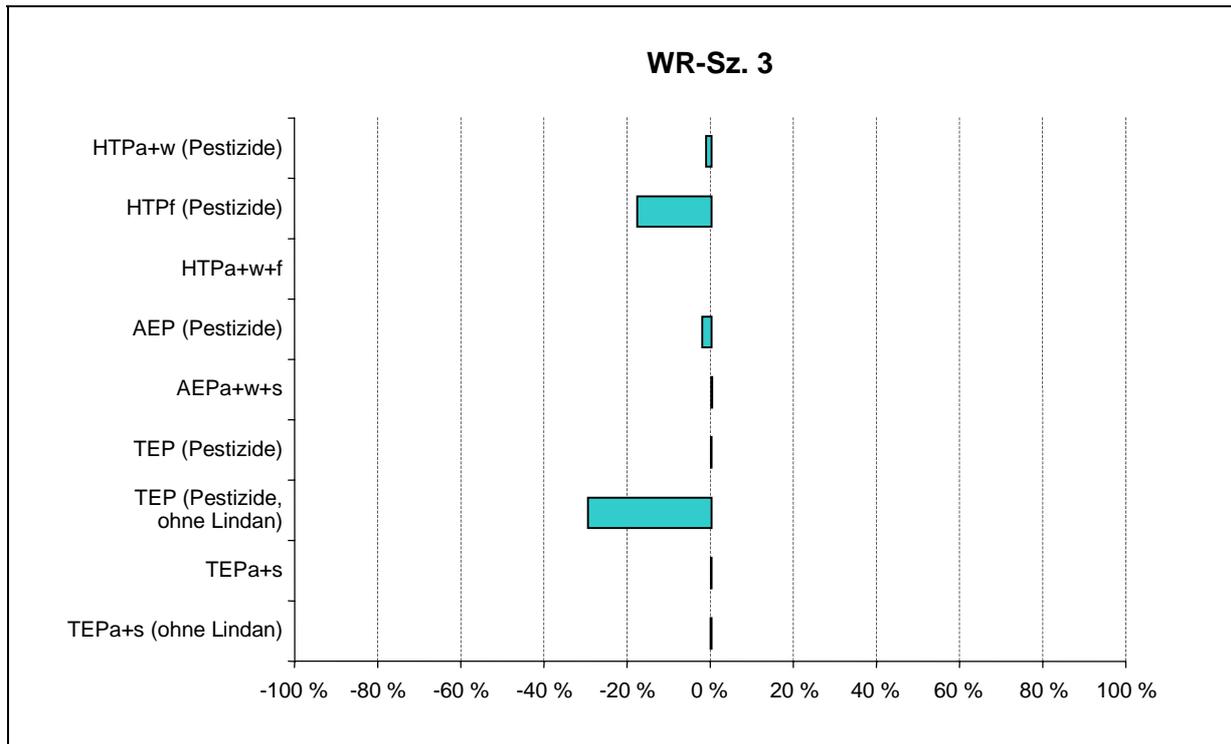


Abb. 6.2.1-6: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 3 (GVO, 2-mal Basta) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

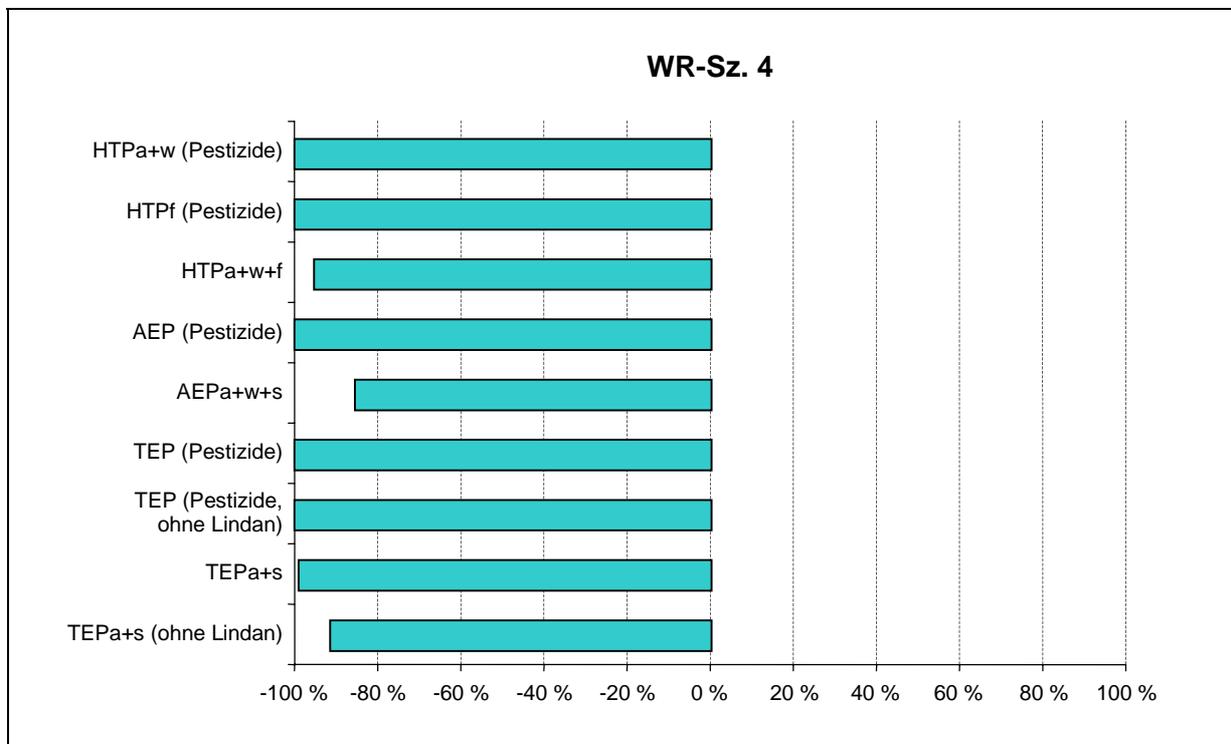


Abb. 6.2.1-7: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario 4 (Bio) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

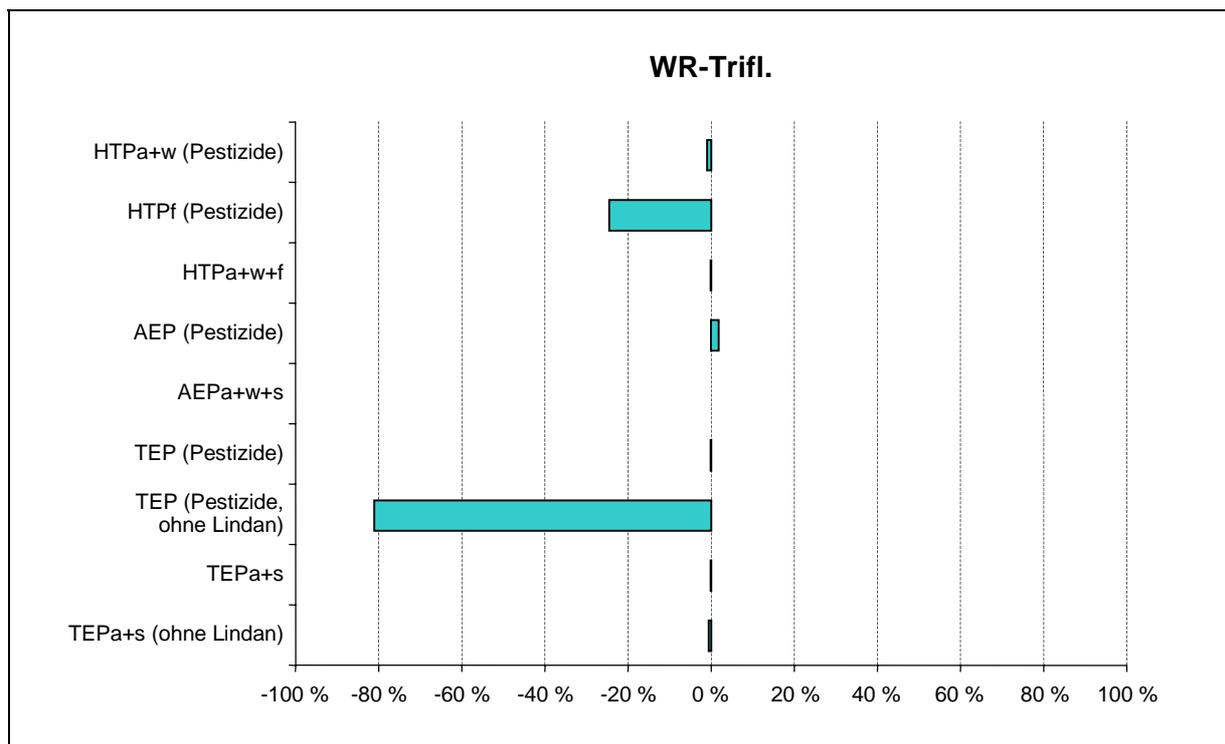


Abb. 6.2.1-8: Prozentuale Abweichung des Wintertraps-Szenario Trifl. (Elanco) vom Standard-Wintertraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

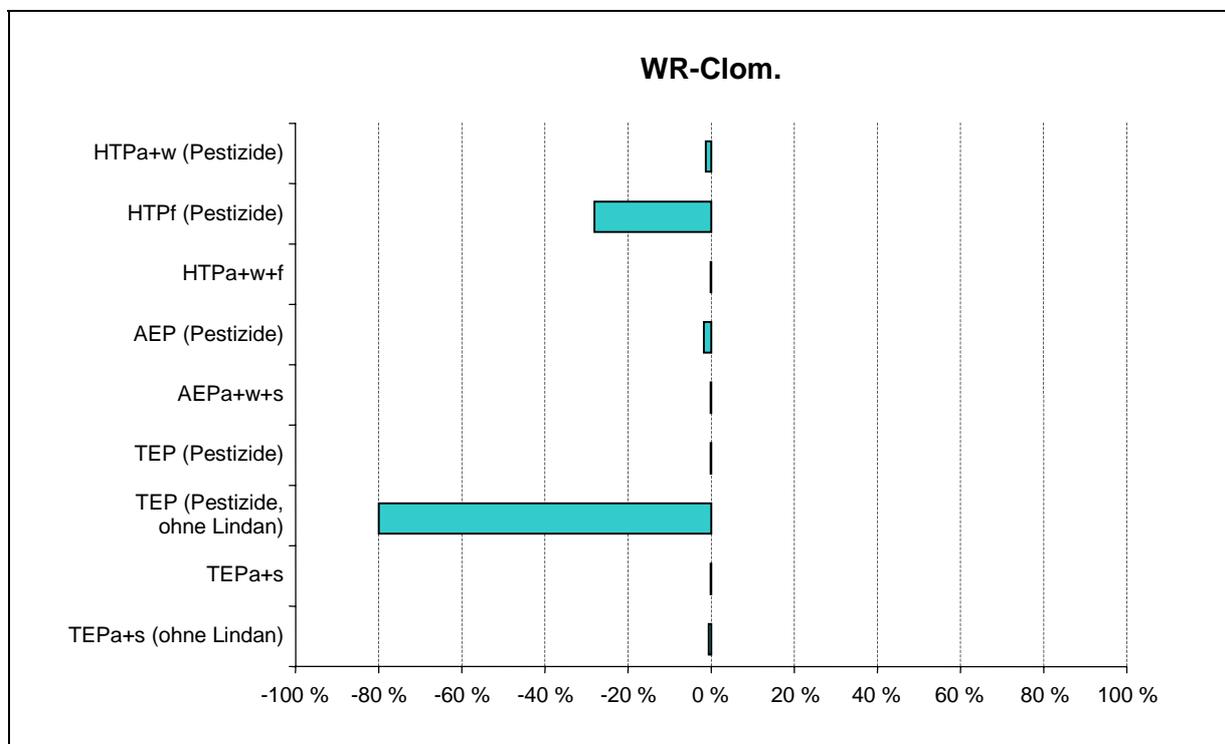


Abb. 6.2.1-9: Prozentuale Abweichung des Wintertraps-Szenario Clom. (Cirrus 50 WP) vom Standard-Wintertraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

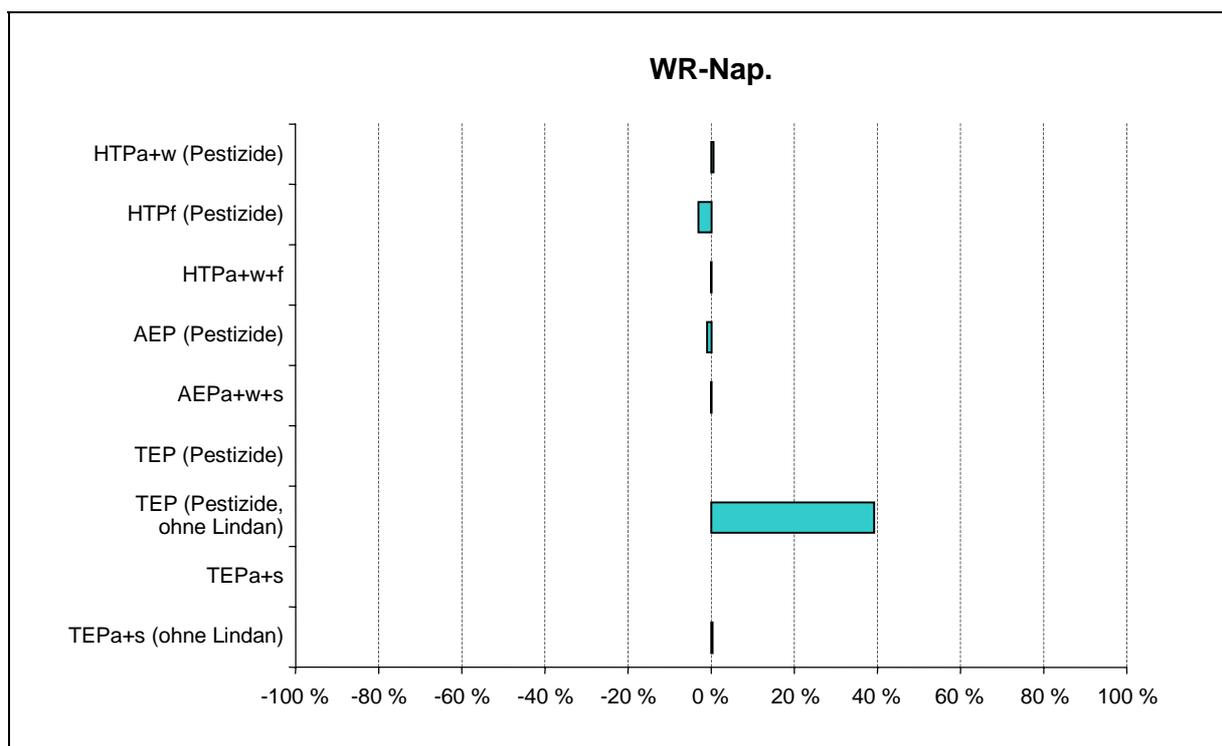


Abb. 6.2.1-10: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario Nap. (Devrinol) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

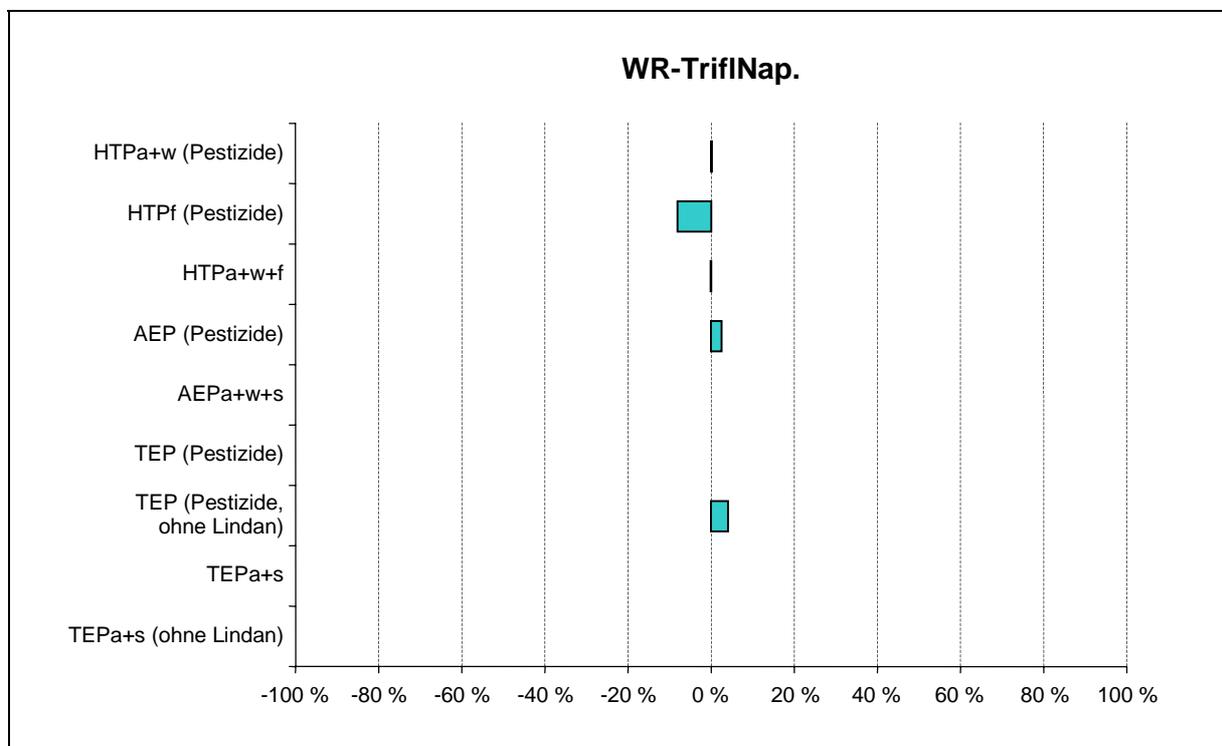


Abb. 6.2.1-11: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario TriflNap. (Devrinol Kombi) vom Standard-Winterraps-Szenario 1; 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

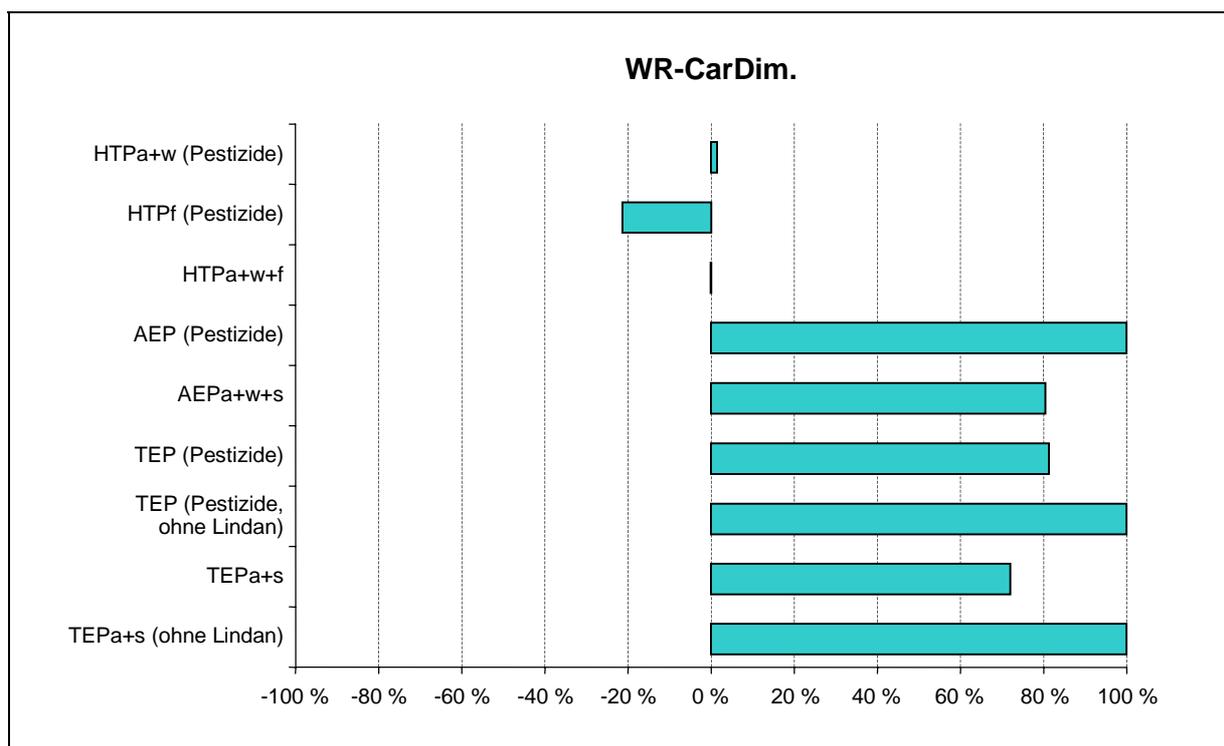


Abb. 6.2.1-12: Prozentuale Abweichung des Winterraps-Szenario CarDim. (Pradone Kombi) vom Standard-Winterraps-Szenario 1 (konv.); 2. Allokation der Wirtschaftsdünger.

6.2.2 Auswertung der Risikoabschätzung für Winterraps

Die Ergebnisse der für die Risikoabschätzung angewendeten Kriterien sind im folgenden tabellarisch dargestellt:

Tab. 6.2.2-1: Persistenz und Verbreitung als notwendige Voraussetzung für langfristige ökologische Wirkungen.

	nachgewiesen	möglich	unwahrscheinlich
Aufbau eigenständiger Populationen	+		
Durchwuchs	+		
Auskreuzung Raps auf Raps	+		
Auskreuzung auf Verwandte	+		
Nutzung des gleichen Trans-Gens in anderen Nutzpflanzen	+		
Übertragung der Trans-Gene auf Mikroorganismen		+ ¹	

¹ die dafür notwendige Persistenz der DNA im Boden ist nachgewiesen.

Tab. 6.2.2-2: Ökologische Wirkungsvermutungen.

	zu erwarten	umstritten
alle Standorte		
Auswirkungen auf Artenvielfalt		+
Auswirkungen auf Zusammensetzung der Bodenmikroflora		+
Agrarstandorte		
vermehrte Probleme mit resistentem Durchwuchs	+	
vermehrte Probleme mit Artverwandten	+	

Tab. 6.2.2-3: Sozio-ökonomische Aspekte.

- erhöhter Planungs- und Monitoringaufwand vor allem bei Anbau verschiedener Nutzpflanzen mit gleichem Trans-Gen
- relativ kurzfristiger „Verbrauch“ eines Herbizides aufgrund von Resistenzbildung²

² wenn davon ausgegangen wird, daß in überschaubaren Zeiträumen Herbizide in der Landwirtschaft unverzichtbar sind, muß die Erhaltung von vergleichsweise umweltfreundlichen Herbiziden (mindestens im Gegensatz zu einigen alten Herbiziden) auch ein Aspekt sein, da Neuentwicklungen nach Aussage der Industrie mittlerweile 15-20 Jahre benötigen.

Rapspflanzen haben das Potential, eigenständige Populationen außerhalb bewirtschafteter Flächen aufzubauen. Da keine Unterschiede in den kompetitiven Eigenschaften zwischen transgenem und konventionellem Raps festgestellt werden konnten, muß demnach auch mit der Verwilderung transgener Rapspflanzen gerechnet werden. Das Auskreuzungsverhalten von Raps ist lange Zeit falsch eingeschätzt worden. Hybridisierungen von Raps zu Raps sind relativ häufig und über größere Entfernungen möglich.

Auch eine Einkreuzung von Rapspollen in verwandte Wildpflanzen ist unter Feldbedingungen nachgewiesen. Daraus folgt, daß mit einer Verbreitung des Transgens gerechnet werden muß.

Über zeitliche und räumliche Muster lassen sich nach derzeitigem Kenntnisstand keine zuverlässigen Angaben machen. Erfahrungen mit der Ausbreitung herbizidtoleranter Unkräuter weisen aber darauf hin, daß bei entsprechendem Selektionsdruck, also Einsatz des Herbizids, mit einer raschen Ausbreitung über recht große Distanzen gerechnet werden muß.

Es ist mittlerweile auch nachgewiesen, daß ein horizontaler Gentransfer von Pflanzen auf Mikroorganismen stattfinden kann. Homologe Sequenzen erleichtern die Integration über Rekombination. Das Basta-Transgen weist bakterielle Sequenzen auf, die damit zu einer erleichterten Integration in diese bakteriellen Genome führen können. Die gleichzeitige Applikation von Basta, das auch antibiotische Wirkung zeigt, kann als unterstützender Selektionsdruck interpretiert werden. Eine Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden kann die Folge sein.

Raps ist eine der wenigen Kulturpflanzen, die hohe Unkrautdichte unterdrücken kann, wenn es nach der Aussaat zu einem schnellen Auflauf kommt. In der Regel findet deshalb nur eine Herbizidspritzung im Voraufbau oder frühen Nachaufbau statt. Basta erweitert im Zusammenhang mit den toleranten Nutzpflanzen die Möglichkeiten der Landwirte für spätere Nachaufbau-spritzungen. Gerade bei späteren Nachaufbau-spritzungen muß aber mit höheren Aufwand-mengen gerechnet werden. Veränderte Anbauverfahren, welche, wie im biologischen Landbau z. B. durch eine veränderte Düngepraxis oder vielseitige Fruchtfolgen vorbeugend wirken, werden durch die HR-Technik nicht weiterentwickelt und in die Pflanzenschutzmaßnahmen einbezogen (GNEKOW-METZ, 1994).

Basta kann als Breitbandherbizid tendenziell mehr Pflanzenarten abtöten als selektive Herbizide. Insofern muß mit einem negativen Einfluß auf die pflanzliche Vielfalt und in Folge auch auf die mit diesen Pflanzen assoziierten Tieren gerechnet werden. Die Ökotoxizität von Basta und seinen Abbauprodukten in transgenen Pflanzen ist nur teilweise bekannt. Wirkstoff und Formulierungshilfe sind als fischgiftig eingestuft. Eine antibiotische Wirkung auf Bodenmikroorganismen ist nachgewiesen. Das Hauptabbauprodukt in transgenen Pflanzen kann im Darm von Warmblütern in den Wirkstoff rückverwandelt werden und über den Kot wieder ausgeschieden werden. Ein Allergiepotential durch das Enzym wird von AgrEvo verneint. Allerdings lassen die zur Verfügung stehenden Methoden zum Nachweis respektive zur Abschätzung dieses Potentials bisher keine zuverlässigen Aussagen zu.

6.3 Grenzen der erweiterten Ökobilanzen Körnermais und Winterraps: GVO versus konventioneller und biologischer Landbau

In Übereinstimmung mit der Zieldefinition wurde eine Methodik entwickelt, die als erweiterte Ökobilanz (LCA) bezeichnet werden kann. Die Erweiterung betrifft diejenigen Wirkungsaspekte in der Komponente Wirkungsabschätzung, die bisher methodisch noch nicht bearbeitet worden sind, d. h. vor allem die Risiken der GVO. Daneben wurden einige Aspekte, für die prinzipiell Quantifizierungsmethoden vorhanden sind, bei denen jedoch die Datenbasis größere Unsicherheiten beinhaltet (Human- und Ökotoxizität) auch qualitativ erörtert. Die Erweiterung bezieht sich auf die Risikoanalysen zu den quantitativ nicht zu behandelnden Teilen als integraler Teil der Wirkungsabschätzung. Darin liegt ein innovatives Element im Hinblick auf die Weiterentwicklung der Ökobilanz, die insbesondere in der Komponente Wirkungsabschätzung noch erheblichen Entwicklungsbedarf aufweist.

Ebenfalls in Übereinstimmung mit der Zieldefinition wurde die quantitative Analyse nur bis zur Herstellung der Produkte getrieben, die zur Definition der funktionellen Einheit herangezogen wurden: 1.000 kg Körnermais bzw. 1.000 l Rapsöl. Der Gebrauch/Verbrauch der Produkte, der für die verschiedenen Herstellungsverfahren gleich angenommen wurde, lag nicht mehr im Rahmen der quantitativen Analyse, wurde aber im Rahmen der qualitativen Risikoanalyse behandelt. Damit wurde die spezifische Behandlung von Fragen ausgeklammert, wie z. B. Pestizid-Rückstände aus dem konventionellen und GVO-modifizierten Landbau in die Nahrungsmittel eindringen können und inwiefern der biologische Landbau in dieser Hinsicht überlegen ist. Diese und ähnliche Fragen hätten vom Thema der Studie weggeführt, die Ermittlung zusätzlicher Daten erfordert und den Zeit- und Kostenrahmen der Studie noch weiter überzogen.

Die in den Abschnitten 6.1 und 6.2 zusammengefaßten Ergebnisse der Ökobilanzen, einschließlich der integrierten Risikoanalysen, beziehen sich streng auf die Fragestellung, nämlich ob ein GVO-modifizierter, aber ansonsten konventioneller Landbau ökologische Vor- oder Nachteile gegenüber dem konventionellen Landbau ohne GVO und dem Biolandbau bringt. Der Vergleich bezieht sich auf zwei wichtige landwirtschaftliche Produkte und auf österreichische Rahmenbedingungen. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf andere als die hier behandelten Fragestellungen ist Vorsicht geboten. So wurde z. B. bei Winterraps von einer Allokation der Umweltbelastungen auf das Nebenprodukt Raps-Preßkuchen (Tierfutter) abgesehen, da dies für die behandelte Thematik nicht relevant ist; es wurden vielmehr alle Belastungen dem Hauptprodukt Rapsöl angerechnet. Für eine andersgeartete Fragestellung, für die das Nebenprodukt eine Rolle spielt, empfehlen wir eine mit den Preisen von Haupt- und Nebenprodukt gewichtete Massenallokation. Eine Umrechnung kann auf der Basis der hier vorgelegten Daten durchgeführt werden. Auch die hier für beide Systeme vernachlässigte Gebrauch/Verbrauch-Phase könnte für andere Fragestellungen von Bedeutung sein und müßte in Folgestudien ergänzt werden.

Nicht betrachtet, da außerhalb der Fragestellungen dieser Studie liegend, wurden Probleme, die sich z. B. bei der Einführung eines (theoretisch denkbaren) flächendeckenden Biolandbaus in Österreich ergeben würden: ist genug Anbaufläche vorhanden, um den durch die geringere Produktivität höheren Flächenbedarf zu decken? Falls nicht, werden durch geringere Eigendeckung Umweltprobleme ins Ausland verlagert? In dieser Studie wurde die in Ökobilanzen häufig gemachte Annahme getroffen, daß alternative Produktionsweisen zunächst nur zu differentiellen Änderungen im ökonomischen System führen.

Eine systematische Sensitivitätsanalyse wurde in dieser Studie nicht durchgeführt. Allerdings kann die Berechnung jeweils mehrerer Szenarien für die konventionellen und GVO-modifizierten Landbaumethoden, die den Rahmen der in Österreich üblichen Variationen abstecken, sowie die punktuelle Durchführung von Sensitivitätsprüfungen sinngemäß als Erfüllung der von ISO CD 14043 (ISO, 1998) geforderten kritischen Überprüfung der Aussagen von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung (quantitativer Teil) angesehen werden. Auf Unsicherheiten in der Aussagesicherheit auf Grund fehlender oder unsicherer Daten wurde im Text an mehreren Stellen deutlich hingewiesen. Daraus abgeleiteter Forschungsbedarf wurde ebenfalls an vielen Stellen im Text erwähnt und wird in Kapitel 7 zusammengefaßt. Er betrifft vor allem die GVO-Systeme und den Biolandbau.

In Kapitel 6.1.1 und 6.2.1 wurde für die Signifikanz von Unterschieden im Ergebnis pauschal ein Wert von 20 % vereinbart. Dabei wurde nicht berücksichtigt, daß die Aussagesicherheit in den einzelnen Wirkungskategorien sehr verschieden sein kann. Besonders groß sind die Ungenauigkeiten in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität. Die Fehlergrenzen für die Wichtungsfaktoren z. B. der Pestizidwirkstoffe können durchaus mehrere Größenordnung betragen. Zu den wünschenswerten Ergänzungen der Studie gehört daher besonders eine verbesserte Quantifizierung dieser Wirkungskategorien, die bei entsprechender Datenlage beim gegenwärtigen Entwicklungsstand der LCA-Methodik prinzipiell möglich wäre, auch wenn noch keine abgeschlossene Norm vorliegt. Dabei sollten neben den üblicherweise erhobenen Emissionen in Luft und Wasser v. a. auch die Pestizide, Schwermetalle (Boden) und ggf. meßbare toxische Rückstände aus allen betrachteten Anbauformen im Mais und Rapsöl einbezogen werden. Die vorliegende Studie bietet den Rahmen und Ausgangspunkt für solche und ähnliche wünschenswerte Ergänzungen, die ihre Aussagekraft noch erhöhen würden.

7 EU-RELEVANTE FRAGESTELLUNGEN UND EMPFEHLUNGEN

Die folgenden Abschnitte beziehen sich bezüglich der geplanten Änderung der EU-Richtlinie 90/220/EWG auf den Vorschlag der Kommission vom 23. Februar 1998, da die Beratungen im Rat und im Europaparlament noch nicht abgeschlossen sind.

7.1 Wesentliche Aussagen der vergleichenden LCA-Studie

Die vorliegenden Ökobilanzen (LCA) der Systeme Körnermais und Rapsöl für die Anbauformen konventioneller Landbau, Landbau unter Verwendung von GVO und biologischer Landbau unter österreichischen Rahmenbedingungen brachten folgende wesentliche Ergebnisse:

- Die gewählte Methodik (Ökobilanz nach ISO-EN 14040 (1997), erweitert um Risikoanalysen zu den nicht quantifizierbaren Wirkungskategorien, ist geeignet, um zu aussagekräftigen Systemvergleichen zu gelangen.
- Die Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen zeigen, daß in den quantifizierbaren Parametern nur geringe Unterschiede zwischen GVO- und konventionellem Landbau bestehen, während der Biolandbau bei einigen Kategorien besser abschneidet.
- Als wesentlicher Belastungsschwerpunkt wurde bei allen untersuchten Systemen die Düngung identifiziert, wobei besonders für den biologischen Landbau große Datenlücken bestehen.
- Bei den nicht quantifizierbaren Parametern zeigte die verbale Risikoanalyse erhebliche Unsicherheiten in bezug auf das ökologische Verhalten von GVOs auf, die im Sinne des Vorsorgeprinzips als Risiken bei der Freisetzung und Kommerzialisierung ernst genommen werden müssen.

Da die Basis politischen Handelns meist in der Abwägung des potentiellen Nutzens von Maßnahmen mit den damit verbundenen Risiken besteht, muß auch hier gefragt werden, ob den in der Studie identifizierten Risiken (beim Landbau mit GVO) ökologische Vorteile gegenüberstehen. Für die beiden hier bearbeiteten Beispiele sind für die österreichische Landwirtschaft und Umwelt keine signifikanten Vorteile zu erkennen.

Im folgenden wird untersucht, wie im Rahmen der Richtlinien der EU und im weiteren internationalen Kontext die gewonnenen Erkenntnisse zum besseren Schutz der Umwelt im Sinne des von der EU festgeschriebenen Vorsorgeprinzips und des globalen Leitbilds der nachhaltigen Entwicklung eingesetzt werden können.

7.2 Bezug zu den Richtlinien der EU

Eine ausführliche Analyse der für die Freisetzung von GVO relevanten Richtlinien der EU und der entsprechenden Passagen des Österreichischen Gentechnikgesetzes findet sich im Anhang 7. Hier soll nur auf die besonders wichtigen Stellen der Richtlinie des Rates vom 23. April 1990 (KOMMISSION DER EU, 1990) und des Vorschlags der Kommission für eine Richtlinie zur Änderung der genannten Richtlinie vom 23. Februar 1998 (KOMMISSION DER EU, 1998) Bezug genommen werden. Das Österreichische Gentechnikgesetz (GTG) (BUNDESGESETZBLATT, 1994) geht in einigen Punkten über die dzt. noch gültige EU-Richtlinie hinaus (höherer Stellenwert der Ethik und der Öffentlichkeit, Einbindung der sozialen Aspekte der neuen Technologie), was im Vorschlag der Kommission für eine novellierte Richtlinie teilweise berücksichtigt wird.

Die Richtlinie 90/220/EWG hebt bereits in der Präambel das Vorsorgeprinzip hervor und leitet daraus die Notwendigkeit einer Umweltverträglichkeitsprüfung für jede Freisetzung im Einzelfall ab. Sie sieht, ähnlich wie das GTG, eine stufenweise Lockerung der Einschließung der

GVO vor, wenn die Bewertung der jeweils vorangegangenen Stufe ergibt, daß die nachfolgende Stufe mit dem Vorsorgeprinzip vereinbar erscheint.

Der hohe Stellenwert des Vorsorgeprinzips in der Richtlinie und im GTG sind in völligem Einklang mit der in dieser Studie entwickelten Methodik, die jedoch durch ihren prinzipiell holistischen Ansatz über die von der EU geforderte Risikobewertung hinausgeht. Diese ist zwar Teil der erweiterten LCA, kann aber die gesamte Ökobilanz nicht ersetzen. Nur die gesamte Ökobilanz (klassischer Teil + Risikobetrachtung) kann echte ökologische Vorteile für eines der betrachteten Systeme ausweisen, welche im Sinne einer Nutzen-Risiko-Abwägung für eine fundierte Entscheidung pro oder kontra einer Anwendung nötig ist. Beispielsweise könnte infolge der großen Bedeutung der Stickstoffbilanz eine auf N-Fixierung optimierte GVO-Pflanze einen ökologischen Vorteil aufweisen, der dann gegen die Risiken abzuwägen wäre. Dieser Vorteil wäre bei der normalen Risikoabschätzung nicht zu Tage getreten oder jedenfalls nicht in quantitativer, belegbarer Form.

Die vorgeschlagene Novellierung der Richtlinie bringt Fortschritte bei der Risikobewertung, indem ein auf der klassischen Risikoanalyse basierendes Konzept zur einheitlichen Verwendung in den Mitgliedstaaten vorgeschlagen wird. Diesem Konzept ist zuzustimmen, wenn tatsächlich die konkreten örtlichen Gegebenheiten, d. h. die spezifische Ausprägung der (natürlichen und landwirtschaftlich modifizierten) Ökosysteme berücksichtigt wird. Davon kann man in der speziellen Situation eines sachgerechten Antrags auf experimentelle Freisetzung zumindest theoretisch ausgehen, nicht jedoch im Falle der kommerziellen Anwendung im gesamten Bereich der EU. Angesichts der großen Vielfalt der potentiell betroffenen Ökosysteme scheint eine länderspezifische erweiterte Ökobilanz, wie hier vorgeschlagen, – ggf. mit einer weiteren Aufschlüsselung nach unterschiedlichen Anbaugebieten in Ländern mit mehreren deutlich abweichenden Zonen – das einzige Instrument zur Erfassung der ökologischen Risiken und potentieller Vor- und Nachteile verschiedener Anbauformen zu sein.

Eine besondere Bedeutung erhält die umfassende Analyse und Bewertung durch eine LCA bei der in Anhang IIIB spezifizierten Anmeldung höherer Pflanzen, soll doch die Anmeldung in einem Mitgliedsland nach erfolgter Bewilligung prinzipiell für die gesamte EU gelten. Diese im Sinne des Abbaus von Handelshemmnissen verständliche Regelung tritt trotz der verbesserten Informationspflicht zwischen den Ländern in Konflikt zu den ökologischen Erfordernissen in den einzelnen Ländern, ganz abgesehen vom unterschiedlichen ökologischen Nutzen im Vergleich verschiedener Anbauformen.

Das zentrale Anliegen der vorliegenden Studie, die vergleichende Analyse und Abwägung der unterschiedlichen Agrartechniken in Abhängigkeit von den regionalen ökologischen Rahmenbedingungen, wird am besten gewährleistet, wenn den nationalen Behörden ein Entscheidungsspielraum eingeräumt wird (oder bleibt), der über die vorgesehenen Bestimmungen (einfache Mehrheit im Rat nach IIIB, Anhörung wissenschaftlicher Ausschüsse, Recht zu befristeten Verboten) hinausgeht. Von zentraler Bedeutung ist hier, daß (besonders bei den befristeten Verboten) tatsächliche Schadwirkungen nachzuweisen sind (was bei ökologischen Langzeitwirkungen meist schwierig ist) und daß ein fehlender ökologischer Nutzen als Grund für eine Ablehnung nicht einmal in Erwägung gezogen wird. Die im GTG (BUNDESGESETZBLATT, 1994), nicht jedoch bei der EU-Richtlinie, angesprochenen möglichen sozioökonomischen Auswirkungen der Gentechnik werden – als kommerzieller Nutzen – in den EU-Richtlinien wohl vorausgesetzt. Dieser ist jedoch mit dem ökologischen Nutzen nicht automatisch identisch, jedenfalls solange nicht, bis sich Umweltbelastungen in den Kosten wiederfinden (Stichwort: ökologische Steuerreform). Höhere Erträge können durchaus auch ökologische Vorteile bringen, auch dies zeigt die Studie, diese Vorteile müssen aber mit den zusätzlichen Belastungen und Risiken abgewogen werden.

Eine gewisse Gefahr für jede gründliche Analyse und Abwägung liegt in der nach Artikel 6a vorgesehenen beschleunigten Abwicklung für Routinefälle (Anhang V, Kategorie I). Dabei soll ein vereinfachtes Anmeldeverfahren für solche Fälle geschaffen werden, die in ähnlicher Form bereits bewilligt wurden. Eine solche Maßnahme ist angesichts der großen Zahl von Antragstellungen aus administrativer Sicht sicherlich zu begrüßen, birgt aber die Gefahr zu laxer Aus-

legung der Ähnlichkeitskriterien (Analogieschlüsse), nach denen die Einstufung in Kategorie I erfolgt. Es wird darauf zu achten sein, daß die wesentlichen ökologischen Schutzziele, die z. B. durch die erweiterte Ökobilanz identifiziert wurden, bei der beschleunigten Behandlung nicht umgangen werden.

7.3 Internationale/globale Aspekte

Mit der „Rio Declaration on Environment and Development“ haben 1992 mehr als 178 Staaten eine Reihe von Prinzipien verabschiedet, die als allgemeine Leitlinien für eine nachhaltige Entwicklung gelten können. Zu diesen Prinzipien gehört u. a. das Vorsorgeprinzip. Alle Unterzeichnerstaaten, zu denen Österreich ebenso wie alle anderen EU-Staaten gehören, verpflichten sich damit, dieses Vorsorgeprinzip in nationales und EU-weites Recht umzusetzen.

Auf dem Gipfel in Rio wurde auch die „Convention on Biodiversity“ verabschiedet, die den Schutz der biologischen Vielfalt und ihrer Bestandteile zu einem gemeinsamen Anliegen der Menschheit erklärt. Nachdem 30 Staaten diese Konvention ratifiziert hatten, trat sie am 28.12.1993 in Kraft. Mittlerweile (Stand Februar 1998) haben 173 Staaten diese Konvention unterzeichnet. Alle EU-Staaten und die EU als Staatengemeinschaft sind dieser Konvention beigetreten. Auch diese Konvention fühlt sich dem Vorsorgeprinzip verpflichtet. Mit der Entscheidung II/5 der zweiten Vertragsstaatenkonferenz in Djakarta, Indonesien (November 1995), ein „Biosafety-Protokoll“ zu verhandeln, wurde dieser Vorsorgegedanke und die besondere, teilweise problematische Rolle transgener Organismen bei dem Schutz und Erhalt der biologischen Vielfalt noch einmal betont. Vor diesem Hintergrund ist die geplante Veränderung der EU-Freisetzungs-Richtlinie 90/220/EWG (KOMMISSION DER EU, 1998) von besonderer Bedeutung, da damit die Bestimmungen und Prinzipien dieser internationalen Abkommen in besonderem Maße mit in die Veränderungen eingearbeitet werden können.

7.4 Kritik an der bestehenden EU-Richtlinie aus ökologischer Sicht

Die Nutzung transgener Organismen erfolgt in der Regel in komplexen Systemen mit vielen unterschiedlichen Einflußparametern. Die im Mittelpunkt der Diskussion stehende Nutzung transgener landwirtschaftlicher Nutzpflanzen wird auch die landwirtschaftliche Praxis vielfältig verändern. Die gängige landwirtschaftliche Praxis verursacht durch ihre Stoff- und Energieflüsse in erheblichem Maße Umweltwirkungen. So gilt die Landwirtschaft u. a. als Hauptverursacher von Nitrat- und Pestizidbelastungen in Grund- und Oberflächengewässern und als wichtiger Mitverursacher des weltweit bedrohlichen Verlustes der Artenvielfalt. Insofern scheint es notwendig, die bisher auf die Einzelpflanze bezogene Risikobetrachtung in mehrfacher Hinsicht durch einen Ansatz, der das gesamte landwirtschaftliche System einbezieht, zu erweitern. In diesem Zusammenhang ist auch die im Österreichischen GTG festgeschriebene „soziale Unverträglichkeit“ von Interesse, die über den Umweltschutz im engeren Sinn hinausweist.

Eine vielfach geäußerte Kritik an der bestehenden Richtlinie ist, daß Auswirkungen des Anbaus transgener Pflanzen auf die landwirtschaftliche Praxis im Rahmen der Risikoabschätzung nicht berücksichtigt werden können, obwohl Veränderungen von Anbaumethoden weitgehende ökologische (und soziale, s. o.) Folgewirkungen haben können. Darüber hinaus wird die Eingrenzung der Risikobetrachtung auf natürliche Ökosysteme bemängelt, da dadurch eine radikale Beschränkung des Schutzzumfangs vorgenommen wird (TORGERSEN, 1996).

Die vorgelegte Studie macht deutlich, daß ein erweiterter Blickwinkel und veränderter methodischer Zugang eine wertvolle Ergänzung der bestehenden Wissens- und Bewertungsbasis sein kann. Insbesondere dann, wenn die EU eine bessere Kohärenz ihrer gesamten Umweltpolitik und eine bessere Einbettung in international gültige Rahmenabkommen anstrebt, müssen mehrere Bewertungsebenen in die Betrachtung einbezogen werden:

- Ebene der Einzelpflanze
- Ebene der direkten Wechselwirkungen
- Ebene von Systemwirkungen.

Eine Analyse auf diesen Ebenen benötigt Kriterien, methodische Zugänge und – für eine abschließende Bewertung – Vereinbarungen darüber, wie gemeinsame Entscheidungen herbeigeführt werden. Die um Risikoaspekte erweiterte Ökobilanz (LCA) könnte dabei wertvolle Hilfestellung bieten.

SCHOMBERG (1998) schlägt in seinem Bericht an das Europäische Parlament vor, den derzeitigen risikoorientierten Ansatz der Richtlinie 90/220/EWG zu verändern. Er schlägt weiterhin vor, statt einer Risikobewertung eine Bewertung auf der Basis der akzeptierbaren Ungewißheit einzuführen. Allerdings ist gerade für eine solche Bewertung ein vergleichender Bezugsrahmen notwendig.

Die hier vorgelegte vergleichende Ökobilanz und Risikoanalyse stellt einen methodischen Zugang dar, wie objektivierbare und plausible Aspekte vergleichend herausgearbeitet werden können. Dies könnte in Verbindung mit Umweltzielen Entscheidungen über akzeptierbare Ungewißheiten auf eine nachprüfbar oder mindestens nachvollziehbare Grundlage stellen.

7.5 Empfehlungen

7.5.1 Empfehlungen zu den grundlegenden Fragestellungen

Aus den Überlegungen in den vorigen Abschnitten leiten sich folgende Empfehlungen ab:

1. Die derzeit praktizierte Einzelfallprüfung, die auf ein wissenschaftlich nachweisbares Risiko abzielt, soll durch Aspekte zum Ausmaß der Ungewißheiten und zum ökologischen Nutzen (ökologische Vorteile gegenüber Systemen ohne GVO) ergänzt werden.
2. Es soll eine systemorientierte Evaluation möglicher Umweltwirkungen erfolgen. Dazu gehört u. a. in landwirtschaftlichen Systemen die Analyse der Veränderung von Stoffflüssen, vergleichende toxikologische Bewertung der eingesetzten Pestizide bzw. anderer Produktionsmittel, Potential für Resistenzentwicklungen etc..
3. Bei einer Einzelzulassung soll geprüft werden, ob in Anbaugebieten damit kritische Schwellenwerte überschritten werden können, die z. B. Anbaupläne und Resistenzmanagementregimes notwendig machen.
4. Die Informations- und Partizipationsmöglichkeiten der Öffentlichkeit sollen gestärkt werden.
5. In Anwendung des Subsidiaritätsprinzips sollen Regionen (innerhalb eines EU-Mitgliedsstaates bzw. staatenübergreifend) und deren Besonderheiten bei der Beurteilung von GVO-Produkten berücksichtigt werden (z. B. der alpine Raum).
6. Die Mitgliedsländer sollen ausgehend von einer gemeinsamen Grundlage größere eigene Entscheidungsspielräume erhalten (Beispiele: Sortenempfehlungen, Auflagen, regionale Beschränkungen).
7. Eine eindeutige Kennzeichnung der gesamten Saatgutkette bzw. der gesamten Produktionslinien sollte vorgesehen werden, da ansonsten ein differenziertes Vorgehen kaum möglich ist.

Einige dieser Punkte sind im Kommissionsvorschlag zur Änderung der Richtlinie 90/220/EWG vom Februar 1998 bereits angesprochen. Hier gilt es der Kommission den Rücken zu stärken und ggf. weitere Vorschläge einzubringen, vor allem was die ökosystemaren, sozialen und sonstigen Besonderheiten der Mitgliedstaaten betrifft. Eine Möglichkeit dazu besteht in der Festschreibung eines modernen Analyseinstruments nach Art der erweiterten LCA, das über die klassische, von der Kommission vorgeschlagene Risikoanalyse hinausgeht.

Der im Änderungsvorschlag angesprochene Bezug zu den ökologischen Besonderheiten der Anbaugebiete – hier sind wohl in erster Linie die natürlichen Ökosysteme und nicht so sehr die landwirtschaftlichen gemeint – wirft die grundlegende Frage nach der Sinnhaftigkeit einer EU-weiten Zulassung von GVO-Produkten, die in die Umwelt freigesetzt werden sollen, auf. Zu unterschiedlich sind die Ökosysteme (von Griechenland bis Finnland!), als daß sie durch Freisetzungen in einem oder einigen wenigen Mitgliedstaaten wirklich abgedeckt werden könnten. Die vorgeschlagenen „multistate permits“ sind daher nicht in der Lage, die Vielfalt der Ökosysteme und Anbaumethoden ausreichend zu berücksichtigen. Alternativ dazu könnten auf bestimmte Regionen beschränkte Zulassungen bzw. Ausnahmen überlegt werden.

Die in Punkt (5) angesprochenen länderspezifischen Ausformungen der Landwirtschaft könnten für Österreich mit seiner vergleichsweise kleinräumigen Landwirtschaft mit schon jetzt beachtlich hohem Anteil des biologischen Landbaus (der in der vorliegenden Studie gut abschnitt) einen großen Vorteil bringen: als Vorreiterland bei der Umsetzung der Agenda 21 und als Produzent hochwertiger und umweltverträglich hergestellter Lebensmittel. Voraussetzung ist allerdings, daß die Besonderheiten im Sinne des Subsidiaritätsprinzips auch innerhalb der EU Anerkennung finden.

7.5.2 Empfehlungen zu speziellen Fragestellungen

Bei der Durchführung der Studie wurden einige Schwachstellen evident, deren Beseitigung durch österreichische, aber auch europäische Institutionen sowie durch die Industrie und Landwirtschaft dringend empfohlen sei. Dazu gehören vor allem:

- unbefriedigende Datenlage in bezug auf landwirtschaftliche Prozesse und den Biolandbau (in der für Ökobilanzen benötigten Genauigkeit) und über die Dokumentation der bereits angebauten GVOs
- es gibt kaum Untersuchungen und offen zugängliche Dokumentationen der Ergebnisse von Freisetzungen bezogen auf ökologische und agronomische Fragestellungen (z. B. tatsächlicher Herbizideinsatz bei Versuchen mit HR-Pflanzen).
- ungenügende statistische Erfassung des Biolandbaus und Mangel an analytisch-chemischen Untersuchungen (z. B. Wirtschaftsdünger)
- mangelnde öffentliche Zugänglichkeit von in Anmeldeunterlagen vorhandenen Daten zur Exposition, Ökotoxizität und Humantoxizität von Pflanzenschutzmitteln
- einige der im Risikoteil der Wirkungsabschätzung angesprochenen möglichen Schädwirkungen (im Sinne des Vorsorgeprinzips) könnten durch entsprechende Forschung zur Persistenz und Weitergabe genetischer Information bestätigt oder widerlegt werden, z. B. gibt es noch kaum Untersuchungen zur Rolle des für Gentransferprozesse so klärungsbedürftigen Selektionsdrucks.

Zu den denkbaren Maßnahmen gehört weiterhin die Förderung von Pilotprojekten, die neben ökologischen Parametern (Auskreuzung, Gentransfer und Resistenzentwicklung unter Praxisbedingungen) auch den aktuellen Pestizidensatz, die Erträge pro ha und die Krankheitsresistenz etc. erfassen, um die ökobilanziellen Analysen auf einer besseren Datenbasis vornehmen zu können.

Ebenso wichtig ist die Weiterentwicklung der analytischen und bewertenden Instrumente (LCA, Stoffflußanalyse, risk assessment etc.) und ihre Verknüpfung zu allgemein anerkannten Methoden des prospektiven Umweltschutzes. Dazu gehören auch Methoden, die durch elektronische Datenverarbeitung und PC-Datenbanken eine rasche Durchführung von Ökobilanzen ermöglichen, die ohne unzulässige Vereinfachungen auskommen. Dies ist im Zusammenhang mit den Empfehlungen 1-3 im vorigen Abschnitt zu sehen, die ein neues methodisches Instrumentarium erfordern. Möge die vorliegende LCA-Studie Anregungen geben, welche Elemente ein solches Instrumentarium beinhalten muß.

8 LITERATUR

- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. NARDUS Band 2, Martina Galunder-Verlag, Wiehl.
- AGENDA 21 (1992): The United Nations Programme of Action from Rio. United Nations Publication, New York.
- AGREVO (1996): Antrag auf Inverkehrbringen von Glufosinate tolerantem, gentechnisch verändertem Raps (*Brassica napus*).
- AHL-GOY, P. (1997): pers. Mittlg., September 1997.
- AHMAD, I. & MALLOCH, D. (1995): Interaction of soil microflora with the bioherbicide phosphinothricin. Agriculture Ecosystems & Environment 54, 165-174.
- ANDOW, D. & HUTCHINSON, W. (1998): Bt-corn resistance management. In: Now or Never. Serious new plans to save a natural pest control. Mellon, M. & Rissler, J. (eds.) Union of Concerned Scientists Cambridge, Massachusetts, p. 19-66.
- ANTONOVICS, J. (1968): Evolution in closely adjacent plant populations. Heredity 23, 507-524.
- ASANO, S. & HORI, H. (1995): Appl. Entomol. Zool. 30, 369-374, zitiert nach Kumar PA, Sharma RP, Malik VS (1997): The Insecticidal Proteins of *Bacillus thuringiensis*. Advances in Applied Microbiology 42, 1-43.
- ASSAD, F. & SIGNER, E. R. (1990): Cauliflower mosaic virus P35S promotor activity in *E. coli*. Molecular & General Genetics 223, 517-520.
- BACKHAUS, H. (1992): Testverfahren und Beurteilungskriterien bei der Beurteilung von Freisetzungen von Mikroorganismen nach der EG-Richtlinie 90/220/EWG, Lösungsansätze nach internationalen Erfahrungen. In: Tagungsberichte Band 6: Freisetzungen gentechnisch veränderter Mikroorganismen: Wege zur Beurteilung ökologischer Auswirkungen. Umweltbundesamt Wien (Hrsg.), S. 35-58.
- BASF (1990): Metazachlor. Informationen zum Wirkstoff. BASF (Hrsg.).
- BAYER, E.; GUGEL, K. H.; HÄGELE, K.; HAGENMAIER, H.; JESSIPOW, S.; KÖNIG, W. A. & ZÄHNER, H. (1972): Phosphinotricin und Phosphinotricin-Alanyl-Analin: Stoffwechselprodukte von Mikroorganismen. Helvetica Chimica Acta 55, 224-239.
- BBA (1996): Pflanzenschutzmittelverzeichnis Teil 1. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Braunschweig (44. Auflage).
- BBA (1997): Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) Braunschweig (Hrsg.) (<http://www.bba.de>).
- BERG, P.; BALTIMORE, D.; BRENNER, S.; ROBLIN, R. O. & SINGER, M. F. (1975): Summary statement of the asilomar conference on recombinant DNA molecules. PNAS 72, 1981-1984.
- BERGER, K. (1997) Der Maiszünsler bleibt aktuell!. Der Pflanzenarzt 6, 12-15.
- BERGER, K. et al. (1998) Der Maiszünslerbefall in Österreich 1997. Der Förderungsdienst 1c/98.
- BERNHARD, K. & UTZ, R. (1993): Production of *Bacillus thuringiensis* Insecticides for Experimental and Commercial Uses. In: Entwistle P. F., Cory J. S., Bailey, M. J., Higgs S (Eds.) (1993) *Bacillus thuringiensis*, An Environmental Biopesticide: Theory and Practice. John Wiley & Sons, Chichester UK.
- BERNHARDT, M.; THOMAS, F. & TAPPESER, B. (1991): Gentechnik und biologischer Pflanzenschutz, Analyse und Bewertung gentechnischer Ansätze in der biologischen Schädlingsbekämpfung. Werkstattreihe Nr. 73, Öko-Institut e.V. Freiburg.
- BgVV, BUNDESINSTITUT FÜR GESUNDHEITLICHEN VERBRAUCHERSCHUTZ UND VETERINÄRMEDIZIN (1997): Resistenzsituation 1995. Deutsches Tierärzteblatt 1, 84.
- BIGLER, F.; AMMON, H.-U.; HÖGGER, C. H.; JÄGGI, W.; SCHUBINGER, F. X.; WALDBURGER, M.; WALTHER, U.; WEISSKOPF, P. & FRIED, P. M. (1995b): Ökologie und Ökonomie in den Verfahren -eine Bilanz. Agrarforschung 9, 389-392.

- BIGLER, F.; WALDBURGER, M. & AMMON, H.-U. (1995a): Vier Maisanbauverfahren 1990 bis 1993 – Die Verfahren im Vergleich. *Agrarforschung* 9, 353-356.
- BIGLER, F.; WALDBURGER, M. & FREI, G. (1995c): Krankheiten und Schädlinge. *Agrarforschung* 9, 380-382.
- BLOC, D.; FOUEILLASSAR, X. & NAIBO, B. (1996): La génétique en première ligne. *Perspectives Agricoles* 219, 81-85.
- BMU (1992): Bericht der Bundesregierung über die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro, Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- BOLIN, P. & HUTCHINSON, B. (1997): Selection for resistance to Cry1Ac Bt endotoxin in a Minnesota population of *O. nubilalis*. <http://www.mes.umn.edu/~vegipm.hlab/research/btcorn.htm>.
- BÖTGER, H. (1997): Einmal spritzen reicht nicht aus. in: *DLG-Mitteilungen* 5/1997, 46.
- BOUSTEAD, I. (1992): Eco-balance methodology for commodity thermoplastics. Report to The European Centre for Plastics in the Environment (PWMI), Brussels
- BOYSEN, P. (1992): Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln, Literaturlauswertung und Analysen. In: *UBA Texte* 55/92.
- BRANDSTETTER, J. (1997): Fragebogen. Landwirtschaftskammer für Oberösterreich.
- BRAUN, M. et al. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. 20. Eidgen. Forschungsanstalt für Agriculturnomie (FAC) Nr. 18. Bern.
- BRAUNSCHWEIG, A.; FÖRSTER, R.; HOFSTETTER, P. & MÜLLER-WENK, R. (1996): Developments in LCA Valuation. Final Report of the project nr. 5001-35066 from the Swiss National Science Foundation, Swiss Priority Programme Environment. ISBN-Nr. 3-906502-31-7. St. Gallen.
- BROER, I. (1993): persönliche Mitteilung.
- BROER, I. & PÜHLER, A. (1994): Stabilität von HR-Genen in transgenen Pflanzen und ihr spontaner horizontaler Gentransfer auf andere Organismen. In: *Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 3*, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- BUIATTI, M. & BOGANI, P. (1995): Physiological complexity and plant genetic manipulation. *Euphytica* 85: 135-147.
- BUWAL (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) (1996): Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr.250, Bern.
- BUNDESAMT UND FORSCHUNGSZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT (BFL) (1997a): Bodenschutz in Österreich. 42, 241-243. Wien.
- BUNDESAMT UND FORSCHUNGSZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT (BFL) (1997b): Amtliches Pflanzenschutzmittelverzeichnis (PflschVz) 1997. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1995/1996a/1997): Bericht über die Lage der Land- und Forstwirtschaft 1994, 1995, 1996. Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1996b): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 37. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. 4. Auflage.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1997a): Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung 1996/97/98. 1. Ausgabe Ostösterreich, 2. Ausgabe Westösterreich.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (BMLF) (1997b): Ergänzungsheft 1 zum Katalog Standarddeckungsbeiträge (StDB) und Daten für die Betriebsberatung 1996/97/98. Grundlagen zur Ermittlung der Maschinenkosten. Wien.
- BUNKE, D.; EBERLE, U. & GRIESSHAMMER, R. (1996): Bewertung und Entwicklung von Methoden zur Vegetationskontrolle im Gleisbereich – Projektbegleitung mit Akteurskonferenzen. Öko-Institut e.V. Freiburg.

- CHÈVRE, A. M.; EBER, F.; BARANGER, A. & RENARD, M. (1997): Gene flow from transgenic crops. *Nature* 389, 924.
- CHILCOTT, C. N. & WIGLEY, P. J. (1994): Opportunities for finding new *Bacillus thuringiensis* strains. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 49, 51-57.
- CIBA-ANTRAG (1994): Application for placing on the market a genetically modified plant (maize protecting itself against corn borers), submitted by CIBA-Geigy Limited, Schweiz.
- COLBORN, T.; Vom SAAL, F. S. & SOTO, A. M. (1993): *Environmental Health Perspectives*, 101, 1.378-1.384.
- DARMENCY, H. (1994): The impact of hybrids between genetically modified crop plants and their related species: introgression and weediness. *Molecular Ecology* 3, 37-40.
- DARMENCY, H.; COMPOINT, J. P. & GASQUEZ, J. (1981): La résistance aux triazines chez *Polygonum lapathifolium*. *Comptes Rendus de L'Academie d'Agriculture de France*, 67, 231-238.
- DARMENCY, H.; FLEURY, A. & LEFOL, E. (1995): Effect of transgenic release on weed biodiversity; oilseed rape and wild radish. In: *Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference – Weeds*. The British Crop Protection Council, Farnham, 433-438.
- DARMENCY, H. & GASQUEZ, J. (1990): Appearance and spread of triazine resistance in common lambsquarters (*Uchemopodium album*). *Weed Technology* 4, 299-304.
- DARMENCY, H. & GASQUEZ, J. (1983): Interpreting the evolution of a triazine-resistant population of *Poa annua*. *The New Phytologist*, 95, 299-304.
- DAVIS, B. D.; DULBECCO, R.; EISEN, H. N. & GINSBERG, H. S. (1990): *Microbiology*, 4. Auflage, JB Lippincott Comp., Philadelphia.
- DIEL, F. (1997): Immuntoxikologie der Pyrethroide. *Umwelt & Gesundheit* 3, 126-135.
- DIN-NAGUS (1994): Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen (Stand Oktober 1993). *DIN-Mitt.* 73 Nr. 3: 208-212.
- DMK (1997): Mais ist in Österreich bedeutendste Kulturart. DMK-Pressedienst, Juni 1997.
- DOLATA, U. (1996): Politische Ökonomie der Gentechnik. Rainer Bohr Verlag, Berlin.
- DONEGAN, K. K.; PALM, C. J.; FIELAND, V. J.; PORTEOUS, L. A.; GANIO, L. M.; SCHALLER, D. L.; BUCAO, L. Q. & SEIDLER, R. J. (1995): Changes in levels, species and DNA fingerprints of soil microorganisms associated with cotton expressing the *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* endotoxin. *Applied Soil Ecology* 2, 111-124.
- EBER, F.; CHÈVRE, A.; VALLÉE, P.; TANGUY, X. & RENARD, M. (1994): Spontaneous hybridization between a male sterile oilseed rape and two weeds. *Theor. Appl. Genet* 88, 362-368.
- EC-DG VI (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report concerted Action AIR3-CT94-2028. Coord. AUDSLEY, E.
- ECKELKAMP, C.; JÄGER, M. & Tappeser, B. (1997b): Verbreitung und Etablierung rekombinanter DNA in der Umwelt. Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamt Berlin.
- ECKELKAMP, C.; JÄGER, M. & WEBER, B. (1997a): Antibiotikaresistenzgene in transgenen Pflanzen, insbesondere Ampicillin-Resistenz in Bt-Mais. Öko-Institut e.V., Freiburg.
- ECKELKAMP, C.; MAYER, M. & WEBER, B. (1997c): Basta-resistenter Raps. Vertikaler und horizontaler Gentransfer unter besonderer Berücksichtigung des Standortes Wölfersheim-Melbach. Werkstattreihe Nr. 100, Öko-Institut e.V., Freiburg.
- ECKES, P. (1994): Comparison of the synthetic PAT proein with other known nucleotide and protein sequences. Internal report A53504. Annex 15 zum Antrag auf Inverkehrbringen von Glufosinate tolerantem, gentechnisch verändertem Raps (*Brassica napus*). *AgrEvo* 1996.
- EINSELE, A. (1998): Die Bt-Mais Situation. *BIO WORLD* 1, 32-33.
- EISENBRAND, G. & SCHREIER, P. (Hrsg.) (1995): *Römpp Lexikon Lebensmittelchemie*. Thieme Verlag Stuttgart.

- EPA (1995): Pesticide Fact Sheet. CryIA(b) *Bacillus thuringiensis* cry IA (b) delta-endotoxin and the genetic material necessary for its production (plasmid vector pCIB4431) in corn. US EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. 10.8.1995.
- EPA (1998): The Environmental Protection Agency's white paper on Bt plant-pesticide resistance management (January 14, 1998). US Environmental Protection Agency Washington DC.
- ERICHSEN, E. (1997): Raps: Neue Unkräuter beeinflussen die Herbizidstrategie. in: top agrar 8/97. 44.
- ERNST, D.; KIEFER, E.; DROUET, A. & SANDERMANN, H. (1996a): A simple method of DNA extraction from soil for detection of composite transgenic plants by PCR. Plant Molecular Biology Reporter 14, 143-148.
- ERNST, D.; ROSENBROCK, H.; KIEFER, E. & SANDERMANN H. (1996b): Field studies with phosphinotricin-resistant transgenic plants: analysis of the pat-gene during senescence. In: GPZ-Tagung Köln, Gesellschaft für Pflanzenzüchtung (Hrsg.) Mann, Gelsenkirchen, 223-224.
- ESU-ETH (1996): Ökoinventare von Energiesystemen. Schlußbericht der durch BEW/PSEL geförderten Projekte im Bereich "Umweltbelastung durch Energiesysteme, 3. Aufl., Zürich
- EU-Gremien (1998): Working document on the monitoring of European corn borer resistance to transgenic Bt-maize.
- EXOTOXNET (1998): Deltamethrin. Extension Toxicology Network. Pesticide Information Profiles. <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/deltamet.htm>
- FAVA, J.; CONSOLI, F. J.; DENISON, R.; DICKSON, K.; MOHIN, T. & VIGON, B. (Eds.) (1993): Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Analysis. Workshop Report. SETAC and SETAC Foundation for Environ. Education. Sandestin, Florida, February 1-7, 1992. Published March 1993.
- FELDMANN, S. (1997): Begleituntersuchungen des Landes Niedersachsen zur Freisetzung gentechnisch veränderter, Herbizid-resistenter Rapspflanzen in Gehrden. Abstract und Vortrag anlässlich der Fachgespräche „Stand der Sicherheitsforschung zur Freisetzung gentechnisch veränderter Pflanzen“ 16. Dezember 1997 im Hanns-Lilje-Haus in Hannover.
- FISCHBECK (1995): Sachstandsbericht FORBIOSICH Projekt. Forschungsantrag Versuch Weihenstephan.
- FLANDERS K. L. & MASK, P. L. (1997): Update on Bt corn in Alabama. Alabama Cooperative Extension System: <http://www.acesag.auburn.edu/department/grain/tubtca.html>
- FOUNDATION FOR NUTRITIONAL ADVANCEMENT (1996): Executive summary: Antibiotic resistance via the food chain: case study: Ampicillin. Talloires, France.
- FREDSHAVN, J. R.; POULSEN, G. S.; HUYBRECHTS, I. & RUDELSHEIM, P. (1995): Competitiveness of transgenic oilseed rape. Transgenic Research 4; 142-148.
- GEBHARD, F. & SMALLA, K. (1998): Transformation of *Acinetobacter* sp. strain BD413 by transgenic sugar beet DNA. Applied and Environmental Microbiology 64, 1.550-1.554.
- GERDEMANN-KNÖRCK M. & TEGEDER, M. (1997): Kompendium der für Freisetzungen relevanten Pflanzen; hier Brassicaceae, *Beta vulgaris*; *Linum usitatissimum*. UBA Texte 38/97. Umweltbundesamt Berlin.
- GERHARD, I. (1998): Hormonwirkungen von Umweltschadstoffen mit besonderer Berücksichtigung von Fertilitätsstörungen. Arzt und Umwelt 11, 121-125.
- GIEGRICH, J.; MAMPEL, U.; DUSCHA, M.; ZAZCYK, R.; OSORIO-PETERS, S. & SCHMIDT, T. (1995): Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. Endbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) an das Umweltbundesamt, Berlin. UBA Texte 23/95.
- GNEKOW-METZ, A. (1994): Kommentar zum Gutachten von B. Heitefuß et al. „HR-Technik und integrierter Pflanzenschutz“. In: Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 12, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.

- GÖTZ, B. (1997): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft am Beispiel des Einzugsgebietes der Strem. In: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Workshop Juni 1996. Bd. 20. Umweltbundesamt. Wien.
- GOULD, F.; ANDERSON, A.; JONES, A.; SUMERFORD, D.; HECKEL, D. G.; MICINSKI, S.; LEONARD, R. & LASTER, M. (1997): Initial frequency of alleles for resistance to *Bacillus thuringiensis* toxins in field populations of *Heliothis virescens*. PNAS 94:3519-3523.
- GOULD, F.; MARTINEZ-RAMIREZ, A.; ANDERSON, A.; FERRE, J.; SILVA, F. J. & MOAR, W. J. (1992): Broad spectrum resistance to *Bacillus thuringiensis* in *Heliothis virescens*. PNAS 89, 7.986-7.990.
- GREEN, M. B. (1987): Energy in Pesticide Manufacture, Distribution and Use. In: Hessel, Z. R. (ed.): Energy in Plant Nutrition and Pest Control. Elsevier, Amsterdam, 165-177.
- GRIESSHAMMER, R. (1996): Entwicklungsziele für nachhaltige Produkte. In: Ökobilanzen und Produktlinienanalysen. Hrsg.: Eberle, U. und Grießhammer, R.; Öko-Institut Verlag, Freiburg.
- GRIESSHAMMER, R., BUNKE, D. & GENSCHE, C.-O. (1997): Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel, UBA Berlin.
- GRUEN, M.; MACHELETT, B.; KRONEMANN, H.; MARTIN, M.; SCHNEIDER, M. & PODLESACK, W. (1994): Schwermetalle in der Nahrungskette unter besonderer Berücksichtigung des Transfers vom Boden zur Pflanze. Übersichten zur Tierernährung 22(1), 7-16.
- GUÉANT, J. L.; MONTÉTÉ, F.; OLSZEWSKI, A.; PONS, L.; GASTIN, I. & MONERET-VAUTRIN, D. A. (1995): Allergie à l'arachide et à l'huile d'arachide. Rev. Fr. Allergol. 35, 312-319.
- GUINEE, J.; HEIJUNGS, R.; VAN OERS, L.; VAN DE MEENT, D.; VERMEIRE, T. & RIKKEN, M. (1996): LCA impact assessment of toxic releases. Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment: Product Policy 1996/21, Den Haag.
- HABERSATTER, K. & WIDMER, F. (1991): Ökobilanzen von Packstoffen – Stand 1990. In: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern (Hrsg.): Schriftenreihe Umwelt Nr. 132, Februar 1991.
- HAIN, E. & LANGER, C. (1997): Unkrautbekämpfung im Raps beginnt vor der Saat. in: Der Pflanzenarzt 7-8/1997. 6.
- HEIER, H. (1994): Isolierung medizinisch relevanter Resistenzdeterminanten in koliformen Bakterienpopulationen. Bundesgesundheitsblatt 1, 3-8.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LAN KREIJER, R. M.; UDO DE HAES, H. A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A. M. M.; EGGELS, P. G.; VAN DUIN, R. & DE GOEDE, H. P. (1992): Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2), prepared by CML, TNO and B&G. Leiden. English Version 1993.
- HEINEMANN J. A. (1997): Assessing the risk of interkingdom DNA transfer. In: Nordic seminar on antibiotic resistance marker genes and transgenic plants. Norwegian Biotechnology Advisory Board (ed.), Oslo, p. 17-28.
- HEINEMANN, J. A. (1991): Genetics of gene transfer between species. Trends in Genetics 7, 181-185.
- HEITFUSS, B.; GEROWITT, H. & STEINEMANN, H. (1994): HR-Technik und integrierter Pflanzenschutz. In: Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 12, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- HESS, J. (1997): Diskussion zum Vortrag: Biologischer Landbau – Systemimmanenter Zwang zu geschlossenen Nährstoffkreisläufen sowie Strategien zur N-Verlustminimierung im Ackerbau. In: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Workshop Juni 1996. Bd. 20. Umweltbundesamt. Wien.
- HILBECK, A.; BAUMGARTNER, M.; FRIED, P. M. & BIGLER, F. (1998): Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis*-corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperia carnea* (Neuroptera: Chrysopidae. Environmental Entomology.
- HIRNSCHALL, C. (1997): Fragebogen. Niederösterreichische Landwirtschaftskammer. Wien.
- HOBOM, B. (1995): Kein Platz für verirrte Mikroben. Ergebnisse des Projektbeirates des Verbundprojektes Sicherheitsforschung Gentechnik.

- HOECHST (ohne Angabe): Glufosinate-Ammonium. Informationen zum Wirkstoff. Hoechst AG Frankfurt a. M.
- HOFFMANN, T.; GOLZ, C. & SCHIEDER, O. (1994): Foreign DNA sequences are received by a wild type strain of *Aspergillus niger* after co-culture with transgenic higher plants. *Current Genetics* 27, 70-76.
- HOKKANEN, H. M. T. & WEARING, C. H. (1994): The safe and rational development of *Bacillus thuringiensis* genes in crop plants: conclusions and recommendations of OECD Workshop on ecological implications of transgenic crops containing Bt Toxin genes. *Biocontrol Science and Technology* 4, 399-403.
- HUNT, R. G.; SELLERS, J. D. & FRANKLIN, W. E. (1992): Resource and Environmental Profile Analysis: A Life Cycle Environmental Assessment for Products and Procedures. *Environ. Impact Assess. Rev.* 12 : 245-269.
- HURLE, K. (1994): Mögliche Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis durch die HR-Technik. In: Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 11, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- IPCC (1995): Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press 1996.
- ISO (1997): ISO EN 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen (Juni 1997).
- ISO (1998): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5: Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis (Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz). Draft International Standard ISO DIS 14041; Life cycle impact assessment (Wirkungsabschätzung). Committee draft ISO CD 14042; Interpretation (Auswertung). Committee draft ISO CD 14043.
- IVA (1990): Wirkstoffe in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln. Industrieverband Agrar e.V. (Hrsg.), BLV Verlagsgesellschaft München.
- JACOT, Y. (1994): A bibliographical study of gene flow between crops and wild relatives in Switzerland. In: FOEFL – Federal Office of Environment, Forests and Landscape (1994) Gene transfer: Are Wild Species in danger? Environmental Documentation No. 12.
- JÄGER-MISCHKE, I. & WOLLNY, V. (1988): Pyrethrum und Pyrethroide. Öko-Institut e.V. Freiburg.
- JOLLIET, O. & CRETTEZ, P. (1997): Critical Surface-Time 95. A Life Cycle Impact Assessment Methodology including Fate and Exposure. Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, Lausanne.
- JOLLIET, O.; MARGNI, M.; ROSSIER, D. & CRETTEZ, P. (1998): Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Proceedings of the Int. Conf. on LCA in Agriculture, Agro-industry and Forestry, 3-4 Dec. 98, Brussels.
- KALTSCHMITT, M. & REINHARDT, G. A. (Hrsg.) (1997): Nachwachsende Energieträger. Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Vieweg & Sohn, Braunschweig.
- KHANNA, M. & STOTZKY, G. (1992): Transformation of *Bacillus subtilis* by DNA bound on montmorillonite and effect of DNase on the transforming ability of bound DNA. *Applied and Environmental Microbiology* 58, 1.930-1.939.
- KLIJN, N.; WEERKAMP, A. H. & DE VOS, W. M. (1995): Genetic marking of *Lactococcus lactis* shows its survival in the human gastrointestinal tract. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 2.771-2.774.
- KLINGER, T. & ELLSTRAND, N. C. (1994): Engineered genes in wild populations: fitness of weed-crop hybrids of *Raphanus sativus*. *Ecological Applications* 4, 117-120.
- KLÖPPFER, W. & RENNER, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. in: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA/TEXTE 23/95, Berlin.

- KLÖPFFER, W. & VOLKWEIN, S. (1995): Bilanzbewertung im Rahmen der Ökobilanz. Kapitel 6.4 in Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Management der Kreislaufwirtschaft. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin: 336-340.
- KLÖPFFER, W. (1997): In Defense of the Cumulative Energy Demand. Editorial in No 2, Vol. 2, Int. J. LCA : 61.
- KLÖPFFER, W. (1996): Allocation Rules for Open-Loop Recycling in Life Cycle Assessment – A Review. Int. J. LCA Vol. 1: 27-31.
- KLUG, P. (1997a): Welche Mittel gegen Unkräuter im Mais? top journal 4/97.
- KLUG, P. (1997b): Unkräutern schon im Herbst zu Leibe rücken. in: top Journal 9/1997. 30.
- KLUG, P. (1997c): Mündliche Mitteilung 29. 10. 1997.
- KOMMISSION DER EU (1994) Richtlinie 94/15/EG der Kommission vom 15. April 1994 zur ersten Anpassung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt an den technischen Fortschritt. Abl/L 103/20, Brüssel.
- KONZC, C.; MAYERHOFER, R.; KONCZ-KALMAN, Z.; NAWRATH, V.; REISS, B.; REDEI, G. P. & SCHELL, J. (1990): Isolation of a gene encoding a novel chloroplast protein by T-DNA tagging in *Arabidopsis thaliana*. EMBO J. 9, 1337-1346.
- KOSKELLA, J.; STOTZKY, G. (1997): Microbial utilisation of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. Applied & Environmental Microbiology 63, 3561-3568.
- KUMAR P. A.; SHARMA R. P. & MALIK V. S. (1997): The insecticidal proteins of *Bacillus thuringiensis*. Advances in Applied Microbiology 42, 1-43.
- LANDESPFLANZENSCHUTZAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1997): Integrierter Pflanzenschutz im Winterraps. <http://www.mvnet.de/immv/landw/rapsschu.htm>.
- LEFOL, E.; FLEURY, A. & DARMENCY, H. (1996): Gene dispersal from transgenic crops. II. Hybridization between oilseed rape and the wild hoary mustard. Sexual Plant Reproduction 9, 189-196.
- LEHRER, S. B.; HORNER, W. E. & REESE, G. (1996) Why are some proteins allergenic? Implications for biotechnology. Critical Reviews in Food Science and Nutrition 36, 553-564.
- LEIST, K.-H. & BREMMER J. N. (1995): Disodium-N-acetyl-L-glufosinate (Hoe 099730, substance technical): toxicology and metabolism studies. Summary and evaluation. Internal report A56694. Annex 17 zum Antrag auf Inverkehrbringen von Glufosinate tolerantem, gentechnisch verändertem Raps (*Brassica napus*). AgrEvo, 1996.
- LERECLUS, D.; DELÉCLUSE, A. & LECADET M. M. (1993): Diversity of *Bacillus thuringiensis* Toxins and Genes. In: Entwistle, P. F; Cory, J. S.; Bailey, M. J. & Higgs, S. (Eds.) (1993) *Bacillus thuringiensis*, an environmental biopesticide: theory and practice. John Wiley & Sons, Chichester UK. p. 255-267.
- LESER, H. & KLINK, H.-J. (Hrsg.) (1988): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 228. Trier: Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag.
- LORENZ, M. G. & WACKERNAGEL, W. (1987): Adsorption of DNA to sand and variable degradation rates of adsorbed DNA. Applied and Environmental Microbiology 53, 2948-2952.
- MARKS, R. et al. (Hrsg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur Landeskunde, Band 229. Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- MARRONE, P. G. & MACINTOSH, S. C. (1993): Resistance to *Bacillus thuringiensis* and resistance management. In: Entwistle, P. F; Cory, J. S.; Bailey, M. J. & Higgs, S. (Eds.) (1993) *Bacillus thuringiensis*, an environmental biopesticide: theory and practice. John Wiley & Sons, Chichester UK. p. 221-235.

- MARTINI, M. C.; BOLLWEG, G. L.; LEVITT, M. D. & SAVAIANO, D. A. (1987): Lactose digestion by yogurt β -galactosidase: influence of pH and microbial cell integrity. *American Journal of Clinical Nutrition* 45, 432-436.
- MATEOS, L. M.; SCHÄFER, A.; KALINOWSKI, J.; MARTIN, J. F. & PÜHLER, A. (1996): Integration of narrow-host-range vectors from *Escherichia coli* into the genomes of amino acid-producing co-rynebacteria after intergeneric conjugation. *Journal of Bacteriology* 178, 5768-5775
- MAYER, H. (1997): Auswirkungen des Herbizides Basta auf Mikroorganismen und Tiere des Ökosystems Boden. in press.
- MAYER, M.; WURTZ, A.; JÜLICH, R.; ROLLER, G. & TAPPESER, B. (1995): Anforderungen an die Überwachung von Freisetzungen gentechnisch veränderter Pflanzen und Mikroorganismen als Landesaufgabe im Rahmen des Vollzugs des Gentechnikgesetzes. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung, Sachsen-Anhalt.
- MCGAUGHEY, W. H. & WHALON, M. E. (1992): Managing insect resistance to *Bacillus thuringiensis* toxins. *Science* 258, 1451-1455.
- MEADOWS, M. P. (1993): *Bacillus thuringiensis* in the environment: ecology and risk assesment. In: Entwistle, P. F.; Cory, J. S.; Bailey, M. J. & Higgs, S. (Eds.) (1993) *Bacillus thuringiensis*, an environmental biopesticide: theory and practice. John Wiley & Sons, Chichester UK., p.193-220.
- MIKKELSEN, T. R.; ANDERSEN, B. & JORGENSEN, R. B. (1996): The risk of crop transgene spread, *Nature* 380, 31.
- MORELL, V. (1997): Antibiotic resistance: Road of no return. *Science* 278, 575-576.
- MUNKVOLD, G. P.; HELLMICH, R. L. & SHOWERS, W. B. (1997): Reduced fusarium ear rot and symptomless infection in kernels of maize genetically engineered for European corn borer resistance. *Phytopathology* 87, 1071-1077.
- NATIONALE PROJEKTGRUPPE ÖKO-PILOTBETRIEBE (1998): Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996. Schlussbericht. Eidg. Forschungsanstalt f. Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon. Schweiz.
- NEUROTH, B. (1997): Kompendium der für Freisetzungen relevanten Pflanzen. UBA Texte 62/97, Umweltbundesamt Berlin, S. 206-235.
- NIEBUR, W. S. (1993): Maize. In: Traditional crop breeding practices: an historical review to serve as a baseline for assessing the role of modern biotechnology. OECD 1993, pp. 113-121.
- NIELSEN, K. M. (1997): Horizontal gene transfer from genetically modified plants (GMP) to soil associated bacteria. In: Nordic seminar on antibiotic resistance marker genes and transgenic plants. Norwegian Biotechnology Advisory Board (ed.), Oslo, p. 29-37.
- NIEMANN, P. (1994): Kommentar zum Gutachten von K. Hurler: „Mögliche Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis durch die HR-Technik“. In: Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 11, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- NOVARTIS (1997): Mitteilung und beige schlossenes Material vom 25. November 1997.
- OECD (1993): Safety Considerations for Biotechnology: Scale-Up of Crop Plants, Paris.
- ORPIN, C. G.; JORDAN, D. J.; HAZLEWOOD, G. P. & MANN S. P. (1986): Genetic transformation of the ruminal bacterium *Selenomonas ruminantium*. *J. Appl. Bacteriol.* 61:xvi.
- ÖSTERREICHISCHES KURATORIUM FÜR LANDTECHNIK (ÖKL) (1997): ÖKL-Richtwerte für die Maschinenselbstkosten für das Jahr 1997. Wien.
- ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT (ÖSTAT) (1997): Nachanbau von Feldfrüchten 1997. In: Statistische Nachrichten 12/97, 1058. Wien.
- OHEIMB, R. VON; PONATH, J.; PROTHMANN, G.; SERGOIS, C.; WERSCHNITZKY, U. & WILLER, H. (1987): Energie und Agrarwirtschaft. KTBL-Schrift 320, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt.

- PALM C. J.; SCHALLER, D. L.; DONEGAN, K. K. & SEIDLER, R. J. (1996): Persistence in soil of transgenic plant produced *Bacillus thuringiensis* var. kurstaki δ -endotoxin. *Can. J. Microbiol.* 42, 1.258-1.262.
- PAN (1995): Gesundheits- und Umweltprobleme durch Pestizide: Human- und ökotoxikologische Beurteilung der EU 90-Stoffe-Liste. Pestizid-Aktions-Netzwerk (PAN) Bremen und Hamburg.
- PATYK, A. & REINHARDT, G. A. (1997): Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen. Verlag Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden.
- PEPER, H.; ROHNER, M.-S. & WINKELBRANDT, A. (1985): Grundlagen zur Beurteilung der Bedarfplanung für Bundesfernstraßen aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege am Beispiel des Raumes Wörth-Pirmasens. *Natur und Landschaft* 60, 397-401
- PERKOW, W. & PLOSS, H. (1994): Wirksubstanzen in Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- PERRETE V.; SCHWARZ, F.; CRESTA, L.; BOEGLIN, M.; DASEN, G. & TEUBER, M. (1997): Antibiotic resistance spread in the food. *Nature* 389, 801-802.
- PESTICIDE DICTIONARY (1996): Farm Chemicals Handbook. Meister, R. T. (ed.) Willoughby USA.
- PRIVALLE, L. S.; FEARING, P. L.; BROWN, D. L. & VLACHOS, D. (1994): Characterization of Bt protein expression in transgenic maize. Proceedings of the 3rd International Symposium on the Biosafety Results of Field Tests of Genetically Modified Plants and Microorganisms. Jones, D. D. (ed.) University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Oakland, California, USA. p. 471-474.
- PROGRESSIVE FARMER (1997a): Biotech Crops: Corn. Bt Corn Still a Learning Experience. Bt Corn Trial Yields Mixed Results. <http://www.pathfinder.com/...tures/0397/corn/index.html>.
- PROGRESSIVE FARMER (1997b): Bt Corn trial yields mixed results. New hybrids control corn borers, but doesn't guarantee great yields. Progressive Farmer Online, March 1997.
- QUINN, J. P. (1993): Interactions of the herbicides glyphosate and glufosinate (phosphinotricin) with the soil microflora. Pesticide Interactions in Crop production. Altman, J. (ed.) Boca raton, CRC Press, p. 245-265.
- RAYBOULD, F. & GRAY, J. (1993): Genetically modified crops and hybridization with wild relatives: a UK perspective; *Journal of Applied Ecology* 199, 30: 199-219.
- RECHEIS, H. (1997): Telefonat vom 6. November 1997. LWK Oberösterreich, Bodenschutzberatung.
- RICE, M. (1997): University performance data vor Bt corn. Department of Entomology, Iowa State University, Iowa, <http://www.ipm.iastate.edu .../1997/3-3-1997/...>.
- RICE, M. (1997a): University performance data on Bt corn. Integrated Crop Management März 1997. In: <http://www.ipm.iastate.edu/ipm/icm/1997/3-3-1997/btcornperform.html>.
- RICE, M. (1997b): University performance data on Bt-corn: Illinois. In: <http://www.ipm.iastate.edu/ipm/icm/1997/3-3-1997/illinois.html>.
- RKI (1997): Stellungnahme des ZKBS zum Ampicillinresistenz-Gen in gentechnisch verändertem Mais. Robert Koch Institut Berlin, AZ.: 6788-02-06 01.07.1997.
- ROSS, S. E. & OSTLIE, K. R. (1990): Dispersal and survival of early instars of European corn borer (*Lepidoptera: Pyralidae*) in field corn. *J. Econ. Entomol.* 83, 831-836.
- ROTTER, M. (1996): Gentechnisch veränderte Lebensmittel und Antibiotikaresistenz. In: Pfannhauser W (ed.) Gentechnisch veränderte Nahrungs- und Futtermittel. Endbericht zum Forschungsprojekt GZ. 97210/34 - IX/A/7/95, Graz, S. 83-102.
- SALYERS, A. (1997): Horizontal gene transfer between prokaryotes. In: Nordic seminar on antibiotic resistance marker genes and transgenic plants. Norwegian Biotechnology Advisory Board (ed.), Oslo, p. 8-16.

- SANDERMANN, H. (1994): Nutzpflanzen mit künstlicher Herbizidresistenz: Verbessert sich die Rückstandssituation? In: Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz, Heft 6, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- SCHECHTNER, G. et al. (1991): Wirtschaftsdünger – Richtige Gewinnung und Anwendung. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“. 65. BMLF Wien.
- SCHEFFLER, J. A. & DALE, P. J. (1994): Opportunities for gene transfer from transgenic oilseed rape (*Brassica napus*) to related species. *Transgenic Research* 3, 263-278.
- SCHEFFLER, J. A.; PARKINSON, R. & DALE, P. J. (1993): Frequency and distance of pollen dispersal from transgenic oilseed rape (*Brassica napus*). *Transgenic Research* 2, 356-364.
- SCHIEMANN, J.; PFEILSTETTER, E. MATZK, A. in Zusammenarbeit mit FELDMANN, S. (1997): Molekularbiologische Untersuchungen des Auskreuzungsverhaltens von Basta-tolerantem Winter-raps auf nicht transgenen Raps (*Brassica napus*). Jahresbericht der Biologischen Bundesanstalt Braunschweig, in press.
- SCHLINK, S. (1994): Ökologie der Keimung und Dormanz von Körnerraps (*Brassica napus* L.) und ihre Bedeutung für eine Überdauerung der Samen im Boden. *Dissertationes Botanicae*, Band 222.
- SCHMID, J. E.; CARREL, K. & STAMP, P. (1996): Bedeutung krankheits- und schädlingsresistenter Nutzpflanzen für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. In: Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. Eine Option für die Landwirtschaft? Schulte, E., Käppeli, O. (Hrsg.) Band I. Materialien. Eine Publikation des Schwerpunktprogrammes Biotechnologie des Schweizerischen Nationalfonds, Bern.
- SCHNEEBERGER, W.; EDER, M. & POSCH, A. (1997): Strukturanalyse der Biobetriebe in Österreich. In: Förderungsdienst - Spezial 12/1997.
- SCHUBBERT, R & DOERFLER, W. (1997b): Fremde DNA im Säugersystem: DNA aus der Nahrung gelangt über die Darmschleimhaut in den Organismus. *Deutsches Ärzteblatt* 51-52, A-3465.
- SCHUBBERT, R; LETTMANN, C. M. & DOERFLER, W. (1994): Ingested foreign DNA persists in the gastrointestinal tract and enters the bloodstream of mice. *Molecular and General Genetics* 242, 495-504.
- SCHUBBERT, R; RENZ, D.; SCHMITZ, B. & DOERFLER, W. (1997a): Foreign (M13) DNA ingested by mice reaches peripheral leucocytes, spleen, and liver via the intestinal wall mucosa and can be covalently linked to mouse DNA. *PNAS* 94, 961-966.
- SCHUSTER, C. (1998): To promote familiarisation with and acceptance of crops incorporating transgenic technology in modern agriculture (FACCT). Ergebnisse der in der Vegetationsperiode 1996/ 1997 durchgeführten Versuche mit herbizidresistenten Raps-Hybriden. <http://www.landw.uni-halle.de/lfak/inst/iap/schuster.html#sort>.
- SCIENTIFIC COMMITTEE FOR FOOD (1996): Opinion on the potential for adverse health effects from the consumption of genetically modified maize (*Zea mays* L). European Commission.
- SEBALD, O.; SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (1990): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Bd. 2., Ulmer Verlag.
- SETAC (1993): Guidelines for Life-Cycle-Assessment: A code of Practice, Edition, 1. Publikation der SETAC Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brüssel.
- SETAC (1993): Society of Environmental Toxicology and Chemistry: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice". From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March-3 April 1993. Edition 1.
- SHANAHAN, P. M. A.; THOMSON, C. J & AMYES, S. G. B. (1995): β -Lactam resistance in normal faecal flora from South Africa. *Epidemiol. Infect.* 115, 243-253.
- SHEN, P. & HUANG, H. V. (1986): Homologous recombination in *Escherichia coli*: dependence on substrate length and homology. *Genetics* 112, 441-457.
- SHOWERS, W. B. (1993): Diversity and variation of European corn borer populations. In: Evolution of Insect pests. Kim, K. C. & McPheron, B. A. (eds.) John Wiley and Sons, New York, p. 287-309.

- SHOWERS, W. B.; WEISS, M. J.; DERRICK, M. E. & HENDRIX, W. H. (1995): Potential movement on surface airflow of a bivoltine population of European corn borer (Pyralidae, Lepidoptera) into a historically univoltine habitat. *Environmental Entomology* 24, 835-840.
- SKORUPINSKI, B (1996): *Gentechnik für die Schädlingsbekämpfung*. Enke Verlag, Stuttgart.
- SNOW, A. A. & MORAN PALMA, P. (1997): Commercialization of transgenic plants: potential ecological risks. *BioScience* 47, 86-96.
- STALZER, W. (1995): Rahmenbedingungen für eine gewässerverträgliche Landwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, 1-24. zit. nach BFL, 1997a.
- STEIN, J. & LOTSTEIN (1996): Resistance management strategy for CIBA seeds' transgenic Bt corn. NBIAP NewsReport, December 1996.
- SUKOPP, U. & SUKOPP, H. (1993): Das Modell der Einführung und Einbürgerung nicht einheimischer Arten. *GAIA* 2, 267-288.
- SUTTON, D. W.; HAVSTAD, P. K. & KEMP, J. D. (1992): Synthetic cryIIIA gene from *Bacillus thuringiensis* improved for high expression in plants. *Transgenic Research* 1, 228-236.
- TABASHNIK, B. E.; LIU, Y-B.; FINSON, N.; MASSON, L. & HECKEL, D. G. (1997): One gene in diamondback moth confers resistance to four *Bacillus thuringiensis*. *PNAS* 94:1640-1644.
- TAPP, H. & STOTZKY, G. (1995): Insecticidal activity of the toxins from *Bacillus thuringiensis* subspecies *kurstaki* and *tenebrionis* adsorbed and bound on pure and soil clays. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 1786-1790.
- TAPPESE, B. & WURZ, A. (1996): Freisetungsrisiken gentechnisch manipulierter Organismen. Gutachten im Auftrag der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen. Öko-Institut e.V. Freiburg.
- TAYLOR, S. L. (1994) Evaluation of the allergenicity of foods developed through biotechnology. In: Proceedings of the 3rd International Symposium on the biosafety results of field tests of genetically modified plants and microorganisms. Jones DD (ed.) University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Oakland, USA, 185-197.
- TEBBE C. C.; VAHJEN, W.; MUNCH, J. C.; FELDMANN, S. D.; NEY, U.; SAHM, H. G.; AMORE, R. & HOLLENBERG, C. P. (1994): Überleben der Untersuchungsstämme und Persistenz ihrer rekombinanten DNA. *BioEngineering* 6/94, 14-21.
- TIEDJE, J. M.; COLWELL, R. K.; GROSSMANN, Y. L.; HODSON, R. E.; LENSKI, R. E.; MACK, R. N. & REGAL, P. J. (1989): The planned introduction of genetically engineered organisms: ecological considerations and recommendations. *Ecology* 70, 297-315.
- TIMMONS, A. M., O'BRIEN, E. T., CHARTERS, Y. M., WILKINSON, M. J. (1995b): Aspects of environmental risk assesment for genetically modified plants with special reference to oilseed rape. *Plants Genetics* 95, 42-45.
- TIMMONS, A. M.; O'BRIEN, E. T.; CHARTERS, Y. M.; DUBBELS, S. J. & WILKINSON, M. J. (1995a): Assessing the risk of wind pollination from fields of genetically modified *Brassica napus* ssp. *oleifera*. *Euphytica* 85, 417-421.
- TOMIUK, J., BRAUN, P., WÖHRMANN, K. (1996b): Ökonomische und ökologische Schäden, die im Zusammenhang mit der Verbreitungsbiologie von Raps (*Brassica napus* L.) auftreten können. In: UBA Texte 58/96: Langzeitmonitoring von Umwelteffekten transgener Organismen, 108-118.
- TOMIUK, J., SENTKER, A., WÖHRMANN, K. (1996a): Das Schicksal von gentechnisch modifizierten Genen in Pflanzenpopulationen. *BIUZ* 26, 89-95.
- TOMLIN, C. D. S. (ed.) (1997): *The Pesticide Manual*, 11th Edition. The British Crop Protection Council, Surrey.
- TOMLIN, C. D. S. (1994): *The Pesticide Manual*, 10th Edition. The British Crop Protection Council and the Royal Society, Surrey and Cambridge.
- TORGERSEN, H. (1996): Ökologische Effekte von Nutzpflanzen – Grundlagen für die Beurteilung transgener Pflanzen. UBA Monographie, Band 74, Umweltbundesamt, Wien.

- TORSVIK, V.; GOSOYR, J. & DAAL, F. L. (1990): High diversity in DNA of soil bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 56, 603-619.
- UDO DE HAES, H. A. (ed.) (1996): *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*. SETAC-Europe, Brussels.
- UDO DE HAES, H. A.; JENSEN, A. A.; KLÖPFFER, W. & LINDFORS, L.-G. (Eds.) (1994): *Integrating Impact Assessment into LCA x Proceeding of the LCA symposium held at the Fourth SETAC-Europe Congress, 11-14 April 1994, Brussels*. Published by Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe. Brussels.
- UMWELTBUNDESAMT Berlin (1993): *Ermittlung des Standes der Technik der NH₃-Emissionsminderung insbesondere bei der Rinderhaltung*. Bericht der Arbeitsgruppe des Unterausschusses Luft/Technik des Länderausschusses für Immissionsschutz. Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT Wien (1996): *Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft*. Monographien Bd. 78. Wien.
- UNSER LAGERHAUS (1996/97): *Unkraut und Schädlingsbekämpfung im Maisbau*.
- VAN FRANKENHUYZEN, K. (1993): The challenge of *Bacillus thuringiensis*. In: Entwistle, P. F; Cory, J. S.; Bailey, M. J. & Higgs, S. (Eds.) (1993) *Bacillus thuringiensis, an environmental biopesticide: theory and practice*. John Wiley & Sons, Chichester UK. p. 1-36.
- VDI (1997): *VDI-Richtlinie 4600: Kumulierter Energieaufwand. Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden*. Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- VOLKWEIN, S. & KLÖPFFER, W. (1996): The Valuation Step Within LCA. Part I: General Principles. *Int. J. LCA* 1 : 36-39.
- VOLKWEIN, S.; GIHR, R. & KLÖPFFER, W. (1996): The Valuation Step Within LCA. Part II: A Formalized Method of Prioritization by Expert Panels. *Int. J. LCA* 1 : 182-192.
- WEBER, B. (1997a): *Glyphosatresistentes Lolium rigidum*. PAN Pestizid-Brief 3, 1-2.
- WEBER, B. (1997b): *Hintergrundpapier zu einigen Aspekten der glyphosatresistenten Sojabohnen von Monsanto und den von Monsanto vorgelegten Antragsunterlagen zur Inverkehrbringung*. Öko-Institut e.V., Freiburg.
- WILKE B.-M. (1994): *Verhalten der Komplementärherbizide im Boden*. In: *Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz Heft 7*, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung.
- ZSCHEISCHLER, J.; ESTLER, M. C.; STAUDACHER, W.; GROSS, F.; BURGSTALLER, G.; STREYL, H. & RECHMANN, T. (1990): *Handbuch Mais*. 4. Aufl., DLG-Verl., Frankfurt am Main.

9 GLOSSAR

- ABSCHLEGELN:** feines häckseln der Maisstrohrückstände am Feld vor dem Unterpflügen.
- AEP_a:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden; Summe aus AEP_{aw} (Transfer ins Medium Wasser) und AEP_{asw} (Transfer ins Medium Boden und anschließend ins Medium Wasser); W(AEP_a) von Zink = 0,076 kg Zn-Äq./kg in die Luft emittiertes Zink.
- AEP_s:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und ins Medium Wasser transferiert werden; W(AEP_s) von Zink = 0,23 kg Zn-Äq./kg in den Boden emittiertes Zink.
- AEP_w:** Aquatisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Wasser abgegeben werden und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden); W(AEP_w) von Zink = 1 kg Zn-Äq./kg ins Wasser emittierte Substanz.
- ALLELE:** Varianten eines Gens, die denselben Locus auf dem Chromosom einnehmen und als Mendelsche Erbfaktoren segregieren können. Allele werden normalerweise an ihrer phänotypischen Wirkung erkannt.
- ALLELFREQUENZ:** siehe Genfrequenz.
- AMINOSÄURE:** Bausteine der Proteine, kettenartig miteinander verbunden, bestimmen den Charakter des Proteins.
- ART:** Im Sinne einer biologischen Art: alle Mitglieder einer Gruppe von Populationen, die sich unter natürlichen Bedingungen miteinander kreuzen oder potentiell kreuzen können; ein komplexer Begriff. Auch eine grundlegende taxonomische Kategorie, der man individuelle Exemplare zuordnet, und die oft, aber nicht immer, der biologischen Art entspricht.
- AUSBREITUNG:** Ausdehnung der Areale von Pflanzen.
- AUSFALLRAPPS:** Raps, der aus der Samenbank des Ackers keimt und aktuell nicht eingesät wurde.
- bla-GEN:** Beta-Lactamase-Gen (im Bt-Mais aus *Salmonella paratyphi*), Antibiotikaresistenzgen, das eine Resistenz gegen Ampicillin und weitere Penicilline vermittelt.
- BT-MAIS bzw. BT-176-MAIS:** Mais, der ein Toxingen (Delta-Endotoxin) aus dem Bakterium *Bacillus Thuringensis* (=Bt) enthält. Bt-176 ist die Benennung von NOVARTIS für eine bestimmte Bt-Mais-Linie. (Durch die Klonierung mit ein- und demselben Genkonstrukt entstehen verschiedene Linien, da das Genkonstrukt an unterschiedlichen, im Vorhinein nicht bestimmbar Stellen des Genoms integrieren kann.)
- β-LACTAMANTIBIOTIKA:** Antibiotika wie z. B. Ampicillin, die das zyklische Amidmolekül β-Lactam enthalten.
- CHLOROPLASTEN:** Zellorganelle grüner Pflanzen, in denen die Photosynthese stattfindet.
- CHROMOSOM:** fadenförmiges, aus DNA und Proteinen aufgebautes Molekül im Zellkern. Mit Ausnahme der DNA, die sich in den Zellorganellen (Chloroplasten, Mitochondrien) befindet, ist die gesamte Erbinformation in Chromosomen organisiert.
- cryI(a)(b) oder (c):** Benennung für verschiedene Delta-Endotoxine. Die Einteilung erfolgt auf der Basis von Struktur und Sequenzähnlichkeiten der Proteine und der Zielinsekten, also welche Insektengruppen resp. deren Larvenstadien durch diese Varianten geschädigt werden.
- DNA/DNS = Desoxyribonukleinsäure:** Die DNA ist Träger der Erbinformation. Man findet sie als lange doppelsträngige Moleküle in den Zellen. Sie besteht aus einer Abfolge von vier verschiedenen Basenpaaren in der die genetische Information verschlüsselt ist. Jeweils drei DNA-Bausteine (Basen) liefern die Information (kodieren) für eine Aminosäure. Die Reihenfolge der DNA-Bausteine bestimmt die Abfolge der Aminosäuren in einem Protein.
- DORMANZ:** Keimruhe, innere Bedingung des Chemismus oder des Entwicklungsstadiums eines lebensfähigen Samens, welche die Keimung trotz Vorhandenseins günstiger Temperatur und Feuchtigkeit verhindert.: 1. Primäre Keimruhe(bedingt durch Einwirkungen vor der Reife oder Ernte); 2. sekundäre Keimruhe (durch Einflüsse nach Reife oder Ernte).

- ENZYME:** Gruppe von Eiweißen, die als biologische Katalysatoren Stoffumsetzungen steuern können.
- EUKARYONTEN:** Organismen, deren Zellen einen echten Zellkern besitzen, in dem die DNA verpackt ist (Tiere, Pflanzen, manche Mikroorganismen).
- EVOLUTION:** Im weiten Sinne der Ursprung von Einheiten, die verschiedene Zustände eines oder mehrerer Merkmale besitzen, und die Änderungen ihrer Anteile über die Zeit. Organische Evolution oder biologische Evolution ist der über die Zeit stattfindende Wandel der Anteile individueller Organismen, die sich genetisch in einem oder mehreren Merkmalen unterscheiden. Solcher Wandel ereignet sich durch den Ursprung und die in der Folge von Generation zu Generation auftretenden Änderungen von Allel- oder Genotypfrequenzen innerhalb der Populationen, durch Änderungen der Anteile von genetisch unterschiedlichen Populationen innerhalb einer Art oder durch Änderungen der Anzahl von Arten mit verschiedenen Merkmalen, wodurch die Frequenz eines oder mehrerer Merkmale innerhalb eines höheren Taxons verändert wird.
- EXPRESSION:** Gene enthalten die notwendige Information, die eine Zelle braucht, um ein Protein zu bilden, sie wird aber nicht immer und nicht in jeder Zelle abgerufen. Wenn ein Gen aktiv ist, d. h. wenn die Information genutzt wird, um ein Protein zu bilden spricht man von Genexpression.
- FERTILITÄT:** Dieser Ausdruck bezieht sich entweder auf die Fruchtbarkeit der Pflanzen oder nur auf die Fruchtbarkeit der männlichen Geschlechtseinheiten.
- FITNESS:** Relativer Beitrag eines Genotyps zur folgenden Generation.
- GEN:** Die funktionelle Einheit der Vererbung. Abschnitt auf der DNA, welcher die Information für die Bildung eines Proteins oder einer Ribonukleinsäure (mRNA, tRNA, etc.) birgt. Über diese Stoffe vermitteln die Gene sowohl die Struktur eines Organismus als auch sämtliche Stoffwechsellvorgänge. Alle Zellen eines Individuums besitzen denselben Bestand an Genen. Es sind allerdings in den verschiedenen Zelltypen immer nur spezielle Gene aktiv.
- GENEXPRESSION:** siehe Expression.
- GENFLUSS:** Die Aufnahme von Genen aus einer oder mehreren anderen Populationen in den Genpool einer Population.
- GENKONSTRUKT:** *in vitro* hergestellte Gensequenz, welche neben der Sequenz für das gewünschte Eiweißmolekül auch die notwendigen regulatorischen Sequenzen enthält.
- GENOM:** Das gesamte genetische Material einer Zelle.
- GENOTYPUS:** Die gesamte genetische Konstitution eines Organismus.
- GENPOOL:** Die Gesamtheit der Gene einer gegebenen, sich sexuell fortpflanzenden Population.
- HERBIZIDE:** Unkrautvernichtungsmittel.
- HETEROZYGOT:** Ein individueller Organismus, der an einem Genort verschiedene Allele hat.
- HOMOLOGIE:** Sequenzübereinstimmungen zwischen unterschiedlichen DNA-Strängen
- HOMOZYGOT:** Ein individueller Organismus, der an allen Kopien eines Genorts dasselbe Allel hat.
- HR-PFLANZEN:** HR-Pflanzen sind gegenüber der Behandlung mit korrespondierenden Herbiziden unempfindlich. Dazu ist in der Regel ein Genkonstrukt in die Pflanze inkloniert, das die Herbizide durch eine chemische Modifikation unwirksam macht. Es gibt allerdings auch andere Wirkungsprinzipien, die zu einer Unempfindlichkeit der Pflanzen führen.
- HR-TECHNOLOGIE:** Gesamtheit der Techniken und Ansätze, Pflanzen herbizidresistent zu machen.
- HTP_a:** Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden; Summe aus HTP_{aa} (Verbleib bzw. Abbau im Medium Luft) HTP_{aw} (Transfer ins Medium Wasser) und HTP_{as} (Transfer ins Medium Boden); $W(\text{HTP}_{aa})$ von Blei = 1 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, $W(\text{HTP}_{aw})$ von Blei = 0,0011 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, $W(\text{HTP}_{as})$ von Blei = 2.300 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei, $W(\text{HTP}_a)$ von Blei = 2.300 kg Pb-Äq./kg in die Luft emittiertes Blei.

- HTP_{sw}**: Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und ins Medium Wasser transferiert werden; $W(\text{HTP}_{\text{sw}})$ von Blei = 0,6 kg Pb-Äq./kg in den Boden emittiertes Blei. Bei Ackerböden addiert sich hierzu HTP_{sf}, das Humantoxizitätspotential der Emissionen in Ackerböden, das den Transfer in die Nahrungsmittel berücksichtigt. HTP_f ist die Summe aus HTP_{sw} und HTP_{sf}; $W(\text{HTP}_f)$ von Blei = 20.000 kg Pb-Äq./kg in den Boden emittiertes Blei.
- HTP_w**: Humantoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Wasser abgegeben werden und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden); $W(\text{HTP}_w)$ von Blei = 0,86 kg Pb-Äq./kg ins Wasser emittiertes Blei.
- HYBRIDPFLANZE**: Pflanze, die aus der Kreuzung zwischen genetisch weitläufig verwandten Elternpflanzen hervorgegangen ist.
- HYBRIDISIERUNG**: Kreuzung zwischen verschiedenen Arten; Bastardierung.
- IN VITRO**: im Reagenzglas, außerhalb der Zelle.
- IN VIVO**: im Körper bzw. in der Zelle.
- KLON**: Kolonie genetisch einheitlicher Zellen, die aus einer einzigen Zelle entstanden sind.
- LEPIDOPTEREN**: schmetterlingsartige Insekten.
- MUTATION**: Ein Fehler in der Replikation einer Nukleotidsequenz oder irgendeine andere Änderung des Genoms, die keine reziproke Rekombination ist.
- NATÜRLICHE SELEKTION**: Das unterschiedliche Überleben und/oder die unterschiedliche Fortpflanzung von Klassen von Einheiten, die sich in einem oder mehreren erblichen Merkmalen unterscheiden. Der Unterschied im Überleben und/oder in der Fortpflanzung kommt nicht zufällig zustande und muß als potentielle Folge die Veränderung der Anteile der verschiedenen Einheiten haben, um natürliche Selektion zu konstituieren. Daher ist natürliche Selektion auch definierbar als deterministischer Teil- oder Gesamtunterschied in dem Beitrag erblicher, unterschiedlicher Klassen von Einheiten zu den nachfolgenden Generationen. Die Einheiten können Allele, Genotypen oder Teile von Genotypen, Populationen oder in weitestem Sinne Arten sein.
- ÖKOSYSTEM**: Offenes, zur Selbstregulation befähigtes Wirkungsgefüge zwischen zusammenlebenden Organismen und ihrer anorganischen Umwelt.
- pat-GEN**: Gen, das für PAT kodiert. (Damit klar wird, ob es sich um das Gen oder das Protein handelt, wird die Großschreibung für das Protein und die Kleinschreibung für das dazugehörige Gen verwendet.)
- PERSISTENZ**: Bestehenbleiben. Hier: Verbleiben eines Gens in einer Population.
- PHÄNOTYP**: Die während des gesamten Lebens eines Organismus manifestierten morphologischen, physiologischen, biochemischen Verhaltens- und sonstigen Eigenschaften, die sich durch die Wirkung von Genen und Umwelt entwickeln; oder irgendeine Untergruppe derartiger Eigenschaften, besonders jene, die durch ein bestimmtes Allel oder einen anderen Anteil des Genotyps beeinflusst sind.
- pH-WERT**: Meßwert, der den Säuregehalt einer Flüssigkeit (oder eines Bodens) angibt.
- PLASMID**: Meist ringförmige DNA-Struktur, häufig bei Bakterien separat vom restlichen Genom. In der Gentechnik häufig als Transformationsvektor benutzt.
- POPULATION**: Eine Gruppe von Organismen derselben Art, die ein mehr oder weniger genau definiertes geographisches Gebiet besetzen und von Generation zu Generation Fortpflanzungskontinuität aufweisen. Im allgemeinen nimmt man an, daß ökologische und Fortpflanzungsinteraktionen zwischen diesen Individuen häufiger sind als zwischen ihnen und Mitgliedern anderer Populationen derselben Art.
- POSITIONEFFEKT**: Eine Veränderung im phänotypischen Ausdruck eines Gens aufgrund einer Veränderung seiner Position auf dem Chromosom.
- PROKARYONTEN**: Primitive Organismen (Bakterien und Blaualgen), die keinen Zellkern haben und deren Nukleinsäure in Form eines einzelnen Fadens und evtl., zusätzlicher Plasmiden organisiert ist.
- PROMOTOR**: Sequenz auf der DNA, welche die Transkription eines Gens steuert.

PROTEIN: Eiweiß. Ein Protein ist aus einer Kette von Bausteinen (Aminosäuren) aufgebaut. Die Abfolge der Aminosäuren wird durch die Gene vorherbestimmt.

REKOMBINANT: Organismus oder Nukleinsäure, die gentechnisch verändert wurden.

RNA = Ribonukleinsäure: RNA-Moleküle bestehen wie die DNA aus einer Abfolge von vier verschiedene Basenpaaren. Im Gegensatz zur DNA ist sie aber im allgemeinen einzelsträngig.

RUDERALRAPPS: Raps, der auf ruderalen Standorten (Wegränder, Eisenbahnanlagen etc.) wächst.

SEKUNDÄRSTOFFWECHSEL: Stoffwechselgeschehen, das Verbindungen zur Stoffspeicherung und Substanzen, die nicht mehr unmittelbar am Grundstoffwechsel beteiligt sind, liefert. Hier werden z. B. Farbstoffe (z. B. Flavonoide) oder Gifte (z. B. Alkaloide) produziert.

SELBSTFERTILITÄT: Selbstbestäubung, die normale Frucht- und Samenbildung zur Folge hat.

SELBST-INKOMPATIBILITÄT: Selbstbestäubung ist ausgeschlossen.

SELEKTION: Auswahl. Das bevorzugte Überleben und die dadurch bevorzugte Vermehrung solcher Individuen einer Population, die durch genetisch bedingte Ursachen in einer bestimmten Umwelt Vorteile haben. Im Rahmen der Gentechnik/Molekularbiologie bedeutet Selektion, daß Versuchsbedingungen gewählt werden (z. B. Nährmedien), die nur den Zellen ein Wachstum ermöglichen, die das gewünschte Gen aufgenommen haben.

STANDORT: Summe der abiotischen Faktoren, wie z. B. Nährstoffe, Wasser, geologischer Untergrund etc., die das Pflanzenleben beeinflussen.

TEP_a: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Luft abgegeben werden und ins Medium Boden transferiert werden; W(TEP_a) von Zink = 0,33 kg Zn-Äq./kg in die Luft emittiertes Zink.

TEP_s: Terrestrisches Ökotoxizitätspotential der Emissionen, die in das Medium Boden abgegeben und dort verbleiben (bzw. abgebaut werden); W(TEP_s) von Zink = 1 kg Zn-Äq./kg in den Boden emittiertes Zink.

TRANSFORMATIONSVEKTOR: Nukleinsäure, häufig ein Plasmid, die in der Gentechnik als Werkzeug eingesetzt wird, um fremde DNA in eine Zelle einzuschleusen.

TRANSKRIPTION: Umschreibung der DNA in RNA.

TRANSGENE: Rekombinante, d. h. mit Hilfe der Gentechnik eingeschleuste Gene.

TRANSGENE ORGANISMEN: Mikroorganismen, Pflanzen oder Tiere, die in ihrem Genom mit Hilfe der Gentechnik übertragene fremde DNA enthalten.

UMWELT: Normalerweise der Komplex äußerer physikalischer, chemischer und biotischer Faktoren, die eine Population, einen Organismus oder die Genaktivität eines Organismus beeinflussen können. Allgemeiner: all das, was sich außerhalb des untersuchten Gegenstandes (der z. B. ein Gen, ein Organismus oder eine Population sein kann) befindet und einen Einfluß auf seine Funktion oder Aktivität haben kann. So können andere Gene innerhalb eines Organismus ein Teil der Umwelt eines untersuchten Gens sein, oder andere Individuen in einer Population können ein Teil der Umwelt des im Blickpunkt stehenden Organismus sein.

VEKTOREN: Gentechnisch: Genfähren, welche die Einschleusung neuer Gene ermöglichen.

VERWILDERUNG: Eine mit Domestikationsmerkmalen ausgestatte Art gilt als verwildert, wenn sie alle Merkmale einer wilden einheimischen Art wahrnehmen läßt, d. h. sie wächst und vermehrt sich mit natürlichen Fortpflanzungsmitteln ohne die direkte Hilfe des Menschen und kommt mehr oder weniger häufig oder regelmäßig an der ihr zusagenden Standorten vor und kann sich eine Reihe von Jahren auch bei außergewöhnlichen klimatischen Erscheinungen halten. (nach Sukopp und Sukopp, 1994).

ZYTOPLASMA: Das den Zellkern umgebende Zellmaterial.

10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Abb.	Abbildung	GTG	Gentechnikgesetz
ADI	Acceptable daily intake	GVO	genetisch veränderte Organismen
AEP	Aquatic ecotoxicity potential = aquatisches Ökotoxizitätspotential (Summe aus AEP _a , AEP _s und AEP _w ; siehe Glossar)	GWP	Global warming potential
Äq.	Äquivalente	H_o	oberer Heizwert (Brennwert)
AP	Acidification potential = Versauerungspotential	HTP	Human toxicity potential = Humantoxizitätspotential (Summe aus HTP _a , HTP _f und HTP _w ; siehe Glossar)
BFL	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft	H_u	unterer Heizwert
B	Burgenland	incl.	inklusive
bio.	biologisch	IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
BLA	Beta-Lactamase	JM	Jahresmittel
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf	K	Kärnten
Bt	Bacillus thuringiensis	kg	Kilogramm
BUWAL	Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft	K₂O	Kaliumoxid
bzw.	beziehungsweise	Kap.	Kapitel
C.A.U.	Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich mbH	KCl	Kaliumchlorid
ca.	cirka	KEA	kumulierter Energieaufwand
CaMV	Cauliflower mosaic virus	KM-Sz.	Körnermaisszenarien
CaO	Calciumoxid	konv.	konventionell
Cd	Cadmium	l	Liter
CO₂	Kohlendioxid	LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz)
COD	Chemical oxygen demand (Chemischer Sauerstoffbedarf CSB)	LD 50	Lethal Dose Fifty (50 % der Versuchsorganismen sterben innerhalb eines bestimmten Zeitpunktes)
Cr	Chrom	LD	Lethal Dose (Letaldosis)
CST	Critical surface-time	LDPE	Polyethylen (low density)
Cu	Kupfer	MgO	Magnesiumoxid
d. h.	das heißt	N	Stickstoff
DNS/DNA ...	Desoxyribonukleinsäure/-acid	N₂	Stickstoff
dt	Dezitonne = 100 kg	N₂O	Lachgas
DTA	duldbare tägliche Aufnahme	NH₃	Ammoniak
EC 50	Effektivkonzentration 50 (ruft bei 50 % der Versuchsorganismen eine bestimmte Wirkung hervor)	Ni	Nickel
EC	Effective concentration	Nm³	Normkubikmeter
EPA	Environmental Protection Agency (USA)	NÖ	Niederösterreich
etc.	et cetera	NO₃	Nitrat
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich)	NOEL	No observed effect level
EU	Europäische Union	NO_x	Stickoxide
f. u.	functional unit, funktionelle Einheit	NPA	Nitrification potential, aquatic = aquatisches Eutrophierungspotential
ggf.	gegebenenfalls	NPT	Nitrification potential, terrestrial = terrestrisches Eutrophierungspotential
		ODP	Ozone depletion potential

OECD	O rganisation for E conomic C ooperation and D evelopment	subsp.	S ubspezies
OÖ	O berösterreich	syn.	s ynonym
ÖVAF	Ö sterreichische V ereinigung für agrарwissenschaftliche F orschung	Sz.	S zenario
P	Phosphor	Tab.	T abelle
P₂O₅	Phosphorpentoxid	TEP	T errestic e cotoxicity p otential = terrestrisches Ökotoxizitätspotential (Summe aus TEP _a und TEP _s ; siehe Glossar)
PAT	Phosphinothricinacetyltransferase	TS	T rockensubstanz
Pb	Blei	TSP	T ripelsuperphosphat
pers. Mittlg.	P ersönliche M itteilung	u. a.	u nter anderem
PO₄	Phosphat	UBA	U mweltbundesamt
PSM	P flanzenschutzmittel	u.	u nd
RES	R essourcenverbrauch	UV-Strahlung	U ltravioletstrahlung
RKI	R obert K och Institut	v. a.	v or allem
RNS/RNA ...	R ibonukleinsäure/-acid	Vgl.	V ergleiche
s. a.	siehe auch	VOC	V olatile o rganic c ompounds
s. o.	siehe oben	W	W ichtungsfaktoren
s. u.	siehe unten	WR-Sz.	W interrapsszenarien
SAVA	S onderabfallverbrennungsanlage	z. B.	z um B eispiel
SO₂	Schwefeldioxid	z. T.	z um T eil
SO_x	Schwefeloxide	Zn	Z ink
ST	S teiermark		

11 NAMEN UND ADRESSEN

Umweltbundesamt Wien (Auftraggeber)

Zentralstelle Wien
A-1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Fax: +43-1-31304-3700

Dr. Helmut GAUGITSCH
Tel: +43-1-31304-3710
E-mail: gaugitsch@ubavie.gv.at

Dr. Karl KIENZL
Tel: +43-1-31304-3730
E-mail: kienzl@ubavie.gv.at

PROJEKTBEARBEITER

C.A.U. GmbH – Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich (Projektkoordination)

D-63303 Dreieich, Daimlerstraße 23
Fax: +49-6103-983-10
E-mail: C.A.U.@t-online.de

Prof. Dr. Walter KLÖPFFER
C.A.U. GmbH
Tel: +49-6103-983-28

Dipl.-Chem. Isa RENNER
Tel: +49-6103-983-17

Öko-Institut e.V. Freiburg

D-79114 Freiburg i.Br., Binzengrün 34a
Fax: +49-761-475437

Dr. Beatrix TAPPESER
Tel: +49-761-45295-39

E-mail: tappeser@oeko.de
Dr. Claudia ECKELKAMP
Tel: +49-761-45295-52
E-mail: eckelkamp@oeko.de

Österreichische Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung (ÖVAF)

A-1020 Wien, Kleine Spergasse 1/37
Tel: +43-1-214-59-0
Fax: +43-1-214-59-039
E-mail: oevaf-wien@oevaf.at

Dipl.-Ing. Richard DIETRICH
Österr. Vereinigung für Agrarwissenschaftliche
Forschung (ÖVAF) – Büro Vorarlberg
A-6923 Lauterach, Lerchenauerstr. 45
Tel: +43-5574-63929
Fax: +43-5574-63931
E-mail: dietrich@oevaf.at

PROJEKTBEGLEITKREIS

Prof. Dr. Helmut BACHMAYER
NOVARTIS International
Biosafety
A-1235 Wien, Brunnerstraße 59
Tel: +43-1-86634-227
Fax: +43-1-86634-727
E-mail: helmut.bachmayer@pharma.novartis.com

Dipl.-Ing. Thomas LINDENTHAL
Institut für Biologischen Landbau
Universität für Bodenkultur
A-1180 Wien, Gregor Mendelstraße 33
Tel: +43-1-47654-3754
Fax: +43-1-47654-3792
E-mail: lindenth@edv1.boku.ac.at

Dipl.-Ing. Werner MÜLLER
Institut für Biologischen Landbau
Universität für Bodenkultur
A-1180 Wien, Gregor Mendelstraße 33
Tel: +43-1-47654-3758
Fax: +43-1-47654-3792
E-mail: wmueller@edv1.boku.ac.at

Dr. Helge TORGERSEN
Institut für Technikfolgenabschätzung
Österreichische Akademie der Wissenschaften
A-1010 Wien, Postgasse 7/4/3
Tel: +43-1-51581-588
Fax: +43-1-513 11 45
E-mail: torg@oeaw.ac.at

PEER REVIEW

Dr. Gerard GAILLARD
Eidgenössische Forschungsanstalt für
Agrarwirtschaft u. Landtechnik (FAT)
Sektion Energie- und Umwelttechnik
CH-8356 Tänikon
Tel: +41-52-368-3131
Fax: +41-52-365-1190
E-mail: gerard.gaillard@fat.admin.ch

WEITERE KONTAKTE:

Dr. Arthur EINSELE
NOVARTIS seeds
R-1008.8.22
CH-4002 Basel
Tel.: +41-61-697-8387
Fax: +41-61-697-5234
E-mail: arthur.einsele@seeds.novartis.com

Gutachten zur Studie

“Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen”

C.A.U. GmbH, Dreieich (Projektleitung)

Prof. Dr. Walter Klöpffer

Dipl.-Chem. Isa Renner

Öko-Institut e.V., Freiburg im Breisgau

Dr. Claudia Eckelkamp

Dr. Beatrix Tappeser

ÖVAF, Wien

Dipl.-Ing. Richard Dietrich

Im Auftrag von: Umweltbundesamt Österreich, *Dr. Helmut Gaugitsch*

Dr. Gérard Gaillard

12 GUTACHTEN ZUR STUDIE

INHALT

	Seite
12 GUTACHTEN ZUR STUDIE	229
12.1 Einleitung	231
12.1.1 Auftrag der kritischen Prüfung.....	231
12.1.2 Besonderheiten der vorliegenden Begutachtung	231
12.1.3 Begutachtung gemäß ISO-Norm 14040	232
12.2 Methodische Übereinstimmung (Art. 5)	233
12.2.1 Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens (Artikel 5.1)	233
a) Ziel der Studie (Artikel 5.1.1).....	233
b) Untersuchungsrahmen der Studie – Wahl der Systeme.....	233
c) Untersuchungsrahmen der Studie – Funktion und funktionelle Einheit (Artikel 5.1.2.1)	235
d) Systemgrenzen und Module (Artikel 5.1.2.2).....	235
e) Anforderungen an die Datenqualität (Artikel 5.1.2.3).....	237
f) Vergleiche zwischen Systemen (Artikel 5.1.2.4)	238
12.2.2 Sachbilanz (Artikel 5.2)	238
a) Generelle Anmerkung	238
b) Datensammlung und -ermittlung	238
c) Allokation.....	239
d) Berechnungen	240
e) Ergebnisse	241
12.2.3 Wirkungsabschätzung (Artikel 5.3).....	242
a) Klassifizierung	242
b) Charakterisierung.....	244
c) Gewichtung/Abwägung	245
12.2.4 Auswertung (Artikel 5.4).....	245
a) Auswertungskonzept.....	245
b) Schlußfolgerungen	246
c) Empfehlungen	247
12.2.5 Fazit bezüglich methodischer Übereinstimmung.....	247
12.3 Übereinstimmung mit dem aktuellen Stand der Kenntnisse	248
12.4 Nachvollziehbarkeit und Konzeption des Berichtes (Art. 6)	248
12.5 Schlußfolgerungen	249

12.1 Einleitung

12.1.1 Auftrag der kritischen Prüfung

Die Studie „Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen“ (nachstehend „die Studie“) wird gemäß Art. 7.1. und 7.3.2. der ISO-Norm 14040 „Ökobilanzen: Prinzipien und allgemeine Anforderungen“ (nachstehend „die Norm“) begutachtet. Die ISO-Norm 14041 „Ökobilanzen: Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz“, welche zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie noch nicht in Kraft war, wird lediglich zur Verdeutlichung der entsprechenden Artikel der Norm 14040 in der damaligen Form des Normentwurfs berücksichtigt.

Es werden nachstehend nur jene Kapitel der Studie begutachtet, die sich auf die eigentliche Ökobilanzierung beziehen. Folgende Bereiche der Studie unterliegen nicht der Beurteilung:

- Bereich „Risikoabschätzung“ (vor allem Kapitel 5.2, 5.4, 5.6, 6.1.2 und 6.2.2). Es wird davon ausgegangen, daß die ökologischen und agronomischen Risiken der im Bericht untersuchten Pflanzenproduktionen gemäß den für diese Beurteilungsmethode gültigen fachlichen Prinzipien und dem heutigen Stand der Kenntnisse abgeschätzt worden sind. Der Einbezug der Indikatoren und Ergebnisse der Risikoabschätzung in die Ökobilanzierung ist hingegen Bestandteil der vorliegenden Begutachtung.
- Bereich „EU-relevante Fragestellungen“ (vor allem Kapitel 7.2 bis 7.4). Dieser Teil des Berichtes ist zwar durch die Erfahrungen der vorliegenden Studie geprägt. Von der eigentlichen Ökobilanzierung der Fallbeispiele ist er jedoch weitgehend unabhängig. Zudem wird festgestellt, daß es sich um politische Analysen und Folgerungen handelt, welche nicht Bestandteil einer kritischen Prüfung im Sinne der Norm sind. Daher werden diese Kapitel nicht speziell begutachtet.

Gemäß Auftrag konzentriert sich die vorliegende Begutachtung auf die Prüfung der Wahl und Anwendung des methodischen Vorgehens sowie auf die Darstellung und Auswertung der Ergebnisse nach den in der Norm 14040 aufgeführten Prinzipien und deren Auslegung für Ökobilanzen landwirtschaftlicher Prozesse. Die Überprüfung der Datenerhebung sowie der Berechnungen zur Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sind dagegen nicht Bestandteil des Auftrags. Es wurden diesbezüglich lediglich gezielte Plausibilitätskontrollen durchgeführt.

12.1.2 Besonderheiten der vorliegenden Begutachtung

Prinzipiell wird durch die kritische Prüfung gemäß ISO-Norm 14040 in erster Linie die Konformität zur Norm analysiert. Unter diesem Gesichtspunkt wird das Verhältnis zwischen dem erwarteten Arbeitsaufwand und den verfügbaren Mitteln (Personal und Zeit) nicht berücksichtigt. Im vorliegenden Fall muß speziell in die Betrachtung einbezogen werden, daß die Autoren, welche aus sehr unterschiedlichen Forschungsbereichen stammen, die Studie innerhalb von anderthalb Jahren erstellt bzw. sich dazu verpflichtet haben. Bekanntlich ist eine Ökobilanzierung ein iterativer Prozeß mit Wechselwirkungen zwischen den Phasen (vgl. Abb. 1 der Norm). Einige Iterationen sind vorgeschrieben (vgl. Art. 5.3.3 und 6.4.5 der ISO-Norm 14041) bzw. als Möglichkeiten angegeben (vgl. Art. 5.3 der ISO-Norm 14040). Aufgrund unserer Erfahrung ist es nur teilweise möglich, die von der Norm vorgesehenen bzw. gewünschten Iterationen innerhalb einer so kurzen Zeitspanne für ein derart neues Thema vollständig durchzuführen.

Im vorliegenden Fall wurden wir drei Monate vor der geplanten Abgabe des Schlußberichtes beigezogen und nahmen einmal an einer Sitzung der Projektgruppe teil. Die erste Version des Schlußberichtes am Ende der erwähnten anderthalbjährigen Projektdauer wurde anschließend begutachtet, ohne daß wir einen nennenswerten Einfluß auf dessen Inhalt im Sinne der obengenannten Iterationen ausübten. Wir beschränkten uns auf eine Beurteilung der geleisteten Arbeit nach den Prinzipien der Norm.

Einige der in diesem damaligen Gutachten aufgeführten Anmerkungen wurden danach im Rahmen eines kleinen Auftrags von den Autoren bearbeitet und sind in der hier geprüften zweiten Version berücksichtigt worden. Somit bekam unsere Arbeit zum Teil auch den Charakter von Empfehlungen im Hinblick auf die Durchführung der angestrebten Iterationen. Es ging in diesem Auftrag hingegen nicht darum, mögliche Anpassungen an der in der Zwischenzeit in Kraft getretenen ISO-Norm 14041 vorzunehmen, so daß die Konformität zu dieser Norm nicht speziell geprüft wird.

Per Definition läßt eine Norm Abweichungen grundsätzlich nicht zu. In der Ökobilanzierung, insbesondere wenn es sich um die Entwicklung neuer Umweltkategorien oder die Erarbeitung neuer Auswertungskonzepte handelt, kann es aber gute, wissenschaftlich belegte Gründe geben, sich teilweise von einer Norm zu entfernen. Wir sind uns dessen bewußt, daß sich die Autoren der vorliegenden Studie unter anderem mit ihrer Absicht, Elemente der Risikoanalyse in die Ökobilanzierung einzubeziehen, eine lockere Auslegung der Norm teilweise benötigten. Um uns der Gefahr zu entziehen, in einer Begutachtung in eine Debatte über Sinn und Wert der einzelnen Verfügungen der Norm zu geraten, haben wir uns jedoch entschieden, die in der Studie geleistete Arbeit aufgrund des bestehenden Textes der Norm zu beurteilen, ohne spezielle Rücksicht auf die obenerwähnten Besonderheiten zu nehmen. Im übrigen verfügen die Autoren in der beigelegten Stellungnahme über die Möglichkeit, weitere Aspekte wie Zielvorgaben des Auftraggebers oder zeitliche und finanzielle Rahmenbedingungen zur Gesamtbeurteilung der Arbeit heranzuziehen.

Die vorliegende kritische Prüfung geht davon aus, daß der zu beurteilende Bericht aus Sicht der Autoren in endgültiger Version vorliegt.

12.1.3 Begutachtung gemäß ISO-Norm 14040

Gemäß Artikel 7.1 "muß das kritische Prüfungsverfahren sicherstellen, daß

1. die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit [der] Norm übereinstimmen;
2. die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanztechnik entsprechen;
3. die verwendeten Daten in bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
4. die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen;
5. der Bericht transparent und in sich stimmig ist."

Die Wahl der Ziele oder der Anwendungen wird hingegen weder verifiziert noch validiert. "Der Umstand, daß eine kritische Prüfung durchgeführt wurde, sollte keinesfalls bedeuten, daß einer vergleichenden Aussage zugestimmt wird, die auf einer Ökobilanzstudie beruht" (Art. 7.2). Das Gutachten, die Stellungnahmen des Verfassers sowie alle Reaktionen auf die Empfehlungen des Begutachters müssen in den Bericht aufgenommen werden.

Die vorliegende Begutachtung ist entsprechend aufgebaut. Da unseres Erachtens die Punkte 3 (zweckmäßige Verwendung der Daten) und 4 (Berücksichtigung der Einschränkungen und des Zieles) schon durch den Punkt 1 (Übereinstimmung mit der Norm) abgedeckt sind, werden sie nicht explizit behandelt. Die im folgenden aufgeführten Artikelnummern bzw. Kapitelangaben beziehen sich auf die Norm bzw. auf die Studie.

12.2 Methodische Übereinstimmung (Art. 5)

12.2.1 Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens (Artikel 5.1)

a) Ziel der Studie (Artikel 5.1.1)

Die Ziele der Studie sind im Kapitel 1 aufgeführt. Zusammengefaßt:

- i. Grundlagen für die Ökobilanzierung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen schaffen
- ii. diese Grundlagen an ausgewählten Produkten modellhaft erproben
- iii. die Bewertungsansätze der EU hinterfragen
- iv. Empfehlungen ausarbeiten.

Im Kapitel 3.1 wird der letzte Punkt durch die Ableitung vorläufiger Schlußfolgerungen über das Umweltverhalten gentechnisch veränderter Organismen ergänzt.

Das Kapitel 1 enthält zudem die Rahmenbedingungen, die bei der Erreichung der Ziele einzuhalten sind:

- i. Die Ökobilanzierung soll als Analyseinstrument verwendet werden
- ii. Die zu untersuchenden gentechnisch veränderten Organismen müssen bestimmte, aufgelistete Kriterien erfüllen
- iii. Die agrotechnischen und umweltbezogenen Verhältnisse müssen für Österreich gültig sein.

Es wird bemängelt, daß sich die Autoren der Studie nicht angestrengt haben, die Ziele und Rahmenbedingungen in ihrem Bericht redaktionell klar herauszustreichen, und die Ergebnisse entsprechend darzulegen. Es muß dennoch anerkannt werden, daß die Ziele inhaltlich genau und eindeutig angegeben sind.

Insbesondere ergibt sich aus dem Kapitel 1, daß die Durchführung der Ökobilanzen des Bt-Maises und des Basta-resistenten Rapses einen modellhaften Charakter besitzt. Daraus läßt sich ableiten, daß Schlußfolgerungen über das Umweltverhalten gentechnisch veränderter Organismen aufgrund der Studie nur vorläufig und unvollständig sein können, weil sie nur auf einem Segment der anvisierten Organismen beruhen.

Weiterhin wird festgestellt, daß das dritte Ziel weitgehend unabhängig von der Durchführung einer Ökobilanz erreicht werden kann bzw. die Ökobilanzierung nur ein Element unter vielen anderen ist, das berücksichtigt werden muß, um dieses Ziel zu erreichen. Aus diesem Grund beschränkt sich die vorliegende Begutachtung auf die beiden ersten Ziele und der daraus resultierenden Empfehlungen.

Durch den Auftrag selber ist die Zielgruppe des Berichtes eindeutig angegeben.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Anforderungen der Norm bezüglich des Zieles der Studie eingehalten wurden.

b) Untersuchungsrahmen der Studie – Wahl der Systeme

Um das erste Ziel des Projektes zu erreichen, wurden zwei Produktsysteme modellhaft gewählt, nämlich die Produktion von Bt-Mais und Basta-resistentem Raps. In einer ersten Phase erscheint uns diese sehr begrenzte Wahl gerechtfertigt. Um jedoch sicherzustellen, daß die vorgeschlagene Methode auf alle Nutzpflanzen anwendbar ist, welche durch die Gentechnik betroffen werden könnten, sollte eine Erweiterung des Untersuchungsrahmens in Betracht gezogen werden. Wie von den Autoren selber berichtet (vgl. Kapitel 3.1), würde beispielsweise die Übertragung des Konzeptes „Vergleich von drei Varianten: GVO, Konventionell und Biologisch“ für das System „Produktion von Stärkekartoffeln“ bestimmte neue Fragen aufwerfen.

Der gewählte Ansatz (Beurteilung basierend auf dem pflanzlichen Erzeugnis, Raps oder Mais) steht zwischen den beiden Extremen der möglichen Bandbreite, das heißt zwischen:

- dem prozeßtechnischen Ansatz: Beschränkung auf die Pflégetechnik (verschiedene Herbizid- bzw. Insektizidanwendungen und alternative Verfahren zur Insektenbekämpfung bzw. Unkrautregulierung) und
- dem betrieblichen Ansatz: Erweiterung auf die Betriebsebene (verschiedene Strategien zur Betriebsführung mit oder ohne Einsatz der Gentechnologie).

Angesichts der erforderlichen Allgemeingültigkeit des Ansatzes, der für alle Anwendungen der Gentechnik in der Landwirtschaft gelten, jedoch im konkreten Fall noch praktikabel sein und unterschiedliche Aussagen für jede einzelne Anwendung ermöglichen soll, ist die Wahl der Autoren durchaus gerechtfertigt. Es ist jedoch zu beanstanden, daß die Autoren die Wahl und das Ausmaß der untersuchten Systeme nur teilweise besprochen haben. Die unter Punkten c) und d) festgestellten Unrichtigkeiten hätten wahrscheinlich anhand einer derartigen Diskussion vermieden werden können.

Das getroffene Spektrum „Konventionell mit Gentechnik, Konventionell ohne Gentechnik, Bio-landbau“ ist durchaus zweckmäßig.

Basierend auf dieser Wahl wurden für jedes untersuchte Produkt mehrere Varianten gewählt, wobei die Logik der einzelnen Wahl nicht unmittelbar nachvollziehbar ist. Zum Beispiel wäre es bei den Szenarien zur Produktion von Mais übersichtlicher gewesen, das erste und das dritte Szenario (Abschlegeln) nebeneinander stehen zu lassen und das vierte, welches sich nur durch den Befallsdruck und nicht durch die Maßnahmen und den Ertrag unterscheidet, wegzulassen. Die Wahl der Wirkstoffe (Insektizide für Mais und Herbizide für Raps) konnte teilweise nur willkürlich getroffen werden (vgl. Kapitel 4.3.3). Dies ist in Anbetracht der Schwierigkeiten, genaue und zuverlässige Datenangaben über die durchschnittliche Praxis in Österreich zu erhalten, durchaus verständlich. Es ist allerdings überraschend festzustellen, daß sich die Varianten lediglich durch den erwarteten Ertrag und die Alternative „Insektizideinsatz/Abschlegeln“ beim Mais sowie durch die Alternative „Einsatz eines anderen Wirkstoffs/wiederholtes Striegeln“ beim Raps unterscheiden lassen. Beim Raps wurde die Vielfalt der möglichen ausgebrachten Wirkstoffe im Rahmen der Variantenberechnung (Kapitel 6.3.2) berücksichtigt, aber die jeweilige Bedeutung der anderen untersuchten Herbizide wird leider für österreichische Verhältnisse nicht besprochen. Bei der Varianteberechnung der Maisszenarien wurde hingegen diese Frage nicht behandelt. Damit ist die Allgemeingültigkeit der Schlußfolgerungen, insbesondere im toxischen Bereich und beim Mais, nicht gesichert, was sich auf die gesamte Ökobilanz auswirkt.

Zwecks der Auswertung wurde jeweils eine der untersuchten Varianten als Standardszenario gewählt, nämlich der konventionelle Anbau der jeweiligen Kultur, was sicherlich Sinn macht. Die Tatsache jedoch, daß dieses Standardszenario beim Mais die Nummer 6, jedoch beim Raps die Nummer 1 trägt, wirkt leider beim Leser eher verwirrend. Dieser Eindruck wird dadurch verstärkt, daß der Begriff von Standardszenario nicht im Kapitel über die Szenarien (Kapitel 4.1) eingeführt wird, sondern erst bei der Auswertung (Kapitel 6), obwohl er bei der Diskussion der Ergebnisse der Sachbilanzierung (Kapitel 4) und der Wirkungsabschätzung (Kapitel 5) von Nutzen hätte sein können. Somit wurden die beiden Komponenten einer Ökobilanzstudie „Wahl der Referenzsysteme“ und „Berechnungen von Varianten“ gleichzeitig verwendet und dadurch gewissermaßen verwechselt (vgl. ebenfalls entsprechende Anmerkung der Autoren im Kapitel 6.3). Der erste Punkt ist Bestandteil der ersten Phase innerhalb der Ökobilanz „Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens“ und dient dem Vergleich zwischen dem untersuchten Objekt (hier die Gentechnik) und einer angenommenen Referenz (deshalb hätten wir den Begriff von Referenzsystemen im Kapitel 4.1 erwartet). Der zweite Punkt wird zur Bestätigung der Aussagen im Rahmen der letzten Phase innerhalb der Ökobilanz „Auswertung“ verwendet (deshalb hätten wir eine Diskussion über die Wahl und den Zweck der untersuchten Varianten im Kapitel 6 erwartet).

Es muß jedoch klaggestellt werden, daß diese Punkte in erster Linie formeller Natur sind und die Schlußaussagen nicht beeinflussen. Es ist jedoch daraus nicht ersichtlich, wie dieses Vorgehen auf andere Produkte ohne weitere Bearbeitung übertragbar sein könnte.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Anforderungen der Norm bezüglich der Wahl der Systeme eingehalten wurden, wobei die Wahl der Referenzsysteme und die Berechnung von Varianten teilweise verwechselt wird. Angesichts der Bedeutung der Pestizidfrage bei der Beurteilung der Anwendung der Gentechnik sollten die Wahl und die Definition der untersuchten Varianten jedoch nochmals überdacht werden. Dies soll sowohl im Sinne der Definition der Referenz als auch der Durchführung der im Kapitel 6.3 erwähnten, wünschbaren und ausstehenden systematischen Sensitivitätsanalyse erfolgen. Außerdem wäre eine tiefgründigere Besprechung hinsichtlich der Anwendung des vorgeschlagenen Ökobilanzverfahrens auf andere gentechnisch veränderte Organismen und der Festlegung der Systemgrenze erforderlich.

c) Untersuchungsrahmen der Studie – Funktion und funktionelle Einheit (Artikel 5.1.2.1)

Die Funktion der untersuchten Produktsysteme wird nicht ausdrücklich erwähnt, wobei aufgrund der Ausführungen im Kapitel 3.4 davon ausgegangen werden kann, daß es sich um die Herstellung von Pflanzenprodukten handelt.

Die funktionelle Einheit (Kapitel 3.4) wird den gewählten Produktsystemen und Funktionen entsprechend eindeutig definiert.

Die kaum zufriedenstellende Festlegung der Systemgrenze (vgl. nachstehend) und der Verzicht auf die Durchführung der Allokation des Rapskuchens (vgl. Punkt 2.2.c) deuten jedoch darauf hin, daß trotz dieser klaren Definition in verschiedenen Teilen der Ökobilanzen unterschiedliche Auffassungen bezüglich der Berücksichtigung der Verarbeitungsstufen des Produktes herrschen, dies insbesondere beim Raps.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Kriterien zur Beschreibung der Funktion und der funktionellen Einheit eingehalten wurden.

d) Systemgrenzen und Module (Artikel 5.1.2.2)

Bei der Darstellung der Systemgrenzen sollte gemäß Art. 5.1.2.2 der Norm „das System so modelliert werden, daß Inputs und Outputs an ihren Systemgrenzen Elementarflüsse sind“. In der Studie ist diese Forderung im Grundsatz erfüllt, im Detail gibt es jedoch noch viele Mängel, die im Sinne der Norm zu beheben sind. Offenbar soll der verwendete Begriff „technische Systemgrenze“ dem von der Norm gepflegten Konzept „Produktsystem“ in etwa entsprechen. Der in der Studie verwendete Begriff „System“ entspricht inhaltlich dem in der Norm aufgeführten „Untersuchungsrahmen“ nur teilweise, unter anderem weil einerseits die untersuchten Umweltmedien unvollständig erwähnt sind (zum Beispiel werden die Oberflächengewässer aufgeführt, nicht aber die Luft) und andererseits Module erwähnt sind, die unseres Wissens nicht untersucht wurden (zum Beispiel „Mist“). Die Einordnung der Risikoanalyse bleibt unklar (gehört sie zum „technischen System“, zum „System“, liegt sie außerhalb des Systems oder gibt es eine Kombination dieser Möglichkeiten?). Das erwähnte aber nicht behandelte Modul „Klärschlamm“ trägt nicht dazu bei, die Logik der Autoren bei der Erstellung der Abbildungen 3.3-1 und 3.3-2 zu verstehen. Offenbar wird mit dem Einbezug des letzteren Moduls die Idee

des Lebenszyklus berücksichtigt, was sehr begrüßenswert ist. Aus der offensichtlich teilweise zufälligen Wahl der aufgeführten Module außerhalb des „technischen Systems“ aber müßte gefolgert werden, daß die Abbildungen nur einen beispielhaften Charakter besäßen, während hier gemäß Norm Ausführlichkeit bei der Darstellung der untersuchten Prozesse erwartet wird. Bei den üblicheren Modulen bestehen ebenfalls teilweise Unklarheiten. Beispielsweise weisen die sehr ausführlichen Angaben der Tabellen 4.3.2-1 und 4.3.2-2 auf eine weitere, nicht dargestellte Verfeinerung des Moduls „Körnermaisbau“ hin.

Weiterhin bereitet die Wahl der Schnittstelle bei der Verarbeitung einige Schwierigkeiten. Die aufgeführten Argumente (ein „lager- und verkaufsfähiges Produkt“ als Output zu berücksichtigen; „die Ergebnisse in Relation zu den Umweltbelastungen in einer anderen Lebenswegphase“ setzen zu können) sind zwar annehmbar, lassen jedoch einen nicht zu unterschätzenden Spielraum bei der Anwendung zu. Zudem wird im Kapitel 3.5 erwähnt, die „Abschneideregeln würden fallspezifisch getroffen“, was eine Übertragung des Vorgehens auf andere gentechnisch veränderte Organismen nicht ermöglicht. Es ist zwar nicht unzulässig, beispielsweise die Mais-trocknung in die Berechnungen einzubeziehen, dafür die weitere Verarbeitung außer Acht zu lassen. Da jedoch die Gentechnik augenscheinlich keinen nennenswerten Einfluß auf diese Verfahren hat, hätte man sich auch vorstellen können, die Studie ausschließlich auf die von ihr bedingten Prozesse zu beschränken oder im Gegenteil bis zu einem Endprodukt wie Schrotsilage oder Stärke zu erweitern. Aus dieser Sicht könnte argumentiert werden, die Schnittstelle würde mitten in den nicht beeinflussten Verfahren vorgenommen. Die besondere Berücksichtigung der Verarbeitung in den Ergebnissen (eingebracht in den Tabellen, nicht eingebracht in den Abbildungen, vgl. Kapitel 5.3), wird leider nicht näher besprochen.

Für die Rapsszenarien muß dieselbe Problematik bemängelt werden. Der Einbezug des Rapspressens ins Produktsystem, durch die Wahl der funktionellen Einheit bedingt (vgl. Kap. 3.4), zeigt eine ungenügende Systematik bei der Festlegung der Systemgrenze: Dieser Prozeß wurde bei den Berechnungen nur teilweise berücksichtigt (auf die Allokation wurde verzichtet).

Aus unserer Sicht könnte das gewählte Vorgehen im Sinne der anfänglichen Festlegung der Systemgrenze (vgl. Art. 5.3.3 des ISO-Normentwurfs 14041) zwar akzeptiert werden. Die erforderliche Prüfung und Verfeinerung, welche sich aus dem iterativen Charakter einer Ökobilanz ergibt (vgl. Art. 6.4.5 der ISO-Norm 14041) wurde hingegen noch nicht hinreichend durchgeführt.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die im Bericht aufgeführte Festlegung der Systemgrenze und der zu untersuchenden Module gemäß der Norm lediglich im Grundsatz vorgenommen wurde. Die erforderliche Prüfung und Verfeinerung, welche sich aus dem iterativen Charakter einer Ökobilanz ergibt, wurde hingegen nicht hinreichend durchgeführt. Daher konnten zahlreiche Unrichtigkeiten bei der Beschreibung der Module und der Festlegung der Systemgrenze nicht behoben werden. Gesamthaft muß festgehalten werden, daß die Norm in diesem Punkt nicht eingehalten wurde. Da es sich bei manchen Punkten um Aspekte der Berichterstattung und nicht um Problembereiche der durchgeführten Arbeit handelt, kann davon ausgegangen werden, daß die Schlußaussagen des Projektes nicht maßgebend von den erforderlichen Verbesserungen abhängen. Angesichts jedoch des Anspruchs, ein Instrument zur Beurteilung der Umweltauswirkungen des Einsatzes der Gentechnik in der Landwirtschaft zuhanden der zuständigen Behörden bereitzustellen, sind die hier festgestellten Mängel eindeutig zu beheben.

e) Anforderungen an die Datenqualität (Artikel 5.1.2.3)

Damit vergleichende Aussagen möglich sind, müssen die Anforderungen an die Datenqualität erfüllt sein:

- Zeitbezogener Erfassungsbereich: Die Autoren der Studie haben sich sehr bemüht, eine möglichst aktuelle technisch-agronomische Datengrundlage zu verwenden. Besonders zu begrüßen sind die Versuche, ein repräsentatives Bild der aktuellen landwirtschaftlichen Praxis in Österreich zu vermitteln.
- Geographischer Erfassungsbereich: Soweit wie möglich wurden für Österreich geltende Daten verwendet und Annahmen getroffen. Die fünfte Empfehlung sowie die Schlußfolgerung des Kapitels 7.5.1 kamen in der vorliegenden Studie sinngemäß zur Anwendung.
- Technologischer Erfassungsbereich: Weiterhin wurde in der Studie großen Wert darauf gelegt, einen konsequenten technologischen Erfassungsbereich zu wählen. Alle Standarddaten (Energie, landwirtschaftliche Inputs usw.) beruhen auf international anerkannten Studien. Zwei Punkte würden jedoch mehr Aufmerksamkeit verdienen:
 - Saatgutzüchtung. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß der Aufwand infolge der zusätzlichen Qualitätsanforderungen eines gentechnisch veränderten Organismus und der damit verbunden speziellen Qualitätskontrolle deutlich größer ist als für eine konventionelle, gut bekannte und erprobte Saatgutart. Es ist daher von Bedeutung, daß die erste Empfehlung des Kapitels 7.5.2 umgesetzt wird. Diese Anmerkung sollte in erster Linie den Maisanbau betreffen.
 - Biolandbau: Bestimmte Kulturen (zum Beispiel Raps) werden im Biolandbau kaum angebaut, so daß die Datengrundlage im Vergleich zu anderen Anbauvarianten weniger gut belegt werden kann. Dieser Punkt wurde im Bericht deutlich erkannt, und es wäre sehr sinnvoll, die dritte Empfehlung des Kapitels 7.5.2 umzusetzen.
- Genauigkeit, Vollständigkeit und Repräsentativität der Daten: Die Genauigkeit bzw. die Zuverlässigkeit der Daten wurde quantitativ nicht in die Berechnungen einbezogen. Die vorliegende Studie unterscheidet sich hier nicht von der üblichen Praxis der Ökobilanzierung. Der Bericht enthält jedoch wichtige Hinweise zu den Daten, die als unsicher gelten (zum Beispiel bezüglich der Saatgutproduktion oder der im Biolandbau eingesetzten Wirtschaftsdünger). Die Quellen der für das Projekt speziell ermittelten Daten wurden ausdrücklich angegeben (vgl. Kapitel 4.2 und folgende sowie Anhänge). Eine Ausnahme bilden jedoch die Wirtschaftsdünger, für deren Vorkette keine Angabe im Bericht zu finden ist.

Mit dem gewählten Vorgehen haben sich die Autoren sehr bemüht, der Studie möglichst repräsentative Daten zugrunde zu legen. Zu bedauern ist lediglich die Tatsache, daß in Fällen, für welche die Repräsentativität nicht gewährleistet werden konnte (zum Beispiel Pestizideinsatz), keine ausführliche Diskussion vorgenommen wurde.
- Konsistenz und Nachvollziehbarkeit: Die Daten wurden, soweit wie dies beurteilt werden kann, für alle Szenarien gleich ermittelt. Unterschiede bestehen zwischen den Modulen, insbesondere für diejenigen, deren Zugehörigkeit zum Produktsystem unklar ist (vgl. Punkt 3.1c oben). Das Kapitel 4 (insbesondere 4.2) enthält sehr detaillierte Informationen über die Datenermittlung, so daß deren Nachvollziehbarkeit gesamthaft gegeben ist.
- Datenquellen und Repräsentativität: Die Datenquelle wurde systematisch angegeben. Betreffend die Repräsentativität vgl. obige Anmerkungen.
- Unsicherheit der Informationen: vgl. obige Anmerkungen.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Anforderungen an die Datenqualität ziel- und sinngemäß eingehalten wurden. Besondere Aufmerksamkeit wurde der Repräsentativität der technisch-agronomischen Daten im Hinblick auf österreichische Verhältnisse geschenkt.

f) Vergleiche zwischen Systemen (Artikel 5.1.2.4)

Was die Aspekte „Leistung“ (gemäß unserer Interpretation im Sinne von Funktion), „Systemgrenzen“ und „Datenqualität“ anbelangt, wird auf die obigen Anmerkungen verwiesen. Dabei wird festgestellt, daß die Kriterien zur Vergleichbarkeit eingehalten wurden.

Auch für die Wirkungsabschätzung (Teil der herkömmlichen Ökobilanzierung) und die Auswertung wurde bei allen Varianten dasselbe Verfahren angewandt.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die besonderen Anforderungen an vergleichende Ökobilanzen eingehalten wurden, wobei der Bericht keine spezielle Diskussion über die Unterschiede enthält, wie dies im Artikel 5.1.2.4 der Norm erwartet wird.

12.2.2 Sachbilanz (Artikel 5.2)

a) Generelle Anmerkung

Die ISO-Norm 14040 ist hauptsächlich beschreibend und stellt keine besonderen Anforderungen hinsichtlich der Art und Weise wie die Sachbilanzierung zu erfolgen hat bzw. zu prüfen ist. Die folgenden Anmerkungen basieren demzufolge maßgebend auf den aus unserer Sicht zu erwartenden, minimalen Anforderungen an die Sachbilanzierung.

b) Datensammlung und -ermittlung

Aus dem Artikel 5.2.2 geht hervor, daß die Datensammlung für jedes Modul erfolgen soll, wobei auf die Anmerkungen unter Punkt 3.1c verwiesen wird. Die meisten Inputdaten können im Bericht selbst gefunden werden, wobei viele Angaben (z. B. Tabellen 4.3.2-1 und -2) in bezug auf die berechneten Szenarien undifferenziert aufgeführt sind. Die landwirtschaftsspezifischen Daten sind im Anhang 3 mit besonderer Sorgfalt und klarer Angabe der Datenquelle aufgeführt.

Für die direkten Emissionen auf dem Feld (Ammoniak, Nitrat usw.) sind die angewandten Modelle detailliert angegeben. Zu den einzelnen Modellen wird folgendes angemerkt:

- Im Bericht wird die Annahme getroffen, daß die anteilige Auswaschung durch Mineralisierung stickstoffhaltiger Bodenvorräte durch die Szenarien nicht beeinflussbar ist. Diesbezüglich soll jedoch festgestellt werden, daß die Art und der Zeitpunkt der Bodenbearbeitung die Menge des mineralisierten Stickstoffs bzw. dessen Auswaschungspotential gemäß einigen Modellen, die in der Ökobilanzierung angewandt werden, je nach Kultur und Anbauform signifikant beeinflussen können.
- Der Stickstoffüberschuß ist nicht nur durch die Düngung bedingt, sondern auch durch die atmosphärische Ablagerung. Es ist nicht klar, inwiefern die Emissionsfaktoren für den Nitrat-austrag diesem Punkt Rechnung tragen. Im übrigen deutet die Abb. 4.4.1-1 auf die Annahme hin, daß sich der Stickstoffkreislauf im Fließgleichgewicht befindet – ein Punkt, welcher im Bericht nicht besprochen wird.
- Bezüglich des Schwermetalleintrags in die Umwelt infolge Düngung wird in der Studie auf eine Bilanzierung verzichtet, da dieser gemäß den Autoren den Rahmen der Arbeit überschritten hätte. Da keine Angaben zur Art und Weise, wie gemäß den Autoren eine solche Stoffbilanz vorzunehmen wäre, vorhanden sind, kann nicht im Detail analysiert werden, welche Angaben tatsächlich fehlen bzw. in welchem Maße die vierte Empfehlung des Kapitels 7.5.2 noch umzusetzen ist.

Zudem konnte der in Artikel 5.2.1 erwähnte Bezug auf die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden für die Ermittlung von Emissionen für diese Einträge nicht im Detail berücksichtigt werden bzw. es wurde offensichtlich davon ausgegangen, daß all diese Einträge

als Bodenemissionen gelten. Im Gegensatz zu den stickstoffhaltigen Emissionen wurde die Verteilung auf die Umweltmedien erst in der Wirkungsabschätzung durchgeführt.

Wenn der Schwermetalleintrag in die verschiedenen Umweltmedien berechnet wird, bleibt noch die Frage offen, inwiefern er zu Lasten des Pflanzenbaus gehen soll bzw. in welchem Maße er der Vorkette, insbesondere bei Wirtschaftsdüngern, angelastet werden müßte. Für diesen Punkt wird auf nachstehenden Punkt c) verwiesen.

- Bei den Pestiziden wurde der entsprechende Eintrag auf Ebene der Sachbilanzierung als gesamte Emission in die Umwelt berücksichtigt. Ähnlich wie beim Schwermetalleintrag wurde keine weitere Verfeinerung je nach Umweltmedium vorgenommen (Kapitel 4.4.3). Die angewandte Methode zur Wirkungsabschätzung nach Jolliet (vgl. nachstehend) berücksichtigt zwar eine solche Aufteilung (Wasser und Boden), mischt jedoch Aspekte der Sachbilanzierung und der Wirkungsabschätzung in einigen kombinierten Koeffizienten. Dadurch war es den Autoren der Studie nicht möglich, eine Unterscheidung nach Umweltmedium vorzunehmen. Aus diesem Grund enthält der Bericht keine Ergebnisse zu diesem Punkt. Angesichts aller Unsicherheiten auf dem Gebiet ist die Methode nach Jolliet bezüglich dieser Frage unseres Erachtens durchaus vertretbar. Aus all diesen Gründen ist das gewählte Vorgehen der Autoren absolut korrekt.
- Es fehlen Angaben, wie die Emissionen infolge der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen berücksichtigt bzw. quantifiziert worden sind, insbesondere ob landwirtschaftsspezifische Daten verwendet wurden.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß der Bericht hinreichende Informationen zur Datensammlung bei dem Ressourcenverbrauch und den indirekten Emissionen liefert. Bei den direkten Emissionen sollten gewisse offene Punkte in bezug auf den Stickstoffkreislauf und die Abgase geklärt werden. Zudem müßten Stoffbilanzen wenigstens für die wichtigsten und bekanntesten Schwermetalle erstellt werden. Für die letztere Emissionsgruppe und die Pestizide ist das Vorgehen trotz fehlender Angaben zur genauen Verteilung der Emissionen auf die Umwelt durchaus korrekt.

c) Allokation

Abgesehen von der Berücksichtigung des Maschineneinsatzes, welche gemäß dem üblichen Vorgehen erfolgte, gibt es im Bericht zwei Fälle, wobei das Thema Allokation in Anwendung kommt, nämlich:

- Die Allokation zwischen Rapsöl und -kuchen. Es wurde darauf verzichtet mit der Argumentation, daß für den Vergleich der Anbauformen keine weiteren Ergebnisse zu erwarten wären. Diese Aussage trifft nicht zu. Gemäß den in der Norm festgelegten Prinzipien soll zuerst versucht werden, eine Zersplitterung des untersuchten Produktionssystems durch dessen Erweiterung zu vermeiden (Vorgehen nicht einmal erwähnt im Bericht). Anders gesagt soll das Substitutionsprinzip angewandt werden, nach dem die Produktion von Rapskuchen dazu beiträgt, die Umweltwirkungen des auf dem Markt verdrängten, in Menge und Qualität äquivalenten Produktes zu vermeiden. Dieses äquivalente Produkt ist gemäß der gängigen Praxis der Ökobilanzierung Sojaschrot. Je nach berücksichtigtem Szenario ist dieser Sojaschrot biologisch, konventionell oder gentechnisch hergestellt, das heißt nach aller Wahrscheinlichkeit mit unterschiedlichen Umweltwirkungen (das ist eben das Ziel der geprüften Studie, solche Unterschiede zu untersuchen). Die Autoren gehen von einem Allokationsverfahren nach Preis oder Gewicht aus, was sie unter den geltenden Umständen dazu führt, auf die Behandlung des Koproduktes Rapskuchen zu verzichten. Dies stimmt aber nur unter der Bedingung, daß die Systemerweiterung nicht möglich ist (mit Beweis). Unserer Ansicht nach ist diese jedoch möglich. Zudem scheint uns besonders wichtig, mögliche Wechselwirkungen wie jene zwischen Rapskuchen und Sojaschrot zu berücksichtigen, wenn man

ein Instrument zur Beurteilung der durch den Einsatz gentechnisch veränderter Organismen verursachten Umweltwirkungen bereitstellen will. Da sich die Ergebnisse angeblich auf die Menge Rapsöl beziehen, was in der Tat nicht zutrifft (kein Vergleich mit einer anderen Ölproduktion wäre zum Beispiel zulässig), scheint uns das Vorgehen der Autoren der Studie äusserst diskutabel zu sein. Zudem entspricht es den am Beginn der Studie schon bekannten Empfehlungen auf dem Gebiet nicht (zum Beispiel Bericht der europäischen konzertierten Aktion Audsley) und wäre in Anbetracht der ISO-Norm 14'041 nicht konform.

- Der Schwermetalleintrag. Diesbezüglich muß noch geklärt werden, inwiefern er zu Lasten des Pflanzenbaus gehen soll bzw. in welchem Maße er der Vorkette, insbesondere bei Wirtschaftsdüngern, angelastet werden müßte. Angesichts der gängigen Diskussionen über diese Frage haben die Autoren die Ergebnisse mit und ohne die Berücksichtigung des Schwermetalleintrages berechnet, das heisst anhand der beiden extremen verfügbaren Varianten. Die Ergebnisse im toxischen Bereich sind von der Wahl dieser Varianten abhängig, wodurch diesem Thema eine besondere Bedeutung zukommt.

Die Argumentation bezüglich Begründung und Bedeutung der zwei angewandten Allokationen ist im Kapitel 3.5 kurz angegeben, mit dem erforderlichen Hinweis bezüglich der Priorität aus Sicht der Autoren. Danach werden die beiden Varianten de facto jedoch als gleichwertig behandelt. Es entsteht dadurch im Kapitel 6 der Eindruck, der Leser könne die Allokation frei wählen, während hier klare Anweisungen zur Interpretation der Ergebnisse je nach Allokationsverfahren und den Angaben des Kapitels 3.5 zufolge erwartet werden. Dieser Punkt ist im Hinblick auf die Auswertung im toxischen Bereich und die Diskussion über den jeweiligen Einfluß von Pestiziden oder Schwermetallen (vgl. Kapitel 6.1) von großer Bedeutung.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß der Bericht die anfallenden Allokationsfragen teilweise ungenügend behandelt, in erster Linie jene zwischen Rapsöl und –kuchen, welche gemäß der Systemerweiterung oder des Substitutionsprinzips hätte untersucht werden sollen.

d) Berechnungen

Es wird davon ausgegangen, daß die Sachbilanzen kalkulatorisch richtig berechnet wurden, bzw. es ist nicht die Aufgabe der Prüfung, diesem Punkt nachzugehen. Klar ist jedoch festzustellen, daß die Nachvollziehbarkeit der Berechnungen nur bedingt gegeben ist. Folgende Punkte haben wir bemerkt:

- Eher geringe Energieaufwendungen für die Szenarien bzw. für die CO₂-Emissionen, wobei die Größenordnungen sich von den Erwartungen nicht zu sehr unterscheiden.
- Mangels entsprechender Angaben zum Stickstoffsaldo konnten die aufgeführten Nitratausträge nicht geprüft werden.
- Die aufgeführten Werte für die direkten Emissionen bewegen sich in einer Bandbreite von +/- 50 % der uns bekannten Zahlen für diese Kulturen. Angesichts der Unsicherheiten auf dem Gebiet sind solche Unterschiede nicht überraschend, es sollte jedoch in der Interpretation der Ergebnisse darauf geachtet werden, daß die berechneten Zahlen vergleichbare Streuungen aufweisen (vgl. nachstehenden Punkt 2.4 a)).

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Berechnungen keinen Anlaß zu einem besonderen Kommentar geben. Zudem ist es hier nicht die Aufgabe, diese im einzelnen zu kontrollieren. Eine Ausnahme stellt der Nitrataustrag dar, deren Quantifizierung nicht nachvollzogen werden kann und worüber mehr Informationen gewünscht werden. Insgesamt ist die Nachvollziehbarkeit der Berechnungen nur bedingt gegeben.

e) Ergebnisse

Die Ergebnisse der Sachbilanzierung sind in den Kapiteln 4.7 und 4.8 sehr klar und detailliert dokumentiert. Drei Punkte bereiten jedoch Probleme:

- Im Kapitel 4.7.1 wird behauptet, daß höhere Emissionen an Kupfer, Nickel und Zink in Szenario 1 erkennbar sind. Dies wird in den Abb. 4.7.1-7, 4.7.1-9 und 4.7.1-11 nicht belegt. Die aufgeführten geringfügigen Unterschiede würden wir nicht als signifikant für eine derartige Aussage betrachten.
- Die Abbildungen 4.4.3-1 und 4.4.3-2 (Aufwandmengen von Pestiziden) gehören unseres Erachtens nicht in den Teil „Direkte Emissionen“ einer Sachbilanzierung, welcher zusammen mit der Wirkungsabschätzung zur Auswertung der Ökobilanz herangezogen werden kann, sondern gehören zu den Produktionsdaten (vgl. Kapitel 4.3). Es ist allgemein bekannt, daß die berücksichtigten Wirkstoffe sehr unterschiedliche toxische Potentiale besitzen. Diesem Punkt wird von den Autoren in der Wirkungsabschätzung Rechnung getragen. Die beiden Abbildungen erwecken an dieser Stelle den möglicherweise täuschenden Eindruck, daß
 - die Pestizidfrage beim Maisanbau fast ausschließlich ein Problem des Herbizideinsatzes ist. Da sich die Gentechnik für diese Kultur auf den Insektizideinsatz auswirken soll, ist dieser Eindruck nicht ohne Konsequenzen,
 - eine ökologische Klassifizierung der Rapsszenarien hinsichtlich der Pestizidfrage vorgenommen werden kann.
- Die Abbildungen über die Flächennutzung (Kapitel 4.7.3 und 4.8.3) sind ebenfalls irreführend und unserer Ansicht nach kaum von Bedeutung, und dies aus den folgenden Gründen:
 - Die eigentliche Flächennutzung der Kultur wird hier nicht berücksichtigt, obwohl sie um ein Vielfaches größer ist, als die dargestellten Flächennutzungen. Daher verlieren die Abbildungen viel an Aussagekraft.
 - Wie im Bericht richtig festgestellt wird (Kapitel 5.1), besitzen die verschiedenen Flächenkategorien unterschiedliche potentielle Auswirkungen auf den Naturhaushalt (gemäß ihrer Hemerobiestufe). Eine Aggregation wäre im Sinne einer Charakterisierung Bestandteil der Wirkungsabschätzung. Auf diese wird mangels hinreichender Theorie verzichtet (Kapitel 5.1). In der Tat wurde jedoch bei der Erstellung der Abbildungen 4.7.3-1 und 4.8.3-1 bereits eine Aggregation vorgenommen (Faktor 1 für alle Flächennutzungen außer der eigentlichen Ackerfläche, wofür der Faktor 0 angewandt wurde).

Dieser Punkt wurde von den Autoren deutlich erkannt, wobei uns das Argument der Transparenz kaum überzeugt. Aus Kohärenzgründen sollte daher auf die Abbildungen in den Kapiteln 4.7.3 und 4.8.3 verzichtet werden.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Ergebnisse der Sachbilanzierung in der Studie sehr klar und detailliert dokumentiert sind. Zwei Punkte jedoch bereiten Probleme, da sie je nach Interpretation des Lesers Vorentscheide im Sinne einer Charakterisierung enthalten: die Summe der Pestizidmengen und die Angaben über die Flächennutzung. Es könnte auf diese beiden Punkte (wenigstens im Kapitel 4) verzichtet werden, ohne die Aussage des Berichtes zu beeinflussen.

12.2.3 Wirkungsabschätzung (Artikel 5.3)

a) Klassifizierung

Die in den Kapiteln 3.7 und 5.1 dargelegte Klassifizierung entspricht in vielen Punkten allgemein anerkannten Standards der Ökobilanzierung, wobei wichtige und wissenschaftlich sehr interessante Ergänzungen gemacht bzw. eine in der Regel berücksichtigte Kategorie weggelassen wurden.

Im Sinne einer Erweiterung der Methodik der Ökobilanzierung sind folgende Umweltkategorien besonders zu begrüßen:

- **Abiotische Ressourcen:** Hier wird die übliche Kategorie der Ausschöpfung der nicht erneuerbaren Energieressourcen, welche im Bericht mit dem kumulierten Energieaufwand gemäß VDI-Richtlinie abgedeckt wird, durch die Berücksichtigung der Erzförderung ergänzt. Es wird jedoch festgestellt, daß die fossilen Energien zweimal in bezug auf ihre Ausschöpfung beurteilt werden, allerdings mit unterschiedlichen Faktoren. Den Kapiteln 5.3.1 und 5.5.1 kann entnommen werden, daß sich die Ergebnisse für diese beiden Umweltkategorien bei allen untersuchten Varianten qualitativ nicht unterscheiden. Es besteht daher die Gefahr der Doppelspurigkeit. Da jedoch der Anteil der fossilen Energien im Gesamtergebnis des Verbrauches abiotischer Ressourcen nicht ausgewiesen wird, kann dieser Punkt nicht weiter geklärt werden. Gegebenenfalls sollte die bisherige Umweltkategorie „Ausschöpfung der nicht erneuerbaren Energien“ durch die neue Umweltkategorie „Verbrauch abiotischer Ressourcen“ ersetzt und nicht, wie von den Autoren der Studie vorgeschlagen, lediglich ergänzt werden.
- **Beanspruchung des Naturraumes:** Der Vorschlag, das Konzept der Hemerobiestufen in bezug auf das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes mit den Angaben zu Flächennutzungen gemäß ESU-ETH zu verbinden und durch die Berücksichtigung der eigentlichen Ackerfläche zu ergänzen, ist sehr interessant und stellt eine sehr praktikable Lösung zur Berücksichtigung der Auswirkungen auf den Naturraum dar.
- **Humantoxizitätspotential und aquatisches und terrestrisches Ökotoxizitätspotential** werden gemäß Jolliet, einer der gängigen, von der Praxis anerkannten Methode behandelt. Dabei soll jedoch darauf geachtet werden, daß diese Methode den toxischen Wirkungen von Schwermetallen – verglichen mit jenen von Pestiziden – deutlich mehr Gewicht gibt als andere gängige Vorgehen. Dies ist auf Annahmen zum Verbleib stabiler Substanzen bzw. zum Abbau organischer Stoffe in den verschiedenen Umweltmedien sowie zur Bildung potentieller toxischer Folgeprodukte zurückzuführen. Es ist erstaunlich, welche kleine Rolle in diesem Zusammenhang die Nitratauswaschung und die Abgase spielen. Verständlicherweise konnten die Autoren die befürchteten toxischen Wirkungen einklonierter Substanzen (zum Beispiel Allergien, vgl. Kapitel 5.6.3.2) nicht berücksichtigen.

Das von den Autoren praktizierte Vorgehen, welches übrigens auch eine Diskussion über die Berücksichtigung der Umweltwirkungen des Schwermetalleintrags infolge der Düngung umfaßt, ist hinsichtlich der Erwartungen gemäß der Norm zweifellos hinreichend. In Anbetracht des Themas wäre es jedoch zweckmäßig, der Behandlung der Indikatoren der Toxizität einen noch größeren Wert beizumessen: Einerseits gibt es Befürchtungen, daß einklonierte Substanzen toxische Wirkungen verursachen könnten, andererseits führt der Einsatz gentechnisch veränderter Organismen zu einer Änderung des Pestizidmanagements (Änderung des Herbizideinsatzes beim Raps, Verzicht auf den Insektizideinsatz beim Mais), welches wegen der potentiell toxischen Wirkungen der ausgebrachten Wirkstoffe ein beträchtliches Umweltproblem darstellt. Darum erachten wir es als besonders wichtig, der zweiten Empfehlung des Kapitels 7.5.1 im Sinne der Anwendung unterschiedlicher Methoden zur Wirkungsabschätzung im toxischen Bereich Folge zu geben.

- Indikatoren aus der Risikoanalyse: Diese Ergänzung ist der innovative und wertvolle Kernpunkt der Studie. Aus unserer Sicht wurde damit Neuland beschritten. Die Auffassung der Autoren, daß sich eine Ökobilanz, insbesondere bei einem Thema wie der Gentechnik, nur positiv durch Ergebnisse einer entsprechenden Risikoanalyse ergänzen läßt, wird geteilt. Zu begrüßen ist ebenfalls das sehr klare, konzise und überzeugend verfaßte Kapitel über den Vergleich zwischen Ökobilanzierung und Risikoanalyse bzw. über die Herausforderungen einer solchen Verknüpfung. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, daß der im Bericht vorgeschlagene Ansatz als erster Vorschlag zu betrachten ist, welcher noch weitgehend diskutiert werden kann und muß. In diesem Zusammenhang möchten wir auf die folgenden Punkte aufmerksam machen:
 - Bei einer solchen Ergänzung sollte darauf geachtet werden, daß der Charakter der Ökobilanz aufrechterhalten bleibt, das heißt, es sollten bei der Risikoanalyse ausschließlich Umweltindikatoren berücksichtigt werden. Vor diesem Hintergrund stellen wir den Einbezug von Strategien für das Management von Resistenzen als Umweltindikator – in erster Linie eine Frage der Betriebsführung und nicht direkt eine Umweltauswirkung – in Frage.
 - Bei den anderen Indikatoren der Risikoanalyse sollten Verbindungen zu Themen wie Humantoxizität (eine übliche Wirkungskategorie der Ökobilanzierung) geschaffen werden. Diese Umweltfrage wird in der Tat bei drei Indikatoren der Risikoanalyse teilweise beurteilt, nämlich die Sicherheit der Nahrungs- und Futtermittel, die Humantoxizität von Pestiziden und einklonierten Substanzen (zusammen behandelt) sowie die Humantoxizität durch Schwermetalle (separat behandelt). Dabei ist für uns die Logik der letzteren Aufteilung nicht evident.
 - Beim Schutz der Lebensräume und deren Einwohner besteht das Risiko, daß Doppelspurigkeiten mit Ansätzen zur Beurteilung der Beanspruchung des Lebensraumes (Funktion der Ökotoptbildung und des Naturschutzes, vgl. Kapitel 5.1) auftreten könnten (Indikatoren „Verwilderung“ und „horizontaler Transfer“)
 - Um in der Wirkungsabschätzung integriert werden zu können, sollte die Risikoabschätzung auf den ersten beiden Phasen der Ökobilanz beruhen und eine direkte Kausalität mit den der Studie zugrundegelegten Produktionsdaten besitzen. Diese elementare Anforderung der Ökobilanzierung konnte offenbar nicht berücksichtigt werden. Zum Beispiel geht aus dem Kapitel 5.6.2.3 nicht hervor, daß die entsprechende Aussage anders ausgefallen wäre, wenn die Menge des ausgebrachten Herbizids Basta fünfmal niedriger oder fünfmal größer wäre.

Gemäß den Autoren wurden die Indikatoren der Risikoabschätzung auf Stufe der Wirkungsabschätzung in die Ökobilanzierung eingeschlossen. Aus unserer Sicht fehlt jedoch die Einhaltung zweier Grundregeln der Ökobilanzierung, damit der von den Autoren vorgeschlagene Schritt als hinreichend beurteilt werden kann:

- Die Gegenüberstellung der beiden Ansätze (die Ökobilanz einerseits, die Risikoabschätzung andererseits) ist nicht ausreichend, um diesem Anspruch gerecht zu werden. Wenn die Risikoanalyse ein Teil der Ökobilanzierung sein soll, muß eine bessere Anpassung an die Methode stattfinden. Anstelle der Berücksichtigung bestimmter Indikatoren der Risikoabschätzung als Bestandteil der Wirkungsabschätzung würden wir versuchen, wenigstens in einem ersten Schritt, den Einbezug dieses Analyseinstrumentes im Auswertungskonzept zu erproben.
- Im Kapitel 5.2.2 werden 16 Bereiche der Risikoabschätzung aufgelistet, welche gemäß den Autoren geprüft werden sollten. In den Kapiteln 5.4 und 5.6 wird hingegen die Analyse auf sechs Bereiche beschränkt, wobei der Zusammenhang zwischen den beiden Kapiteln für einen Nichtspezialisten nicht ersichtlich ist. Von diesen sechs Bereichen werden im Kapitel 3.7 lediglich zwei ausdrücklich erwähnt (Öko- und Humantoxizität), wobei die Aufteilung „Pestizid/einklonierte Substanzen“ und „Schwermetalle“ dort nicht behandelt wird. Zudem besteht kein direkter Zusammenhang zwischen den Erklärungen zu den einzelnen Bereichen in den Kapiteln 5.4 und 5.6 und der Zusammenstellung der Ergebnisse

in den Kapiteln 6.1.2 und 6.2.2: Einerseits wurden dort gewisse Indikatoren weiter verfeinert (zum Beispiel gibt es in Tabelle 6.1.2-1 zwei Indikatoren über die Auskreuzung). Andererseits werden andere Indikatoren nicht mehr berücksichtigt, wie zum Beispiel die Allergien. Schließlich wurden in den Kapiteln 6.1.2 und 6.2.2 drei Gruppierungen vorgenommen, wobei zwei (Persistenz und Verbreitung; Ökologische Wirkungsvermutungen) für beide Kulturen gelten sollen und zwei andere (Übertragung des Resistenzgens; Sozio-ökonomische Analyse) offensichtlich kulturspezifisch sind. Im übrigen sind diese Gruppierungen nicht näher definiert worden. Die Ökobilanzierung verlangt eine Systematik, welche in der vorliegenden Risikoabschätzung offenbar nicht eingehalten werden kann.

Bedauerlich hingegen ist die Vernachlässigung der Umweltkategorie: Bildung von Photooxidanten bzw. Ozonbildung: Obwohl sie im Kapitel 2.4 noch erwähnt ist, verschwindet diese üblicherweise behandelte Wirkungskategorie von Kapitel 3.7 an aus dem Bericht.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die Autoren eine deutliche Klassifizierung der Ergebnisse der Sachbilanz vorgenommen haben. Da es keine Liste der zu untersuchenden Umweltkategorien in der Norm gibt, kann die von den Autoren getroffene Wahl lediglich durch Berücksichtigung des aktuellen Standes der Erkenntnisse beurteilt werden (vgl. Punkt 4). Bei der Toxizität muß darauf geachtet werden, daß mehrere Methoden zur Zeit in Anwendung kommen, welche voraussichtlich nicht alle zu denselben Schlußfolgerungen führen, insbesondere was den toxischen Anteil des Schwermetalleintrags anbelangt.

Mehrere neue Umweltkategorien wurden einbezogen, was eindeutig zu begrüßen ist. Dagegen wurde die Ozonbildung vernachlässigt, welche üblicherweise Bestandteil einer Ökobilanz ist. Beim Versuch, die Ergebnisse der Risikoanalyse in die Wirkungsabschätzung einzubeziehen, wird festgestellt, daß der wichtige Kausalitätsgrundsatz zwischen den verschiedenen Phasen einer Ökobilanz nicht eingehalten wurde bzw. werden konnte. Zudem wurde die Systematik bei der Definition der Indikatoren nicht eingehalten. Daher muß dieser Versuch als nicht konform mit der Norm beurteilt werden, wobei er im Rahmen der Auswertungsphase sicherlich besser plaziert werden könnte.

b) Charakterisierung

Die Methoden und Koeffizienten für die Wirkungsabschätzung werden im Bericht in der Regel sehr gut und vollständig angegeben (vgl. 5.1). Bei der Wirkungskategorie „Beanspruchung des Naturraumes“ wurde auf die Charakterisierung verzichtet. Angesichts der neuen Materie und der Unsicherheiten auf diesem Gebiet ist dieser Verzicht durchaus verständlich und begründet. Lediglich bei den Indikatoren der Risikoabschätzung fehlen oft die erforderlichen Hinweise auf die angewandte Methode. Dabei würden wir jedoch zuerst eine abschließende Klassifizierung abwarten, bevor dieses Thema weiter untersucht wird. Das obengenannte Beispiel zur Menge des ausgebrachten Pestizids Basta deutet darauf hin, daß sich das Konzept der Charakterisierung nur sehr schwierig auf die hier praktizierte Risikoabschätzung übertragen läßt.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß bei allen Wirkungskategorien die Charakterisierung gemäß Norm durchgeführt wurde. Bei der neuen Wirkungskategorie „Beanspruchung des Naturraumes“ wurde auf eine quantitative Charakterisierung verzichtet, was in Anbetracht der neuen Materie durchaus verständlich ist. Bei den Indikatoren der Risikoabschätzung hingegen konnte dieser Punkt nicht im Detail behandelt werden. Zudem würde zuerst eine abschließende Klassifizierung benötigt.

c) Gewichtung/Abwägung

Wie im Kapitel 3.7 aufgeführt, haben die Autoren der Studie auf eine Gewichtung verzichtet. In Anbetracht der untersuchten Materie, der Einführung mehrerer neuer Indikatoren und der Interessen des Zielpublikums ist dieser Entscheid richtig und gerechtfertigt.

12.2.4 Auswertung (Artikel 5.4)

a) Auswertungskonzept

Das von den Autoren der Studie befolgte Auswertungskonzept ist sehr summarisch im Kapitel 3.7 erwähnt. Die dort fehlenden Elemente, um diese Phase der Ökobilanzierung als abgeschlossen beurteilen zu können, sind teilweise im Kapitel 6 zu finden:

- Darlegung der Kriterien, bei deren Einhaltung ein Unterschied zwischen zwei Varianten innerhalb einer Umweltkategorie als signifikant beurteilt werden kann. Die angegebene Schwelle von 20 % trägt dem Umstand nicht Rechnung, daß verschiedene Unsicherheiten in der Sachbilanzierung und der Wirkungsabschätzung auftreten, die sich jedoch infolge des systematischen Vergleichs teilweise aufheben können. Wahrscheinlich ist die Schwelle für die Analyse toxischer Wirkungen zu tief gesetzt, für die Ausschöpfung nichterneuerbarer Energien zu hoch.
- Angabe von Gründen, weshalb die Auswertung in zwei Teile (Auswertung der Sachbilanz und der quantitativen Wirkungsabschätzung einerseits, Auswertung der Risikoabschätzung andererseits) aufgeteilt werden soll, wenn sie in beiden Fällen auf qualitativen Konzepten beruht. Übrigens wurde der Problembereich (human- und ökotoxikologisches Risiko durch Pestizidemissionen) in die Auswertung der sogenannten quantitativen Wirkungsabschätzung auch einbezogen, was eine Doppelspurigkeit mit den ausgewerteten Pestizidemissionen in der quantitativen Auswertung verursacht. Dieser Punkt, verbunden mit der Wahl des Standardszenarios in der quantitativen Wirkungsabschätzung, welche sich in der Risikoanalyse nicht auswirkt, bezeugt eine unzureichende Koordination der beiden Bereiche.
- Durchführung einer Sensitivitätsanalyse. Dabei könnten sicherlich mehrere der schon berücksichtigten Varianten zur Anwendung kommen. Wie oben schon erwähnt, ist es hier in erster Linie eine Frage der Trennung zwischen Standardszenario und Varianten einer Sensitivitätsanalyse. Besonders zu begrüßen ist die Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Anwendung anderer Herbizide beim Rapsanbau, welche wichtige Elemente bringt, die unter anderem im Zusammenhang mit der Risikoanalyse leider nur teilweise besprochen wurden.
- Berücksichtigung der je nach Datengrundlage und Umweltkategorie unterschiedlichen Unsicherheiten (vgl. oben).
- Methode, anhand derer zwischen den Umweltkategorien widersprüchliche Schlußfolgerungen für eine gesamte Beurteilung berücksichtigt werden.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß das angewandte Auswertungskonzept in vielen wesentlichen Punkten ungenügend ist. Es ist nicht ersichtlich, wie aus dem aufgeführten Vorgehen eine Auswertungsmethode für weitere gentechnisch veränderte Organismen hergeleitet werden kann. Zwar wurde eine interessante und aufschlußreiche aber einzige Sensitivitätsanalyse durchgeführt und der Begriff vom Standardszenario wurde auf nützliche Weise beigezogen. Der Einbezug der Ergebnisse der Risikoanalyse im gesamten Prozeß wurde jedoch kaum versucht (getrennte, nicht koordinierte Kapitel) und ist daher im Sinne der Norm mißlungen.

b) Schlußfolgerungen

Im Kapitel 7.1 werden aus der Auswertung Schlußfolgerungen gezogen, welche mit dem Titel des Kapitels (EU-relevante Fragestellungen und Empfehlungen) nicht viel zu tun haben. In bezug auf die untersuchten Varianten wird in der Studie zusammenfassend folgendes festgestellt:

- Die beschriebene Methode ist geeignet, um zu aussagekräftigen Vergleichen zwischen Systemen zu gelangen, welche sich unter anderem auf gentechnisch veränderte Organismen beziehen.
- Es bestehen nur geringe Unterschiede zwischen dem konventionellen Landbau und dem Anbau gentechnisch veränderter Organismen bei der quantitativen Wirkungsabschätzung.
- Der Biolandbau zeigt für bestimmte, nicht erwähnte Umweltindikatoren bessere Resultate aus ökologischer Sicht.
- Bei allen untersuchten Systemen wird die Düngung als wesentlicher Belastungspunkt betrachtet.
- Aufgrund der Ergebnisse der Risikoabschätzung bestehen erhebliche Unsicherheiten in Hinblick auf das ökologische Verhalten gentechnisch veränderter Organismen.

Was die erste Schlußfolgerung anbelangt, wird auf den vorliegenden Prüfbericht verwiesen. Aus unserer Sicht ist die in der Studie aufgeführte Methode zwar sehr vielversprechend, aber noch nicht geeignet, um im allgemeinen eine Untersuchung der Umweltwirkungen des Einsatzes gentechnisch veränderter Organismen zu ermöglichen. Es sollten dazu zuerst die wichtigsten unserer Anmerkungen berücksichtigt werden (Systemgrenze, Allokation, Einbezug der Risikoabschätzung in die Wirkungsabschätzung, Auswertungskonzept, nachstehend Punkt 2.5).

Die restlichen Schlußfolgerungen stimmen mit den Ergebnissen der Studie überein, wobei vermerkt werden muß, daß diese durch die Berücksichtigung der obigen Anmerkungen bezüglich der Methode theoretisch geändert werden könnten und dadurch neue, leicht unterschiedliche Schlußfolgerungen gezogen werden müßten. Daher müssen insbesondere die 2. bis 4. Schlußfolgerungen sehr vorsichtig betrachtet werden, dies vor allem wegen der Behandlung des Schwermetalleintrags und der Wahl der Methode zur toxischen Beurteilung des Pestizideinsatzes.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die im Bericht aufgeführte Methode vielversprechend ist und den von den untersuchten Fallbeispielen gestellten Anforderungen grundsätzlich genügend entspricht. Es ist aber nicht gesichert, daß sie immer geeignet ist, um zu aussagekräftigen Vergleichen zwischen Systemen zu gelangen, welche sich unter anderem auf gentechnisch veränderte Organismen beziehen: Zur Zeit ist sie zu sehr auf die untersuchten Fallbeispiele ausgerichtet, um die angestrebte Allgemeingültigkeit zu besitzen. Dies steht in Abweichung zur ersten Schlußfolgerung der Autoren der Studie. Maßgebend sind die Anmerkungen über die Festlegung der Systemgrenze, die Berücksichtigung der Koprodukte (Allokation) und den Einbezug der Risikoabschätzung in die Wirkungsabschätzung (vgl. Punkt 2.5). Im übrigen wird festgestellt, daß die restlichen Schlußfolgerungen mit den Ergebnissen der Studie übereinstimmen. Die Gültigkeit dieser Schlußfolgerungen setzt selbstverständlich voraus, daß die Ergebnisse nach Berücksichtigung unserer Anmerkungen bezüglich der Methode nicht geändert werden. Daher müssen sie mit großer Vorsicht betrachtet werden.

c) Empfehlungen

Im Kapitel 7.5 werden Empfehlungen zuhanden des Auftraggebers gemacht. Da der erste Teil der Empfehlungen im Kapitel 7.5.1 auf der politischen Analyse in den Kapiteln 7.1 bis 7.4 beruht, welche nicht Bestandteil der vorliegenden Prüfung ist, wird er nicht weiter kommentiert. Der zweite Teil im Kapitel 7.5.2 ist besonders sinnvoll und sollte, insbesondere im Hinblick auf einen weiteren Ausbau der Methode, unterstützt und umgesetzt werden.

Aus unserer Sicht sollte darüber nachgedacht werden, wie die in der Studie berechneten Beispiele in der Ausarbeitung weiterer, konkreter, kulturspezifischer Empfehlungen berücksichtigt werden könnten.

Zusammenfassend wird festgestellt, daß die im Hinblick auf einen weiteren Ausbau der Methode aufgeführten Empfehlungen unterstützt und umgesetzt werden sollten.

12.2.5 Fazit bezüglich methodischer Übereinstimmung

Gesamthaft wird festgestellt, daß sich die Autoren der Studie angestrengt haben, ihre Arbeit in der kurzen verfügbaren Zeitspanne auf eine Weise durchzuführen, welche gleichzeitig innovativ und mit der Norm konform sein sollte. Wie in der Einleitung bereits vermerkt wurde, ist die Ökobilanzierungsmethode bekanntlich ein iterativer Prozeß und dieser konnte aus unserer Sicht mangels Zeit im besten Fall nur teilweise durchgeführt werden. Vor diesem Hintergrund wird folgendes festgehalten:

⇒ **Die Ökobilanzierung wurde der Norm entsprechend durchgeführt unter Vorbehalt der folgenden Punkte. Aus Sicht der Konformität mit der Norm sind folgende Mängel zu beheben bzw. Punkte zu verbessern:**

- **Die festgestellten Ungenauigkeiten bei der Beschreibung der Module und der Festlegung der Systemgrenze sind zu beheben.**
- **Die Behandlung der Koprodukte (Allokation) ist grundsätzlich mit einer Systemerweiterung durchzuführen.**
- **Die Mängel bei der Auswertung der Daten über die aufgewendeten Pestizidmengen und die Flächennutzung im Sinne der Sachbilanzierung sind ebenfalls zu beheben.**
- **Der wichtige Kausalitätsgrundsatz zwischen den verschiedenen Phasen einer Ökobilanz soll beim Versuch, die Ergebnisse der Risikoanalyse in die Wirkungsabschätzung (Klassifizierung und Charakterisierung) einzubeziehen, eingehalten werden. Dabei ist eine Systematik für die Definition der entsprechenden Indikatoren für eine Ökobilanz festzulegen. Eine Alternative für den Einbezug der Risikoabschätzung in der Ökobilanzierung ist die Möglichkeit, diese im Rahmen des Auswertungskonzeptes zu behandeln**
- **Das angewandte Auswertungskonzept muß in einigen wesentlichen Punkten ergänzt werden, damit es insbesondere auf weitere gentechnisch veränderte Organismen übertragen werden kann.**

⇒ Zudem würden wir Verbesserungen auf den folgenden Gebieten als sehr wünschenswert erachten:

- Angesichts der großen Bedeutung der Pestizidfrage bei der Beurteilung der Anwendung der Gentechnik sollten die Wahl und die Definition der untersuchten Varianten nochmals überdacht werden. Außerdem wäre eine ausführlichere Besprechung der Übertragung des vorgeschlagenen Ökobilanzverfahrens auf andere gentechnisch veränderte Organismen und der Festlegung der Systemgrenze erwünscht.
- Bei den direkten Emissionen sollten gewisse offene Fragen in bezug auf den Stickstoffkreislauf geklärt werden. Zudem müssten Stoffbilanzen wenigstens für die wichtigsten und bekanntesten Schwermetalle erstellt und Angaben über die durch die Verbrennung von Treibstoffen entstehenden Abgase gegeben werden.
- Die Ozonbildung, welche in der Studie vernachlässigt wurde, sollte in die Wirkungsabschätzung einbezogen werden. Angesichts der großen Bedeutung der Frage für das behandelte Themengebiet wäre eine Sensitivitätsanalyse mehrerer Quantifizierungsverfahren für die Berücksichtigung der toxischen Wirkungen wünschenswert.
- Das Instrument für die Berechnung von Varianten ist zielgerichteter anzuwenden.

12.3 Übereinstimmung mit dem aktuellen Stand der Kenntnisse

Die Autoren haben sich besonders bemüht, den jüngsten Stand der Kenntnisse in der Studie zu berücksichtigen. Dies gilt nicht nur für die Datengrundlage, für die gezielte Erhebungen bzw. Untersuchungen eingeleitet wurden, sondern auch für die methodische Seite, die in mehrfacher Hinsicht sehr innovative Komponenten enthält. Besonders zu begrüßen sind die Anstrengungen im Bereich der Wirkungsabschätzung (Ressourcenverbrauch, Beanspruchung des Naturraumes, Einbezug der Risikoabschätzung, Toxizität), dies allerdings unter Vorbehalt bestimmter erforderlicher Anpassungen in bezug auf die Konformität mit der Norm (vgl. Punkt 2.5).

12.4 Nachvollziehbarkeit und Konzeption des Berichtes (Art. 6)

Der Bericht ist gut und klar aufgebaut, wie dies von der Norm erfordert wird. Bei bestimmten Punkten würden Verbesserungen im Sinne einer besseren Lesbarkeit erwartet, insbesondere:

- Klarere Vorstellung der Ziele und der Rahmenbedingungen der Studie (vgl. Kapitel 1)
- Einfachere und zielorientiertere Vorstellung der Varianten (vgl. Kapitel 4.1)
- Ausgeglichenere Diskussion der Wirkungsabschätzung. Es ist nicht ersichtlich, weshalb die Risikoabschätzung, die nicht Hauptthema des Berichtes sein sollte, soviel Platz benötigt, bzw. weshalb die Diskussionen über die sogenannte quantitative Wirkungsabschätzung so kurz gehalten wird. Um eine allgemeingültige Methode für die Beurteilung der Anwendung der Gentechnik in der Landwirtschaft bereitstellen zu können, sollte ein Ausgleich zwischen den Kapiteln vorgenommen werden.

- Die Kapitel 5.2, 5.4 und 5.6 enthalten zahlreiche Elemente, die nicht zum angegebenen Inhalt (Kapitel 5: Wirkungsabschätzung) gehören. Beispiele sind:
 - Kapitel 5.2.1: Sehr viele Punkte dieses Kapitels sollten unseres Erachtens in der Diskussion über die Wahl der Wirkungsabschätzung im Kapitel 3.7 behandelt werden (Phase „Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens einer Ökobilanz“)
 - Kapitel 5.4.1.1 und 5.4.1.2: Es handelt sich hier um die Beschreibung wichtiger Merkmale der GVO-Varianten für Mais und nicht um Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (vgl. Titel des Kapitels 5.4). Diese Fragen sollten im Kapitel 3.2.1 oder 4.1.1 besprochen werden.
 - Kapitel 5.4.1.3: Diese Angaben werden spätestens im Rahmen der Klassifizierung (Beginn des Kapitels 5) oder sogar bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens (Kapitel 3.7) erwartet.

Es ist bedauerlich, daß nur teilweise versucht wurde, die aus der Risikoabschätzung stammenden Informationen früher in der Darstellung der Methode einzubringen.

- Entfernung der Ergebnisse des Fallbeispiels „Raps“ in den für den Mais konzipierten Abbildungen (Kapitel 5.3 und 5.5): Sie sind überflüssig und irreführend.
- Beschreibung des Auswertungskonzeptes im dafür vorgesehenen Kapitel (Kapitel 3.7) und nicht erst am Ende des Berichtes (Kapitel 6). Die Einordnung am Schluß des Berichtes führt zu Verwirrung bezüglich der eigentlichen Aufgabe der Varianten.
- Aufbau der Diskussion und der Schlußfolgerungen den Zielen der Studie entsprechend: Das Kapitel 7 ist unvorteilhaft konzipiert. Es vermischt eine Besprechung über die entwickelte Methode und die Ergebnisse der Ökobilanzen der Fallbeispiele „Bt-Mais“ und „Basta-resistenter Raps“ und die Diskussion der europäischen Richtlinie und Empfehlungen aus wissenschaftlicher Sicht.
- Es wird ein Kapitel „Schlußfolgerung“, aus unserer Sicht ein Muß jedes Berichtes, vermißt, in dem gemessen und beurteilt werden könnte, wie die festgelegten Ziele aus Sicht der Autoren erreicht worden sind.

Die Nachvollziehbarkeit bei den Entscheidungen ist gegeben, außer bei der Risikoabschätzung, bei der es für einen Laien nicht ersichtlich ist, wie die in der Auswertung berücksichtigten Indikatoren ausgewählt wurden.

Bei den Berechnungen wären detaillierte Angaben insbesondere für die direkten Emissionen auf dem Feld erforderlich, nämlich die von den gewählten Methoden bestimmten Zwischenergebnisse (Stickstoffsaldo bei der Berechnung der Nitratausträge, Zwischendaten für die Schätzung der Ammoniakemissionen).

12.5 Schlußfolgerungen

Aus unserer Sicht:

⇒ Die Studie „Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen“ wurde entsprechend der ISO-Norm 14040 „Ökobilanzen: Prinzipien und allgemeine Anforderungen“ durchgeführt. Ausnahmen zu dieser allgemeinen Beurteilung bilden die Behandlung der Koprodukte, die dazu gehörenden Allokationen sowie bestimmte Aspekte der Festlegung der Systemgrenzen unter anderem im Zusammenhang mit dem Auswertungskonzept. Einige zu begrüßende Innovationen, welche die übliche Praxis der Ökobilanzierung deutlich übertreffen, bedürfen jedoch zwecks der Konformität zur Norm bestimmter Anpassungen (wie zum Beispiel der Einbezug methodischer Elemente der Risikoabschätzung).

- ⇒ Um vom theoretischen Standpunkt aus sicherzustellen, daß die Ökobilanz als mit der Norm vollständig konform beurteilt werden kann, sind die in dieser Prüfung aufgeführten Mängel zu beheben. Dabei ist zu erwarten, daß die Schlußfolgerungen für die untersuchten Fallbeispiele dadurch nicht wesentlich modifiziert werden, jedoch mit Vorsicht betrachtet werden müssen. Ohne Ergänzungen bzw. Verbesserungen auf dem Gebiet der Behandlung der Koprodukte, der dazu gehörenden Allokationen und der Festlegung der Systemgrenze ist jedoch eine Übertragung der hier dargelegten Methode auf andere gentechnisch veränderte Produkte nicht möglich.
- ⇒ Die geleistete Arbeit ist angesichts der sehr kurzen verfügbaren Zeitspanne sowie des sehr innovativen Ansatzes der Autoren besonders beeindruckend. Zudem zeigten die bilateralen Diskussionen mit den Autoren ein sehr hohes fachliches Niveau auf dem Gebiet der Ökobilanzierung. Einige der bemängelten Punkte sind außerdem lediglich redaktioneller Natur und beeinflussen dementsprechend den Inhalt der Studie nicht.
- ⇒ Aus diesen Gründen empfehlen wir dem österreichischen Umweltbundesamt, die vorliegende Studie anzunehmen. Somit würde es über ein grundsätzlich anerkanntes Instrumentarium verfügen, welches im Sinne der Empfehlungen vom Kapitel 7.5 eingesetzt werden könnte. Für eine breite Anwendung müssten allerdings die erwähnten Verbesserungen vorgenommen werden.

Eidgenössische Forschungsanstalt für
Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT)
CH-8356 Tänikon
Dr. Gérard Gaillard

Tänikon, den 30. September 1999

13 STELLUNGNAHME ZUM GUTACHTEN VON DR. GÉRARD GAILLARD

Zunächst möchte ich mich, auch im Namen des ganzen Teams, bei Dr. Gaillard für die äußerst gründliche und weit über das übliche Maß hinausgehende kritische Prüfung der Studie bedanken. Wir haben zahlreiche Anregungen aus einer früheren Version des Gutachtens aufgegriffen und soweit wie möglich in die nunmehr vorliegende Endversion eingearbeitet. Diese zusätzlichen Arbeiten haben die Fertigstellung der Studie um mindestens ein halbes Jahr verzögert; wir glauben aber, daß der Bericht dadurch fachlich erheblich gewonnen hat und die Verzögerung dadurch gerechtfertigt erscheint.

Einige der im Gutachten vorgebrachten Kritikpunkte können aber nicht unwidersprochen bleiben und sollen daher in den folgenden Ausführungen detailliert kommentiert werden. Zum allgemeinen Vorgehen des Gutachters sei lediglich die Frage aufgeworfen, ob sich eine zu wörtliche Auslegung der Ökobilanznormen (ISO 14040 ff) in Anbetracht des Entwicklungsstandes des Instruments nicht ggf. kontraproduktiv auswirken könnte, dies insbesondere wenn – wie hier – methodisches Neuland beschritten wird. Jeder Ökobilanzierer muß versuchen, die meist vom Auftraggeber vorgegebenen Zielvorstellungen mit dem finanziellen und zeitlichen Rahmen in Übereinstimmung zu bringen, wobei die Normen unserer Meinung nach genügend Spielraum lassen.

1. Vom Gutachter wird beklagt (1.2), daß er nicht schon zu einem früheren Zeitpunkt zugezogen wurde. Dazu ist zu bemerken, daß aus der Norm ISO 14040 keineswegs abgeleitet werden kann, daß die kritische Prüfung als begleitende Prüfung durchgeführt werden muß. In der jetzt geltenden Schlußfassung ist diese Möglichkeit, so erstrebenswert sie in manchen Studien sein mag, nicht einmal erwähnt.
2. Das mehrfach (erstmal in 1.2) angesprochene iterative Vorgehen bei der Durchführung einer Ökobilanz ist, da in der Praxis häufig angewendet, in die Normen (ISO 14040 und 14041) aufgenommen worden. Das bedeutet jedoch nicht, daß die gesamte Ökobilanz mehrfach durchlaufen werden muß und daß alle Iterationen auch in den Schlußbericht aufgenommen werden müssen. Falls sich Änderungen in der Zieldefinition ergeben (was in der vorliegenden Studie nicht der Fall war), so müssen diese allerdings schriftlich festgehalten werden. Die Norm ISO 14041 war, wie der Gutachter einräumt, zu Beginn der Arbeiten noch nicht in Kraft, ISO 14042 und ISO 14043 lagen nur als sog. „committee drafts“ vor.
3. Vom Gutachter wird bemängelt, daß nicht näher auf die Wahl der ausgebrachten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe eingegangen wird (2.1 b). Dies erscheint in der allgemein gehaltenen Form nicht nachvollziehbar, besonders da in den Kapiteln 4.3.3.1 Allgemeines – Pflanzenschutz, 4.3.3.2 Mais, 4.3.3.3 Raps auf die Schwierigkeiten und die Methodik der Auswahl der Pflanzenschutzmittel für Österreichische Verhältnisse ausführlich eingegangen wird. Diese Auswahl der Mittel ist nicht vollkommen zwingend, da die Datenlage dazu mangelhaft ist und in der Praxis unterschiedliche Mittel gebräuchlich sind. Die Gültigkeit der Schlußfolgerungen bezieht sich natürlich auf diese ausgewählten Mittel und diese können keine Allgemeingültigkeit beanspruchen. Vorgabe war es ein für Österreich typisches, d. h. repräsentatives Szenario zu entwerfen. Es wäre natürlich interessant, verschiedene gebräuchliche Pflanzenschutzmittel nebeneinander zu untersuchen, doch war dies im Rahmen dieser Studie nicht für alle Anwendungen möglich. Für die Herbizide im Rapsanbau wurde ein solcher Vergleich ja auch im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse in Kap. 6.2.1 durchgeführt. Die dort in Tab. 6.2-1 aufgeführten Pestizide haben ein mit Butisan vergleichbares Wirkungsspektrum und sind in Österreich für Winterraps zugelassen; Elancolan ist wie Butisan ein gebräuchliches Mittel.
4. Ein wesentlicher Kritikpunkt betrifft die mehrfach (erstmal in 2.1 c) angesprochene unterlassene Allokation des Rapskuchens. Es war tatsächlich ursprünglich geplant, diese Allokation durchzuführen, wobei eine ökonomisch (über die Preise) gewichtete Massenallokation vorgesehen war (eine in ISO 14041 vorgeschlagene Systemerweiterung hätte einen

nicht zu rechtfertigenden Mehraufwand bedeutet). Von der Allokation wurde allerdings Abstand genommen, da sie für die in der Zieldefinition festgelegte Fragestellung nicht relevant ist, weil nur der Vergleich der alternativen Anbauformen gefordert war, nicht jedoch der Vergleich von Rapsöl mit anderen pflanzlichen Ölen (mit oder ohne Koppelprodukten). In vergleichenden Ökobilanzen ist es durchaus erlaubt, solche Module, die in den untersuchten Varianten identisch sind, als „black box“ zu betrachten. Für den vorliegenden Fall bedeutet dies, daß die Allokation entfallen kann. Der Hinweis des Gutachters ist aber dennoch nützlich, weil sich ein potentieller Nutzer der Studie, der einen Produktsystemvergleich verschiedener Öle durchführen will, der Problematik bewußt sein muß und ggf. eine Allokation nach einer der in ISO 14041 aufgeführten Möglichkeiten durchzuführen hat. Wir verwehren uns jedoch mit Nachdruck dagegen, daß die Weglassung der Allokation in diesem Fall ein methodischer Fehler ist.

5. Ein weiterer wesentlicher Kritikpunkt des Gutachters (2.2 b und c) betrifft ebenfalls ein Allokationsproblem: die Zuordnung der mit dem Wirtschaftsdünger verbundenen Schwermetalleinträge. Darüber wurde im Bearbeiterteam ausführlich diskutiert und es setzte sich die Meinung durch, daß der Wirtschaftsdünger, da ohne Handelswert, eigentlich einen Abfall darstellt, der entsorgt werden müßte, wenn er nicht zur Düngung im eigenen Betrieb verwendet würde. Der Vorkette (Viehhaltung) wurde daher zunächst keine Belastungen (durch Schwermetallemissionen in den Ackerboden) angerechnet. Man kann die Verwendung von Wirtschaftsdünger auch als eine Art von Recycling betrachten; in diesem Fall entspricht die zunächst gehandhabte Allokation der sog. „cut-off rule“, die eine faire Verteilung der Belastungen erlaubt, ohne die sehr aufwendige Systemerweiterung in jedem Fall durchführen zu müssen. Um den vom Gutachter geäußerten Bedenken entgegenzukommen, haben wir in der Folge eine zweite Allokation durchgeführt, in der alle Belastungen der Vorkette zugeordnet wurden. Dies sollte dem Leser vor Augen führen, welche Konsequenzen eine solche – extrem entgegengesetzte – Zuordnung hat. Wir bedauern, daß dadurch der keineswegs beabsichtigte Eindruck der Beliebigkeit entstanden sein könnte, merken aber an, daß die Debatte über diesen besonders für den Biolandbau wichtigen Detailpunkt von der Aufgabenstellung wegführt.
6. Zur Frage der Erstellung einer Schwermetallbilanz: Da hier auf dieselben Grunddaten für Wirtschaftsdünger zurückgegriffen werden müßte und die Schwermetallgehalte überwiegend auf ubiquitäre Emissionen aus Verbrennungsprozesse zurückzuführen sind, käme es in einigen Wirkungskategorien zu einer allgemeinen Wirkungserhöhung und damit auch zu einer möglichen „Verwischung“ von Unterschieden, die aus der eigentlichen Fragestellung begründet sind. Gleichzeitig fallen damit auch Annahmen bezüglich des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern (Gülle oder Festmist) und deren Mengen stärker ins Gewicht, obwohl dies mit der eigentlichen Fragestellung direkt nichts zu tun hat.
7. Wie der Gutachter richtig vermutet (2.2 b), wurden die Schwermetalleinträge mit dem Dünger in der Sachbilanz als Emissionen in den Boden betrachtet. Die weitere Verteilung in der Umwelt sowie der Transfer in die Nahrungskette sind in den verwendeten Wichtungsfaktoren für die Wirkungskategorien Humantoxizität sowie aquatische und terrestrische Ökotoxizität enthalten. Weder aus ISO 14040 noch aus ISO 14041 läßt sich ableiten, daß die Verteilung einer Emission in der Umwelt Gegenstand der Sachbilanz ist.
8. In (2.2 b) werden zwei Aspekte des Stickstoffkreislaufs bemängelt: Es ist klar, daß die Nitratauswaschung durch Mineralisierung stickstoffhaltiger Bodenvorräte, auch durch eine bestimmte Bodenbearbeitung gesteuert werden kann. Für den Fall eines typischen Produktionsszenarios für Österreich wurde eine einheitliche und bewußt standortunabhängige Bodenbearbeitung angenommen. Unabhängig davon wurde ein Nitrataustrag ins Grundwasser auf Basis von Literaturangaben bilanziert, der 30 % des szenariospezifischen N-Saldos (nach Abzug von Ernteentzug und gasförmiger Verluste) entspricht. Der atmosphärische Eintrag an Stickstoff wurde wie in Abb. 4.4.1-1 angemerkt „vernachlässigt“, da alle Szenarien dadurch in gleicher Weise belastet worden wären.

9. Zur Frage der „Emissionen infolge der Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen“ (2.2 b) ist zu sagen, daß diese selbstverständlich berücksichtigt wurden. Sie wurden nicht wie die direkten Emissionen aus Düngung und Pflanzenschutz als gesonderter Herkunftsbe-
reich ausgewiesen, sondern sind dem Bereich "Maschineneinsatz und Treibstoffverbrauch
(incl. Vorketten)" zugeordnet.
10. Die Bemerkung in (2.2 e), daß „die Pestizidfrage beim Maisanbau fast ausschließlich ein
Problem des Herbizideinsatzes ist“, ist kein „täuschender Eindruck“, sondern ein Ergeb-
nis der Studie und wir teilen mit dem Gutachter die Einschätzung, daß „dieser Eindruck
nicht ohne Konsequenzen“ für die Debatte ist.
11. Der in (2.3 a) gemachten kritischen Anmerkung, daß die Risikoabschätzung über die gen-
technischen Aspekte mit der „klassischen“ Wirkungsabschätzung besser verschmolzen
werden müsse, können wir nur zustimmen. Dieses Problem war dem Bearbeiterteam von
Anfang an bewußt und in Kauf genommen worden. Es soll in einer weiterführenden Ar-
beit für das Umweltbundesamt Wien einer Lösung näher gebracht werden. Dabei sollen
die allgemeinen Anforderungen der demnächst in Kraft tretenden Norm ISO 14042 bes-
ser beachtet werden, als es in dieser Studie (leider) möglich war.
12. Die im selben Punkt bedauerte Vernachlässigung der Wirkungskategorie „Bildung von
Photooxidantien bzw. Ozonbildung“ wurde bereits zu einem frühen Zeitpunkt in einer ge-
meinsamen Sitzung mit dem Projektbeirat beschlossen. Dieser auch „Sommersmog“ ge-
nannte Wirkmechanismus wird im ländlichen Raum auch von natürlichen Ozon-Vorläufern
bestimmt, sodaß eine saubere Abtrennung schwierig ist. In Kap. 3.7 wurde die Auswahl
bzw. die Nichtberücksichtigung von Wirkungskategorien begründet.
13. Die im Kasten nach (2.4 b) bemängelte Ausrichtung auf die Fallbeispiele scheint auf einem
Mißverständnis zu beruhen. Eine konkrete Ökobilanz muß sich natürlich an den analysier-
ten Beispielen (woran sonst?) orientieren. Die vorliegende Studie konnte nur beispielhaft
(und erstmalig) zeigen, wie die allgemeine Methodik der Ökobilanzierung auf die gen-
technisch veränderten Pflanzen angewendet werden kann. Andere Nutzpflanzensysteme
oder auch dieselben unter anderen (z. B. geographischen, klimatologischen) Bedingun-
gen bedürfen eigener Untersuchungen.
14. Zur Kritik an der Komponente „Auswertung“ geben wir zu bedenken, daß die entsprechen-
de Norm (ISO 14043) bei der Projektbearbeitung noch nicht in Kraft war, daß sie erst im
Laufe des Normungsprozesses „erfunden“ wurde und daß allgemein noch wenig Erfah-
rung im Umgang mit diesem zweifellos wichtigen Bestandteil der Ökobilanz vorhanden
ist. Wir haben uns auch in diesem Punkt bemüht, die ursprüngliche Fassung zu verbes-
sern.

Prof. Dr. W. Klöpffer
(für das Projektteam)

Dreieich, Oktober 1999