

Aus dem Institut für Betriebswirtschaft

Angela Bergschmidt

**Indikatoren für die internationale und nationale
Umweltberichterstattung im Agrarbereich**

Veröffentlicht als: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 269

Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)

2004

Sonderheft 269
Special Issue



Landbauforschung
Völkenrode
FAL Agricultural Research

**Indikatoren für die internationale und nationale
Umweltberichterstattung im Agrarbereich**

Angela Bergschmidt

„Alles ist ungenau bis zu einem gewissen Grad, den man erst bemerkt,
wenn man versucht hat, etwas genau zu machen.“

Bertrand Russel

„Wenn die Präzision steigt, nimmt die Relevanz ab.“

Lotfi Zadeh

Danksagung

Bei den meisten Agrarumweltindikatoren sind die Wirkungszusammenhänge, Hintergrundinformationen und die in die Berechnung eingehenden Daten naturwissenschaftlicher und nicht ökonomischer Natur. Daher wäre eine Bearbeitung dieses Themas ohne die Unterstützung vieler Kolleginnen und Kollegen aus den Bereichen Boden - Pflanze, Technik und Tier der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft nicht möglich gewesen. Ganz besonders möchte ich mich für die freundliche Unterstützung von Dr. Joachim Brunotte aus dem Institut für Betriebstechnik und Bauforschung sowie bei Frau Dr. Rogasik und Frau Funder vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde bedanken.

Für den Bereich Pflanzenschutz war der Informationsaustausch mit Prof. Volkmar Gutsche vom Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz von der Biologischen Bundesanstalt unerlässlich. Dafür, dass er trotz vielfältiger Verpflichtungen immer wieder Zeit für ein Gespräch gefunden hat, möchte ich ihm danken.

Bedanken möchte ich mich auch bei den "Projektpartnern" von der Uni Bonn, Stefan Sieber und Frank Wetterich. Die Zusammenarbeit hat Spaß gemacht und die zahlreichen Diskussionen hatten spürbar positive Auswirkungen auf die Arbeitsmotivation.

Am Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume haben Dr. Hiltrud Nieberg und Bernhard Osterburg einen erheblichen Anteil am inhaltlichen Gelingen des Projekts gehabt. Für ihre Anregungen, Vorschläge und Hilfestellungen gilt ihnen mein besonderer Dank. Was das Layout des Berichts betrifft, waren die Fähigkeiten und Kenntnisse von Frau Gillner und Frau Prüße essentiell. Auch ihnen sei für ihre Unterstützung herzlich gedankt.

Vorbemerkung

Der vorliegende Bericht ist das Ergebnis eines vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) geförderten Forschungsprojekts zur Weiterentwicklung und Implementierung von Agrarumweltindikatoren. Das Projekt mit einer Laufzeit von zwei Jahren wurde am 01.05.2000 begonnen und endete am 31.10.2002.¹ Es wurde am Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig durchgeführt.

Im gleichen Zeitraum wurde auch vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) ein Projekt zu Agrarumweltindikatoren gefördert. Dieses Forschungsvorhaben mit dem Titel: „Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umweltaffekte landwirtschaftlicher Produktion – Testphase –“ wurde an der Universität Bonn vom Institut für Organischen Landbau und dem Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie bearbeitet.² Ziel der vom BMVEL und BMU in Auftrag gegebenen Projekte war die methodische Konkretisierung und Umsetzung der Indikatorenvorschläge der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) zur Vorbereitung der deutschen Beiträge für einen OECD-Agrarumweltbericht und zur Umsetzung einer nationalen Agrarumweltberichterstattung.

Um Doppelarbeit zu vermeiden und eine möglichst umfassende Bearbeitung der einzelnen Indikatoren zu erreichen, erfolgte zwischen den Projekten eine enge inhaltliche Abstimmung und eine Aufteilung nach Themengebieten. Die oben genannten Institute der Universität Bonn bearbeiteten mit den Themenbereichen

- Bodenqualität,
- Wasserqualität,
- Treibhausgase,
- Biodiversität,
- natürliche Habitats und
- Landschaftsbild

die Wirkungen der Landwirtschaft auf verschiedene Umweltmedien. Die umweltrelevanten landwirtschaftlichen Aktivitäten mit den Themenbereichen

¹ Als Folge einer Abordnung der Bearbeiterin an das BMVEL wurde das Projekt im Jahr 2001 für sechs Monate unterbrochen.

² Die Ergebnisse des BMU-Projekts sind in Sieber (2003) und Wetterich und Köpke (2003) dargestellt.

- Pflanzenschutzmitteleinsatz,
- Düngung und
- Wasserverbrauch sowie
- Off-site-Effekte des Bodenabtrags,
- betriebliche Managementindikatoren,
- Kontextindikatoren und
- finanzielle Indikatoren

wurden vom Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume der FAL bearbeitet und sind Gegenstand dieses Berichts.

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkung

1	Einleitung	1
1.1	Problemstellung	1
1.2	Zielsetzung	2
1.3	Vorgehensweise	2
2	Einführung Agrarumweltindikatoren	5
2.1	Definition und Anwendungsgebiete	5
2.2	Entwicklung von Umweltindikatoren	6
2.3	Der Driving-force-State-Response-Ansatz der OECD	13
3	Beschreibung, Berechnung, Aussagefähigkeit und Datenverfügbarkeit der OECD-Agrarumweltindikatoren	15
3.1	Wirtschaftliche und soziale Kontextindikatoren	17
3.1.1	Anteil der Landwirtschaftsfläche	19
3.1.2	Landwirtschaftliche Bodennutzung	21
3.2	Finanzielle Ressourcen	23
3.2.1	Familienbetriebseinkommen	23
3.2.2	Verwandte Indikatoren	26
3.3	Betriebliches Management	28
3.3.1	Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne	28
3.3.2	Ökologischer Landbau	33
3.3.3	Nährstoffmanagementpläne	36
3.3.4	Bodenuntersuchungen	38
3.3.5	Anwendung nichtchemischer Pflanzenschutzmethoden	41
3.3.6	Integrierter Pflanzenschutz	44
3.3.7	Bodenbedeckung	46
3.3.8	Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren	50
3.3.9	Bewässerungstechnologie	52
3.4	Düngung	55
3.4.1	Stickstoff-Flächenbilanz	55
3.4.2	Stickstoffeffizienz	63

3.5	Pflanzenschutz	65
3.5.1	Pflanzenschutzmittel-Anwendungsmenge	65
3.5.2	OECD Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren	68
3.5.3	Deutscher Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator SYNOPS - Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel	74
3.6	Wasserverbrauch und Bewässerung	77
3.6.1	Landwirtschaftliche Wasserentnahme	77
3.6.2	Effizienz der Wassernutzung	81
3.6.3	Wasserstress	85
3.7	<i>Off-site</i> -Effekte des Bodenabtrags	88
3.7.1	Wasserrückhaltekapazität	88
3.7.2	Sedimenteintrag	93
4	Vorschläge für die Weiterentwicklung der Indikatoren auf OECD-Ebene	99
5	Optionen für die Agrarumweltberichterstattung in Deutschland	111
5.1	Methodische- und datentechnische Aspekte	111
5.1.1	Aggregation und Kernindikatoren	112
5.1.2	Zielbezug	113
5.1.3	Regionalisierung	115
5.1.4	Datenverfügbarkeit und -erhebung	115
5.2	Überlegungen zur Struktur eines nationalen Agrarumweltberichts	116
5.3	Kriterien der Indikatorenauswahl	118
5.4	Ergebnisse der Indikatorenauswahl	122
6	Beispielhafte Darstellung von Indikatoren für die nationale Agrarumweltberichterstattung	127
	Ökologischer Landbau	129
	Bodenbedeckung	137
	Stickstoff-Flächenbilanz	145
7	Zusammenfassung - Summary	155
8	Literaturverzeichnis	157
	Anhang	165-194

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Anforderungen an Agrarumweltindikatoren	7
Tabelle 2.2:	Mit der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren befasste internationale Institutionen	8
Tabelle 3.1:	Komponenten unterschiedlicher Stickstoff-Bilanzierungsmethoden	57
Tabelle 5.1:	Systematisierung der Eignung der im Rahmen des Vorhabens bearbeiteten OECD-Indikatoren nach ausgewählten Kriterien	123
Tabelle 5.2:	Für eine Darstellung im Rahmen des Agrarumweltberichts potenziell geeignete Indikatoren	125
Tabelle 6.1:	Entwicklung der nach der EU-Verordnung 2092/91 zertifizierten ökologisch bewirtschafteten Fläche in der EU von 1997 bis 2001, in ha	134
Tabelle 6.2:	Entwicklung der nationalen Stickstoff-Flächenbilanz 1985 bis 1987 und 1999 bis 2001 (entsprechend den Vorgaben der OECD)	148

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1:	Der <i>Driving force-State-Response</i> -Ansatz der OECD	14
Abbildung 5.1:	Beispiele für die Erfüllung der Auswahlkriterien von Indikatoren	120
Abbildung 6.1:	Entwicklung des Anteils der ökologisch bewirtschafteten Fläche und der ökologisch bewirtschafteten Betriebe	131
Abbildung 6.2:	Bodenbedeckung von Mais und Roggen bei konventioneller Bodenbearbeitung und Mulchsaat	138
Abbildung 6.3:	Prozentuale Bodenbedeckung bei „konventioneller“ Bodenbearbeitung im Durchschnitt der Jahre 1990 bis 2001	140
Abbildung 6.4:	Saisonale Bodenbedeckung im Jahr 2000	141
Abbildung 6.5:	Entwicklung der Bodenbedeckungsrate von 1990 bis 2001	141
Abbildung 6.6:	Entwicklung der Stickstoff-Flächenbilanz absolut (in t) und pro ha von 1985 bis 2001	149
Abbildung 6.7:	Stickstoff-Flächenbilanzen der OECD-Staaten im Vergleich (85/87 bis 95/97)	150

Verzeichnis der Karten

Karte 6.1:	Anteil der gemäß VO (EWG) 2092/91 ökologisch bewirtschafteten Fläche in Prozent der LF im Jahr 1999	132
Karte 6.2:	Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche, 2001	133
Karte 6.3:	Unbedeckte Ackerfläche im Winterhalbjahr (Oktober bis März) in Prozent im Jahr 1999	142
Karte 6.4:	OECD-Flächenbilanz Stickstoffüberschuss in kg N/ha LF im Jahr 1999	151

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Das öffentliche und politische Interesse an den Umweltwirkungen der Landwirtschaft hat in den vergangenen Jahren vor dem Hintergrund eines wachsenden allgemeinen Umweltbewusstseins, internationaler Handelsabkommen, multinationaler Umwelt- und Nachhaltigkeitsabkommen sowie weitreichender agrarpolitischer Reformen an Bedeutung gewonnen. Ein Monitoring von Umwelteffekten der Landwirtschaft und die Bewertung der Umweltwirkungen von Agrarpolitiken wurde insbesondere von der OECD mit der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren und der Veröffentlichung eines ersten indikatorengestützten Agrarumweltberichts vorangetrieben. In diesem 2001 erschienenen OECD-Bericht „Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results“ konnten für Deutschland allerdings lediglich für einen kleinen Teil der Indikatoren die zur Berechnung notwendigen Angaben und Daten bereitgestellt werden. Dadurch ist der deutsche Agrarsektor in den vorgenommenen internationalen Vergleichen nur unzureichend berücksichtigt.

Auf nationaler Ebene werden Daten und Informationen zu den Umweltwirkungen der Landwirtschaft bislang nicht in Form einer regelmäßigen Agrarumweltberichterstattung veröffentlicht. Solche Angaben können nur vereinzelt der nationalen Umweltberichterstattung (Daten zur Umwelt, Daten zur Natur³) und unregelmäßig erscheinenden und auf ein bestimmtes Umweltmedium bezogenen Berichten (z. B. Hydrologischer Atlas von Deutschland⁴) oder regionalen Veröffentlichungen einzelner Bundesländer (z. B. des Landes Sachsen⁵) entnommen werden. Als Konsequenz liegen weder der interessierten Öffentlichkeit noch politischen Entscheidungsträgern gebündelte, aktuelle und verlässliche Informationen über die Entwicklung der Umweltwirkungen bzw. des Umweltmanagements der Landwirtschaft vor. Die Diskussion wird vielmehr durch die von Lobbyinteressen beeinflussten Argumente der Umwelt- und Landwirtschaftsverbände geprägt, so dass vielfach kein Konsens über die Umweltwirkungen der Landwirtschaft erreicht werden kann. Eine konstruktive Auseinandersetzung über geeignete Maßnahmen, mit denen negative Umweltwirkungen verhindert und positive Wirkungen gefördert werden könnten, ist auf dieser Basis nur schwer möglich.

³ Umweltbundesamt (versch. Jgg.); Bundesamt für Naturschutz (versch. Jgg.).

⁴ BMU (Hrsg.) (2001).

⁵ Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie (2001).

1.2 Zielsetzung

Die Quantifizierung der Umweltwirkungen der Landwirtschaft anhand von anerkannten Agrarumweltindikatoren stellt eine Voraussetzung für die Versachlichung der öffentlichen Diskussion und eine Informationsgrundlage für agrarpolitische Entscheidungen dar. Ziel des Projekts ist es daher, einen Beitrag zur anwendungsorientierten Weiterentwicklung und sachgerechten Verwendung von Agrarumweltindikatoren in internationalen und nationalen Agrarumweltberichten zu leisten.

Für das Jahr 2004 ist die Erstellung eines weiteren indikatorengestützten OECD-Agrarumweltberichts vorgesehen. Damit Deutschland stärker als bisher in die internationalen Darstellungen der Umweltwirkungen der Landwirtschaft einbezogen werden kann, werden im Rahmen des Projekts methodische Fragen der Indikatorenberechnung geklärt sowie die Datenquellen für die Indikatorenberechnung zusammengestellt oder auf Erhebungsbedarf hingewiesen.

Für die nationale Agrarumweltberichterstattung wird anhand eines transparenten Kriterienkatalogs überprüft, welche der von der OECD vorgeschlagenen Indikatoren (der im Rahmen dieses Vorhabens bearbeiteten Themengebiete) sich für eine Abbildung der Interaktionen zwischen Landwirtschaft und Umwelt in Deutschland eignen. Für ausgewählte Indikatoren wird eine exemplarische Darstellung vorgenommen und notwendige Voraussetzungen für die Veröffentlichung eines Agrarumweltberichts diskutiert.

1.3 Vorgehensweise

Bevor auf die Indikatoren der OECD im Einzelnen eingegangen wird, erfolgt in Kapitel 2 eine kurze Einführung in das Thema Agrarumweltindikatoren, wobei unterschiedliche Verwendungsmöglichkeiten, Anforderungen an Indikatoren, der Stand der Entwicklung sowie Modelle und methodische Herangehensweisen erläutert werden.

In Kapitel 3 werden anhand eines einheitlichen Schemas in „Methodenblättern“ die wesentlichen Merkmale jedes Indikators im Hinblick auf Methodik, Umsetzungs- und Interpretationsmöglichkeiten sowie Datenverfügbarkeit beschrieben. Auf diese Weise soll ein kompakter und systematischer Überblick über die OECD-Agrarumweltindikatoren erreicht werden. Diese Vorgehensweise wurde analog von dem durch die Universität Bonn bearbeiteten Projekt durchgeführt, so dass für alle OECD-Indikatoren eine entsprechende Charakterisierung vorliegt (eine gemeinsame Veröffentlichung dieser Projektergebnisse ist von BMVEL und BMU geplant). Die Methodenblätter stellen die Grundlage für die spätere Auswahl von Indikatoren für die deutsche Agrarumweltberichterstattung dar, können aber auch als Informationsgrundlage für die OECD-internen Diskussionen der

*Joint Working Party (JWP)*⁶ über die Eignung der verschiedenen Indikatoren dienen. Auch die in Kapitel 4 vorgelegten Vorschläge für die zukünftige Vorgehensweise bei der Entwicklung der OECD-Indikatoren basieren auf den Methodenblättern.

Methodische Fragen und datentechnische Aspekte, die im Zusammenhang mit der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren diskutiert werden sind in Kapitel 5 dargelegt. Die Kriterien, anhand derer die Auswahl von Indikatoren erfolgen kann, werden analysiert und diese Erkenntnisse auf die Selektion der OECD-Indikatoren für die deutsche Umweltberichterstattung angewendet. Zudem werden – über die im Rahmen des Projekts bearbeiteten Themengebiete hinausgehend – Möglichkeiten für den Umgang mit bislang noch nicht hinreichend abbildbaren Themenfeldern im Rahmen eines Agrarumweltberichts diskutiert.

Anschließend erfolgt in Kapitel 6 eine beispielhafte Darstellung von ausgewählten Indikatoren, wie sie im Rahmen einer deutschen Agrarumweltberichterstattung erfolgen könnte. Anhand von aktuellen Daten wird die Entwicklung der Indikatoren abgebildet, Hintergrundinformationen bereitgestellt, Ursachen für die Trends erläutert sowie Optionen für politisches Handeln diskutiert. Zudem werden Informationen zu agrarpolitischen und rechtlichen Rahmenbedingungen einbezogen. Der Bericht schließt mit einer Zusammenfassung.

⁶ In der Joint-Working-Party diskutieren und beschließen die OECD-Mitgliedstaaten unter anderem über die Weiterentwicklung der Indikatoren. Als Informationsgrundlage dienen dabei weitestgehend die Ergebnisse der von der OECD organisierten Expertentreffen zu ausgewählten Themen (z. B. zu Indikatoren für die biologische Vielfalt in Zürich im Jahr 2001).

2 Einführung Agrarumweltindikatoren

2.1 Definition und Anwendungsgebiete

Indikatoren werden allgemein als Kenn- oder Hilfsgrößen definiert, die zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt messbaren und oftmals komplizierten Sachverhalts ausgewählt werden (siehe auch Rat von Sachverständigen für Umweltfragen – SRU, 1998). Indikatoren existieren in fast allen Lebensbereichen (z. B. Lebenserwartung als Indikator für den gesundheitlichen Zustand, Bruttoinlandsprodukt als Indikator für die wirtschaftliche Entwicklung etc.) und werden seit langem zur Kommunikation von Informationen genutzt. Kommunikation erfordert ein gewisses Maß an Simplifikation, Indikatoren vereinfachen daher eine komplexe Realität. Sie konzentrieren sich auf spezifische Aspekte, die als relevant gelten und für die Daten verfügbar sind. Die aus Indikatoren gewonnenen Erkenntnisse gehen allerdings über die sich direkt aus den Daten erschließende Information hinaus. Durch zeitliche und räumliche Vergleiche, durch die Kombination mit Hintergrundinformationen und nicht zuletzt durch die Interpretation von Experten entsteht bspw. bei Umweltindikatoren der Bezug zwischen Information und Umweltzustand (Smeets und Weterings 1999).

Was die Verwendungsmöglichkeiten von Agrarumweltindikatoren betrifft, kann grundsätzlich zwischen:

- einzelbetrieblichen Indikatoren sowie
- nationalen und regionalen Indikatoren

unterschieden werden.

Einzelbetriebliche Indikatoren informieren den Landwirt z. B. über die Stoff- und Energieflüsse, die Wirkung auf die biologische Vielfalt oder den potenziellen Bodenverlust durch Erosion auf seinem Betrieb. Solche Indikatoren können sowohl auf der Betriebs- als auch auf der Ebene des einzelnen Schlags umgesetzt werden und zeigen Bereiche auf, in denen das betriebliche Umweltmanagement verbessert werden könnte (Beispiele für einzelbetriebliche Indikatorensysteme in Deutschland sind KUL und REPRO¹). Ein Ziel solcher Systeme ist es, dem Landwirt Entscheidungshilfen für eine umweltschonende Bewirtschaftung zu geben. Gleichzeitig ist aber auch eine Überprüfung der Umweltwirkungen eines Betriebs z. B. als Nachweis für eine umweltschonende Produktion bzw. die Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen grundsätzlich möglich (etwa im Rahmen eines betrieblichen Controlling, von Qualitätsprogrammen oder Öko-Audits).

¹ Für eine detailliertere Beschreibung dieser einzelbetrieblichen Agrarumweltindikatorensysteme siehe z. B. Diepenbrock et al. (Hrsg.) (1997); Odening et al. (2000); Hülsbergen et al. (2001).

Nationale (regionale) Umweltindikatoren sind nicht auf der Ebene des einzelnen Betriebs zu interpretieren, sondern verwenden aggregierte Daten, um zu Aussagen über die nationale bzw. regionale Entwicklung zu gelangen. Die Indikatoren dienen der Information politischer Akteure und einer interessierten Öffentlichkeit, und werden zu diesem Zweck in der Umweltberichterstattung verwendet (siehe z. B. UBA: Daten zur Umwelt; EEA: Environmental Signals etc.). Auch im Bereich der Politikgestaltung und -evaluation (EU-Agrarumweltmaßnahmen gemäß VO [EG] 1257/99²) sowie zur Kontrolle internationaler Verpflichtungen (UNFCCC Klimarahmenkonvention, UNECE Multikomponentenprotokoll etc.) finden solche Indikatoren Verwendung. Ein weiterer Bereich, für den nationale Umweltindikatoren entwickelt werden, ist der Aufbau einer umweltökonomischen Gesamtrechnung. Der „Verbrauch“ bzw. die Beeinträchtigung natürlicher Ressourcen soll dabei als Vermögensänderung in die nationale Wirtschaftsbilanz einbezogen werden (siehe Statistisches Bundesamt, versch. Jgg.).

Da es sich bei den im Rahmen dieses Vorhabens bearbeiteten OECD-Indikatoren um nationale Indikatoren handelt, wird im Folgenden nicht weiter auf Aspekte der Indikatorenentwicklung auf einzelbetrieblicher Ebene eingegangen.

2.2 Entwicklung von Umweltindikatoren

Während die Entwicklung vieler sozio-ökonomischer Indikatoren (Arbeitslosenquote, Außenhandelsbilanz, Inflationsrate, Bruttoinlandsprodukt, etc.) schon länger zurückliegt und deren Verwendung in Politik und Öffentlichkeit weit verbreitet ist³, wird die Entwicklung von Umweltindikatoren erst seit wenigen Jahren betrieben. Das liegt an dem sich erst in den letzten Jahrzehnten verstärkenden Interesse an Umweltbelangen, aber auch an der Komplexität der Umweltwirkungen menschlichen Handelns, der Vielfalt der zu bewertenden Umweltgüter und der mangelnden Datenverfügbarkeit.

An Agrarumweltindikatoren bzw. Indikatoren allgemein werden eine Vielzahl wissenschaftlicher und funktionaler, nutzerbezogener und praktischer Anforderungen gestellt. Diese sind in Tabelle 2.1 skizziert.

² Die von der Kommission vorgegebenen Evaluationsinstrumente basieren auf einer Kombination von einzelbetrieblichen und regionalen (bzw. nationalen) Indikatoren (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Generaldirektion Landwirtschaft, 2000).

³ Obgleich ebenfalls nicht alle methodischen und datentechnischen Probleme gelöst sind und eine internationale Vergleichbarkeit oft nur begrenzt gegeben ist.

Tabelle 2.1: Anforderungen an Agrarumweltindikatoren

Wissenschaftliche und funktionale Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> – relevant, theoretisch fundiert, entspricht aktuellem wissenschaftlichen Forschungsstand – Reproduzierbarkeit, Transparenz der Berechnungsmethode – Nachvollziehbarkeit und Transparenz der Qualität der eingehenden Daten ¹⁾ – enge Korrelation zwischen Indikator und beobachteter Umweltwirkung – enge Korrelation zwischen Indikator und landwirtschaftlichen Aktivitäten – Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf – Eindeutigkeit, Richtungssicherheit ²⁾
Anforderungen aus Sicht der Nutzer	<ul style="list-style-type: none"> – Verständlichkeit/Kommunizierbarkeit – Kompatibilität mit nationalen und internationalen Indikatorensystemen – Steuerbarkeit
Praktische Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> – Datenverfügbarkeit zu einem vernünftigen Kosten-Nutzen-Verhältnis – langfristige Erhebung und regelmäßige Aktualisierung der Daten (Zeitreihen)

Quelle: Eigene Zusammenstellung aus: SRU 1998.

- 1) Insbesondere für internationale Vergleiche kann die Interpretation von Indikatoren nur anhand von umfassenden Angaben zur Datenqualität und Berechnungsmethodik (Nachvollziehbarkeit und Transparenz) erfolgen. Geht z. B. die als Naturschutzgebiet ausgewiesene Fläche an der Gesamtfläche als Indikator in die internationale Umweltberichterstattung ein, so ist für eine Interpretation die länderspezifische Definition für den Begriff „Naturschutzgebiet“ (inklusive der rechtlichen Konsequenzen etwa für Bauvorhaben, etc.) notwendig.
- 2) Ein Indikator ist nicht eindeutig bzw. lässt sich nicht richtungssicher interpretieren, wenn aus einem positiven (negativen) Trend im Indikatorenverlauf keine klare Aussage zu der resultierenden Umweltwirkung getroffen werden kann. Ein Beispiel für einen nicht eindeutigen Indikator ist das von der OECD vorgeschlagene „Landwirtschaftliche Einkommen“ im Kapitel „Finanzielle Ressourcen“. Sowohl bei einem steigenden als auch bei einem sinkenden Betriebseinkommen können sich negative wie positive Umweltwirkungen der Landwirtschaft verstärken.

Mit der Entwicklung von Umweltindikatoren sind unterschiedliche Institutionen beschäftigt. Agrarumweltindikatoren werden einerseits ganz speziell für die Bewertung der Umweltwirkungen des Agrarsektors entwickelt, andererseits sind sie auch oft Bestandteil von Indikatorensystemen, die nicht speziell auf den Agrarbereich ausgerichtet sind. Auf nationaler Ebene werden Indikatoren daher sowohl in Agrarumweltberichten (z. B. USA, Frankreich), in Agrarberichten mit umweltbezogenen Kapiteln (Schweiz) als auch in Umweltberichten mit agrarsektorbezogenen Kapiteln (Großbritannien, Deutschland) verwendet. Ein Überblick über die wichtigsten internationalen Arbeiten zu Agrarumweltindikatoren sind der Tabelle 2.2 zu entnehmen. Der Übersichtlichkeit halber wurden hierbei regionale Ansätze sowie die Vielzahl wissenschaftlicher Projekte zur Entwicklung von Indikatoren und Indikatorensystemen nicht einbezogen.

Tabelle 2.2: Mit der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren befasste internationale Institutionen

Organisationen bzw. Sekretariate	Abkommen¹⁾, Aktionspläne, Beschlüsse	Indikatoren
Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)	Empfehlungen und Beschlüsse des OECD Ministerrats (1989, 1991, 1998) und der <i>Joint Working Party „Agriculture and Environment“</i> (1994)	Agrarumweltindikatorenset
Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Generaldirektion Landwirtschaft, Generaldirektion Umwelt, Gemeinsame Forschungsstelle - JRC, Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaft - EUROSTAT) Europäische Umweltagentur (EEA)	Rat von Cardiff 1998 (Integration von Umweltbelangen in alle Gemeinschaftspolitiken), Schlussfolgerungen des Europäischen Rates und des Agrarrats (1999)	Agrarumweltindikatoren zur Integration von Umweltbelangen in die GAP Indikatoren für die Agrarumweltberichterstattung und für europäische Umweltberichte
Vereinte Nationen Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD)	Agenda 21 – Globales Aktionsprogramm für nachhaltige Entwicklung; Rio Deklaration für Umwelt und Entwicklung	Nachhaltigkeitsindikatoren, alle Bereiche betreffend
Vereinte Nationen Umweltprogramm (UNEP), Sekretariat der Konvention für Biologische Vielfalt	Konvention für Biologische Vielfalt (CBD)	Biodiversitätsindikatoren
Organisation der Vereinten Nationen für Ernährung und Landwirtschaft – FAO Kommission für genetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft (CGRFA)	Internationaler Vertrag über pflanzengenetische Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft Globaler Aktionsplan zu pflanzengenetischen Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft (GPRFA)	Indikatoren bzgl. genetische Ressourcen
Zwischenstaatliche Ausschuss für Klimafragen (IPCC), Programm Nationale Treibhausgasinventare	Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. (UNFCCC)	Treibhausgasindikatoren
Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE)	Genfer Luftreinhaltekonvention (UN ECE-CLRTAP) ²⁾	Indikatoren bzgl. Ammoniak-Emissionen
Oslo and Paris Kommission - OSPAR-Kommission	OSPAR-Konvention zum Schutz der marinen Ökosysteme des Nord-Ost-Atlantiks	Indikatoren zur Bewertung der Wasserqualität von Nord- und Ostsee

Quelle: Eigene Zusammenstellung

1) Die Indikatoren, die für die Erfüllung der Berichtspflichten im Rahmen der verschiedenen Abkommen entwickelt wurden, sind nicht alle gleichermaßen verbindlich.

2) Auf EU-Ebene umgesetzt durch die NEC-Richtlinie, die nationale Emissionshöchstgrenzen für bestimmte Luftschadstoffe festlegt (2001/81/EC)

Bereits Ende der achtziger Jahre wurden von der **OECD** Überlegungen zur Überprüfbarkeit ökologischer Entwicklungen angestellt und 1993 ein erstes Indikatorenset präsentiert.

Auch bei der sektorspezifischen Entwicklung von Umweltindikatoren für den Agrarbereich nimmt die OECD eine Vorreiterrolle ein. 1994 wurde die Entwicklung von Agrarumweltindikatoren als eines der wichtigsten Ziele der *Joint Working Party „Agriculture and Environment“* beschlossen, durch den Landwirtschafts- und den Umweltausschuss der OECD bestätigt und seither intensiv vorangetrieben. Zielgruppe für die OECD Indikatoren sind Politik und Verwaltung aber auch eine interessierte Öffentlichkeit. Schwerpunkt der Entwicklungsarbeit liegt in der Definition, methodischen Spezifizierung und Berechnung von Indikatoren. Die OECD-Indikatoren sollen:

- Information über den Umweltzustand sowie durch die Landwirtschaft verursachte Veränderungen der Umwelt bereitstellen,
- Kausalbeziehungen zwischen Landwirtschaft, agrarpolitischen Reformen, Handelsliberalisierungen und Umweltmaßnahmen sowie deren Wirkungen auf die Umwelt verdeutlichen und
- einen Beitrag zur Bewertung der Effektivität von politischen Maßnahmen leisten, deren Zielsetzung die Minderung negativer Umweltwirkungen der Landwirtschaft bzw. die Förderung positiver Wirkungen ist.

Die Auswahl der von der OECD zu bearbeitenden Indikatorenbereiche erfolgte nach den Kriterien Politikrelevanz, fachliche Stichhaltigkeit, Informations- und Interpretationsgehalt. Als Ergebnis ist die Struktur des OECD-Indikatorensets in 13 Themengebiete und vier Hauptbereiche gegliedert:

- Landwirtschaft im ökonomischen, sozialen und ökologischen Kontext. Diese Indikatoren vermitteln Hintergrundinformationen, die für die Interpretation der Umweltindikatoren hilfreich ist.
- Betriebliches Management: Managementindikatoren untersuchen die Beziehungen zwischen unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken und -formen und deren Wirkungen auf die Umwelt.
- Verwendung von Betriebsmitteln und natürlichen Ressourcen: Die Indikatoren sollen Trends in der Verwendung von Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Wasser abbilden.
- Umweltwirkungen der Landwirtschaft: Die Indikatoren sollen das Ausmaß der Wirkung der Landwirtschaft auf die Umwelt im Hinblick auf Bodenqualität, Wasserqualität, off-site Erosionseffekte, Treibhausgase, Biodiversität und Landschaft quantifizieren.

Wichtiges Merkmal der OECD Indikatorenentwicklung ist die kontinuierliche zweistufige Vorgehensweise, bei der in wissenschaftlich ausgerichteten Expertenseminaren die methodische Entwicklung vorangetrieben wird und in Sitzungen der JWP die internationale Abstimmung der Indikatorenauswahl durch die Mitgliedstaaten erfolgt.

In der EU sind unterschiedliche Institutionen mit der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren befasst. Im Jahr 1999 veröffentlichte die Europäische Kommission einen Bericht in dem anhand einer Vielzahl von Indikatoren die Entwicklungen in Landwirtschaft und Umwelt in Bezug zueinander gesetzt werden (Europäische Kommission 1999). Allerdings wird weder auf die Auswahl der verwendeten Indikatoren noch auf deren Berechnungsmethode explizit eingegangen.

Die vom Rat „Landwirtschaft“ 1999 beschlossene Strategie zur Integration von Umweltbelangen in die gemeinsame Agrarpolitik resultierte in der Entwicklung von „Indikatoren zur Überwachung der Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik“. Ausgangsbasis hierfür waren die Mitteilungen der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament (KOM (2000) 20 entg., KOM (2001) 144 endg.). Hier wurde die Zielsetzung und der Rahmen für die Entwicklung solcher Indikatoren spezifiziert, 35 Indikatoren vorgeschlagen und der statistische Informationsbedarf für deren Umsetzung aufgezeigt. Die Dokumente bleiben in der Auswahl und methodischen Beschreibung der Agrarumweltindikatoren allerdings zum Teil hinter den durch die OECD Arbeiten gewonnenen Erkenntnissen zurück. Zur Weiterentwicklung dieser Indikatoren wird das Projekt IRENA (Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy) gemeinsam von Kommission (GD Landwirtschaft und Umwelt, EUROSTAT und dem Joint Research Centre in Ispra) und der EEA durchgeführt. Als Ergebnisse des Projekts sind Datensets für die 35 Indikatoren, ein Indikatorbericht und ein indikatorenbasierter Bericht über die Integration von Umweltbelangen in die EU-Agrarpolitik vorgesehen⁴. Zwei bereits länger zurückliegende europäische Indikatoren-Projekte sind die *Concerted Action on Environmental Indicators for Sustainable Agriculture* - ELISA (Wascher [Hrsg.] 2000) und das Verbundprojekt *Towards Environmental Pressure Indicators* - TEPI" (Europäische Kommission 2000). Die genannten „EU-Indikatoren“ sind im Anhang aufgeführt.

Die EEA entwickelt und verwendet zudem Indikatoren zur Überprüfung der EU-Umweltaktionsprogramme sowie Indikatoren für regelmässig erscheinende Umweltberichte (*Dobris Assessment* bzw. *Europe's environment* und *Environmental Signals*). In diesem Zusammenhang werden auch eine Anzahl an Agrarumweltindikatoren beschrieben, die ebenfalls im Anhang genannt werden.

Im Kapitel „Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft und ländlichen Entwicklung“ der 1992 in Rio de Janeiro verabschiedeten Agenda 21 der **UN-Kommission für nachhaltige Entwicklung** wird die internationale Staatengemeinschaft aufgefordert, die Rahmenbedingungen für eine nachhaltige, standortgerechte Landwirtschaft und ländliche

⁴ Ein Projektzwischenbericht wurde im Dezember 2003 fertig gestellt (EEA, 2003).

Entwicklung zu schaffen. Zudem wird in verschiedenen Kapiteln dazu aufgerufen, die negativen Auswirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf Gewässer, Böden und Natur zu verringern. Um die Entwicklungsprozesse insgesamt und in den einzelnen Bereichen daraufhin zu überprüfen, ob sie dem Ziel einer nachhaltigen Entwicklung gerecht werden, wurde die Bereitstellung von entsprechenden Indikatoren beschlossen. Zu diesem Zweck wurde 1995 ein mehrjähriges internationales Arbeitsprogramm zu Nachhaltigkeitsindikatoren verabschiedet, dessen Kernelement die Anwendung und Weiterentwicklung einer Indikatorenliste mit 134 Einzelindikatoren war. Diese wurden auf freiwilliger Basis in 22 Pilotländern (u. a. Deutschland⁵) erprobt. Auf der Basis der Erfahrungen der Pilotländer sowie Expertenempfehlungen wurden 58 Indikatoren ausgewählt und überarbeitet und entsprechende Methodenblätter entwickelt, sechs davon zum Thema "Umweltwirkungen der Landwirtschaft" (siehe Anhang). Die von der CSD zur Verfügung gestellten Indikatoren stellen kein festes „Kernindikatorensset“ dar, sondern verstehen sich als „Menü“, aus dem die Mitgliedsländer entsprechend ihrer spezifischen Zielsetzungen und Kapazitäten auswählen können. Speziell für den Bereich Landwirtschaft sind in näherer Zukunft keine neuen Entwicklungen zu erwarten, da eine Bearbeitung der Themenblöcke Landwirtschaft und ländliche Entwicklung erst wieder für das Jahr 2008/2009 vorgesehen ist.

Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung im September 2002 in Johannesburg stellten die Staaten den Stand ihrer Entwicklungen vor, allerdings nicht zwangsläufig mit den von der CSD vorgeschlagenen Indikatoren. Deutschland wählte im Rahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie für den Bereich Landwirtschaft die Indikatoren "ökologischer Landbau" und "N-Bilanz". Für das Jahr 2004 ist ein Fortschrittsbericht mit überarbeiteten Indikatoren vorgesehen.

In der **Konvention über die Biologische Vielfalt** hat Deutschland 1992 als einer von über 160 Vertragsstaaten zugestimmt, die Vielfalt der Lebensräume, der Arten sowie innerhalb der Arten zu erhalten und in nachhaltiger Weise zu nutzen. Aufgrund der vereinbarten Berichtspflichten und der großen Bedeutung der Landbewirtschaftung für die biologische Vielfalt schließen die Beschlüsse der Vertragsstaatenkonferenz auch die Entwicklung von Indikatoren zur Wirkung der Landwirtschaft auf die Biodiversität ein. Im Arbeitsprogramm zur Agrobiodiversität wurde die Entwicklung eines begrenzten, möglichst auf vorhandenen Arbeiten aufbauenden Satzes von Kriterien und Indikatoren vereinbart. Im Februar 2003 wurde aus verschiedenen Quellen (OECD, EU, Weltbank etc.) eine Liste von verfügbaren und potentiell verwendbaren Biodiversitäts-Indikatoren zusammengetragen die über 90 Indikatoren zum Themenfeld Landwirtschaft und biologi-

⁵ BMU (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland – Bericht der Bundesregierung.

sche Vielfalt aufweist⁶. Die CBD strebt allerdings nicht die Bereitstellung eines Sets harmonisierter Biodiversitäts-Indikatoren an, sondern ist bemüht die Nationalstaaten in der Entwicklung lokaler, regionaler oder nationaler Systeme zu unterstützen.

Von der **FAO** werden speziell für pflanzengenetische Ressourcen Indikatoren entwickelt, da die Implementierung des "Globalen Aktionsplans zu pflanzengenetischen Ressourcen für Ernährung und Landwirtschaft" durch ein regelmäßiges Monitoring überwacht werden soll. Im Rahmen einer Pilotphase, an der auch Deutschland teilnimmt, werden von verschiedenen Ländern Monitoring-Indikatoren getestet, die der Erstellung der regelmäßigen Länderberichte dienen sollen. 2004 wird die FAO ein Treffen zur Evaluierung der Pilotphase durchführen, die Indikatoren und das Berichtsformat überarbeiten und dann den neuen Monitoring-Ansatz auf alle Länder übertragen. Die Verwendung und Entwicklung von "allgemeinen" Agrarumweltindikatoren findet überwiegend im Rahmen von entwicklungsländerspezifischen Untersuchungen zur Nachhaltigkeit von Land- und Forstwirtschaft statt. Allerdings kommt den Agrarumweltindikatoren hierbei keine herausragende Rolle zu.

Durch die **Klimarahmenkonvention** sollen die Treibhausgaskonzentrationen auf einem Niveau stabilisiert werden, das ausreicht, eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems zu verhindern. Deutschland will dazu u.a. seine CO₂-Emissionen bis zum Jahre 2010 um 25 %, bezogen auf das Basisjahr 1990, senken. Zum Nachweis der Entwicklungen werden jährliche Treibhausgaspotenziale der Mitgliedstaaten errechnet, in die u.a. auch die Emissionen der Landwirtschaft (relevant sind CH₄ - und N₂O-Emissionen) eingehen. Die methodische Entwicklung und die Spezifizierung der Berechnungsformen wird vom IPCC kontinuierlich weiterbetrieben und ist weitgehend anerkannt, so dass Institutionen, die ebenfalls die Treibhausgasemissionen in ihr Indikatorenset aufnehmen (OECD, Europäische Kommission), die Berechnungsmethoden übernehmen.

Das **Multikomponentenprotokoll im Rahmen des Genfer Luftreinhalteabkommens der UNECE** (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) und die NEC Richtlinie (EU) verpflichten Deutschland, seine Ammoniak-Emissionen, die überwiegend aus der Landwirtschaft stammen, zwischen 1990 und 2010 um 28 % zu senken. Die Berechnung und Dokumentation von der Emissionsentwicklung ist ein wesentlicher Bestandteil dieser Vereinbarung. Obgleich die Grundprinzipien der Berechnung unproblematisch sind, besteht aufgrund von Datenproblemen und methodischen Problemen einzelner Berechnungskomponenten weiterhin nationaler und internationaler Entwicklungs- und Abstimmungsbedarf.

⁶ Allerdings sind darunter auch solche, bei denen der Zusammenhang zur biologischen Vielfalt nicht direkt ersichtlich ist wie z.B. der Holzverbrauch pro Kopf.

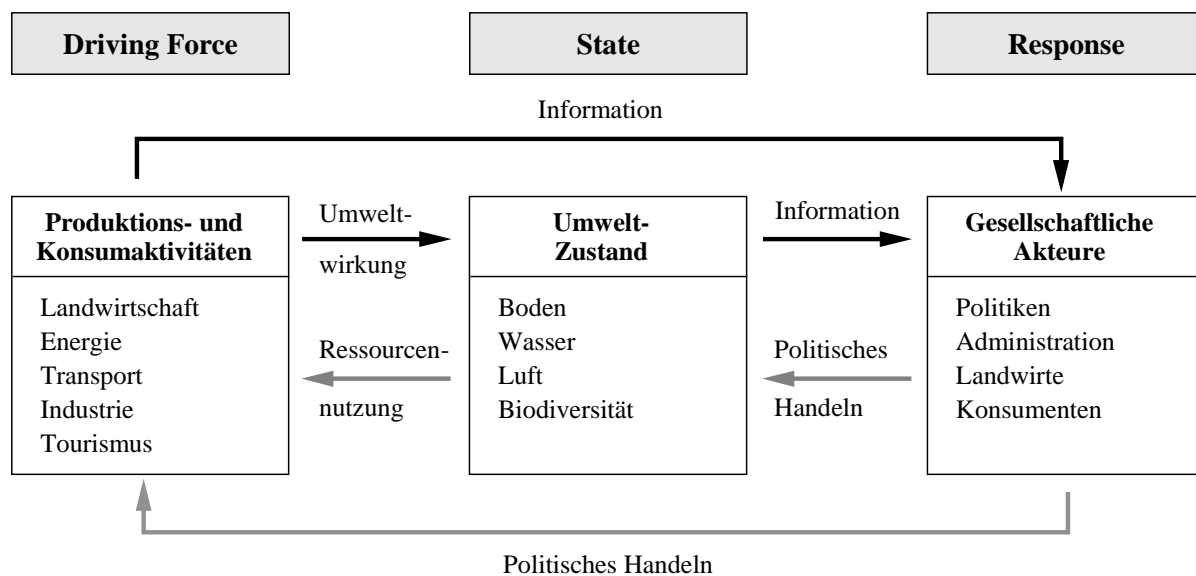
Im Rahmen der **Internationalen Abkommen zum Schutz von Nordsee und Ostsee (OSPARCOM)** wurde ursprünglich vereinbart, die Schad- und Nährstoffeinträge in diese Gewässer zwischen 1985 und 1995 (Nordsee) bzw. 1988 und 1998 (Ostsee) um 50 % zu reduzieren. Dieses Ziel wurde nicht erreicht und durch Strategien ersetzt, die bis zum Jahr 2010 einen Meereszustand erreichen sollen, in dem keine Eutrophierung mehr vorkommt (OSPAR 2003 Strategies, <http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html>). In diesem Zusammenhang werden auch die Einträge aus der Landwirtschaft erfasst und deren Entwicklung im Zeitablauf dokumentiert (zu PARCOM-Bilanzen über Nährstoffeinträge, siehe Kapitel 3.4.1).

2.3 Der *Driving-force-State-Response*-Ansatz der OECD

Im Hinblick auf den Modellrahmen für die Indikatorenbildung hat sich weitgehend ein internationaler und nationaler Konsens gebildet. Das methodische Konzept der OECD, der *Driving-force-State-Response*-Ansatz (DSR), wurde von einem Großteil der Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatorenprojekte übernommen bzw. als Ausgangsbasis verwendet.⁷

Unter den *Driving forces* bzw. Antriebskräften werden menschliche Aktivitäten verstanden, die in einer Umweltwirkung resultieren. *Driving-force*-Agrarumweltindikatoren sind z. B. die Wasserentnahme der Landwirtschaft, Nährstoffbilanzen und die Anwendungsmenge von Pflanzenschutzmitteln. *State*- bzw. Zustandsindikatoren liefern Informationen über den Umweltzustand, die Umweltqualität sowie Qualität und Quantität natürlicher Ressourcen. Zustandsindikatoren sind z. B. der Stickstoffgehalt in Oberflächengewässern oder die Pflanzenschutzmittelbelastung des Grundwassers. Mit *Response*-Indikatoren sollen die Reaktionen der Gesellschaft (Konsumenten, Unternehmen, Politik, etc.) auf die Veränderungen des Umweltzustands abgebildet werden. Klassische *Response*-Indikatoren sind z. B. die im Rahmen von Agrarumweltprogrammen geförderten Flächen oder die Ausgabenhöhe für umweltspezifische Forschungsfragen sowie der Umfang ökologischer Besteuerung.

⁷ Die Europäische Umweltagentur entwickelte auf der Grundlage des DSR-Ansatzes das *Driving-force-Pressure-State-Impact-Response* (DPSIR)-Modell (siehe z. B. Smeets und Weterings, 1999). Dabei sind *Driving forces* grundlegende Faktoren, die eine Vielzahl relevanter Faktoren beeinflussen, während *Pressure*-Indikatoren Faktoren beschreiben, die direkt Umweltprobleme verursachen. *Impact*-Indikatoren sollen die Effekte auf den Umweltzustand abbilden und stehen daher in einem Ursache-Wirkungs-Zusammenhang mit den *State*-Indikatoren. Die Definition von *State*- und *Response* Indikatoren unterscheidet sich nicht von der der OECD.

Abbildung 2.1: Der *Driving force-State-Response*-Ansatz der OECD

Quelle: Verändert OECD (1997).

In Abbildung 2.1 sind die Wirkungszusammenhänge zwischen Antriebskräften, Umweltzustand und Reaktionen dargestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass Produktions- und Konsumaktivitäten zu Veränderungen des Umweltzustands führen. Diese Veränderungen können einerseits direkte Rückwirkungen auf die Produktions- und Konsumaktivitäten haben, andererseits können Informationen über diese Aktivitäten und über die Veränderungen des Umweltzustands Konsequenzen für das Handeln der gesellschaftlichen Akteure zur Folge haben. Diese Reaktionen der Gesellschaft können sich sowohl direkt auf den Umweltzustand auswirken (z. B. Ausweisung von Schutzgebieten) als auch Veränderungen der Produktions- und Konsumaktivitäten hervorrufen (z. B. Besteuerung).

Obgleich der DSR-Ansatz als pragmatischer Modellrahmen zur Abbildung von Wirkungszusammenhängen überwiegend positiv bewertet wird, ist seine Umsetzung in der praktischen Indikatorenentwicklung wenig ausgeprägt. Das liegt zum einen daran, dass eine Zuordnung verschiedener Prozesse zu Antriebskräften oder Reaktionen nicht immer eindeutig erfolgen kann. So kann z. B. die Änderung von Nährstoffüberschüssen (gemessen anhand von Nährstoffbilanzen) sowohl als Reaktion (*response*) auf eine Umweltwirkung erfolgen als auch Antriebskraft für die Umweltwirkung sein. Lediglich bei den Zustandsindikatoren treten keine Unsicherheiten in der Zuordnung auf. Ein weiteres Problem ist, dass es nur für wenige Umweltbereiche möglich ist, den Wirkungskreis zwischen Antriebskräften, Zustandsveränderungen und Reaktionen zu schließen. Für die meisten Themenbereiche liegen bestenfalls Indikatoren aus zwei der drei Kategorien vor.

3 Beschreibung, Berechnung, Aussagefähigkeit und Datenverfügbarkeit der OECD-Agrarumweltindikatoren

Die „Methodenblätter“ sind in vier Bereiche untergliedert: Beschreibung, Berechnungsmethode, Aussagefähigkeit und Datenverfügbarkeit.

Bei der **Beschreibung** des Indikators werden allgemeine Informationen wie **OECD-Bezeichnung, Kurzbeschreibung, Maßeinheit, Einordnung in das DSR-Konzept¹, Beziehungen zu anderen Indikatoren²** sowie die Existenz von **Ziel- bzw. Grenzwerten** zum Indikator übermittelt.

Der Schwerpunkt der Indikatorenbeschreibung liegt aber in der Wiedergabe der von der OECD intendierten **Aussage** bzw. dem **Zweck des Indikators**. Hier werden die Umweltgüter identifiziert, zu denen anhand des Indikators Aussagen getroffen werden sollen. Dies ist insbesondere bei den Indikatoren wichtig, die sich nicht auf ein einzelnes Umweltmedium (z. B. Wasser) beziehen, sondern, wie z. B. Indikatoren zur Bewertung des Risikos von Pflanzenschutzmitteln, in Beziehung zu verschiedenen Umweltgütern (Wasser, Boden, biologische Vielfalt etc.) stehen. In diesem Unterpunkt wird auch erläutert, wie der durch den Indikator zu bewertende Umwelteffekt entsteht, welche natürlichen und landwirtschaftlichen Einflussfaktoren einwirken und wer der/die Hauptverursacher ist/sind. Zum Beispiel wird beim Indikator „Sedimenteintrag“ auf die Erosion als Eintragspfad eingegangen, die Bedeutung von Bodenbearbeitungsmaßnahmen, aber auch der Niederschlagshöhe und Hangneigung für das Ausmaß der Erosion erläutert und die Bedeutung weiterer Eintragspfade für den Sedimenteintrag in Gewässer diskutiert. Auch die von der OECD intendierte Aussagerichtung des Indikators wird ausgewiesen. Diese kann umstritten sein, wie z. B. im Fall des Indikators „Landwirtschaftliches Einkommen“ aus dem Kapitel „Finanzielle Ressourcen“, bei dem eine positive Entwicklung des Indikators (also eine Erhöhung des Einkommens) mit einer verbesserten betrieblichen Umweltleistung in Verbindung gebracht wird. Eine Bewertung der Plausibilität der von der OECD beschriebenen Wirkungszusammenhänge wird an dieser Stelle noch nicht vorgenommen, sie erfolgt im Bereich „Aussagefähigkeit“.

Die Angaben zur **Berechnungsmethode und zugrundeliegenden Definitionen** umfassen Hintergrundinformationen über indikatorrelevante **Definitionen und Konzepte**, eine mathematische Darstellung der **Berechnungsmethode**, Möglichkeiten einer **Differenzie-**

¹ Wie in Kapitel 2 erläutert, ist die Zuordnung der Indikatoren in eine der Kategorien nicht immer eindeutig vorzunehmen bzw. enthält ein subjektives Moment (im Indikatorenbericht der OECD, OECD 2001, wird keine Zuordnung vorgenommen).

² Kaum ein Agrarumweltindikator ist in der Lage, einen Umweltbereich oder ein Handlungsfeld vollständig abzubilden. Daher werden an dieser Stelle für das Themengebiet ebenfalls wichtige Indikatoren genannt.

rung des Indikators (z. B. anhand einer stärkeren regionalen Aufschlüsselung) sowie die Angabe potenzieller **Alternativen** zu den vorgestellten Indikatoren.

Im Abschnitt **Aussagefähigkeit** wird analysiert, inwiefern ein Indikator zur Abbildung von Veränderungen von Umweltzuständen bzw. Antriebskräften oder Reaktionen in der Lage ist. Eine hohe Aussagefähigkeit kann nur erreicht werden, wenn ein Indikator die wichtigsten kausalen Zusammenhänge der durch den Indikator abzubildenden Umweltwirkung(en) erfasst. Wenn beispielsweise die Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln überwiegend von deren Persistenz und Toxizität abhängen, der Indikator aber nur die Veränderungen der Aufwandmengen dokumentiert, so ist nicht von einer engen Korrelation zwischen Indikatorentwicklung und Umweltwirkung auszugehen. Ein weiterer Aspekt, der die Aussagefähigkeit eines Indikators beeinflusst, ist der Anteil der Landwirtschaft an dem beobachteten Umwelteffekt. Da der Agrarsektor z. B. im Vergleich zu anderen Sektoren nur zu einem geringen Ausmaß als Verursacher der globalen Erwärmung auftritt, kann anhand der Verringerung der landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen kaum eine Aussage zur Entwicklung des Treibhauseffekts abgeleitet werden.³

Angaben zu den für die Berechnung des Indikators notwendigen Daten sind dem Abschnitt **Datenverfügbarkeit** zu entnehmen. Neben Quellenangaben (**Quelle**) zu den entsprechenden Veröffentlichungen/Statistiken/Datenbanken bzw. den mit der Datenhaltung befassten Institutionen, wird im Unterpunkt **Verfügbarkeit** auf Erhebungszeitraum und -frequenz eingegangen. Die **Erhebungsebene** gibt an, ob die entsprechenden Daten auf einzelbetrieblicher Ebene (Betriebsbefragungen) oder auf regionaler bzw. nationaler (z. B. Exporte) Ebene erhoben wurden. Analog wird in **Aussageebene** die Eignung der Daten für Aussagen auf regionaler bzw. nationaler Ebene dargelegt. Die **Qualität** ist bei statistischen Daten insbesondere vom Erhebungsumfang (repräsentative Stichprobe, Totalerhebung) abhängig, bei wissenschaftlichen Untersuchungen ist in stärkerem Maße die Methodik der Datengewinnung zu berücksichtigen (Messungen, Experteneinschätzungen).

Die Methodenblätter folgen in ihrer Gliederung der in „Environmental Indicators for Agriculture, Volume 3: Methods and Results“ (OECD, 2001) vorgegebenen Struktur. Nach einer Kurzdarstellung übergeordneter und finanzieller Indikatoren folgen die Indikatoren der maßgeblichen Einflussfaktoren bzw. umweltrelevanten Handlungsfelder der Landwirtschaft: betriebliches Management, Düngung, Pflanzenschutz, Bewässerung. Zuletzt wird der Bereich der *Off-site*-Effekte der Bodenerosion (soil conservation) bearbeitet, der aufgrund der Arbeitsteilung der beiden Projekte im Rahmen dieses Vorhabens behandelt wurde.

³ Im Rahmen der Indikatorenauswahl für eine deutsche Agrarumweltberichterstattung (Kapitel 4) ist die Aussagefähigkeit neben der Relevanz für die deutsche Umweltsituation, der Datenverfügbarkeit und der methodischen Reife ein wichtiges Selektionskriterium.

3.1 Wirtschaftliche und soziale Kontextindikatoren

Unterschiedliche wirtschaftliche, soziale und ökologische Rahmenbedingungen sind verantwortlich für die Unterschiede in der Bedeutung bestimmter Umweltwirkungen der Landwirtschaft innerhalb und zwischen den Ländern. Um die Umwelteffekte der Landwirtschaft in den Kontext dieser Entwicklungen zu setzen, werden von der OECD (2001) eine Reihe von übergeordneten Indikatoren (*Contextual Indicators*) verwendet.

Während die meisten übergeordneten Indikatoren überwiegend sozio-ökonomische Rahmenbedingungen der Landwirtschaft skizzieren, enthalten zwei der vorgeschlagenen Indikatoren in stärkerem Umfang umweltrelevante Informationen. Letztere werden anhand der Darstellungsform der Methodenblätter erläutert, bei den übrigen Indikatoren wird eine nicht weiter untergliederte Kurzdarstellung gewählt.

Der Indikator **Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt** (genauer: Anteil der Bruttowertschöpfung der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt) zeigt die Entwicklung des Anteils der Landwirtschaft an der gesamten Wirtschaftsleistung eines Landes und gibt einen Eindruck der ökonomischen Bedeutung des Agrarsektors. Von Interesse ist der Indikator, wenn Umweltwirkungen in Relation zu der Bedeutung eines Sektors für die Volkswirtschaft gestellt werden sollen. Damit eignet sich der Indikator als Referenz für Indikatoren, in denen der Anteil der Landwirtschaft an einem Umweltproblem bewertet wird. Ein Beispiel ist die Belastung von Oberflächengewässern mit Stickstoff, an der die Landwirtschaft in Deutschland mit etwa 70 % beteiligt ist (Umweltbundesamt, 2001), obgleich sie nur einen Anteil von unter 2 % am Bruttoinlandsprodukt hat (OECD, 2001). Für politische Entscheidungen kann es von Bedeutung sein, ob ein Sektor, der nur eine geringe gesamtwirtschaftliche Bedeutung hat, gleichzeitig Hauptverursacher eines Umweltproblems ist. In eine ähnliche Richtung zielt der Indikator **Wert der Agrarproduktion** (gemessen in Kaufkraftparitäten), der z. B. auch von der Europäischen Kommission (1999) und der Europäischen Umweltagentur (2000) verwendet wird. Im Gegensatz zum „Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt“ (der trotz konstanter Bruttowertschöpfung in der Landwirtschaft sinken kann, wenn andere Sektoren einen starken Wertschöpfungszuwachs erzielen), ist der Wert der Agrarproduktion weniger von den Entwicklungen in anderen Sektoren beeinflusst, sondern spiegelt vielmehr Produktions-, Produktivitäts- oder Effizienzsteigerungen wider.

Der **Anteil Erwerbstätiger in der Landwirtschaft** gibt, ähnlich wie der Indikator „Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt“, einen Eindruck über die Bedeutung des Agrarsektors – hier im Hinblick auf die Stellung der Landwirtschaft auf dem Arbeitsmarkt. Bei dem **durchschnittlichen Alter der Betriebsleiter** handelt es sich hingegen um einen sozialen Indikator, der häufig auch als Umweltindikator interpretiert wird. Es wird vielfach davon ausgegangen, dass mit höherem Durchschnittsalter der Betriebsleiter die Umsetzung umweltschonender Techniken (Innovationsfreudigkeit) und die Anpas-

sung an ökologische Veränderungen schleppender verläuft. Auch eine positive Einstellung zum nachhaltigen Wirtschaften (längerer Zeithorizont) wird eher den „jüngeren“ Betriebsleitern zugesprochen (OECD, 2001). Ähnlich wird der Indikator **Ausbildungsstand der Landwirte** interpretiert. Ein hoher Bildungsstand bei Landwirten soll demzufolge die Wahrscheinlichkeit für eine Auseinandersetzung mit den Umweltwirkungen des eigenen Wirtschaftens erhöhen und so die Einführung umweltschonender Bewirtschaftungsformen begünstigen. Die Erstellung von Nährstoffbilanzen, Schlagkarteien und Managementplänen und die Anpassung an sich verändernde Ansprüche an die gute fachliche Praxis erfordert eine ständige Lernbereitschaft, die Landwirten mit einem hohen Ausbildungsstand in verstärktem Maße zugetraut wird. Bei den beiden zuletzt genannten Indikatoren werden allerdings sowohl das auf langjährige Berufserfahrung basierende Wissen als auch selbst angeeignete Fähigkeiten und Kenntnisse vernachlässigt.

Die **Anzahl der Betriebe** ist zunächst ein Agrarstruktur-Indikator, der jedoch auch im Hinblick auf Umweltwirkungen interpretiert wird. Eine Verringerung der Anzahl der Betriebe hat bei konstanter landwirtschaftlich genutzter Fläche eine steigende Flächenausstattung pro Betrieb zur Folge. Im Zuge der Zusammenlegung von Flächen wird davon ausgegangen, dass Grenzmerkmale wie Hecken, Wälle oder Bäume entfernt werden und dadurch negative Wirkungen auf die Landschafts- und die Habitatqualität der Fläche resultieren. Auch die steigende Spezialisierung und Bewirtschaftungsintensität wird oft in Zusammenhang mit größeren Betriebseinheiten gesetzt. Empirische Studien belegen allerdings, dass die Umsetzung von umweltschonenden Managementmaßnahmen eher auf größeren Betrieben durchgeführt wird (Hrubovcak et al., 1999, zitiert in OECD, 2001) und dass sich generell keine eindeutige Beziehung zwischen den Umweltwirkungen der Agrarproduktion und der Betriebsgröße herstellen lässt (v. Münchhausen und Nieberg, 1996).

Die Schätzung der **Subventionierung landwirtschaftlicher Betriebe** (*Producer Support Estimate* - PSE) gibt einen Überblick über die von Konsumenten und Steuerzahlern getragenen Transferleistungen an die Landwirtschaft, die durch Politikmaßnahmen zur Unterstützung der Landwirtschaft entstehen. Dabei werden alle Subventionen, ungeachtet ihrer Ziele, Ausgestaltung und Wirkungen auf die Produktion und das Betriebseinkommen, einbezogen. Ähnlich wie bei dem Indikator „Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt“ kann der Subventionsumfang verwendet werden, um die Umweltwirkungen der Landwirtschaft in Beziehung zu setzen. Ist der Agrarsektor eines Landes in hohem Maße von Transferleistungen abhängig und gleichzeitig in großem Umfang für negative Umweltwirkungen verantwortlich, so resultiert hieraus ein entsprechend hoher Handlungsdruck für die Politik, die Subventionen so zu gestalten, dass den gesellschaftliche Wertvorstellungen im Hinblick auf Umweltqualität besser entsprochen wird.

3.1.1 Anteil der Landwirtschaftsfläche

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Change in agricultural land*

Kurzbeschreibung: Entwicklung des Anteils der Landwirtschaftsfläche an der gesamten Landesfläche.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Die Entwicklung der Landwirtschaftsfläche bzw. der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) vermittelt einen Eindruck über die Bedeutung der Landwirtschaft als „Flächennutzer“. Die Entwicklung der Landwirtschaftsfläche im Verhältnis zu anderen Flächen, wie der Wald- oder Siedlungs- und Verkehrsflächen, setzt einen Bezugsrahmen für die Bewertung von Veränderungen der Landnutzung auf den landwirtschaftlichen Flächen. Umwelteffekte, z. B. in den Bereichen der biologischen Vielfalt und Landschaftsschutz, können aus Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzfläche resultieren, wenn beispielsweise auf marginalen Standorten die landwirtschaftliche Bewirtschaftung eingestellt wird, oder wenn Waldflächen für die landwirtschaftliche Nutzung gerodet werden. Eine Verringerung der landwirtschaftlichen Nutzfläche kann auch von externen Antriebskräften gesteuert werden, z. B. durch Straßen- und Wegebau oder die Ausdehnung städtischer Siedlungsflächen.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Gesellschaftliche Wertschätzung der Agrarlandschaft, Kulturhistorische Landschaftselemente, Flächenanteil halbnatürlicher landwirtschaftlicher Habitate

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHNUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Die Landwirtschaftsfläche umfasst in den deutschen Erhebungen Ackerbauflächen, Wiesen und Weiden, Gartenbau- und Weinbauflächen sowie unkultivierte Moore und Heiden.

Berechnungsmethode: Quotient aus der Landwirtschaftsfläche und der gesamten Landesfläche:

$$A_{LN} \equiv \frac{LN}{F_{gesamt}}$$

mit:

<i>A_{LN}</i> :	Anteil der Landwirtschaftsfläche an der gesamten Landesfläche
<i>LN</i> :	landwirtschaftliche Nutzfläche (Landwirtschaftsfläche) in ha
<i>F_{gesamt}</i> :	Bodenfläche insgesamt (Gebäude- und Freifläche, Betriebsfläche, Erholungsfläche, Verkehrsfläche, Waldfläche, Wasserfläche, Landwirtschaftsfläche, Flächen anderer Nutzung) in ha

Differenzierung: Aufschlüsselung der nicht-landwirtschaftlichen Flächen nach Nutzungsart

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Der Indikator gibt einen Eindruck über Veränderungen in der Landnutzung, erlaubt aber in seiner aggregierten Form keine Aussage darüber, ob die beobachteten Veränderungen (eine Ausdehnung bzw. ein Rückgang der Landwirtschaftsflächen) negative oder positive Umweltwirkungen hervorrufen. Solche Aussagen können nur durch eine differenzierte Betrachtung der Flächenanteile der verschiedenen Nutzungsarten (Gebäude- und Freifläche, Erholungsfläche, Verkehrsfläche, Waldfläche, Wasserfläche, Landwirtschaftsfläche etc.) in Kombination mit Informationen über die regionale ökologische Ausstattung (Vorkommen „wertvoller“ Biotope, charakteristische Agrarlandschaft, etc.) getroffen werden. So kann der Rückgang des Anteils der Landwirtschaftsfläche aus ökologischer Sicht positiv bewertet werden, wenn diese bspw. in Regionen mit einem sehr geringen Waldanteil auf Aufforstungen mit standorttypischen Baumarten zurückzuführen ist.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: BMVEL/BML: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Verfügbarkeit: Erhebungen zur Bodenfläche nach Nutzungsart werden im Rahmen der Flächenerhebung im vierjährigen Turnus durchgeführt, lediglich die Siedlungs- und Verkehrsfläche wird künftig jährlich ermittelt.

Erhebungsebene: Gemeindeebene

Aussageebene: Gemeindeebene, Bundeslandebene, national

Qualität: Auswertung von Angaben aus den Liegenschaftskatastern

3.1.2 Landwirtschaftliche Bodennutzung

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Agricultural land area by different use categories*

Kurzbeschreibung: Veränderungen der Anteile von Ackerland, Dauerkulturen und Dauergrünland an der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bodennutzung können in Veränderungen der Nährstoffströme, aber auch der biologischen Vielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen resultieren. Von besonderer Umweltrelevanz ist der Grünlandumbruch, der negative Umwelteffekte in den Bereichen Wasserqualität, Biodiversität und Treibhausgase verursachen kann.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Bodenbedeckungsgrad, Bodennutzungsform, Landschaftselemente

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Quotient aus der Summe der Grünlandflächen sowie der Acker- und Dauerkulturflächen und der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche:

$$A_{GL} = \frac{F_{GL}}{LF_{gesamt}}, \quad A_{AF+DK} = \frac{F_{AF} + F_{DK}}{LF_{gesamt}}$$

mit:

A_{GL} : Anteil Grünlandflächen an der LF

A_{AF+DK} : Anteil Acker- und Dauerkulturflächen an der LF

F_{GL} : Grünlandfläche in ha

F_{AF} : Ackerfläche in ha

F_{DK} : Dauerkulturfläche in ha

LF_{gesamt} : gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha

Differenzierung: regionale Differenzierung, weitere Differenzierung der Bodennutzung (z. B. in Ackerland, Gartenland, Obstanlagen, Rebland, Wiesen, Weiden)

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Ähnlich wie der Indikator „Anteil der Landwirtschaftsfläche“ erlaubt auch dieser Indikator keine richtungssichere Interpretation. Eine Ausdehnung von Acker- und Dauerkulturflächen zu Lasten von Grünlandflächen wird zwar generell eher kritisch bewertet, nur mit Hilfe von weiteren Informationen über die Entwicklung der gesamten LF sowie der Umweltsituation der vom Grünlandumbruch betroffenen Regionen lassen sich konkrete Aussagen über die Umweltwirkungen treffen.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: BMVEL/BML: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 1 Ausgewählte Zahlen für die Agrarwirtschaft

Verfügbarkeit: jährlich

Erhebungsebene: einzelbetrieblich

Aussageebene: Bundeslandebene, national

Qualität: 2-jährliche Totalerhebung, in den Zwischenjahren repräsentative Stichproben

3.2 Finanzielle Ressourcen

3.2.1 Familienbetriebseinkommen

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Farm income*⁴

Kurzbeschreibung: Familienbetriebseinkommen bzw. Entwicklung des Familienbetriebseinkommens im Vergleich zum Basisjahr.

Maßeinheit: US \$, %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Das Familienbetriebseinkommen ist ein wichtiger Einflussfaktor für die Managemententscheidungen auf Betriebsebene und steht neben den Privatentnahmen zur Tilgung von Fremdkapital und für Investitionen zur Verfügung. Bei diesem Indikator wird davon ausgegangen, dass Betriebe, die sich in einer schwierigen wirtschaftlichen Lage befinden, dazu tendieren, ihre natürlichen Ressourcen in nicht-nachhaltiger Weise „auszubeuten“, um ihre Existenz zu sichern. Auch im Hinblick auf umweltrelevante Investitionen, wie z. B. Ausgaben für umweltschonende Technologien bzw. Betriebsmittel, wird angenommen, dass diese eher von wirtschaftlich erfolgreichen Betrieben getätigt werden können.

Im Ergebnis resultieren diese Überlegungen darin, dass ein steigendes Familienbetriebseinkommen im Hinblick auf die Umweltwirkungen der Landwirtschaft positiv interpretiert wird.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: -

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Die Berechnung des Familienbetriebseinkommen erfolgt durch Summierung der Erlöse aus der Pflanzen- und Tierproduktion, Einkommenstransfers und

⁴ Die OECD-Bezeichnung entspricht auf europäischer Ebene (gemäß der Definition des Internationalen Netzes landwirtschaftlicher Buchführungsbetriebe – INLB) dem Begriff „*family farm income*“ (Familienbetriebseinkommen).

weiteren Erträgen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten, abzüglich sämtlicher Ausgaben, bezogen auf die Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe.

$$LE_{\square} = \frac{UE_{\square} - A_{\square}}{LB_{\text{gesamt}\square}} \quad LE = \frac{(UE_{PP} + UE_{TP} + UE_{\text{sonst}} + S) - (A_{\text{Mat}} + A_{\text{Pers}} + A_{\text{Ab}} + A_{\text{sonst}})}{LB_{\text{gesamt}}}$$

mit:

LE : Familienbetriebseinkommen

UE : Umsatzerlöse

A : Aufwendungen

UE_{PP} : Umsatzerlöse aus der Pflanzenproduktion einschließlich Obst und Wein

UE_{TP} : Umsatzerlöse aus der Tierproduktion

UE_{sonst} : sonstige Erträge aus landwirtschaftlichen Aktivitäten (Bestandsveränderungen, Pächterträge etc.)

S : Subventionen (Preisausgleichszahlungen, Tierprämien etc.)

A_{Mat} : Materialaufwand

A_{Pers} : Personalaufwand

A_{Ab} : Abschreibungen

A_{sonst} : sonstige betriebliche Aufwendungen (Zinsen, Steuern etc.)

Die Veränderung des Familienbetriebseinkommens im Vergleich zu einem Basisjahr bzw. einer Basisperiode wird wie folgt berechnet:

$$LE_{\text{Ent}\square} = \frac{LE_{i\square}}{LE_{\text{BJ}\square}} - 1$$

mit:

LE_{Ent} : Familienbetriebseinkommen

LE_i : Familienbetriebseinkommen im Jahr i

LE_{BJ} : Familienbetriebseinkommen im Basisjahr bzw. in der Basisperiode

Differenzierung: -

Alternativen: Haushaltseinkommen (Einkommen aus landwirtschaftlichen und außerlandwirtschaftlichen Aktivitäten)⁵

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Zwar sind betriebliche Entscheidungen vom landwirtschaftlichen Einkommen abhängig, eine direkte kausale Beziehung zwischen Betriebseinkommen und den Umweltwirkungen der Agrarproduktion lässt sich jedoch nicht herstellen. So können Landwirtschaftsbetriebe beispielsweise trotz oder aufgrund (aktiv betriebener) Ressourcenausbeutung und -degradation zumindest kurz- bis mittelfristig profitabel bleiben.

Während bei einer einzelbetrieblichen Betrachtung eine Verschlechterung der wirtschaftlichen Situation mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer verhaltenen Investitionstätigkeit – auch im Umweltbereich – führt, sind solche Aussagen bei einer nationalen Durchschnittsbetrachtung kaum möglich. Außerdem kann eine Verringerung des Einkommens auch zu einem sparsameren Umgang mit Dünger und Pflanzenschutzmitteln führen und so potentiell negative Umwelteffekte reduzieren.

Für die von der OECD intendierte Abbildung der Liquidität, die für Investitionen in umweltfreundliche Technologien genutzt werden kann, wäre das verfügbare Haushaltseinkommen, also die Einbeziehung außerlandwirtschaftlicher Einkommensquellen, ebenfalls eine relevante Bezugsgröße.

DATENVERFÜGBARKEIT**Quelle:**

Kommission der Europäischen Gemeinschaften: INLB-Standardergebnisse,

BMVEL: Buchführungsergebnisse der Testbetriebe: Ergänzung zum Ernährungs- und agrarpolitischen Bericht der Bundesregierung. Anstelle des Begriffs „Familienbetriebseinkommen“ wird hier der Begriff „Gewinn“ bzw. um die Besonderheiten der neuen Rechtsformen und Organisationsformen (z. B. Juristische Personen) zu berücksichtigen der Begriff „Jahresüberschuss plus Personalaufwand“ verwendet.“

Verfügbarkeit: jährlich

Erhebungsebene: einzelbetrieblich

⁵ Allerdings wurden die entsprechenden Erhebungen des Statistischen Bundesamtes 1994 eingestellt, so dass keine aktuelle Datenbasis für diesen Indikator existiert.

Aussageebene: bundeslandebene, national

Qualität: Repräsentative Stichprobe

3.2.2 Verwandte Indikatoren

Neben dem Betriebseinkommen werden von der OECD (2001) im Kapitel „Finanzielle Ressourcen“ zwei weitere Indikatoren als „*related information*“ vorgeschlagen, die kurz erläutert werden sollen:

Staatliche und private Ausgaben für den Agrarumweltbereich sollen landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen verändern (z. B. Umstellung auf ökologischen Landbau), umweltrelevante Investitionen finanzieren (Biogas-Anlagen, Exaktausbringungs-Gülle-technik, etc.) oder Umweltleistungen zur Verfügung stellen (z. B. Biotoppflege). Öffentliche Ausgaben umfassen staatliche Ausgaben oder solche der Bundesländer, private Ausgaben die von Interessensgruppen, Wasserwerken, Landwirten und Firmen. Die Entwicklung der Ausgaben für den Agrarumweltbereich wird auf ein Basisjahr indiziert, um im internationalen Vergleich die Entwicklung und nicht die absolute Höhe der Ausgaben in den Vordergrund zu stellen.

Der Indikator zeigt die Veränderung des politischen und öffentlichen Interesses an den Umweltwirkungen der Landwirtschaft, der Vermeidung negativer Umweltwirkungen bzw. der Bereitstellung von Umweltleistungen. Grundsätzlich ist eine gute finanzielle Ausstattung die Voraussetzung für eine Reihe von Agrarumweltmaßnahmen. Allerdings muss eine Steigerung der Ausgaben nicht zwangsläufig zu einer Verbesserung des Umweltzustandes führen, da zwischen Ausgabenhöhe und Wirksamkeit von Agrarumweltmaßnahmen keine enge Beziehung besteht (eine Maßnahme, für die 50 Mio. € bereitgestellt werden, muss nicht zwangsläufig eine bessere Umweltwirkung aufweisen als eine Maßnahme, deren Volumen bei 30 Mio. € liegt). Die Ausgestaltung, Akzeptanz und Implementierung sind weitere wichtige, den Erfolg einer Maßnahme beeinflussende Faktoren.

Während Angaben zu den Ausgaben staatlicher, EU-kofinanzierter Agrarumweltmaßnahmen auf Bundesland- und nationaler Ebene vorliegen, werden darüber hinausgehende öffentlich finanzierte Programme und Projekte (bspw. auf Bezirks- oder Kreisebene) ebenso wie die Maßnahmen und Ausgaben privater Träger nicht statistisch erfasst und lassen sich nur über aufwändige Einzelabfragen ermitteln.

Der Anteil der Ausgaben für agrarumweltspezifische Forschungsvorhaben an der gesamten Agrarforschung soll Aufschluss über die Schwerpunktsetzung der privaten und öffentlichen Forschung geben. Wird z. B. nur ein minimaler Anteil der Forschungsausgaben im Agrarbereich für Umweltvorhaben genutzt, während der Hauptteil für For-

schungsprojekte zur Produktionssteigerung (z. B. ertrags- bzw. leistungssteigernde Tier- und Pflanzenzüchtung) vorgesehen ist, so liegt die Schlussfolgerung nahe, dass den Umweltwirkungen der Landwirtschaft nur eine geringe Bedeutung zugemessen wird.

Obgleich kein direkter Zusammenhang zwischen Indikator und den Umweltwirkungen der Landwirtschaft besteht, sind Forschung und Entwicklung essenziell, um beispielsweise technischen Fortschritt im Umweltbereich zu forcieren, aber auch, um die noch vielfach ungeklärten Interaktionen zwischen dem Naturhaushalt und der Agrarwirtschaft aufzudecken. Allerdings sagen die Ausgaben wenig darüber aus, ob in den relevanten Gebieten geforscht wird, wie die Qualität der Forschung einzuschätzen ist oder ob die Ergebnisse in der Praxis angewandt werden können.

Daten über Ausgaben für umweltrelevante Forschung im Agrarbereich werden in Deutschland nicht statistisch erhoben. Notwendige Voraussetzung für die aufwändige Datenerhebung, bei der Universitäten, Forschungsanstalten und -institute des Bundes und der Länder sowie eine Vielzahl privater Träger erfasst werden müssten, wäre eine präzise Abgrenzung des Begriffs „agrarumweltspezifisch“.

3.3 Betriebliches Management

3.3.1 Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne⁶

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Environmental whole farm management plans*

Kurze Definition: Anteil der Betriebe bzw. Anteil der Fläche mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force, response*

Aussage/Zweck des Indikators: Die Anwendung gesamtbetrieblicher Umweltmanagementpläne ist ein Indikator für das Umweltverhalten der Landwirte und soll für eine möglichst umweltschonende Bewirtschaftung in allen Betriebsbereichen sorgen.

Je größer die Fläche, die unter solchen Bewirtschaftungsplänen steht, umso größer ist der angenommene Nutzen für die Umwelt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: N-Bilanz, Pflanzenschutzmittelrisiko

Ziele, Grenzwerte etc.: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Das Konzept „Gesamtbetrieblicher Umweltmanagementplan“ wird von der OECD nicht explizit definiert. Daher werden in „Environmental Indicators, Methods and Results“ (OECD, 2001) von verschiedenen Staaten unterschiedliche Auslegungen präsentiert. Neben der Fläche unter Agrarumweltmaßnahmen werden ISO 14000 ff., zertifizierte Betriebe, Betriebe bzw. Flächen des ökologischen Landbaus sowie Betriebe mit integriertem Pflanzenschutz angegeben.

⁶ In Deutschland werden neben dem Umweltmanagementplan die Begriffe Umweltmanagementsystem, Umweltbewertungssystem und Umweltbewertungsplan oft synonym verwendet. Eine klare Abgrenzung existiert bislang nicht. Als mögliches Unterscheidungsmerkmal könnten die unterschiedlichen Ausgestaltungen dienen: bei Managementplänen und –systemen liegt der Schwerpunkt in der internen betrieblichen Beratung, während Bewertungssysteme und –pläne oft eine stärkere Ausrichtung auf die Kommunikation der betrieblichen Umweltwirkungen nach Außen haben.

Berechnungsmethode: Quotient aus der Anzahl der Betriebe bzw. aus dem Flächenumfang mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen und gesamter Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe bzw. der Gesamtfläche:

$$A_{B_{UMP}} = \frac{B_{UMP}}{B_{gesamt}}, \quad A_{F_{UMP}} = \frac{F_{UMP}}{LF_{gesamt}}$$

mit:

- $A_{B_{UMP}}$: Anteil Betriebe mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen
 B_{UMP} : Anzahl der Betriebe mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen
 B_{gesamt} : Gesamtzahl der landwirtschaftlichen Betriebe
 $A_{F_{UMP}}$: Flächenanteil mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen
 F_{UMP} : Fläche mit gesamtbetrieblichen Umweltmanagementplänen in ha
 LF_{gesamt} : gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha

Bisherige Auslegungen und Optionen für eine Operationalisierung des Indikators:

- Anteil der nach DIN EN ISO 14000 ff. und VO (EG) Nr. 761/2001⁷ durch ein Öko-Audit zertifizierten Betriebe bzw. Flächen
- Anteil der Betriebe bzw. Flächen, die integrierten Landbau betreiben
- Anteil der Betriebe bzw. Flächen des ökologischen Landbaus (wird als eigenständiger Indikator im Kapitel Farm Management und im Kapitel Habitate aufgeführt)
- Anteil der Betriebe bzw. Flächen mit gesamtbetrieblichen Agrarumweltmaßnahmen
- Teilnahme an einzelbetrieblichen Umweltbewertungssystemen wie KUL/USL (Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung/Umweltsicherungssystem Landwirtschaft) oder REPRO⁸

Alternativen: s.o.

Differenzierung: Regionalisierte Darstellung nach Bundesländern

⁷ Seit dem 27. April 2001 können landwirtschaftliche Betriebe ein Öko-Audit nach VO (EG) Nr. 761/2001 über die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS) durchführen.

⁸ Für eine Darstellung der genannten Systeme siehe z. B. Vetter (2002), Hülsbergen et al. (2001), Odening et al. (2000), Geier und Köpke (2000), Diepenbrock et al. (1997).

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Je nachdem, welche Auslegung verwendet wird, ergeben sich unterschiedliche Aussagen des Indikators:

Öko-Audit: Eine Aussage über die Umweltwirkung von Betrieben lässt sich über eine Teilnahme an einem Audit-Verfahren wie ISO 14000 ff. oder VO (EG) Nr. 761/2001 nicht direkt ableiten. Grundsätzlich können an diesem Verfahren alle Betriebe teilnehmen, die nicht gegen geltendes Umweltrecht verstoßen. Das Audit steht daher sowohl Betrieben offen, deren Bewirtschaftungsformen Umweltbelastungen hervorrufen als auch Unternehmen, die umweltschonend wirtschaften. Da ein Kriterium für die Teilnahme das Ziel ist, die Umweltleistung des Betriebs kontinuierlich zu verbessern, kann aber von einem erhöhten Umweltbewusstsein der Betriebsleiter ausgegangen werden, welches sich in den Umweltwirkungen des Betriebs widerspiegeln dürfte.

EU-Öko-Audit und ISO 14000 ff. gelten aufgrund der vorgeschriebenen Verfahrensabläufe und Anforderungen als nur für landwirtschaftliche Vollerwerbsbetriebe, die über angestellte Mitarbeiter und eine gewisse Delegationsstruktur verfügen, für sinnvoll und umsetzbar. Daher wird bei einer Verwendung dieses Indikators immer nur ein kleinerer Teil der landwirtschaftlichen Betriebe potenziell für die Zertifizierung in Frage kommen. Nach Experteneinschätzung⁹ machen diese Betriebe ca. 10 % der LF aus.

Integrierter Landbau: Die Umweltwirkung des integrierten Landbaus ist in starkem Maße von den im Rahmen dieses Konzepts definierten Handlungsempfehlungen sowie deren Umsetzung abhängig. Solange kein festes Set von kontrollierbaren Kriterien existiert, können die Umweltwirkungen des integrierten Landbaus nur im Einzelfall anhand von spezifischen Untersuchungen bewertet werden.

Ökologischer Landbau: Siehe Darstellung zum Indikator „Ökologischer Landbau“.

Gesamtbetriebliche Managementpläne im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen: Von den Bundesländern werden im Rahmen der Agrarumweltprogramme keine Maßnahmen angeboten, die als Voraussetzung für eine Förderung einen gesamtbetrieblichen Managementplan vorschreiben.

Teilnahme an einzelbetrieblichen Umweltbewertungssystemen: In Deutschland existiert bislang kein bundesweit umgesetztes, allgemein anerkanntes betriebliches Umweltbewertungsverfahren. Die Ansätze unterscheiden sich z. B. in ihren Umweltzielen, Bezugsgrößen (teils schlagbezogen, teils auf Betriebsebene einsetzbar) und Konditionen (kosten-

⁹ Edmund A. Spindler, Vorsitzender des Fachausschusses „Agrar- und Ernährungswirtschaft“ im Verband für nachhaltiges Umweltmanagement (VNU), Telefongespräch vom 14.01.2002.

frei bzw. zahlungspflichtig). Eine Grundvoraussetzung für eine Verwendung der Umweltbewertungssysteme als Operationalisierung des Indikators „Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne“ ist damit nicht erfüllt. Auch das im Rahmen der 2003 beschlossenen Agrarreform der GAP einzuführende Betriebsberatungssystem wird in dieser Hinsicht keine substantielle Veränderung bringen. In Deutschland sollen Betriebsberatungssysteme zwar bereits 2004 angeboten und im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ gefördert werden. Einheitliche Standards sind jedoch nicht vorgesehen.

DATENVERFÜGBARKEIT

	Quelle	Verfügbarkeit	Erhebungsebene	Aussageebene	Qualität
ISO 14000 ff Öko-Audit	Ein nationales Register der zertifizierten Unternehmen existiert nicht. Daten zu den zertifizierten Unternehmen lassen sich daher nur über Einzelanfragen bei den akkreditierten Zertifizierungsunternehmen erfragen ¹⁾				
EU-Öko-Audit (EMAS II)	Deutscher Industrie- und Handelskammertag Bonn	Datenbank aller zertifizierten Betriebe nach Branchen (Ernäh- rungsgewerbe, aber keine Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe...) ab 2001 landw. Betriebe	Einzelbetriebliche Meldung	nach Sektoren, national	Totalerhebung
Integrierter Landbau	Da bisher keine anerkannten Richtlinien und Kontrollen für den Integrierten Landbau existieren, gibt es große Unterschiede über das Verständnis von diesem Verfahren und der Einschätzung über den bereits erreichten Grad der Umsetzung in die Landwirtschaft. Grundsätzlich wäre analog zum Indikator "Anteil der Fläche unter integriertem Pflanzenschutz", eine Einordnung von Betrieben in unterschiedliche Umsetzungsintensitäten anhand einer Kriterienliste möglich. Die Datengewinnung müsste allerdings anhand von Betriebshebungen erfolgen.				
Ökologischer Landbau	Siehe Angaben zur Datenverfügbarkeit des Indikators „Ökologischer Landbau“ auf Seite 27				
Einzelbetriebliche Umweltbewertungssysteme - KUL	Thüringische Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL)	Angaben zu teilnehmenden Betrieben können bei der TLL abgefragt werden	Einzelbetriebliche Meldung	einzelbetrieblich, Bundeslandebene, national	alle teilnehmenden Betriebe werden erfasst
Einzelbetriebliche Umweltbewertungssysteme - REPRO	Institut für Acker- und Pflanzenbau Landwirtschaftliche Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg	Angaben zu teilnehmenden Betrieben können beim Institut für Acker- und Pflanzenbau abgefragt werden	Einzelbetriebliche Meldung	einzelbetrieblich, Bundeslandebene, national	alle teilnehmenden Betriebe werden erfasst

1) Die Akkreditierung erfolgt über den deutschen Akkreditierungsrat (EMAS und ISO) bzw. die Trägergemeinschaft für Akkreditierung, (diese weist in der Kategorie „Land- und Forstwirtschaft, Fischerei und Fischzucht“ 10 Firmen aus).

3.3.2 Ökologischer Landbau

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Organic farming

Kurze Definition: Anteil des ökologischen Landbaus an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche bzw. an der Gesamtzahl der Betriebe

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force, response*

Aussage/Zweck des Indikators: Ökologisch bewirtschaftete Betriebe weisen in einer Reihe von Umweltbereichen Vorzüge gegenüber konventionell und integriert bewirtschafteten Betrieben auf. Durch geringere Viehbesatzdichten, vergleichsweise weitere Fruchtfolgen, Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger sowie begrenzten Kraftfutterzukauf wird eine umweltschonende Wirtschaftsweise betrieben, die im Hinblick auf viele Schutzgüter der Umweltpolitik positiv zu beurteilen ist. Beispiele sind die i. d. R. geringeren Nährstoffemissionen, keine Belastung durch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel sowie die vergleichsweise höhere biologische Vielfalt und der positive Beitrag zum Erhalt der Kulturlandschaft.

Je höher der Anteil des ökologischen Landbaus, desto größer ist der angenommene Nutzen für Natur und Umwelt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: N-Bilanz, Pflanzenschutzmittelrisiko, Alternative Pflanzenschutzmittel, Indikatoren zur Vielfalt nationaler Kulturpflanzensorten und Nutztierassen, Vielfalt wildlebender Arten, Landnutzungsmuster und Landschaftstypologie

Ziele, Grenzwerte etc.: Es liegen keine naturwissenschaftlich begründeten Richtwerte vor. Allerdings wird in mehreren europäischen Staaten die ökologische Bewirtschaftung eines bestimmten Anteils der LF als politisches Ziel definiert. Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung ist es, den Anteil des ökologischen Landbaus in 10 Jahren auf 20% zu erhöhen (Bundesregierung, 2002).

BERECHNUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Ökologisch wirtschaftende Betriebe verpflichten sich, nach den Richtlinien der europäischen Verordnung VO (EWG) 2092/91 („EG-Öko-Verordnung“) zu wirtschaften. Bio-Betriebe können sich außerdem nationalen Anbauverbänden anschließen (diese existierten bereits vor der EG-Öko-Verordnung). Die Richtlinien dieser Verbände gehen in einigen Punkten über die gesetzlichen Regelungen der EG-Öko-Verordnung hinaus.

Berechnungsmethode: Quotient aus der Zahl der ökologisch bewirtschafteten Betriebe bzw. dem Umfang der ökologisch bewirtschafteten Flächen und der gesamten Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe bzw. der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche:

$$A_{B_{\text{öko}}} = \frac{B_{\text{öko}}}{B_{\text{gesamt}}}$$

$$A_{F_{\text{öko}}} = \frac{F_{\text{öko}}}{LF_{\text{gesamt}}}$$

mit:

- $A_{B_{\text{öko}}}$: Anteil ökologisch wirtschaftender Betriebe
 $B_{\text{öko}}$: Anzahl ökologisch wirtschaftender Betriebe
 B_{gesamt} : Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe
 $A_{F_{\text{öko}}}$: Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen
 $F_{\text{öko}}$: Ökologisch bewirtschaftete Flächen in ha
 LF_{gesamt} : Gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha

Alternativen: Als ergänzende Information kann die Gesamtfläche, bzw. Gesamtzahl ökologisch wirtschaftender Betriebe dienen.

Differenzierung: Regionale Differenzierung nach Bundesländern

AUSSAGEFÄHIGKEIT

In einer Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen konnte belegt werden, dass der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung als vergleichsweise umweltfreundlicher einzustufen ist (Stolze et al., 2000). Allerdings ist es nicht möglich, anhand dieses Indikators die Umweltleistung in einem ganz speziellen Umweltmedium/Problembereich darzustellen.

Für die effektive Umweltwirkung einer Ausdehnung des ökologischen Landbaus ist die vorherige Nutzungsintensität der umgestellten Flächen von Bedeutung. Bei bereits vor der Umstellung extensiv bewirtschafteten Flächen wird das Ausmaß der positiven Umweltwirkung geringer ausfallen, als bei Flächen/Betrieben die z. B. durch hohe Tierbestandsdichten, hohe Nährstoffüberschüsse und eine hohe Pflanzenschutzintensität gekennzeichnet waren.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: Daten zur Fläche und zu Betrieben des ökologischen Landbaus nach VO (EWG) 2092/91 werden von den Kontrollbehörden an die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) weitergegeben und dort zusammengeführt. Auch die Stiftung Ökologie und Landbau (SÖL) stellt auf ihrer Internetseite seit einigen Jahren aktuelle Daten der

nach VO (EWG) 2092/91 bereit. Angaben zu den verbandsgebundenen Flächen und Betrieben werden von den jeweiligen Anbauverbänden und vom Dachverband (früher Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau - AGÖL, jetzt Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft - BÖLW) veröffentlicht. Im Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten werden Angaben zu verbandsgebundenen- (bis zum Jahr 2000) und nach VO (EWG) 2092/91 bewirtschafteten Flächen seit 1996 veröffentlicht.

Verfügbarkeit: Daten zum ökologischen Landbau existieren für Deutschland seit 1978. Erst seit 1993 werden die Flächen, die gemäß VO (EWG) 2092/91 bewirtschaftet werden, erhoben. Vorher wurden verbandsgebundene Flächen und Betriebe von den Anbauverbänden erfasst, wobei zu Betrieben die zwar nach den ökologischen Richtlinien wirtschafteten, sich aber aufgrund der konventionellen Vermarktung ihrer Produkte nicht zertifizieren ließen, keine Angaben vorliegen. Von 1989 bis 1992 liegen Daten zu der im Extensivierungsprogramm nach VO (EWG) 4115/88 geförderte Fläche vor. Seit 1999 werden Flächen und Betriebe des ökologischen Landbaus auch im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung des Statistischen Bundesamtes im zwei-jährigen Turnus erfasst. Die Daten sind allerdings nur bedingt mit den Angaben zu den gemäß VO (EWG) 2092/91 bewirtschafteten Flächen vergleichbar, da Unterschiede im Erhebungszeitpunkt und Berichtskreis bestehen. Die Agrarstrukturerhebung wird im Mai durchgeführt, die EU kumuliert bis zum 31. Dezember alle Meldungen eines Jahres. Außerdem werden im Rahmen der Agrarstrukturerhebung Betriebe mit weniger als 2 ha LF (für Sonderkulturen gelten geringere Flächenumfänge) bzw. einem bestimmten Mindestbestand an Tieren nicht berücksichtigt (Blumöhr, 2002).

Erhebungsebene: einzelbetrieblich

Aussageebene: Bundesländerebene

Qualität: Grundsätzlich basieren die Daten zum ökologischen Landbau aufgrund der für die ökologische Vermarktung notwendigen Zertifizierungsverfahren auf Totalerhebungen. Allerdings bezog sich die Verordnung VO (EWG) 2092/91 bis zum Jahr 1998 ausschließlich auf den Pflanzenbau, so dass auf Tierproduktion spezialisierte Öko-Betriebe, die sich zum Teil ausschließlich von nationalen Verbänden zertifizieren ließen, in die Datenbasis der VO (EWG) 2092/91-Flächen von vor 1998 nicht einbezogen sind. Ergänzend können für diesen Zeitraum die Angaben der Anbauverbände herangezogen werden, wobei eine Überlappung der VO (EWG) 2092/91 und der Verbands-Betriebe nicht ausgeschlossen werden kann.

3.3.3 Nährstoffmanagementpläne

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Nutrient management plans

Kurzbeschreibung: Anteil der Betriebe oder Anteil landwirtschaftlich genutzter Fläche mit Nährstoffmanagementplänen

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: Driving force

Aussage/Zweck des Indikators: Die Landwirtschaft gilt als Hauptverursacher für Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer und in das Grundwasser (BMU, 2001) sowie für die versauernd und eutrophierend wirkenden NH_3 Emissionen. Durch eine zeit- und bedarfsgerechte Nährstoffversorgung der Kulturen kann neben der Minimierung von Umweltrisiken, die von einer unsachgemäßen Düngenanwendung ausgehen, auch ein ökonomisch sinnvoller Umgang mit Pflanzennährstoffen erreicht werden. Die Erstellung und Umsetzung von Nährstoffmanagementplänen (die bspw. auch Fruchtfolgeaspekte berücksichtigen können) begünstigt den sorgfältigen Einsatz von Düngemitteln.

Diesem Indikator liegt die Annahme zu Grunde, dass die potenziellen Umweltbeeinträchtigungen infolge unsachgemäßer Düngung umso geringer sind, je größer die Fläche ist, die unter Nährstoffmanagementplänen bewirtschaftet wird.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: N-Effizienz, N-Bilanz, N und P in Oberflächen- und Grundwasser

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Nährstoffmanagementpläne enthalten laut OECD (2001) üblicherweise Anweisungen über:

- Perioden, in denen die Ausbringung von Dünger unzweckmäßig ist,
- die Düngenanwendung auf Steilhängen,
- die Düngerausbringung auf wassergesättigtem, gefrorenem oder schneebedecktem Boden,
- die Ausbringung in der Nähe von Gewässern,

- Kapazitäten und Bedingungen für die Lagerung von Wirtschaftsdüngern und Silage,

Ferner sind meist wasserschutzrelevante Anforderungen berücksichtigt hinsichtlich:

- der Ausbringungsmengen und -technik von Mineral- und Wirtschaftsdüngern,
- der Gewährleistung einer Bodenbedeckung in Zeiträumen mit erhöhter Nitratauswaschungsgefahr,
- der Erstellung einzelbetrieblicher Düngungspläne und einer Aufzeichnung der Düngenanwendung,
- der Verhinderung von oberflächlichen Einträgen und von Auswaschung bei der Bewässerung.

Darüber hinaus sind häufig Elemente zur Gestaltung der Anbausysteme (Dauerkulturannteil, Fruchtfolge) integriert.

In Deutschland ist ein Großteil der Kriterien für Nährstoffmanagementpläne in der Düngerverordnung geregelt und durch die „gute fachliche Praxis“ definiert. Damit wird faktisch jeder Betrieb zu einer Art „Nährstoffmanagementplan“ verpflichtet. Eine Operationalisierung des Indikators ließe sich durch repräsentative Kontrollen der Umsetzung der Bestimmungen der DüngeVO realisieren. Dabei könnte, in Abhängigkeit vom Umsetzungsgrad, eine Angabe zur Realisierung von „Nährstoffmanagementplänen“ erreicht werden.

Berechnungsmethode: Quotient aus der Anzahl der Betriebe bzw. der Fläche mit Nährstoffmanagementplänen und der Gesamtzahl der Betriebe bzw. der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche.

$$A_{B_{NMP}} = \frac{B_{NMP}}{B_{gesamt}}$$

$$A_{F_{NMP}} = \frac{F_{NMP}}{LF_{gesamt}}$$

mit:

$A_{B_{NMP}}$: Anteil Betriebe mit Nährstoffmanagementplänen

B_{NMP} : Anzahl Betriebe mit Nährstoffmanagementplänen

B_{gesamt} : Gesamtzahl der landwirtschaftlichen Betriebe

$A_{F_{NMP}}$: Anteil der Fläche mit Nährstoffmanagementplänen

F_{NMP} : Anhand von Nährstoffmanagementplänen bewirtschaftete Fläche in ha

LF_{gesamt} : Gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha

Differenzierung: -

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Dieser Indikator soll die Verbreitung umweltverträglicher Wirtschaftsweisen in der landwirtschaftlichen Praxis bzw. die Existenz rechtlicher Rahmenbedingungen und staatlicher Handlungsempfehlungen widerspiegeln.

Der Begriff „Nährstoffmanagementplan“ wird von der OECD jedoch nicht hinreichend abgegrenzt, so dass der Indikator lediglich eine Sammlung von Einzelregelungen und -empfehlungen darstellt. Dadurch

- hängt die zu erwartende Umweltwirkung von Nährstoffmanagementplänen in starkem Maße davon ab, welche und wie viele der aufgelisteten Kriterien einbezogen werden,
- sind internationale Vergleiche, die auf einer einheitlichen Definition des Begriffs „Nährstoffmanagementplan“ beruhen müssten, kaum möglich.

DATENVERFÜGBARKEIT

Durch die fehlende Operationalisierung des Indikators ist der Datenbedarf und damit die Datenverfügbarkeit für eine international vergleichende Darstellung des Indikators nicht abzuschätzen.

3.3.4 Bodenuntersuchungen

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Soil tests*

Kurzbeschreibung: Häufigkeit der Durchführung von Bodenuntersuchungen, ausgedrückt als der Anteil der Betriebe, die in unterschiedlichen zeitlichen Abständen Standardbodenuntersuchungen durchführen lassen, oder als Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, auf der Bodenuntersuchungen durchgeführt wurden.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Pflanzennährstoffe, die nicht von der Pflanze aufgenommen oder im Boden gespeichert werden, gelangen in die Atmosphäre oder in das Oberflächen- und/oder Grundwasser und können dort negative Umwelteffekte auslösen bzw. verstärken (siehe auch Stickstoffbilanz).

Informationen über die Versorgung des Bodens mit Pflanzennährstoffen sind Voraussetzung für eine umweltverträgliche Düngung. Zusammen mit den prognostizierten Entzügen durch die angebaute Feldfrucht kann die benötigte Düngermenge für jeden Nährstoff abgeschätzt werden.

Je mehr Betriebe Bodenuntersuchungen durchführen, desto besser ist ihr durchschnittlicher Informationsstand über den Düngebedarf der Fläche, woraus ein reduziertes Risiko für Nährstoffausträge abgeleitet werden kann.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Nährstoffbilanzen, Nährstoffmanagementpläne, Nährstoffgehalte in Oberflächen- und Grundwasser

Ziel-, Grenzwerte: Vorgaben aus der deutschen Düngeverordnung - DVO (§ 4 Abs. 2 Satz 1 Nr. 1 oder Nr. 2 oder Abs. 3 oder § 8 Abs. 3): Bodenuntersuchungen zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalts (N_{\min}) sind jährlich durchzuführen, können aber auch durch Beratung oder die Verwendung von vergleichbaren Untersuchungsergebnissen ersetzt werden. Auf P und K sind einmal im Rahmen der Rotation einer Fruchtfolge, aber mindestens alle sechs Jahre (auf extensivem Dauergrünland alle neun Jahre), Bodenuntersuchungen durchzuführen.

BERECHNUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Bodenuntersuchungen werden von landwirtschaftlichen Betrieben zur Ermittlung der Versorgung der Böden mit unterschiedlichen Pflanzennährstoffen in Auftrag gegeben. Neben den oft als Standarduntersuchungen bezeichneten Phosphor-, Kalium- und pH-Analysen werden unter anderem die Gehalte an mineralischem Stickstoff (N_{\min}), aber auch an Magnesium und Spurenelementen ermittelt.

Berechnungsmethode: Frequenz der Bodenuntersuchungen, bezogen auf den Anteil der Betriebe oder den Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche:

$$A_i \square B_{BU} = \frac{B_{i \square BU}}{B_{gesamt}}$$

$$A \square F_{BU} = \frac{F_{BU}}{LF_{gesamt}}$$

mit:

$A_i \square B_{BU}$: Anteil Betriebe, die mit einer Frequenz von i Bodenuntersuchungen durchführen

i : Frequenz der Bodenuntersuchungen; $i = 1, 2, 3, \dots$ Jahre

B_{iBU} :	Anzahl der Betriebe, die mit der Frequenz i auf ihren Flächen Bodenuntersuchungen durchgeführt haben
B_{gesamt} :	Gesamtzahl der Betriebe
A_{FBU} :	Anteil der Fläche, auf der Bodenuntersuchungen durchgeführt wurden
F_{BU} :	Landwirtschaftlich genutzte Fläche, auf der Bodenuntersuchungen durchgeführt wurden
LF_{gesamt} :	Gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche

Differenzierung:

- Einteilung in jährliche Untersuchungen und Untersuchungen in Intervallen (jährlich, zwei bis drei Jahre, vier bis fünf Jahre und über fünf Jahre)
- nach untersuchtem Pflanzennährstoff (N_{min} , Standarduntersuchung: P, K, pH)
- nach Acker-, Grünland- und Dauerkulturfläche

Alternativen: Nährstoffversorgung für Phosphor und Kalium von Acker- und Grünland in Gehaltsstufen (A - E)

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Bodenuntersuchungen sind eine notwendige Voraussetzung für ein Nährstoffmanagement, das eine optimale Nährstoffversorgung der Pflanzen gewährleistet und Nährstoffausträge minimiert. Es kann davon ausgegangen werden, dass eine positive Beziehung zwischen Bodenbeprobung und „gutem“ Nährstoffmanagement besteht.

Die Entwicklung der Häufigkeit von Bodenuntersuchungen gibt einen Eindruck über das Interesse und Problembewusstsein der Landwirte bzw. die Schaffung und Implementierung rechtlicher Vorgaben. Anhand des Indikators kann allerdings nicht bewertet werden, inwiefern das sonstige Nährstoffmanagement den Anforderungen an eine umweltschonende Bewirtschaftung (Beachtung von Düngungsempfehlungen, etc.) gerecht wird.

DATENVERFÜGBARKEIT

Daten zur Häufigkeit von Bodenuntersuchungen werden in Deutschland nicht statistisch erhoben und ausgewertet.

3.3.5 Anwendung nichtchemischer Pflanzenschutzmethoden

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Use of non-chemical pest control methods

Kurzbeschreibung: Der Indikator wird von der OECD (2001) zwar als „Anwendung nichtchemischer Pflanzenschutzmethoden“ bezeichnet, beschränkt sich aber effektiv auf die Darstellung des Acker- und Dauerkultur-Flächenanteils, der nicht mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt wird (Branche, ökologischer Landbau, spezifische Agrarumweltmaßnahmen).

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Response, driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Mit dem Indikator soll die Anwendung alternativer Pflanzenschutzmaßnahmen (z. B. biologische und mechanische Pflanzenschutz- und Unkrautregulierungsverfahren, Fruchtfolgemassnahmen) abgeschätzt werden. Alternative Pflanzenschutzmaßnahmen gelten als unbedenklicher als konventionelle chemisch-synthetische Mittel im Hinblick auf:

- ihre Wirkungen auf die biologische Vielfalt wildlebender Pflanzen und Tiere,
- die Kontamination von Grund- und Oberflächengewässern und
- gesundheitsgefährdende Rückstände in Lebensmitteln.

Mit dem Indikator soll anhand der Angabe zur Fläche, die nicht mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt wird, eine Aussage über die Entwicklung alternativer Pflanzenschutzmaßnahmen getroffen werden. Je höher der Anteil der Fläche, der nicht mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt wird, umso größer ist die Bedeutung alternativer Pflanzenschutzmaßnahmen, und umso geringer ist das Risiko negativer Umweltwirkungen chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren, Pflanzenschutzmittelaufwandmenge

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Der Indikator wird wie folgt berechnet:

$$A_{\square} F_{\square}^{\text{ohnePSM}} = \frac{F_{\text{öko}\square} + F_{\text{AUP}\square} + F_{\text{Brache}\square}}{F_{\text{A}\square} + F_{\text{DK}\square}}$$

mit:

$A_{\square} F_{\square}^{\text{ohnePSM}}$: Anteil der Fläche (Acker- und Dauerkulturen), der nicht mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt wird

$F_{\text{öko}}$: Flächen (Ackerbau und Dauerkulturen) des ökologischem Landbaus in ha

F_{AUP} : Flächen unter Agrarumweltmaßnahmen, die einen Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel beinhalten, in ha

F_{Brache} : Brache und Stilllegungsflächen in ha

F_{A} : Ackerfläche in ha

F_{DK} : Dauerkulturfläche in ha

Grünlandflächen werden nicht einbezogen, da die Verwendung chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel im Grünland vergleichsweise unbedeutend ist.

Differenzierung: nach Bundesländern

Alternativen: Auf der Basis einer Länderbefragung aus den Jahren 1994 und 1998 (BMVEL, 2001) können Angaben über Flächen mit biologischer Schädlingsbekämpfung gemacht werden. Bei dieser Erhebung kann allerdings nicht davon ausgegangen werden, dass auf den erhobenen Flächen ausschließlich biologische Pflanzenschutzmaßnahmen angewandt wurden.

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Eine Abschätzung der Verbreitung alternativer Pflanzenschutzkonzepte im konventionellen Landbau ist anhand dieses Indikators nicht möglich. Der Indikator fragt lediglich ab, welche Flächenanteile nicht mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln behandelt werden. Ein Bezug zur Verbreitung nichtchemischer Pflanzenschutzverfahren kann aus dieser Information nicht abgeleitet werden. So können z. B. Unkräuter durchaus mechanisch bekämpft werden, während Pilzkrankheiten auf der gleichen Fläche chemisch bekämpft werden. Die im Titel geweckte Erwartung kann durch diesen Indikator daher nicht erfüllt werden. Hierfür wären Angaben zum Flächenumfang der entsprechenden Einzelverfahren notwendig.

Über die Flächen des ökologischen Landbaus, auf denen andere Pflanzenschutzkonzepte umgesetzt werden, lassen sich zwar Rückschlüsse auf die Verbreitung nicht-chemisch-

synthetischer Pflanzenschutzmaßnahmen treffen. Im Indikator „Ökologischer Landbau“ werden diese Flächen aber bereits dargestellt.

Da auf Flächen, auf denen keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel angewandt werden, auch keine der spezifischen negativen Umweltwirkungen zu erwarten sind, können die für diesen Indikator gewonnenen Angaben als ergänzende Informationsquelle (z. B. zusammen mit Pflanzenschutz-Risikoindikatoren) verwendet werden.

DATENVERFÜGBARKEIT

Für viele Flächen, auf denen keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden, existieren keine statistischen Angaben. So werden z. B. auch auf konventionell bewirtschafteten Flächen chemisch-synthetische Pflanzenschutzmaßnahmen unterlassen, weil z. B. der Krankheitsdruck gering ist bzw. die ökonomische Schadschwelle nicht erreicht wird.

	Ökologischer Landbau	Brache und Flächen-, stilllegung	Agrarumweltmaßnahme: Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel
Quelle	siehe Seiten 27 und 28	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 3.1.2	nicht veröffentlichte Angaben des BMVEL, Ref. 515
Verfügbarkeit		BML/BMVEL (Hrsg.): Statistisches über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Vierjährliche Totalerhebung, in den Zwischenjahren Repräsentativerhebung	jährlich
Erhebungsebene		einzelbetrieblich	einzelbetrieblich
Aussagenebene		Bundeslandebene	Bundeslandebene
Qualität		Totalerhebung	Totalerhebung

3.3.6 Integrierter Pflanzenschutz

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Use of integrated pest management

Kurzbeschreibung: Anteil der Fläche, die nach den Kriterien des integrierten Pflanzenschutzes (IPS) bewirtschaftet wird.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: Driving force

Aussage/Zweck des Indikators: Durch den Einsatz von resistenten Sorten, angepassten Anbauverfahren, Anwendung von Schadschwellen, biologischer Schädlingsbekämpfung, etc. soll im IPS die Anwendung chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel auf des „notwendige Maß“ reduziert werden. Der Indikator basiert auf der Annahme, dass integrierte Verfahren geringere Umweltrisiken bergen als konventionelle Methoden des Pflanzenschutzes.

Je mehr Flächen nach den Kriterien des integrierten Pflanzenschutzes bewirtschaftet werden, umso geringer wird das Risiko von pflanzenschutzmittelbedingter Umweltschäden eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Pflanzenschutzmittel-Anwendungsmenge, Pflanzenschutzmittelrisiko

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Der integrierte Pflanzenschutz stellt ein flexibles, auf einzel-fallbezogene Empfehlungen basierendes Pflanzenschutzkonzept dar, bei dem der Landwirt grundsätzlich keine vertragliche Bindung eingehen muss. Viele von den Anbauverbänden entwickelte Richtlinien des kontrollierten integrierten Anbaus (z. B. Obst, Wein, Hopfen, Gemüse, Zierpflanzen, verschiedene Ackerbaukulturen) sehen allerdings IPS Maßnahmen als Bestandteil des integrierten Konzeptes vor. Hier werden auf privatrechtlicher Basis vertragliche Bindungen eingegangen und entsprechende Kontrollen durchgeführt.

Zu integrierten Pflanzenschutzverfahren gehören unter anderem:

- vorbeugende nichtchemische Pflanzenschutzmaßnahmen (z. B. Standort- und Sortenwahl, Fruchtfolge, Erhalt und die Förderung natürlicher Regelmechanismen, z. B. durch Schutzstreifen),
- Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel nur nach Befalleinschätzung und wo möglich unter Berücksichtigung von Bekämpfungsschwellen einschließlich der Verwendung computergestützter Entscheidungshilfen und Prognosemodelle,
- die Verwendung möglichst nützlingschonender Pflanzenschutzmittel,
- die Berücksichtigung qualifizierter Informationsquellen (z. B. Informationsdienste der Pflanzenschutzämter),
- die Dokumentation der Abwehr- und Bekämpfungsmaßnahmen,
- der Einsatz geprüfter und womöglich abdriftmindernder Technik.

Berechnungsmethode: Quotient aus der Fläche, die nach den Kriterien des integrierten Pflanzenschutzes bewirtschaftet wird und der Differenz der landwirtschaftlich genutzten Fläche und der Grünlandflächen:

$$A_{IPS} = \frac{F_{IPS}}{LF_{gesamt} - F_{GL}}$$

mit:

A_{IPS} : Anteil der Fläche, die nach den Kriterien des integrierten Pflanzenschutzes bewirtschaftet wird

F_{IPS} : nach den Kriterien des integrierten Pflanzenschutzes bewirtschaftete Fläche

LF_{gesamt} : gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche

F_{GL} : Grünlandflächen

Bei der Berechnung des Flächenumfangs des IPS werden Grünlandflächen ausgenommen, da angenommen wird, dass diese (auch bei konventioneller Bewirtschaftung) nicht in signifikantem Ausmaß mit Pflanzenschutzmitteln behandelt werden.

Differenzierung:

- nach Bundesländern,
- nach Kulturen,
- nach dem Anteil der Umsetzung der Kriterien (z. B. 80 %ige Berücksichtigung der IPS-Kriterien auf 40 % der LF)

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Die Umweltwirkung des integrierten Pflanzenschutzes ist in starkem Maße von den im Rahmen dieses Konzepts definierten Handlungsempfehlungen sowie deren Umsetzung abhängig. Solange kein festes Set kontrollierbarer Kriterien existiert, können die Umweltwirkungen des integrierten Pflanzenschutzes nur im Einzelfall anhand von spezifischen Untersuchungen bewertet werden.

DATENVERFÜGBARKEIT

Daten über den Flächenumfang des integrierten Pflanzenschutzes werden nicht statistisch erhoben.

3.3.7 Bodenbedeckung

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Soil cover

Kurzbeschreibung: Anzahl der Tage im Jahr, an denen der Ackerboden mit Pflanzen und/oder Ernteresten bedeckt ist.

Maßeinheit: Tage

Einordnung ins DSR-Konzept: Driving force

Aussage/Zweck des Indikators: Der Schutz der Bodenoberfläche nimmt mit steigendem Bodenbedeckungsgrad zu, gleichzeitig trägt auch das Wurzelwachstum zur Stabilisierung und Durchlässigkeit des Oberbodens bei (Schwertmann et al., 1990). Unbedeckter Boden ist nicht nur der Wasser- und Winderosion in verstärktem Maße ausgesetzt, auch das Risiko von Nährstoffauswaschungen steigt, da keine Nährstoffaufnahme durch Pflanzen erfolgen kann.

Je größer die Anzahl der Tage, an denen der Boden bedeckt ist, umso geringer ist das Risiko von Nährstoffauswaschung, Erosion und Bodenschadverdichtung.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Erosionsrisiko, Nährstoffausträge in Oberflächen- und Grundwasser

Ziel-, Grenzwerte: Im Rahmen der „Guten fachlichen Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion“ (BMVEL, 2001) wird zwar eine „Minimierung

der Zeitspannen ohne Bodenbedeckung“ gefordert, konkrete Grenz- oder Zielwerte für die Bodenbedeckung existieren jedoch nicht.

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Unter Bodenbedeckung wird nicht nur die Vegetationsbedeckung durch lebende Pflanzen verstanden, sondern auch solche durch Ernterückstände oder anderes Material.

Je nach Hangneigung und Bodenart besteht unterschiedlicher Bedarf an Bodenbedeckung, um Erosion zu verhindern. Brunotte et al. (1998) geben für Standorte unterschiedlicher potenzieller Gefährdung die Schutzwirkungen (Erosion) unterschiedlicher Bodenbedeckungsgrade an. Einen wirksamen Schutz vor Wassererosion bei geringer potenzieller Gefährdung bieten dabei bereits Bedeckungsgrade von < 30 %, bei mäßiger Gefährdung sind 30 bis 50 % und bei hoher > 70 % angegeben.

Berechnungsmethode: Der Indikator wird wie folgt berechnet:

$$T_{BB} = \sum LF_i * FK_i * FB_i$$

mit:

LF_i : Anbaufläche der Kulturart i in ha

FK_i : Bodenbedeckungsfaktor der Kulturart i

FB_i : Bodenbedeckungsfaktor der Bodenbearbeitungsart (Mulchsaat, Erosionsminderungsmaßnahmen etc.)

Der Indikator bildet in der vorgeschlagenen Berechnungsform die kontinuierliche Entwicklung der Bodenbedeckung während des Pflanzenwachstums bzw. den Rückgang der Bodenbedeckung durch Abbau des organischen Pflanzenmaterials an der Bodenoberfläche (Erntereste) nicht ab. Gleichzeitig fehlt eine Angabe darüber, ab welchem Bodenbedeckungsgrad der Boden als „bedeckt“ einzustufen ist, so dass bei internationalen Vergleichen kaum von einer einheitlichen Herangehensweise ausgegangen werden kann¹⁰.

Differenzierung:

- saisonal (nach Jahreszeiten, Starkniederschlagsperioden)
- bundesländerspezifisch

¹⁰ Im Agrarumweltbericht Kanadas (McRae, Smith, Gregorich, (Hrsg.), 2000) wird die Bodenbedeckung beispielsweise so berechnet, dass zwei Tage mit einer 50 %igen Bodenbedeckung als ein Tag mit voller Bodenbedeckung gelten.

Alternativen:

- Schwarzbrache (bzw. Anzahl Tage ohne Bodenbedeckung) im Winter
- Anteil der Fläche mit unterschiedlichen Bodenbedeckungsgraden (I = keine Bodenbedeckung, II = 1 bis 30 % Bodenbedeckung, III = 31 bis 60 % Bodenbedeckung, IV = 61 bis 100 % Bodenbedeckung)

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Der Indikator gibt Aufschluss darüber, wie sich durch Veränderungen in den angebauten Kulturen und der Bodenbearbeitung das potenzielle Risiko für Erosion, Nährstoffauswaschung und Bodenschadverdichtung entwickelt. Positiv ist die enge Beziehung zum Handeln der Landwirte, da Managemententscheidungen wie der Anbauumfang verschiedener Kulturarten sowie Bodenbearbeitungsverfahren einen direkten Einfluss auf die Ausprägung des Indikators haben.

Die aktuelle Gefährdung lässt sich anhand des Indikators nicht ableiten, da die Bodenbedeckung zwar ein wichtiger Schutzfaktor zur Verhinderung von Erosion und Nährstoffauswaschung ist, das Auftreten dieser Umwelteffekte aber stark von klimatischen und naturräumlichen Faktoren beeinflusst wird, die im Rahmen des Indikators nicht berücksichtigt werden.

Um die Aussagekraft des Indikators zu erhöhen, könnte

- eine Verknüpfung der Faktoren Bodenbedeckung und Niederschlag (z. B. in Anlehnung an die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung – ABAG) angestrebt werden (unbedeckter Boden ist kaum auswaschungs- und wassererosionsgefährdet, wenn zu dieser Zeit wenig erosive Niederschläge fallen),
- eine regionale Differenzierung in „gefährdete“ und „gering gefährdete Gebiete“ vorgenommen werden, z. B. je nach Erosionsgefahr (geringer Windschutz, steile Hanglagen, hohe saisonale Niederschläge) und/oder Nährstoffauswaschungsgefahr (abhängig u. a. von Bodenart, Niederschlagshöhe, Grundwasserspiegel).¹¹

¹¹ Durch den stärkeren Regionalbezug wäre der Indikator zudem besser zur Politikbewertung (z. B. Evaluation von Agrarumweltmaßnahmen) geeignet, da überprüft werden könnte, ob auf den gefährdeten Flächen entsprechende Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenbedeckung ergriffen worden sind.

DATENVERFÜGBARKEIT

	Quelle	Verfügbarkeit	Erhebungsebene	Aussagenebene	Qualität
Anbau Kulturen/ha	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 3.1.2, Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen)	jährlich	einzelbetrieblich	Bundesland/Kreis	jedes 4. Jahr im Rahmen einer Totalerhebung, in den Zwischenjahren auf Basis einer repräsentativen Stichprobe
Anbau Zwischenfrüchte	Statistisches Bundesamt: Reihe 3.1.8, Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe (Anbau von landwirtschaftlichen Zwischenfrüchten).	seit 1999 alle 4 Jahre	einzelbetrieblich	Bundesland/Kreis	Totalerhebung
Bodenbearbeitungsverfahren	Unbekannt: Der Flächenumfang verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren wurde bislang nicht statistisch erfasst. Aufgrund der Agrarstatistik-Umweltberichterstattungsverordnung 2004 vom 13.10.2003 (BGBl. IS. 1994) wird die Erhebung dieses Merkmals zunächst einmalig für das Jahr 2004 durchgeführt.	einmalig für das Jahr 2004	einzelbetrieblich	Bundesland/Kreis	repräsentative Stichprobe
Bodenbedeckungsfaktoren nach Kulturarten	Untersuchungen des Instituts für Betriebstechnik und Bauforschung (Dr. J. Brunotte) der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig	einmalige Erhebung 2002	Schlagspezifische Erhebung auf Praxisflächen in Südniedersachsen	national	wissenschaftliche Untersuchung (Stichproben)
Bodenbedeckungsfaktoren nach Bodenbearbeitungsverfahren	Für Mulchsaat: Untersuchungen des Instituts für Betriebstechnik und Bauforschung (Dr. J. Brunotte) der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig	Einmalige Erhebung 2002	Schlagspezifische Erhebung auf Praxisflächen in Südniedersachsen	national	wissenschaftliche Untersuchung (Stichproben)

3.3.8 Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Land management practices

Kurzbeschreibung: Anteil der Ackerfläche mit bodenschonenden Bewirtschaftungsverfahren an der gesamten Ackerfläche.

Maßeinheit: Prozent

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Durch unangepasste Bodenbearbeitung können eine Reihe negativer Umwelteffekte wie Erosion, Verdichtung oder Nährstoffauswaschung entstehen oder verschärft werden. Konservierende Bodenbearbeitungsverfahren arbeiten strukturschonend und belassen organisches Material länger an der Bodenoberfläche, wodurch sie den Schutz vor Wind- und Wassererosion erhöhen, den Nährstoffaustrag verringern und bodenfruchtbarkeitserhaltend wirken. In dieselbe Richtung können auch Fruchtfolgemeasures, wie die Erweiterung der Fruchtfolge und der Anbau von Zwischenfrüchten, zielen. In besonders erosionsgefährdeten Gebieten können durch weitere pflanzenbauliche Maßnahmen, wie die Anlage von Konturlinien und „*strip-cropping*“, erosionsmindernde Effekte erreicht werden.

Je höher die Anwendungsrate bodenschonender Bewirtschaftungsverfahren, umso höher wird die Schutzwirkung vor den genannten Umweltrisiken eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Bodenerosion, Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren beinhalten konservierende Bodenbearbeitungsverfahren, Zwischenfruchtbau und gezielte Fruchtfolgemeasures. Flächen, auf denen folgende Maßnahmen durchgeführt werden, werden in den Indikator einbezogen:

- konservierende Bodenbearbeitung (Mulchsaatverfahren, Minimalbodenbearbeitung, reduzierte Bodenbearbeitung),
- Direktsaat (keine Bodenbearbeitung zwischen der Ernte der Vorfrucht und Saat der Folgefrucht),
- Fruchtfolgemeasures (z. B. Zwischenfrüchte),

- Winterfrüchte, die während der vegetationslosen Zeit für eine Bodenbedeckung sorgen,
- Konturbearbeitung,
- grasbewachsene Wasserabflussrinnen,
- Streifenanbau unterschiedlicher Kulturen auf einem Feld (*strip-cropping*),
- Windschutzhecken oder -feldgehölze.

Berechnungsmethode: Quotient der Ackerbaufläche mit bodenschonenden Bewirtschaftungsverfahren und der gesamten Ackerfläche:

$$A_{F_{A_B}} = \frac{\sum F_{A_i}}{F_{A_{\square}}}$$

mit:

- $A_{F_{A_B}}$: Anteil der Ackerfläche mit bodenschonenden Bewirtschaftungsverfahren
- i : Art des Verfahrens (konservierende Bodenbearbeitung, Mulchsaat, Konturbearbeitung etc.)
- F_A : gesamte Ackerfläche
- $\sum F_{A_i}$: Summe der Ackerflächen mit bodenschonenden Bewirtschaftungsverfahren i

Differenzierung: nach Bundesländern, nach gefährdeten Gebieten, nach Verfahren

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Die verschiedenen in den Indikator aufgenommenen Verfahren sind zwar grundsätzlich geeignet, das Risiko von Erosion, Verdichtung und Nährstoffauswaschung zu reduzieren, die mangelnde Abgrenzung erschwert aber die Interpretation. Viele der genannten Maßnahmen (Konturbearbeitung, grasbewachsene Wasserabflussrinnen, etc.) sind nur für spezifische Problemgebiete anwendbar und eignen sich nicht für einen national anzuwendenden Indikator. In diesem Zusammenhang wäre eine regionale Aufgliederung in erosions-, auswaschungs- oder verdichtungsgefährdete Gebiete und eine entsprechende Zuordnung der Maßnahmen hilfreich.

DATENVERFÜGBARKEIT

Im Bundes-Bodenschutzgesetz (§17 Abs. 2) werden folgende in der Indikatorendefinition genannte Maßnahmen als Grundsätze und Handlungsempfehlungen der guten fachlichen Praxis in der Bodennutzung erläutert:

- strukturerhaltende, reduzierte Bodenbearbeitung,
- Fruchtfolge,

- erosionsmindernde Bearbeitungsstrategien,
- Windschutzelemente.

Statistische Angaben sind jedoch lediglich für Fruchtfolgemaßnahmen: Zwischenfrüchte, Winterfrüchte verfügbar (siehe Angaben zu Bodenbedeckung).

3.3.9 Bewässerungstechnologie

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Irrigation and water management*

Kurzbeschreibung: Anteil unterschiedlicher Bewässerungssysteme an der Gesamtbewässerung bezogen auf die bewässerte landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Unangepasste Bewässerungstechnologien können durch ihre erhöhte Wasserentnahme zu Wasserknappheit führen, diese verschärfen, die Auswaschung von Nährstoffen fördern oder eine Versalzung der Böden begünstigen.

Unterschiedliche Bewässerungssysteme verbrauchen unterschiedliche Mengen an Wasser, um den Wasserbedarf der Kulturpflanze zu decken (z. B. verbrauchen Überflutungssysteme weitaus mehr Wasser als die Tröpfchenbewässerung).

Je höher die Anwendungsrate wassersparender Bewässerungssysteme ist, umso geringer wird das Risiko bewässerungsbedingter Umweltschäden eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Effizienz der Wassernutzung, Wassernutzungsintensität der Landwirtschaft

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Quotient aus der mit unterschiedlichen Systemen bzw. -techniken bewässerten Fläche und der gesamten bewässerten Fläche:

$$A_{Bi} = \frac{F_{Bi}}{F_{B_{gesamt}}}$$

mit:

A_{Bi} : Anteil der Fläche mit Bewässerungssystem bzw. -technik i an der gesamten bewässerten Fläche

i : Bewässerungssysteme Überflutung, Beregnungskanone, Niederdrucksprinkler, Tröpfchenbewässerung, etc.

F_{Bi} : mit dem System bzw. der Technik i bewässerte Fläche in Hektar

$F_{B_{gesamt}}$: gesamte bewässerte Fläche in ha

Differenzierung: Wasserverluste werden nicht nur durch ineffiziente Bewässerungsanlagen hervorgerufen. Luján (1991, zitiert in EEA, 2001) berücksichtigt dies bei Bewertung der Effizienz von Bewässerungssystemen, indem drei verschiedene Teileffizienzen: Transporteffizienz, Verteilungseffizienz und Applikationseffizienz bewertet werden. Die Transporteffizienz ist mit Verlusten zwischen der Wasserentnahmestelle und dem Wasserleitungsnetz befasst, Verteilungseffizienz behandelt Verluste zwischen Wasserleitungsnetz und Bewässerungssystem und Applikationseffizienz die Verluste bei der Bewässerung. Die gesamte Effizienz des Bewässerungssystems kann als Summe der individuellen Effizienzen berechnet werden.

Ein weiterer Parameter für die Qualität der Bewässerungstechnologie ist der Christiansen-Gleichförmigkeitsbeiwert (CCU-Wert in Prozent). Je höher dieser Wert ist, desto gleichmäßiger die Wasserverteilung und desto geringer die Gefahr der Nährstoff- und Pflanzenschutzmittelauswaschung (Sourell, 1998).

Alternativen: Parallele Betrachtung der Bewässerungsfläche und der Bewässerungstechnik: Bei der Einführung wassersparender Bewässerungssysteme kann z. B. der Wasserverbrauch durch die Landwirtschaft trotz eines Zuwachs der Bewässerungsflächen konstant bleiben.

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Von entscheidender Bedeutung für die Umweltrelevanz verschiedener Bewässerungstechniken ist der Anteil, den die bewässerte Fläche an der Gesamtfläche hat.¹² Diese Information sollte für eine bessere Interpretierbarkeit des Indikators aufgenommen werden. Der internationale Vergleich wird zudem durch das Fehlen einer eindeutigen Klassifizierung der unterschiedlichen Berechnungsarten im Hinblick auf die Bewertung ihrer Effizienz (Wasserverbrauch, um den Wasserbedarf der Kulturpflanze zu decken) erschwert.

In Ländern, in denen kaum bewässert wird, bzw. Wasser keine knappe Ressource darstellt und damit die genannten Umweltwirkungen von geringer Relevanz sind, existiert meist keine besondere Vielfalt in Hinblick auf die verwendete Bewässerungstechnik. Allerdings kann die Zusammenwirkung von Bewässerung und Düngung auch dort regional, z. B. auf sandigen Böden im Zusammenhang mit Nährstoffauswaschungen, von Bedeutung sein.

DATENVERFÜGBARKEIT

	Bewässerungsfläche	Angaben zum Flächenumfang unterschiedlicher Bewässerungstechnik
Quelle	Statistisches Bundesamt: Fachserie 19 Reihe 2.2: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie und in der Landwirtschaft	Sourell, H: (1998): Betriebstechnische Weiterentwicklung für eine umweltschonende wasser- und energiesparende Beregnung. Landbauforschung Völkenrode H. 1, S. 12-25.
Verfügbarkeit	erstmalige Erhebung der Landwirtschaft 1998, Erhebung im 4-jährigen Turnus	
Erhebungsebene	betrieblich	
Aussagenebene	Bundeslandebene	national
Qualität	Totalerhebung	Experteneinschätzung

¹² Wenn z. B. nur 0,01 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche bewässert wird, ist die Verwendung unangepasster Bewässerungstechniken auf diesen Flächen weniger kritisch zu bewerten, als wenn ein großer Anteil der LF bewässert wird.

3.4 Düngung

3.4.1 Stickstoff-Flächenbilanz

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Nitrogen balance*

Kurze Definition: Die Stickstoff-Flächenbilanz misst die Differenz zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Maßeinheit: kg N/ha

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Die Bereitstellung von Pflanzennährstoffen wie Stickstoff, Phosphor und Kalium durch organische oder mineralische Dünger ist notwendig, um den Bedarf des Bodens zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit sowie um die Entzüge durch die angebauten Kulturen auszugleichen. Nährstoffsalden, die den Pflanzenbedarf überschreiten, sind jedoch problematisch. Bei Stickstoff wird ein Teil der Überschüsse in der organischen Substanz des Bodens angereichert, große Mengen werden durch Ausgasung oder Auswaschung in die Umwelt freigesetzt und können dort folgende negative Umweltwirkungen hervorrufen:

- Nitratauswaschung in Grund- und Oberflächenwasser,
- Eutrophierung als Folge der Belastung von Oberflächenwasser durch oberflächlichen Bodenabtrag, Eintrag über das Grundwasser oder Wiedereintrag gasförmiger N-Verbindungen mit dem Regenwasser,
- Beitrag zum Treibhauseffekt durch Emissionen von N_2O ,
- Versauerung der Böden durch Emissionen von NH_3 ,
- negative Folgen für Biodiversität und Habitate durch Eutrophierung und Versauerung.

Andererseits kann eine andauernde Unterversorgung mit Stickstoff zu Humusabbau und einer Verringerung der Bodenfruchtbarkeit führen.

Aus ökologischer Sicht wird eine ausgeglichene N-Bilanz angestrebt. Je geringer die Stickstoffüberschüsse ausfallen, umso kleiner wird das Risiko negativer Umweltwirkungen eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Anteil Betriebe mit Nährstoffmanagementplänen, NO_3 im Oberflächen- und Grundwasser

Ziele, Grenzwerte etc.: In der vom Bundeskabinett am 17.04.2002 beschlossenen Nachhaltigkeitsstrategie wird als Ziel eine Begrenzung der Stickstoffüberschüsse auf 80 kg/ha und Jahr bis zum Jahr 2010 festgelegt (Bundesregierung, 2002)¹⁴.

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Da der Begriff „Bilanzierung“ grundsätzlich nur die Gegenüberstellung der Zu- und Abfuhrn ausdrückt, hier aber aus deren Differenz Überschüsse bzw. Defizite errechnet werden, wäre eigentlich die Verwendung des Begriffs „Stickstoffsaldo“ für diesen Indikator korrekter. In der Umweltberichterstattung hat sich der Bilanzbegriff jedoch weitgehend durchgesetzt (OECD, 2001; Kommission der Europäischen Gemeinschaft, 1999; Umweltbundesamt, 1998, etc.).

Neben der von der OECD vorgeschlagenen Flächenbilanz existieren folgende Bilanzierungsformen:

- Stallbilanz,
- vollständige nationale Bilanz bzw. Gesamtbilanz (Zusammenführung von Flächen- und Stallbilanz) und
- Sektor- bzw. Hoftorbilanz.

Alle Bilanzen ermitteln die Differenz zwischen Nährstoffzufuhr und Nährstoffabfuhr, unterscheiden sich aber in der Bezugsebene und den Faktoren, die in diese Berechnung eingehen.

Bei der **Sektor- bzw. Hoftorbilanz** wird die Landwirtschaft als „*black box*“ betrachtet (siehe Erläuterungen zur „*basic mineral balance*“, PARCOM, 1995). Diese Bilanzierungsform bezieht die in den Agrarsektor importierten (z. B. in Mineraldüngern) und exportierten Stickstoffmengen (z. B. in Eiern und Fleisch) ein. Innerhalb des Sektors produzierte und verwertete Elemente wie Wirtschaftsfutter und Wirtschaftsdünger werden nicht berücksichtigt.

Bei der **vollständigen nationalen Bilanz** werden hingegen auch Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft spezifiziert, wodurch eine getrennte Bilanzierung der Produktionssysteme Pflanzen- und Tierproduktion anhand der **Flächen-** und **Stallbilanz** möglich ist. Die Angaben der internen Kreisläufe beruhen allerdings weniger auf Messungen als auf Schätzungen (z. B. die Menge der Stickstoffgehalte in Futtermitteln, tierischen Exkrementen

¹⁴ Dieser Zielwert bezieht sich auf einen anhand der Stickstoff-Hoftorbilanz bzw. vollständigen nationalen Bilanz errechneten N-Überschuss. Eine direkte Übertragung auf die von der OECD verwendete Flächenbilanz ist nicht möglich, da die Flächenbilanz Stickstoffein- und -austräge aus dem Stall nicht berücksichtigt und daher per se niedrigere Überschüsse aufweist als die Hoftor- bzw. nationale Gesamtbilanz. Der Zielwert für einen anhand der Flächenbilanz errechneten N-Überschuss müsste bei gleicher umweltpolitischer Zielsetzung grundsätzlich geringer ausfallen.

und Ernteprodukten), so dass es bei der Berechnung in Abhängigkeit von den verwendeten Koeffizienten zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann. Dass ein Teil des Stickstoffkreislaufs über die Atmosphäre abläuft (Ammoniakemission und -einträge) erschwert zudem die Zuordnung einzelner Bilanzierungselemente.

Während die **Stallbilanz** auf nationaler Ebene kaum gesondert ermittelt wird, ist die **Flächenbilanz** ein weit verbreiteter Indikator (siehe z. B. EEA, 2001; Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 1999; Bach et al., 1997, etc.) für die Berechnung von N-Überschüssen. Bei dieser Bilanz ist der Boden die relevante Bezugsgröße, auf die alle Stickstoffzu- und -abfuhr bezogen werden.

Die Unterschiede der in die Berechnung eingehenden Faktoren sind in Tabelle 3.1 zusammengefasst. Die Pluszeichen stehen dabei für Elemente, die als N-Zufuhr, die Minuszeichen für Komponenten, die als N-Abfuhr in die Bilanzierung eingehen. Für ausführlichere Erläuterungen zu den Unterschieden und Gemeinsamkeiten der einzelnen Berechnungsformen siehe z. B. Frede und Bach, 1997; aid, 1999; OECD, 2001).

Tabelle 3.1: Komponenten unterschiedlicher Stickstoff-Bilanzierungsmethoden

	Flächenbilanz	Stallbilanz	Gesamtbilanz	Hoftorbilanz
Wirtschaftsfutter		+		
Importfuttermittel		+	+	+
Futtermittel aus inl. Verarbeitung		+	+	+*
Wirtschaftsdünger (- NH ₃ Verluste)	+	-		
Mineraldünger	+		+	+
Sekundärrohstoffdünger	+		+	+
Atmosphärische Einträge	+		+	+
NH ₃ Deposition auf landw. Flächen	+	-		
Biologische N-Fixierung	+		+	+
Tierische Marktprodukte		-	-	-
Pflanzenproduktion	-			
Pflanzliche Marktprodukte			-	-

Quelle: Eigene Darstellung

* „Futtermittel aus der inländischen Verarbeitung“ stellen keine Inputgröße im engeren Sinne dar, da es sich bei einer nationalen Betrachtung um Stoffmengen handelt, die in der Landwirtschaft erzeugt und wieder verwertet werden (daher müssen die Bilanzglieder „Tierische Marktproduktion“ und „Pflanzliche Marktproduktion“ um diese Mengen bereinigt werden). Die gesonderte Aufführung dient der Transparenz der Berechnung und entspricht den vorliegenden statistischen Datengrundlagen (Frede und Bach, 1997).

Bei der Verwendung gleicher Koeffizienten und gleicher Eingangsdaten kommen Gesamtbilanz und sektorale bzw. Hoftorbilanz zu identischen Ergebnissen, wobei die Gesamtbilanz die Summe von Flächen- und Stallbilanz darstellt.¹⁵

Berechnungsmethode: Die von der OECD vorgeschlagene Berechnungsmethode entspricht im Grundsatz der in Tabelle 3.1 für die Flächenbilanz dargestellten Vorgehensweise. Im Detail wird die OECD-Flächenbilanz wie folgt berechnet:

$$N_{FB} = \frac{N_{In} - N_{Out}}{LF_{gesamt}} = \frac{(D_{min} + D_{org} + D_{sek} + N_{Saat} + N_{fix} + AE) - PP}{LF_{gesamt}}$$

mit:

N_{In} : N-Zufuhr

D_{min} : mineralische Stickstoffdünger (Verbrauchsmenge der Landwirtschaft)

D_{org} : Wirtschaftsdünger (Netto N-Produktion aus der Tierhaltung):

$$D_{org} = \sum_i A_i \cdot C_i \cdot n_i - V_{NH_3}$$

i : Tierart, Produktionsrichtung etc.

A_i : Tierzahl

C_i : Koeffizient des Wirtschaftsdüngeranfalls

n_i : N-Gehalt des Wirtschaftsdüngers

V_{NH_3} : N-Verluste im Stall und bei der Lagerung

D_{sek} : N aus Sekundärrohstoffdüngern

$$D_{sek} = \sum_i Sec_{Mi} \cdot n_i$$

i : Art des Sekundärrohstoffdüngers (z. B. Klärschlamm und Kompost)

Sec_{Mi} : ausgebrachte Menge

n_i : N-Gehalt

¹⁵

In Realität sind allerdings mitunter erhebliche Unterschiede in den Ergebnissen von Nährstoffbilanzen der OECD, PARCOM und nationaler Berechnungen (z. B. Bundesregierung, 2002) die Regel. Diese führen immer wieder zu Diskussionen und Spekulationen über das „wahre“ Ausmaß der Stickstoffbelastungen durch die Landwirtschaft. Aufgrund der im Detail sehr komplexen Berechnung und der Vielzahl an Eingangswerten lassen sich die Ursachen für die Unterschiede zwischen den verschiedenen Bilanzergebnissen nicht ohne weiteres aufdecken. Eine detaillierte Untersuchung wurde daher vom BMVEL an das Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Auftrag gegeben.

N_{Saat} : N in Saat- und Pflanzgut

$$N_{Saat} = \sum_i Saat_{Mi} * n_i$$

$Saat_{Mi}$: Menge an Saatgetreide, -kartoffeln etc.

n_i : N-Gehalte

N_{fix} : biologische N-Fixierung

$$N_{fix} = F_{LG} * C_{N=fix_{LG}} + B.org_{fix}$$

F_{LG} : Leguminosen-Anbaufläche in ha

$C_{N=fix}$: Koeffizient N-Fixierung

$B.org_{fix}$: gesamte N-Fixierung freilebender Bodenorganismen

AE : atmosphärische N-Deposition pro ha

$$AE = LF_{gesamt} * C_{N=Dep}$$

LF_{gesamt} : gesamte LF

$C_{N=Dep}$: Koeffizient für N-Deposition in kg/ha

N_{Out} : N-Abfuhr

PP : Pflanzenproduktion inkl. Futterproduktion

$$PP = \sum_i E_i * C_{i_{N-Entz}}$$

i : Kulturart

E_i : Erntemengen

$C_{i_{N-Entz}}$: Koeffizient für den N-Entzug pro kg Ernteertrag

LF_{gesamt} : gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche

Alternativen: Vollständige nationale Bilanz, Sektor- bzw. Hoftorbilanz (PARCOM, 1995; Umweltbundesamt, 1998).

Differenzierung: Regionalisierte Nährstoffbilanzen auf Bundesland-, Regierungsbezirks- bzw. Landkreisebene.

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Die Entwicklung der Stickstoffbilanz pro Hektar über die Zeit ist sowohl auf schlagbezogener, einzelbetrieblicher als auch auf regionaler und nationaler Ebene ein aussagekräfti-

ger Indikator für das Nährstoffmanagement der Landwirtschaft und potenzielle Umweltbelastungen durch Stickstoffüberschüsse.¹⁶ Zudem eignet sich der Indikator für die Bewertung von Agrarumweltpolitiken, mit denen eine Reduktion von Stickstoffüberschüssen erzielt werden soll (z. B. der Wirksamkeit der Nitratrichtlinie oder von Agrarumweltmaßnahmen).

Generell liefern N-Bilanzen eine Einschätzung der potenziell umweltrelevanten Stickstoffemissionen. Eine quantitative Aussage über die Umweltbelastung eines Mediums wie z. B. des Stickstoffeintrags in Oberflächengewässer lässt sich anhand von Stickstoffsalden nicht ableiten, da nicht von den Pflanzen aufgenommener Stickstoff im Boden gebunden, in das Grundwasser ausgewaschen oder durch Wasser- und Winderosion in terrestrische Biotope ausgetragen werden können. Im Vergleich zu der Hoftorbilanz und der Gesamtbilanz hat die Stickstoff-Flächenbilanz den Nachteil, dass aufgrund der Bezugsebene „Boden“, gasförmige Emissionen nicht berücksichtigt werden. Damit werden die im Hinblick auf Versauerung und Eutrophierung relevanten Ammoniakemissionen nicht einbezogen.

Bei der Verwendung von Jahreswerten kann es vorkommen, dass ungewöhnlich niedrige (hohe) Ernten und/oder extreme Witterungsbedingungen zu außergewöhnlich hohen Bilanzüberschüssen (bzw. Bilanzdefiziten) führen, ohne dass eine Aussage über Veränderungen im Nährstoffmanagement abgeleitet werden kann. Die von der OECD verwendeten Durchschnittswerte mehrerer Jahre sind hilfreich um solche Effekte auszugleichen.

Eine Verbesserung der Aussagefähigkeit der Stickstoff-Flächenbilanz könnte durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Verwendung der bewirtschafteten Fläche ohne Brache und Stilllegungsflächen als Bezugsebene. Die von der OECD gewählte Bezugsebene, die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche inklusive der Stilllegungsflächen, führt zu Interpretationsschwierigkeiten¹⁷ und zu einer Unterschätzung der N-Überschüsse.
- Zusätzliche regionale Darstellung von N-Bilanzen bzw. der regionalen Überschreitung von N-Bilanz-Schwellenwerten: Häufig ist überhöhte N-Düngung ein regionales Problem, z. B. in Gebieten mit hoher Tierbestandsdichte. Ausgeglichene nationale N-Bilanzen können die Existenz regionaler umweltgefährdender N-Überschüsse verschleiern.

¹⁶ Stickstoffdefizite sind in der Landwirtschaft sehr selten bzw. nur in Ausnahmefällen auf einzelnen Flächen anzutreffen und werden daher in den folgenden Ausführungen nicht berücksichtigt.

¹⁷ Ein Rückgang in den Stickstoffüberschüssen könnte beispielsweise maßgeblich auf eine Ausdehnung der Stilllegungsflächen (auf denen keine Düngung stattfindet) zurückzuführen sein.

DATENVERFÜGBARKEIT

Die Daten und Koeffizienten, mit denen die OECD-Stickstoff-Flächenbilanz berechnet wird, stehen von 1985 bis einschließlich 1998 in einer Access-Datenbank zum Herunterladen auf der OECD-Indikatoren-Website zur Verfügung (<http://www.oecd.org/EN/document/0,,EN-document-150-nodirectorate-no-21-9664-1,00.html>).

	Quelle	Verfügbarkeit	Erhebungsebene	Aussageebene	Qualität
Mineralische Stickstoffdünger	Statistisches Bundesamt: Fachserie 4: Reihe 8.2: Düngemittelversorgung	vierteljährlich	Firmenebene	national	Totalerhebung
Tierzahlen	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3: Reihe 2.1.3 Viehhaltung der Betriebe	jährlich	einzelbetrieblich	national u. Bundesländer	Totalerhebung alle 4 Jahre, jährliche repräsentative Erhebung über die Viehbestände in den Zwischenjahren.
Koeffizient Wirtschaftsdüngeranfall/Tier und Jahr	Musterverwaltungsvorschrift Dinge VO	1996		national	Ergebnisse langjähriger Messungen
N-Gehalte in Wirtschaftsdüngern	Musterverwaltungsvorschrift Dinge VO	1996		national	s.o.
Anbaufläche Leguminosen	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3 Reihe 3.1.2 Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe	jährlich	einzelbetrieblich	Bundesland	Totalerhebung alle 4 Jahre, repräsentative Stichprobe in Zwischenjahren
Koeffizient N-Fixierung atmosphärische N-Deposition	Musterverwaltungsvorschrift Dinge VO Schleef, K.H. und Kleinhaß, W. (1994): Mineral Balances in Agriculture in the EU	1996 wiss. Untersuchung (1994)		national national	Ergebnisse langjähriger Messungen
Klärschlamm	Statistisches Bundesamt Fachserie 19, Reihe 2.1, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	dreijährig (zuletzt 1998)	Firmenebene	Bundesländer	Totalerhebung (alle Betreiber öffentlicher Abwasserbeseitigungsanlagen [max. 10.000] und Unternehmen im Bergbau und im Verarbeitenden Gewerbe).
Kompost	Statistisches Bundesamt Fachserie 19, Reihe 1, Abfallentsorgung	zwei-jährlich seit 1996	Firmenebene (Kompostierungsanlagen)	Bundesländer	Totalerhebung
N-Gehalt von Klärschlamm und Kompost	BMU: Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die Kommission der Europäischen Gemeinschaft gemäß Artikel 17 der EG Richtlinie 86/278/EWG	1991-1994 1994-1997 1998-2000	Angaben der Bundesländer	national	k.A.
Saat- und Pflanzgut	Angabe des BMVEL (Referat 425, Statistik und Planungsgrundlagen)	jährlich	national	national	
N-Gehalte von Saat- und Pflanzgut	Musterverwaltungsvorschrift Dinge VO	1996		national	Ergebnisse langjähriger Messungen
Erntemengen Pflanzenproduktion	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3 Reihe 3.2.1 Wachstum und Ernte	jährlich in unregelmäßigen Abständen	einzelbetrieblich	Bundesländer	Repräsentative Ermittlung der Erträge im Rahmen der Ernteberichterstattung und der Besonderen Ernteermittlung.
N-Entzüge	Musterverwaltungsvorschrift Dinge VO	1996		national	Ergebnisse langjähriger Messungen

k.A. = keine Angabe

n.v. = nicht verfügbar

3.4.2 Stickstoffeffizienz

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Nitrogen Efficiency*

Kurzbeschreibung: Verhältnis der eingesetzten Stickstoffmenge zu der im Erntegut enthaltenen Stickstoffmenge

Maßeinheit: Koeffizient (≤ 1)

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Negative Umweltwirkungen gehen zum einen von einer hohen Nährstoffintensität der Bewirtschaftung aus (Biodiversität), stoffliche Belastungen (in Oberflächen und Grundwasser) sind hingegen insbesondere bei hohen Nährstoffüberschüssen zu erwarten. Der Indikator impliziert, dass bei einem effizienten Stickstoffeinsatz negative Umweltwirkungen reduziert bzw. vermieden werden können.

Je höher die Effizienz des eingesetzten Stickstoffs (je größer der Koeffizient) ist, umso geringer wird das Risiko von Umweltbelastungen eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: *Stickstoffbilanz*

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Die Effizienz des Stickstoffeinsatzes errechnet sich aus dem Verhältnis der im Erntegut enthaltenen Stickstoffmenge zur eingesetzten Stickstoffmenge:

$$N_{\text{Effizienz}} = \frac{N_{\text{out}}}{N_{\text{in}}} = \frac{\sum N_{\text{out } i} * F_i}{\sum N_{\text{in } i} * F_i}$$

mit:

$N_{\text{Effizienz}}$: Effizienz des Stickstoffeinsatzes

N_{out} : N-Output, im Erntegut enthaltenen Stickstoffmenge in t

N_{in} : N-Input, eingesetzten Stickstoffmenge in t

i : angebaute Kultur (Winterweizen, Wintergerste, Roggen, Mais etc.)

$N_{\text{out } i}$: N-Output der Kultur i in t/ha

$N_{in\ i}$: N-Input der Kultur i in t/ha

F_i : Anbaufläche der Kultur i in ha

Die eingehenden Werte und Koeffizienten können direkt aus der N-Flächenbilanz übernommen werden:

Differenzierung: -

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Im Vergleich zur Stickstoffbilanz ist die Nähe zum Umweltproblem bei der Bewertung der Stickstoffeffizienz weniger eng, da die Umweltwirkungen hoher Bewirtschaftungsintensitäten systematisch unterbewertet werden. Beispielsweise resultiert aus einem Input von 100 kg N und einem Output von 50 kg N (bei einem Bilanzüberschuss von 50 kg N) eine N-Effizienz von 50 %. Bei einem Input von 300 kg N und einem Output von 150 kg N ist die N-Effizienz immer noch 50 %, obgleich der Bilanzüberschuss jetzt 150 kg N beträgt. Anhand der N-Effizienz kann dementsprechend nicht die Umweltwirkung, sondern nur die Qualität des Düngungsmanagements, mit dem ein möglichst hoher Nährstoffausnutzungsgrad aus Düngernährstoffen erreicht werden soll, aufgedeckt werden.

Effizienzindikatoren streben eine kombinierte Abbildung ökologischer und ökonomischer Sachverhalte an. Diese Art der Betrachtung ist aussagefähig, wenn Betriebe mit gleich hohen Erträgen hinsichtlich ihrer Stickstoff-Effizienz verglichen werden sollen. So lassen sich die Betriebe identifizieren, die im Vergleich zu den anderen das geringste Risiko von Stickstoff-Austrägen aufweisen.

Effizienzindikatoren sind insbesondere im Zusammenhang mit der Verwirklichung globaler Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsziele wie z. B. der Reduktion von Treibhausgasemissionen oder dem Erhalt nicht erneuerbarer Ressourcen von Interesse. Da in diesem Fall nicht lokale Umweltwirkungen im Vordergrund stehen, geht es aus globaler Perspektive darum, die Produzenten, Produktionsstandorte, Produktionsrichtungen, etc. zu identifizieren, die zur Erzeugung einer bestimmten (z. B. zur Ernährungssicherung notwendigen) Menge Nahrungsmittel die geringsten Treibhausgasemissionen bzw. den geringsten Verbrauch nicht-erneuerbarer Ressourcen (wie z. B. mineralischen Phosphatdünger) aufweisen. Da das vorrangige Umweltziel im Hinblick auf den Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft aber nicht eine möglichst effiziente Nutzung, sondern eine Vermeidung von Austrägen ist, können die genannten Argumente nicht für den Indikator Stickstoffeffizienz verwendet werden.

DATENVERFÜGBARKEIT

siehe N-Bilanz

3.5 Pflanzenschutz

3.5.1 Pflanzenschutzmittel-Anwendungsmenge

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Pesticide use indicator*

Kurzbeschreibung: Index der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsmengen (Wirkstoffe), bezogen auf eine Basisperiode.

Maßeinheit: % (Index)

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Die Verwendung chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel kann Boden- und Gewässerkontaminationen sowie den Verlust biologischer Vielfalt wildlebender Pflanzen und Tiere hervorrufen. Der Indikator stellt einen Zusammenhang zwischen den angewendeten Mengen von Pflanzenschutzmitteln und der Umweltwirkung von Pflanzenschutzmitteln her.

Es wird davon ausgegangen, dass sich negative Umweltwirkungen bei einem Rückgang der Anwendungsmengen (Wirkstoffe) von Pflanzenschutzmitteln im Vergleich zur Basisperiode verringern während sie bei einem Anstieg zunehmen.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren, Risiko der Pflanzenschutzmittelbelastung von Grund- und Oberflächenwasser

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Der Indikator wird wie folgt berechnet:

$$PSM_{Trend\Box} = \frac{PSM_{i\Box}}{PSM_{85-87\Box}} * 100$$

mit:

PSM_{Trend} : Index der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsmengen

PSM_i : Menge der im Jahr i aufgewendeten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in t

PSM_{85-87} : im Durchschnitt der Jahre 1985 bis 1987 aufgewendete Menge an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in t

Differenzierung: -

Alternativen:

- Darstellung von Zeitreihen (Umweltbundesamt, 1997),
- Anwendungsmengen in kg/ha LF (bzw. Ackerfläche) (Kommission der Europäischen Gemeinschaften und EUROSTAT, 1999; EEA, 2000)
- Aufwandmengen nach Wirkungsbereichen: Insektizide, Herbizide, Fungizide etc. (Schmidt und Gutsche, 2000).

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Da in den meisten Ländern keine Statistiken über die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verfügbar sind, werden als Hilfsindikator Absatzdaten herangezogen. Durch die Verwendung von Absatzdaten werden beispielsweise die Lagerung von Pflanzenschutzmitteln auf den Betrieben, Weiterverkäufe oder Reimporte nicht berücksichtigt.¹⁸

Die OECD merkt an, dass es sich bei diesem Indikator (insbesondere in der gängigen Version der Verkaufsmengen) um einen groben Proxi-Indikator für eine Risikobewertung handelt. Problematisch ist der Indikator insbesondere, weil

- sich die Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln nicht notwendigerweise proportional zu deren angewandten Mengen verhalten. Wirkstoffe, die in geringen Dosen wirken, werden positiver beurteilt als solche, die in großen Mengen angewandt werden, ohne dass zwangsläufig von einer besseren Umweltverträglichkeit der niedrig dosierten Mittel ausgegangen werden kann.
- bei der vorgenommenen Zusammenführung aller Pflanzenschutzmittel die eventuell im Einzelfall bedenkliche Erhöhung der Ausbringungsmengen eines bestimmten Pflanzenschutzmittels durch die Entwicklungen in anderen Bereichen verdeckt oder überlagert wird,
- Faktoren, die für die Umweltwirkungen relevant sind, wie beispielsweise die Persistenz der Wirkstoffe und ökotoxikologische Wirkungen nicht berücksichtigt werden und
- sich verändernde Bestandteile der Pflanzenschutzmittel nicht erkennbar sind.

¹⁸ Einen Vorschlag für eine Anpassung der Daten erarbeiteten Gutsche und Rossberg (o. J.).

Die genannten Faktoren lassen einen Vergleich über längere Zeiträume und die Indizierung an einer Basisperiode fragwürdig erscheinen. Der Indikator ist nicht geeignet, Aussagen über die Intensität des Pflanzenschutzes oder das damit verbundene Umweltrisiko zu treffen und kann auch nicht für internationale Vergleiche herangezogen werden, da er weder die in den Ländern angebauten Kulturen noch die Strukturen der Landwirtschaft oder andere Unterschiede zwischen Ländern berücksichtigt. Sehr geringe Pflanzenschutzmittelanwendungsmengen in den Basisjahren (z. B. in Entwicklungs- und Schwellenländern) führen selbst bei geringen Veränderungen der Anwendungsmengen zu extremen Entwicklungen des Index.

Eine Aussage über kurzfristige Entwicklungen der Pflanzenschutzmittelanwendungsmengen (bzw. des Pflanzenschutzmittelabsatz) in nicht-indizierter Form (absolute Werte) kann, bei einer sorgfältigen Kommentierung der Werte von Experten, als Ausgangsinformation für weiterreichende Analysen verwendet werden (siehe z.B. Schmidt und Gutsche 2000).

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: BMVEL (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland

Verfügbarkeit: jährlich

Erhebungsebene: Firmenangaben

vor 1987 → Angaben der Mitgliedsfirmen des Industrieverbands Agrar e. V.¹⁹

nach 1987 → Angaben aller gemäß § 19 PflSchG meldepflichtigen Firmen

bis 1989 → Angaben für BRD und DDR getrennt

ab 1990 → Angaben für Gesamtdeutschland

Aussageebene: national

Qualität: Totalerhebung

¹⁹ 1998 hatten die Mitgliedsfirmen des IVA einen Anteil von 79,4 % an den gesamten Wirkstoffmengen, die in Deutschland abgesetzt wurden. (Angabe Konrad Schmidt, BBA, Institut für Technikfolgenabschätzung).

3.5.2 OECD Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Pesticide risk indicators

Kurzbeschreibung: Diese Indikatoren bewerten das Verhältnis zwischen Exposition (exposure) und Toxizität von Pflanzenschutzmitteln, und nehmen eine Gewichtung anhand der behandelten Fläche vor.

Maßeinheit: verschiedene

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Zulassungs- und Anwendungsvorschriften gemäß Pflanzenschutzgesetz sollen zu einer sachgemäßen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln beitragen und damit das Risiko von Umweltbelastungen minimieren. Dennoch können Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in Umweltkompartimente gelangen, die außerhalb von Zielflächen der Pflanzenschutzmittelanwendungen liegen.

Ob und inwieweit in diesem Fall Umweltbelastungen auftreten, hängt zum einen von den Umweltwirkungen verschiedener Wirkstoffe ab, zum anderen beeinflusst die naturräumliche Ausprägung das Risiko bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.²⁰ Auch der Landwirt beeinflusst durch vielfältige Managemententscheidungen, wie die Auswahl der angebauten Kultur (Befallscharakteristika), Fruchtfolgemaßnahmen und Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie durch die verwendete Anwendungstechnik das Risiko von Umweltbelastungen.

Die vorgeschlagenen Indikatoren sind zunächst ausschließlich auf die Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln im Wasser ausgerichtet und quantifizieren durch die Einbeziehung der oben genannten Faktoren die Veränderung des Risikos der Pflanzenschutzmittelanwendung über die Zeit.

Alle Indikatoren können Risikotrends kalkulieren für:

- eine spezifische Fläche (ha), eine Region oder ein ganzes Land,
- ausgewählte Kulturen oder alle Kulturen,
- ausgewählte Pflanzenschutzmittel oder alle Pflanzenschutzmittel,

²⁰ In einer Region mit einem dichten Netz von Flüssen und Wassergräben ist das Risiko einer Umweltbeeinträchtigung im Medium Wasser höher, als wenn die Anwendung in einer Region ohne Wasserläufe stattfindet.

- ein einziges Wasserlebewesen oder eine Organismengruppe,

Beziehungen zu anderen Indikatoren: -

Ziel-, Grenzwerte: keine

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Die OECD hat für die Entwicklung eines Pflanzenschutzmittel-Risikoindikators eine Expertengruppe (OECD *Expert Group on Pesticide Risk Indicators*) eingesetzt, die drei Indikatoren entwickelt hat²¹:

- REXTOX: *Ratio of Exposure to Toxicity*,
- ADSCOR: *Additive Scoring* und
- SYSCOR: *Synergistic Scoring*.

Die Auswahl eines geeigneten Indikators bzw. die Zusammenführung der Ansätze ist nicht erfolgt.

Die von der Expertengruppe entwickelten Indikatoren basieren auf zwei grundsätzlichen Konzepten zur Kombination der in die Indikatoren eingehenden Daten. Zum einen werden Punkte bzw. Noten für unterschiedliche Determinanten des Umweltrisikos vergeben (scoring). So können z. B. die Applikationsmethode, die Persistenz eines Pflanzenschutzmittels etc. im Hinblick auf ihren generellen Anteil am Umweltrisiko skaliert werden. Zum Anderen werden mechanistische Modelle verwendet, um die ökologischen Prozesse abzubilden, die zu dem Risiko beitragen.

Die Indikatoren basieren auf einer gemeinsamen Grundstruktur: dem Verhältnis zwischen Exposition zu Toxizität, welches mit der behandelten Fläche gewichtet wird:

$$\text{Pflanzenschutzmittel – Risiko} \equiv \frac{\text{Aussetzung} \square}{\text{Toxizität}} * \text{behandelte Fläche} \square$$

Alle drei Indikatoren behandeln die Toxizität in gleicher Weise (Gefährdung von Algen, Daphnia [Wasserflöhen] und Fischen) und verwenden die gleichen Variablen. Unterschiede bestehen hingegen in der Art, die Exposition abzuschätzen und die behandelte Fläche einzubeziehen.

²¹ Für Hintergrundinformationen zur Entwicklung der Indikatoren siehe: OECD (2000) und OECD (1999).

Berechnungsmethode:

REXTOX wird wie folgt berechnet:

$$\text{REXTOX}_{\text{kurzfristig}} = \frac{\text{ADR} \cdot (\text{Verlust} / \text{Wassertiefe}) \cdot \text{Wasserindex} \cdot \text{AFT} \cdot \text{BAT}}{\text{kurzfristige Toxizität}}$$

$$\text{REXTOX}_{\text{langfristig}} = \frac{\text{ADR} \cdot (\text{Verlust} / \text{Wassertiefe}) \cdot \text{Wasserindex} \cdot \text{AFT} \cdot \text{LFT} \cdot \text{BAT}}{\text{langfristige Toxizität}}$$

mit:

ADR: aktuelle Aufwandmenge (*actual dose rate*)

LOSS: Menge an Pflanzenschutzmitteln, die durch Abdrift und/oder Abfluss in Gewässer gelangt (dabei werden die angebaute Kultur, die Ausbringungstechnik, Randstreifen etc. berücksichtigt)

Wassertiefe: Tiefe der Gewässer (Seen, Flüsse)

Wasserindex: Anteil der behandelten Fläche, der an Oberflächengewässer grenzt

AFT: durchschnittliche Häufigkeit der Behandlung

BAT: behandelte Fläche

LFT: Langzeitfaktor (Quotient der Konzentration des Pflanzenschutzmittels nach einem bestimmten Zeitraum [Standardwert 21 Tage] und der ursprünglichen Konzentration)

kurzfristige Toxizität: für Fische LC_{50}^{22} über 96 Stunden, für Daphnia EC_{50}^{23} für 48 Stunden und für Algen EC_{50} für 96 Stunden

langfristige Toxizität: für Fische, Daphnia und Algen „kein beobachtbarer Effekt“ (*no observable effect*: NOEC) über 21 Tage

REXTOX basiert ausschließlich auf mechanistischen Modellen und verwendet direkte (*unscored*) Werte für 22 (23) Variablen um kurzfristige (langfristige) Risiko-Indices zu berechnen. Anhand von Modellen berechnet REXTOX spezifische Werte für Abdrift und

²² LD_{50} : Lethale Dosis eines Stoffes in mg/kg Körpergewicht für 50 % der Versuchstiere bei oraler oder dermalen Aufnahme.

²³ EC_{50} : Effektive Konzentration eines Stoffes in mg/l Wasser, bei der bei 50 % der Versuchstiere eine Wirkung beobachtet wird, z. B. die Schwimmfähigkeit von Daphnien oder das Zellwachstum von Bakterien und Algen.

runoff/Wassererosion, die verwendet werden, um die potenzielle Konzentration ausgebrachter Pflanzenschutzmittel in angrenzenden Gewässern abzuschätzen. Viele der in REXTOX verwendeten Variablen sind nicht pflanzenschutzmittelspezifisch sondern beziehen sich auf die Umweltsituation. Dadurch kann anhand von REXTOX das Risiko nach naturräumlichen Rahmenbedingungen (hügelig oder eben, trocken oder niederschlagsreich) differenziert und eine Modellanpassung an unterschiedliche Umweltbedingungen, naturräumliche Vorraussetzungen und Ausbringungstechniken durchgeführt werden.

ADSCOR wird wie folgt berechnet:

$$ADSCOR_{kurzfristig} = \frac{(\text{Punktzahl der kurzfristigen Aussetzung} \mp 1) * BAT \square}{kurzfristige Toxizität}$$

$$ADSCOR_{langfristig} = \frac{(\text{Punktzahl der langfristigen Aussetzung} \mp 1) * BAT \square}{langfristige Toxizität}$$

mit:

Punktezah der kurzfristigen Exposition: Summe von fünf Noten für Anwendungsmenge, Anwendungshäufigkeit, Ausbringungstechnik, Abdrift-Randstreifen, Auswaschungs-Randstreifen und Wasserindex

Punktezah der langfristigen Exposition: Punktezah der kurzfristigen Exposition + Summe der sechs Noten für die Halbwertszeit (DT₅₀) im Wasser, Photolyse²⁴ im Wasser, logKow, Halbwertszeit (DT₅₀) im Boden, Koc und Wasserindex

wobei:

logKow: Logarithmus des Verteilungskoeffizienten Oktanol zu Wasser. Dieser Wert beschreibt die Lipophilie der Substanz. Ein niedriger logKow-Wert, also eine geringe Löslichkeit in Octanol wird als Hinweis für eine geringe Bioakkumulation in Organismen aufgrund einer vermutlich geringen Löslichkeit in tierischem Fettgewebe angesehen (Fent, 1998).

Koc: Der Adsorptionskoeffizient Koc stellt eine stoffbezogene Größe dar, bei der die Verteilung zwischen Boden und Wasser auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden bezogen wird, da dieser die Adsorptionsfähigkeit maßgeblich beeinflusst. Hohe Koc-Werte sind ein Hinweis dafür, dass der Stoff an Bodenpartikel gebunden wird und nicht gelöst im Bodenwasser verbleibt.

²⁴ Durch Licht induzierter chemischer Abbau.

ADSCOR verwendet 10 Variablen, um kurzfristige und 15 Variablen, um langfristige Risiko-Indices zu berechnen. ADSCOR modelliert die Exposition nicht explizit, sondern ordnet den Wertebereichen der Variablen, die sich auf die Exposition auswirken, Punkte zu (z. B. aufgrund der chemische Eigenschaften von Pflanzenschutzmitteln). Das Punktesystem ermöglicht es ADSCOR, alle Eintragspfade zu berücksichtigen.

SYSCOR wird wie folgt berechnet:

$$\text{SYSCOR}_{\text{kurzfristig}} = \frac{\text{Punktzahl der Exposition}}{\text{kurzfristige Toxizität}}$$

mit:

Punktzahl der Exposition: Kombination von neun Noten für die behandelte Fläche, Anwendungsmenge, Ausbringungstechnik, Kenntnisstand des Anwenders, Wasserindex, Wasserlöslichkeit, Halbwertszeit (DC₅₀) im Wasser, Halbwertszeit (DC₅₀) im Boden, LogKd

wobei:

LogKd: ein Bodenwasser-Absorptionskoeffizient ist, der anhand von Messungen des Verbleibs von Pflanzenschutzmitteln in Boden und Bodenwasser berechnet wird.

SYSCOR wurde nicht für langfristige Abschätzungen konzipiert, könnte aber zu diesem Zweck angepasst werden. Zunächst werden alle Variablen, die im Zusammenhang mit der Exposition stehen, gemäß ihrer Bedeutung hierarchisch angeordnet. Hierbei wird auch die „behandelte Fläche“ einbezogen, die beispielsweise in ADSCOR bei der Punktvergabe (scoring) nicht berücksichtigt wird. Jede Variable wird in Kategorien aufgegliedert, die eine geringe, mittlere oder hohe Beteiligung an der Exposition widerspiegeln. Dann wird, basierend auf einem System, welches Bedeutung und Synergieeffekte einzelner Variablen berücksichtigt, eine Note für jede Variable entwickelt. Die Noten aller Variablen werden zur „Punktzahl der Exposition“ addiert, die in einem letzten Schritt durch die Toxizität geteilt wird, um den Risikoindikator zu erhalten. Der SYSCOR-Ansatz basiert auf dem Französischen SIRIS-System und beruht auf Experteneinschätzungen, sowohl was die Bedeutung der unterschiedlichen Variablen betrifft als auch in Bezug auf die Interaktionen der Variablen untereinander.

Differenzierung: s.o.

Alternativen: s.o.

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Die Indikatoren können Trends der Risikoentwicklung über die Zeit aufzeigen. Dadurch ist es z. B. möglich, Maßnahmen zur Risikominderung zu überprüfen oder die Ursachen steigender Gesamtrisiken zu ermitteln.

Risikoindikatoren erlauben keine Aussagen über tatsächliche Umweltbelastungen, sondern beschreiben das potenzielle Risiko, welches von der Anwendung eines Pflanzenschutzmittels oder eines Sets von Pflanzenschutzmitteln ausgeht. Die Aussagen sind beliebig aggregierbar. Die Nähe zum Umweltproblem und zum Handeln der Landwirte ist gewährleistet, wenn die relevanten Umweltmedien, die naturräumlichen Gegebenheiten und die Handlungsalternativen der Landwirtschaft berücksichtigt werden.²⁵

Da die Indikatoren sich auf aquatische Belastungen beschränken, wird derzeit nur eine Facette der Umweltrisiken des Pflanzenschutzmitteleinsatzes erfasst, die Wirkung auf terrestrische Ökosysteme bleibt hingegen noch unberücksichtigt. An entsprechenden Indikatoren wird gearbeitet.

Bei vergleichenden Anwendungen der drei Indikatoren wurden trotz identischer Input-Daten unterschiedliche Risikotrends ermittelt, was darauf zurückzuführen ist, dass die Indikatoren die Variablen bei der Berechnung unterschiedlich gewichten. So werden z. B. Uferrandstreifen in REXTOX und SYSCOR wesentlich mehr Bedeutung zugemessen als in ADSCOR. Eine Validierung der Variablenengewichtung ist daher eine notwendige Voraussetzung für die Auswahl des Indikators, der am besten in der Lage ist, das Risiko von Pflanzenschutzmitteln auf Wasser abzuschätzen.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: verschiedene

Verfügbarkeit: verschiedene

Erhebungsebene: verschiedene

Aussageebene: meist regional, national aggregierbar

Qualität: Stichproben, wissenschaftliche Untersuchungen, Experteneinschätzungen

²⁵ Wasserverunreinigungen beim Reinigen der Geräte, der Entsorgung von Pflanzenschutzmittelresten und Überläufe werden bei der Indikatorenberechnung nicht einbezogen, da der Indikator lediglich die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln erfasst. Nach Bach, Fischer und Frede (1999) sind dies die wichtigsten Eintragungspfade für Pflanzenschutzmittel in Gewässer, so dass diese bei einer Gesamtbewertung möglicher Umweltrisiken für Grund- und Oberflächenwasser zu berücksichtigen sind.

3.5.3 Deutscher Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator SYNOPSIS - Synoptisches Bewertungsmodell für Pflanzenschutzmittel

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *National examples of pesticide risk indicators*

Kurzbeschreibung: Der deutsche Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator SYNOPSIS berücksichtigt die potenzielle Wirkung von Pflanzenschutzmitteln in Boden und Oberflächenwasser, wobei die akuten und chronischen ökotoxikologischen Effekte bewertet werden.²⁶

Maßeinheit: Koeffizient

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving-force*

Aussage/Zweck des Indikators: siehe Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren, Risiko der Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHNUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode: Die Ermittlung des Umweltrisikos erfolgt in fünf Schritten:

1. Bestimmung der Kultur und der zu vergleichenden Behandlungsstrategien. Jede Strategie ist durch eine Anzahl von Wirkstoffen und deren Dosierung charakterisiert, wobei diese mit Informationen zur Anwendungszeit und dem dazugehörigen Entwicklungsstadium der Kultur verknüpft werden.
2.
 - a) Berechnung der Einträge in Oberflächenwasser und Boden (in Abhängigkeit von Abdrift, Bodenbedeckungsgrad und der Wahrscheinlichkeit der Nachbarschaft von Oberflächenwasser),
 - b) Berechnung der Konzentration im Boden über die Zeit (in Abhängigkeit von Bodentemperatur und DT50_s) und
 - c) Berechnung der Konzentration im Wasser über die Zeit (unter Berücksichtigung eines vorgegebenen *run-offs* und DT50_w) für jeden Wirkstoff.

²⁶ Zusätzlich kann das Umweltmedium Luft einbezogen werden (allerdings ohne Mengenbilanz und ohne Berücksichtigung ökotoxikologischer Effekte). Eine Bewertung des Grundwasserbelastungsrisikos ist durch eine Kopplung von SYNOPSIS an das Modell PELMO grundsätzlich möglich (Reus et al., 1999).

3. für jeden Wirkstoff (obligatorisch):
Berechnung von kurzfristiger Konzentration in Wasser und Boden
Berechnung von langfristiger Konzentration in Wasser und Boden
4. Das akute und chronische biologische Risiko der Wirkstoffe wird als Funktion der kurzfristigen und langfristigen Konzentration in Boden und Wasser sowie der LC50 (tödlichen Konzentration) und der NOEC (kein beobachtbarer Effekt) für Regenwürmer, Bienen, Algen, Daphnien und Fisch ermittelt.
5. Aggregation der Ergebnisse der einzelnen aktiven Wirkstoffe für den Vergleich unterschiedlicher Strategien

Für eine ausführliche Beschreibung der Berechnungsmethode siehe Gutsche und Rossberg (1997).

Differenzierung: -

Alternativen: siehe Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren bewerten generell nicht die tatsächliche Umweltbelastung sondern das potenzielle Risiko, welches von der Anwendung eines Pflanzenschutzmittels bzw. Sets von Pflanzenschutzmitteln ausgeht. Dadurch ermöglichen sie neben Ex-post-Analysen auch Prognosen über die Umweltwirkungen zukünftiger Wirkstoffe, Anwendungsstrategien, etc.

Der Zusammenhang zum Handeln der Landwirte ist über die in die Berechnung eingehenden Faktoren wie Auswahl des Pflanzenschutzmittels, Anwendungsmengen und -zeitpunkt in umfangreicher Form gegeben. Auch die Anlage von Uferrand- und Ackerlandstreifen als Puffer für den Eintrag über Spraydrift oder *Run-off* wird im Modell kalkuliert.²⁷

Untersucht werden die Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Bodenorganismen, Wasserlebewesen und, in der Version SYNOPSIS 3, auf terrestrische Saumbiotope. In diesen Bereichen findet eine umfassende Analyse anhand von „Stellvertreter-Organismen“ statt. Dabei dienen Regenwürmer als Stellvertreter für Bodenorganismen; Algen, Daphnien und Fische als Stellvertreter für Wasserlebewesen und Bienen als Stellvertreter für (nützliche) Insekten. Ähnlich wie bei der Verwendung von Zeigerpflanzen als Indikator

²⁷ Nicht berücksichtigt werden können hingegen Verstöße gegen das geltende Pflanzenschutzrecht (hierzu bedürfte es eigener Indikatoren, die auf Kontrollen basieren). Wie schon im Zusammenhang mit den OECD-Pflanzenschutzmittel-Risikoindikatoren angemerkt, müssen bei einer Gesamtbewertung mögliche Rechtsverstöße und andere Bereiche wie Pflanzenschutzmittel-Produktionsanlagen, Gerätereinigung oder Lagerhaltung berücksichtigt werden, um eine Unterbewertung des Umweltrisikos für Grund- und Oberflächenwasser durch Pflanzenschutzmittel auszuschließen.

für den Zustand bestimmter Biotope steht und fällt der Zusammenhang zwischen Indikator und Umweltproblem mit der Aussagefähigkeit/Repräsentativität der gewählten Stellvertreter. Sind diese eng mit dem Umweltzustand des jeweiligen Umweltmediums korreliert, so weist der Indikator einen guten Zusammenhang zum Umweltproblem auf.

Nicht einbezogen werden längerfristige (gekoppelte) Wirkungen auf die Nahrungsketten von Vögeln und Säugern. Aussagen über Biodiversität, wie z. B. die Veränderung der Artenvielfalt von Ackerwildkräutern, lassen sich daher aus dem Indikator nicht ableiten.

SYNOPS ist ein komplexes Modell mit einem hohen Berechnungs- und Datenaufwand. Die Risikoberechnung wird noch nicht regelmäßig angewendet. So wird beispielsweise die Datenerhebung auf Betrieben und die Koppelung mit GIS und *remote sensing* (RS)-Daten getestet. Prinzipiell bietet SYNOPS das Potential für eine jährliche Bewertung des Pflanzenschutzmittelrisikos. Dabei eignet es sich weniger für die Gegenüberstellung einzelner aktiver Wirkstoffe als für eine Umweltbewertung unterschiedlicher, in der Praxis gängiger, Pflanzenschutzstrategien.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: In das Berechnungsverfahren des Pflanzenschutzmittel-Risikoindikators geht eine Vielzahl an Informationen und Daten ein. Pflanzenschutzmittel-Ausbringungsmengen und Zeitpunkte wurden im Ackerbau in Stichproben im Jahr 2000 einzelbetrieblich erhoben (NEPTUN-2000²⁸). Angaben aus Geoinformationssystemen (ATKIS) geben beispielsweise Aufschluss über die Verteilung von Gräben und Wasserflächen, die durchschnittliche Hangneigung der Ackerflächen, den Bodentyp, etc.. Zudem gehen statistische Informationen über Anbaustrukturen im Ackerbau und Dauerkulturen auf Landkreisebene sowie Angaben aus den Zulassungsprüfungen der einzelnen Pflanzenschutzmittel ein.

Verfügbarkeit: bislang einmalige Erhebung von Daten zum Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau

Erhebungsebene: einzelbetriebliche Erhebungen auf insgesamt 942 Betrieben in 34 Regionen (naturräumliche Gliederung in 34 Boden-Klima-Regionen), ca. 30 Betriebe pro Region

Aussageebene: national

Qualität: auf nationaler Ebene repräsentative Stichprobe

²⁸ Analog wurden im Rahmen des NEPTUN-Projekts 2001-2002 Hopfen, Kern- und Steinobst und Erdbeeren und im Jahr 2003 der Weinbau (Neptun 2003) in die Erhebung einbezogen. Für weitere Informationen zum „Netzwerk zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands – NEPTUN“ siehe Rossberg et al. (2002) und http://www.bba.de/inst/fp/a_010.html.

3.6 Wasserverbrauch und Bewässerung

3.6.1 Landwirtschaftliche Wasserentnahme

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Water use intensity*

Kurzbeschreibung: Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahme an der nationalen Gesamtentnahme

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Insbesondere in Gebieten mit knappen Wasserressourcen ist der Wasserverbrauch der Landwirtschaft ein umweltpolitisch relevantes Thema.

- Durch die Wasserentnahme können Durchflussraten in Fließgewässern verringert werden und Wasserstress bzw. Austrocknung in benachbarten Ökosystemen (z. B. Feuchtgebiete) entstehen, wodurch die Fauna und Flora dieser Lebensräume gefährdet wird.
- Eindringen von Meerwasser (Versalzung) in Folge überhöhten Abpumpens von Grundwasser in Küstennähe.

Qualitative Wirkungen werden insbesondere von der Bewässerung hervorgerufen:

- Erhöhtes Risiko der Beeinträchtigung aquatischer und wasserabhängiger Ökosysteme durch Nährstoff- und Pflanzenschutzmittelauswaschung bei der Bewässerung

Die Landwirtschaft hat z. B. über die Auswahl der Kulturarten einen Einfluss darauf, ob eine Bewässerung notwendig ist. Durch die Nutzung angepasster (bzw. verbesserter) Techniken wie der Tröpfchenbewässerung kann der Ausnutzungsgrad des Wassers für die Pflanzen verbessert und dadurch die Wasserentnahme reduziert werden.

Je höher der Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahme an der nationalen Gesamtentnahme, umso höher wird der Anteil der Landwirtschaft am Risiko der genannten Umweltbelastungen eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Nitrat- und Phosphorkonzentration in Oberflächengewässern

Ziel-, Grenzwerte: Grenz- oder Richtwerte für den Anteil der landwirtschaftlichen Wassernutzung an der nationalen Gesamtentnahme existieren nicht. Für den Nutzungsdruck auf die verfügbaren Wasserressourcen hat die OECD Richtwerte definiert. Kriterium ist

dabei der Anteil der Wasserentnahme (aller Sektoren) an den gesamten verfügbaren Wasserressourcen (Umweltbundesamt, 2001: „Wasserdargebot“).

Anteil der Wassernutzung an den verfügbaren Wasserressourcen	Nutzungsdruck
< 10 %	niedrig
10 - 20 %	gering
20 - 40 %	mittel
> 40 %	hoch

Quelle: OECD 1998

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Im Gegensatz zum Wasserverbrauch, der die entnommene und nicht wieder eingeleitete Wassermenge charakterisiert, kann mit der Wasserentnahme keine Aussage über die Auswirkungen der einzelnen Sektoren auf die Ressource getroffen werden. So geben z. B. Wärmekraftwerke fast die gesamte entnommene Wassermenge (~98 %, Statistisches Bundesamt, 1998) wieder ab, nachdem das Wasser zur Kühlung verwendet wurde. Da nicht für alle Sektoren Angaben über den Wasserverbrauch vorliegen²⁹ und die Belastung des zurückgeführten „Abwassers“ zudem sehr unterschiedlich ausfällt, wird zur Bewertung quantitativer Aspekte der Wasserressourcennutzung generell die Wasserentnahme verwendet.

Berechnungsmethode: Quotient der landwirtschaftlichen Wasserentnahme (Bewässerung, Tierhaltung) und der nationalen Gesamtentnahme (Haushalte, Industrie, Stromerzeugung, etc.).

$$A_{LW} = \frac{B_{LW}}{B_G}$$

mit:

A_{LW} : Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahme

B_{LW} : Wasserentnahme der Landwirtschaft in Mio. m³ pro Jahr

B_G : Wasserentnahme aller Sektoren in Mio. m³ pro Jahr

Differenzierung: Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahme auf Bundeslandebene

²⁹ Angaben zum Wasserverbrauch liegen lediglich für die Industrie vor (Statistisches Bundesamt, 1998).

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Der Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahme an der nationalen Gesamtentnahme kann als Indikator im Langzeitvergleich Hinweise auf Veränderungen im relativen Umfang der landwirtschaftlichen Wassernutzung geben. Ein sinkender Langzeittrend kann aber neben dem Übergang zu einer Landnutzungspraxis mit effizienterem Wassermanagement oder einer Verringerung im Anbau von „Bewässerungskulturen“, auch durch steigenden Wasserverbrauch in anderen Sektoren, bedingt sein. Notwendige Voraussetzung für die Interpretation des Indikators ist daher die Angabe der Wasserentnahme in absoluten Zahlen. Der Indikator eignet sich dann auch als Bewertungsinstrument für die Umsetzungsrelevanz/Wirksamkeit politischer Maßnahmen für den Umgang der Landwirtschaft mit Wasserressourcen (z. B. durch Preissetzung) im Vergleich zur allgemeinen Wassernutzung.

Inwiefern eine Erhöhung des Anteils der (landwirtschaftlichen) Wasserentnahme zu negativen Umweltwirkungen führt, hängt von einer Reihe von Faktoren ab. So wird in einem Land, dem aufgrund seiner klimatischen Situation umfangreiche und sich erneuernde Wasserreserven zur Verfügung stehen, die Erhöhung des Anteils der Landwirtschaft am Gesamtwasserverbrauch nicht notwendigerweise zu einer Verknappung der Wasserressourcen führen. Allerdings können sich lokale Probleme im Zusammenhang mit bewässerungsbedingten Nährstoffausträgen ergeben oder verstärken. Für Länder mit ohnehin knappen Wasserressourcen und einem hohen Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtwasserentnahme eignet sich der Indikator als „Warnsignal“. Bei einem steigenden Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtwasserentnahme können anhand weiterer Informationen die Umweltwirkungen des Bewässerungslandbaus beobachtet werden, die Effizienz der Wassernutzung überprüft und ggf. politische Maßnahmen zur Beeinflussung des Wasserentnahmeverhaltens getroffen werden.

Für Länder mit hoher landwirtschaftlicher Nutzungsrate an der Gesamtwasserentnahme wird das Monitoring regionaler Wasserbilanzen und eines möglichen Absinkens des Grundwasserspiegels als wichtige ergänzende Angabe zum Indikator empfohlen.

DATENVERFÜGBARKEIT

	Quelle	Verfügbarkeit	Erhebungsebene	Aussageebene	Qualität
Landwirtschaftliche Wasserentnahme	Statistisches Bundesamt, Fachserie 19 Reihe 2.2: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie und in der Landwirtschaft ¹⁾	erstmalige Erhebung der Landwirtschaft 1998 Erhebung im 4-jährigen Turnus	einzelbetrieblich	Bundeslandebene	Totalerhebung
Wasserentnahme für die Tierhaltung	wird nicht statistisch erfasst, Möglichkeit einer Abschätzung über den Wasserbedarf einzelner Tierarten bezogen auf die Gesamtzahl der entsprechenden Tierart:				
Tierbestandszahlen	Statistisches Bundesamt: Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei Reihe 2.1.3 Viehhaltung der Betriebe bzw. Reihe 4: Viehbestand und tierische Erzeugung	Jährlich (für Rinder, Schweine und Schafe), sonst 2-jährig, für das Jahr 1998 stehen keine Tierzählungsdaten zur Verfügung (nur für 1996/97 und 1999 da die Tierzählung und die Bodennutzungshaupterhebung zusammengeführt wurden	einzelbetrieblich	national u. Bundesländer Kreise/Regierungsbezirke	Totalerhebung alle 4 Jahre, repräsentative Stichprobe in den Zwischenjahren
Wasserbedarf der einzelnen Tierarten	z. B.: Lehrbücher der Tierernährung, Stallbau-Merkblätter (z. B. DLG) etc.			national	
Wasserentnahme anderer Sektoren:	Industrie (verarbeitendes Gewerbe), Wärmekraftwerke Öffentliche Wasserversorgung: private Haushalte, Handwerk und Kleingewerbe, Öffentliche Wasserversorgung: gewerbliche und sonstige Abnehmer	alle 3 Jahre		Bundeslandebene	

1) In Zukunft wird wegen des unterschiedlichen Erhebungsturnus keine gemeinsame Veröffentlichung der landwirtschaftlichen Bewässerungswasserentnahme und der sonstigen (Industrie) Wasserentnahme erfolgen. Während die Wasserentnahme der Industrie weiter alle drei Jahre in der Reihe 2.2 erscheint, werden die bewässerungsbezogenen Daten im vierjährigen Turnus entweder in einer Sonderpublikation oder im Statistischen Jahrbuch veröffentlicht.

Problematisch ist die mangelnde Verfügbarkeit statistischer Daten zur landwirtschaftlichen Wasserentnahme für den Bereich der Tierproduktion in Deutschland. In Ländern wie Polen, Dänemark und Belgien hat die Bewässerung z. B. nur einen Anteil von etwa 40 % (OECD, 2001), während die Entnahme für die Tierhaltung (Tränkewasser, Stallreinigung, etc.) den größeren Anteil der gesamten landwirtschaftlichen Wasserentnahme ausmacht.

Bei der Wasserentnahme für die Bewässerung bzw. den bewässerten Flächen werden in der Statistik landwirtschaftliche Kulturen, gärtnerische Kulturen und Dauerkulturen unterschieden. Dadurch, dass die Erhebung der Bewässerungsmenge nur im vierjährigen Turnus erfolgt, werden (mit Ausnahme von 1998) keine einheitliche Vergleichsjahre erreicht (die anderen Sektoren werden alle drei Jahre erhoben).

Grundsätzlich hätten jährliche Erhebungen und die Bildung mehrjähriger Durchschnitte den Vorteil, dass witterungsbedingte Schwankungen, die einen erheblichen Einfluss auf die Bewässerungsmenge haben, ausgeglichen werden könnten.

3.6.2 Effizienz der Wassernutzung

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: Water use efficiency

Kurzbeschreibung: Der Indikator ist in zwei Subindikatoren untergliedert:

- technische Effizienz der Wassernutzung und
- ökonomische Effizienz der Wassernutzung.

Dabei wird der Ertrag der Bewässerungskulturen in Mengeneinheiten bzw. monetär bewertet auf das eingesetzte Bewässerungsvolumen bezogen.

Maßeinheit: Koeffizient

Einordnung ins DSR-Konzept: Driving force

Aussage/Zweck des Indikators: Wie alle Effizienzindikatoren basiert der Indikator Wassernutzungseffizienz auf einer Verknüpfung ökologischer (Wasserentnahme) und ökonomischer (Produktionsmenge, Produktionswert) Aspekte.

Hintergrund ist die Überlegung, dass die in vielen Regionen knappe Ressource Grund- und Oberflächenwasser nicht unproduktiv „vergeudet“, sondern mit möglichst hohem Wirkungsgrad eingesetzt werden sollte.

Je mehr (Produktionsmenge oder Produktionserlös) mit einer bestimmten Einheit Wasser erzeugt wurde, umso effizienter wird die Ressource Wasser genutzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Bewässerungstechnologie

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: -

Berechnungsmethode:

Technische Effizienz: Quotient aus der Produktionsmenge ausgewählter Bewässerungskulturen und den aufgewendeten Bewässerungsvolumen.

$$TE_{BW} = \sum_i \frac{PM_i}{V_{BW\ i}}$$

mit:

TE_{BW} : Technische Effizienz der Wassernutzung ausgewählter Bewässerungskulturen

PM_i : Produktionsmenge (in t) der Kultur i (z. B. Zuckerrüben, Kartoffeln, Weizen)

$V_{BW\ i}$: Menge (Volumen) des für die Kultur i aufgewendeten Bewässerungswassers in m^3

Ökonomische Effizienz: Die OECD schlägt für die Berechnung der ökonomischen Effizienz zwei verschiedene Herangehensweisen vor.

A Quotient aus dem monetären Wert der landwirtschaftlichen Produktion aus Bewässerungskulturen und dem genutzten Bewässerungsvolumen:

$$\ddot{O}E_{BW} = \sum_i \frac{PW_{BW\ i}}{V_{BW\ i}}$$

mit:

$\ddot{O}E_{BW}$: Ökonomische Effizienz der Wassernutzung

$PW_{BW\ i}$: Produktionswert der Bewässerungskultur i

$V_{BW\ i}$: Menge (Volumen) des für die Kultur i aufgewendeten Bewässerungswassers in m^3

B Quotient aus dem Mehrwert bewässerter Kulturen³⁰ und dem genutzten Bewässerungsvolumen:

$$\text{ÖE}_{BW} = \sum_i \frac{(DB_{BW\ i} - DB_i)}{V_{BW\ i}}$$

mit:

ÖE_{BW} : Ökonomische Effizienz der Wassernutzung

$DB_{BW\ i}$: Deckungsbeitrag der bewässerten Kultur i

DB_i : Deckungsbeitrag der regengespeister Kultur i

$V_{BW\ i}$: Menge (Volumen) des für die Kultur i aufgewendeten Bewässerungswassers in m³

Differenzierung: Technische Effizienz, bezogen auf einzelne Bewässerungskulturen

Alternativen: Als Hinweis für eine verbesserte technische Effizienz der Wassernutzung kann eine raschere Zunahme der gesamten bewässerten Fläche im Vergleich zur Wachstumsrate des Wasserverbrauchs für die Bewässerung herangezogen werden.

Die Wasserpreissetzung für die Landwirtschaft kann einen Einfluss auf die Effizienz der Bewässerung haben. So stellen z. B. subventionierte bzw. extrem niedrige Wasserpreise für die landwirtschaftliche Bewässerung keinen Anreiz für die Anschaffung wassersparender Bewässerungstechniken dar. Die Entwicklung des Preises für die landwirtschaftliche Wasserentnahme im Vergleich zu der Wasserentnahme anderer Sektoren könnte daher ebenfalls als Indikator für einen effizienten Wassereinsatz dienen.

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Die Aussagefähigkeit des Indikators ist gering, da die potentiell negativen Umweltwirkungen der Bewässerung unabhängig von der Bewässerungseffizienz sind. Faktoren wie etwa die Wasserverfügbarkeit und die ökologische Ausstattung einer Region sind hierfür von Bedeutung.

Wie andere Effizienzindikatoren kann der Indikator aber verwendet werden, um nachzuvollziehen, welche Produzenten einen bestimmten Ertrag mit den geringsten Wasserentnahme erzielen. Die Produktionsmenge hängt allerdings neben dem Wirkungsgrad der

³⁰ In dem einzigen Beispiel einer Berechnung der ökonomischen Effizienz der Wassernutzung (Japan) wird allerdings der monetäre Wert der Produktion einer Kultur (Reis) direkt der für die Erzeugung aufgewendeten Wassermenge gegenübergestellt (Yen/l Wasser) (vgl. OECD, 2001).

verwendeten Bewässerungsanlagen³¹ unter anderem von Bodenqualität, Witterung, Düngung, Pflanzenschutz, Pflanzenzüchtung bzw. Sortenwahl ab. Um diese die gesamte Pflanzenproduktion beeinflussenden Faktoren auszuklammern, sollte bei der Berechnung der technischen Effizienz, analog zur Berechnung der ökonomischen Effizienz (Berechnung **B**) nur der Mehrertrag aus dem Bewässerungsanbau im Vergleich zum regengespelsten Anbau ausgewählter Kulturen verwendet werden.

Allerdings ist es bei der von der OECD vorgeschlagenen, über alle Kulturarten aggregierten Darstellungsform kaum möglich, einzelne Bestimmungsfaktoren für Veränderungen in der Effizienz der Wassernutzung herauszufiltern. Um ableiten zu können, ob beispielsweise aus einer erhöhten Effizienz der Wassernutzung eine Verbesserung der Umweltsituation resultiert, wären zusätzlich Informationen über das Wasseraufkommen und den Wasserbedarf des jeweiligen Agrarökosystems notwendig.³²

Der Bezug auf die Erntemenge kann aufgrund der unterschiedlichen Ertragspotenziale verschiedener Kulturen (Zuckerrüben, Reis, Maniok, etc.) insbesondere bei internationalen Vergleichen irreführend sein. Hier hat der Indikator in der Ausprägung „Ökonomische Effizienz“ durch die Verwendung monetärer Werte Vorteile. Für einen Vergleich zwischen Ländern sollte allerdings Berechnungsform **B** (Mehrwert) dieses Indikators verwendet werden, da sich sonst Unterschiede in der Nachfrage, den Marktordnungen sowie der Weltmarktpreisentwicklung auf die Preisentwicklung der Bewässerungskulturen auswirken und die Interpretation des Indikators erschweren können.

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: Die zur Berechnung des Indikators notwendigen Daten

- Produktionsmenge der Bewässerungskulturen (in t),
- Wasserentnahme für die Bewässerung nach Kulturen (in m³) und
- nach bewässerter und regengespelster Produktion differenzierte Deckungsbeiträge

werden in Deutschland nicht statistisch erhoben.

³¹ Der Wirkungsgrad drückt dabei aus, wie hoch der Anteil des Bewässerungswassers ist, der effektiv der Pflanze zur Verfügung steht. Bis zu 55 % des zur Bewässerung entnommenen Wassers erreicht nicht die Kulturpflanze, sondern geht während der innerbetrieblichen Verteilung, Zufuhr auf dem Feld und durch fehlerhafte Bewässerungssysteme ungenutzt verloren (OECD, 2001). Bei der Tropfenbewässerung können z. B. Wirkungsgrade von 90 % erzielt werden (SRU, 1985).

³² Aus ökologischen Gesichtspunkten ist es wenig relevant, ob dem grundwasserabsenkungsbedingten Verlust an biologischer Vielfalt 5 oder 10 Tonnen Ertrag bzw. Erlöse von 5.000 oder 10.000 \$ gegenübergestellt werden. Solche Informationen wären brauchbar, wenn der Verlust an Umweltqualität bzw. deren Wiederherstellung ebenfalls monetär bewertbar wären.

Verfügbarkeit: -

Erhebungsebene: -

Aussageebene: -

Qualität: -

3.6.3 Wasserstress

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Water stress*

Kurzbeschreibung: Anteil der Flüsse ohne definierte minimale Referenzdurchflussraten, denen Wasser für Bewässerungszwecke entnommen wird bzw. deren Wasserstand für Bewässerungszwecke reguliert wird.

Maßeinheit: %

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Überhöhte und unzeitgemäße Entnahme von Bewässerungswasser aus Flüssen kann zu einer Herabsetzung der Durchflussrate von Fließgewässern (bis hin zur Austrocknung) führen. Massive Störungen des Wassergebietshaushaltes und aquatischer und semiaquatischer Habitats (Veränderung der Lebensräume von Flora und Fauna, Verschiebung des Artenspektrums) sowie ein verändertes Stoffaustragsverhalten aus Sedimenten (Quellen-Senken-Funktion) sind mögliche Konsequenzen. Da diese Effekte nur schwer zu identifizieren sind, wird als „Stellvertreter“ (*surrogate*)-Indikator der Anteil der Flüsse herangezogen, für die keine minimalen Referenzdurchflussraten festgelegt worden sind.

Je mehr Flüsse zur Bewässerung herangezogen werden, ohne dass Kenntnisse bzw. Regelungen zum Mindestwasserabfluss bestehen, umso höher wird das Risiko des Eintretens von Wasserstress in aquatischen und semiaquatischen Ökosystemen eingeschätzt.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: biologische Vielfalt wildlebender Arten

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Der Durchfluss ist das Wasservolumen, das pro Zeiteinheit den Querschnitt eines Gewässers durchfließt. Die Festlegung von Referenzdurchflussraten soll flussabwärts einen hinreichenden Wasserdurchfluss sicherstellen. Wasserstress entsteht zwar nicht direkt durch mangelnde Regulierung, es wird aber davon ausgegangen, dass dort, wo eine Regulierung der Durchflussraten existiert, die Gefahr überhöhter Entnahmen eingeschränkt ist.

Berechnungsmethode: Dieser Indikator wird wie folgt berechnet:

$$A_{Fl} = \frac{Fl_B}{Fl_G}$$

mit:

A_{Fl} : Anteil der „Bewässerungsflüsse“ ohne Festlegung minimaler Referenzdurchflussraten

Fl_B : Anzahl der „Bewässerungsflüsse“ ohne Festlegung minimaler Referenzdurchflussraten

Fl_G : Anzahl aller „Bewässerungsflüsse“

Differenzierung: -

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Da das von der Landwirtschaft in Deutschland zur Bewässerung eingesetzte Wasser kaum Fliessgewässern entnommen wird, sondern zu über 70 % aus Grund- oder Quellwasser stammt, ist die Beziehung zwischen Durchflussraten und der landwirtschaftlichen Bewässerung kaum gegeben.

Auch zwischen dem zu bewertenden Umweltproblem und dem Indikator besteht kein kausaler Zusammenhang. Die Existenz definierter Referenzdurchflussraten in einem großen Anteil der Flüsse, aus denen Bewässerungswasser entnommen wird, kann zwar darauf hindeuten, dass ein Problem identifiziert und erste Maßnahmen zu dessen Eindämmung ergriffen wurden. Ebenso gut kann aber das Fehlen definierter Referenzdurchflussraten darauf hindeuten, dass der Wasserstress in Fliessgewässern kein Umweltproblem darstellt.

Konflikte in der Wassernutzung, wie z. B. zwischen Umweltschutzziele und einer zu hohen Wasserentnahme der Landwirtschaft und/oder anderen Wassernutzern, werden von dem Indikator nicht erfasst. Dazu müssten nicht nur minimale Durchflussraten festgelegt

werden, sondern deren Einhaltung kontrolliert und gegebenenfalls Verfügungsrechte zugeteilt werden. Der Indikator stellt insofern nur eine Bestandsaufnahme der grundlegenden Voraussetzungen für ein Wassermanagement dar.

Zudem ist die Festlegung der minimalen Durchflussraten ein Verfahren, welches nach unterschiedlichen, nicht notwendigerweise ökologischen Kriterien durchgeführt wird. Beispielsweise können minimale Durchflussraten im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit von Wasserkraftwerken definiert werden oder um inter-regionale Wasserabflussrechte zuzuweisen (z. B. zwischen kanadischen Provinzen, OECD, 2001).

DATENVERFÜGBARKEIT

Quelle: In Deutschland existieren Referenzdurchflussraten lediglich in Bezug auf einige Wasserkraftwerke (OECD, 2001). Diesbezügliche methodische Grundlagen wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegeben.

Verfügbarkeit: -

Erhebungsebene: -

Aussageebene: -

Qualität: -

3.7 *Off-site*-Effekte des Bodenabtrags

3.7.1 Wasserrückhaltekapazität

BESCHREIBUNG

OECD-Bezeichnung: *Water retaining capacity*

Kurzbeschreibung: Die Menge an Wasser, die kurzzeitig in und auf landwirtschaftlich genutzten Böden zurückgehalten werden kann.

Maßeinheit: t/ha, t gesamt bzw. prozentuale Veränderung

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force*

Aussage/Zweck des Indikators: Böden mit geringer Wasserhaltekapazität begünstigen den Abfluss von Niederschlägen, insbesondere in Verbindung mit steilen Hängen und hohen saisonalen bzw. akut auftretenden Niederschlägen. Der Abfluss von Oberflächenwasser von landwirtschaftlichen Nutzflächen kann zu Erosion, Überschwemmung, Überflutung und in extremen Fällen auch zu Erdbeben führen.

Die maßgeblichen Umwelteffekte betreffen Oberflächengewässer und durch sie beeinflusste Habitate, wobei die Schäden durch Veränderungen in der hydrochemischen Zusammensetzung durch sedimenteintragsbedingte Nährstoffzufuhr (insbesondere Phosphateinträge) bedingt sind. Zudem kann der Abfluss von Oberflächenwasser in verringerten Grundwasserneubildungsraten resultieren.

Naturräumliche Rahmenbedingungen (Relief), Landschaftswassermanagement und betriebliches Management beeinflussen die Wasserrückhaltekapazität von Böden. Durch Bodenbearbeitung, Terrassierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung des Humusgehaltes und Gewährleistung einer möglichst kontinuierlichen Bodendeckung kann die Wasserrückhaltekapazität erhöht werden. Drainagen begünstigen den schnellen Wasserabfluss und reduzieren damit den Wasserrückhalt in der Landschaft. So können zwar einerseits die Gefahren der Überschwemmung und Überflutung von landwirtschaftlichen Flächen verringert werden, andererseits wird dieses Risiko in andere Gebiete verlagert und dort unter Umständen z. B. das Hochwasserrisiko verschärft.

Je höher die kurzzeitige Wasserrückhalte- bzw. Pufferungskapazität der LF (landwirtschaftlich genutzte Fläche) ist, umso geringer ist das Risiko wasserabflussbedingter negativer (Umwelt)effekte.

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Nitrat- und Phosphorkonzentration in Oberflächengewässern, Sedimentaustrag

Ziel-, Grenzwerte: Derzeit sind keine Richtwerte vorhanden. Als Alternative zu starren Grenzwerten wird ein Vergleich zwischen den ermittelten Werten und denen natürlicher Vegetation bzw. urbaner Nutzung vorgeschlagen (OECD, 2001).

BERECHNUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte: Als Wasserhaltekapazität wird die Menge an Wasser verstanden, die kurzzeitig **in** und **auf** landwirtschaftlich genutzten Böden und durch landwirtschaftliche Bewässerungs- und Drainagesysteme/Wasserrückhaltebecken zurückgehalten werden kann.

Berechnungsmethode:

$$WHK = W_b + W_a + W_d$$

mit:

WHK : Wasserhaltekapazität (in t/ha)

W_b : Wasserhaltekapazität **in** landwirtschaftlich genutzten Böden (in t/ha)

W_a : Wasserhaltekapazität **auf** landwirtschaftlich genutzten Böden (z. B. in Überflutungsreservoirs) (in t/ha)

W_d : Wasserhaltekapazität durch Bewässerung und Drainage (in t/ha)

und:

$$W_b: \quad \Sigma (A_i * P_i * F_{i1} * F_{i2} * \dots)$$

mit:

A_i : Gebiet unter Landnutzung i (in ha)

P_i : Wasserhaltekapazität pro ha bei Landnutzung i (t/ha)

F_{ij} : Anpassungsfaktoren für unterschiedliche Bodenarten, Bodenbearbeitungsformen, etc.

i : Landnutzung (Grünland, Ackerbau, Gemüse etc.)

F_{ij} : erhält man durch $F_{ij} = F_i (F_k * R_k)$

wobei:

F_k : Anpassungsfaktor für die Merkmalsausprägung k

R_k : Flächenanteil der Merkmalsausprägung k ($\sum R_k = 1$)³³

In der aktuellen Darstellung der OECD (2001) wird eine vereinfachte Berechnungsmethode angewandt, bei der lediglich die Wasserhaltekapazität **in** landwirtschaftlich genutzten Böden (W_b) einbezogen wird. Bei der Ermittlung von W_b wird die Fläche der Landnutzungen (A_i) Acker, Grünland, und Dauerkulturen mit dem Faktor der Wasserhaltekapazität (P_i) multipliziert.

Differenzierung: Da das Umweltproblem regional auftritt, ist eine Berechnung für „Problemgebiete“ zielgerichteter. Dadurch könnten die bei einer nationalen Darstellung unvermeidbaren Überlagerungen von hohen und niedrigen Wasserhaltekapazitäten sowie unterschiedlicher Ursachen und Einflussfaktoren ausgeschlossen werden.

Alternativen: Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (BMU, 2001)

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Bei dem Indikator handelt es sich um einen Risikoindikator, der die potenzielle Gefahr von Wasserabflüssen aus der Landwirtschaft bewerten soll. Eine enge Beziehung zum Problem Überschwemmungen und Erdbeben besteht in Deutschland nicht, da als Verursacher von oberflächlichem Wasserabfluss in erster Linie Flächenversiegelung und Begrünung von Flussläufen (insofern sie mit einer Verringerung der Retentionsräume einhergehen) angesehen werden.

Die Wirkung der in Deutschland bedeutsameren, dem landwirtschaftlichen Wasserabfluss zuzuordnenden Umweltprobleme: Eintrag von Sedimenten und Nährstoffen in Gewässer und Biotop lässt sich durch diesen Indikator nur schwer fassen. Voraussetzung hierfür wäre die Verknüpfung des Indikators mit Informationen über die potenzielle Gefährdung

³³ Die OECD (2001) gibt als Beispiel für einen Anpassungsfaktor der **Bodenbearbeitung** (FCT) von Ackerland: $FCT = 1,0 * 0,5 + 0,7 * 0,3 + 0,5 * 0,2 = 0,81$ mit den Anpassungsfaktoren und Flächenanteilen für die Merkmalsausprägung „Bodenbearbeitung“:

- für konventionelles Pflügen 1,0 und 0,5 (50 % der Flächen werden konventionell gepflügt)
- für nichtwendende Bodenbearbeitung 0,7 und 0,3 (auf 30 % der Flächen wird nicht-wendende Bodenbearbeitung durchgeführt, diese hat entsprechend der OECD eine geringere Rückhaltekapazität [0,7] als die konventionelle wendende Bodenbearbeitung)
- für Direktsaatverfahren 0,5 und 0,2 (20 % der Flächen werden im Direktsaatverfahren bewirtschaftet)

Der Anpassungsfaktor für die **Bodenart** (FCS) von Ackerland: $FCS = 1,0 * 0,8 + 1,5 * 0,2 = 1,1$

Anpassungsfaktoren und Flächenanteile für die Merkmalsausprägung „Bodenart“ sind:

- für die verbreitetste Bodenart 1,0 und 0,8 (80 %)
- für die sonstige Bodenart 1,5 und 0,2 (20 %)

In diesem Beispiel hat die verbreitetste Bodenart, die auf 80 % der Flächen vorkommt, eine geringere Wasserrückhaltekapazität als die „sonstige“ Bodenart.

der Flächen (topographischen, klimatischen und hydrologischen Bedingungen) sowie Angaben zur Nähe von Gewässern und Biotopen.

Bei den bislang vorliegenden, ausschließlich auf die Nutzungsform bezogenen Wasserhaltekapazitätsfaktoren sind Veränderungen des Indikators lediglich auf Veränderungen der Flächennutzung bzw. der landwirtschaftlich genutzten Fläche zurückzuführen. Eine Interpretationsmöglichkeit im Hinblick auf die Veränderungen des bewirtschaftungsbedingten Risikos von umweltgefährdeten Wasserabflüssen kann somit nicht erfolgen. Hierzu müssten zumindest die im Berechnungsalgorithmus des Indikators vorgesehenen Faktoren Bodenart und -bearbeitung einbezogen werden.

DATENVERFÜGBARKEIT

	Quelle	Verfügbarkeit	Erhebungsebene	Aussageebene	Qualität
Ai: Landnutzung (Flächennutzung)	Statistisches Bundesamt, Fachserie 3, Reihe 3.1.2: Landwirtschaftliche Bodennutzung	jährlich	einzelbetrieblich	Bundesländerebene	Erhebung jedes vierte. Jahr im Rahmen einer Totalerhebung, in den Zwischenjahren auf Basis einer repräsentativen Stichprobe
Wb: Wasserhaltekapazität in landwirtschaftlich genutzten Böden	n.v.				
Pi: Wasserhaltekapazität pro ha bei Landnutzung i	n.v.				
Fij: Anpassungsfaktoren für k (Bodenart, Bodenbearbeitung)	n.v.				
Fk Faktor für k: Bodenart	Angaben existieren lediglich zur Feldkapazität (Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit 2001: Hydrologischer Atlas Deutschland)	2001	k.A.	geographische Einheiten in Kategorien von „gering“ < 100 mm bis „sehr hoch“ > 500 mm	k.A.
Fk Faktor für k: Bodenbearbeitung	n.v.				
Rk Flächenanteil von k: Bodenart	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.): Bodentbestandskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000.	1998	Homogenisierte Zusammenführung der Bodenübersichtskarten aus BRD und DDR.	Verbreitung der Böden in der Deutschland, Grenzen von 12 Bodenregionen mit unterschiedlicher Bodengeographie, 72 Bodeneinheiten zu sieben Gruppen von Bodeneinheiten zusammengefasst	
Rk Flächenanteil von k: Bodenbearbeitung	n.v.				
Wa: Wasserhaltekapazität auf landw. genutzten Böden (Überflutungsservois etc.)	n.v.				
Wd: Wasserhaltekapazität durch Bewässerung und Drainage	n.v.				

3.7.2 Sedimenteintrag

Beschreibung

OECD-Bezeichnung: *Off-farm sediment flow*

Kurzbeschreibung: Menge an Bodensedimenten, die durch Erosion außerhalb landwirtschaftlich genutzter Flächen abgelagert werden können bzw. abgelagert werden.

Maßeinheit: verschiedene Einheiten

Einordnung ins DSR-Konzept: *Driving force* bzw. *state* (je nach Berechnungsform)

Aussage/Zweck des Indikators: Der Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen kann eine Reihe von Umweltproblemen hervorrufen:

- Verunreinigung, in Extremfällen Verschüttung von Flussbetten und Stauseen durch Schwebstoffe und Sedimente
- Beeinträchtigung der Trinkwassergewinnung
- Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer und durch sie beeinflusste Habitate: Schäden entstehen insbesondere durch Veränderungen in der hydrochemischen Zusammensetzung durch sedimenteintragsbedingte Nährstoffzufuhr (Phosphat-Einträge)
- Beeinträchtigung der Luftqualität (Stäube) und atmosphärische Belastungen durch Winderosion

Der Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen wird durch Wasser- und Winderosion hervorgerufen. Durch eine Vielzahl unterschiedlicher Erosionsschutzmaßnahmen wie z. B. Mulch- und Direktsaatverfahren, Zwischenfruchtanbau, Fruchtfolgemeasures, Brachebegrünung und die Anlage von Strukturelementen kann der Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen (sowie die Erosionsschäden auf der Fläche) verringert oder verhindert werden.

Je geringer der Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässer und auf nicht-landwirtschaftlich genutzte Flächen ist, umso unbedeutender sind die damit einhergehenden Umweltbelastungen für diese Ökosysteme (*off-site*-Effekte).

Beziehungen zu anderen Indikatoren: Risiko von Wasser- und Winderosion, Nitrat- und Phosphorkonzentration in Oberflächengewässer

Ziel-, Grenzwerte: -

BERECHUNGSMETHODE UND ZUGRUNDE LIEGENDE DEFINITIONEN

Definitionen und Konzepte:

Zwei Ansätze wurden bei der Entwicklung des Indikators verfolgt:

1. Der „*Off-Farm Sediment Flow*“ (OFSF)-**Risiko**indikator schätzt die potenzielle Menge der Bodenerosionsedimente, die von landwirtschaftlichen Flächen auf nichtlandwirtschaftliche bzw. Wasserflächen transferiert werden können
2. Der OFSF **Zustands**indikator misst den Sedimenteintrag in Fließgewässer

Berechnungsmethode:

Die OECD (2001) hat bisher keinen einheitlichen Berechnungsalgorithmus für den Indikator vorgelegt. Die beschriebenen Risikoindikatoransätze basieren auf Vorschlägen von Griechenland (Risikoindikator 1) und Japan (Risikoindikator 2) die bei einem Experten-Workshop der OECD im Jahr 1999 präsentiert wurden.

1. Berechnungsmethoden für die OFSF Risiko-Indikatoren (A und B):

$$A \quad OFSF(\text{Risiko}) = f(T, C, S, K, L)$$

mit:

T: Zeitdauer seit Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung

C: Bewirtschaftungsart

S: Bodenmorphologie

K: Erodibilität

R: Klimazone

L: Beweidungskapazität

Die Parameter werden in Hinblick auf ihre räumliche Verteilung beschrieben und analysiert, wobei eine Gewichtung anhand von Experteneinschätzungen vorgenommen wird.

B Der Ausgangspunkt des zweiten Vorschlags für die Berechnung des OFSF-**Risiko**indikators liegt in der Verwendung einer angepassten *Universal Soil Loss Equation* (USLE). Dabei soll identifiziert werden, inwieweit eine bestimmte Landnutzungsart bzw. eine Bewirtschaftungsform den Sedimentaustrag verringert.

$$E_0 = \frac{E_1 * E_2 * E_3 * (E_4 + E_5)}{2} * 100 \quad (1)$$

mit:

*E*₀: Wert der Bodenerodibilität

*E*₁: Niederschlagskoeffizient

E_2 : Hangneigungskoeffizient

E_3 : Landnutzungskoeffizient

E_4 : Bodenkoeffizient

E_5 : Bodentexturkoeffizient

Der effektive Bodenverlust in Tonnen/ha/Jahr wird aus:

$$E = k * E_0 \quad (2) \quad \text{berechnet,}$$

mit:

k : Bodenverlustkoeffizient (aus empirisch gewonnenen Daten, beträgt für Japan 2,5³⁴)

Ein Referenzwert (*benchmark*) für den Sedimentabtrag kann durch eine Verknüpfung der Gleichungen (1) und (2) mit Annahmen über die Bodenbedeckung ermittelt werden. Der Sedimentabtrag, der durch eine Aktivität verhindert wird, wird aus der Differenz zwischen dem Sedimentaustag der betrachteten Fläche und dem Sedimentaustag in einer definierten Standardflächennutzung berechnet:

$$E_p = E_b - E_m$$

mit:

E_p : verhinderter Sedimentaustag

E_b : Sedimentaustag in der Referenzsituation (Standardflächennutzung)

E_m : Sedimentaustag bei einer bestimmten Aktivität

2. Berechnung des OFSF Zustands-Indikators:

Basis für die Berechnung des OFSF-Zustandsindikators sind Messungen, bei denen Schwebstoffkonzentrationen an ausgewählten Flussmessstellen erhoben werden. Zudem werden Angaben zu den täglichen Durchflüssen an den Schwebstoffmessstellen zugeordneten Pegeln benötigt. Für die Berechnung bzw. Abschätzung der jährlichen Schwebstofffrachten existieren verschiedene mathematisch-statistische Berechnungsmethoden. Allgemein werden die Methoden, die auf den real gemessenen Werten basieren und eine direkte Ableitung einer Fracht ermöglichen, von denen unterschieden, die ausgehend von einer begrenzten Anzahl an Messwerten auf fehlende Messtage schließen bzw. vollständige, neue Wertereihen generieren. Die Qualität der berechneten Schätzfrachten ist in ho-

³⁴ Ishihara (1990), zitiert in OECD (2001).

hem Maße von der Messfrequenz, der Probenahmestrategie und von der naturräumlichen und hydrologischen Variabilität des Flussgebiets abhängig³⁵.

Differenzierung: nach Gewässereinzugsgebieten (überwiegend landwirtschaftlich bzw. ackerbaulich genutzte Gebiete)

Alternativen: -

AUSSAGEFÄHIGKEIT

Während anhand der Risikoindikatoren eine Einschätzung des Anteils der Landwirtschaft an den *off-site* Erosionsschäden ermöglicht werden soll, wird mit dem Zustandsindikator eine Aussage zur effektiven Gewässerbelastung durch Sedimenteinträge getroffen, ohne dabei den Anteil der Landwirtschaft abschätzen zu können. Die Landwirtschaft verursacht nur einen Teil der Sedimenteinträge, z. B. ca. 50 % in Italien (OECD, 2001), so dass die Interpretation des Indikators ohne zusätzliche Informationen über die Entwicklung der Anteile landwirtschaftlicher und nichtlandwirtschaftlicher Quellen schwierig ist.

Die beiden Berechnungsformen für das Risiko von *off-site*-Erosionswirkungen sind nicht für eine Umsetzung des Indikators geeignet.³⁶ Als Vergleichsangaben zu den Sedimenteinträgen in Gewässer könnten die im Rahmen der Risikoindikatoren der Wind- und Wassererosion berechneten Erosionsmengen herangezogen werden. Diese sind jedoch wiederum nicht in der Lage den „*off-site*“-Aspekt des Sedimentaustrags und speziell die resultierende Gewässerbelastung einzubeziehen.

³⁵ Für eine ausführliche Darstellung der Problematik siehe z. B. Hellmann (1986), Symader (1988), Bundesforschungsanstalt für Gewässerkunde (1994 und 1997).

³⁶ Die erste Berechnungsform basiert auf Experteneinschätzungen, eine Methodik, die im Hinblick auf eine internationale Vergleichbarkeit von Indikatoren grundsätzlich problematisch ist. Die Einbeziehung der Nutzungsaufgabe als erosionsbeeinflussender Faktor ist auf die in einigen südeuropäischen und asiatischen Ländern herrschende Problematik der Bewirtschaftungsaufgabe terrassierter Felder, dem Verfall der Terrassen und der damit einhergehenden Erhöhung des Erosionsrisikos zurückzuführen. Als Konsequenz einer Nutzungsaufgabe in mittel- und nordeuropäischen Bedingungen erfolgt hingegen meist eine Verbuschung bzw. Bewaldung, die im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen ein geringeres Erosionsrisiko aufweist.

Bei der angepassten USLE fehlen Angaben zur Spezifizierung des Umstellungskoeffizienten (k) und eine plausible Herleitung des Berechnungsalgorithmus. Unklar bleibt bei beiden Berechnungsarten, wie der Zielsetzung, speziell „*Off-site*“-Wirkungen zu untersuchen, entsprochen werden soll. Ob die Ablagerung des erodierten Materials auf landwirtschaftlichen Flächen oder auf nichtlandwirtschaftlichen Flächen erfolgt, lässt sich anhand der dargelegten Berechnungsformen nicht quantifizieren.

DATENVERFÜGBARKEIT

(für den OFSF Zustands-Indikator)

	Schwebstoffmessungen	Abflussraten
Quelle	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Gewässerkundliches Jahrbuch (DGJ)
Verfügbarkeit	Umweltämter der Bundesländer im Rahmen der Gewässergütemessungen BfG: Die für den Indikator benötigten Schwebstoffdaten werden nicht veröffentlicht, können aber über Abfragen der BfG-Schwebstoffdatenbank (Access) aus den Einzelwerten der Messstellen errechnet werden. Die Werte liegen für alle Messstellen ab 1992, für viele Messstellen auch früher vor. Bundesländer: Die für den Indikator benötigten Schwebstoffdaten werden weder veröffentlicht, noch werden sie zusammengeführt oder systematisch ausgewertet. Sie können daher nur anhand von Einzelabfragen von den Umweltämtern ermittelt werden. Die Werte liegen für alle Messstellen ab 1990, für viele Messstellen auch früher vor.	Umweltämter der Bundesländer Gewässerkundliches Jahrbuch (DGJ) Für alle Flussgebiete sind langjährige Abflussreihen (> 30 Jahre – 100) für eine Vielzahl von sogenannten Bezugspegeln vorhanden und veröffentlicht.
Erhebungsebene	BfG: werktägliche Einzelmessungen an z. Z. 68 Messstellen an den Bundeswasserstraßen Bundesländer: Einzelmessungen an den Gütemessstellen Die Messfrequenz ist unterschiedlich von monatlich, 14 tägig bis wöchentlich)	Insgesamt werden in Deutschland knapp 4.400 gewässerkundliche Pegel betrieben, davon 560 an Bundeswasserstraßen (DGJ online: http://www.dgj.de/servlet/IbMenu), die Abflüsse werden als Tagesmittelwerte anhand von viertelstündlichen Messungen berechnet.
Aussageebene	BfG: für die Wasserstraßen, national Bundesländer: Aufgrund der vergleichbaren Messmethodik und gleichen Messterminen können die Messwerte der Länder aggregiert und auf Flussgebiete bezogen werden.	Detaillierte Aussagen für alle größeren und eine Vielzahl von kleinen Flussgebieten möglich.
Qualität	BfG: Aufgrund der hohen Messfrequenz können Schwebstofffrachten mit einer hohen Sicherheit bestimmt werden. Die Messmethodik zur Bestimmung der Schwebstoffkonzentration führt zu einer Unterschätzung der Frachten. Bundesländer: Die geringe Messfrequenz der Länder führt zu hohen Unsicherheiten bei der Bestimmung einer Schwebstoffjahresfracht.	Die Fehlerbreite für die Angabe von Abflüssen aus den mathematischen Beziehungen kann im Vergleich zu den Konzentrationsbestimmungen als gering eingestuft werden.

1) Für Erläuterungen zur Bedeutung der Probenahmestrategie für die Qualität der Schwebstofffrachtbestimmung siehe Naumann et al. (im Druck).

2) Die Abflussermittlung basiert auf Wasserstands-Abfluss-Beziehungen (W-Q), die für Pegel an freifließenden Gewässern aufgrund von Abflussmessungen aufgestellt werden, d. h., die angegebenen Tagesabflüsse sind in erster Linie keine gemessenen, sondern errechnete Werte. Da sich die W-Q-Beziehungen für ein festgelegtes Profil durch morphologische oder biologische Prozesse, wie Flussbettvertiefungen oder Verkräutungen ändern können, werden sie regelmäßig durch Vielpunktmessungen der Fließgeschwindigkeit nach der gültigen Pegelvorschrift aktualisiert (BfG, 1997). Für größere Flussgebiete gibt Symader (1988) eine Abweichung von 10 % und Hellmann (1986) allgemein 1,5 bzw. 3 % an.

Weitere Informations- bzw. Datenquellen zu Sedimenteinträgen in Gewässer:

- Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen: Angaben zu den aus Flüssen und Hafenbecken gebaggerten Sedimentmengen
- wissenschaftlichen Untersuchungen zu Sedimenteinträgen in einzelnen Flussgebieten (z. B. Projekt Elbeökologie)
- Talsperrenverwaltungen: Angaben zu Sedimentablagerungen in Talsperren.³⁷

³⁷ Der Indikator: Volumen der in Talsperren abgelagerten Sedimente (m^3/a) wird beispielsweise von Sachsen vorgeschlagen (Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie, 2001).

4 Vorschläge für die Indikatorenentwicklung auf OECD-Ebene

Die OECD Indikatorenentwicklung wurde in den Jahren 2002 und 2003 mit Workshops zu den Themen Landschaftsindikatoren, Wasserqualität und Bewässerung, Bodenerosion und Bodenbiodiversität sowie Off-site Erosions-Effekte vorangetrieben. Für das Jahr 2004 ist ein Workshop zu Management-Indikatoren geplant. Von besonderer Bedeutung für die zukünftige Indikatorenentwicklung ist aber die ebenfalls in 2004 vorgesehene Veröffentlichung eines weiteren OECD-Agrarumweltindikatoren-Berichts. Vor diesem Hintergrund werden im folgenden Abschnitt Vorschläge für die weitere OECD Indikatoren-Entwicklung formuliert. Die Empfehlungen bauen auf der Beschreibung der einzelnen Indikatoren in Kapitel 3 auf.

Grundsätzlich gilt:

- Für die OECD nicht relevante sowie nicht aussagefähige Indikatoren sollten auf OECD-Ebene nicht weiter bearbeitet, sondern aus dem Indikatoren-Set ausgeschlossen werden.
- Bei den für Deutschland nicht relevanten Indikatoren, deren Berechnung einen hohen Datenerhebungsaufwand erfordert, sollte auf eine Darstellung im OECD Indikatorenbericht verzichtet werden¹.
- Indikatoren, die relevant und aussagefähig, methodisch aber noch nicht ausgereift sind, sollten auf OECD-Ebene weiterentwickelt werden (vorzugsweise in Expertengremien wie der EUROSTAT-OECD Arbeitsgruppen für Nährstoff-Bilanzen).
- Für die Indikatoren, die generell als geeignet eingestuft werden, deren Berechnung aber in Deutschland an der mangelnden Datenverfügbarkeit scheitert, sollten verschiedene Optionen der Datenerhebung bzw. -generierung geprüft werden.

¹ Diese Option steht grundsätzlich allen OECD Ländern offen, sie hat aber den Nachteil, dass für eine Reihe von Indikatoren kein vollständiger Vergleich über alle OECD Mitgliedstaaten möglich sein wird.

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Übergeordnete Informationen	Anteil der Landwirtschaftsfläche	<p><u>Aussagefähigkeit</u>: trotz geringer Aussagefähigkeit Standardindikator zur Einordnung und zum Vergleich der Bedeutung der Landwirtschaft als Flächennutzer</p> <p><u>Methode</u>: bewährt</p> <p><u>Daten</u>: aus nationaler Statistik für D verfügbar, werden für den OECD Bericht für alle Länder der FAO Datenbank entnommen</p>	<p>☞ kein Handlungsbedarf</p>
	Landwirtschaftliche Landnutzung	<p><u>Aussagefähigkeit</u>: trotz begrenzter Aussagefähigkeit Standardindikator zur Einordnung und zum Vergleich unterschiedlicher Landnutzungsformen der Landwirtschaft</p> <p><u>Methode</u>: bewährt</p> <p><u>Daten</u>: aus nationaler Statistik für D verfügbar, werden für den OECD Bericht für alle Länder der FAO Datenbank entnommen</p>	<p>☞ kein Handlungsbedarf</p>

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Finanzielle Ressourcen	Familienbetriebseinkommen	<u>Aussagefähigkeit</u> : nicht richtungssicher interpretierbar, keine Umweltrelevanz	☹ aus der Liste ausschließen
	Staatliche und private Ausgaben für den Agrarumweltbereich (Index)	<u>Aussagefähigkeit</u> : begrenzt <u>Daten</u> : OECD-weite Probleme bei der Bereitstellung der Daten für private Ausgaben, in Deutschland auch im Hinblick auf Angaben zu öffentlichen Ausgaben außerhalb der Agrarumweltprogramme	☹ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung <u>Methode</u> : Indikator auf öffentliche Ausgaben beschränken <u>Daten D</u> : Zusammenführung von Angaben zu öffentlichen Ausgaben außerhalb der EU-kofinanzierten Agrarumweltprogramme
	Anteil der Ausgaben für agrarumweltspezifische Forschungsvorhaben an der gesamten Agrarforschung	<u>Methode</u> : unklar abgegrenzter Begriff "agrarumweltspezifisch" <u>Daten</u> : OECD-weite Probleme bei der Bereitstellung von Daten zu privaten Forschungsvorhaben	☹ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung <u>Methode</u> : Begrenzung auf öffentliche Ausgaben, Entwicklung von Kriterien zur Eingrenzung des Begriffs "agrarumweltspezifisch" <u>Daten D</u> : nach erfolgter Begriffsspezifizierung Datenabfrage bei Universitäten, Forschungsanstalten und -instituten des Bundes und der Länder und der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung -BLE (Projekträger).

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Management-Indikatoren	Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne	<u>Methode</u> : verschiedene Konzepte, keine hinreichende begriffliche Abgrenzung	☞ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung (eine OECD weit einheitliche Abgrenzung des Begriffs und die Bereitstellung entsprechender Daten ist unwahrscheinlich)
	Ökologischer Landbau	<u>Aussagefähigkeit</u> : gut <u>Methode</u> : bewährt <u>Daten</u> : fast OECD-weit verfügbar	☝ kein Handlungsbedarf
	Nährstoffmanagementpläne	<u>Methode</u> : keine einheitliche Definition des Begriffs <u>Nährstoffmanagementplan</u>	☞ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung <u>Methode</u> : Operationalisierung <u>Daten D</u> : potentiell möglich ist die Verwendung von Daten aus der Kontrolle der DüngVO ² . Da die Erhebungen als Anlasskontrollen erfolgen, werden aber nur Betriebe kontrolliert, bei denen bereits ein Verdacht auf einen Verstoß vorliegt. Dies führt zu einer relativ kleinen Stichprobe und zu einem hohen Anteil festgestellter Verstöße

² Seit 2000 werden die Kontrollergebnisse in den Bundesländern nach einheitlichem Schema aufbereitet. Die Daten sind allerdings bislang nicht-öffentlich zugänglich sondern werden vom BMVEL im Rahmen des Jahresberichts gemäß Artikel 3 Absatz 1 der Verordnung (EG) Nr. 963/2001 an die EU-Kommission weitergegeben.

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Management-Indikatoren	Bodenuntersuchungen	<p><u>Methode:</u> Fehlende Spezifizierung der Intervalle in denen die Bodenuntersuchungshäufigkeiten dargestellt werden sollen.</p> <p><u>Daten:</u> nur wenige OECD Staaten verfügen über die entsprechenden Daten. In D liegen Informationen zu Bodenuntersuchungen bei privaten Analyseunternehmen und bei landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (LUFA) vor. Die Angaben der LUFEN und Analyseunternehmen beziehen sich auf Schläge, zu deren Größe keine Angaben vorliegen. Dadurch ist die für den Indikator notwendige Umrechnung auf die Bezugsfläche bzw. den Betrieb nicht durchführbar.</p>	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode:</u> Festlegung auf ein Intervall für die Berechnung/Darstellung und auf eine einheitliche Bezugsfläche (Fläche oder Betrieb)</p> <p><u>Daten D:</u> Stichprobenerhebung der Häufigkeit von Bodenuntersuchungen (mehrjährige Intervalle möglich).</p> <p>Alternative: Bereitstellung der Bodenuntersuchungs-Angaben durch LUFEN und Analyseunternehmen und Berechnung der durchschnittliche Schlaggrößen aus Angaben des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKos)⁴.</p>

³ Informationen aus den Kontrollen der DüngeVO (siehe Ausführungen zum Indikator Nährstoffmanagementpläne) eignen sich nicht als Datenquelle für diesen Indikator. Zwar sind Verstöße gegen die von der DVO vorgeschriebenen Bodenuntersuchungen aufgenommen, es kann aber nicht nachvollzogen werden, ob ein zeitliches oder durchführungsbedingtes Fehlverhalten vorliegt.

⁴ Die InVeKos-Daten werden von den Bundesländern geführt, liegen aber nicht in einheitlichen Datenformaten vor und sind nicht öffentlich zugänglich.

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Management-Indikatoren	Anwendung nicht-chemischer Pflanzenschutzmethoden	<p><u>Methode:</u> In der derzeitigen Berechnung wird nicht der alternative PS abgebildet sondern der Anteil nicht chemisch-synthetisch behandelter Flächen.</p> <p><u>Daten:</u> OECD-weite Datenprobleme</p>	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode:</u> Grundsätzliche Überarbeitung der Definition und Berechnungsmethode des Indikators um die Bedeutung des alternativen PS abzubilden (differenziert nach Kulturarten).</p> <p>Definition und Abgrenzung des Begriffs "nicht-chemischer PS-Methoden" sowie Festlegung einer einheitlichen Bezugsebene (Fläche, Betriebe).</p> <p><u>Daten D:</u> Angaben über Flächen mit biologischer Schädlingsbekämpfung einer Länderbefragung liegen für die Jahre 1994 und 1998 vor (BMVEL, 2001). Für eine kontinuierliche Erhebung, auch zum Umfang mechanisch-technischer Pflanzenschutzmaßnahmen besteht Entwicklungsbedarf.</p>
	Integrierter Pflanzenschutz	<p><u>Methode:</u> Keine einheitliche Definition und Abgrenzung des Begriffs "Integrierter PS"</p> <p><u>Daten:</u> Nur wenige OECD-Länder verfügen über Daten zum integrierten PS</p>	<p>☞ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung (eine OECD-weite Einigung auf ein Set kontrollierbarer Kriterien für den Integrierten PS ist unwahrscheinlich)</p> <p><u>Methode:</u> Definition und Operationalisierung des Begriffs "Integrierter PS"</p> <p><u>Daten D:</u> Nach erfolgter Abgrenzung wären neue einzelbetriebliche Erhebungen notwendig</p>

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Management-Indikatoren	Bodenbedeckung	<p><u>Methode:</u> Derzeitige Berechnungsmethode vernachlässigt die Entwicklung der Bodenbedeckung während des Pflanzenwachstums bzw. den Rückgang der Bodenbedeckung durch Abbau des organischen Pflanzenmaterials.</p> <p><u>Daten:</u> Geringe Datenverfügbarkeit auf OECD Ebene (kaum Zeitreihen)</p>	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode:</u> Spezifizierung einer einheitlichen Berechnungsmethode bei der festgelegt wird, ab welchem Bodenbedeckungsgrad der Boden als „bedeckt“ einzustufen ist.</p> <p><u>Daten D:</u> Erhebung der Bodenbedeckungsgrade unterschiedlicher Kulturen auf Testflächen in verschiedenen Regionen (in langjährigen Intervallen)</p> <p>Regelmäßige Erhebung des Flächenumfangs verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren in repräsentativen Stichproben bzw. Abschätzung anhand von Expertenbefragungen.</p>
	Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren	<p><u>Methode:</u> Keine hinreichende Abgrenzung des Begriffs " Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren"</p> <p><u>Daten:</u> Geringe Datenverfügbarkeit auf OECD Ebene</p>	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode:</u> Festlegung der einzubeziehenden Verfahren, Festlegung einer einheitlichen Bezugsgröße</p> <p><u>Daten D:</u> Angaben zum Umfang bodenschonender Bewirtschaftungsverfahren müssten mit Ausnahme des Zwischenfruchtanbaus erhoben werden (Stichproben). Für konservierende Bodenbearbeitung liegen grobe Experteneinschätzungen vor. Eine weitere Informationsquelle könnten die InVeKoS Daten der Bundesländer sein, in denen solche Verfahren im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen gefördert werden.</p>

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Management-Indikatoren	Bewässerungstechnologie	<p><u>Relevanz und Aussagefähigkeit:</u> Für Deutschland irrelevant, im OECD Kontext plausibel, begrenzte Aussagefähigkeit</p> <p><u>Methode:</u> Unzureichende Klassifizierung der Effizienz unterschiedlicher Berechnungsarten</p> <p><u>Daten:</u> Daten nur in wenigen OECD Ländern als Zeitreihe verfügbar</p>	<p>☞ keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung</p> <p>Falls der Indikator verwendet werden soll:</p> <p><u>Methode:</u> Ergänzung des Indikators um den Anteil der bewässerten Fläche an der Gesamtfläche, um die Umweltrelevanz/Aussagefähigkeit zu erhöhen.</p> <p>Eindeutigen Klassifizierung der unterschiedlichen Berechnungsarten im Hinblick auf die Bewertung ihrer Effizienz</p> <p><u>Daten D:</u> Angaben zum Flächenumfang unterschiedlicher Bewässerungstechnik könnten anhand von Expertenbefragungen ermittelt werden.</p>
Düngung	Stickstoffbilanz	<p><u>Aussagefähigkeit:</u> gut</p> <p><u>Methode:</u> weitgehend abgestimmt</p> <p><u>Daten:</u> Daten auf OECD-Ebene verfügbar, Datenqualität verbesserungsfähig</p>	<p>☝ kein unmittelbarer Handlungsbedarf</p> <p><u>Methode (Verbesserungsvorschläge):</u> Verwendung der bewirtschafteten Fläche ohne Brache und Stilllegungsflächen als Bezugsfläche</p> <p>Regionale Darstellung von N-Bilanzen bzw. der regionalen Überschreitung von N-Bilanz-Schwellenwerten</p> <p><u>Daten D:</u> Zusammenführung von Daten zum Kompostanfall und Abschätzung der Verwertung in der Landwirtschaft.</p>

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Düngung	Stickstoffeffizienz	<u>Aussagefähigkeit</u> : geringe Umweltrelevanz <u>Methode</u> : abgesichert <u>Daten</u> : s.o.	keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung
Pflanzenschutz	PSM-Anwendungsmenge	<u>Aussagefähigkeit</u> : gering <u>Methode</u> : unumstritten <u>Daten</u> : als Verkaufsmengen OECD weit verfügbar	keine Priorität für die weitere Indikatorenentwicklung Falls der Indikator verwendet werden soll <u>Methode</u> : zusätzliche Angabe der aufgewendeten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in absoluten Zahlen, differenziert nach Anwendungsgebieten (Herbizide, Fungizide etc.)
	OECD PSM-Risiko	<u>Methode</u> : Verschiedene Berechnungsmethoden, die unterschiedliche Ergebnisse liefern <u>Daten</u> : erheblicher Datenbedarf, der sowohl OECD-weit als auch in D nur durch zusätzliche Erhebungen gewährleistet werden kann	Weiterentwicklung empfehlenswert <u>Methode</u> : Arbeitsgruppe müsste sich auf eine einheitliche Berechnungsmethode einigen

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Bewässerung	Landwirtschaftliche Wasserentnahme	<u>Aussagefähigkeit</u> : Für Deutschland nicht relevant, aber für den OECD Kontext	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode</u>: zusätzliche Darstellung der Wasserentnahme der Landwirtschaft in absoluten Zahlen</p> <p><u>Daten D</u>: Zusätzlich zur verfügbaren Angaben zur Wasserentnahme für die Bewässerung müsste die Wasserentnahme für die Tierhaltung anhand von Faustzahlen aus Stallbau Merkblättern u. Tierernährungsbüchern ermittelt werden.</p>
	Effizienz der Wassernutzung	<u>Aussagefähigkeit</u> : Grundsätzlich geringe Relevanz	<p>☞ aus der Liste ausschließen</p> <p>falls der Indikator bearbeitet werden soll:</p> <p><u>Methode</u>: Einigung auf eine Berechnungsmethode (Präferenz: ökonomische Effizienz, Berechnungsform B)</p> <p><u>Daten D</u>: Berechnung anhand von Faustzahlen</p>
	Wasserstress	<u>Aussagefähigkeit</u> : geringe Relevanz und Aussagefähigkeit in D und der OECD. <u>Methode</u> : unausgereift <u>Daten</u> : OECD-weite Datenprobleme	<p>☞ aus der Liste ausschließen</p>

Bereich	Indikator	Kurzbewertung	Empfehlung
Off-site Effekte des Bodenabtrags	Wasserrückhaltekapazität	<p><u>Aussagefähigkeit:</u> Für Deutschland nicht relevant, auch auf OECD-Ebene geringe Relevanz</p> <p><u>Methode:</u> unausgereift (Anpassungsfaktoren), <u>Daten:</u> OECD-weite Datenprobleme</p>	<p>☞ aus der Liste ausschließen</p>
	Sedimenteintrag	<p><u>Methode:</u> 3 unterschiedliche Vorschläge zur Berechnungsmethode</p>	<p>☞ Weiterentwicklung empfehlenswert</p> <p><u>Methode:</u> Einigung auf eine einheitliche Berechnungsmethode für den state-Indikator (die Berechnungsmethoden für die Risiko-Indikatoren sind ungeeignet)</p> <p><u>Daten D:</u> Daten grundsätzlich vorhanden, allerdings nicht für die Berechnung des Indikators aufgearbeitet</p>

5 Optionen für die Agrarumweltberichterstattung in Deutschland

Die Charakterisierung der OECD-Indikatoren in den Methodenblättern macht deutlich, dass die Entwicklung weit davon entfernt ist, abgeschlossen zu sein.¹ Dabei können grundsätzlich drei Entwicklungsstufen unterschieden werden:

- Themenbereiche, für die es bislang noch kaum wissenschaftlich anerkannte, methodisch abgesicherte Indikatoren gibt bzw. für die aufgrund fehlender Datengrundlagen die Indikatorenentwicklung nicht voranschreiten kann (z. B. biologische Vielfalt, Landschaftsbild).
- Themenbereiche (z. B. Wasserqualität, Bodenqualität, Betriebliche Management-Indikatoren), für die Indikatoren vorliegen, deren Berechnung allerdings durch mangelnde Datenverfügbarkeit erschwert wird. Das muss nicht heißen, dass keine Daten erhoben werden – oft sind die entsprechenden Daten vorhanden, werden aber z. B. auf regionaler Ebene nach unterschiedlichen Methoden erhoben, nicht ausgewertet oder zusammengeführt und veröffentlicht.
- Themenbereiche, für die Indikatoren (bzw. mindestens ein Indikator) vorliegen, die methodisch ausgereift sind und die anhand von (relativ) problemlos zugänglichen, gesicherten Daten berechnet werden können (z. B. Düngung).

Vor diesem Hintergrund ist zu überlegen, wie eine nationale Agrarumweltberichterstattung aussehen könnte, die trotz bestehender Defizite den Informationsbedarf politischer und gesellschaftlicher Akteure sowie der interessierten Öffentlichkeit soweit wie möglich abdeckt.

5.1 Methodische und datentechnische Aspekte

Bei Tagungen und in Projekten, die mit der Entwicklung und Weiterentwicklung von (Agrar-)Umweltindikatoren befasst sind, werden wiederholt folgende Aspekte diskutiert bzw. als Hindernisse für die Umsetzung von Indikatorensystemen identifiziert:

- Aggregation und/oder Auswahl von Kernindikatoren
- Zielbezug von Indikatoren
- Regionalisierung
- Datenverfügbarkeit und -erhebung

¹ Diese Schlussfolgerung gilt gleichermaßen für die Indikatorenvorschläge anderer Institutionen und Projekte und für die im Rahmen des BMU(parallel)-Projekts bearbeiteten Themenbereiche und Indikatoren der OECD.

5.1.1 Aggregation und Kernindikatoren

Eine Verdichtung der indikatorbasierten Einzelaussagen zu einem Index ist das Ziel verschiedener nationaler und internationaler Indikatorenprojekte (z. B. Deutscher-Umwelt-Index DUX des BMU, Makroindikatorenprojekt des Statistischen Bundesamtes, *Sustainability-Dashboard* des Europäischen Forschungszentrums [Joint Research Centre-JRC]).² Für eine Aggregation spricht, dass

- durch eine Zusammenführung der vielfältigen Informationen, analog zum Aktienindex oder dem Bruttoinlandsprodukt, ein für den Umweltbereich einfach zu kommunizierendes, öffentlichkeitswirksames Instrument geschaffen werden kann³;
- negative Entwicklungen in einem Bereich durch positive Entwicklungen in einem anderen Bereich ausgeglichen werden können.⁴

Vorschläge zur methodischen Vorgehensweise bei einer Aggregation von Indikatoren zu einem Index existieren bereits (siehe z. B. Statistisches Bundesamt, 2002). Für die praktische Umsetzung ergeben sich jedoch eine Reihe von Problemen. Besonders wichtig für den Bereich der Agrarumweltindikatoren sind folgende Aspekte:

- Die Zusammenführung der einzelnen Indikatoren erfordert einen gesellschaftlichen Konsens darüber, ob allen Umweltbereichen, -medien oder Indikatoren die gleiche Bedeutung zugemessen oder ob und wenn „ja“ welche Gewichtung vorgenommen werden soll.⁵

² DUX: <http://www.umweltbundesamt.de/dux/>,
Makroindikatoren: Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2002)
Sustainability-Dashboard: http://www.iisd.org/cgsdi/dashboard_dsply.htm.

³ Als eingängige Darstellungsform werden neben der „Fieberkurve“ auch Ampelmotive oder Armaturenbreiter gewählt, auf denen abzulesen ist, ob alles „im grünen Bereich“ ist oder sich der Umweltzustand so entwickelt, dass die Warnleuchte blinkt.

⁴ Dieses Phänomen muss nicht in jedem Fall positiv sein, da Umweltgüter nur begrenzt durch andere substituiert werden können. Insbesondere auf der regionalen Ebene hat das Konzept aber Vorteile, da regionale Präferenzen und Probleme besser berücksichtigt werden können. Während beispielsweise in einer intensiven Veredlungsregion (A) die Reduktion von Nährstoffüberschüssen im Vordergrund steht, kann in einer extensiv genutzten aber strukturarmen Grünlandregion (B) eine Erhöhung der Landschaftselemente prioritär sein. Der Verlust von Strukturelementen in Region A könnte ebenso wie eine Erhöhung der Nährstoffbilanzen in Region B in einem gewissen Umfang (Grenzwerte) toleriert werden, wenn gleichzeitig eine hohe Zielerreichung in den Hauptproblembereichen der Regionen erreicht wird.

⁵ Einzelne Indikatoren können räumlich und/oder sachlich z. B. nach Umweltproblembereichen, Umweltmedien oder anhand natürlicher Systeme (Ökosysteme) gewichtet oder ungewichtet zusammengefasst werden (SRU, 1998). Eine Gewichtung bzw. Prioritätensetzung auf rein wissenschaftlicher Basis ist allerdings nicht möglich (siehe z. B. Bechmann et al., 1994).

- Überschneidungen zwischen den Aussagen verschiedener Indikatoren müssen entweder ausgeschlossen oder quantifiziert und berücksichtigt werden (z. B. besteht eine enge Beziehung zwischen der Stickstoffbilanz und der Tierbestandsdichte, so dass eine Aggregation dieser beiden Indikatoren eine Informationsüberlappung bedeuten würde).

Um die methodischen Schwierigkeiten der Aggregation zu umgehen und dennoch eine übersichtliche Anzahl von Indikatoren zu erreichen, wird vielfach eine Beschränkung auf ein Set von „Kernindikatoren“ gefordert (an das ebenfalls der Anspruch erhoben wird, ein „vollständiges Bild“ der Situation abzugeben). Allerdings bedeutet eine solche Vorgehensweise nicht nur implizit, dass sämtliche nicht berücksichtigten Indikatoren mit dem Faktor 0 gewichtet werden.⁶ Wie bei der Aggregation ist auch bei der Auswahl von Kernindikatoren Voraussetzung, dass für alle relevanten Agrarumweltbereiche methodisch abgesicherte und mit Daten hinterlegte Indikatoren vorliegen – eine Situation, die für (Agrar-)Umweltindikatoren mittelfristig nicht zu erwarten ist.

Vor diesem Hintergrund stellen Aggregation und Auswahl von Kernindikatoren zwar methodisch interessante Forschungsgebiete dar, sind aber für die konkrete Umsetzung einer Agrarumweltberichterstattung derzeit kein prioritäres Arbeitsgebiet.⁷

5.1.2 Zielbezug

Die meisten der national und international entwickelten Indikatoren sind deskriptiv. Sie beschreiben je nach Art des Indikators Entwicklungen der Antriebskräfte (N-Bilanz:

⁶ Sowohl die Selektion einzelner Indikatoren für ein Kernindikatoren-Set als auch die Aggregation von Indikatoren zu einem Index stellt eine Bewertung dar, bei der einige Umweltbereiche als wichtig und andere als weniger wichtig eingestuft werden. Vielfach geschieht die Wertung implizit bei der Indikatorenentwicklung bzw. -auswahl. Ein Beispiel für das Ergebnis nicht offengelegter Präferenzen bei der Gewichtung und Auswahl von Indikatoren ist der „Environmental Sustainability Index“ (Global Leaders of Tomorrow Environment Task Force, 2001), der beim Weltwirtschaftsforum 2001 in Davos vorgestellt wurde. Anhand von 22 Indikatoren, gleichgewichtet zu einem Index aufsummiert, wurde eine Rangfolge der ökologischen Nachhaltigkeit von über 122 Nationen gebildet, bei der reiche Länder die vorderen und Entwicklungs- und Schwellenländer überwiegend die hinteren Plätze belegen (z. B. USA: Platz 11 von 122, Burundi: Platz 120). Dieses Ergebnis ist auf die Auswahl der Indikatoren zurückzuführen, von denen lediglich fünf als Umweltindikatoren im engeren Sinne gelten können. Da keine Gewichtung vorgenommen wird, hat z. B. die *Anzahl von Mitgliedern eines Landes beim World Business Council for Sustainable Development* (einem Zusammenschluss von Geschäftsleuten multinationaler Konzerne) einen ebenso großen Anteil am Ergebnis wie die *CO₂-Emissionen*.

⁷ Auch für die Abbildung ökonomischer und sozialer Entwicklungen existiert kein Index oder Kernindikatorenset, der den Anspruch erhebt, ein vollständiges Bild dieser Bereiche abzugeben. Vielmehr werden in der Öffentlichkeit und der Berichterstattung einzelne Indikatoren (z. B. Bruttoinlandsprodukt, Arbeitslosenquote) herausgegriffen, ohne dass dem ein wissenschaftlich gesteuerter Selektionsprozess vorausgegangen wäre.

Stickstoffüberschuss), Zustandsveränderungen (z. B. Stickstoffbelastung in Grund- und Oberflächengewässern) oder gesellschaftliche und/oder politischen Reaktionen (Ausgaben für Agrarumweltmaßnahmen). Grundsätzlich ist es aber auch möglich, die Indikatoren im Hinblick auf eine bestimmte Zielsetzung zu formulieren. Für den Sachverständigenrat für Umweltfragen besteht hierin neben der Datenbereitstellung und -erhebung eine der dringlichsten Aufgaben für die künftige Weiterentwicklung von Indikatoren. Dabei sollen Umweltzustandsindikatoren auf Umweltqualitätsziele und Belastungs- und Reaktionsindikatoren auf Umwelthandlungsziele bezogen werden (SRU, 1998).

Die Ergänzung deskriptiver Indikatoren um die Information des Zielerfüllungsgrades setzt voraus, dass quantitative Ziele und zeitliche Vorgaben für die Zielerreichung vorliegen bzw. entwickelt werden. Bislang existieren solche Vorstellungen nur für einen kleinen Teil der Agrarumweltindikatoren, wobei diese nicht notwendigerweise naturwissenschaftlich begründet, sondern auch politischer Natur sein können. Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung ist es z.B., den Anteil des ökologischen Landbaus in 10 Jahren auf 20% zu erhöhen (Bundesregierung, 2002). Die wichtigsten Ursachen für die geringe Verfügbarkeit von quantitativen Zielen im Zusammenhang mit Agrarumweltindikatoren sind:

- methodische Probleme bei der Abschätzung von Wirkungszusammenhängen, die aus der Komplexität der Interaktionen zwischen bewirtschaftungsbedingten Einflussgrößen (Düngung, Pflanzenschutz, etc.) und den naturräumlichen Faktoren (Bodenart, Niederschlagshöhe, Beschaffenheit der Oberflächengewässer) resultieren.
- die mangelnde Umsetzung von Monitoringsystemen, so dass keine ausreichenden Informationen über die Entwicklung der Umweltzustände (z. B. der biologischen Vielfalt) und des betrieblichen Managements vorliegen, um Qualitäts- und Handlungsziele definieren zu können.

Für die nationale Agrarumweltberichterstattung sind an Ziele gebundene Indikatoren hilfreich, stellen aber keine notwendige Voraussetzung für die Umsetzung einer Umweltberichterstattung dar. In Bereichen, für die bereits Handlungs- bzw. Qualitätsziele vorliegen, sollten diese für die Indikatorendarstellung genutzt werden. Gleichzeitig wird die Indikatorenentwicklung einen Beitrag zur Diskussion und Entwicklung bzw. Quantifizierung von Umweltzielen leisten.

Die Verwendung von zielbezogenen Indikatoren in internationalen Vergleichen ist problematisch, wenn keine einheitlichen/abgestimmten Ziele existieren und lediglich der Zielerreichungsgrad publiziert wird. Bei diesem Vorgehen kann z. B. ein Land mit einem geringen Standard bei gleichzeitig schlechterer Umweltqualität in der indikatorengestützten Bewertung besser abschneiden als ein Land mit hoher Umweltqualität und ehrgeizigen Qualitätszielen.

5.1.3 Regionalisierung

Nationale Indikatoren, wie sie von der OECD vorgeschlagen werden, können eine Reihe von Problemen aufwerfen:

- Gravierende Umweltgefährdungspotentiale, wie z. B. extreme regionale Nährstoffüberschüsse, können durch nationale Durchschnittswerte verdeckt werden.
- Umweltziele und damit die Interpretation von Indikatoren können regional sehr unterschiedlich ausfallen. So kann z. B. eine Aufforstung von landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Grenzstandorten mit bereits hohen Waldanteilen im Hinblick auf die biologische Vielfalt von Flora und Fauna negativ zu bewerten sein, während sie in „ausgeräumten“ Agrarlandschaften einen Gewinn für die Biodiversität darstellt.
- Nationale und regionale Ziele können entgegengesetzter Natur sein. Im Hinblick auf die biologische Vielfalt von Nutzpflanzen und -tieren, aber auch in Bezug auf die wildlebenden Arten ist beispielsweise auf nationaler Ebene eine hohe Vielfalt erwünscht. Regional hingegen kann durchaus die Existenz weniger, an die besonderen Standortbedingungen angepasster Arten angestrebt werden.⁸

Viele „nationale“ Indikatoren sind nur begrenzt geeignet, um die Umweltwirkungen der Landwirtschaft abzubilden. Im Rahmen einer nationalen Agrarumweltberichterstattung sollte daher zusätzlich zur nationalen Darstellungsebene eine am jeweiligen Problem ausgerichtete Bezugsebene gewählt werden (Landkreisebene, Flusseinzugsgebiet, etc.). Aufgrund der Vielzahl der einzubeziehenden Staaten dürfte sich eine regionalisierte Abbildung bei der internationalen Agrarumweltberichterstattung allerdings bei einer Vielzahl von Indikatoren als nicht praktikabel erweisen.

5.1.4 Datenverfügbarkeit und -erhebung

Die mangelnde Verfügbarkeit belastbarer statistischer Daten stellt eines der Haupthindernisse für die Umsetzung einer indikatorgestützten Agrarumweltberichterstattung dar. Dabei können unterschiedliche Dimensionen unterschieden werden⁹:

⁸ Ein Gegenstück sind globale Umweltwirkungen und -probleme, bei denen die Darstellung des Umweltzustands auf regionaler oder nationaler Ebene nur bedingt zielführend ist (z. B. Treibhausgasemissionen). So kann sich eine Reduktion nationaler Treibhausgasemissionen durch die Auslagerung von Produktionsstandorten ins Ausland und Importen der entsprechenden Produkte in einer positiven Indikatorenentwicklung niederschlagen, obgleich kein positiver Umwelteffekt daraus hervorgeht.

⁹ Die Datenverfügbarkeit der im Rahmen dieses Vorhabens bearbeiteten Indikatoren ist in Kapitel 4 für jeden Indikator gesondert dargestellt.

- Die für die Entwicklung von Indikatoren notwendige Datengrundlage existiert nicht (insbesondere für die Bereiche biologische Vielfalt und Landschaftsbild).¹⁰
- Die für eine Indikatorenberechnung notwendigen Daten werden bislang nicht statistisch erhoben, es liegen lediglich einzelne Untersuchungsergebnisse vor (insbesondere im Bereich der *Farm-Management*-Indikatoren).
- Die für die Berechnung der Indikatoren notwendigen Daten werden zwar erhoben, liegen aber nicht auf nationaler Ebene vor bzw. werden nicht ausgewertet oder sind aufgrund unterschiedlicher Erhebungs- bzw. Messmethoden nicht vergleichbar.

In der Übergangszeit ist es zwar teilweise möglich, auf Standardwerte, Expertenbefragungen, nicht repräsentative Stichproben in Modellregionen oder auf Einzelerhebungen zurückzugreifen. Die Ergebnisse solcher Erhebungen sind aber im Normalfall weder verifizierbar noch wiederholbar (Reidy et. al. 2003) und bleiben daher stets wissenschaftlich und politisch anfechtbar. Langfristig können sie daher bestenfalls als ergänzende Information dienen, nicht aber als Basis zur Berechnung von Indikatoren für die Agrarumweltberichterstattung.

Um im Rahmen der Agrarumweltberichterstattung alle Umweltbereiche und Handlungsfelder abdecken zu können, ist es daher notwendig:

- **die auf den unterschiedlichen Ebenen verfügbaren agrarumweltrelevanten Daten zusammenzuführen und**
- **eine kontinuierliche Erhebung der wichtigen, bislang nicht erhobenen umweltrelevanten Merkmale im Rahmen der Agrarstatistik durchzuführen, um eine einheitliche Qualität und den Aufbau von Zeitreihen zu erreichen.**

Eine Begrenzung der anfallenden Kosten kann einerseits durch die gezielte Auswahl repräsentativer Stichproben (im Vergleich zu Totalerhebungen) erfolgen, andererseits bietet auch die Erhebung in mehrjährigen Intervallen Einsparungspotentiale.

¹⁰ Um beispielsweise auf nationaler Ebene einen Indikator zu entwickeln, der anhand von Zeigerpflanzen Veränderungen der biologischen Vielfalt dokumentieren kann, ist eine repräsentative Erhebung der Pflanzengesellschaften in Agrarökosystemen unter Einbeziehung verschiedener Nutzungsintensitäten Voraussetzung. Auf die Bedeutung der Umsetzung einer ökologischen Flächenstichprobe für die Entwicklung von Biodiversitätsindikatoren wird in Wetterich und Köpke (2002) näher eingegangen.

5.2 Überlegungen zur Struktur eines nationalen Agrarumweltberichts

Da die Entwicklung von Agrarumweltindikatoren noch nicht soweit vorangeschritten ist, dass für alle Umweltbereiche bzw. landwirtschaftlichen Handlungsbereiche anerkannte, methodisch abgesicherte und mit statistischen Daten unterfütterte Indikatoren verfügbar sind, ist zu klären, wie mit den existierenden Lücken umgegangen werden soll. Drei Vorgehensweisen stehen zur Diskussion:

- Verzicht auf eine indikatorengestützte Berichterstattung bis zur vollständigen Verfügbarkeit von Indikatoren (und Daten) für alle für den Agrarumweltbereich relevanten Themenbereiche.
- Darstellung aller Themenbereiche, auch wenn dabei wissenschaftlich nicht immer abgesicherte bzw. methodisch und im Hinblick auf die Datenqualität problembehaf-tete Indikatoren zur Anwendung kommen.
- Darstellung der Themengebiete, für die abgesicherte Indikatoren verfügbar sind und Vorgabe der angestrebten Themengebietsstruktur. Die bislang noch nicht zufriedenstellend mit Indikatoren abzubildenden Bereiche werden schrittweise veröffentlicht.

Gegen die erste Alternative spricht, dass die für einige Themenbereiche noch zu leistende Entwicklungsarbeit und die zur Abbildung der Indikatoren notwendige Datenerhebung noch Jahrzehnte dauern kann und für einzelne Bereiche unter Umständen keine befriedigenden Indikatoren entwickelt werden können. Eine Agrarumweltberichterstattung von der vollständigen Verfügbarkeit aller erwünschten Indikatoren abhängig zu machen, würde einer erheblichen Verzögerung oder sogar einem Verzicht auf Information der Öffentlichkeit und politischer Entscheidungsträger gleichkommen.

Eine Darstellung methodisch abgesicherter und „nicht ausgereifter“ Indikatoren in einem Bericht hat den Nachteil, dass die Glaubwürdigkeit der „methodisch abgesicherten Indikatoren“ oder sogar der indikatorengestützten Berichterstattung insgesamt durch die Verwendung von nicht ausgereiften Indikatoren beeinträchtigt werden kann. Dies kann nur verhindert werden, indem sehr deutlich der Unterschied zwischen „vorübergehend als Platzhalter verwendeten“ und „wirklich geeigneten“ Indikatoren herausgestellt wird.¹¹ Vorteil dieser Herangehensweise ist, dass gezielt von Interessenvertretern zur Meinungsbildung eingesetzte und in der Öffentlichkeit intensiv diskutierte (methodisch jedoch problematische) Indikatoren analysiert und deren Schwächen thematisiert werden können. Zudem ist es auf diese Weise möglich, wichtige Bereiche, für die (noch) keine ausgereiften Indikatoren verfügbar sind, anhand von „Platzhalterindikatoren“ zumindest anzuspre-

¹¹ In dem OECD-Bericht (OECD, 2001) findet eine solch gemischte Anwendung anerkannter und methodisch zweifelhafter Indikatoren statt, ohne dass eine hinreichende Erläuterung der grundsätzlichen Eignung der Indikatoren erfolgt.

chen, so dass diese Themen- bzw. Umweltbereiche nicht völlig aus der Darstellung und damit aus der öffentlichen Diskussion herausfallen.

Die Variante eines „offenen“ kontinuierlich zu ergänzenden Berichts (die z. B. für den Hydrologischen Atlas von Deutschland verwendet wurde¹²) bietet sich insofern an, als durch die vorgegebene Gliederung deutlich wird, welche Themenbereiche grundsätzlich relevant sind und eventuell sogar anhand welcher Indikatoren die Entwicklungen dokumentiert werden können. Gleichzeitig kann aber darauf verzichtet werden, „dubiose“ Indikatoren als Platzhalter zu verwenden. Voraussetzung für eine solche Vorgehensweise ist allerdings eine mehrjährige Veröffentlichungsfrequenz. Für eine Agrarumweltberichterstattung scheint eine solche (z. B. in einem Turnus von drei bis fünf Jahren) aus folgenden Gründen sinnvoll:

- Viele agrarstatistische Erhebungen werden nicht jährlich, sondern (zumindest als Totalerhebungen) nur alle zwei bis vier Jahre durchgeführt,
- im Gegensatz zu vielen sozioökonomischen Indikatoren verändern sich weder Umweltzustände noch Antriebskräfte von Jahr zu Jahr in erheblichem Umfang und
- die Veränderungen von einem Jahr zum anderen spiegeln vielfach eher witterungsbedingte als managementbedingte Veränderungen wider.

Für die Umsetzung einer nationalen Agrarumweltberichterstattung wird ein pragmatischer Ansatz vorgeschlagen, der Elemente der zweiten und dritten Vorgehensweise miteinander verbindet. Das bedeutet, dass einerseits auch „problematische“ Indikatoren einbezogen werden können, wenn diese in der Öffentlichkeit stark thematisiert werden bzw. der Umweltbereich rudimentär behandelt werden soll. Diese Indikatoren sind klar zu kennzeichnen und nicht dauerhaft anzuwenden. Gleichzeitig sollte die entgeltige Struktur des Berichts vorgezeichnet und auch Kapitel, die derzeit noch nicht oder nicht vollständig ausgefüllt werden können, bereits in der Gliederung ausgewiesen werden.

¹² BMU (Hrsg.) (2001).

5.3 Kriterien der Indikatorenauswahl

Neben der Festlegung einer Grundstruktur ist für die Realisierung einer nationalen indikatorengestützten Agrarumweltberichterstattung eine Auswahl von geeigneten Indikatoren vorzunehmen. Dies gilt sowohl, wenn als Ausgangsbasis die Indikatoren der OECD dienen, als auch in verstärktem Maße, wenn ein breiteres Spektrum von Indikatorvorschlägen herangezogen werden soll¹³. Grundsätzlich steht bei der hier vorzunehmenden Selektion die Unterscheidung zwischen anwendungsreifen und nichtanwendungsreifen Indikatoren im Vordergrund und nicht die Auswahl von Indikatoren für ein Set von Kern- oder Schlüsselindikatoren, mit dem eine vollständige Abbildung des Agrarumweltbereichs gewährleistet werden soll.¹⁴

In Kapitel 2 Tabelle 2.1 wurden unter anderem die wissenschaftlichen, funktionalen, nutzerbezogenen und praktischen Anforderungen an Indikatoren beschrieben. Eine Auswahl von Indikatoren für einen nationalen Agrarumweltbericht sollte sich auf diese Anforderungen stützen, muss allerdings eine Reihe an Problemen überwinden, die bei der konkreten Anwendung auftreten und zusätzliche Kriterien einbeziehen.

Die Auswahl wird zunächst dadurch erschwert, dass die einzelnen Anforderungen von den verschiedenen Indikatoren nicht zwangsläufig gleichgerichtet erfüllt werden. Abbildung 5.1 veranschaulicht dies schematisch anhand einiger Kriterien und einer Auswahl von Indikatoren zu Stickstoffausträgen aus der Landwirtschaft.

Bei dem Indikator *Stickstoffzufuhr (mineralische und organische N-Düngung in kg/ha)* ist die Beziehung zwischen dem Handeln des Landwirts und dem Indikator z. B. sehr eng, da hier die effektiv ausgebrachte Nährstoffmenge abgebildet wird. Die Beziehung zum potenziellen Umweltproblem, der Nährstoffbelastung von Oberflächen- und Grundwasser, ist aber stark von Faktoren wie dem Ertrag (Entzüge), der Niederschlagshöhe und der Bodenbeschaffenheit abhängig, so dass sich die Umweltwirkung anhand dieses Indikators nur indirekt als potenzielles Risiko abbilden lässt. Genau umgekehrt verhält es sich mit dem Indikator *Nitratbelastung von Flüssen*. Die gemessenen Nitratwerte stellen zwar das konkrete Umweltproblem dar, eine Aussage im Hinblick auf die Beziehung zur Agrarpro-




¹³ Wie in Kapitel 2.2 beschrieben, sind eine Vielzahl unterschiedlicher Organisationen mit der Entwicklung von Indikatoren für die Umweltberichterstattung, die Überprüfung der Integration von Umweltbelangen in die Agrarpolitik aber auch die Erfüllung von Berichtspflichten im Rahmen internationaler Umweltabkommen befasst. Allein für das Themengebiet Düngung entwickelten beispielsweise OECD, EU, CSD und deutsche Projekte über 30 verschiedene Indikatoren. Eine Übersicht der Indikatorvorschläge verschiedener Institutionen ist der Indikatorentabelle im Anhang zu entnehmen.

¹⁴ Die Diskussion um die Problematik einer Auswahl von Kernindikatoren, insbesondere im Vergleich zu einer Aggregation, steht beim derzeitigen Entwicklungsstand der Agrarumweltindikatoren nicht im Vordergrund und wird daher erst im Ausblick in Kapitel 6 behandelt.

duktion lässt sich aufgrund der mangelnden Zuordenbarkeit zu den unterschiedlichen Verursachern (Haushalte, Industrie, Kläranlagen, Landwirtschaft) nur begrenzt herstellen.

Nicht immer sind bei der Auswahl der Indikatoren alle Kriterien in gleichem Maße von Bedeutung, so dass grundsätzlich eine Gewichtung der einzelnen Anforderungen zu erwägen ist. Für die kurzfristige Umsetzung eines Berichts ist die Datenverfügbarkeit z. B. essentiell, während eine geringe „Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf“ kein Ausschlusskriterium sein muss. Eine solche Gewichtung kann jedoch nicht auf rein wissenschaftlicher Basis erfolgen, sondern ist subjektiven Präferenzen und Wertvorstellungen unterworfen (siehe auch Statistisches Bundesamt, 2002).

Abbildung 5.1: Beispiele für die Erfüllung der Auswahlkriterien von Indikatoren

Indikator		Stickstoff- zufuhr	Stickstoff- Bilanz	Nitrat- belastung von Flüssen
Anforderungen				
Korrelation zwischen Indikator und landwirtschaftlichen Aktivitäten	eng (+)			schwach (-)
Korrelation zwischen Indikator und beobachteter Umweltwirkung	schwach (-)			eng (+)
Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf	hoch (+)			gering (-)

Quelle: abgeändert nach Nieberg et al., 1994.

Für die nationale Berichterstattung sind neben den in Tabelle 2.1 genannten allgemeinen Anforderungen an Indikatoren insbesondere die Relevanz des jeweiligen Umweltbereichs und die Bedeutung der Landwirtschaft als Verursacher einer Umweltwirkung wichtige Auswahlkriterien. Die Indikatorenvorschläge der OECD sind so ausgerichtet, dass sie sowohl die Umweltwirkungen in einem breiten Spektrum an Naturräumen als auch von unterschiedlichsten Bewirtschaftungsformen abbilden.¹⁵ Bezogen auf ein einzelnes Land können bestimmte Umweltwirkungen jedoch von vernachlässigbarer Bedeutung sein bzw. die Landwirtschaft nur einen minimalen Anteil an deren Entstehung oder Verschärfung haben. So ist beispielsweise Wasserknappheit in den südeuropäischen OECD-Mitgliedstaaten, in Mexiko und Australien ein wichtiges Thema und die landwirtschaftliche Bewässerung ein bedeutender Einflussfaktor. In Nordeuropa ist hingegen Wasserknappheit (Grundwasserabsenkung, Austrocknung von Flüssen) weder ein zentrales Umweltprob-

¹⁵ Neben den Ländern der Europäischen Union und deren Beitrittskandidaten sind die Schweiz, Mexiko, Neuseeland, Australien, Kanada, USA, Japan, Südkorea, Norwegen, Island Mitgliedstaaten der OECD.

lem, noch ist die Landwirtschaft bzw. der Bewässerungslandbau in bedeutendem Umfang an der Wasserentnahme beteiligt.

Die Relevanz des Umweltbereichs lässt sich allerdings nur bei Zustandsindikatoren (die sich zwangsläufig auf ein Umweltmedium beziehen) relativ eindeutig beurteilen. Bei den Antriebsindikatoren, z. B. aus den Themenbereichen Pflanzenschutz und Düngung, sind fast immer verschiedene Umweltbereiche betroffen (Wasserqualität, Bodenqualität, biologische Vielfalt), wodurch diese Zuordnung erschwert wird. Bei einigen *driving-force*-Indikatoren (den übergeordneten, finanziellen und teilweise bei den betrieblichen Managementindikatoren) werden die Umweltwirkungen der Landwirtschaft in so allgemeiner und unspezifischer Weise angesprochen, dass eine entsprechende Bewertung kaum möglich ist. In diesen Fällen ist auch die Bewertung der Bedeutung der Landwirtschaft für die Entwicklung der Umweltwirkungen nicht durchführbar.

Neben den speziell im Zusammenhang mit einzelnen Anforderungen und Kriterien auftretenden Zuordnungsproblemen existieren grundlegende Beschränkungen für eine wissenschaftlich fundierte Indikatorenauswahl.

- Die mangelnde Quantifizierbarkeit der an die Indikatoren gestellten Anforderungen und Kriterien hat zur Folge, dass bei Bewertung der einzelnen Indikatoren kaum eindeutige Ausschlussbedingungen definiert werden können. Je nach Indikator und individueller Präferenz kann z. B. der Ausschlusswert für das Kriterium „Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf“ zwischen zwei und x Jahren liegen. Die resultierende Intransparenz und mangelnde Nachvollziehbarkeit der Bewertung kann durch eine ausführliche Begründung gemindert, aber nicht aufgehoben werden.
- Die Kriterien und Anforderungen eignen sich weniger für absolute als für relative Bewertungen zwischen mehreren Indikatoren, bei denen die Vorteile eines Indikators für einen spezifischen Umwelt- oder Handlungsbereich im Vergleich zu einer Alternative bewertet werden.

Ein Ansatz, der die genannten Probleme zwar nicht löst, aber zu einer breiteren Akzeptanz der ausgewählten Indikatoren führen kann, ist die Einbeziehung gesellschaftlicher Gruppen in den Auswahlprozess. Diese unter dem Begriff „prozedurale Rationalität“ subsumierte Vorgehensweise basiert auf der Vorstellung, dass, wenn keine wissenschaftlichen Regeln für eine sinnvolle Prioritätensetzung umgesetzt werden können, Verfahren gewählt werden müssen, anhand derer die Entscheidungsfindung rational gestaltet werden kann (siehe z. B. Bechmann et al., 1994).

Für die Auswahl von Indikatoren für eine deutsche Agrarumweltberichterstattung wäre ein zweistufiges Verfahren vorstellbar. In einem ersten Schritt sollten Wissenschaftler verschiedener Forschungseinrichtungen auf der Grundlage methodischer und datentechnischer Kriterien eine Vorauswahl geeigneter Indikatoren treffen. Ausgangsbasis könnten dabei die OECD-Indikatoren sein, da eine Ausdehnung auf sämtliche im Laufe der Indi-

katorenentwicklung vorgeschlagenen Indikatoren aufgrund der unübersichtlichen Vielzahl (siehe Anhang) sowie der überwiegend fehlenden Informationen zu Datenverfügbarkeit, Aussagefähigkeit. etc. den Auswahlprozess behindern würde¹⁶. Die weitere Auswahl würde dann durch ein Gremium erfolgen, in dem Verwaltung und Politik sowie Interessensverbände aus Landwirtschaft und Umwelt vertreten sind.

5.4 Ergebnisse der Indikatorenauswahl

Nach den grundsätzlichen Überlegungen zur Auswahl von Indikatoren wird im folgenden Abschnitt eine Indikatoren-Eignungsbewertung für die deutsche Agrarumweltberichterstattung aus wissenschaftlicher Sicht durchgeführt. Dazu werden die in Kapitel 5.3 aufgeführten zusätzlichen Auswahlkriterien aufgenommen und die in Tabelle 2.1 genannten allgemeinen Anforderungen angepasst. Dabei wird berücksichtigt, dass im Rahmen der OECD-Indikatorenentwicklung bereits ein Selektionsprozess erfolgt ist, so dass die OECD-Indikatoren aufgrund der kontinuierlich durchgeführten Expertenseminare dem "aktuellen wissenschaftlichen Forschungsstand" entsprechen und "verständlich" sind. Der Übersichtlichkeit halber sind außerdem die Anforderungen an Datenverfügbarkeit, Datenqualität sowie Langfristigkeit der Erhebung zu einem Punkt "Datenverfügbarkeit" zusammengeführt. Auch die Kompatibilität mit nationalen und internationalen Indikatorensystemen wird nicht gesondert bewertet, da davon ausgegangen werden kann, dass die Gewährleistung dieses Kriteriums aufgrund der Vorreiterrolle der OECD bei der Entwicklung von Agrarumweltindikatoren in stärkerem Maße Aufgabe der "neueren" Indikatorenentwicklungen ist.

Die Eignungsbewertung erfolgt dementsprechend aufgrund folgender Kriterien:

- Bedeutung des Umweltbereichs,
- Bedeutung der Landwirtschaft als *driving-force*,
- Korrelation Indikator - Umweltwirkung,
- Korrelation Indikator - landwirtschaftliche Aktivität,
- Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf,
- Richtungssicherheit,
- Berechnungsmethode,
- Datenverfügbarkeit.

¹⁶ Vorschläge für die Aufnahme weiterer Indikatoren in die Umweltberichterstattung könnten von einem „Wissenschaftlichen Beirat Agrarumweltberichterstattung“ eingebracht und entsprechend vorbereitet werden.

Tabelle 5.1: Systematisierung der Eignung der im Rahmen des Vorhabens bearbeiteten OECD-Indikatoren nach ausgewählten Kriterien

Themengebiet	Indikator	Relevanz		Aussagefähigkeit				Methode	Daten	Gesamtwertung
		Bedeutung des Umweltbereichs	Bedeutung der Landwirtschaft als <i>driving-force</i>	Korrelation Indikator - Umweltwirkung	Korrelation Indikator - landwirtschaftliche Aktivität	Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf	Richtungssicherheit			
Übgeordnete Informationen	Anteil der Landwirtschaftsfläche	x	x	0	0	0	-1	1	1	1
	Landwirtschaftliche Bodennutzung	x	x	0	1	1	-1	1	1	3
	Familienbetriebsinkommen	x	x	-1	0	1	-1	1	1	1
	Ausgaben für Agrarumweltprogramme	x	x	0	0	0	1	1	1	3
	Ausgaben für agrarumweltspez. Forschung	x	x	0	0	0	1	0	-1	1
	Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne	x	x	0	1	1	1	-1	-1	1
	Ökologischer Landbau	1	1	0	1	1	1	1	1	7
	Nährstoffmanagement Pläne	1	1	0	1	1	1	-1	-1	3
	Bodenuntersuchungen	1	1	1	1	1	1	0	-1	5
	Anwendung nichtchem. Pflanzenschutzmethoden	1	1	0	1	1	1	-1	0	4
Integrierter Pflanzenschutz	Bodenbedeckung	1	1	0	1	1	1	-1	-1	3
	Bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren	1	1	1	1	1	1	0	0	6
	Bewässerungstechnik	-1	-1	1	1	1	1	0	-1	4
	Stickstoff-Flächenbilanz	1	1	1	0	1	1	1	1	7
	Stickstoff-Effizienz	x	x	-1	1	1	0	1	1	3
	PSM-Anwendungsmenge	1	0	0	0	1	0	1	1	4
	OECD-PSM-Risiko	1	1	0	1	1	1	0	-1	4
	Deutscher PSM Risiko-Indikator SYNOPSIS	1	1	1	1	1	1	1	0	7
	Landwirtschaftliche Wasserentnahme	0	0	0	1	1	0	1	0	3
	Effizienz der Wassernutzung	-1	-1	0	0	1	0	0	-1	-2
Off-site Erosions-Effekte	Wasserstress	-1	-1	0	-1	-1	-1	0	-1	-6
	Wasserrückhaltekapazität	0	-1	0	0	0	1	-1	-1	-2
	Sedimenteintrag	0	1	0	1	0	1	0	0	3

Legende: 1 = gut bzw. hoch, 0 = begrenzt bzw. eingeschränkt, -1 = schlecht bzw. niedrig, x= nicht zutreffend bzw. nicht relevant.

1) Die Anwendung der Kriterien erweist sich bei Response-Indikatoren als grundsätzlich problematisch, da diese Indikatoren die gesellschaftlichen Reaktionen und nicht die Umweltwirkungen bzw. umweltrelevanten Handlungen der Landwirtschaft abbilden sollen.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Bewertung erfolgt anhand der folgenden, vereinfachenden Einstufungen¹⁷:

- 1 = gut bzw. hoch
- 0 = begrenzt bzw. eingeschränkt
- 1 = schlecht bzw. niedrig
- x nicht zutreffend bzw. nicht relevant

und ist der Tabelle 4.1 zu entnehmen. Die Hintergrundinformationen zu den Bewertungen sind in den Methodenblättern zu den einzelnen Indikatoren ausführlich erläutert.

Die zur Gesamtwertung aufsummierten Punkte der einzelnen Anforderungen und Kriterien liegen in einem Spektrum von -6 bis +7 (möglich sind Werte von -8 bis +8). Die von der OECD vorgeschlagenen Indikatoren weisen derzeit somit eine sehr unterschiedliche Eignung für die nationale Agrarumweltberichterstattung auf.¹⁸

Für die kurzfristige Verwendung im Rahmen eines Agrarumweltberichts ist die mangelnde Datenverfügbarkeit (mit -1 bewertet) zwangsläufig ein Ausschlusskriterium. Zudem sollten Indikatoren, die eine sehr geringe Punktzahl aufweisen, nicht abgebildet werden. Bei der Festlegung der minimalen Punktzahl kann jedoch ein subjektives Element nicht vermieden werden, so dass an dieser Stelle die Notwendigkeit der Einbeziehung gesellschaftlicher Gruppen deutlich wird, um die notwendige Akzeptanz für die Indikatorenauswahl zu erreichen. Die minimal zu erreichende Punktzahl wird hier beispielhaft auf 3 Punkte festgelegt, wobei die mit drei bis vier Punkten bewerteten Indikatoren (in Tabelle 4.2 kursiv gedruckt) nur dann bearbeitet werden sollten, wenn sie entweder einen sonst nicht abgebildeten Bereich behandeln (A) oder bereits in der Öffentlichkeit thematisiert werden (B). Indikatoren, die mehr als fünf Punkte aufweisen, können als derzeit am besten geeignet eingestuft werden. Diese sind in Tabelle 4.2 dargestellt.

¹⁷ Aufgrund der beschriebenen methodischen Unzulänglichkeiten einer solchen Bewertung wird auf eine differenziertere Punktvergabe (beispielsweise in einer Skala von 1 bis 10) verzichtet.

¹⁸ Manche der vorgeschlagenen Indikatoren erfüllen allerdings noch nicht einmal die grundlegenden Anforderungen an Indikatoren, so dass auch ihre weitere Verwendung im Rahmen der OECD Berichterstattung zu hinterfragen ist.

Tabelle 5.2: Für eine Darstellung im Rahmen des Agrarumweltberichts potenziell geeignete Indikatoren

Themengebiet	Indikator
Übergeordnete Informationen	<i>Landwirtschaftliche Bodenutzung (A)</i>
Finanzielle Ressourcen	<i>Ausgaben für Agrarumweltprogramme (A+B)</i>
Management-Indikatoren	Ökologischer Landbau Bodenbedeckung
Düngung	Stickstoff-Flächenbilanz <i>Stickstoff-Effizienz (B)</i>
Pflanzenschutz	PSM-Risikoindikator SYNOPS <i>PSM-Anwendungsmenge (B)</i>
Bewässerung	<i>Landwirtschaftliche Wasserentnahme (A)</i>
Off-site-Effekte des Bodenabtrags	<i>Sedimenteintrag (A)</i>

Erläuterung:

Kursiv: mit Einschränkung geeignete Indikatoren. Diese Indikatoren sollten nur dann verwendet werden, wenn sie entweder einen sonst nicht abgebildeten Bereich behandeln (A) oder bereits in der Öffentlichkeit thematisiert werden (B).

Im folgenden Kapitel werden die Indikatoren, die als derzeit am besten geeignet eingestuft wurden, beispielhaft für einen Agrarumweltbericht dargestellt. Dabei muss allerdings auf die Abbildung des Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator SYNOPS, der vom Institut für Folgenabschätzung der Biologischen Bundesanstalt (BBA) entwickelt wurde, verzichtet werden, da das für die Berechnung notwendige Know-how sowie die entsprechenden Modelle und Daten an der FAL nicht zur Verfügung stehen.

6 Beispielhafte Darstellung von Indikatoren für die nationale Agrarumweltberichterstattung

Für die beispielhafte Darstellung der drei ausgewählten Indikatoren Ökologischer Landbau, Bodenbedeckung und Stickstoff-Flächenbilanz wurden Gliederung und Layout so gewählt, wie sie im Rahmen einer nationalen Agrarumweltberichterstattung vorstellbar wären. Allerdings wurde, da nur drei Indikatoren abgebildet werden, eine sehr ausführliche und umfassende Darstellung gewählt, in der auch regional disaggregierte und europäische Vergleiche einen Platz gefunden haben¹.

Die Darstellung der Indikatoren folgt einem einheitlichen Schema. Zunächst wird im Abschnitt „**Das Thema**“ eine Einführung in den jeweiligen Umweltbereich, die Einflußfaktoren und Wirkungszusammenhänge vorgenommen. Unter „**Der Indikator**“ werden Datenbedarf, Berechnungsalgorithmus und bei der Interpretation des Indikators zu berücksichtigende Einschränkungen erläutert. Die eigentliche Darstellung der Indikatorenentwicklung in den vergangenen 10 Jahren erfolgt in „**Ergebnisse und Interpretation**“. Neben dem von der OECD vorgeschlagenen nationalen Indikator werden hier auch Trends auf europäischer Ebene sowie regional disaggregierte Darstellungen gezeigt. In den „**Schlussfolgerungen**“ werden politische Rahmenbedingungen und Handlungsoptionen diskutiert und gegebenenfalls die für die künftige Bearbeitung des Indikators notwendigen Voraussetzungen dargelegt. In einem Agrarumweltbericht könnte den einzelnen Themengebieten jeweils ein Kapitel mit einleitenden Informationen vorangestellt werden, in dem unter anderem die Teilbereiche, in denen noch keine ausgearbeiteten Indikatoren zur Verfügung stehen, skizziert werden.

¹ Für einen Agrarumweltbericht mit ca. 20-30 Indikatoren würde es sich anbieten, die methodischen Aspekte (Berechnung und Einschränkungen) in einem gesonderten "Methodenhandbuch" zu veröffentlichen. Damit würden nicht nur der Umfang begrenzt und die Übersichtlichkeit gewahrt, sondern auch verhindert, dass gleichbleibendes in jedem Bericht aufs neue erscheint.

Ökologischer Landbau

Das Thema

In einer Vielzahl wissenschaftlicher Untersuchungen konnte belegt werden, dass der ökologische Landbau im Vergleich zur konventionellen Landbewirtschaftung bei einer flächenbezogenen Betrachtung als vergleichsweise umweltfreundlicher einzustufen ist (Stolze et al., 2000). Dabei wird keine herausragende Umweltleistung in einem speziellen Problembereich realisiert, sondern durch geringere Viehbesatzdichten, weite Fruchtfolgen, Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel und begrenzten Kraftfutterzukauf eine umweltschonende Wirtschaftsweise betrieben, die im Hinblick auf viele Schutzgüter der Umweltpolitik positiv wirkt.

Trotz stetigem Wachstums ist der Anteil des ökologischen Landbaus sowohl an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche als auch an der Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe noch vergleichsweise gering. Ziel der Bundesregierung ist es, den Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche bis zum Jahr 2010 auf 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche anzuheben. Der Indikator „Ökologischer Landbau“ dokumentiert die Entwicklung des Anteils der ökologisch wirtschaftenden Betriebe und der ökologisch bewirtschafteten Fläche an der Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe bzw. der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Der Indikator

Berechnung

Der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche an der Gesamtfläche ist der Quotient des ökologisch bewirtschafteten Flächenumfangs und der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche. Analog wird der Anteil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe ermittelt:

$$A_{\text{B}_{\text{öko}}} = \frac{B_{\text{öko}}}{B_{\text{gesamt}}} \quad A_{\text{F}_{\text{öko}}} = \frac{F_{\text{öko}}}{LF_{\text{gesamt}}}$$

mit:

- $A_{\text{B}_{\text{öko}}}$: Anteil ökologisch wirtschaftender Betriebe
- $B_{\text{öko}}$: Anzahl ökologisch wirtschaftender Betriebe
- B_{gesamt} : Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe
- $A_{\text{F}_{\text{öko}}}$: Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen
- $F_{\text{öko}}$: Ökologisch bewirtschaftete Flächen in ha
- LF_{gesamt} : Gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha

In die $F_{\text{öko}}$ bzw. $B_{\text{öko}}$ sind sowohl ökologische Betriebe als auch Betriebe, die sich noch in der Umstellungsphase befinden, einbezogen. Als Datenquelle werden von 1993 bis 2001 – seit der Implementierung der Europäischen Verordnung zum ökologischen Landbau VO [EWG] 2092/91 – die Angaben der Kontrollbehörden der Bundesländer verwendet.

Einschränkungen

Obleich eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus mit einer positiven Umweltwirkung in Verbindung gebracht werden kann, ist zu berücksichtigen, dass das Ausmaß der Umweltwirkung maßgeblich davon abhängt, ob die ökologisch bewirtschafteten Flächen vorher intensiv, also z. B. mit hohen Nährstoffüberschüssen, bewirtschaftet wurden, oder ob es sich um schon vor der Umstellung extensiv bewirtschaftete Betriebe handelt.

Weitere Einschränkungen des Indikators ergeben sich aus der verwendeten Datenbasis, denn mit den nach der EG Verordnung 2092/91 zertifizierten Flächen werden nicht zwangsläufig alle ökologisch bewirtschafteten Flächen im gesamten Zeitraum erfasst.

- Eine Zertifizierung nach der Verordnung (EWG) 2092/91 ist Voraussetzung für die Vermarktung ökologisch gekennzeichnete Produkte. Es gibt allerdings ökologisch wirtschaftende Betriebe, die keine Absatzchancen für ihre ökologisch erzeugten Produkte sehen und daher zum Teil auf eine Zertifizierung verzichten. Solche Fälle können vor allem in Bundesländern anzutreffen sein, in denen für die Förderung über die Agrarumweltmaßnahmen gemäß VO (EWG) 2078/92 keine Zertifizierung nach VO (EWG) 2092/91 nachzuweisen ist.
- Eine Ausweisung von nach der EU Verordnung 2092/91 zertifizierten Flächen ist erst für die Jahre ab 1993 möglich. Für eine Darstellung der Jahre vor 1993 müssten Daten zu Betrieben und Flächen des ökologischen Landbaus von den entsprechenden Anbauverbänden he-

rangezogen werden. Eine Berücksichtigung der nicht in Verbänden organisierten Betriebe kann teilweise durch Angaben zur Förderung von Flächen mit Betriebsmittelverzicht im Gesamtbetrieb gemäß VO (EWG) 4115/88 (Extensivierungsprogramm) erfolgen.

- Die Verordnung 2092/91 bezog sich bis zum Jahr 1999 ausschließlich auf den Pflanzenbau, so dass auf Tierproduktion spezialisierte Ökobetriebe nicht einbezogen sind² (auch wenn sie sich teilweise von nationalen Verbänden haben zertifizieren lassen). Erst mit der VO (EG) 1804/1999 wurde eine entsprechende Grundlage geschaffen. Diese spiegelt sich erstmalig in den Daten des Jahres 2000 wider.
- Für internationale Vergleiche ist zu beachten, dass die Zertifizierungsverfahren und Richtlinien des ökologischen Landbaus erheblich variieren können und dass bereits bei intereuropäischen Vergleichen mit Unterschieden in der Datenqualität zu rechnen ist (siehe auch Foster und Lampkin, 2000).³

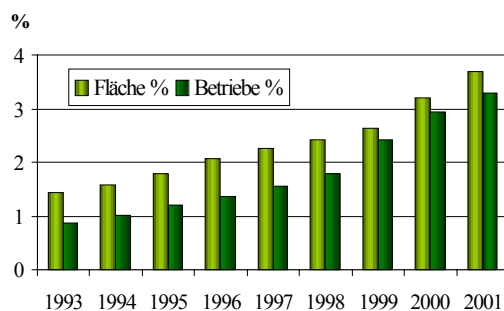
² Als ergänzende Information können für diese Zeit Angaben der Anbauverbände verwendet werden, allerdings sind die von Verbänden zertifizierten Betriebe nicht zwangsläufig unter VO (EWG) 2092/91 zertifiziert und das Ausmaß der Überlappung zwischen den beiden Datensätzen läßt sich nicht ermitteln (Foster und Lampkin, 2000).

³ Für die Jahre 1999 und 2001 könnten grundsätzlich auch Daten aus der Agrarstrukturerhebung verwendet werden. Da das Meldeverfahren der Europäischen Union und die Agrarstrukturerhebung unterschiedliche Erhebungszeitpunkte und Unterschiede in den Größenkategorien der einbezogenen Betriebe aufweisen, stellen sie aber nur eine bedingt vergleichbare Datenbasis dar.

Ergebnisse und Interpretation

Von 1993 bis 2001 hat sich die Zahl der ökologisch zertifizierten Betriebe in Deutschland von 5091 auf 14.702 erhöht. Dies entspricht Anteilen von 0,9 % und 3,3 % an der Gesamtzahl landwirtschaftlicher Betriebe. Auch die ökologisch bewirtschafteten Fläche stieg in dem Betrachtungszeitraum kontinuierlich.⁴

Abbildung 6.1: Entwicklung des Anteils der ökologisch zertifizierten Flächen und Betriebe



Quelle: Eigene Berechnungen anhand von Daten der BLE zum Ökologischen Landbau in Deutschland, Verordnung (EWG) 2092/91

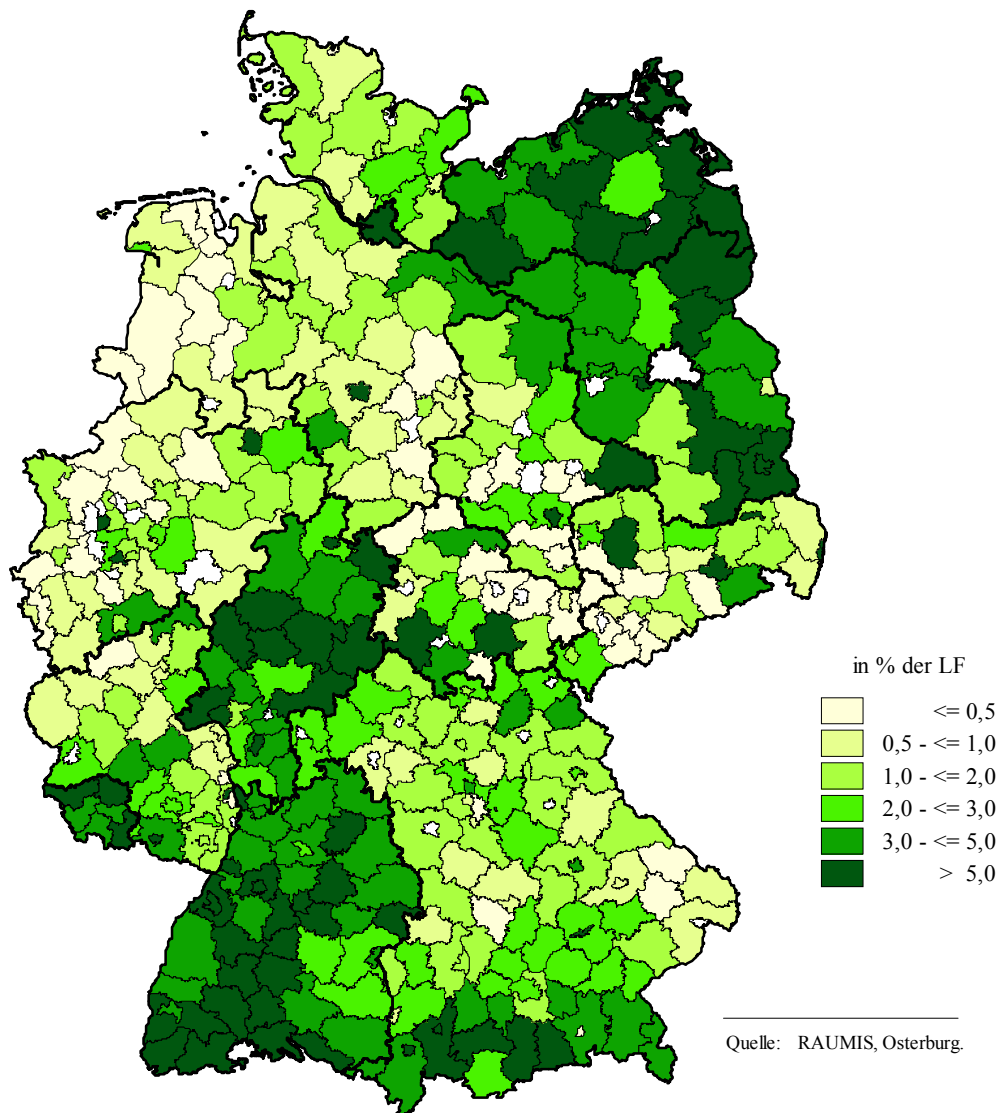
Im Jahr 2001 wurden 634.998 ha bzw. 3,7 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ökologisch bewirtschaftet. Der im Vergleich zum Anteil der Betriebe höhere Flächenanteil des ökologischen Landbaus ist darauf zurückzuführen, dass diese Betriebe im Durchschnitt über eine höhere Flächenausstattung verfügen als

der Durchschnitt der konventionell bewirtschafteten Betriebe.

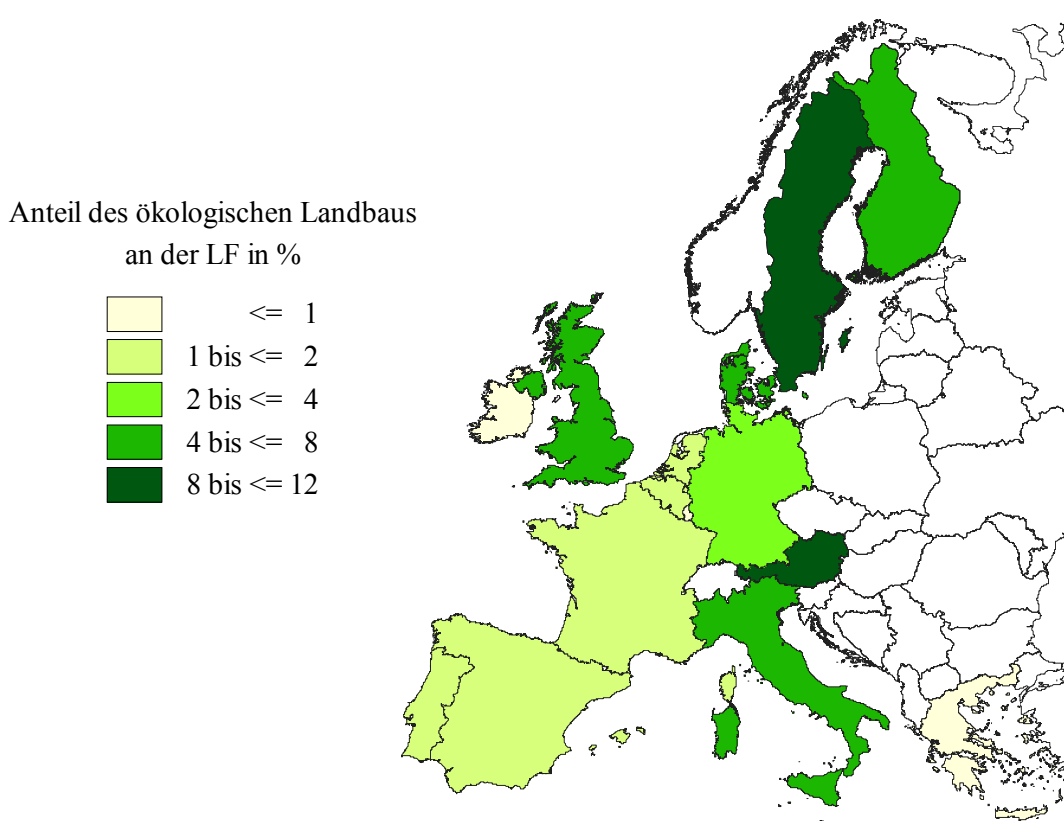
Die regionale Bedeutung des ökologischen Landbaus fällt dabei sehr unterschiedlich aus (Karte 6.1). Besonders starke Verbreitung hat der ökologische Landbau in Mecklenburg-Vorpommern und Baden-Württemberg, in Teilen Brandenburgs und Hessens sowie dem Alpenvorland gefunden. Hingegen ist er in den Veredlungsgebieten Nordrhein-Westfalens und Niedersachsens und den guten Ackerbauregionen wie Magdeburger und Hildesheimer Börde bisher kaum anzutreffen. Dies gilt ebenso für Regionen mit hoher Bedeutung der Bullenintensivmast, wie dies beispielsweise in einigen Gebieten in Bayern der Fall ist.

⁴ Die alleinige Betrachtung der zertifizierten Betriebe und Flächen verzerrt das tatsächliche Bild, da es bis Mitte der 90er Jahre eine nicht unerhebliche Zahl ökologisch wirtschaftender und entsprechend geförderter Betriebe gab, die sich aus den oben genannten Gründen nicht zertifizieren ließen. So gab es bspw. 1993 schon 11.248 geförderte Ökobetriebe (2 % aller Betriebe) und 372.843 ha geförderte Ökofläche (2,2 % der LF).

Karte 6.1: Anteil der gemäß VO (EWG) 2092/91 ökologisch bewirtschafteten Fläche in Prozent der LF im Jahr 1999



Karte 6.2: Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche, 2001¹



1) Die Zahlen der Öko-Anbaufläche von Griechenland, Irland und Luxemburg sind aus dem Jahr 2000, die Zahlen für die landwirtschaftlich genutzte Fläche für alle Länder aus dem Jahr 1999.

Quelle: Fläche des ökologischen Landbaus: Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) 2002; landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF): Stat. Jahrbuch 2000.

Im Durchschnitt der Europäischen Union liegt der Flächenanteil des ökologischen Landbaus im Jahr 2001 bei 3,3%. Deutschland belegt damit einen Platz im Mittelfeld. Anteile des ökologischen Landbaus von über 4% an der landwirtschaftlichen Nutzfläche werden in Finnland, Schweden, Österreich, Italien, Großbritannien und Dänemark realisiert (Karte 6.2). Die Dynamik der Entwicklung des ökologischen Landbaus in der Europäischen Union lässt sich am besten anhand der prozentualen Ausdehnung der ökologisch bewirtschafteten Flächen von 1997 auf 2001 darstellen (Tabelle 6.1). Dabei haben die ökologisch bewirtschafteten Flächen in allen EU-Staaten

außer Österreich einen wesentlichen Zuwachs erfahren, wobei die höchsten Raten in Großbritannien und Portugal zu beobachten waren.

Für die erheblichen Unterschiede in der Entwicklung spielen verschiedene Faktoren eine Rolle:

- In Ländern, die 1997 noch einen sehr kleinen Öko-Sektor aufwiesen, resultieren selbst geringe absolute Zuwächse (in ha) in hohen prozentualen Zuwachsraten.
- Die institutionellen Rahmenbedingungen (Beratung, Verbände des ökologischen Landbaus etc.) sind in den Ländern unterschiedlich weit entwickelt.

Die Vermarktung ökologischer Produkte ist in den einzelnen Ländern unterschiedlich organisiert. Oft hat sich die Vermarktung über Supermärkte und Einzelhandelsketten als förderlich für ein rasches Wachstum des Absatzes ökologischer Produkte erwiesen.

- Die Förderung des ökologischen Landbaus weist zwischen den Ländern große Unterschiede auf. Hinzu kommt, dass die Förderung des ökologischen Landbaus in den meisten Ländern erst mit den Agrarumweltmaßnahmen gemäß VO (EG) 2078/92 anließ, während Länder wie Deutschland, Österreich, Dänemark und Schweden den ökologischen Landbau bereits seit längerer Zeit finanziell unterstützen.

Tabelle 6.1: Entwicklung der nach der EG-Verordnung 2092/91 ökologisch zertifizierten Fläche in der EU von 1997 bis 2001, in ha

Land	1997	2001	Veränderung 1997-2001
Belgien	6.654	22.410	237%
Dänemark	64.366	174.600	171%
Deutschland	389.693	632.165	62%
Finnland	102.342	147.943	45%
Frankreich	165.405	420.000	154%
Griechenland	10.000	24.800 ²	148%
Großbritannien	106.000	679.631	541%
Irland	23.591	32.355 ²	37%
Italien	641.149	1.230.000	92%
Luxemburg	618	1.030 ²	67%
Niederlande	16.960	38.000	124%
Österreich ¹	269.000	285.500	6%
Portugal	12.193	70.857	481%
Schweden ³	118.175	193.611	64%
Spanien	152.105	485.079	219%

¹ ohne Almfleichen

² Daten für 2000

³ In Schweden werden zusätzlich ca. 150 000 ha im Rahmen der Agrarumweltprogramme ökologisch bewirtschaftet, aber nicht zertifiziert.

Quelle: SÖL (2001) und Foster und Lampkin (2000)

Einflussmöglichkeiten

Die positive Entwicklung des ökologischen Landbaus ist auf der einen Seite auf die Zunahme der Nachfrage nach ökologisch erzeugten Produkten zurückzuführen. Eine wichtige Voraussetzung wurde in diesem Zusammenhang durch die Einführung der gesetzlich geregelten Zertifizierung geschaffen, die eine eindeutige, kontrollierte und verlässliche Identifizierung ökologisch erzeugter Produkte erlaubt (Lampkin et al. 2001). Gerade in Deutschland trugen jedoch auch Lebensmittelskandale und die BSE-Krise zu den verbesserten Absatzchancen für ökologische Produkte bei.

Auf der anderen Seite begünstigten verschiedene Entwicklungen bei den agrarpolitischen Rahmenbedingungen die Ausdehnung des ökologischen Landbaus. Als besonders wichtig ist die direkte Förderung der ökologischen Produktion im Rahmen der Agrarumweltprogramme und die finanzielle Unterstützung von Beratung, Ausbildung, Forschung und Vermarktung im ökologischen Landbau hervorzuheben. Aber auch der Umbau der allgemeinen Agrarstützung mit dem Abbau der Preisstützung und dem Ausbau von produktionsentkoppelten Transferzahlungen begünstigte extensive Landbausysteme wie den ökologischen Landbau.

Ökologisch wirtschaftende Betriebe werden in Deutschland seit 1989 finanziell gefördert – zunächst im Rahmen des EG-Extensivierungsprogramms (VO EWG 4115/88), von 1994 bis 1999 im Rahmen der Agrarumweltprogramme gemäß VO (EG) 2078/92 und seit 2000 im Rahmen der Programme zur Entwicklung des ländlichen Raums (VO (EG) Nr. 1257/1999). Die EU-Verordnungen sind nicht nur in den verschiedenen

Mitgliedstaaten der EU, sondern auch innerhalb Deutschlands je nach Bundesland sehr unterschiedlich umgesetzt worden. Es variieren nicht nur die Förderbedingungen, sondern auch die Förderhöhen und die Förderabstände zu anderen Agrarumweltmaßnahmen zum Teil beträchtlich.

Neben den Flächenprämien wurde in den letzten Jahren eine Vielzahl von Maßnahmen eingeführt, die auf die Förderung des ökologischen Landbaus abzielen, wie z. B. Kontrollkostenzuschüsse, die Förderung von Erzeugergemeinschaften, die Förderung der hofeigenen Verarbeitung und Vermarktung, Investitionsförderung, Öffentlichkeitsarbeit und Verbraucheraufklärung, die Förderung von Ausbildung, Beratung und Forschung im Bereich des ökologischen Landbaus. Schwerpunkt der Förderung ist jedoch nach wie vor die Förderung der Betriebe mit Hilfe von Flächenprämien (Nieberg und Strohm 2001).

Seit Anfang 2001 ist die Stärkung des ökologischen Landbaus ausdrückliches Ziel der Agrarpolitik der Bundesregierung. Als Folge wurde die Förderung deutlich ausgebaut:

- Erhöhung der flächenbezogenen Förderung ökologischer Anbauverfahren.
- Verbesserung der Förderbedingungen innerhalb der Maßnahme „Förderung der Verarbeitung und Verarbeitung ökologisch erzeugter Produkte“.
- Verbesserte Förderung von Investitionen ökologisch bewirtschafteter Betriebe.
- Einführung des Bio-Siegels (geregelt über Öko-Kennzeichen-Gesetz und –Verordnung) um die Erkenn-

barkeit ökologischer Produkte für den Verbraucher zu erhöhen ("wo Bio draufsteht ist auch Bio drin").

- Initiierung des Bundesprogramms Ökologischer Landbau mit dem Ziel ein gleichgewichtiges und dynamisches Wachstum von Angebot und Nachfrage zu erreichen. Die Maßnahmen setzen auf allen Ebenen von der Erzeugung bis zum Verbrauch an. Im Mittelpunkt des Programms stehen zum einen Schulungs-, Aufklärungs- und allgemeine Informationsmaßnahmen. Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf der Forschungsförderung und der Entwicklung neuer Technologien sowie der Übertragung der gewonnenen Erkenntnisse in die Praxis.

In Deutschland wird weiterhin eine besondere Förderung notwendig sein, um entsprechend dem Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Bundesregierung, 2002) eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus von derzeit 4,1 % auf 20 % der LF bis zum Jahr 2010 zu erreichen.

Deshalb soll - eingebettet in den europäischen Aktionsplan und aufbauend auf dem Bundesprogramm - ein mittel- bis längerfristig angelegtes deutsches Aktionsprogramm zum Öko-Landbau erarbeitet werden.

Bezug zu anderen Indikatoren

Da der ökologische Landbau positive Wirkungen auf viele Umweltgüter zeigt, weist der Indikator enge Beziehungen zu Zustandsindikatoren aus verschiedenen Umweltbereichen auf, etwa der Wasserqualität und der biologischen Vielfalt.

Der Verzicht auf Mineraldünger und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel im ökologischen Landbau bedingen aber auch Überschneidungen mit Indikatoren aus den Bereichen Management, Düngung und Pflanzenschutz. So weisen ökologisch wirtschaftende Betriebe bspw. im Durchschnitt einen geringeren Überschuss in der Stickstoff-Flächenbilanz auf.

Schlussfolgerungen

Der hohe Stellenwert des ökologischen Landbaus in der politischen Diskussion wird nicht zuletzt dadurch deutlich, dass der Indikator im Rahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2002) als einer von zwei „landwirtschaftlichen Indikatoren“ herangezogen wird, um die umweltrelevanten Entwicklungen im Agrarsektor zu dokumentieren.

Im Hinblick auf das Expansionsziel wird es in Zukunft verstärkt darum gehen zu untersuchen, welche Verbreitung des ökologischen Landbaus erforderlich ist, um bestimmte Umweltziele zu erreichen und wie sich der Beitrag des ökologischen Landbaus zu einzelnen Umweltzielen mit zunehmendem Ausbreitungsniveau verändert.

Auch die Kosten der Umstellung auf den ökologischen Landbau (in €/ha) sind in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen. Diese verändern sich mit zunehmender Verbreitung des ökologischen

Landbaus, wobei zwei gegensätzliche Effekte eine Rolle spielen (Isermeyer et al. 2001).

- Einerseits werden, wenn die Nachfrage nach ökologisch erzeugten Produkten nicht entsprechend steigt, größere Förderbeträge je Hektar aufgewendet werden müssen, je höher das Expansionsziel gesteckt wird, um weitere landwirtschaftliche Betriebe zur Umstellung zu bewegen. Denn die Betriebe, für die eine Umstellung zu niedrigen Kosten wirtschaftlich attraktiv ist, haben in der Regel als erste umgestellt. Dies sind überwiegend bereits vor der Umstellung extensiv wirtschaftende Betriebe. Bei späteren „Umstellern“ etwa von Veredlungsbetrieben oder Ackerbaubetrieben auf Gunststandorten ist die Umstellung teurer und erfordert daher höhere Transferzahlungen, um wirtschaftlich attraktiv zu sein. Zudem besteht die Möglichkeit, dass eine deutliche Ausdehnung des ökologischen Landbaus zu einem Druck auf die Preise für ökologische Produkte führt.
- Andererseits wird eine deutliche Ausdehnung des ökologischen Landbaus zu einer Senkung der Produktionskosten von Öko-Produkten führen, weil es zur Ausnutzung von Skaleneffekte kommt - weniger in der Primärproduktion als im Bereich der Erfassung, Verarbeitung und Distribution von ökologisch erzeugten Produkten.

Bodenbedeckung

Das Thema

Im Gegensatz zu Dauergrünland ist ein Charakteristikum von Ackerbausystemen, dass diese den Boden zu bestimmten (Jahres)Zeiten unbedeckt lassen. Unbedeckter Boden ist empfindlich gegenüber Wind- und Wassererosion und den damit in Verbindung stehenden Prozessen der Bodendegradation. Zu nennen sind hier unter anderem der Verlust organischen Materials, an Bodenstruktur und Bodenfruchtbarkeit. Durch Wasser- und Winderosion können Pflanzennährstoffe wie Phosphor in Oberflächengewässer eingetragen werden und dort zu unerwünschten Nährstoffanreicherungen führen. Ohne Pflanzenaufwuchs besteht zudem ein erhöhtes Risiko von Nährstoffauswaschungen, die zu Grundwasserbelastungen – beispielsweise mit Nitrat – führen können.

Drei Faktoren beeinflussen die Bodenbedeckung maßgeblich:

- die angebaute Kulturart
- die Fruchtfolge
- das Anbauverfahren

Manche Kulturen bilden aufgrund ihrer Aussaatzeitpunkte, ihres schnellen Wachstums oder ihrer hohen Saat- bzw. Pflanzdichte eine dichte Blattmasse aus, die rasch für einen hohen Bodenbedeckungsgrad sorgt. Andere Arten, wie z. B. die Reihenkulturen Mais und Zuckerrübe, verfügen nicht über die genannten Voraussetzungen und lassen den Boden über längere Zeit exponiert. Durch die Wahl der Fruchtfolge, aber auch durch den Anbau von Zwischen-

früchten können die Zeiten zwischen Ernte und Neuaussaat, in denen der Boden bei konventioneller Bodenbearbeitung kaum bedeckt ist, reduziert werden.

Bei Mulchsaatverfahren wird auf das Wenden des Bodens (Pflügen) verzichtet, so dass bodenbedeckendes Mulchmaterial in Form von Ernte- und Strohrückständen an der Oberfläche verbleibt und den Ackerboden vor Erosion schützt.

Im Gegensatz zur konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug handelt es sich bei der Mulchsaat um ein zumindest in Deutschland neueres Verfahren, bei dem eine Reihe von Umsetzungsproblemen auftreten können (z. B. Bedarf nach angepasster Sätechnik, veränderter Krankheits- und Schädlingsdruck).



Die Bodenbearbeitung beeinflusst die Bodenbedeckung insbesondere durch

die unterschiedliche Behandlung von Pflanzenrückständen. Bei der konventionellen Bodenbearbeitung wird das auf dem Feld verbliebene Pflanzenmaterial (Stroh, Blätter etc.) in den Boden eingewendet. Konservierende, nicht wendende Bodenbearbeitung (Mulchsaat) und Direktsaat belässt hingegen einen Großteil des Pflanzenmaterials an der Bodenoberfläche.

Bei der Wahl der angebauten Kulturarten, der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung handelt es sich um betriebliche Managemententscheidungen. Zur Messung der Entwicklung des Bodenbedeckungsgrads wird ein Indikator benötigt, der in der Lage ist, diese Faktoren weitgehend einzubeziehen.

Der Indikator

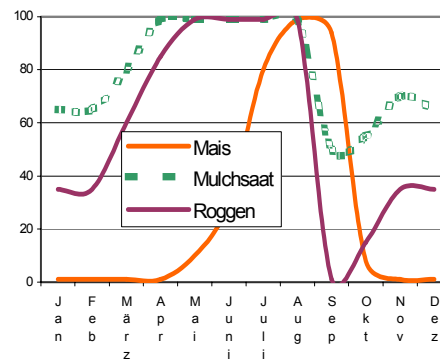
Um nationale oder regionale Bodenbedeckungsgrade zu berechnen, werden zeitlich und räumlich differenzierte Daten zu den Flächen der angebauten Kulturarten, Fruchtfolgen sowie zur Verbreitung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren benötigt. Zudem müssen Angaben zu den Bodenbedeckungsgraden in den entsprechenden Anbauverfahren vorliegen.

Berechnung

Die Bodenbedeckungsgrade unterschiedlicher Kulturen und Bodenbearbeitungstechniken wurden vom Institut für Betriebstechnik und Bauforschung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft anhand der Zählmethode erhoben (für eine Beschreibung der Methode siehe Brunotte et al., 1999). Die Erhebung erfolgte im Jahr 2002 auf

Praxisflächen in der Region Südniedersachsen und berücksichtigte 19 Ackerbaukulturen.⁵ Neben dem Standardverfahren konventioneller Bodenbearbeitung, wurden auch Kulturen erfasst, in denen das Verfahren der Mulchsaat verbreitet ist.⁶

Abbildung 6.2: Bodenbedeckung von Mais und Roggen bei konventioneller Bodenbearbeitung und Mulchsaat



Quelle: eigene Berechnungen

Am Beispiel von Mais und Roggen ist ersichtlich, wie der Bodenbedeckungsgrad von der angebauten Kultur und dem Bodenbearbeitungsverfahren abhängt (dass Mulchsaat bei Mais und Roggen zu identischen Bodenbedeckungsgraden führt, ist Zufall).

Die Erhebungen berücksichtigten:

- wichtige, die Bodenbedeckung beeinflussende Eingriffe wie Bodenbearbeitung, Saat und Ernte

⁵ Die erhobenen Kulturen haben einen Anteil von ca. 90 % an der gesamten Ackerbaufläche Deutschlands.

⁶ Kulturen bzw. Verfahren, bei denen die Mulchsaat umgesetzt wird: Sommerweizen, Winterweizen, Roggen, Hafer, Mais (Körnermais, Silomais, CCM), Futtererbsen, Ackerbohnen, Zuckerrüben, Brache.

- die Entwicklung der Blattmasse von der Saat bis zur vollständigen Bodenbedeckung
- den Abbau von Ernteresten über Winter

Die Anbauflächen der Hauptkulturen werden im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung erfasst.⁷ Die Anbauflächen der landwirtschaftlichen Betriebe mit mehr als 2 ha werden dabei alle vier Jahre im Rahmen einer Totalerhebung, in den Zwischenjahren auf Basis einer repräsentativen Stichprobe erhoben. Die Umsetzung verschiedener Bodenbearbeitungstechniken sowie Anzahl und Abfolge von Fruchtfolgegliedern wird hingegen bislang nicht statistisch erfasst.

Die Anbauflächen von Zwischenfrüchten werden zwar ebenfalls bei der Bodennutzungshaupterhebung erfasst, ihre Stellung innerhalb der Fruchtfolge (zwischen welchen Hauptfrüchten) wird jedoch ebenso wenig ermittelt wie die Stellung der Hauptkulturen innerhalb der Fruchtfolge.⁸

Für die Darstellung der Bodenbedeckungsgrade in Deutschland wurde die von der OECD (2001) vorgeschlagene Berechnungsmethode, die lediglich zwischen „bedecktem“ und „nicht bedecktem Boden“ unterscheidet, durch eine differenziertere Betrachtungsweise verfeinert. Um die durch das Pflanzenwachstum und den Abbau organischen

Materials sich kontinuierlich entwickelnden Bodenbedeckungsgrade hinreichend abbilden zu können, wurden vier Kategorien gebildet.

Kategorie	Bodenbedeckung
I	0 %
II	1 - 30 %
III	31 - 60 %
IV	61-100 %

Die Berechnung der Flächenanteile der unterschiedlichen Bodenbedeckungsgrade erfolgt, indem zunächst für jede Kultur die Anzahl der Monate in den unterschiedlichen Bodenbedeckungskategorien ermittelt werden. Roggen weist beispielsweise je einen Monat in der Kategorie I und II und je fünf Monate in den Kategorien III und IV auf. Anschließend wird der Flächenumfang (in ha) in jeder Kategorie durch Multiplikation mit der Anbaufläche der Kultur ermittelt. Zuletzt wird die Summe der Flächen aller angebauten Kulturen in den einzelnen Kategorien ins Verhältnis zur gesamten Ackerfläche gesetzt.

Einschränkungen

Der Indikator gibt einen Eindruck über die durch den Landwirt kurzfristig beeinflussbaren Risikofaktoren für Bodenerosion und Nährstoffauswaschung. Die tatsächlich auftretenden Umwelteffekte geringer Bodenbedeckungsgrade lassen sich anhand des Indikators jedoch nicht ableiten, da die Bodenbedeckung zwar ein wichtiger Schutzfaktor ist, das Auftreten von Bodenerosion und Nährstoffauswaschung aber stark von klimatischen und naturräumlichen Faktoren wie Niederschlagsintensität, Bodenart und Hangneigung beeinflusst wird. Je steiler und

⁷ Statistisches Bundesamt Fachserie 3, Reihe 3.1.2 Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe.

⁸ Auf ca. 7,5 % der deutschen Ackerflächen werden im Rahmen der Fruchtfolge Zwischenfrüchte angebaut.

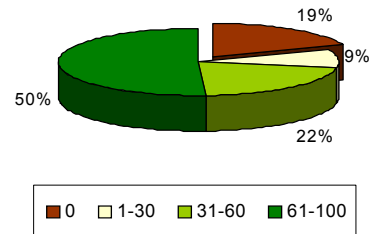
länger z. B. ein Hang ist und je häufiger Starkregenereignisse vorkommen, umso höher muss der Bodenbedeckungsgrad sein, um Wassererosion verhindern zu können (siehe auch Brunotte et al., 1998).

Obgleich sich der Indikator mit den Auswirkungen einzelbetrieblicher Entscheidungen befasst, können keine Aussagen über einzelne Betriebe oder Flächen getroffen werden. Die Angaben zu den Bodenbedeckungsgraden der einzelnen Kulturen haben den Charakter von Durchschnittswerten und sind daher nicht in der Lage kleinräumige klimatische bzw. anbaubedingte Besonderheiten widerzuspiegeln.

Ergebnisse und Interpretation

Die durchschnittliche Bodenbedeckung der Jahre 1990 bis 2001 in den Kategorien I-IV zeigt Abbildung 6.3.⁹

Abbildung 6.3: Prozentuale Bodenbedeckung bei „konventioneller“ Bodenbearbeitung im Durchschnitt der Jahre 1990 bis 2001



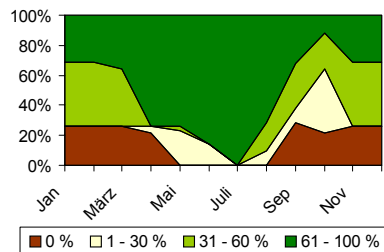
Quelle: eigene Berechnungen

Im Durchschnitt der Jahre 1990 bis 2001 weisen 50 % der Ackerfläche einen Bodenbedeckungsgrad von über 60 % auf, also eine Bedeckung, die selbst in Hanglagen und bei starken Niederschlägen einen hinreichenden Schutz bietet. Gleichzeitig bleiben aber ca. 19 % der Ackerfläche unbedeckt und sind in hohem Maße dem Risiko von Erosion und Nährstoffauswaschung ausgesetzt.

In einer jahreszeitlich aufgelösten Betrachtung, in Abbildung 6.4 beispielhaft für das Jahr 2000 dargestellt, wird deutlich, dass mangelnde Bodenbedeckung in den Sommermonaten kaum vorkommt, während im Herbst, Winter und Frühjahr über 20 % der Ackerfläche unbedeckt sind.

⁹ Da die Erhebungen zu den Bodenbedeckungsgraden der Ackerbaukulturen zunächst nur in einem Jahr und einer Region durchgeführt wurden, ist bei der vorgenommenen deutschlandweiten und mehrjährigen Übertragung mit einer Fehlerspanne von ca. 10 % zu rechnen.

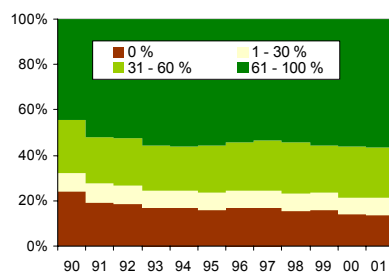
Abbildung 6.4: Saisonale Bodenbedeckung im Jahr 2000



Quelle: eigene Berechnungen

Bei einer zeitlichen Auflösung kann über die Jahre (Abbildung 6.5) aus Umweltsicht ein leicht positiver Trend festgestellt werden, der auf eine angenommene Ausdehnung der Mulchsaatverfahren von 1 % im Jahr 1990 auf ca. 16 % in 2001 zurückzuführen ist.¹⁰

Abbildung 6.5: Entwicklung der Bodenbedeckungsgrade von 1990 bis 2001



Quelle: eigene Berechnungen

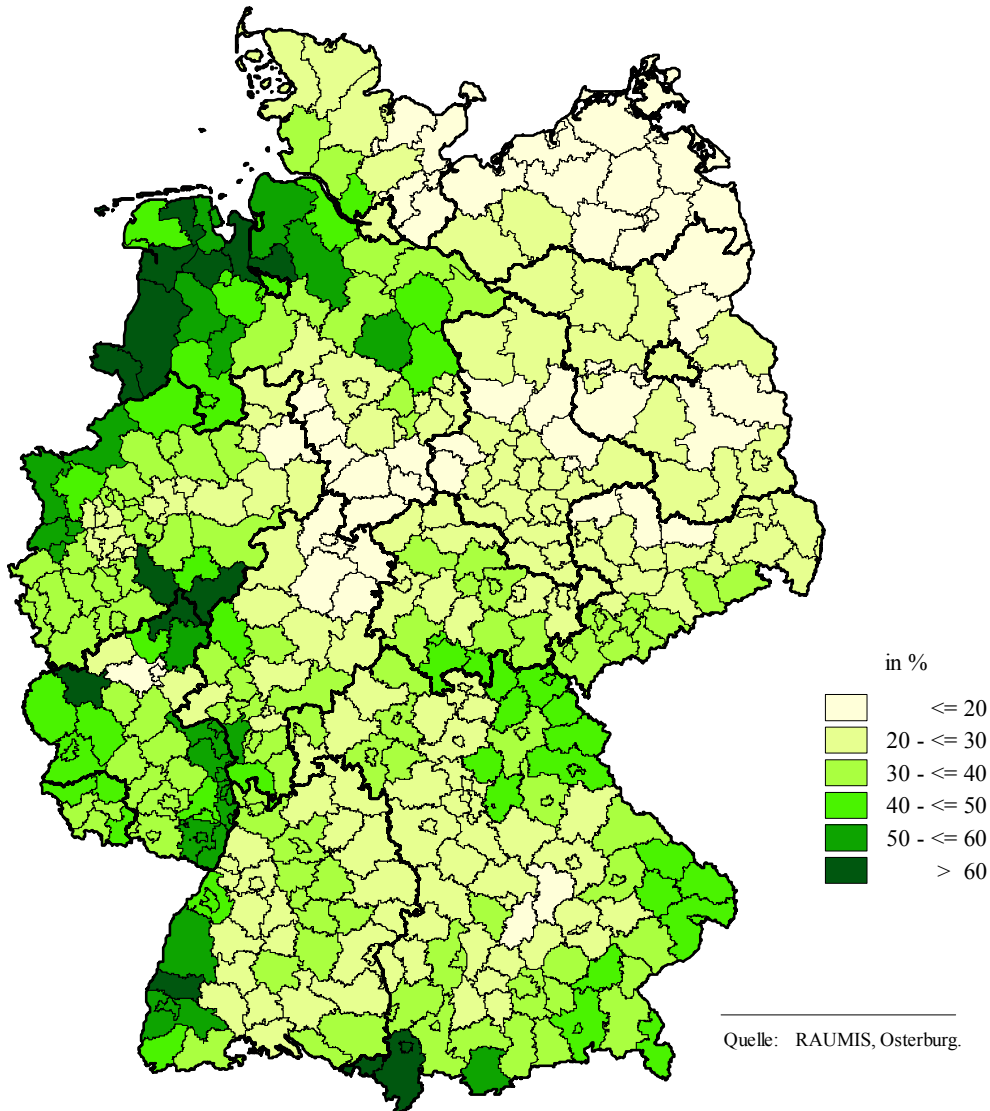
Aufschlussreicher ist jedoch eine regionalisierte Darstellung der Bodenbedeckungsgrade, da hier Unterschiede in der Fruchtfolge bzw. dem Anteil einzelner Kulturen an der Ackerfläche, die sich bei einer nationalen Betrachtung überlagern, stärker zum tragen kommen.

Eine regionalisierte Darstellung erfordert allerdings eine weitere Reduktion der Informationen, so dass hier nur auf den Anteil der unbedeckten Ackerflächen (Kategorie I) eingegangen werden kann. Da insbesondere im Winter geringe Bodenbedeckungsgrade kritisch sind, wird speziell auf die unbedeckte Fläche in den Monaten Oktober bis März eingegangen.

Die Analyse der Bodenbedeckungsgrade auf der Ebene der Landkreise (Karte 6.3) zeigt, dass insbesondere im Westen und Nordwesten in einer Reihe von Kreisen im Winterhalbjahr über 50 % der Ackerflächen ohne Bodenbedeckung sind. Im Nordwesten ist dies überwiegend auf die hohen Anteile von Kartoffeln und Silomais an der Ackerfläche zurückzuführen, während weiter südlich auch Körnermais eine Rolle spielt. Für eine flächenbezogene Bewertung des Umweltrisikos wären zusätzlich zum Bodenbedeckungsgrad auf der Ackerfläche Informationen über den Anteil der Ackerfläche an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von Bedeutung. Insbesondere in den Futterbauregionen (mit hohen Silomaisanteilen an der Ackerfläche) haben die Dauergrünlandflächen, die eine vollständige Bodenbedeckung gewährleisten, oft einen hohen Anteil.

¹⁰ Statistische Angaben zur Verbreitung der Mulchsaat existieren für Deutschland nicht. Nach Experteneinschätzungen (Gesellschaft für konservierende Bodenbearbeitung, e-mail vom 25.02.2002) kann davon ausgegangen werden, dass bis zu 25 % der Ackerfläche mit Mulchsaatverfahren bewirtschaftet werden. Den hier dargestellten Berechnungen wurde mit einem Anteil von ~ 16 % im Jahr 2002 eine „vorsichtigere“ Schätzung zugrunde gelegt.

Karte 6.3: Unbedeckte Ackerfläche im Winterhalbjahr (Oktober bis März) in Prozent im Jahr 1999



Grundsätzlich steigt aber die Bedeutung der Bodenbedeckung auf der Ackerfläche, da bei relativ konstanter landwirtschaftlich genutzter Fläche der Anteil der Ackerfläche zu Lasten des Dauergrünlands von 1990 bis 2001 leicht zugenommen hat.

Einflussmöglichkeiten

Für eine Erhöhung des Bodenbedeckungsgrads von Ackerflächen und damit einen verbesserten Schutz vor Erosion und Auswaschung gibt es noch erheblichen Spielraum. Neben ordnungsrechtlichen Maßnahmen steht der Politik hierzu eine Reihe von markt- und strukturpolitischen Instrumenten zur Verfügung.

Die Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen und die Abwehr daraus resultierender Gefahren sind im Bundes-Bodenschutzgesetz rechtlich geregelt. Allerdings fehlen konkrete Orientierungs- und Grenzwerte für den Bodenbedeckungsgrad, die als Anhaltspunkte für die gute fachliche Praxis oder als Grundlage für Kontrollen verwendet werden könnten.¹¹

Die Förderung von höheren Bodenbedeckungsgraden kann zum Beispiel durch Prämienzahlungen für den Anbau bestimmter Zwischenfrüchte oder für konservierende Bodenbearbeitung erfolgen. Beispiele für im Hinblick auf den Bodenbedeckungsgrad kontraproduktive Politikmaßnahmen sind Silomaisprämie und Zuckermarktordnung, da hier der Anbau von Kulturen mit einem geringen Bodenbedeckungsgrad im Vergleich zu anderen Ackerbaukulturen begünstigt wird. Konservierende Bodenbearbeitung und der Anbau von Zwischenfrüchten wird in einigen Bundesländern (z. B. Sachsen, Nordrhein-Westfalen) im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen bereits gefördert. Auch im Rahmen der Investitionsförderung ist die Anschaffung von Maschinen und Geräten, die für Direkt- oder Mulchsaatverfahren benötigt werden, möglich.

Da es sich bei konservierenden Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren für viele Landwirte um vollständig neuarti-

ge Verfahren handelt, kommt der Ausbildung und Beratung eine besonders wichtige Aufgabe für die weitere Verbreitung zu. Zudem existieren eine Reihe von acker- und pflanzenbaulichen Fragestellungen sowie der Bedarf nach angepassten Verfahren und Technologien, die im Bereich der Forschung und Entwicklung zu bearbeiten sind.

Konkrete Schritte, um den Bodenbedeckungsgrad langfristig zu erhöhen sind:

- Vermeidung kontraproduktiver Fördermaßnahmen,
- Ausweitung der Förderung von Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau und dabei Erhöhung der Nachhaltigkeit dieser Fördermaßnahmen durch z. B. Anschubfinanzierung für die Einführung spezieller Technik),
- Präzisierung der rechtlichen Rahmenbedingungen und
- Formulierung des Forschungs- und Beratungsbedarfs und Umsetzung entsprechender Vorhaben.

Bezug zu anderen Indikatoren

Der Indikator Bodenbedeckungsgrad steht in enger Beziehung zu einer Reihe weiterer Indikatoren, da unbedeckter Boden durch Nährstoffausträge in Gewässer und naturnahe Biotope und auch bezüglich der Bodenqualität negative Umweltwirkungen hervorrufen kann. Neben Indikatoren zum Wasser- und Winderosionsrisiko sind hier die Indikatoren Phosphor und Stickstoff in Oberflächengewässern und im Grundwasser zu nennen.

¹¹ Aus wissenschaftlicher Sicht ist die Festlegung notwendiger minimaler Bodenbedeckungsgrade in Abhängigkeit von der potenziellen Gefährdung eines Standorts möglich (siehe z. B. Brunotte et al., 1998). Die potenzielle Gefährdung lässt sich anhand von Informationen über die Hanglänge, Hangneigungen, Niederschlagsaufkommen und Bodenart bestimmen.

Schlussfolgerungen

In den vergangenen 10 Jahren konnte der Bodenbedeckungsgrad durch die Verbreitung konservierender Bodenbearbeitung leicht erhöht werden. Dennoch besteht weiterhin ein erhebliches Potential für eine Erhöhung des Bodenbedeckungsgrads von Ackerflächen und damit einer Verringerung des Erosions- und Auswaschungsrisikos.

Für ein verbessertes Monitoring der Veränderungen der Bodenbedeckungsgrade ist eine Erweiterung der statistischen Datenbasis notwendig. Ohne zuordenbare Angaben zu Zwischenfrüchten und der Umsetzung bodenschonender Bearbeitungsverfahren lassen sich Veränderungen nur näherungsweise abschätzen.

Stickstoff-Flächenbilanz

Das Thema

Stickstoff ist ein essentieller Pflanzennährstoff. Er kann sowohl in mineralischer Form als auch als Bestandteil von Wirtschaftsdüngern in der Pflanzenproduktion eingesetzt werden, um Stickstoffentzüge durch die Pflanzen auszugleichen. Wird mehr Stickstoff zugeführt, als die Pflanzen aufnehmen, so kann ein Teil der Überschüsse in der organischen Substanz des Bodens angereichert werden. Der Rest gelangt durch Ausgasung oder Auswaschung in die Umwelt und ruft folgende negative Umweltwirkungen hervor:

- Belastung des Grund- und Trinkwassers durch Auswaschung,
- Eutrophierung von Flüssen und Seen durch Versickerung, Abschwemmungen und Erosion,
- Emissionen von Distickstoffoxid (N_2O), einem Treibhausgas,
- Versauerung und Eutrophierung von Böden (Wälder, Moore) durch Ammoniak-Emissionen (NH_3),
- Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt als Folge der Eutrophierung und Versauerung.

Anhand des Indikators Stickstoff-Flächenbilanz soll abgeschätzt werden, in welchem Umfang in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzter Stickstoff nicht durch die Pflanzenproduktion genutzt wird und wie sich die Stickstoffsalden über die Zeit verändern.

Der Indikator

Die Stickstoff-Flächenbilanz misst die Differenz zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche.¹² Dabei berücksichtigt die Stickstoffzufuhr neben dem in Mineral- und Wirtschaftsdüngern enthaltenen Stickstoff auch Sekundärrohstoffdünger, die atmosphärische Deposition, die biologische N-Fixierung und den über Saat- und Pflanzgut zugeführten Stickstoff. Die Stickstoffabfuhr umfasst die in der vom Feld abtransportierten Biomasse (bei Getreide z. B. Korn und Stroh) enthaltene Stickstoffmenge.

Der Landwirt beeinflusst über die Höhe der mineralischen und organischen Stickstoffdüngung die N-Zufuhr, wobei er bei seiner Planung die Deposition, biologische Fixierung, den pflanzenverfügbaren Stickstoff im Boden und die erwarteten Erträge berücksichtigen sollte. Die N-Abfuhr ist hingegen nur zum Teil durch den Landwirt steuerbar (Sortenwahl, Pflanzenschutz etc.). Insbesondere die Witterungsbedingungen haben einen großen Einfluss auf die Erträge und damit auf die Nährstoffbilanz.¹³ Um den Einfluss der vom Landwirt weder vorhersehbaren noch kon-

¹² Eine Erläuterung der unterschiedlichen Vorgehensweisen bei der Stickstoff-Bilanzierung ist dem Methodenblatt zur Stickstoff-Flächenbilanz, S. 56 ff. zu entnehmen.

¹³ Außergewöhnlich schlechte Ernten bedeuten geringere Stickstoff-Abfuhr als vorgesehen, so dass es selbst bei „angemessenen“ Stickstoffzufuhren zu hohen Stickstoffüberschüssen kommen kann.

trollierbaren Faktoren einzuschränken, werden mehrjährige Durchschnitte verglichen.

Berechnung

Die OECD-Stickstoff-Flächenbilanz wird wie folgt berechnet¹⁴:

$$N_{FB} = \frac{N_{In} - N_{Out}}{LF_{gesamt}}$$

$$\frac{(D_{min} + D_{org} + D_{sek} + N_{Saat} + N_{fix} + AE) \cdot PP}{LF_{gesamt}}$$

mit:

N_{In} : N-Zufuhr

D_{min} : mineralische Stickstoffdünger

D_{org} : Wirtschaftsdünger (abzüglich der NH_3 Emissionen)

D_{sek} : N aus Sekundärrohstoffdüngern

N_{Saat} : N in Saat- und Pflanzgut

N_{fix} : biologische N-Fixierung durch Leguminosen und frei lebende Organismen

AE : atmosphärische N-Deposition pro ha

N_{Out} : N-Abfuhr

PP : N aus der Pflanzenproduktion

LF_{gesamt} : gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche

Die Berechnung der nationalen Stickstoff-Flächenbilanz bezieht Daten von unterschiedlicher Qualität ein. Neben statistisch erhobenen Daten (z. B. aus Viehzählungen, die auf allen landwirtschaftlichen Betrieben mit mehr als 2 ha durchgeführt werden) und auf langjährigen Messungen beruhende Koeffizienten (z. B. N-Gehalte in Ernteprodukten) kommen auch Experten-einschätzungen und Ergebnisse von Studien anderer EU Staaten zum Einsatz.

Während für die Berechnung der Stickstoffzufuhr aus Mineraldüngern der nationale Stickstoff-Mineraldüngerabsatz herangezogen wird, muss der Stickstoffanfall aus Wirtschaftsdüngern anhand von Tierbestandszahlen und Koeffizienten für die Stickstoffausscheidung (pro Tier und Jahr) ermittelt werden. Von diesem Wert werden die gasförmigen Ammoniak-Emissionen, die im Stall, bei der Lagerung und Ausbringung von Mist und Gülle erfolgen, abgezogen.¹⁵ Die Stickstoffzufuhr aus sonstigen Quellen (Sekundärrohstoffdünger, Saat und Pflanzgut, N-Fixierung und Deposition) ist im Vergleich zur Düngung weniger bedeutend, beruht überwiegend auf Schätzungen und weist eine Reihe von Datenlücken auf.

¹⁴ Das Statistische Amt der Europäischen Union, EUROSTAT, wurde in die methodische Arbeit einbezogen. Eine ausführliche Darstellung der eingehenden Koeffizienten und Zwischenrechnungen ist dem Methodenblatt zur Stickstoffbilanz (S. 55 ff.) zu entnehmen.

¹⁵ Diese Vorgehensweise ist problematisch, wenn anhand der Flächenbilanz allgemeine Aussagen über die Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft getroffen werden sollen, da hier explizit die eutrophierend und versauernd wirkenden gasförmigen Emissionen ausgeklammert werden. Hintergrund ist, dass die Flächenbilanz ein Teilelement der Gesamtbilanz darstellt und erst zusammen mit der Stallbilanz einen vollständigen Einblick in den betrieblichen N-Kreislauf ermöglicht.

Für die Berechnung der N-Abfuhr werden die Erntemengen der verschiedenen Kulturen mit ihren jeweiligen durchschnittlichen Stickstoffgehalten multipliziert. Dabei wird neben der Marktproduktion (insbesondere Getreide und Ölsaaten) auch die Wirtschaftsfuttererzeugung berücksichtigt. Abschließend wird die Differenz zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen (kg N/ha LF).

Die OECD Stickstoff-Flächenbilanz einschließlich der eingehenden Daten und Koeffizienten wurde im Internet als Access-Datenbank zum Herunterladen zur Verfügung gestellt (<http://www.oecd.org/EN/document/0,,EN-document-150-nodirectorate-no-21-9664-1,00.html>). Die aktuellsten Ergebnisse beruhen zur Zeit auf Daten aus dem Jahr 1998, eine Aktualisierung wird in 2004 fertiggestellt.

Einschränkungen

Die Berechnung des Indikators unterliegt einer Reihe von Einschränkungen, die zum einen auf die von der OECD vorgegebene Methodik, zum anderen auf Datenengpässe zurückzuführen sind:

- Als Bezugsgröße wird von der OECD die gesamte LF vorgeschlagen, so dass die Stickstoffüberschüsse auch auf stillgelegte Flächen, auf die keine Düngung ausgebracht werden darf, „umgelegt“ werden. Dies führt zu einer Unterschätzung der Stickstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen, auf denen effektiv ein Nährstoffmanagement stattfindet.

- Die NH_3 Emissionen, die von der in Wirtschaftsdüngern enthaltenen Stickstoffmenge abgezogen werden, sind in Deutschland über die Jahre konstant mit 28 % festgelegt. In Realität sind NH_3 Emissionen von der Tierart, dem Haltungsvorgang, aber auch von der Art der Wirtschaftsdüngerlagerung und -abfuhr abhängig und unterliegen daher zusammen mit diesen Faktoren erheblichen Veränderungen über die Zeit.
- Auch für die N-Deposition können, durch die Verwendung eines konstanten Faktors in den deutschen Berechnungen, Veränderungen über die Zeit nicht berücksichtigt werden.
- Der von der amtlichen Statistik ausgewiesene Mineraldüngemittelabsatz, der in die Bilanz eingeht, erlaubt keine Zuordnung der Verwendung innerhalb oder außerhalb der Landwirtschaft. Ein Teil der in die N-Zufuhr einbezogenen Stickstoffmengen wird im Landschaftsbau, in Klein- und Privatgärten eingesetzt (siehe auch Schweigert und van der Ploeg, 2002).
- Die OECD Berechnung bezieht vereinfachend nur die Erträge, nicht aber Nebenprodukte wie beispielsweise Stroh oder Rübenblatt in die N-Abfuhr ein. Dadurch wird die Stickstoffabfuhr unterschätzt. Bei der deutschen Berechnung werden (in Widerspruch zu der auf OECD-Ebene abgestimmten Vorgehensweise) die Erntemengen mit den Koeffizienten der N-Gehalte von Ernte- und Nebenprodukten multipliziert (z. B. Weizenkorn = 1,8 kg N/dt, Weizen Korn und Stroh = 2,3 kg N/dt, Muster-Verwaltungsvorschrift, 1996). Dies

entspricht einer Situation, in der nicht nur das Ernteprodukt sondern auch das gesamte Nebenprodukt vom Feld abgefahren wird. Durch diese Vorgehensweise wird die N-Abfuhr systematisch überbewertet, da in vielen Betrieben ein Teil oder sogar das gesamte Stroh bzw. Rübenblatt etc. auf dem Feld verbleibt.

Ergebnisse und Interpretation

Ein Vergleich der nationalen Stickstoff-Flächenbilanz der Jahresdurchschnitte von 1985 bis 1987 (DDR und BRD) und 1999 bis 2001 zeigt einen Rückgang der Stickstoffüberschüsse um ca. 30 % von 89 auf 62 kg N/ha. In diesem Zeitraum ist die Stickstoffzufuhr von 247 kg N/ha auf 210 kg N/ha zurückgegangen, während die Stickstoffabfuhr (siehe Tabelle 6.2) in geringerem Umfang von 157 kg N/ha auf 148 kg N/ha sank. Die Landwirtschaftliche Nutzfläche ging um 14 % von 17.741.000 ha auf 17.084.000 ha zurück.

Eine Analyse der Ursachen, auf die die Reduktion der N-Bilanzüberschüsse zurückzuführen sind, ist anhand der nationalen Bilanz nur schwer möglich. Eindeutig spiegelt sich lediglich der Einfluss der Tierbestandsabstockungen in den neuen Bundesländern nach der Wende in dem verringerten Wirtschaftsdüngeranfall nieder. Während Ende der 80er Jahre noch 71 kg N/ha aus Wirtschaftsdüngern stammte, waren es im Durchschnitt der Jahre 1999 bis 2001 nur noch 53 kg N/ha. Gleichzeitig wurde auch der Mineraldüngeranfall von 129 auf 113 kg N/ha reduziert,

während die Einträge aus sonstigen Quellen weitgehend konstant blieben.

Tabelle 6.2: Entwicklung der nationalen Stickstoff-Flächenbilanz 1985 bis 1987 und 1999 bis 2001 (entsprechend den Vorgaben der OECD)

	1985-1987		1999-2001	
	kg/ha N	%	kg/ha N	%
N-Zufuhr	247	100	210	100
Mineraldünger	129	52,2	113	53,6
Klärschlamm	1	0,3	2	1,0
N aus Wirtschaftsdüngern (abzügl. NH ₃ Verluste)	71	28,9	53	25,1
Atmosphärische N-Deposition	32	13,1	32	15,3
Biologische N-Fixierung	12	5,0	9	4,4
Saat- und Pflanzgut	1	0,6	1	0,6
N-Abfuhr	157	100	148	100
Getreide	45	28,4	60	40,6
Ölsaaten (Raps, Sonnenblumen)	4	2,2	11	7,1
Hülsenfrüchte	1	0,5	2	1,3
Sonstige	12	4,6	10	4,9
Futterpflanzen (Mais, sonstiges Grünfutter)	28	18,1	20	13,3
Grünlandertrag	68	43,2	46	31,0
Bilanz	89*		62	

* Abweichung ist auf Rundung zurückzuführen

Quelle: eigene Berechnungen, Zusammenstellung in Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL

Auf der Entzugsseite fällt insbesondere die gestiegene Bedeutung des Getreides auf Kosten des Grünlandertrags ins Auge. Dass sich die gesamte N-Abfuhr in weit geringerem Umfang reduziert

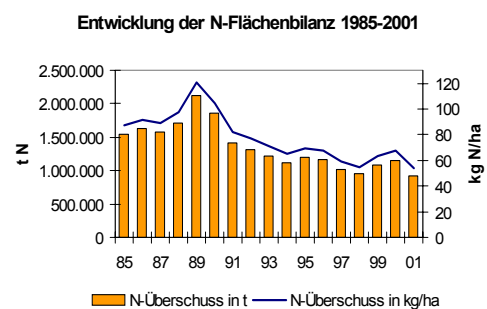
hat als die N-Zufuhr, kann als Indiz für ein verbessertes betriebliches Nährstoffmanagement dienen.

Die Reduktion der Stickstoffüberschüsse in Deutschland in den vergangenen 15 Jahren ist ein positives Signal. Allerdings sind Richtung und Ausmaß der Veränderung von der Wahl der Bezugsjahre abhängig. N-Bilanzen, die die Entwicklung seit 1950 dokumentieren (Schweigert und van der Ploeg, 2002) zeigen, dass der Stickstoffüberschuss von 1950 bis 1980 stark gestiegen und erst in den 80er Jahren ein Rückgang zu beobachten ist. Auch stellt der durchschnittliche Überschuss der vergangenen drei Jahre von 62 kg/ha LF immer noch einen Nährstoffeintrag von jährlich über 1 Mio. Tonnen Stickstoff in die Umwelt dar¹⁶. Zudem ist zu berücksichtigen, dass bei der hier verwendeten Flächenbilanz „nur“ die in das Umweltmedium Boden gelangenden Stickstoffmengen berücksichtigt werden, während die ebenfalls umweltwirksamen gasförmigen Ammoniak-Emissionen nicht einbezogen sind.

Über die Jahre betrachtet zeigt sich die in Abbildung 6.6 dargestellte Entwicklung. Dabei ist neben dem absoluten Rückgang auch ein zwischenzeitlicher Anstieg der Überschüsse in den Jahren 1987 bis 1989 zu erkennen. Dieser ist insbesondere auf einen Rückgang in der Produktion von Grünfütter zurückzuführen.¹⁷ Zudem ist in diesem Jahren ein

leicht erhöhter Mineraldüngerverbrauch festzustellen. Deutlich erkennbar ist auch die Reduktion der Stickstoffüberschüsse in den Jahren nach der Wiedervereinigung, die auf die bereits erwähnten Tierbestandsabstockungen zurückzuführen ist.

Abbildung 6.6: Entwicklung der Stickstoff-Flächenbilanz absolut (in t) und pro ha von 1985 bis 2001



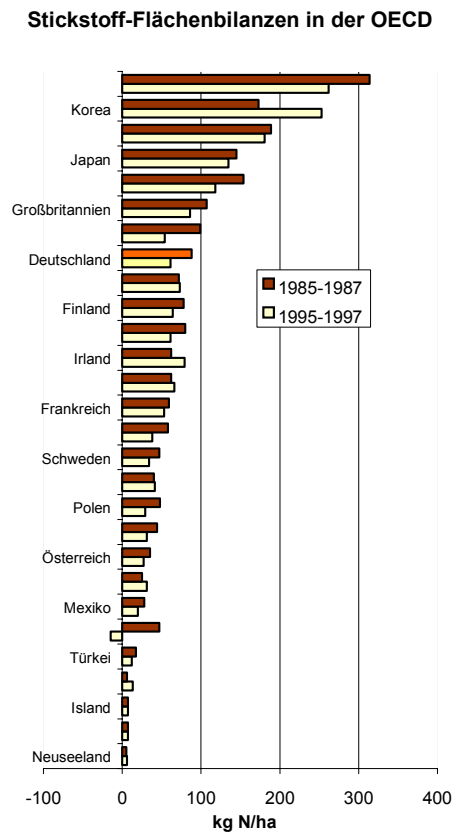
Quelle: Eigene Berechnungen in Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL.

¹⁶ Ein geringer Teil davon wird zur Aufrechterhaltung des Humusgehalts benötigt.

¹⁷ In der OECD Stickstoff-Bilanz-Datenbank gehen die Erträge aus dem Grasanbau (*temporary pasture*) von 12 Mio. t im Jahr 1988 auf 3,7 Mio. t in den Jahren 1989 und 1990 zurück. Diese Entwicklung lässt sich anhand der in der Deutschen Statistik verfügbaren Daten nur be-

dingt nachvollziehen, da zwar insbesondere in den neuen Bundesländern der Kleegrasanbau zurückgegangen ist, jedoch nicht in dem von OECD-EUROSTAT angegebenen Umfang.

Abbildung 6.7: Stickstoff-Flächenbilanzen der OECD-Staaten im Vergleich (85/87 bis 95/97)



Quelle: OECD 2001.

Der internationale Vergleich auf OECD-Ebene zeigt, dass Deutschland mit seinem Stickstoffüberschuss im oberen Drittel anzusiedeln ist.¹⁸ Dabei reicht die Spanne von den „Spitzenreitern“ Niederlande mit 314 und 226 kg N/ha und Süd-Korea (173 und 253 kg N/ha), bis Island, Australien und Neuseeland, die jeweils Stickstoffüberschüsse von unter 10 kg N/ha aufweisen.

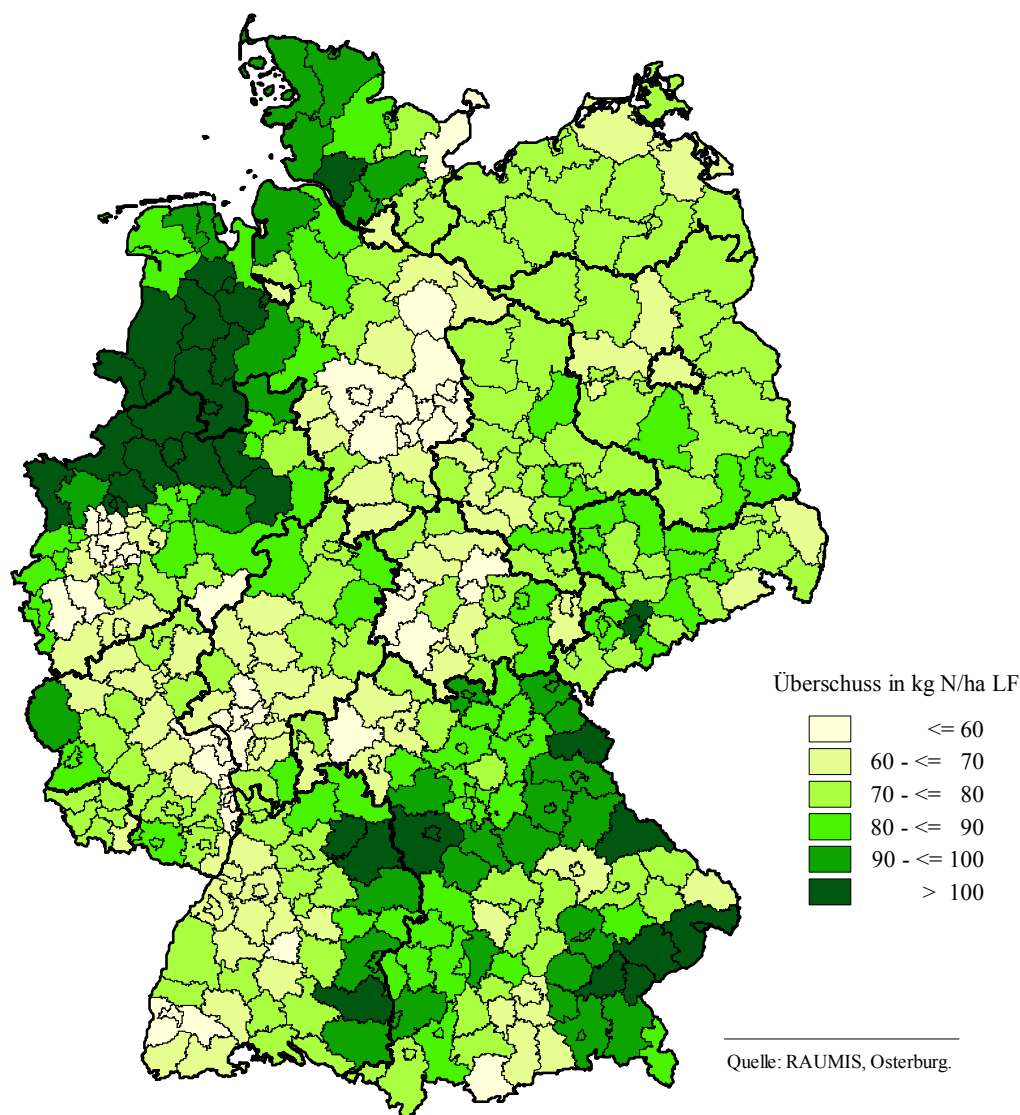
¹⁸ Die Reihenfolge wurde hier anhand der Summe der Überschüsse der Jahresmittel von 85-87 und 95-97 gebildet. Berechnungen mit aktuelleren Daten liegen auf OECD-Ebene bislang nicht vor.

Während einige Länder (z. B. Süd-Korea, Irland und Portugal) jedoch im Betrachtungszeitraum ihre Überschüsse erhöhten, gehört Deutschland zu der Gruppe derer, die eine eindeutige Verringerung der Überschüsse erreichen konnten.

Eine Berechnung regionaler Nährstoffbilanzen auf Landkreisebene ist z. B. anhand des Sektormodells RAUMIS möglich¹⁹ (siehe Karte 6.4). Dabei fällt auf, dass Überschüsse von mehr als 100 kg N/ha insbesondere in Gebieten mit hohen Viehdichten, wie den Veredlungsgebieten in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, auftreten.

In langjährigen Untersuchungen auf Versuchsflächen wurde sowohl im Hinblick auf N-Auswaschung als auch auf N₂O Emissionen ein Zusammenhang zur Höhe mehrjähriger N-Salden nachgewiesen (Bouwer, 1995; Kilian et al., 1997, zitiert in: Gutser, 1997). Ob und in welchem Umfang die Verringerung der dreijährigen nationalen N-Bilanz in Deutschland positive Umweltwirkungen zeigt, hängt in starkem Umfang von der Verteilung der Überschüsse ab.

¹⁹ Allerdings handelt es sich hier um das Ergebnis einer nicht in allen methodischen Aspekten mit der OECD-Flächenbilanz abgestimmte Berechnung (für eine ausführliche Darstellung der Vorgehensweise und eingehenden Annahmen siehe Cypris et al., 1996). Daher geht es weniger um den Vergleich absoluter Werte als um die Darstellung der Bedeutung von Verteilungsaspekten für die Interpretation der Flächenbilanz.

Karte 6.4: OECD-Flächenbilanz Stickstoffüberschuss in kg N/ha LF im Jahr 1999

Wurden die Verringerungen der N-Bilanzüberschüsse überwiegend durch eine Reduktion in Gebieten erreicht, die bereits vorher über weitgehend ausgeglichene Bilanzen verfügten, so werden die positiven Effekte weit geringer ausfallen, als wenn bisher durch extreme Überschüsse gekennzeichnete Regionen einen hohen Anteil an der nationalen Reduktion haben. Eine Übertragung

des „critical loads“ Konzepts²⁰, das eine Unterschreitung regionaler Höchstwerte anstrebt, wäre daher auch für Stick-

²⁰ Dieses Konzept wird beispielsweise für den Säure- und Stickstoffeintrag in Waldböden verwendet. Liegen die Einträge unter den "Critical Loads", so treten nach bisherigem Wissen keine Wirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen auf. Die Höhe der jeweils tolerierbaren Einträge richtet sich dabei nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems (siehe auch Umweltbundesamt [2001]: Daten zur Umwelt 2000).

stoffbilanzen sinnvoller als die Festlegung nationaler Zielwerte.

Für eine umfassende Bewertung der Umweltwirkungen von Stickstoff-Bilanzüberschüssen wäre eine Verknüpfung von Informationen über die lokalen Nährstoffüberschüsse mit Angaben zur naturräumlichen Ausstattung und zu klimatisch-geographischen Rahmenbedingungen (Niederschlagshöhe, Hangneigung etc.) hilfreich. In Gebieten mit einer auf geringe Nährstoffzufuhr angewiesenen Flora und Fauna (z. B. Magerrasen) oder in unmittelbarer Nähe zu nährstoffarmen Gewässern, aber auch in Trinkwassergewinnungsgebieten mit hohen Niederschlägen und durchlässigen Böden sind Stickstoffüberschüsse besonders problematisch.

Ein Vergleich der OECD Flächenbilanz mit der im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie verwendeten Gesamtbilanz und deren Zielwert von 80 kg/ha N (Bundesregierung, 2002) ist nicht möglich, da in der Gesamtbilanz zum einen die NH₃ Emissionen einbezogen sind und zudem unterschiedliche Koeffizienten und Eingangsdaten verwendet werden.

Einflussmöglichkeiten

Trotz einer positiven nationalen Entwicklung der durchschnittlichen Stickstoffüberschüsse in den vergangenen Jahren ist die Landwirtschaft weiterhin für einen Großteil der Stickstoffbelastungen in Grund- und Oberflächenwasser und der (im Rahmen der Flächenbilanz nicht einbezogenen) versauernden und eutrophierenden NH₃ Emissionen verantwortlich (Umweltbundesamt und BMU: Umwelt Deutschland <http://www.umwelt-deutschland.de/>). Daher bleibt die bereits 1985 vom Wissenschaftlichen Beirat angeregte Diskussion, ob bislang ergriffene Maßnahmen ausreichen, um die Stickstoffüberschüsse auf ein umweltverträgliches Maß zurückzuführen, weiterhin aktuell.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Stickstoffdüngung sind maßgeblich durch die Düngeverordnung geregelt²¹. „Danach sind Düngemittel im Rahmen der guten fachlichen Praxis zeitlich und mengenmäßig so auszubringen, dass Nährstoffe von den Pflanzen weitestgehend ausgenutzt werden können und damit Nährstoffverluste bei der Bewirtschaftung sowie damit einhergehende Einträge in Gewässer weitestgehend vermieden werden“ (BMVEL: <http://www.verbrauchermi-nisterium.de/>). Im einzelnen enthält die Düngeverordnung eine Vielzahl an Vorschriften zur Anwendung, Ausbringung, Düngerbedarfsermittlung, der Erstellung von Nährstoffbilanzen und der Aufbewahrung der Unterlagen.

Auf regionaler Ebene existieren darüber hinaus unterschiedliche Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffüberschüssen aus der Landwirtschaft. Beispiele sind Kooperationen zwischen Wasserwerken und Landwirten zur Förderung einer extensiven Bewirtschaftung bzw. einer Umstellung auf den ökologischen Landbau und die Erbringung von Flächennachweisen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in den Gebieten mit hohen Viehdichten bei der Ge-

²¹ Für ausführliche Informationen zur Entstehung der Düngeverordnung und vorher gültige rechtliche Regelungen siehe Oswald, 1998.

nehmung neuer Stallbauten bzw. Tierbestandsaufstockungen. Auch im Rahmen der Agrarumweltprogrammen werden neben der Förderung des ökologischen Landbaus eine Vielzahl von Extensivierungsmaßnahmen angeboten, die durch Kriterien wie die Verringerung der Viehbestandsdichten zu einer Reduktion der Nährstoffüberschüsse führen. Durch die vorgesehene Stärkung der „zweiten Säule“ werden diese Maßnahmen in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

Auf nationaler Ebene wurde und wird insbesondere die Besteuerung von Stickstoff-Mineraldüngern und Nährstoffüberschüssen diskutiert (eine detaillierte Analyse der Auswirkungen verschiedener Ausgestaltungen dieser Instrumente auf Einkommen, Arbeitseinsatz, Produktion und Umweltwirkungen wurde von Schleaf, 1999 vorgenommen). Die Mineraldüngesteuer wird allerdings als wenig zielführend angesehen, da sie in starkem Umfang die Marktfruchtbetriebe treffen würde (die auf den Zukauf von Mineraldüngern angewiesen sind), obwohl die maßgeblichen Nährstoffüberschüsse auf Tierhaltungsbetrieben entstehen (siehe auch AID 1999). Eine Besteuerung betrieblicher Stickstoffüberschüsse scheint vergleichsweise erfolgversprechender. Zum einen werden alle Stickstoffquellen erfasst, zum anderen ermöglicht die Maßnahme eine Vielzahl betriebsspezifischer Anpassungsreaktionen. Als Nachteil im Vergleich zur Steuer auf Mineraldünger, die bei der herstellenden Industrie und den Importeuren ansetzen könnte (Flaschenhals-Prinzip), wird häufig auf einen hohen administrativen Aufwand verwiesen. Auf der Ebene der Verwaltungen ist dieser Einwand berechtigt. Für die Landwirte entsteht allerdings kein er-

heblicher zusätzlicher Arbeitsaufwand, da entsprechend der Düngeverordnung jährlich für Stickstoff eine Flächen- und Stallbilanz auf Betriebsebene zu erstellen und neun Jahre aufzubewahren ist. Wie bei der nationalen Stickstoffbilanz sollten auch bei der einzelbetrieblichen Hoftorbilanz mehrjährige Durchschnitte zur Bewertung der Überschüsse verwendet werden, um witterungs- bzw. kalamitätenbedingte Ertragsschwankungen auszugleichen. Analog zur Steuererklärung könnten diese Angaben zur Berechnung der Abgaben verwendet werden und Kontrollen stichprobenhaft erfolgen.

Bezug zu anderen Indikatoren

Die Stickstoffbilanz weist enge Beziehungen zu einer Reihe von „vor- bzw. nachgelagerten“ Indikatoren auf. Die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1999) verwendete „Tierbestandsdichte“ ist z. B. eng mit der Stickstoffbilanz korreliert. Für den weniger verbreiteten Indikator „Mineraldüngereinsatz“ (Umweltbundesamt, 1998) trifft dies nicht im selben Maße zu. Die Ammoniak-Emissionen, die bei der Flächenbilanz vom Stickstoffgehalt der Wirtschaftsdünger abgezogen werden, sind z. B. gleichzeitig ein eigenständiger Indikator für Eutrophierung und Versauerung und ebenso wie die Indikatoren „Stickstoffgehalte in Grund und Oberflächenwasser“ (aus dem Kapitel Wasserqualität) Konsequenz der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft.

Schlussfolgerungen

In den vergangenen 15 Jahren konnte in Deutschland auf nationaler Ebene eine erhebliche Reduzierung der Stickstoffüberschüsse beobachtet werden. Allerdings zeigt eine regionalisierte Darstellung, dass in Gebieten mit hohen Viehdichten weiterhin extrem hohe Stickstoffüberschüsse von über 100 kg N/ha vorliegen. Überschüsse dieser Größenordnung sind zwangsläufig mit negativen Umweltwirkungen verbunden.

Die Bewertung der Ursachen für den Rückgang der Überschüsse, etwa eine Zuordnung auf die Wirkung bestimmter Politiken (EU-Agrarreform, Agenda 2000, Einführung der Düngeverordnung) ist anhand von nationalen Bilanzierungsansätzen kaum möglich. Ein Monitoring der Stickstoffbilanzen sollte daher sowohl auf nationaler als auch auf regionaler Ebene durchgeführt werden und entsprechende Reduktionsziele für die verschiedenen Ebenen festgelegt werden.

7 Zusammenfassung

Die Entwicklung nationaler Agrarumweltindikatoren ist in starkem Maße von den OECD-Arbeiten in diesem Bereich geprägt. Allerdings sind trotz intensiver Bearbeitung durch internationale Expertengremien viele OECD-Indikatoren nicht hinreichend spezifiziert bzw. operationalisiert. Daher liegt ein Schwerpunkt des vorliegenden Berichts in der umfassenden Beschreibung der einzelnen im Rahmen dieses Vorhabens bearbeiteten OECD-Indikatoren aus den Bereichen Pflanzenschutzmitteleinsatz und -risiko, Düngung, Wasserverbrauch, Off-site-Effekte des Bodenabtrags, betriebliches Management, Kontextinformationen und finanzielle Ressourcen. Neben der allgemeinen Beschreibung der Indikatoren werden Berechnungsmethode und Datenverfügbarkeit dargelegt und die Aussagefähigkeit der Indikatoren analysiert. Auf dieser Grundlage werden sowohl konkrete Vorschläge für die zukünftige Vorgehensweise in Bezug auf die OECD-Indikatorenentwicklung unterbreitet, als auch eine individuelle Bewertung ihrer Umsetzungsreife für eine deutsche Agrarumweltberichterstattung vorgenommen.

Die Umsetzung einer indikatorengestützten Agrarumweltberichterstattung erfordert aber auch Überlegungen zu methodischen Fragen der Aggregation bzw. der Auswahl von "Kernindikatoren", dem Zielbezug und der Regionalisierung sowie zu praktischen Fragen zum Umgang mit „unfertigen“ Indikatoren und Bereichen, deren Entwicklung noch nicht anhand von Indikatoren dargestellt werden kann. Hierfür werden verschiedene Optionen diskutiert und die Empfehlung abgeleitet, eine flexible Berichtstruktur zu wählen, die die Verwendung von „Platzhalter-Indikatoren“ und eine Erweiterung um neue, anwendungsreife Indikatoren erlaubt. Anhand eines Kriterienkatalogs, der die allgemeinen Anforderungen an Agrarumweltindikatoren zusammenführt und die speziellen Anforderungen der Indikatoren für eine nationale Agrarumweltberichterstattung einbezieht, erfolgt die Auswahl der potenziell geeigneten Indikatoren. Dabei zeigt sich, dass trotz des weiterhin bestehenden Entwicklungsbedarfs eine Reihe von Indikatoren die Anwendungsreife erreicht haben. Beispielhaft sind drei der ausgewählten Indikatoren so dargestellt, wie dies im Rahmen eines deutschen Agrarumweltberichts erfolgen könnte.

Summary

The development of national agri-environmental indicators has been strongly influenced by the work of the OECD in this area. But despite intensive consideration of the issues by international experts, many OECD indicators are not adequately specific or operational. Thus, one focus of this report is the thorough description of the individual OECD indicators dealt with in this project in the fields of contextual information, farm financial resources, farm management, nutrient-, pesticide- and water use as well as land conservation. In addition to a general description of the indicators, the methods of calculation and

data availability are explained and the information value of each indicator is analysed. Based on the information gathered here, concrete proposals for future OECD indicator development are presented and an individual evaluation of each indicator with respect to its usefulness for a German agri-environmental report is made

The implementation of national indicator-based agri-environmental reporting also requires reflection on methodological questions such as the selection of "core indicators" and the aggregation or regionalisation of indicators. The practical questions of dealing with "incomplete" indicators, as well as with areas which are not yet covered by indicators, are another issue to be resolved. Different options are discussed and the recommendation made to choose a flexible reporting structure which allows for the use of "space-holder indicators" and the expansion with new, fully-developed indicators as they become available. In a catalogue of criteria combining the general indicator standards and the specific requirements of indicators for German national agri-environmental reporting, a selection of potentially suitable indicators is made. Three selected indicators are used to demonstrate how they could be implemented within the framework of a German agri-environmental report.

8 Literaturverzeichnis

- AID – Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1999): Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft in Deutschland. 1404/1999
- Bach M, Frede HG, Lang G (1997): Entwicklung der Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Bilanz der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Studie im Auftrag des Bundesarbeitskreises Düngung (BAD) Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V.
- Bechmann G, Coenen R, Gloede F (1994): Umweltpolitische Prioritätensetzung. Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Blumöhr T (2002): Ökologischer Landbau in Deutschland. Sonderbeilage in der Agra-Europe 32/02 vom August 2002
- BMU (versch. Jahre): Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die Kommission der Europäischen Gemeinschaft gemäß Artikel 17 der EG-Richtlinie 86/278/EWG
- BMVEL (2001): Statusbericht „Biologischer Pflanzenschutz“
- Brunotte J et al. (1998): TLL-UBA Vorhaben 10 701 022 – Teilprojekt „Ermittlung aktueller Bodenbedeckungsgrade auf Versuchs- und Praxisflächen“. Bericht aus dem Institut für Betriebstechnik der FAL
- Brunotte J et al. (1999): Der Bodenbedeckungsgrad - Schlüssel für gute fachliche Praxis im Hinblick auf das Problem Bodenabtrag in der pflanzlichen Produktion. In: Bodenschutz 2/99
- Bundesamt für Landwirtschaft der Schweiz (2000): Agrarbericht 2000. www.blw.admin.ch. Abfrage vom März 2001
- Bundesamt für Naturschutz (versch. Jgg.): Daten zur Natur
- Bundesforschungsanstalt für Gewässerkunde - BfG (1994): Zur Ermittlung von jährlichen Stofffrachten in großen Fließgewässern am Beispiel der IKSR-Zahlentafeln 1991. BfG Ber.-0827, 1-16
- Bundesforschungsanstalt für Gewässerkunde - BfG (1997): Vergleich von Schätzmetho-den für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. BfG Ber.-1078, 1-35
- BMU (Hrsg.) (2001): Hydrologischer Atlas von Deutschland
- BMVEL (versch. Jgg.): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- BMVEL (versch. Jgg.): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Ergänzung zum Agrarbericht der Bundesregierung

- BMVEL (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion
- Bundesgesetzblatt Teil 1 (1996): Musterverwaltungsvorschrift zu Düngeverordnung
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine Nachhaltige Entwicklung. http://www.dialog-nachhaltigkeit.de/downlads/Perspektiven_komplett.pdf. Abfrage vom August 2002
- Convention on Biological Diversity (2003): Monitoring and indicators: designing national-level monitoring programmes and indicators. Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice - SBSTTA- Ninth meeting, Montreal, 10-14 November 2003, Item 5.3 of the provisional agenda
- Cypris CH et al. (1996): Endbericht zum Kooperationsprojekt: Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn. Institute für Betriebswirtschaft, Strukturforschung und Landwirtschaftliche Marktforschung der FAL
- Dabbert, S (2001): Wege zu einem deutschen Aktionsplan für den ökologischen Landbau. In: Tagung "Politik für den ökologischen Landbau" - Kurzfassungen und Pressemitteilungen der Referenten. H Nieberg (Hrsg.)
- Department of the Environment, Transport and the Regions (UK) (1999): Quality of Life Counts
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen – SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, März 1985
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen – SRU (1998): Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - neue Wege gehen
- Diepenbrock W et al. (Hrsg.) (1997): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion. Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Fachtagung am 11. und 12.6.1996. Schriftliche Fassung der Beiträge, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Initiativen zum Umweltschutz 5
- Europäische Kommission (2000): Towards environmental pressure indicators for the EU. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.
- Europäische Umweltagentur - EEA (2001): Sustainable water use in Europe Part 2: Demand management. No 19 Environmental issue report
- Europäische Umweltagentur - EEA (versch. Jgg.): Environmental Signals. Regular Indicator Report
- Europäische Umweltagentur - EEA (versch. Jgg.): Europe's Environment. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

- Europäische Umweltagentur – EEA (2003): IRENA Interim Report. Indicator Report on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy
- Fent K (1998): Ökotoxikologie. Thieme, Stuttgart, New York
- Foster C, Lampkin N (2000): Organic and in-conversion land area, holdings, livestock and crop production in Europe. FAIR3-CT96-1794
- Frede, HG, Bach M (1997): Entwicklung der Nährstoffbilanzen in der Bundesrepublik Deutschland. In: Die Düngeverordnung auf dem Prüfstand. Vorträge und Ergebnisse des DLG-Kolloquiums am 3.12.1997 in Kassel
- Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie (2001): Umweltqualitätsziele auf die Füße stellen. Umweltverträgliche Land- und Flächennutzung. Band III: Land- und Forstwirtschaft
- Geier U, Köpke U (2000) Analyse und Optimierung des Umweltbewertungsverfahrens KUL. In: Berichte über Landwirtschaft, Band 78 (1), S. 70-91
- Geier U et. al. (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatoren-systeme. UBA-Texte 42/99, Berlin
- Global Leaders of Tomorrow (2001): Environmental Sustainability Index. An Initiative of the Global Leaders of Tomorrow Environment Task Force, World Economic Forum Annual Meeting 2001 Davos, Switzerland
- Gutsche V, Roßberg D (1997): Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelgruppen für den Naturhaushalt. In: Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 49 (11), S. 273-285
- Gutsche V, Rossberg D (o. J.): A proposal for estimating the quantity of pesticide active ingredients applied by crop based on national sales data. Report of the OECD Project in Pesticide Aquatic Risk Indicators – Report of Phase 1, Annex 1, OECD, Paris, 44-49
- Gutser R (1997): Zur Problematik von Stickstoffbilanzen. In: Die Düngeverordnung auf dem Prüfstand. Vorträge und Ergebnisse des DLG-Kolloquiums am 3.12.1997 in Kassel
- Hackenberg S, Wegener HR (1999): Schadstoffeinträge in Böden durch Wirtschafts- und Mineraldünger, Komposte und Klärschlamm sowie durch atmosphärische Deposition. In: Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und Praxis
- Hellmann U (1986): Zum Problem der Frachtberechnung in Fließgewässern. In: Wasser-Abwasser-Forsch. 1986,19, 133-139
- Hülsbergen KJ, Christen O, Diepenbrock W (2001): Wie kann man Umweltwirkungen bewerten? Das PC-Programm REPRO als Hilfsmittel für Betriebsleiter und Berater

- Institut français de l'environnement (1997/98): Agriculture et environnement: les indicateurs
- Isermeyer F et al. (2001): Bundesprogramm Ökologischer Landbau – Entwurf der vom BMVEL beauftragten Projektgruppe
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2002): Halbzeitbewertung der Gemeinsamen Agrarpolitik. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften, GD XI, GD XII und EUROSTAT (1999): Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Entwicklung: Fakten und Zahlen. Herausforderungen für die Landwirtschaft. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Generaldirektion Landwirtschaft (2000): Katalog gemeinsamer Bewertungsfragen mit Kriterien und Indikatoren nach Artikel 42 Absatz 2 der Verordnung (EG) Nr. 1750/1997 der Kommission
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000): Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM(2000) 20 entgeltig
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2001): Statistische Informationen, die zur Ausarbeitung von Indikatoren über die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik benötigt werden. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM(2001) 144 entgeltig
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – LAW (2001): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug
- Lampkin, N (2001): Entwicklung und politische Rahmenbedingungen des ökologischen Landbaus in Europa. In: Tagung "Politik für den ökologischen Landbau" - Kurzfassungen und Pressemitteilungen der Referenten. H Nieberg (Hrsg.)
- McRae T, Smith, CAS, Gregorich LJ (editors) (2000): Environmental Sustainability of Canadian Agriculture. Report of the Agri-Environmental Indicator Report. <http://www.agr.gc.ca/policy/environment/pdfs/aei/fullreport.pdf>
- Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries of The Netherlands (2000): Facts and Figures 2000 Highlights of Dutch agriculture, nature management and fisheries. Den Haag
- Naumann S et al. (Im Druck): Abschlußbericht BMBF Projekt: Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe

- Nieberg H, Münchhausen H von (1996) Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Umweltverträglichkeit der Agrarproduktion – empirische Ergebnisse aus den alten und neuen Bundesländern. Schriftenreihe der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus,32:129-140
- Nieberg H (1994): Umweltwirkungen der Agrarproduktion unter dem Einfluß von Betriebsgröße und Erwerbsform. Schriftenreihe des BML, Angewandte Wissenschaft, Heft 428
- Nieberg H. (2001): Ansätze für einen Ausbau der staatlichen Förderung der Produktion. In: Tagung „Politik für den ökologischen Landbau“ – Kurzfassungen und Pressemitteilungen der Referenten
- Nieberg H, Stroh-Lömpcke R (2001): Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland : Entwicklung und Zukunftsaussichten. Agrarwirtschaft 50(7):410-421
- Odening M et al. (2000): Methoden und Beurteilung des betrieblichen Umweltmanagements in landwirtschaftlichen Betrieben. Ökologische Hefte der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät, HU Berlin, Heft 13
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung - OECD (1997): Environmental Indicators for Agriculture. Paris
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung - OECD (2000): Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Expert Group. Paris
- Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung - OECD (2001): Environmental Indicators for agriculture. Volume 3: Methods and Results. Paris
- Oslo and Paris Conventions for the prevention of marine Pollution - PARCOM (1995): PARCOM Guidelines for Calculating Mineral Balances (ANNEX 15 (Ref: § 7.19). Programmes and Measures Committee – PRAM
- Oswald P (1997): Zur Entstehungsgeschichte der Düngeverordnung. In: Die Düngeverordnung auf dem Prüfstand. Vorträge und Ergebnisse des DLG-Kolloquiums am 3.12.1997 in Kassel
- Reidy B, Pfefferli S, Menzi H (2003): A new agricultural ammonia emission inventory for Switzerland based on a large scale survey and model calculations. Tagungsbeitrag Exter 2003
- Reus J, Leendertse P, Bockstaller C et al. (1999): Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht

- Rossberg D, Gutsche V, Enzian S, Wick M (2002): NEPTUN 2000 - Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Heft 98. Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz
- Schleef KH (1999): Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitiken. Schriftenreihe des BMVEL
- Schleef KH, Kleinhanß W (1994): Mineral Balances in Agriculture in the EU. Schriftenreihe des BMVEL, Angewandte Wissenschaft, Heft 482
- Schmidt HH, Gutsche V (2000): Analyse der Entwicklung des Pflanzenschutzmittelabsatzes in der Bundesrepublik Deutschland im Zeitraum 1980 bis 1998. In: Gesunde Pflanzen, 52. Jg., Heft 6, 2000
- Schweigert P, van der Ploeg RP (2002): N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in der Bundesrepublik Deutschland nach 1950: Fakten und Bewertung. In: Berichte über Landwirtschaft, Band 80 (2) Juli 2002, S. 185-212
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer. Stuttgart
- Sieber S (2003): Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion – Testphase. Band 1: Wasserqualität, Bodenqualität, Treibhausgase.
- Smeets E, Weterings R (1999): Environmental Indicators: Typology and Overview. EEA Technical Report No. 25. TNO Centre for Strategy, Technology and Policy, Netherlands.
- Sourell H (1998): Betriebstechnische Weiterentwicklung für eine umweltschonende wasser- und energiesparende Beregnung. Landbauforschung Völkenrode H. 1, S. 12-25
- Statistisches Bundesamt (1998): Fachserie 19, Reihe 2.2: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie und in der Landwirtschaft
- Statistisches Bundesamt (1999): Betriebe mit ökologischem Landbau. Fachserie 3, Reihe 2.2.1
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2002): Makroindikatoren des Umweltzustandes. Band 10 der Schriftenreihe Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (versch. Jahre): Bericht des Statistischen Bundesamtes zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR)
- Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.): Fachserie 3, Reihe 3.1.2: Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe (Anbau von landwirtschaftlichen Zwischenfrüchten).
- Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.): Fachserie 3, Reihe 3.2.1: Wachstum und Ernte

- Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.): Fachserie 3, Reihe 2.1.3: Viehhaltung der Betriebe
- Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.): Fachserie 4, Reihe 8.2: Düngemittelversorgung
- Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.): Fachserie 3, Reihe 3.1.2: Landwirtschaftliche Bodennutzung, Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen)
- Stiftung Ökologischer Landbau – SOEL (2001): Ökologischer Landbau in Europa – Statistik 2001. http://www.soel.de/oekolandbau/statistik_europa.html. Abfrage vom Juli 2002
- Stiftung Ökologie und Landbau (o. J): Agrarpolitik und Ökologischer Landbau. <http://www.soel.de/oekolandbau/agrarpolitik.html>. Abfrage vom Oktober 2003
- Stolze M et al. (2000): The environmental impacts of organic farming in Europe. Organic farming in Europe: Economics and Policy 6. Hohenheim: Universität Hohenheim
- Symader W (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung. In: Vom Wasser, 71, 145-161
- Umweltbundesamt (versch. Jgg.): Daten zur Umwelt
- United Nations (1996): Indicators of Sustainable Development Framework and Methodologies. New York
- United Nations (2001): Indicators of Sustainable Development Guidelines and Methodologies. <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/indisd/indisdmg2001.pdf>
- United States Department of Agriculture, Economic Research Service (1994): Agricultural Resources and Environmental Indicators. Agricultural Handbook Number 705
- Vetter R (2002): Umweltbewertung landwirtschaftlicher Produktionssysteme. In: Landinfo 2/2002. S. 8-11
- Walz R et. al. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem - Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. UBA-Texte 37/97, Berlin
- Wascher, D W (Hrsg.) (2000): Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation. Tilburg
- Wetterich F, Köpke U (2003): Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion – Testphase. Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik.

Anhang

**Übersicht der OECD-Indikatoren sowie von Indikatoren ausgewählter
Projekte und Indikatoren aus der internationalen und nationalen
Berichterstattung**

Legende		Quellen
OECD		Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2001): Environmental Indicators for agriculture. Volume 3: Methods and Results. Paris
EU-IU-GAP.		Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die GAP: Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000): Indikatoren für die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM(2000) 20 entgültig Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2001): Statistische Informationen, die zur Ausarbeitung von Indikatoren über die Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik benötigt werden. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM(2001) 144 entgültig Europäische Umweltagentur – EEA (2003): IRENA Interim Report. Indicator Report on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy
EU-Berichte:	Kom	Kommission der Europäischen Gemeinschaften, GD XI, GD XII und EUROSTAT (1999): Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Entwicklung: Fakten und Zahlen. Herausforderungen für die Landwirtschaft. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg
	EEA	Europäische Umweltagentur (versch. Jgg.): Environmental Signals. Regular Indicator Report Europäische Umweltagentur - EEA (versch. Jgg.): Europe's Environment. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften
EU-Projekte	TEPI	Europäische Kommission (2000): Towards environmental pressure indicators for the EU. Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften
	ELISA	Wascher, D W (Hrsg.) (2000): Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation. Tilburg
CSD		United Nations (2001): Indicators of Sustainable Development Guidelines and Methodologies. http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/indisd/indisd-mg2001.pdf
nationale Projekte	Nieberg	Nieberg H (1994): Umweltwirkungen der Agrarproduktion unter dem Einfluß von Betriebsgröße und Erwerbsform. Schriftenreihe des BML, Angewandte Wissenschaft, Heft 428
	Geier	Geier et. al. (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatoren-systeme. UBA-Texte 42/99, Berlin
	Walz	Walz R et. al. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem - Weiterentwicklung von Indikatoren-systemen für die Umweltberichterstattung. UBA-Texte 37/97, Berlin
nationale Berichterstattung	Deutschland	Umweltbundesamt (versch. Jgg.): Daten zur Umwelt Bundesamt für Naturschutz (versch. Jgg.): Daten zur Natur
	andere Länder	NL Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries (2000): Facts and Figures 2000 Highlights of Dutch agriculture, nature management and fisheries. Den Hag F Institut francais de l'environnement (1997/98): Agriculture et environnement: les indicateurs CA McRae T, et. al. (ed) (2000): Environmental Sustainability of Canadian Agriculture. Report of the Agri-Environmental Indicator USA United States Department of Agriculture, Economic Research Service (1994): Agricultural Resources and Environmental Indicators. Agricultural Handbook Number 705 CH Bundesamt für Landwirtschaft der Schweiz (2000): Agrarbericht 2000. www.blw.admin.ch . Abfrage vom März 2001 GB Department of the Environment, Transport and the Regions (1999): Quality of Life Counts

Übergreifende Indikatoren												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Anteil der Landwirtschaft am Bruttoinlandsprodukt (%)	x	x									NL	
Wert der Agrarproduktion (Kaufkraftparitäten)	x	¹ x	² x								NL	
Anteil Erwerbstätiger in der Landwirtschaft (%)	x	x									NL, F	
Familienbetriebseinkommen (US \$/Betrieb)												
Landwirtschaftliches Einkommen von ökologisch wirtschaftenden Betrieben		x										
Durchschnittliches Alter der Betriebsleiter	x											
Marginalisierung (Betriebe ohne Nachfolge, Betriebe mit einem Deckungsbeitrag unterhalb des Ausbildungsstand der Landwirte)	x	x								x		

¹ Bruttowertschöpfung in Marktpreisen pro Jahr bzw. pro Einwohner.

² Bruttowertschöpfung in Land-, Forst- und Fischwirtschaft in konstanten Preisen.

Übergreifende Indikatoren												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Anzahl Betriebe	x	x	x							NL, F, CA		
Durchschnittsgröße landwirtschaftlicher Betriebe (ha)									x	NL		
Subventionierung landwirtschaftlicher Betriebe in PSE ³	x											
Struktur agrarpolitischer Ausgaben ⁴			x							F		
Anteil der Landwirtschaftsfläche (%)	x	x							x	NL, USA, F		
Landnutzungsänderung: Veränderung der landwirtschaftlichen Flächen (%)		x		x								
Landwirtschaftliche Fläche (ha) pro Einwohner								x				
Landwirtschaftliche Bodennutzung (%)	x		x						x	NL, USA, F		

³ Produzenten-Subventions-Äquivalenten

⁴ Anteil der Ausgaben für tierische - und pflanzliche Produkte und Maßnahmen zur Entwicklung ländlicher Räume.

Übergreifende Indikatoren												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Intensivierung/Extensivierung (Entwicklung der Futterproduktion, Erträge ausgewählter Kulturen, GV/ha etc.)	x											
Spezialisierung/Diversifizierung	x											
Entwicklung der Erträge ausgewählter Kulturen (dt/ha)		x										
Fläche bzw. GV unter Agrarumweltprogrammen (ha) oder (%)	x	x	x			x		x	x		GB, USA, F	
Staatliche und private Ausgaben für den Agrarumweltbereich	x											
Anteil der Ausgaben für agrarumweltspezifische Forschungsvorhaben an der Agrarforschung	x											
Art und Umfang regionale Kriterien der „Guten Fachlichen Praxis“ ⁵	x											
Existenz regional differenzierter Umweltziele (z.B. in der Europäischen Gesetzgebung)	x											
Preisaufschläge für ökologisch erzeugte landwirtschaftliche Produkte	x											

⁵ Gemäß VO (EG) 1257/99 in den Plänen zur Entwicklung der ländlichen Räume definiert.

Betriebliche Management Indikatoren												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Gesamtbetriebliche Umweltmanagementpläne (Anteil Fläche an LF in %)	x	⁶ x								⁷ CH; F		
Fläche unter ökologischem Landbau (absolut oder als Anteil an der LF)	x	x	x						x	GB, CH, NL, F		
Fläche mit Nährstoff-Management Plänen an der LF (%)	x											
Anteil der Ackerfläche (AF) mit unterschiedlicher Mineraldüngerausbringung (z.B. Unterfuß) (%)										CA		
Anteil der Betriebe mit Bodenuntersuchungen (%)	x									⁸ CA		
Häufigkeit chemischer Pflanzenschutzmaßnahmen (Anzahl/ha AF)								x			USA	
Anteil selektiver- und nützlingsschonender Mittel an allen ausgebrachten Pflanzenschutzmitteln (%)									x		USA	
Anwendung nicht-chemischer Pflanzenschutzmethoden	x								x		USA, CA	

⁶ „Farm Management Practices“ ist die von der Europäischen Kommission gewählte Indikatorenbezeichnung. Der Indikator enthält ähnliche Komponenten wie der „whole-farm management plan“ der OECD und ist ebenfalls unzureichend operationalisiert.

⁷ Anzahl Verträge.

⁸ Nach Häufigkeit der Bodenuntersuchungen differenziert.

Betriebliche Management Indikatoren												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren		IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA		Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder
Anteil der AF der mit biologischen Pflanzenschutzmitteln behandelt wurde (%)									x			USA, CA
Anteil pflanzenschutzextensiver Kulturen an der AF (% der AF)												
Anwendung von integriertem Pflanzenschutz (IPS) an der LF (%)	x											CA ¹⁰
Bodenbedeckung (Anzahl der Tage)	x							¹¹ x				F, CA
Schwarzbrache über Winter (% der AF)									x			
Anteil ackerbaulicher Fläche an Gesamtfläche										x		
Anteil umweltschonender Bodenbearbeitung (% der AF)	x							¹² x				USA ¹³ , CA
Bestand an Geräten zur bodenschonenden Bewirtschaftung												x

9

Die derzeitige Ausgestaltung des Indikators bei der OECD bildet allerdings den Anteil der nicht mit chemischen Pflanzenschutzmitteln behandelten Fläche an der LF ab (siehe Abschnitt 3.3.5)

10

Nach Bestandteilen differenziert.

11

Anteil der nicht begrünt AF in Herbst u. Winter in Prozent an der gesamten AF.

12

Pfluglose Bodenbearbeitung.

13

Insgesamt und differenziert nach Methode, Fruchtart, Region etc.

Nährstoffe												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte	EU-Projekte	CSD	nationale Projekte	nationale Berichterstattung	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Stickstoffbilanz (kg N/ha LF)	x	x	x	¹⁴ x	x	x	x	x	¹⁵ x	CH, NL, USA ¹⁶ , F, CA		
Effizienz des Nährstoffeinsatzes, N, P, K (output/input in %)	x						x					
Ammoniak Emissionen (t/a)	¹⁷ (x)	x	x							x	CH, NL	
Phosphor-Bilanz (kg P/ha LF)	(x)	x		¹⁸ x		x	x		x	CH, NL, USA ¹⁹		
Kalium-Bilanz (kg K/ha LF)	(x)					x						
Nährstoffaufkommen (N, P) aus mineral- und Wirtschaftsdüngern (kg/ha LF)			x	²⁰ x			x			F		

¹⁴ In Eutrophierungs-Äquivalenten.

¹⁵ Letztmalig in „Daten zur Umwelt 1997“.

¹⁶ Differenziert nach Kulturen für Mais, Kartoffeln, Winter Weizen und Baumwolle.

¹⁷ Im Rahmen von Expertenseminaren oder Sitzungen der JWP vorgeschlagene, aber bislang nicht in die Indikatorenliste der OECD aufgenommene Indikatoren (OECD 2001) werden in Klammern aufgeführt (x)

¹⁸ In Eutrophierungs-Äquivalenten.

¹⁹ Differenziert nach Kulturen für Mais, Kartoffeln, Winter Weizen und Baumwolle.

²⁰ Stickstoff.

Nährstoffe												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Mineraldüngerverbrauch, N, P, K (kg/ha LF) bzw. Mineraldüngerverbrauch, Inlandsabsatz (t/a)	x	x	x					x			x	CH, USA ²¹ , F
Mineraldüngerverbrauch unterschiedlicher Fruchtfolgen (kg/ha a ⁻¹)												USA
Nährstoffaufkommen (N, P, K) durch Wirtschaftsdünger (kg/ha LF)		x					x				x	F
Wirtschaftsdüngeraufkommen gesamt (Mio. t/a)												NL
Index der Mineraldüngemittelverwendung Basisjahr 1990								x				
Ausgaben für Mineraldünger (€/ha LF)											x	
Mineraldüngerpreise, N, P, K (US \$/t)												USA
Viehbestand: Rinder, Schweine, Geflügel, Schafe, Pferde (1000 Stück)												x

²¹ Nach Nährstoffen und ausgewählten Kulturen differenziert.

Nährstoffe												
Indikatoren	OECD	EU		EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung
		IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg		Geier	Walz	Deutschland	
Tierbesatz in Dungeinheiten (DE/ha LF)			x						x			
Viehbestand gesamt (1000 GV)				x								x ²² CH
Viehbesatz (GV bzw. LSU/ha)			x									
Viehbesatz in viehstarken Gebieten (GV/ha)			x									
Atmosphärische N-Deposition minus nicht-landwirtschaftlicher Einträge (kg/ha)											x	
Schwermetalleinträge über Düngung/Klärschlamm (mg/ha)											x	
Maßnahmen zur Reduktion des Düngereinsatzes												x
Überschreitung der critical loads für Versauerung (Säure eq pro ha)											x	
Index der Emissionen versauernder Substanzen: NO _x , NH ₃ , SO ₂												x

²² In Düngergroßvolumenheiten: eine DGVE entspricht einer Ausscheidung von ~ 35 kg P/a und 105 kg N/a.

²³ In Düngergroßvolumenheiten: eine DGVE entspricht einer Ausscheidung von ~ 35 kg P/a und 105 kg N/a.

Pflanzenschutzmittelanwendung und Risiko												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren		IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA		Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder
Pflanzenschutzmittelanwendungsmenge/ Pflanzenschutzmittelabsatz: Herbizide, Insektizide, Fungizide u. Sonstige (t)	x	²⁵ x	x	x	x	x		x			x	CH, NL, USA, F
Pflanzenschutzmittelanwendungsmenge/-absatz: Herbizide, Insektizide, Fungizide u. Sonstige (kg/ha)			x		x			x				USA
Pflanzenschutzmittelanwendungsmenge/-absatz: Herbizide, Insektizide, Fungizide u. Sonstige nach Kulturen (kg/ha)	(x)		x			x						USA
Pflanzenschutzmittel Risikoindikatoren	x											
Pflanzenschutzmittel Rückstände in Nahrungsmitteln: Anteil Proben mit Grenzwertüberschreitung (%)	(x)		²⁶ x	x							x	GB, USA
Pflanzenschutzmittel Rückstände im Boden												
Effizienz der PSM Anwendung	(x)											
Ausgaben für Pflanzenschutzmittel (€/ha AF)												USA

²⁵ Ergänzt durch Risikofaktoren, die die Toxizität verschiedener Inhaltsstoffe berücksichtigen sollen.

²⁶ Gesonderter Bericht.

Wasserverbrauch												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte	EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung		
Indikatoren		IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder	
Anteil der Flüsse, in denen ohne definierte minimale Referenzdurchflussraten Wasserentnahmen zur Bewässerung erfolgen (%)	x											
Wasserpreissetzung	(x)											
Anteil der Betriebe, die Flächen bewässern (%)						x						F
Grundwasserentnahme (m ³ , t) nach Sektoren	(x)				x							
Entwicklung des Grundwasserspiegels		x				x					x	

Wasserqualität												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
			Kom.	EEA	TEPI	ELISA		Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder	
Potentielle Konzentration von Nitrat in Sickerwasser und Oberflächenabflusswasser aus landwirtschaftlichen Flächen (mg/ha)	x										CH ²⁷ , CA	
Potentielle Konzentration von Phosphor in Sickerwasser und Oberflächenabflusswasser aus landwirtschaftlichen Flächen (mg/ha)	x										CA	
N- und P- Einträge in Fließgewässer (t/a)									x			
Anteil der Oberflächen- und Grundwässer mit Überschreitung des nationalen Grenzwertes für die Nitrat Konzentration (%) in gefährdeten Gebieten	x									(x) ²⁹	F ³⁰	
Anteile der Fließgewässer in "guter Qualität" (%)										x	GB	
Veränderung der N, P und Sedimentkonzentrationen in Oberflächengewässern (%)											USA	

²⁷ Nitratwaschung.

²⁸ National, ohne Differenzierung nach „gefährdeten landwirtschaftlichen Gebieten“.

²⁹ Anzahl der Messstellen in den Klassen der Gewässergüteklassifikation (Ziel ist das Erreichen mind. der Klasse II) für Nitrat-N, national, ohne Differenzierung nach „gefährdeten landwirtschaftlichen Gebieten“.

³⁰ National, ohne Differenzierung nach „gefährdeten landwirtschaftlichen Gebieten“.

Wasserqualität												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte	EU-Projekte	CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung			
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Grenzwertüberschreitungen bei der Trinkwasserbelastungen (Nitrat, PSM, Cadmium u. a.)				³¹ x				³² x	x			
Nitrat-Konzentration im Trinkwasser (mg/l)								x				
Nitrat-Konzentration im Grundwasser (mg/l)		³³ (x)			x			x				
N u. P -Konzentration in Fließgewässern (mg/l)		(x)	x		x			x	x			GB
Grund- und Oberflächenwasserverschmutzung durch Schwermetalle und organische und chemische Rückstände		x										
Anteil der Oberflächen- und Grundwässer mit Überschreitung des nationalen Grenzwertes für die Phosphor Konzentration (%) in gefährdeten Gebieten		x										³⁴ (x)

³¹ Nitrat.

³² Nitrat.

³³ Im Rahmen des IRENA Projekts wird vielfach eine Aggregation von Indikatoren vorgeschlagen. In solchen Fällen stehen die sogenannten Sub-Indikatoren eines Aggregierten Indikators in Klammern.

³⁴ Anzahl der Messstellen in den Klassen der Gewässergüteklassifikation (Ziel ist das Erreichen mind. der Klasse II) für Phosphor, national, ohne Differenzierung nach „gefährdeten landwirtschaftlichen Gebieten“.

Wasserqualität													
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte	EU-Projekte	CSD	nationale Projekte	nationale Berichterstattung	andere Länder	Deutschland	Walz	Geier	Nieberg	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA								
Phosphor und Stickstoff in Küstengewässern ³⁵													x
Anteile der P und N Einträge nach Sektoren (Landwirtschaft) bzw. Eintragungspfad (%)	x		x	x									x

³⁵ Dieser Indikator wird zudem in den hier nicht aufgeführten Marinen Konventionen (OSPARCOM und HELCOM) verwendet.

Bodenqualität und Bodenschutz												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Erosionsrisiko durch Wasser (t/ha)	x	x			x			x		USA, CA		
Erosionsrisiko durch Wind (t/ha)	x	x			x		x			USA, CA		
Häufigkeit von Erdrutschen als Folge von Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen (in Kategorien von < 0,5 bis 3,5/100 km ²)										F		
Wasserrückhaltekapazität (t/ha)	x											
Sedimentaustrag aus landwirtschaftlichen Betrieben (t/ha)	x											
Vermeidung von Bodenerosion ³⁶ (Soil erosion prevention)	x											
Vermeidung von Erdrutschen ³⁷	x											
Grundwasserneubildung (m ³ /ha)	(x)											
Schwermetalleinträge über Düngung	(x)											

36

Menge an Boden, deren Erosion in Off-farm-Gebiete durch angepasste Bewirtschaftungsformen verhindert wird.

37

Index der Menge an Boden und Sand, deren Abrutschen in Off-farm-Gebiete durch entsprechende landwirtschaftliche Bewirtschaftung verhindert wird.

Bodenqualität und Bodenschutz												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren		IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA		Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder
Bodenkontamination durch Pflanzenschutzmittel		x										
Bodenschadverdichtung (Risikobewertung anhand von Informationen zu Bodentyp und Bewirtschaftung)	(x)					x			x	x		CA
Versauerung	(x)											
Versalzung (potentielle Veränderung des Bodensalzgehaltes in Abhängigkeit natürlicher und bewirtschaftungsbedingter Faktoren)	(x)											CA
Humushaushalt-Humusbilanz		x									x	GB, CA
Biodiversität des Bodens	(x)											

³⁸ Degradation durch Abbau organischer Substanz.

Treibhausgase, Luftverschmutzung und Ozon												
Quellen	OECD	EU	EU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung
Indikatoren									Nieberg	Geier	Walz	andere Länder
Treibhausgas-Emissionen: Methan, Distickstoffoxiden und Kohlendioxid aus der Landwirtschaft, ausgedrückt als CO ₂ -Äquivalente (t)	x	³⁹ x			x	x	x					CH, F, CA
Methan Emissionen aus der Tierhaltung							x					
Emissionen von Distickstoffoxid aus der Pflanzenproduktion							x					
Anteile unterschiedlicher Sektoren (Landwirtschaft) an den gesamten Treibhausgas-Emissionen (%)		x		x								x
CO ₂ - Rückbindungskapazität der Landwirtschaft (t)	(x)											
Beitrag der Landwirtschaft zur Bereitstellung erneuerbarer Energien	(x)											
Produktmengenbezogene Treibhausgasemissionen (Index)	(x)											CH ⁴⁰

³⁹ Methan und Distickstoffoxid.

⁴⁰ Methanemissionen pro kg erzeugter Milch.

Biodiversität und Habitate												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte			EU-Projekte			nationale Projekte			nationale Berichterstattung
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder	
Anzahl der gefährdeten nationalen Kulturpflanzensorten und Nutztier-rassen.	x	(x)						x				F
Anzahl der zugelassenen und geschützten Kulturpflanzensorten und Nutztier-rassen	x	(x)			x			x				CH
Anteil der verbreitetsten Kultur-pflanzensorten an der Gesamtver-marktung einer Art (%)	x	(x)										CH
Kosten und Nutzen des Erhalts genetischer Ressourcen												USA
Anteil der verbreitetsten Nutztier-rasse an der Gesamt-tierzahl (%)	x	(x)										CH
Vielfalt wildlebender Arten (An-zahl und Populationsverteilung durch Landwirtschaft beeinflusster wildlebender Pflanzen- und Tier-arten und des Bodenlebens)	x				x							
Übersicht ausgestorbener und bestandsgefährdeter Pflanzen									x		x	GB

Biodiversität und Habitate														
Indikatoren	Quellen	OECD	EU	EU-Berichte			EU-Projekte			nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
				IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	Nieberg	Geier	Walz		Deutschland
Veränderung der Hauptpflanzenarten in verschiedenen Vegetationstypen														GB
Übersicht ausgestorbener und bestandsgefährdeter Tiere														GB, F
Anzahl geschützter Arten (Tiere und Pflanzen)														NL
Vielfalt nicht-einheimischer Arten														
Verteilungsdichte von Teichen und Tümpeln (Anzahl je ha LF)														GB
Kulturartendiversität Flächenanteile verschiedener Kulturarten (%)														
Durchschnittliche Anzahl der Fruchtfolgeglieder														USA
Anteil der LF unter "Intensivkulturen" (%)														
Zuwachs/Verlust der Anzahl an Habitat Typen pro Betrieb ab Basisjahr														

⁴¹ Zum Beispiel extensives Grünland, Moore, intensives Grünland, Ackerland etc.

Biodiversität und Habitate												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte			EU-Projekte			nationale Projekte			nationale Berichterstattung
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder	
Halbnatürliche landwirtschaftliche Habitate (Anteil beweidete Feuchtwiesen, Sumpf- und Marschweiden, Waldweiden, alpine Weiden, Trockenwiesen- und weiden der LF)	x	x										
Feuchtgebiete die zur landwirtschaftlichen Nutzung trockengelegt wurden (ha)	x			x				x				GB
Gefährdungssituation der Biotoptypen (in Kategorien von "vollständig vernichtet" bis "nicht besonders schutzwürdig")												
Umwandlung "natürlicher" Wälder zur landwirtschaftlichen Landnutzung (ha)	x											
Habitat – Matrix (Habitateignung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Habittypen)	x											CA
Vorkommen und Populationsgrößen von Ziel-, Leit- oder Zeigerarten		x										
								x				GB ⁴³

42

Anteil gefährdeter Biotop.

43

„Population of wild birds (headline)“ – Farmland.

Biodiversität und Habitate												
Indikatoren	Quellen		EU-Berichte			EU-Projekte			nationale Projekte			nationale Berichterstattung
	OECD	EU	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	CSD	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	
Existenz von Korridoren und Verbindungen zwischen Habitaten						x						
Größe und Anteil charakteristischer Habitate						x			x			
Landwirtschaftliche Flächen in Naturschutzgebieten		⁴⁴ x										
Anteil der Fläche mit großen Beetrieben (>50 ha)						x						
Durchschnittliche Schlag- bzw. Feldgröße (ha)									x			
Anteil Brache an der LF (%)			x			x			x	⁴⁵ x		USA
Ökologische Ausgleichsfläche in 1000 ha u. in % der LNF												CH
Anteil extensiver Grünlandflächen (incl. Streuobstwiesen) am Grünland insgesamt (%)						x					x	

44

Anteil der gesamten Landwirtschaftsfläche in Natura 2000 Gebieten und Anteil landwirtschaftlicher Habitate in Natura 2000 Gebieten

45

Anteil stillgelegter Flächen an der AF.

Landschaft												
Quellen	OECD	EU	EU-Berichte		EU-Projekte		CSD	nationale Projekte			nationale Berichterstattung	
Indikatoren	IU-GAP	Kom.	EEA	TEPI	ELISA	Nieberg	Geier	Walz	Deutschland	andere Länder		
Präferenzen und Ausgaben der Öffentlichkeit für Landschaftsnutzung (Nutzen)	x											
Länge linearer Landschaftselemente (m/ha)			x			x					GB	
Heckenlänge											GB	
Verteilungsdichte von Feldgehölzen, Baumgruppen und Gebüsch (Anzahl je 100 ha LF)										x		
Flächenanteil von Landschaftselementen ⁴⁷ am der LF (in % der LF)										x		
Shannon Index											x	
Kulturelle Identität: Flächenanteil charakteristischer, visuell wertvoller Landschaftsbereiche											x	

46

Als Bestandteil von „Unbewirtschaftete und vom Menschen geschaffene Habitate“ und „Vom Menschen geschaffene Kulturlandschaftselemente“.

47

Hecken, Feldgehölze, Baumgruppen, Gebüsche, Baumreihen, Öd- und Unland, Feldraine, Teiche, Tümpel.

239	Axel Munack und Jürgen Krahl (Hrsg.) (2002) Biodiesel — Potenziale, Umweltwirkungen, Praxiserfahrungen —	7,00€
241	Ulf Prübe and Klaus-Dieter Vorlop (eds.) (2002) Practical Aspects of Encapsulation Technologies	9,00€
242	Folkhard Isermeyer (Hrsg.) (2002) Milchproduktion 2025	9,00€
243	Franz-Josef Bockisch und Siegfried Kleisinger (Hrsg.) (2003) 13. Arbeitswissenschaftliches Seminar	8,00€
244	Anja Gassner (2003) Factors controlling the spatial specification of phosphorous in agricultural soils	9,00€
245	Martin Kücke (Hrsg.) (2003) Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN) — Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen	7,00€
246	Jeannette van de Steeg (2003) Land evaluation for agrarian reform. A case study for Brazil	7,00€
248	Esmat W. A. Al-Karadsheh (2003) Potentials and development of precision irrigation technology	8,00€
249	Andreas Siegfried Pacholsky (2003) Calibration of a Simple Method for Determining Ammonia Volatilisation in the Field — Experiments in Henan, China, and Modelling Results	9,00€
250	Asaad Abdelkader Abdalla Derbala (2003) Development and evaluation of mobile drip irrigation with center pivot irrigation machines	9,00€
251	Susanne Freifrau von Münchhausen (2003) Modellgestützte Analyse der Wirtschaftlichkeit extensiver Grünlandnutzung mit Mutterkühen	8,00€
252	Axel Munack . Olaf Schröder . Hendrik Stein . Jürgen Krahl und Jürgen Bünger (2003) Systematische Untersuchungen der Emissionen aus der motorischen Verbrennung vom RME, MK1 und DK	5,00€
253	Andrea Hesse (2003) Entwicklung einer automatisierten Konditionsfütterung für Sauen unter besonderer Berücksichtigung der Tierleistung	8,00€
254	Holger Lilienthal (2003) Entwicklung eines bodengestützten Fernerkundungssystems für die Landwirtschaft	8,00€
255	Herwart Böhm . Thomas Engelke . Jana Finze . Andreas Häusler . Bernhard Pallutt . Arnd Verschwele und Peter Zwerger (Hrsg.) (2003) Strategien zur Regulierung von Wurzelunkräutern im ökologischen Landbau	10,00€
256	Rudolf Artmann und Franz-Josef Bockisch (Hrsg.) (2003) Nachhaltige Bodennutzung — aus technischer, pflanzenbaulicher, ökologischer und ökonomischer Sicht	9,00€
257	Axel Munack und Jürgen Krahl (Hrsg.) (2003) Erkennung des RME-Betriebes mittels eines Biodiesel-Kraftstoffsensors	5,00€
258	Martina Brockmeier . Gerhard Flachowsky und Ulrich von Poschinger-Camphausen (Hrsg.) (2003) Statusseminar Welternährung Beiträge zur globalen Ernährungssicherung	9,00€
259	Gerold Rahmann und Hiltrud Nieberg (Hrsg.) (2003) Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2002	8,00€

260	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) (2003) Nationaler Inventarbericht 2004 — Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen — Teilbericht der Quellgruppe Landwirtschaft	7,00€
261	Katja Hemme-Seifert (2003) Regional differenzierte Modellanalyse der Erzeugung von Biomasse zur energetischen Nutzung in Deutschland	7,00€
262	Folkhard Isermeyer (Hrsg.) (2003) Fleisch 2025	9,00€
263	Ernst-Jürgen Lode und Franz Ellendorff (Hrsg.) (2003) Perspektiven in der Tierproduktion	7,00€
264	Johannes Holzner (2004) Eine Analyse der internationalen Wettbewerbsfähigkeit der Milcherzeugung an ausgewählten Standorten in Ostdeutschland, der Tschechischen Republik und Estland	10,00€
265	Tarek Abd Elaziz Wahba Shalaby (2004) Genetical and nutritional influences on the spear quality of white asparagus (<i>Asparagus officinalis</i> L.)	7,00€
266	Erik Zillmann (2004) Einsatz multi-dimensionaler Radardaten zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Bestandesmerkmalen	9,00€
267	Sergiy Parkhomenko (2004) International competitiveness of soybean, rapeseed and palm oil production in major producing regions	11,00€
268	Martina Brockmeier und Petra Salamon (2004) WTO-Agrarverhandlungen — Schlüsselbereich für den Erfolg der Doha Runde Optionen für Exportsubventionen, Interne Stützung, Marktzugang	9,00€
269	Angela Bergschmidt (2004) Indikatoren für die internationale und nationale Umweltberichterstattung im Agrarbereich	8,00€
270	Klaus Walter (2004) Analyse der Beziehung zwischen den Kosten für Tierarzt und Medikamente in der Milchviehhaltung und der Produktionstechnik, dem Futterbau, der Arbeitswirtschaft sowie der Faktorausstattung ausgewählter norddeutscher Betriebe	9,00€

Viele frühere Sonderhefte sind weiterhin lieferbar.

Bei Interesse setzen Sie sich bitte mit Frau Röhm unter 0531-596-1403 oder landbauforschung@fal.de in Verbindung.