

Elmar Schlecker

**Aufbau eines Landschafts-Informationssystems
und landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung
im Einzugsgebiet der Seefelder Aach**

Culterra
Schriftenreihe
des Instituts für Landespflege der
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

37

2004

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Schlecker, Elmar

Aufbau eines Landschafts-Informationssystems
und landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung
im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Freiburg i. Br.: Institut für Landespflege, 2004

(Culterra 37)

ISSN 1435-8506

ISBN 3-933390-24-9

Bezugsadresse:

Institut für Landespflege

Albert-Ludwigs-Universität

Sekretariat

79085 Freiburg

© Verlag des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg,
Prof. Dr. Werner Konold

Tennenbacher Str. 4, 79106 Freiburg im Breisgau

Alle Rechte vorbehalten; dies gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen,
Mikroverfilmungen und Einspeicherung in elektronische Datenverarbeitungssysteme.

Vorwort und Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Projektes „Integrierter Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Seefelder Aach“ am Institut für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.

Herrn Prof. Dr. Werner Konold danke ich ganz besonders für die Überlassung des Themas, für die wissenschaftliche Betreuung und die vielen fachlichen Ratschläge sowie für die Übernahme des Referates.

Herrn Prof. Dr. Rainer Glawion danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Die angenehme und freundliche Art meiner Kolleginnen und Kollegen am Institut für Landespflege hat dazu beigetragen, dass auch ich als eingefleischter „Oberschwob“ eine sehr schöne Zeit in Freiburg verbringen konnte. Frau Diplom-Forstwirtin Bettina Burkart sei an dieser Stelle ganz besonders Dank gesagt für die präzise Durchsicht des Manuskriptes.

Die Beratungsstelle war im Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur Markdorf angesiedelt. Für die freundliche Aufnahme und die drei angenehmen Jahre im Landwirtschaftsamt danke ich allen Kolleginnen und Kollegen. Ganz besonders danke ich Herrn Dr. Dieter Eberhard und den Landwirten des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ für die freundschaftliche und ertragreiche Zusammenarbeit.

Den Mitgliedern des Facharbeitskreises „Koordinierung Seefelder Aach“ und des Arbeitskreises „Diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft“ danke ich für die konstruktive Zusammenarbeit.

Die Erstellung dieser Arbeit wurde durch die freundliche Unterstützung zahlreicher Institutionen ermöglicht. Für die Bereitstellung von Daten danke ich der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, dem Landesvermessungsamt, der Gewässerdirektion Donau/Bodensee – Bereich Ravensburg, den Finanzämtern in Überlingen und Sigmaringen, dem Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik (EBZI) des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneuordnung und Landentwicklung und dem Deutschen Wetterdienst.

Das dieser Dissertation zugrundeliegende Forschungsprojekt wurde vom Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg finanziert.

Ein ganz großes Dankeschön gilt meiner Freundin Sarah Stemmer und meinen Eltern für Ihre persönliche und liebevolle Unterstützung.

Elmar Schlecker

Freiburg i.Br. im März 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Beschreibung des Einzugsgebietes der Seefelder Aach.....	4
2.1	Geographische Lage und naturräumliche Gliederung	4
2.2	Klima	7
2.3	Topographie	8
2.4	Geologie.....	9
2.5	Pedologie	11
2.6	Landnutzung	13
2.7	Agrarstruktur und Folgen der intensiven Landnutzung	15
3	Stand des Wissens.....	18
3.1	Charakterisierung gewässergüterrelevanter Stoffe	18
3.1.1	Stickstoff.....	18
3.1.2	Phosphor	19
3.1.3	Sonstige gewässergüterrelevante Stoffe.....	20
3.2	Nährstoffeinträge in Gewässer aus der Land(wirt)schaft.....	24
3.2.1	Herkunft der Nährstoffeinträge und deren langzeitige Veränderung.....	24
3.2.2	Charakterisierung der Nährstoffformen und deren Wirkung in Gewässerökosystemen	27
3.2.3	Ursachen landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge und Maßnahmen aus der Pflanzenproduktion zu ihrer Verringerung.....	30
3.3	Landschafts-Informationssysteme und –modellierung.....	35
3.3.1	Begriffsbestimmungen	35
3.3.2	Landschaftsmodelle in der Umweltplanung.....	36
3.3.3	Probleme und Unsicherheitsbereiche in der Landschaftsmodellierung	38
3.3.4	Lösungsansätze einer praktischen Landschaftsmodellierung.....	41
3.4	Methodische Ansätze zur Beschreibung der Bodenerosion	42
3.4.1	Bodenerosion durch Wasser	42
3.4.2	Typisierung von Bodenerosionsmodellen	42
3.4.3	Empirische Modelle	44
3.4.4	Deterministisch-analytische Modelle.....	45
3.4.5	Deterministisch-numerische Modelle	46
3.5	Methodische Ansätze zur Beschreibung der Auswaschungsgefahr von Nitrat	47
3.5.1	Nitratauswaschung	47
3.5.2	Eigenschaften von Modellen zur Beschreibung der Auswaschungsgefahr von Nitrat.....	47
3.5.3	Wasserhaushaltsmodelle	47
3.5.4	Modelle zur Simulation der Stickstoffdynamik.....	48

3.5.5	Bilanzierungsmethoden	48
3.6	Landwirtschaftliche Beratung und Gewässerschutz	50
3.6.1	Ziele, Definition und Abgrenzung von Landwirtschaftlicher Beratung	50
3.6.2	Integration des Gewässerschutzes in die Landwirtschaftliche Beratung	50
3.6.3	Probleme der gewässerschutzbezogenen, landwirtschaftlichen Beratung ..	51
3.6.4	Neue Ansätze der landwirtschaftlichen Beratung	53
4	Rahmenbedingungen für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft.....	55
4.1	Internationale Abkommen und rechtliche Regelungen.....	55
4.2	„Ordnungsgemäße Landwirtschaft“ und „gute fachliche Praxis“	61
4.3	Ökonomische Anreizprogramme.....	66
5	Aufbau des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach	69
5.1	Allgemeines	69
5.2	Modellformulierung – Bodenerosion durch Wasser.....	71
5.3	Modellformulierung – Nitrataustrag mit dem Sickerwasser	75
5.4	Eingangsdaten.....	80
5.5	Regionalisierung von Geodaten	87
6	GIS-gestützte Abschätzung des Bodenabtrages.....	89
6.1	Integration der Daten in das Landschafts-Informationssystem.....	89
6.2	Ergebnisse	95
6.3	Fazit.....	114
7	GIS-gestützte Abschätzung der Nitratauswaschung	115
7.1	Integration der Daten in das Landschafts-Informationssystem.....	115
7.2	Ergebnisse	121
7.3	Fazit.....	134
8	Diskussion der Ergebnisse des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach	135
8.1	Gründe für die Modell- und Datenauswahl.....	135
8.1.1	Allgemeine Bodenabtragsgleichung	135
8.1.2	Verfahren zur Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser.....	138
8.2	Vergleich der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen.....	141
8.2.1	Bodenabtrag.....	141
8.2.2	Nitratauswaschung	144
8.3	Übertragbarkeit.....	148

9	Theoretischer Bezugsrahmen der landwirtschaftlichen Beratung ..	151
9.1	Allgemeines	151
9.2	Projektphilosophie.....	153
9.3	Wissenssysteme.....	155
9.4	Diffusionsforschung.....	158
9.5	Verhaltensmodelle	160
9.6	Beratungsmethoden – Techniken der Kommunikation.....	163
9.7	Erhebung und Auswertung sozioempirischer Daten	165
10	Beratung als Ansatzpunkt einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung.....	167
10.1	Vermittlung umweltrelevanten Wissens	167
10.2	Handlungsmöglichkeiten	170
10.2.1	Umweltfreundliche und überbetriebliche Gülleausbringung.....	170
10.2.2	Beratungsschwerpunkt Düngung	172
10.2.3	Beratungsschwerpunkt konservierende Bodenbearbeitung	175
10.3	Handlungsanreize	177
11	Ergebnisse der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	178
11.1	Partizipation und Problemlösungsansatz.....	178
11.2	Beratungsmethoden.....	181
11.3	Beratungsschwerpunkt Gülleausbringung.....	184
11.3.1	Ökonomische Vorteile.....	184
11.3.2	Hemmende und treibende Kräfte	185
11.3.3	Adoptionsrate.....	187
11.4	Beratungsschwerpunkt Düngung	191
11.4.1	Düngebilanzierung.....	191
11.4.2	Ökonomische Vorteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung	196
11.4.3	Hemmende und treibende Kräfte der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung	198
11.4.4	Adoptionsrate der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung	200
11.5	Beratungsschwerpunkt Bodenbearbeitung.....	202
11.5.1	Handlungsmöglichkeiten	202
11.5.2	Hemmende und treibende Kräfte	203
11.5.3	Adoptionsrate.....	206
11.6	Fazit.....	209

12	Diskussion der Beratungsergebnisse	211
12.1	Die „gute fachliche Praxis“ als Grundlage der Gewässerschutzberatung	211
12.1.1	Indikatoren.....	211
12.1.2	Grenzen der „guten fachlichen Praxis“	212
12.2	Produktionsverfahren als Handlungsmöglichkeiten für den Gewässerschutz	214
12.2.1	Änderung der Nutzung.....	214
12.2.2	Anpassung von Bewirtschaftungsregimen	214
12.2.3	Optimierung bestehender Verfahrensabläufe.....	215
12.3	Verhaltenswirksame Faktoren für den Einsatz gewässerschonender Verfahren	218
12.3.1	Soziale Faktoren	218
12.3.2	Pflanzenbaulich-ökologische Faktoren.....	219
12.3.3	Ökonomisch-arbeitswirtschaftliche Faktoren	219
12.4	Vorgehensweise und Methoden der Beratung.....	221
12.4.1	Verhaltensmodelle.....	221
12.4.2	Problemlösungsansatz	222
12.4.3	Problem- und Umsetzungsorientierung	222
12.4.4	Beratungsmethoden und –instrumente	223
12.5	Übertragbarkeit der Beratungsergebnisse.....	226
12.5.1	Flächenbezug	226
12.5.2	Teilnehmer	226
12.5.3	Arbeitsaufwand.....	227
12.5.4	Instrumente und Datenlage	227
13	Schlussfolgerungen und Ausblick	229
13.1	Einzugsgebietsmanagement der Wasserrahmenrichtlinie	229
13.2	Ursachenbezogener und standortdifferenzierter Gewässerschutz.....	230
13.3	Umsetzungsorientierter Gewässerschutz	231
13.4	Ausblick	232
14	Zusammenfassung.....	233
15	Summary	236
16	Literatur.....	239
Anhang		
	Anhang I: Themenkarten	
	Anhang II: Auswertung der Grablochbeschriebe der Bodenschätzung	
	Anhang III: Erhebungsbogen zur umweltgerechten Gülleausbringung	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Handlungsfelder der landwirtschaftlichen Gewässer- schutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	3
Abbildung 2-1:	Geographische Lage des Einzugsgebietes der Seefelder Aach.....	4
Abbildung 2-2:	Naturräume im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	6
Abbildung 2-3:	Topographie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	8
Abbildung 2-4:	Geologischer Schnitt durch das Einzugsgebiet der Seefelder Aach von Pfullendorf über Heiligenberg nach Markdorf.....	9
Abbildung 2-5:	Geologische Einheiten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ...	10
Abbildung 2-6:	Geologische Reliefkarte von Oberschwaben	11
Abbildung 2-7:	Böden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	12
Abbildung 2-8:	Flächenanteile der Hauptnutzungsarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	13
Abbildung 2-9:	Flächennutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	14
Abbildung 3-1:	Der landwirtschaftliche N-Kreislauf	18
Abbildung 3-2:	Phosphatformen und ihre Verknüpfung mit der Bodenlösung.	20
Abbildung 3-3:	Pflanzenschutzmitteleinträge in die Fließgewässer in Deutschland für das Bezugsjahr 1993/94	22
Abbildung 3-4:	Stoffeintragungspfade in Oberflächengewässer	24
Abbildung 3-5:	Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland.....	25
Abbildung 3-6:	Phosphoreinträge in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland.....	26
Abbildung 3-7:	Produktionstechnische Maßnahmen zur Verminderung von Nährstoffausträgen aus der Landwirtschaft.....	34
Abbildung 3-8:	Problem- und Unsicherheitsbereiche in der Landschaftsmodellierung.....	39
Abbildung 3-9:	Wirkung der Komplexität verschiedener Modelltypen auf die Unsicherheiten im Modellierungsprozess	40
Abbildung 3-10:	Anwendungs- und Geltungsbereiche bestehender Erosionsmodelle	43
Abbildung 3-11:	Ansatzpunkte für die Förderung gewässerschonender Verfahren durch Information und Beratung.....	54

Abbildung 5-1:	Aufbau des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA)	69
Abbildung 5-2:	Faktoren zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser	75
Abbildung 5-3:	Flächen des Amtlichen Liegenschaftskatasters im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	81
Abbildung 5-4:	Lage der im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendeten Niederschlagsstationen.....	82
Abbildung 5-5:	Lage der im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendeten Klimastationen.....	83
Abbildung 5-6:	Bodenarten nach Bodenschätzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	84
Abbildung 5-7:	Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	86
Abbildung 6-1:	Integration der Daten zur Modellierung des Bodenabtrags in das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA)	90
Abbildung 6-2:	GIS-gestützte Berechnung des LS-Faktors	92
Abbildung 6-3:	R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	96
Abbildung 6-4:	Flächenanteile der R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	97
Abbildung 6-5:	Mittlere Jahresniederschläge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die Jahre 1987 -1996.....	98
Abbildung 6-6:	Flächenanteile der R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die Varianten R1 (1995) und R2 (1987).....	98
Abbildung 6-7:	Flächenanteile der K-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	99
Abbildung 6-8:	K-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	100
Abbildung 6-9:	Flächenanteile der LS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	101
Abbildung 6-10:	LS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	102
Abbildung 6-11:	Flächenanteile der C-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	103

Abbildung 6-12:	C-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	104
Abbildung 6-13:	Flächenanteile der RKLS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	105
Abbildung 6-14:	Gefährdungsklassen des standortbedingten Erosionsrisikos der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	106
Abbildung 6-15:	Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrages im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	107
Abbildung 6-16:	Gefährdungsklassen des nach ABAG berechneten Bodenabtrages der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	108
Abbildung 6-17:	Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrags der ABAG im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	109
Abbildung 6-18:	Bodenerosionsrisiko der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	110
Abbildung 6-19:	Flächenanteile des Bodenerosionsrisikos im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	111
Abbildung 6-20:	Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrags nach unter Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auf der gesamten Ackerfläche im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	112
Abbildung 6-21:	Gefährdungsklassen des nach ABAG berechneten Bodenabtrages der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach unter der Annahme, dass die konservierende Bodenbearbeitung auf der gesamten Ackerflächen angewendet wird.....	113
Abbildung 7-1:	Integration der Daten zur Modellierung der Nitratauswaschung in das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA).....	116
Abbildung 7-2:	Mittlere Sommer- und Winterniederschläge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die Jahre 1987 bis 1996	123
Abbildung 7-3:	Mittlere jährliche Sickerwassermenge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	124
Abbildung 7-4:	Flächenanteile der Klassen der mittleren jährlichen Sickerwassermenge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	125

Abbildung 7-5:	Flächenanteile der Klassen der Sickerwassermenge der Jahre 1994 (Variante S1) und 1992 (Variante S2) im Vergleich zur mittleren jährlichen Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	125
Abbildung 7-6:	Auswaschungsfaktor der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	127
Abbildung 7-7:	Gefährdungsklassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	129
Abbildung 7-8:	Flächenanteile der Klassen des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	130
Abbildung 7-9:	Flächenanteile des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser der Jahre 1994 (Variante S1) und 1992 (Variante S2) im Vergleich zur mittleren jährlichen Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	131
Abbildung 7-10:	Gefährdungsklassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Grundlage einer reduzierten Düngung durch Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	132
Abbildung 7-11:	Flächenanteile der Klassen des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser nach reduzierter Düngung durch Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	133
Abbildung 9-1:	Der konzeptionelle Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	151
Abbildung 9-2:	Subsysteme eines Wissenssystems, ihre Verbindungen sowie mögliche Prozesse der Generierung und Verbreitung von Wissen	155
Abbildung 9-3:	Der situationsfunktionale Ansatz von Albrecht (1969)	159
Abbildung 9-4:	Modell der Verhaltensänderung (Lewin 1963)	160
Abbildung 9-5:	Bestimmungsgründe umweltrelevanter Verhaltensweisen	162
Abbildung 10-1:	Vorgehensweise des „Projekts überbetriebliche und umweltschonende Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“	171

Abbildung 10-2: Berechnungsschema zur bedarfsgerechten Düngermittlung und Düngebilanzierung auf Schlagenebene nach dem EDV-Programm „dungb25“	174
Abbildung 10-3: Beispiel einer schlagbezogenen Düngebilanz für die Kulturart Wintergerste	175
Abbildung 11-1: Arbeitsschwerpunkte des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“	178
Abbildung 11-2: Ergebnis der 2. Sitzung des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“	179
Abbildung 11-3: Ergebnis der Evaluation des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“	180
Abbildung 11-4: Methoden – Techniken der Kommunikation der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	181
Abbildung 11-5: Von der Gülleausbringergemeinschaft (GAG) Ravensburg ausgebrachte Güllemengen in fünf Gemeinden innerhalb des Einzugsgebiet der Seefelder Aach in den Jahren 2000 und 2001	188
Abbildung 11-6: Verhältnis zwischen derzeitigen und zukünftigen Einsatz von umweltfreundlicher und betriebseigener Gülleausbringungstechnik auf Grundlage von 16 befragten Landwirten	190
Abbildung 11-7: Stickstoff-Salden des Jahres 2000 für 29 Betriebe nach dem Nährstoffvergleich der „Feld-Stall-Bilanz“	191
Abbildung 11-8: Stickstoff-Salden des Jahres 2000 von acht Betrieben unterschiedlicher Betriebsform im Einzugsgebiet der Seefelder Aach nach dem Nährstoffvergleich der „Feld-Stall-Bilanz“	192
Abbildung 11-9: Stickstoffzufuhr, organische und mineralische Düngung sowie GV-Besatz von acht Betrieben unterschiedlicher Betriebsform im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	192
Abbildung 11-10: Kultur- und schlagbezogene Düngebilanzen der Erntejahre 2000 und 2001 im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	194
Abbildung 11-11: Vergleich der Anteile verschiedener Düngerechnungsvarianten zum Zeitpunkt der Befragung (derzeit) und zukünftig auf Grundlage einer Befragung von 20 Landwirten des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“	201

- Abbildung 11-12: Berechnung des tolerierbaren und tatsächlichen Bodenabtrags von 11 Schlägen mit Hilfe des Programms „PC-ABAG“ unter Berücksichtigung verschiedener Maßnahmen (Mulchsaat, Reduzierung des Maisanteils in der Fruchtfolge) ..203
- Abbildung 11-13: Flächenanteile der MEKA-Förderung Mulchsaat im Jahr 2001 nach Gemeinden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....206
- Abbildung 11-14: Vergleich der Anteile verschiedener Bodenbearbeitungsvarianten zum Zeitpunkt der Befragung (derzeit) und zukünftig auf Grundlage einer Befragung von 20 Landwirten des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“208
- Abbildung 13-1: Aufgabenteilung zwischen den Fachverwaltungen bei der Umsetzung von Landschafts-Informationssystemen zur Lokalisation austragsgefährdeter Flächen.....232

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Vergleich der Agrarstatistik des Landes Baden-Württemberg und des Bodenseekreises.....	16
Tabelle 3-1:	Natürliche und anthropogene Feststoffeinträge in Fließgewässer aus gewässerinternen und –externen Quellen.....	21
Tabelle 3-2:	Pflanzenschutzmitteleinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland aus diffusen Quellen; Mittelwerte und Spannbreiten der Modellschätzung, summiert über 42 Wirkstoffe (Bezugsjahr 1993/94).....	23
Tabelle 4-1:	Mitgliedsstaaten und Meilensteine internationaler Kommissionen zum Schutz von Fließgewässern.....	56
Tabelle 4-2:	Rechtsgrundlagen zum Gewässerschutz	58
Tabelle 5-1:	Klassen der potenziellen Gewässergefährdung durch Bodenabträge.....	74
Tabelle 5-2:	Gewässergefährdungsklassen in Abhängigkeit vom standortbedingten Erosionsrisiko	74
Tabelle 5-3:	Hauptwachstumszeitspannen für verschiedene Fruchtarten.....	76
Tabelle 5-4:	Bewertung des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser..	79
Tabelle 5-5:	Tolerierbares, maximales N-Auswaschungspotenzial bei verschiedenen Sickerwassermengen, bei denen der Grenzwert von 50 mg NO ₃ -/l eingehalten wird	79
Tabelle 5-6:	Eingangsdaten des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA) zur Berechnung des Bodenabtrags und der Nitratkonzentration im Sickerwasser	80
Tabelle 6-1:	Mittlere K-Faktoren der Ackerbeschriebe der Bodenschätzung	91
Tabelle 6-2:	C-Faktoren für häufige Fruchtfolgen	94
Tabelle 6-3:	Mittlere jährliche Niederschläge von acht Niederschlagsstationen des DWD, die im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendet wurden.....	95
Tabelle 7-1:	Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) der Bodenarten der Bodenschätzung	117
Tabelle 7-2:	Zuschlag zur Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) bei Humusgehalten von mehr als 1 %.....	117

Tabelle 7-3:	Zustandstufen nach Bodenschätzung, mittlere effektive Durchwurzelungstiefe (W_e) und Abstand zwischen Grundwasserspiegel und W_e	118
Tabelle 7-4:	Stickstoff-Überschüsse der Kulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage schlagbezogener Düngebilanzierungen	120
Tabelle 7-5:	Mittelwerte und Streuung der Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (FK_{WE}), der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (nFK_{WE}) und des pflanzenverfügbaren Wassers (W_{pfl}) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	121
Tabelle 7-6:	Mittelwerte und Streuung von Sommerniederschlag (01.04. – 30.09.), Winterniederschlag (01.10. – 31.03.) und potenzieller Evapotranspiration nach Haude im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Betrachtungszeitraum 01.01.1987 bis 31.12.1996)	122
Tabelle 7-7:	Mittelwerte der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und des Auswaschungsfaktors im 10-jährigen Mittel, im Jahre 1994 (Variante S1) und im Jahre 1992 (Variante S2) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	128
Tabelle 7-8:	Gesamtstickstoffaustrag aus Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.....	130
Tabelle 7-9:	Gegenüber dem Ist-Zustand reduzierte N-Überschüsse der Kulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage schlagbezogener Düngebilanzierungen nach einer landwirtschaftlicher Beratung	131
Tabelle 10-1:	MEKA-Maßnahmen als Handlungsanreize der Beratungsschwerpunkte Düngung, umweltgerechte Gülleausbringung und konservierende Bodenbearbeitung.....	177
Tabelle 11-1:	Vergleich der Gesamtkosten umweltfreundlicher und konventioneller Gülleausbringungsverfahren unter Berücksichtigung der Förderung durch MEKA.....	185
Tabelle 11-2:	Treibende Kräfte für den Einsatz der konventionellen Gülleausbringungstechnik	186
Tabelle 11-3:	Treibende Kräfte für den Einsatz einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung	187
Tabelle 11-4:	Hemmende Kräfte für den Einsatz einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung	187

Tabelle 11-5:	Erträge und berechnete Mittelwerte von Düngebilanzen der Hauptackerkulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	194
Tabelle 11-6:	Düngeersparnis durch Beratung insbesondere Schlagbilanz (Variante I) und „20 % reduzierte Düngung“ nach MEKA II (Variante II) in €/ha für die Hauptkulturarten des Ackerlandes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach	197
Tabelle 11-7:	Treibende Kräfte für die schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung.....	198
Tabelle 11-8:	Hemmende Kräfte für die schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung.....	199
Tabelle 11-9:	Treibende Kräfte für den Einsatz der konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug	205
Tabelle 11-10:	Treibende Kräfte für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren.....	205
Tabelle 11-11:	Hemmende Kräfte für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren.....	205

1 Einleitung

Die zunehmende Belastung der natürlichen Umwelt durch globale Veränderungen und die veränderte regionale wirtschaftliche und landwirtschaftliche Nutzung stellen sowohl ein aktuelles wissenschaftliches Problem als auch ein Problem für die Mehrheit der Bevölkerung dar. Ein Teil dieser Belastungen resultiert daraus, dass bereits bekannte Zusammenhänge zwischen der Entwicklung von Ökosystemen und den in ihnen ablaufenden landwirtschaftlichen und anderen wirtschaftlichen Tätigkeiten bis jetzt nicht zu gravierenden Verhaltensänderungen geführt haben (Goodland et al. 1992, Wahmhoff 2000). Ein anderer Teil der Belastung kann darauf zurückgeführt werden, dass adäquate Instrumente fehlen, die mittel- und langfristigen Auswirkungen von Eingriffen in Ökosysteme und Landschaften zuverlässig zu prognostizieren und zu bewerten (Wenkel et al. 1994).

Der Wandel in der Landbewirtschaftung, aber auch die agrarpolitischen Rahmenbedingungen in den zurückliegenden Jahrzehnten führten zu einer veränderten, einseitig ausgerichteten Flächennutzung und zu einer hohen Intensität in der landwirtschaftlichen Produktion, die häufig über dem umweltverträglichen Niveau liegt. Die Ursachen für die Beeinträchtigung der Umwelt sind unter anderem die hohe Bewirtschaftungsintensität von Agrarflächen, der unsachgemäße Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die Umwandlung von Acker in Grünland, Stoffeinträge in naturnahe Landschaftsteile und die Abnahme der naturschutzfachlich bedeutsamen Kulturland-

schaftsflächen. Die Folge davon sind die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser, die Kontamination von Boden und Wasser mit Pflanzenschutzmitteln, Bodenerosion, Emissionen klimarelevanter Gase in die Atmosphäre und ein Rückgang der Biotop- und Artenvielfalt (Linck et al. 1997).

Die Einträge an partikulären oder gelösten Stoffen aus den Einzugsgebieten in die Gewässer sind mancherorts um ein Vielfaches gegenüber dem natürlichen Zustand gestiegen (Uhlmann 1994). Eine Folge für aquatische Ökosysteme ist neben der Kontamination mit Pestiziden und Schwermetallen das Problem der fortschreitenden Gewässerbelastung mit Nährstoffen (Eutrophierung). Diese wird vor allem durch Stickstoff- und Phosphorverbindungen verursacht (Schwoerbel 1993, DVWK 1998, Walther 1999). Beide Stoffgruppen sind aus ökologischer und gesundheitlicher Sicht beim Gewässerschutz bedeutsam. Die Nährstoffe gelangen durch Eingriffe des Menschen in den Stoffhaushalt und durch natürliche Vorgänge in die Gewässer. Dabei sind diffuse und punktuelle Einträge zu unterscheiden. Die Landwirtschaft trägt überwiegend über diffuse Eintragspfade zur Nährstoffbelastung der Gewässer bei. Die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft resultieren größtenteils aus der Nitratauswaschung in das Grundwasser. Der Bodenabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Hauptursache für Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (Frede & Dabbert 1998, BMU 2001a).

Durch die Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zum Flussgebietsmanagement wird erstmals im Gewässerschutz der Schritt von einer sektoralen zu einer ganzheitlichen Betrachtungsweise vollzogen (EU 2000). Als neue Aspekte berücksichtigt die WRRL die integrierte Betrachtung der Gewässer und deren Einzugsgebiete sowie die Differenzierung der Gewässerbelastung nach Punkt- und diffusen Quellen (Barth 1997, Fuhrmann 2001). Der ganzheitliche Bewirtschaftungsansatz ist mit einer erheblichen Umorientierung verbunden und stellt die Verwaltung vor große Herausforderungen. Diese werden nicht nur auf die Wasserwirtschaftsverwaltung beschränkt bleiben, sondern weit in andere Politikbereiche wie die landwirtschaftliche Praxis hineinreichen (Keitz & Schmalholz 2002).

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde vom Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg unter Federführung des Regierungspräsidiums Tübingen bereits 1998 vor der Verabschiedung der WRRL ein Pilotprojekt zur Umsetzung dieser Richtlinie auf der lokalen Ebene ins Leben gerufen. Im Rahmen des Aktionsprogrammes „Integrierter Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Seefelder Aach“ bestand unter anderem eine wichtige Aufgabe darin, die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landschaft zu reduzieren, um einen „guten Zustand“ der Seefelder Aach zu erreichen, wie er von der WRRL gefordert wird.

In Abbildung 1-1 sind die Handlungsfelder der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Im Rahmen

der vorliegenden Arbeit wird am Beispiel des Einzugsgebietes der Seefelder Aach untersucht, inwieweit über eine Gewässerschutzberatung Maßnahmen einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung auf austragsgefährdeten Flächen in der Landwirtschaft umgesetzt werden können.

Durch Beratung sollen die Landwirte im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für den Gewässerschutz sensibilisiert werden. Die Grundlage der Beratung bilden die gesetzlichen Rahmenbedingungen zur „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ bzw. zur „guten fachlichen Praxis“. Dies bedeutet, dass Maßnahmen zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft – mit Ausnahme bereits bestehender Förderprogramme – ohne den Anreiz von finanziellen Ausgleichsleistungen, d.h. auf freiwilliger Basis umgesetzt werden sollen. Im Rahmen der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach werden Instrumente eingesetzt, die bereits in der Landwirtschaftsverwaltung angewendet werden.

Um zukünftig die Gewässerschutzberatung und die Umsetzung einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung auf Flächen zu konzentrieren, die hinsichtlich Bodenabtrag und Nitrat- auswaschung austragsgefährdet sind, wird beispielhaft für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach ein Landschafts-Informationssystem entwickelt. Ziel des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA) ist es, austragsgefährdete Flächen (sog. „hot spots“) zu lokalisieren. Das LISA wird im Hinblick auf eine landesweite Übertragbarkeit in andere Gewässereinzugsgebiete aufgebaut.

Dies setzt die Verwendung allgemein und landesweit verfügbarer Daten voraus. In der vorliegenden Arbeit werden Modelle in ein Geographisches Informationssystem (GIS) integriert, die eine Abschätzung der Bodenerosion und der Nitratauswaschung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ermög-

lichen. Um das LISA als Instrument der Gewässerschutzberatung einsetzen zu können, ist ein weiteres Ziel, flächendetaillierte Aussagen zu den diffusen Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft zu gewinnen.

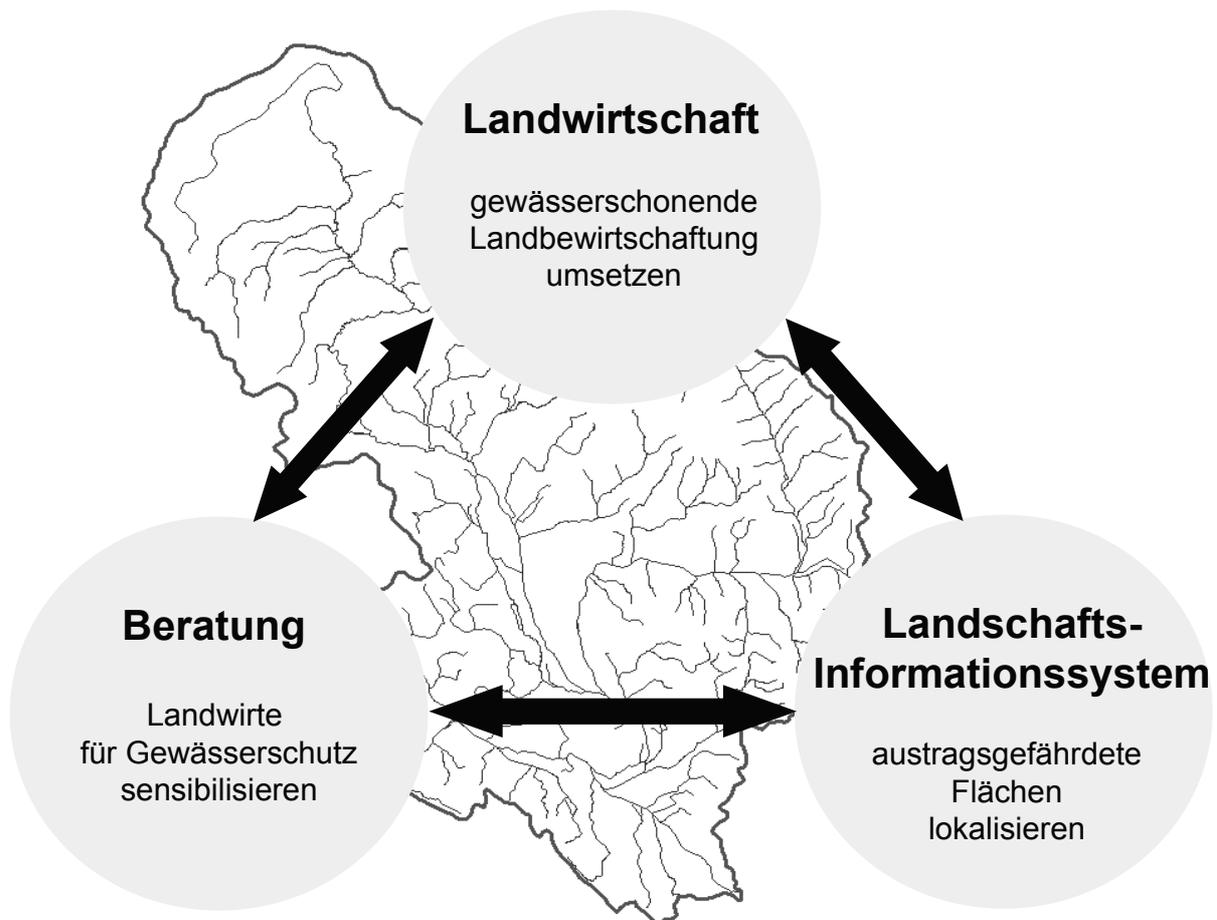


Abbildung 1-1: Handlungsfelder der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

2 Beschreibung des Einzugsgebietes der Seefelder Aach

2.1 Geographische Lage und naturräumliche Gliederung

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach befindet sich im Südosten Baden-Württembergs und besitzt eine Fläche von 280,25 km². Es erstreckt sich über den westlichen Teil des Bodenseekreises und den südwestlichen Teil des Landkreises Sigmaringen. Es umfasst die Teileinzugsgebiete der Salemer, Deggenhauser und Seefelder Aach und ist Teil des Bodensee-Einzugsgebietes.

Die Zuflüsse der Seefelder Aach entspringen im Bereich des End-

moränenwalles der Würmeiszeit. Aus ihrem Quellgebiet in einer flachen Senke innerhalb des Jungmoränenwalles kommend, durchquert die Salemer Aach das Großschönacher Becken, schlängelt sich mäandrierend durch den inneren Endmoränenwall und ergießt sich in das flache Salem-Frickinger Becken. Die Deggenhauser Aach entspringt ebenfalls innerhalb des Endmoränenwalls in einem tief eingekerbten Tal und strebt über das Deggenhauser Becken und die Urnaier Rinne dem Zusammenfluss mit der Salemer Aach am Südennde des Salem-Frickinger Beckens zu.

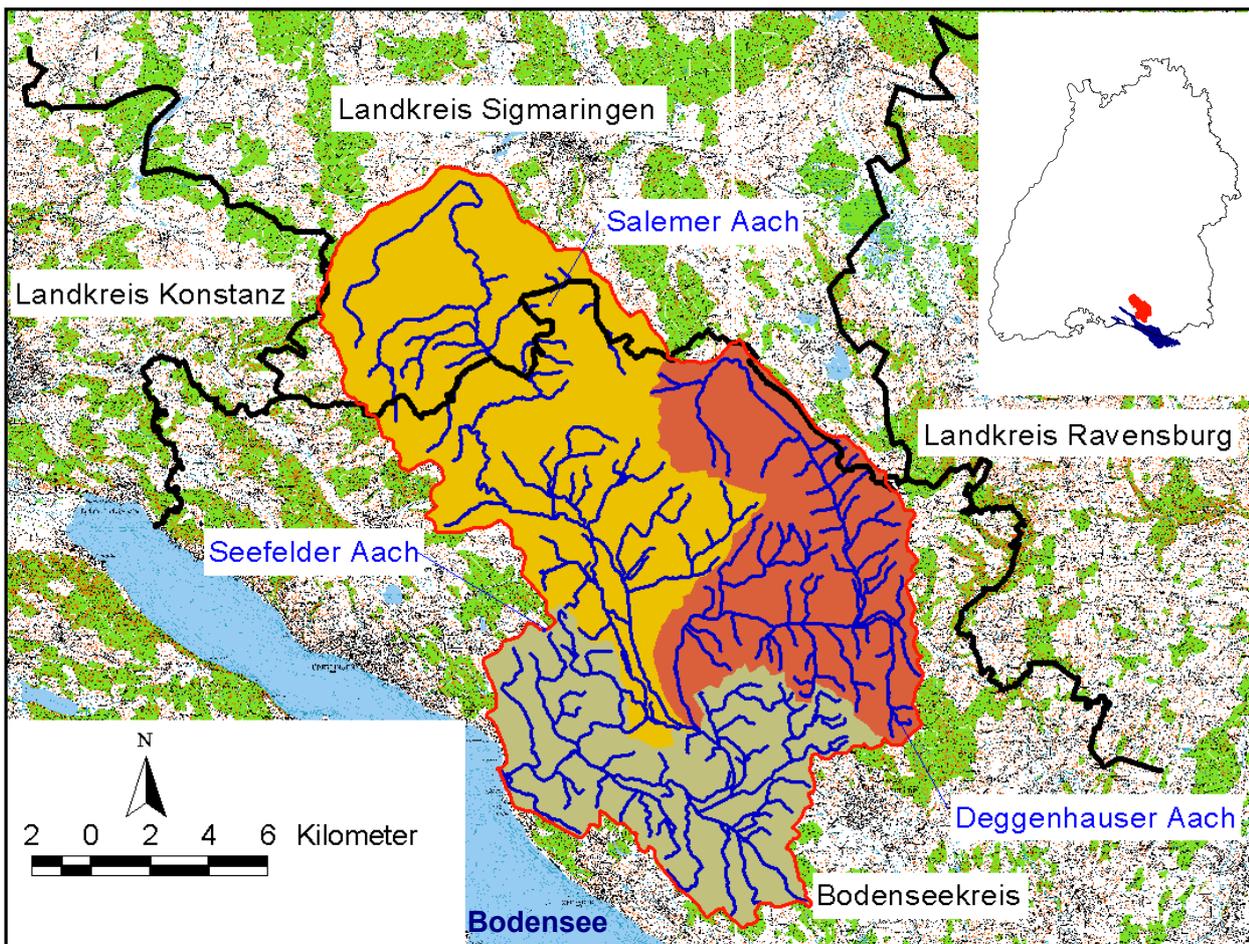


Abbildung 2-1: Geographische Lage des Einzugsgebietes der Seefelder Aach

Die Seefelder Aach fließt dann in einem engen und gewundenen Tal zuerst in südlicher, dann in westlicher Richtung dem Bodensee zu (Gewässerdirektion Donau/Bodensee 1999). Die Gewässer I. und II. Ordnung besitzen eine Gesamtlänge von 381 km. Das Einzugsgebiet weist somit eine hohe Fließgewässerdichte von 1,4 km/km² auf. Sehr hohe Flussdichten (2 km/km²) gibt es in Baden-Württemberg im mittleren Oberrheintiefland. Im Gegensatz dazu sind beispielsweise auf der Schwäbischen Alb die Flussdichten mit Werten bis gegen 0 km/km² sehr gering (BMU 2001b).

Nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands von Meynen & Schmitzhüsen (1953) liegt das Einzugsgebiet der Seefelder Aach eingebettet in die Jungmoränenlandschaften des *Oberschwäbischen Hügellandes* (032) und des *Bodenseebeckens* (031). Auf Grundlage der Neugliederung der Naturräume, bei der Grenzlinien und Bezifferungen der Einheiten geändert wurden, befindet sich das Einzugsgebiet der Seefelder Aach in folgendem hierarchisch gegliederten System (Dongus 1991):

- 0 *Nördliches Alpenvorland*
- 03 *Subalpines Jungmoränenland*
- 030 *Bodensee-Jungmoränenland*

Das *Bodensee-Jungmoränenland* (030) ist durch glaziale Bildungen des Rheingletschers in der Würmeiszeit gekennzeichnet. Innerhalb der Jungmoränenlandschaft kann man Schotterplatten, Wallmoränen und Grundmoränenfelder als glaziale Serie unterscheiden. Nach Dongus (1991) und Benzing (1966) erstreckt sich das Einzugsgebiet der Seefelder Aach über neun naturräum-

liche Einheiten (Abbildung 2-2). Im Westen des Einzugsgebietes der Seefelder Aach befindet sich das *Überlinger Hügelland* (030/031.40), im Süden das *Meersburger Hügelland* (030/31.42). Beide Naturräume werden durch Drumlinfelder geprägt. Die Drumlins, die in Nordwest-Südost-Richtung eingeregelt sind, erheben sich im Mittel 20–30 m über die zwischengelegenen Senken und sind größtenteils bewaldet. Ausgedehnte Niedermoorflächen sind typisch für die *Selgetsweiler-Aach-Linzer Moorsenke* (032.02) im Nordwesten des Einzugsgebietes. Die Naturraumeinheit *Schönach-Taisersdorfer-Aach-Tobel* (032.01) ist ein durch die Salemer Aach und die Tobel ihrer Zuflüsse tief zerrissenes Hügelland. Das bis zu 120 m tiefe Naturschutzgebiet „Aachtobel“ zählt zu den spektakulärsten Tobeln, die das Bodenseebecken umgeben. Das Gebiet ist mäßig bis stark bewaldet. Im weiteren Verlauf der Salemer Aach und entlang der Seefelder Aach schließen sich die fast waldfreien Naturräume *Markdorf-Salemer Senke und Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung* (030/031.41) an. Die glaziale Umfließungsrinne ist mit Schottern, Stautonen und Kolluvium gefüllt und im Nordteil um Frickingen zu einem Zungenbecken erweitert.

Die hier noch wirksame Klimagunst des Bodensees und die Entwässerung grundwasserbeeinflusster Böden ermöglichen neben Grünlandnutzung, auch Ackerbau und den Anbau von Sonderkulturen. Östlich der Senke befinden sich der *Heiligenberg* (030.31) und das *Heiligenberg – Höchster Bergland* (032.11).

Der Heiligenberg fällt nach Süden mit einer 350 m hohen, schichtgetrepten und glazigenen Erosionsstufe in der Oberen Süßwassermolasse zur Markdorfer Rinne und zum Frickinger Becken ab. Die 700-809 m hoch liegende Hochfläche ist über Oberer Süßwassermolasse und örtlich altpleistozänen Schottern mit würmzeitlicher Grundmoräne bedeckt.

Vom 754 m hohen *Gehrenberg* (030.30), einer isolierten Molassehöhe, dessen

Hochfläche moränenbedeckt und drumlinisiert ist, wird der *Heiligenberg* durch den *Tobel von Deggenhausen* (030.32) abgegliedert. Hier hat die Deggenhauser Aach das *Höchsten-Bergland* bis 300 m tief zerschluchtet. Weiter östlich schneidet das Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Naturraumeinheit *Homberg-Höchsten* (030.33), eine randlich getrepte und durch Tobel gekerbte Molassefläche mit einer würmeiszeitlichen Grundmoränendecke.

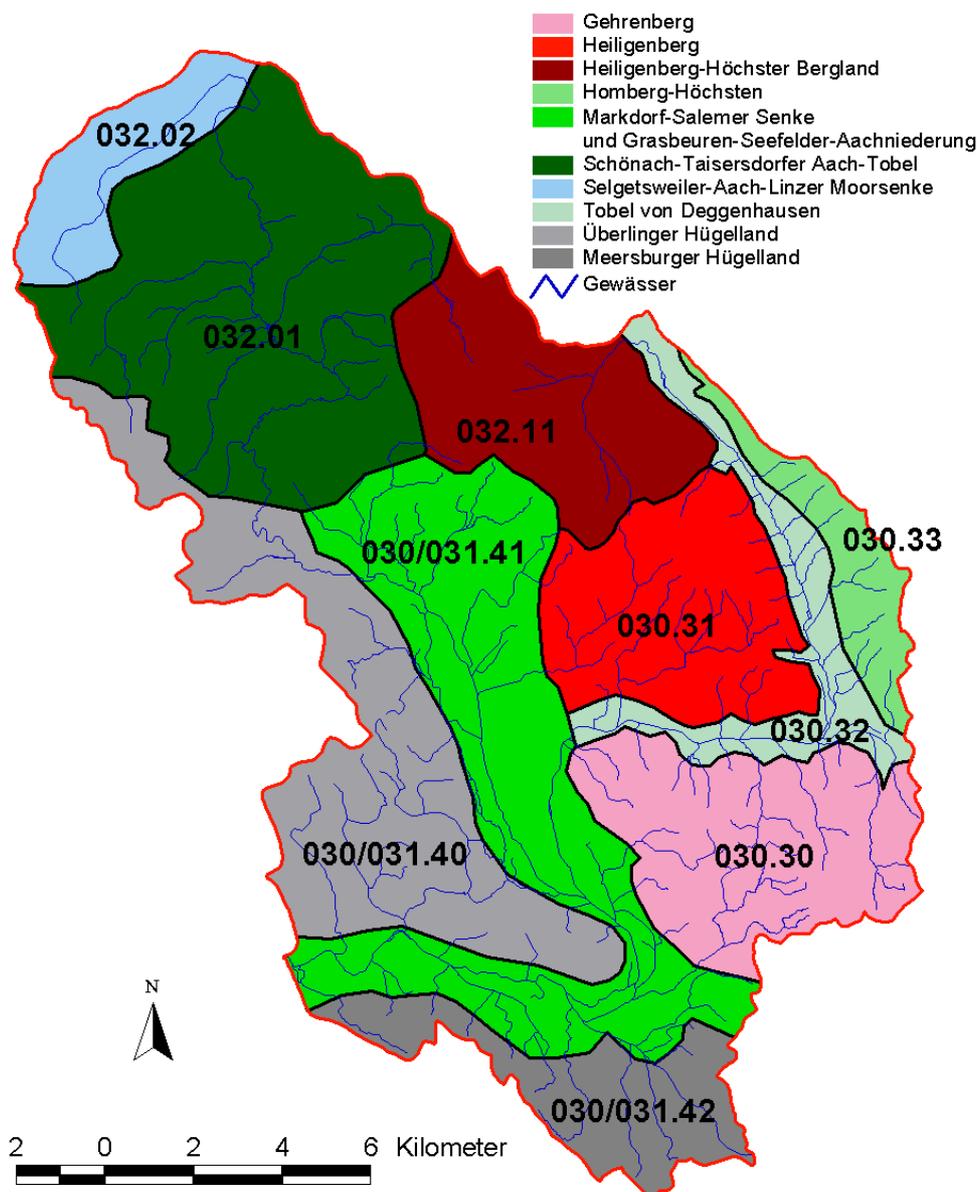


Abbildung 2-2: Naturräume im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

2.2 Klima

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach liegt im Grenzbereich zwischen ozeanisch und kontinental geprägtem Klima. Das ozeanische Klima zeichnet sich ganzjährig durch die zyklonale Westwinddrift mit einem mäßigen Jahresgang der Temperatur und ganzjährig zyklonalen Niederschlägen aus. Im Bereich des kontinentalen Klimas herrschen starke saisonale Temperaturschwankungen mit kalten Wintern und heißen Sommern vor. Das Niederschlagsmaximum liegt hier im Sommer. Das Klima im Einzugsgebiet ist dem subatlantischen Übergangstyp zuzuordnen, in welchem das ozeanische Klima dominiert. Die kontinentalen Luftmassen können jedoch im Winter zu Kälteeinbrüchen, im Sommer zu langanhaltenden Trockenperioden führen.

Nach Dongus (1991) ist das Jungmoränenland klimatisch stark differenziert. So sind die Zungenbecken klimatisch wärmer und niederschlagsärmer als die Endmoränenzone. Die Klimagunst des Einzugsgebietes wird durch seine relativ niedrige Lage und die Wassermasse des Bodensees bestimmt, welche die Nachteile der Beckenlage für das Wärmeklima aufheben.

Die Jahresmittel der Temperatur liegen zwischen $7,5^{\circ}\text{C}$ und $9,0^{\circ}\text{C}$. Das Januarmittel der Temperatur liegt zwischen $-2,0^{\circ}\text{C}$ und $-0,5^{\circ}\text{C}$, das Julimittel zwischen $16,0^{\circ}\text{C}$ und $17,5^{\circ}\text{C}$ (DWD 1999). Es gibt 120 bis 140 Frosttage und 200 bis 225 Tage mit Durchschnittstemperaturen über 5°C (Wachstumszeit). Die Apfelblüte (Eintritt des Vollfrühlings) beginnt im Einzugsgebiet der Seefelder Aach Anfang bis Mitte Mai.

Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe beträgt im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zwischen 800 mm und 1100 mm. Die mittlere Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr schwankt zwischen 500 mm und 700 mm, im Winterhalbjahr zwischen 300 mm und 450 mm (BMU 2001 b & DWD 1999). Armbruster (2002) ermittelte nach dem BONIE-Verfahren einen korrigierten mittleren Jahresniederschlag von 1009 mm im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Die Streuung innerhalb des Gebiets beträgt 928 mm bis 1106 mm.

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach liegt die Verdunstung im Mittel bei 611 mm. Sie schwankt zwischen 398 mm und 746 mm (Armbruster 2002).

2.3 Topographie

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach zeichnet sich durch ein lebhaftes und noch wenig ausgeglichenes Relief aus, das für eine Jungmoränenlandschaft typisch ist. Die hügelige Landschaft wird von zwei in nordwest-südöstlicher Richtung verlaufende Erhebungen im Nordwesten (mit 729 m über NN) und Nordosten des Gebietes (837 m über NN) durchzogen.

Durch die glaziale Überformung des Gebietes haben sich ein sehr dichtes Gewässernetz mit häufigen Richtungsänderungen und ein unregelmäßiges Relief mit einem Wechsel von eng eingeschnittenen Tälern und flachen Becken herausgebildet. Obwohl die mittlere Hangneigung nur 5° beträgt, kommen im Extremfall Hangneigungen von bis zu 34° vor. Der maximale Höhenunterschied bis zum Pegel Uhldingen (395 m über NN) beträgt 442 m.

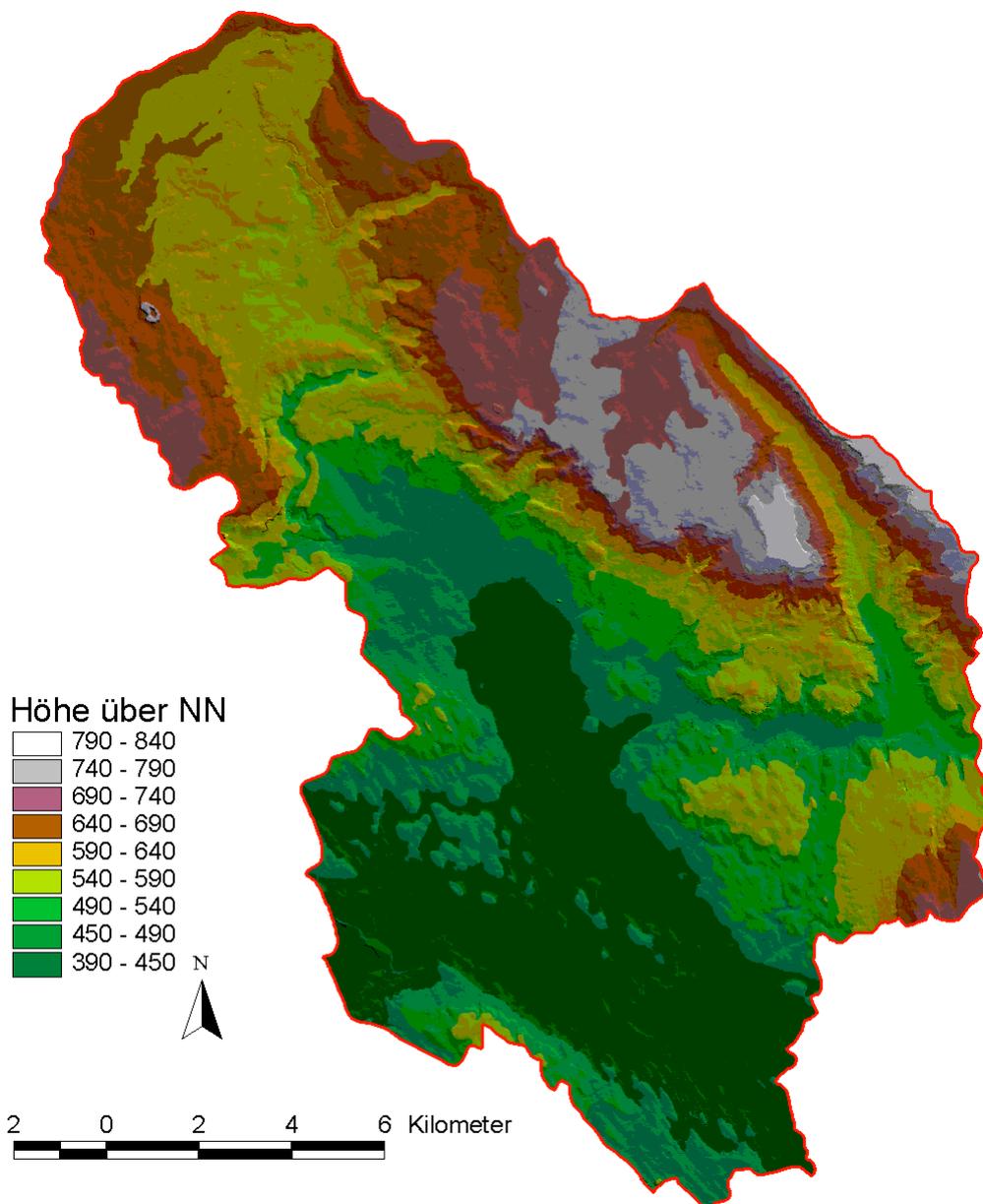


Abbildung 2-3: Topographie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

2.4 Geologie

Der geologische Aufbau des Einzugsgebietes der Seefelder Aach ist eng mit der Entstehung der Alpen und des Bodensees verbunden. Durch Faltung bzw. Übereinanderschoben der tektonischen Platten bei der Entstehung der Alpen bildete sich durch Absenken ein Trog im Bereich des heutigen schwäbisch-bayrischen Alpenvorlandes. Dieser Trog wurde mit tertiären Ablagerungen, der sog. Molasse aufgefüllt. Man unterscheidet *Untere Meeresmolasse*, *Untere Süßwassermolasse*, *Obere Meeresmolasse* und *Obere Süßwassermolasse* (Erb 1986). Aus Abbildung 2-4 geht hervor, dass die Mächtigkeit der tertiären Gesteine im Süden maximale Werte erreicht und nach Norden allmählich ausdünn. *Obere Süßwassermolasse* baut den breiten Rücken des *Gehrenberges* und die Höhe von *Heiligenberg* auf. An der Obergrenze des weniger wasserdurchlässigen Tertiärs treten häufig Quellen aus.

Im Bereich der Moränenlandschaft ist die Vorlandsmolasse nur in tief

eingeschnittenen Tobeln freigelegt, die in die stark eingetieften eiszeitlichen Zungenbecken entwässern (Abbildung 2-5). Die tertiären Molassegesteine sind im Bereich des Untersuchungsgebietes weitgehend von glazialen und glazifluvialen Ablagerungen des Pleistozäns überlagert. Die in den Eiszeiten des Pleistozäns und der Nacheiszeit abgelagerten quartären Lockergesteine mit glazialen, glazifluvialen und glazilimnischen Akkumulations- und Erosionsformen geben dem Einzugsgebiet der Seefelder Aach sein eigentliches Gefüge (Abbildung 2-5).

Das Jungmoränenland, in dem sich das Einzugsgebiet erstreckt, besteht aus Aufschüttungen und Formen der Würm-Eiszeit. Die Würm-Grundmoräne besteht in ihrer typischen Ausbildung aus grauem Geschiebemergel, der ein fest gelagertes Gemenge aus Ton, Schluff, Sand und Geröllen oder Geschiebe darstellt (Schreiner 1970).

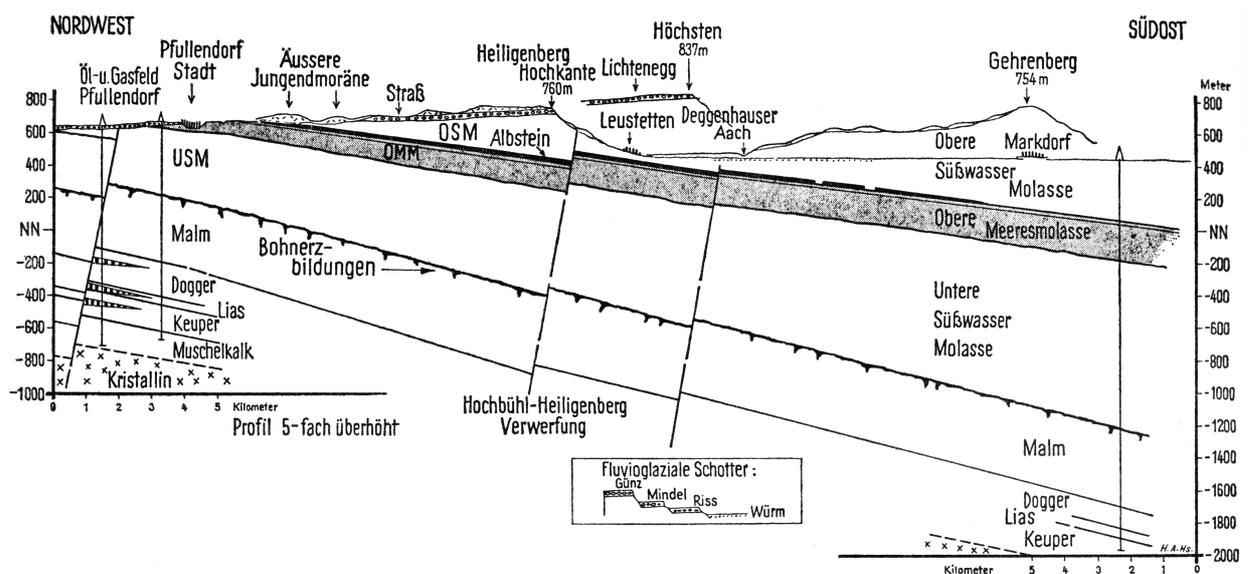


Abbildung 2-4: Geologischer Schnitt durch das Einzugsgebiet der Seefelder Aach von Pfullendorf über Heiligenberg nach Markdorf (Quelle: Theiss 1972)

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach kann man mehrere Endmoränenzüge verfolgen. Die inneren Züge der Jungendmoräne entsprechen einzelnen Rückzugsstadien des Gletschereises, sog. Stadiale (Abbildung 2-6). Der Rheingletscher folgte bei seinen ersten Vorstößen (Donau- und Günz-Eiszeit) zunächst dem Tal des damaligen Alpenrheins in Richtung Donau. Die rückschreitende Erosion des Hochrheins ermöglichte dann in zunehmendem Maße den Überlauf und Ablauf der Schmelzwässer in westlicher Richtung, so dass besonders während der Riß-

und Würm-Vereisungen das Bodenseebecken in seiner heutigen Ausdehnung ausgeschürft wurde. Mit dem Rückschmelzen des Rheingletschers flossen seine Schmelzwässer nicht mehr zur Donau, sondern am Eisrand peripher dem Rhein zu (Geyer & Gwinner 1991).

Drumlinfelder treten im Süden des Einzugsgebietes der Seefelder Aach innerhalb der Jungendmoränen in Erscheinung. Nach Habbe (1988) ist dies darin begründet, dass das Eis zu diesem Zeitpunkt über nicht ständig gefrorenen und deshalb verformbaren Untergrund vorstieß.

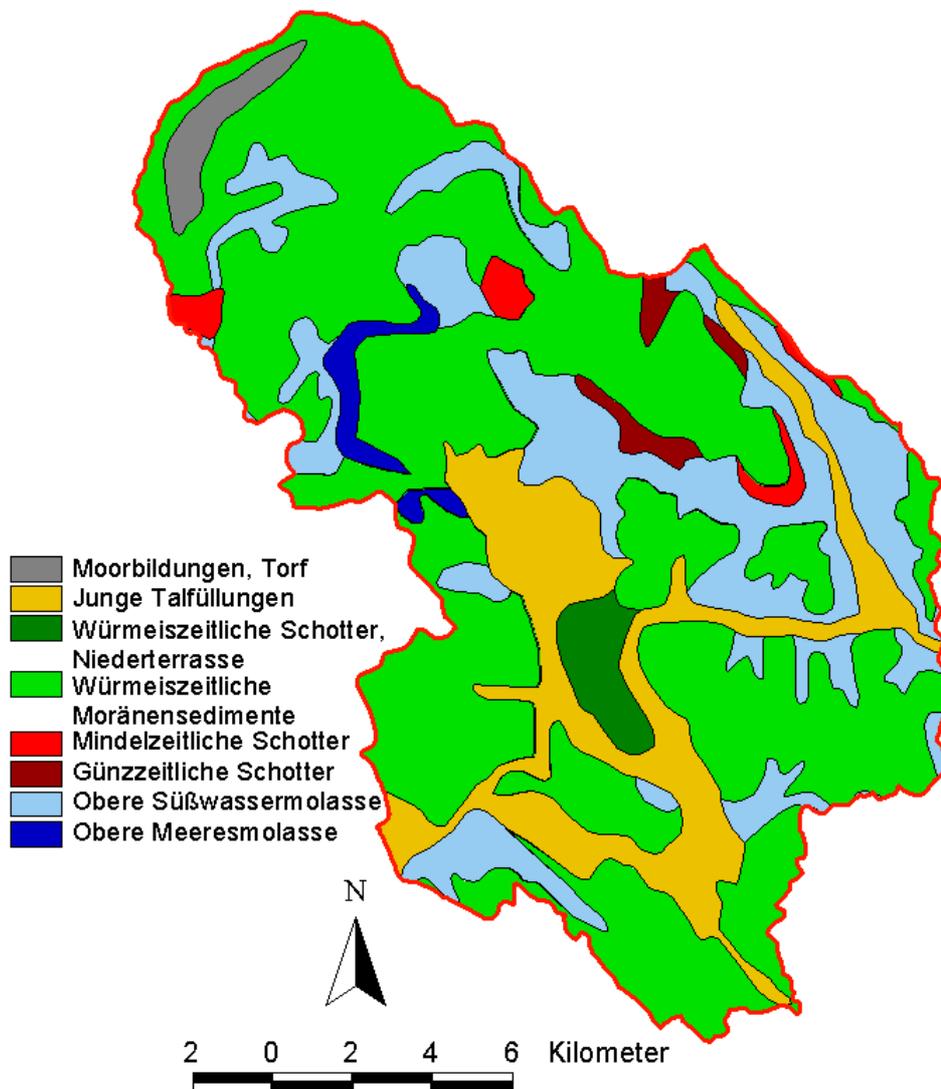


Abbildung 2-5: Geologische Einheiten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Quelle: LGRB 1998)
Culterra 37, 2004

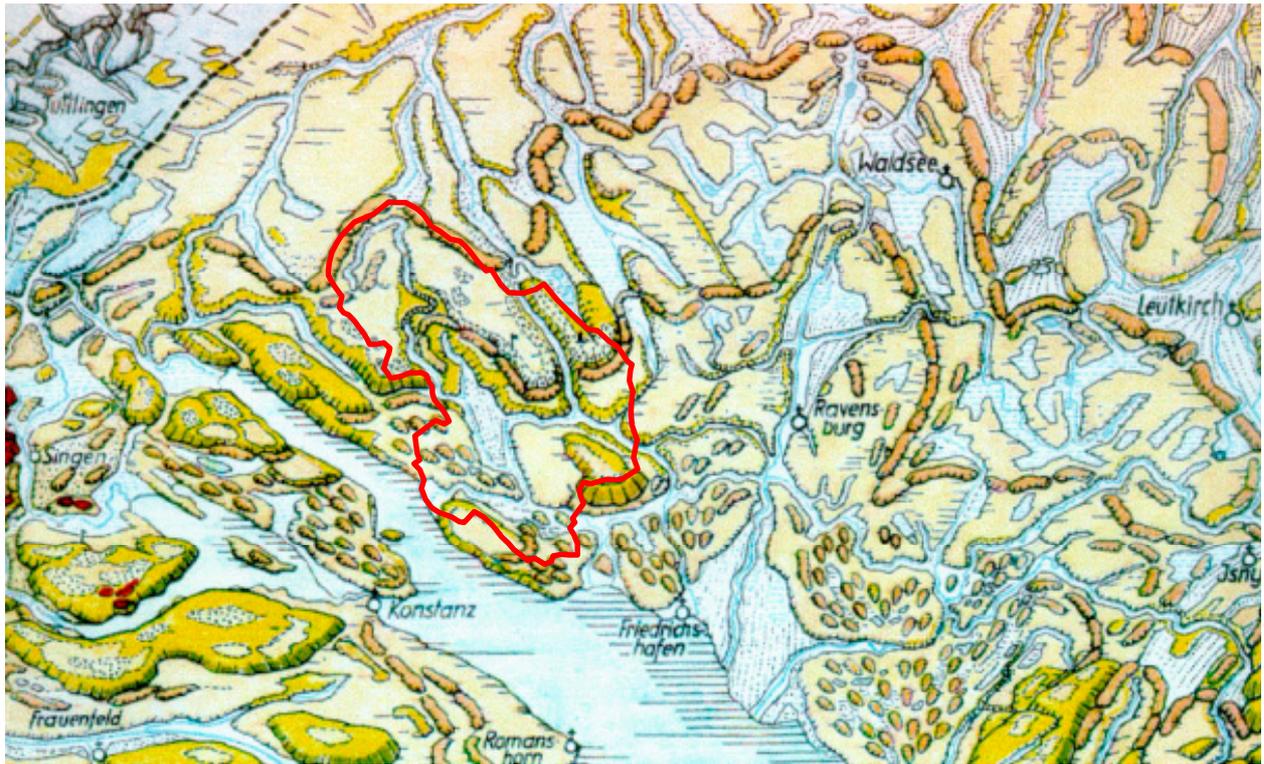


Abbildung 2-6: Geologische Reliefkarte von Oberschwaben (Wagner & Koch 1961)

2.5 Pedologie

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach entstanden aus dem Moränenmaterial und den Molassesedimenten überwiegend Parabraunerden, Pseudogley-Parabraunerden sowie Pararendzinen. In den Flusstälern herrschen Niedermoore, kalkhaltige braune Auenböden sowie Gleye und Anmoorgleye mit hohen Wasserspeicherkapazitäten vor (Abbildung 2-7).

Von besonderer Relevanz für Bodenabtrag und Nitratauswaschung sind die Erosionsanfälligkeit und die Wasserspeicherkapazität der Böden. Die mittleren Bodenkennwerte (Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor), nutzbare Feldkapazität (nFK) und Feldkapazität (FK)) können aus den Spannweiten der Klassen in der Bodenübersichtskarte

1:200 000 von Baden-Württemberg (GLA 1995) abgeleitet werden.

Die Werte für den Bodenerodierbarkeitsfaktor schwanken im Einzugsgebiet zwischen 0,1 und 0,4. Im Mittel beträgt der Bodenerodierbarkeitsfaktor 0,25. Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wird hinsichtlich des Faktors Erosion als eines der Gebiete mit mittlerer bis hoher Gefährdung in Baden-Württemberg eingestuft (Gündra et al. 1995). Die mittlere Feldkapazität bezogen auf 1 m Bodensäule liegt zwischen 200 mm und 400 mm, die nutzbare Feldkapazität besitzt Werte zwischen 120 mm und 230 mm (GLA 1995).

Die durchschnittliche Ertragsmesszahl der Böden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach liegt bei 50 (LEL 1994).

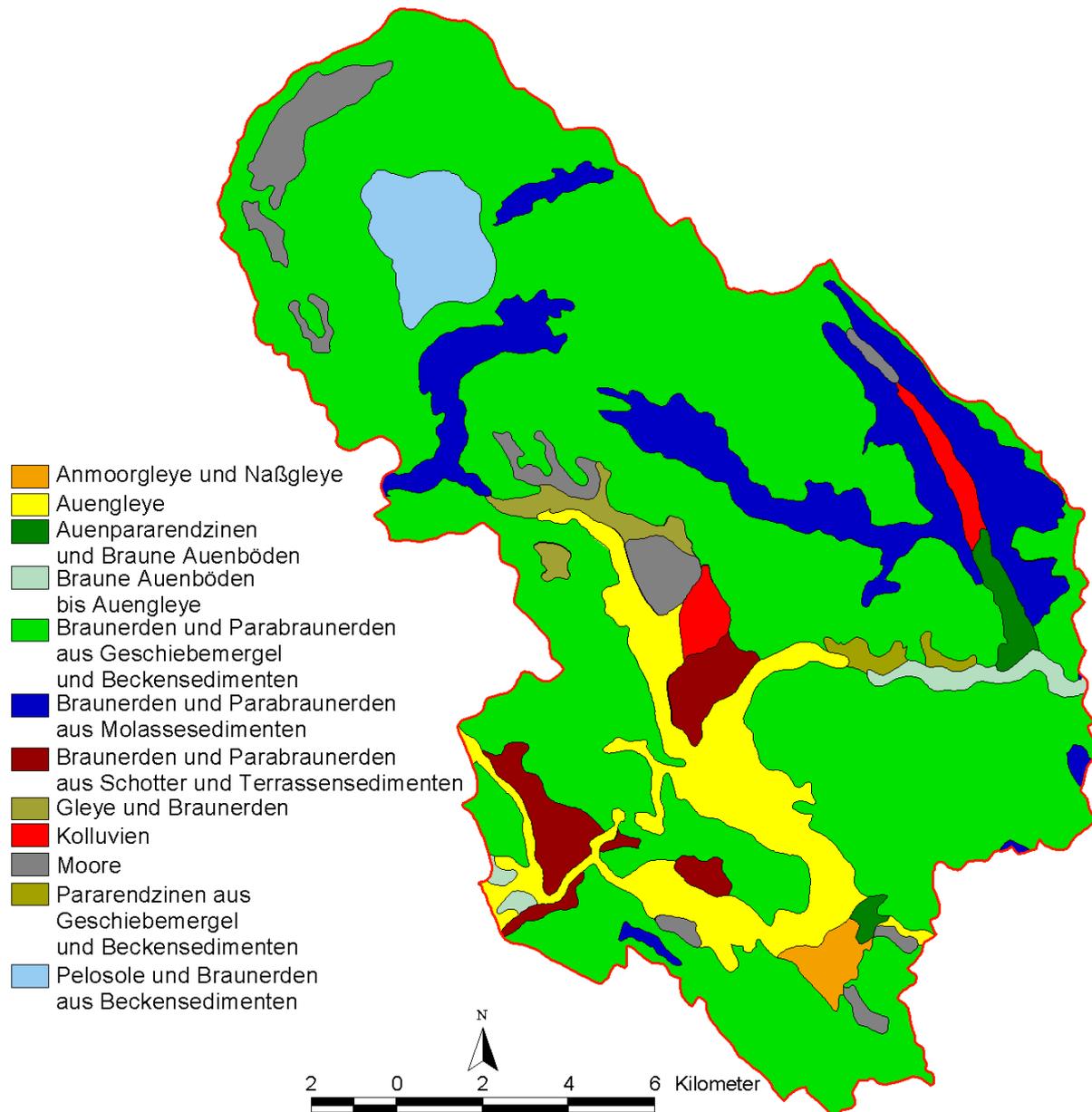


Abbildung 2-7:

Böden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Quelle: GLA 1995)

2.6 Landnutzung

Die Landnutzungsstruktur im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ist aus Abbildung 2-8 und Abbildung 2-9 ersichtlich. Ein Drittel der Fläche des Einzugsgebietes wird von Wald bedeckt. Größere Waldflächen erstrecken sich entlang der Moränenzüge und im Bereich des *Schönach-Taisersdorfer-Aach-Tobels*. Im Westen und Süden des Einzugsgebietes sind vor allem die Drumlins mit Wald bestockt. 4 % der Einzugsgebietsfläche werden von Siedlungen eingenommen.

Der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der Gesamtfläche liegt im Einzugsgebiet der

Seefelder Aach mit 63 % deutlich über dem baden-württembergischen Durchschnitt von 48 %. Der Anteil der Ackerfläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche übertrifft mit 68 % ebenfalls den Landesdurchschnitt (57 %), während der Anteil des Dauergrünlandes mit 25 % deutlich dahinter (39,5 %) zurückbleibt (StaLa 1996). Ackerbauliche Schwerpunkte befinden sich im *Salem-Frickinger Becken* und auf den Hochflächen zwischen den Endmoränenzügen. Aufgrund der Klimagunst des Bodensees ist im südlichen Bereich des Einzugsgebietes und im *Salem-Frickinger Becken* der Anbau von Sonderkulturen (7 % der LF), überwiegend Obstbau, möglich.

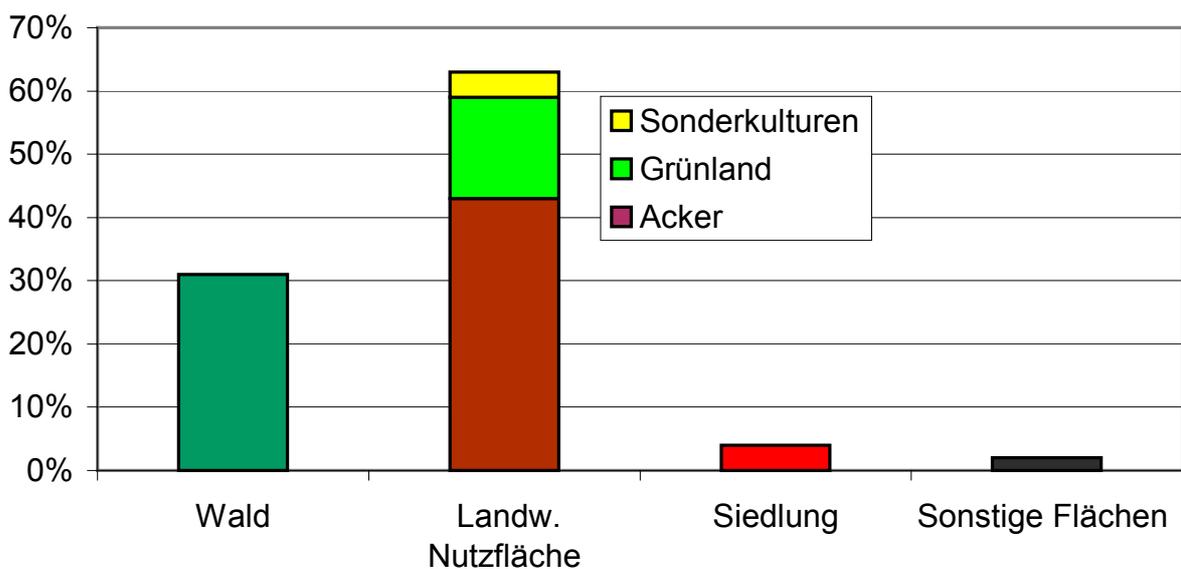


Abbildung 2-8: Flächenanteile der Hauptnutzungsarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Quelle: Amtliches Topographisches Kartographisches Informationssystem der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg)

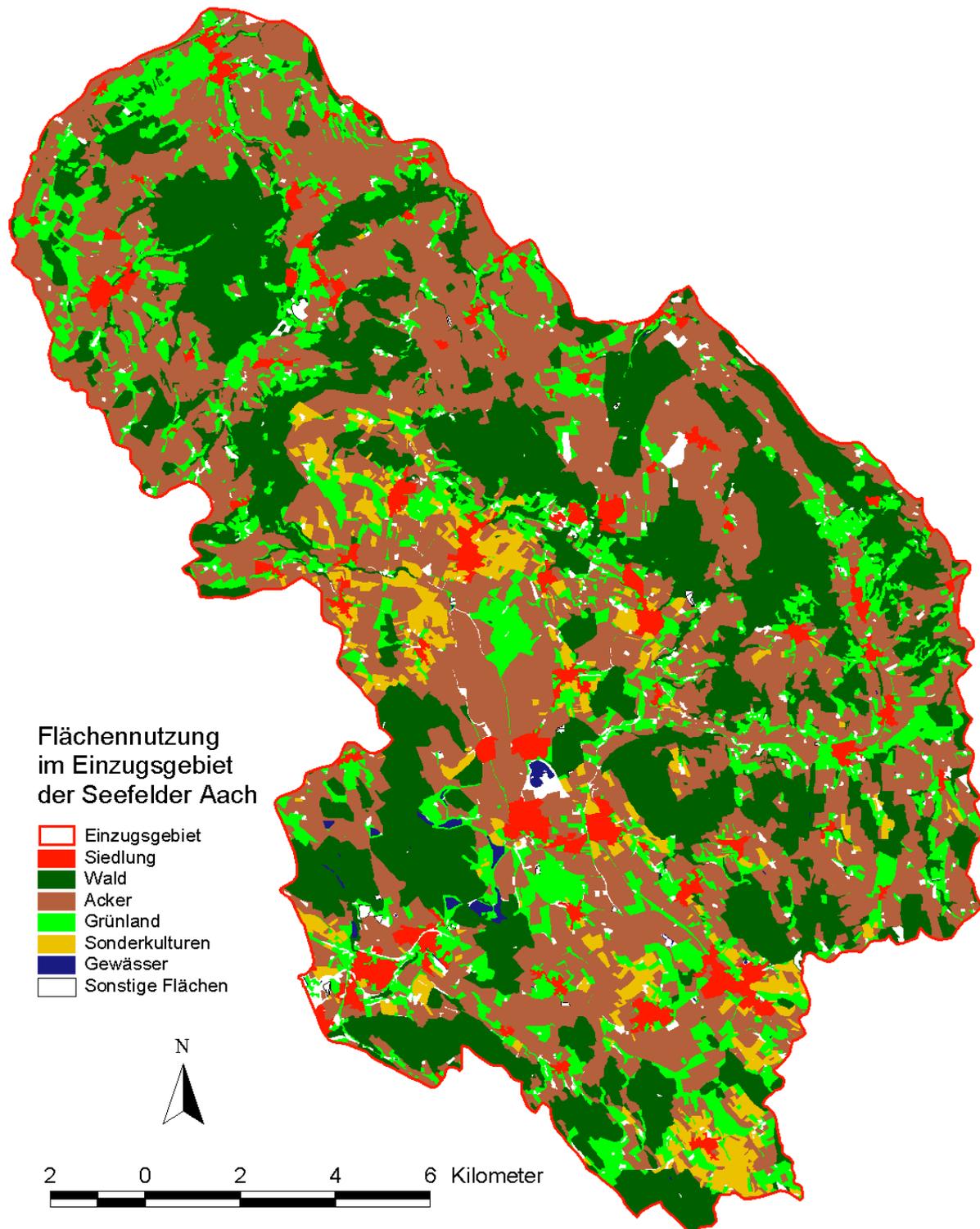


Abbildung 2-9: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
(Quelle: Amtliches Topographisches Kartographisches Informationssystem der
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg)

2.7 Agrarstruktur und Folgen der intensiven Landnutzung

Aus dem Vergleich der Agrarstatistik¹ des Bodenseekreises, der flächenmäßig den größten Anteil des Einzugsgebietes der Seefelder Aach einnimmt, mit der Agrarstatistik für Baden-Württemberg, lassen sich agrarstrukturelle Besonderheiten des Einzugsgebietes der Seefelder Aach ableiten (Tabelle 2-2). Die durchschnittliche Betriebsgröße im Einzugsgebiet (15,2 ha) ist um 4 ha geringer als im Landesdurchschnitt. Über 70 % der Betriebe besitzen eine Fläche zwischen 2 und 20 ha. Betriebe mit einer Größe von mehr als 50 ha (5 %) gibt es nur halb so viel wie im Durchschnitt des Landes Baden-Württemberg (10 %). Durch das günstige Klima im Einzugsgebiet liegt der Anteil an Dauerkulturen (Obstanlagen) deutlich über dem Landesdurchschnitt. Das Acker-Grünland-Verhältnis beträgt 2:1. Der Bodenseekreis zählt aufgrund seines unterdurchschnittlichen Ackeranteils nicht zu den Ackerbau-regionen Baden-Württembergs, wie z.B. der Kraichgau. Dies zeigt auch der geringe Anteil an Marktfruchtbetrieben von 9 %. Der Getreideanteil von knapp 70 % an der Ackerfläche und der Hackfruchtanteil von 3 % an der landwirtschaftlich genutzten Fläche entsprechen den durchschnittlichen Verhältnissen Baden-Württembergs. Mit Ausnahme der Zuckerrüben werden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach aufgrund der Klimagunst überdurchschnittliche Erträge erzielt. Die Fruchtfolge ist in typischen Betrieben stark vereinfacht und wird von den Kulturen

Winterweizen, Wintergerste und Mais dominiert. Die Bodenbearbeitung wird weitgehend konventionell durchgeführt (Schlecker & Konold 2002).

Die Rinderhaltung im Einzugsgebiet mit 40 Rindern/Halter und 88 Rindern /100 ha LF entspricht den durchschnittlichen Verhältnissen in Baden-Württemberg. Milchwirtschaft hat ihren Schwerpunkt im Westallgäuer Hügelland. Schweinehaltungs- und Veredlungsbetriebe sind mit 1 % im Einzugsgebiet der Seefelder Aach gegenüber 5 % auf Landesebene unterdurchschnittlich vertreten. Dies zeigt sich auch am Schweinebestand von 85 Schweinen/Halter und 76 Schweinen /100 ha LF im Einzugsgebiet gegenüber 121 Schweinen/Halter und 158 Schweinen/100 ha LF im Land. Schwerpunkte liegen hier im Nordosten von Baden-Württemberg.

¹ <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de>

Tabelle 2-1: Vergleich der Agrarstatistik des Landes Baden-Württemberg und des Bodenseekreises (Agrarstatistik des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg unter <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de>)

	Baden- Württemberg	Bodenseekreis	
Landwirtschaftliche Betriebsstruktur			
Durchschnittliche Betriebsgröße [ha LF]	19,4	15,2	
Betriebe unter 2 ha LF	16 %	14 %	
Betriebe mit 2 bis unter 10 ha LF	35 %	39 %	
Betriebe mit 10 bis unter 20 ha LF	17 %	22 %	
Betriebe mit 20 bis unter 50 ha LF	20 %	18 %	
Betriebe mit 50 und mehr ha LF	10 %	5 %	
Sozialökonomik			
Haupterwerbsbetriebe	35 %	49 %	
Nebenerwerbsbetriebe	65 %	51 %	
Betriebsform			
Marktfruchtbetriebe	24 %	9 %	
Futterbaubetriebe	38 %	32 %	
Veredlungsbetriebe	5 %	1 %	
Dauerkulturbetriebe	25 %	52 %	
Gemischtbetriebe		4 %	
Bodennutzung 1999			
Ackerland	57 %	40 %	
Dauergrünland	38 %	39 %	
Rebland	1 %	1 %	
Obstanlagen und Baumschulen	1 %	18 %	
Ernte der Hauptfeldfrüchte 2000			
Getreide	Ertrag [dt/ha]	62,4	64,8
Körnermais	Ertrag [dt/ha]	100,5	
Raps	Ertrag [dt/ha]	33,7	36,0
Kartoffeln	Ertrag [dt/ha]	394,2	433,1
Zuckerrüben	Ertrag [dt/ha]	676,6	618,5
Silomais	Ertrag [dt/ha]	474,1	487,8
Rinderbestand 2001			
je Halter		41	40
je 100 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche		83	88
Schweinebestand 2001			
je Halter		121	85
je 100 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche		158	76

Nach Wendland (1992) beträgt der Stickstoffüberschuss im Bereich des Einzugsgebietes der Seefelder Aach 40 - 50 kg N/ha a und die Nitratkonzentration des neugebildeten Grundwassers zwischen 50-100 mg NO₃⁻/l. Die Belastung des Grundwassers mit Nitrat kann im Vergleich zu anderen Gebieten der „alten Bundesländer“ als mittel bis gering eingestuft werden.

Nach den Untersuchungen des Grundwasserüberwachungsprogrammes in Baden-Württemberg (LFU 2001) bewegt sich die Nitratbelastung des Grundwassers im Bereich des Einzugsgebietes der Seefelder Aach zwischen 20-36 mg NO₃⁻/l. Hohe Nitratbelastungen (40-80 mg NO₃⁻/l) des Grundwassers in Baden-Württemberg sind im Kraichgau, im Neckarbecken zwischen Stuttgart und Heilbronn, in der Markgräfler Rheinebene sowie in der Rheinebene südlich von Offenburg und westlich von Heidelberg vorhanden. Geringe Nitratbelastungen (< 10 mg NO₃⁻/l) treten im Schwarzwald und im Odenwald auf.

Aufgrund der Nitratkonzentrationen wird nach LFU (2002 a) die Seefelder Aach als „deutlich belastet“ (Güteklasse II-III; 2,5-5 mg NO₃⁻/l) eingestuft. Das Nitrat wird überwiegend über diffuse Quellen aus der Landwirtschaft in die Seefelder Aach eingetragen (Prasuhn et al. 1996, LFU 1997, Borchardt et al. 2001).

Diesen ökologischen Problemkomplexen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – Erosion und Nitratauswaschung – wird teilweise im Rahmen des Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleiches (MEKA) Rechnung getragen. Mit dem Ziel, eine umwelt-

schonende und marktentlastende Erzeugung sowie die Leistungen der Landwirtschaft zur Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft zu honorieren, werden die Landwirte bei der Durchführung bestimmter Maßnahmen finanziell unterstützt. Folgende Maßnahmen, die u.a. auch dem Gewässerschutz dienen, werden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach von den Landwirten angewendet (EBZI 2002): Im Bereich eines verbesserten Düngemanagements werden von etwa 10 % der Betriebe im Einzugsgebiet der Seefelder Aach regelmäßige Untersuchungen der Grundnährstoffe (Phosphor, Kalium) im Boden sowie des Stickstoffgehaltes der Gülle und von etwa 12 % jährliche Nmin-Untersuchungen durchgeführt. Etwa 12 000 m³ Gülle werden über die Gülle-Ausbring-Gemeinschaft (GAG) Ravensburg überbetrieblich und umweltschonend, d.h. bodennah bzw. in den Boden, ausgebracht. Die MEKA-Maßnahme „20 % reduzierte Stickstoffdüngung“ wurde im Jahre 2001 auf knapp 2000 ha (ca. 10 % der Ackerflächen) angewendet. Die Maßnahme „Herbstbegrünung“ wird ebenfalls auf ca. 2200 ha in den Gemeinden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach eingesetzt. Als eine wirkungsvolle Maßnahme zur Reduzierung des Bodenabtrages auf Ackerflächen zählt die Mulchsaat, die ebenfalls durch MEKA gefördert wird. Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde im Jahr 2001 diese Form der reduzierten Bodenbearbeitung auf etwa 1000 ha (6 %) Ackerfläche angewendet.

3 Stand des Wissens

3.1 Charakterisierung gewässergüterrelevanter Stoffe

3.1.1 Stickstoff

Stickstoff gehört zu den Hauptnährelementen der Pflanzen und Bodenorganismen. Der natürlicherweise im Boden enthaltene Stickstoff stammt aus der unteren Atmosphäre, an deren Aufbau atomarer Stickstoff als reaktionsträges Gas zu 78 Volumenprozent beteiligt ist. Da Stickstoff als Bestandteil der Gesteine nur eine untergeordnete Rolle spielt, ist seine Herkunft in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen fast ausschließlich biogener Natur.

Der Stickstoffhaushalt im Boden ist ausgesprochen komplex und dynamisch

(Abbildung 3.1). Dabei unterliegt der Stickstoff im Boden einem kontinuierlichen Kreislauf zwischen anorganischen und organischen Verbindungen, der über die Prozesse Mobilisation (Mineralisierung) und Immobilisierung gesteuert wird. Beide Prozesse sind stark klima-, standort- und nutzungsbeeinflusst (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die Bilanz für den Bodenstickstoff ergibt sich aus den N-Gewinnen und N-Verlusten. Stickstoff wird über anorganische und organische Düngung, die Bindung von Luftstickstoff durch biologische N₂-Fixierung (z.B. symbiontisch von Leguminosen, nicht symbiontisch von freilebenden Mikroorganismen), über Niederschläge und Bewässerung dem Boden zugeführt.

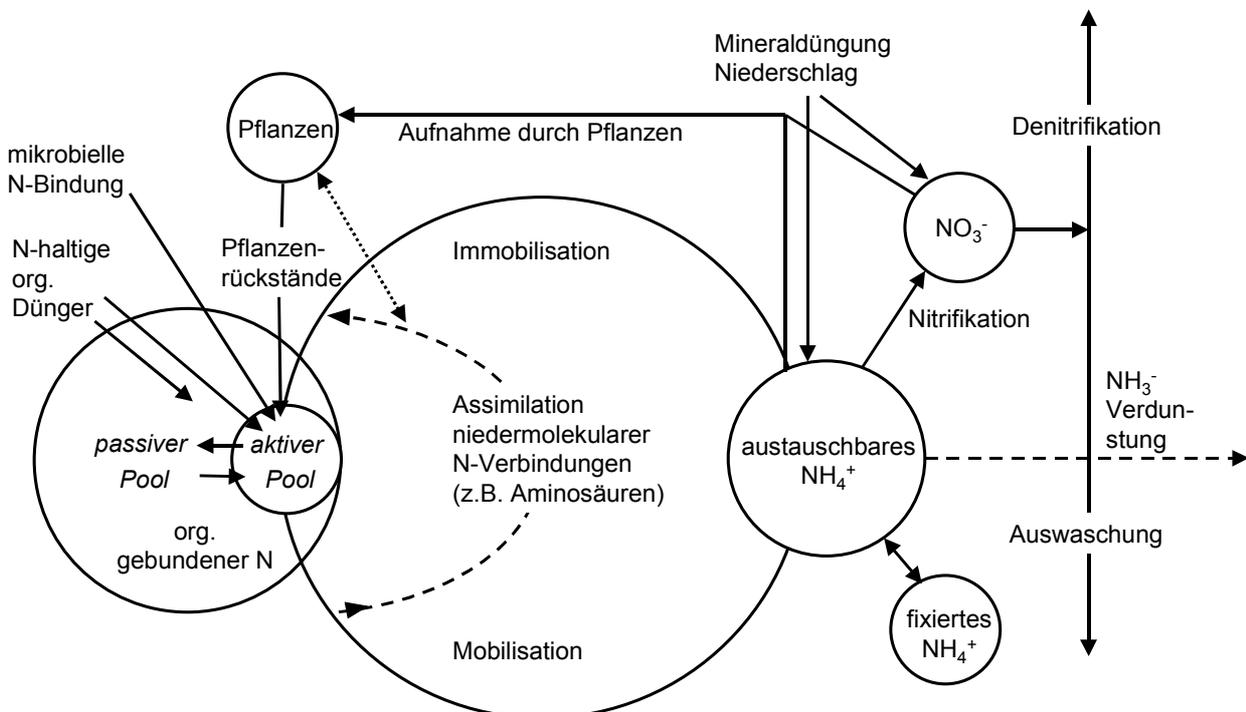


Abbildung 3-1: Der landwirtschaftliche N-Kreislauf (nach Jansson, zitiert in Scheffer & Schachtschabel 2002)

Der Pflanzenentzug, der Transport gelöster Stickstoffkomponenten mit dem Sickerwasser und mit verschiedenen lateralen Abflusskomponenten (Auswaschung), das Entweichen gasförmiger Verbindungen (N_2 , Stickstoffoxide und Ammoniak) sowie die Erosion stehen für N-Verluste des Bodens. Die Stickstoffverluste der Austragspfade Wasser- und Winderosion sind wegen des hohen Gehalts der Oberböden an organisch gebundenem Stickstoff von erheblicher Bedeutung (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Der größte Teil des Stickstoffs im Oberboden (90-95 %) liegt in organischer Bindung vor. Als anorganische Stickstoffverbindungen überwiegen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+). Die bodeninternen Ab- und Umbauvorgänge sind Mobilisation (Mineralisierung) und Immobilisation sowie Nitrifikation, Denitrifikation und Ammonifizierung von Stickstoffverbindungen.

Unter humiden Bedingungen weist der Stickstoffstoffkreislauf im Boden eine mehr oder weniger ausgeprägte positive Bilanz auf. Im Verlauf der Bodenbildung seit dem Ende des Pleistozäns wurden deshalb beträchtliche Stickstoffmengen im Boden akkumuliert (Süssmann 1980). Scheffer & Schachtschabel (2002) geben je nach Humusgehalt durchschnittlich 3000–6000 kg N/ha für Ackerstandorte an; auf Grünland kann der Stickstoffvorrat bis zu 13000 kg N/ha betragen (Strebel 1988).

3.1.2 Phosphor

Phosphor ist unter Normalbedingungen das wichtigste Nährelement, da es als Minimumfaktor das Pflanzenwachstum limitiert. Phosphor kommt in der Natur vor allem in Form von Phosphaten vor. Die Pedosphäre hat einen bedeutenden Anteil an den globalen Phosphorflüssen und Phosphorvorräten. Die Phosphate der Gesteine sind überwiegend Apatite, aus denen das Phosphat durch Verwitterung mobilisiert und in den globalen Kreislauf eingebracht wird. Phosphor wird zudem über organische und anorganische Düngung, Pflanzenreste und atmosphärische Deposition in die Pedosphäre eingetragen. Über die Abfuhr von Ernteprodukten, Erosion und Auswaschung wird Phosphor dem Boden entzogen. Im Boden steigt der Phosphatgehalt in der Regel von der Sand- zur Tonfraktion und mit dem Humusgehalt an. Durch Vegetationsrückstände und Düngung ist Phosphor in Oberböden angereichert (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Im Bereich des Oberbodens liegen in Mineralböden 25–65 % des Phosphors organisch, der Rest mineralisch, weitgehend als Orthophosphat, vor. Ein großer Teil des mineralischen Anteils ist an Bodenmineralen und der organischen Substanz festgelegt. Nur ein geringer Anteil (etwa 0,1 %) des im Boden enthaltenen Gesamtphosphors ist in der Bodenlösung enthalten.

Phosphat findet sich entweder in anorganischen Salzen (Phosphate), an Oberflächen von Sorbenten spezifisch gebunden, in organischen Verbindungen oder in Bodenorganismen (DVWK 1998, Scheffer & Schachtschabel 2002).

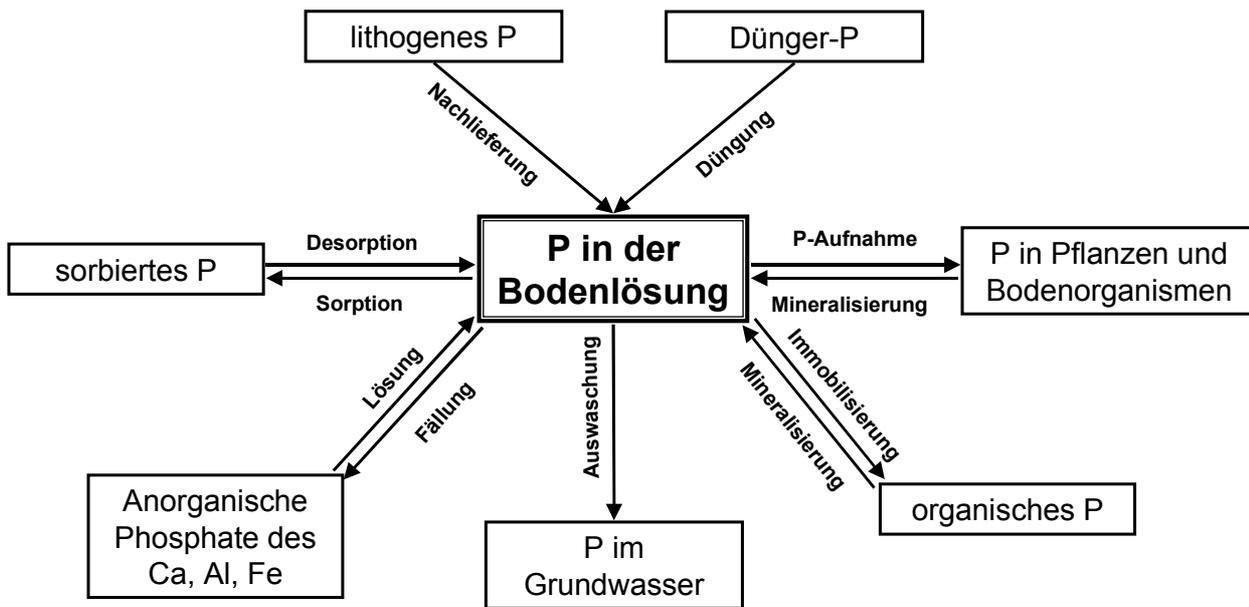


Abbildung 3-2: Phosphatformen und ihre Verknüpfung mit der Bodenlösung (nach Scheffer & Schachtschabel 2002)

Diese gebundenen Formen sind über die Bodenlösung durch spezifische Prozesse miteinander verbunden (Abbildung 3-2).

Der Phosphorgehalt ungedüngter Böden variiert je nach Ausgangsgestein, Textur und Entwicklungsgrad. Der Gesamtvorrat an Phosphor beträgt in nährstoffarmen Sandböden bis in 1 m Tiefe 1500–2000 kg/ha. Lössböden enthalten 3000–3500 kg/ha (DVWK 1998). Da die Phosphate – im Gegensatz zu Nitrat – im Boden stark gebunden werden, sind Phosphorausträge in die Gewässer unter natürlichen Verhältnissen äußerst gering.

3.1.3 Sonstige gewässergüterrelevante Stoffe

Neben dem Nährstoffeintrag hat auch der Eintrag von Feststoffen, Pflanzenschutzmitteln, organischen Spurenstoffen und Schwermetallen Einfluss auf die Gewässergüte (Walther 1999).

Von den aus Bodenmineralen, Niederschlag und Düngung stammenden Hauptnährelementen Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid und Sulfat sowie dem ebenfalls aus den Bodenmineralen mobilisierten Eisen und Mangan muss nur Chlorid als gewässergüterrelevant angesehen werden. Die mittleren Chloridkonzentrationen in Oberflächengewässern schwanken je nach den Eigenschaften der Einzugsgebiete zwischen 4 mg Cl/l und 349 mg Cl/l. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten sind die Chloridkonzentrationen düngungsbedingt gegenüber den natürlichen Stoffgehalten häufig erhöht. Die Auswaschung des Chlorids, die durch höhere Abflüsse verursacht wird, geschieht vor allem in den Winterhalbjahren (Klett 1965, Süßmann 1980, Lammel 1990).

Feststoffe gelangen auf vielfältige Art und Weise in die Gewässer. Man kann grundsätzlich zwischen natürlichen und anthropogenen Feststoffeinträgen unterscheiden. Die Feststofffracht eines Gewässers stammt entweder aus dem Gerinne selbst oder aus externen Quellen (Tab. 3-1). Die Feststoffe lassen sich in Schwebstoffe, Sedimente und Geschiebe unterteilen (DVWK 1998).

Die Zusammensetzung und die Menge der Feststoffe eines Gewässers sind in starkem Maße vom Einzugsgebiet abhängig. In Fließgewässern der Bergregion wird ein großer Teil der Schwebstofffracht durch den Gesteinsabrieb bestimmt. In Flachlandgewässern spielen organische Schwebstoffe aus Landabschwemmungen und aus der Bioproduktion eine größere Rolle. Je nach Ausmaß des Abflusses kommt es

zu einer unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung der Feststoffe. Bei hohem Abfluss werden große anorganische Schwebstoffmengen transportiert, bei niedriger Wasserführung steigt der relative Anteil der organischen Bestandteile (Müller et al. 1997). Feststoffe sind als Aggregationsflächen für Algen, Bakterien, Protozoen und Metazoen als wichtiger Bestandteil des aquatischen Stoffhaushaltes anzusehen und nehmen eine wichtige Funktion in der Verbindung des benthischen mit dem pelagischen Nahrungsnetz ein (Zimmermann et al. 1997). Die Zunahme der anthropogenen Feststoffeinträge führt zu massiven Veränderungen des Stoffhaushaltes und der Struktur eines Gewässers, sowie zu direkten Wirkungen auf die aquatischen Biozöosen (DVWK 1998).

Tabelle 3-1: Natürliche und anthropogene Feststoffeinträge in Fließgewässer aus gewässerinternen und –externen Quellen

Feststoffeintrag	natürlich	anthropogen
gewässerintern	<ul style="list-style-type: none"> - transportabhängiger Geschiebeabrieb - Ausscheidungsprodukte der Fließgewässerfauna 	<ul style="list-style-type: none"> - Gewässerunterhaltung
gewässerextern	<ul style="list-style-type: none"> - Gerinneabtrag - flächenhafter Bodenabtrag - Abbau eingespülter Biomasse (z.B. Laub) 	<ul style="list-style-type: none"> - Bodenabtrag von Ackerflächen - Abwasserschwebstoffe aus Kläranlagen, Regentlastungsanlagen - Straßenabläufe - Melioration, Dränwasser - Überläufe von Stillgewässern

Schwermetalle, die natürlicherweise in Gesteinen und Böden enthalten sind, werden ebenfalls in Gewässer eingetragen. In den letzten Jahrzehnten wurden die Gewässer und insbesondere die Gewässersedimente mit Schwermetallen aus anthropogenen Quellen belastet (Hellmann 1992, Walther 1999).

Der Eintrag der Schwermetalle Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei, Kupfer, Zink, Chrom und Nickel in deutsche Oberflächengewässer beträgt jährlich etwa 6300 t. Der Anteil der diffusen Quellen liegt im Durchschnitt über alle Schwermetalle bei 77 %. Kommunale Kläranlagen tragen zwischen 8 % (Blei) und 40 % (Quecksilber) zur Gesamtemission der Schwermetalle bei. Der Anteil der industriellen Quellen an den gesamten punktförmigen Emissionen lag 1997 im Durchschnitt bei 23 % (Böhm et al. 2001).

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wird als unentbehrliches Produktions-

mittel zur Sicherung von Höchstträgen in der Landwirtschaft angesehen. In den Jahren 1991 bis 1995 sind in Deutschland im jährlichen Durchschnitt rund 32000 t Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in der Landwirtschaft eingesetzt worden. Dies entspricht einer mittleren Aufwandmenge von rd. 2,7 kg/ha Behandlungsfläche. Grundsätzlich sind aus wasserwirtschaftlicher Sicht alle Pflanzenschutzmittel, die in das Grundwasser oder Oberflächengewässer gelangen, als problematisch anzusehen (Bach et al. 2000). Synthetische Pflanzenschutzmittel bzw. derer Wirkstoffe und Abbauprodukte in Gewässern stammen ausschließlich aus anthropogenen Quellen. Die Wirkstoffe der Pflanzenschutzmittel sind ausgesprochen heterogen und besitzen unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften. Ihre akute und chronische Toxizität bewegt sich in weiten Grenzen.

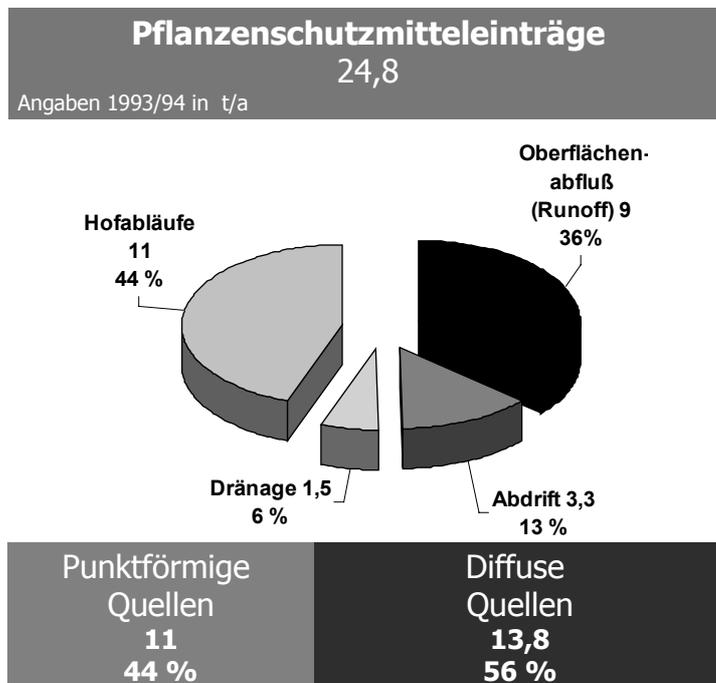


Abbildung 3-3: Pflanzenschutzmitteleinträge in die Fließgewässer in Deutschland für das Bezugsjahr 1993/94 (nach Bach et al. 2000)

Mögliche Eintragspfade und –ursachen für Pflanzenschutzmittel sind (Frede & Dabbert 1998, BMU 2001 a):

- Versickerung,
- Uferfiltration,
- Bodenerosion/Oberflächenabfluss,
- Abdrift,
- landwirtschaftliche Direkteinträge,
- kommunale Einträge und
- industrielle Einträge.

Bach et al. (2000) haben modellgestützt für das Bundesgebiet die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer geschätzt. In Abbildung 3-3 ist die mittlere Schätzung dargestellt. Die Vertrauensbereiche der Modellschätzungen zu Runoff, Drainage und Abdrift sind außerordentlich groß und variieren zwischen einem Siebentel bis zum Dreifachen der mittleren Schätzung (Tabelle 3-2). In den Untersuchungsjahren 1993 und 1994 gelangten rund 25 t Pestizide pro Jahr in die Oberflächengewässer in Deutschland. Dies entspricht etwa einem Promille der gesamten Anwendungsmenge. Insgesamt gelangten aus der Landwirtschaft über diffuse Quellen (Drainage, Abdrift und Oberflächenabfluss) 13,8 t (56 %) in die Gewässer. Die punktuellen Einträge über Hofabläufe stellen mit 44 % (11 t) die Haupteintragsquelle

landwirtschaftlicher Pflanzenschutzmitteleinträge dar.

Untersuchungen zu Pflanzenschutzmitteleinträgen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach haben gezeigt, dass in 82,5 % aller untersuchten Proben aus Kläranlagenabläufen Pflanzenschutzmittelwirkstoffe bzw. deren Abbauprodukte nachgewiesen werden können. Insgesamt wurde ein Pflanzenschutzmitteleintrag von 9,2 kg/Jahr in den Bodensee berechnet. Die Pflanzenschutzmittel werden ebenfalls überwiegend punktuell über Hofabläufe eingetragen. Die Ursache hierfür ist das unsachgemäße Reinigen von Pflanzenschutzgeräten auf befestigten und an die Kanalisation angeschlossenen Flächen (Schlichtig et al. 2001).

Durch eine Vielzahl von organischen Verbindungen, die ebenfalls weitgehend aus anthropogenen Quellen stammen, werden die Gewässer zusätzlich belastet. Beispiele hierfür sind die in Gewässersedimenten akkumulierten Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) (Hellmann 1992, Schorer et al. 1994) sowie die Einträge endokriner Substanzen mit mutagener Wirkung in die Gewässer (Wegener et al. 1999).

Tabelle 3-2: Pflanzenschutzmitteleinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland aus diffusen Quellen; Mittelwerte und Spannbreiten der Modellschätzung, summiert über 42 Wirkstoffe (Bezugsjahr 1993/94) (nach Bach et al. 2000)

Eintragspfad	Wirkstoffeintrag in Oberflächengewässer		
	Untere Grenze -----kg/a-----	Mittlere Schätzung -----kg/a-----	Obere Grenze -----kg/a-----
Runoff	1550	9060	19400
Drainagen	60	1490	16100
Abdrift	410	3350	6300
Insgesamt	2000	13900	41800

3.2 Nährstoffeinträge in Gewässer aus der Land(wirt)schaft

3.2.1 Herkunft der Nährstoffeinträge und deren langzeitige Veränderung

Nährstoffe werden über natürliche Vorgänge und durch Eingriffe des Menschen in den Stoffhaushalt in Gewässer eingetragen. Als natürliche Hintergrundlast werden diejenigen flächenbezogenen Einträge bezeichnet, die allein aufgrund der natürlichen Nährstofffreisetzung in Gewässer gelangen. Als Faustzahlen gelten für Phosphor ca. 0,05–0,1 kg P/(ha • a), für Stickstoff 5 kg N/(ha • a). Diese natürliche Hin-

tergrundlast führt in Gewässern je nach Abflussspende zu Konzentrationen von weniger als 0,05 mg P/l und 2,5 mg N/l (=10 mg NO₃⁻/l) (Klett 1965, Sokollek et al. 1983, Brehm & Meijering 1996). Der Mensch sorgt durch Siedlungs- und Industrieabwässer, Abgase und Düngemittelausbringung für zusätzliche Nährstoffeinträge in Gewässer (Abbildung 3-4).

Zur Beschreibung der Einträge werden punktförmige („point sources“) und diffuse („nonpoint sources“) Belastungsquellen unterschieden. In der Literatur werden die Begriffe unterschiedlich definiert (DVWK 1998).

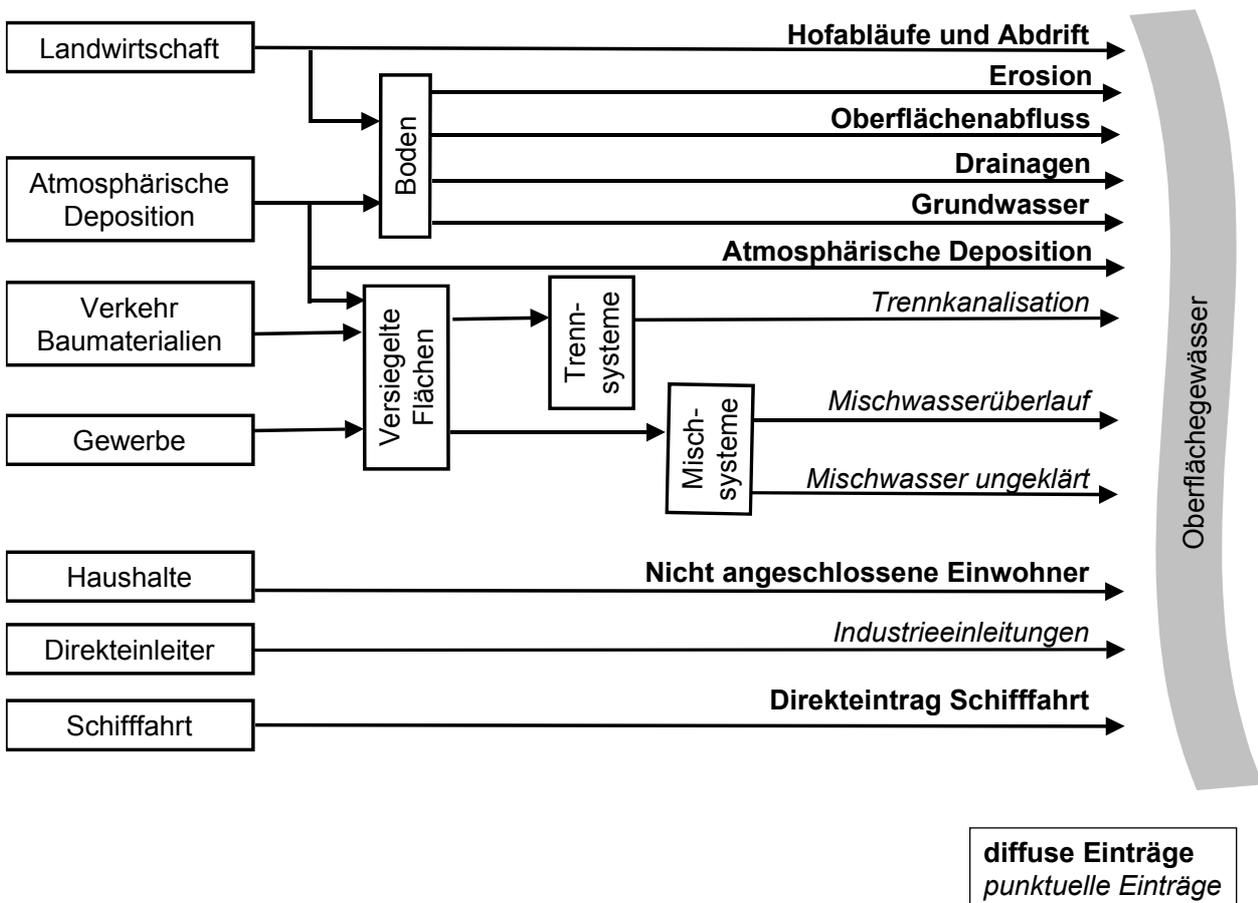


Abbildung 3-4 : Stoffeintragspfade in Oberflächengewässer (nach BMU 2001 a)

In der vorliegenden Arbeit wird die Begriffsbestimmung der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1997) zur Abgrenzung von Punkt- und diffusen Quellen verwendet. Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Abwasseranlagen, wie z.B. Regenwassereinleitungen im Misch- und Trennsystem stellen punktförmige Belastungsquellen dar. Diese können in der Regel direkt erfasst und durch technische Verfahren einer Frachtreduktion unterzogen werden. Stoffeinträge über das Grund- und Dränwasser, durch Oberflächenabfluss und Bodenabtrag sowie über die atmosphärische Deposition werden den diffusen Belastungsquellen zugerechnet. Des Weiteren zählen dazu mehrere kleinere punktuelle Quellen vor allem aus ländlichen Gebieten, wie z.B. Direkteinträge von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, nicht kanalisierte Abwässer und Hofabläufe.

Die Abbildungen 3-5 und 3-6 verdeutlichen die Dimension und die relativen Anteile der einzelnen Eintragsquellen für Stickstoff und Phosphor in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2001 a).

Sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor stammen die Einträge überwiegend von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Der überwiegende Teil (60 %) der Stickstoffeinträge in die Fließgewässer stammt aus diffusen Quellen, vor allem über die Nitratauswaschung in das Grundwasser. Dabei bestimmt die Nitratversickerung unter landwirtschaftlich genutzten Flächen die Grundwasserbelastung maßgeblich. Stickstoffeinträge über Erosion, Dränwasser und Direkteinträge spielen dagegen eine untergeordnete Rolle, sie können jedoch regional bedeutsam werden.

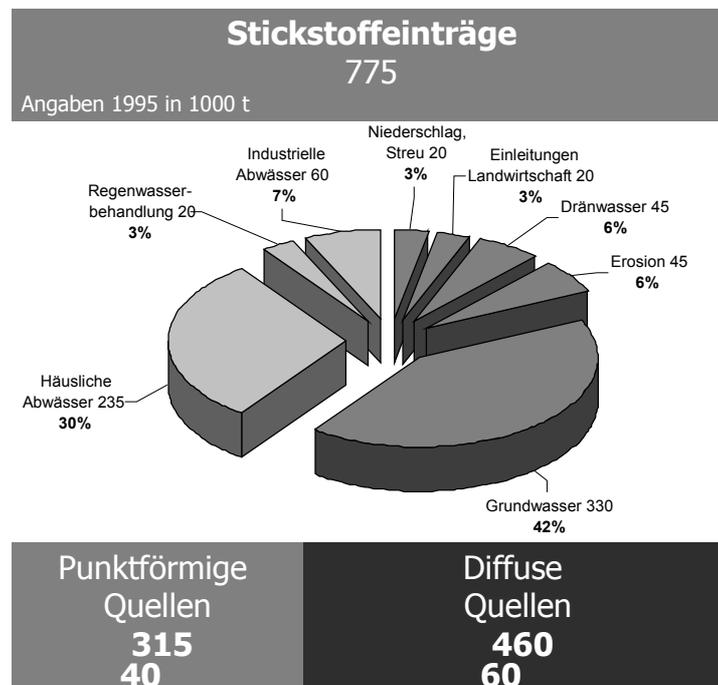


Abbildung 3-5:

Stickstoffeinträge in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2001 a)

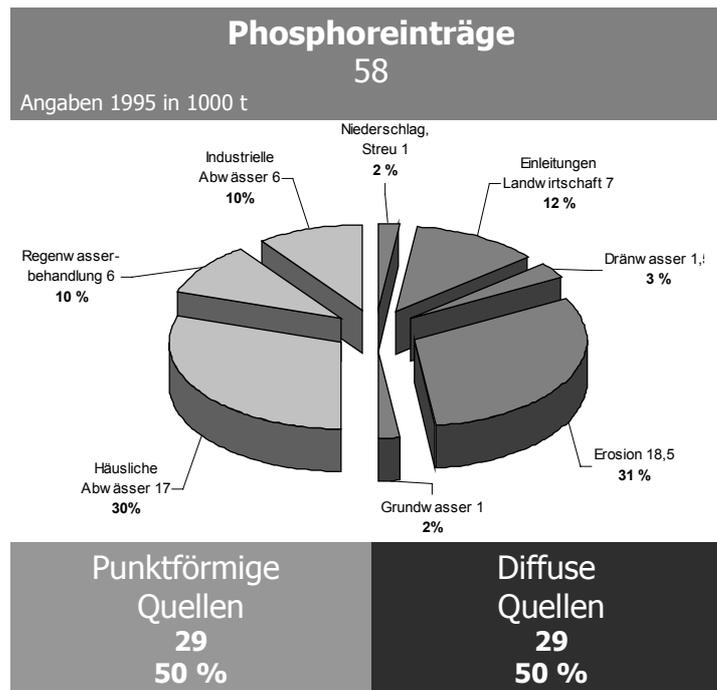


Abbildung 3-6: Phosphoreinträge in die Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland (BMU 2001 a)

Phosphor gelangt etwa zu gleichen Teilen aus punktuellen und diffusen Quellen in Oberflächengewässer, wobei der diffuse Phosphoreintrag größtenteils auf Erosion beruht. Direkteinträge stellen die zweitgrößte Quelle diffuser Gewässerbelastung dar. Grund- und Dränwasser sind für die Phosphorbelastung der oberirdischen Gewässer dagegen kaum bedeutsam (BMU 2001 a).

Die relative Verteilung der Einträge von Phosphor und Stickstoff schwankt je nach Struktur der Einzugsgebiete zum Teil erheblich. Bei Stickstoff schwankt der Anteil der diffusen Quellen an der Gesamtbelastung zwischen 43–93 %. Die Anteile der diffusen Phosphoreinträge (33–73 %) sind etwas geringer (Hamm 1991, ARGE Elbe 1995, Werner & Wodsack 1995, Behrendt 1996, Pommer et al. 1997). Die Bilanzierung mit dem Modell MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) zeigt, dass Nährstoffe in Baden-Württemberg in die Gewässer

überwiegend diffus eingetragen werden: Stickstoff zu 75 % (rund 59 % über das Grundwasser) und Phosphor zu ca. 60 % (rund 28 % über Erosion). Insgesamt wurden über MONERIS Stickstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs von 82580 t N/a und Phosphoreinträge von 3280 t P/a für die Bezugsjahre 1993-1996 berechnet (Lehmann 2002).

Die Seefelder Aach wird im Vergleich zu anderen Bodenseezuflüssen überdurchschnittlich mit Nährstoffen aus diffusen Quellen belastet, die vor allem aus der Landwirtschaft stammen (Prasuhn et al. 1996, LFU 1997).

Nach Borchardt (2001) gelangten im Jahre 1998 insgesamt 10 t Phosphor und 348 t Stickstoff über die Seefelder Aach in den Bodensee. Dabei stammen etwa 90 % der Stickstoffeinträge und etwa 40 % der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen.

Im Zeitraum von 1955 bis 1975 stiegen die Nährstoffkonzentrationen in den deutschen Fließgewässern, in erster Linie durch die hohe Fracht aus punktförmigen Quellen, stark an. Seitdem haben sich aufgrund verbesserter Abwasserreinigung und der Verwendung phosphatfreier Waschmittel sowohl die Ammonium- als auch die Phosphorkonzentration erheblich reduziert. Bei der Nitratkonzentration, die zu einem großen Teil über Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft bestimmt wird, kann noch keine eindeutige Reduktion festgestellt werden (DVWK 1998). Die Nitratgehalte der Fließgewässer in Baden-Württemberg haben bis Ende der 1970er Jahre stetig zugenommen. Während die Nitratgehalte der vergleichsweise gering abwasserbelasteten Flüsse Rhein und Donau seither auf mäßig erhöhtem Niveau stagnieren, zeigt sich im dicht besiedelten Neckargebiet eine Trendumkehr. Diese Entwicklung ist sicherlich eine Folge der Nachrüstung von Kläranlagen mit Verfahrensstufen zur Stickstoffeliminierung (LFU 2002 a). In den nächsten Jahren wird der Anteil der punktförmigen Quellen durch die weitergehende Abwasserreinigung und verbesserte Anschlussgrade weiter abnehmen. Damit wird die Bedeutung diffuser Nährstoffeinträge als wichtige Stellgröße im Regelkreis der Eutrophierung weiter ansteigen (DVWK 1998).

3.2.2 Charakterisierung der Nährstoffformen und deren Wirkung in Gewässerökosystemen

Die Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor kommen in verschiedenen

Bindungsformen vor, deren Dynamik und Wirkung in der Natur teilweise stark voneinander abweichen (DVWK 1998). Stickstoff ist für alle Organismen ein essentieller Nährstoff, da er Bestandteil von Aminosäuren, der DNA und zahlreichen anderen Zellstrukturen ist. Die anorganischen Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium sind gut wasserlöslich. Als natürliches Stoffwechselprodukt ist Nitrat in Fließgewässern in mäßiger Konzentration vorhanden. In natürlichen Ökosystemen liegt die Nitratkonzentration in Oberflächengewässern und im Grundwasser meist unter 3 mg/l Nitratstickstoff (NO_3^- -N). In intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten können dagegen Konzentrationen bis weit über 20 mg/l NO_3^- -N auftreten (Lammel 1990, Raderschall 1994, LFU 2002 b). Nitrat besitzt selbst bei relativ hohen Konzentrationen keine toxische Wirkung auf Organismen. Für Trinkwasser besteht aus Gründen des vorsorgenden Gesundheitsschutzes (Methämoglobinämie bei Säuglingen) allerdings ein Grenzwert von 50 mg NO_3^- /l (Trinkwasserverordnung 2001).

Die Hauptquellen des allochthonen Nitratreintrages sind Düngemittelauswaschungen aus landwirtschaftlichen Gebieten und Kläranlagenabläufe. Nitrit wird vor allem über Industrieabwässer (Beizereien und Härtereien) in Fließgewässer eingetragen. Es entsteht auch als natürliches Zwischenprodukt bei der Nitrifikation und Nitratammonifikation. Bei hohen Ammoniumkonzentrationen und/oder erhöhtem pH-Wert und Temperatur läuft die Nitrifikation so schnell ab, dass fischtöxische Konzentrationen erreicht werden.

Ammonium entsteht beim Abbau von organischer Substanz oder gelangt durch Kläranlagenabläufe, Industrieabwässer und aus der Landwirtschaft in die Gewässer. Es tritt in Oberflächengewässern nur kurzzeitig auf, da es schnell zu Nitrat oxidiert wird. Bei einer hohen Grundlast an Ammoniumsalzen und einer pH-Verschiebung in den alkalischen Bereich kann es zur Bildung fischtoxischer Ammoniakkonzentrationen im Gewässer kommen. Organisch gebundener Stickstoff, der überwiegend aus biogenen Quellen stammt, kann gelöst (z.B. als Aminosäuren) oder ungelöst (z.B. als Proteine) vorliegen (DVWK 1998).

Phosphat ist in vielen Gewässern der Minimumfaktor des pflanzlichen Lebens. In Oberflächengewässern sind in der Regel drei Phosphorkomponenten nebeneinander vorhanden. Die vielfach gemessene Größe Gesamtphosphor (P_{ges}) setzt sich aus den Fraktionen anorganisches, gelöstes Orthophosphat (HPO_4^{2-} bzw. $H_2PO_4^-$) gelöstes organisches Phosphat (hydrolysierbarer organischer Phosphor) und partikulärer organischer Phosphor (Organismen, Schwebstoffe und Detritus) zusammen. Diese Einzelkomponenten unterliegen im Gewässer vielfältigen biogenen Umwandlungsprozessen wie der Adsorption an Partikel, dem Einbau in die Biomasse und der Freisetzung durch den Abbau von organischer Substanz (Klee 1991, Schwoerbel 1993, Walther 1999).

Das Pflanzenwachstum in Oberflächengewässern wird neben verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren (Licht, Temperatur, Abfluss, Strömung, Grazing) entscheidend von der Konzen-

tration der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor gesteuert. In den Gewässern wirken überwiegend Stickstoff, Phosphor und Silizium als limitierende Faktoren für die Primärproduktion. In Fließgewässern wirkt überwiegend Phosphor wachstumslimitierend, während in Nord- und Ostsee hauptsächlich Stickstoff das Pflanzenwachstum begrenzt. Die im Gewässersystem ablaufenden Stoffkreisläufe (vor allem von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor) sind in stehenden Gewässern mit Ausnahme des Eintrags geschlossen. In Fließgewässern sind diese Kreisläufe aufgrund der gerichteten Strömung offen (DVWK 1998).

Eine durch anthropogene Einflüsse über das natürliche Maß gesteigerte Primärproduktion wird als Eutrophierung bezeichnet. Sie kann durch eine Zunahme oder eine bessere Bioverfügbarkeit der Nährstoffe im Gewässer hervorgerufen werden (Klee 1991, Schwoerbel 1993, DVWK 1998).

In dem offenen System eines Fließgewässers werden die Nährstoffe, abgesehen von denen, die in Sedimenten festgelegt worden sind, wieder abgeführt und können nicht vollständig für das Pflanzenwachstum genutzt werden. Somit bestehen grundsätzlich Unterschiede zwischen der Ausprägung der Eutrophierung in Still- und Fließgewässern. Um den Prozess der Eutrophierung zu beschreiben, können Gewässer je nach der Primärproduktivität pflanzlicher Biomasse einzelnen Trophiestufen zugeordnet werden.

Der Trophiegrad kann als produzierte Glukosemenge berechnet werden und wird in der Menge des assimilierten Kohlenstoffs pro Flächen- und Zeiteinheit angegeben. Zwischen der Trophie und der als Saprobie eines Gewässers bezeichneten Intensität des biologischen Abbaus besteht ein enger Zusammenhang. In natürlichen Ökosystemen wird Biomasse unter Verbrauch von anorganischen Nährstoffen mit Hilfe der Photosynthese aufgebaut, die nach dem Absterben des autotrophen Organismus von den heterotrophen Organismen veratmet wird. Dabei werden die Nährstoffe wieder mineralisiert und freigesetzt. Dieser Prozess bewirkt einen geschlossenen Stoffkreislauf, der sich in einem Gleichgewichtszustand befindet.

Grundsätzlich lassen sich direkte und indirekte Folgen der Eutrophierung unterscheiden. Als direkte Folge wird im Gewässer Algen- bzw. Makrophytenbiomasse aufgebaut, deren Auftreten dann indirekt weitere Gewässerbelastungen nach sich zieht. Durch die Massenentwicklung von Makrophyten kommt es in Fließgewässern zu einer Verkrautung. Als Folge der Verkrautung kann der Abfluss behindert werden und durch Selbstbeschattung der Pflanzen kann es zum Absterben und zur Fäulnis von Pflanzen kommen, wodurch ein erhöhter Sauerstoffverbrauch verbunden ist. Die Wasserpflanzen wirken auch als Sedimentfalle und fördern die Ablagerung von Feinmaterial. Durch Algenmassenentwicklungen besteht die größte ökologische Gefährdung in der sekundären Belastung des Sauerstoffhaushaltes der Gewässer. Durch die Zunahme der Pflanzenbiomasse kommt es zu einer verstärkten Photosynthese-

leistung. Tagsüber kann es zu Sauerstoffübersättigungen von bis zu 500 % kommen. Eine Folge hiervon ist das Fischsterben durch die Gasblasenkrankheit. Durch die nächtliche Respiration kommt es in den frühen Morgenstunden zu Sauerstoffdefiziten. Die starken Schwankungen des Sauerstoffgehalts führen zum Absterben der aquatischen Lebensgemeinschaften. Der Sauerstoffhaushalt wird außerdem über den aeroben Abbau der Algenbiomasse und durch Nitrifikation beeinträchtigt (DVWK 1998). Eine andere indirekte Folge der Eutrophierung sind die Remobilisierung von Nährstoffen und Metallen, die unter aeroben Bedingungen festgelegt blieben, die Verschiebung der Artenzusammensetzung der Fließgewässerfauna und -flora von stenöken zu euryöken Arten sowie die Verschlechterung des Gesundheitszustandes und die Verparasitierung von Fischen (Hamm 1991, Kohler et al. 1987, DVWK 1998).

In Gewässersystemen werden nach neueren Erkenntnissen bedeutende Mengen der eingetragenen Nähr- und Schadstoffe zurückgehalten (Kalbe 1997, Behrendt & Opitz 1999). Eine bedeutende Rolle spielt dabei die Gewässersohle. Der Übergangsbereich zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser (hyporheisches Interstitial) wirkt als Filter, in dem Nährstoffe veratmet oder in organischer Substanz festgelegt werden (Brunke & Gonsler 1997, Fischer & Borchardt 2000). Hier werden durch sogenannte Biosorption auch schwer abbaubare organische Substanzen und Schwermetalle temporär zurückgehalten (Hellmann 1992, Schorer et al. 1994).

3.2.3 Ursachen landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge und Maßnahmen aus der Pflanzenproduktion zu ihrer Verringerung

Die Stärke der landwirtschaftlich bedingten Einträge von Nährstoffen in Gewässer wird durch die Standort-eigenschaften und die Art der Bewirtschaftung beeinflusst. Die Standort-eigenschaften bestimmen das Erosions- und Auswaschungsrisiko, das der Landwirt begrenzen kann, indem er die Flächen angepasst bewirtschaftet. Je höher das am Standort gegebene Risiko von Nährstoffausträgen in Gewässer ist, um so stärker muss der Landwirt seine Bewirtschaftung danach ausrichten.

Die Hauptkonfliktfelder zwischen Landwirtschaft und Umwelt liegen in einer zunehmenden Belastung der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft und in der Veränderung der Standortverhältnisse durch agrarstrukturelle Maßnahmen (Entwässerung, Wegebau usw.). Die wichtigsten Ursachen der von der Landwirtschaft ausgehenden Umweltbelastungen sind nach Zeddies (1995) gekennzeichnet durch:

- Veränderungen in den Anteilen landwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzter offener Landschaftsflächen,
- Veränderungen des Anbauverhältnisses zwischen Acker-, Grünland- und Dauerkulturflächen,
- Veränderungen der Schlaggröße durch Flurbereinigung,
- Verschiebungen der Anbauverhältnisse auf Ackerflächen hin

- zu Intensivkulturen und der Flächenanteile angrenzender naturnaher Biotope,
- Steigerung der Intensität des Einsatzes von Handelsdünger, Gülle und Pflanzenbehandlungsmitteln,
- Steigerung der Bodendrucklasten und Beseitigung der Vielfalt der Standortbedingungen innerhalb der Schläge (Ent- und Bewässerung),
- Veränderung des Viehbesatzes und der Verteilung von organischen Düngern und Siedlungsabfällen.

Die Landwirtschaft belastet die Gewässer überwiegend durch Erosion und Abschwemmung von Bodenpartikeln und die Auswaschung von Nitrat als Folge des Einsatzes mineralischer Düngemittel und Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft (BMU 2001 a). Intensiv wirtschaftende Betriebe mit hoher Umweltbelastung sind häufig in bestimmten Regionen konzentriert.

In Ackerlandschaften sind die regionalen Unterschiede der Beeinflussung und Gefährdung der Umweltgüter größer als in Grünland-Landschaften. In Ackerlandschaften sind die Agrarökosysteme im Gefolge von Flächenumwidmung, Nutzungsänderungen, Intensivierung und Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion Einflüssen ausgesetzt, die Arten- und Landschaftsvielfalt, Grundwasser und Oberflächengewässer sowie die Luftqualität beeinflussen können. Bodenbelastungen entstehen auf Ackerstandorten vor allem in Form von Boden-erosion, Verschlechterung des Bodengefüges und Eintrag von Schadstoffen.

Winderosionen sind in Mitteleuropa vergleichsweise unbedeutend, wenngleich im Weser-Ems-Gebiet erosionsbedingter Bodenabtrag von weit über 100 t/ha gemessen wurde und etwa 25 % der Landesfläche Niedersachsens und analog klimatisch ähnlicher Bundesländer der nord- und nordostdeutschen Tiefebene stark verwehungsgefährdet sind (Schäfer & Neumann 1991, Capelle 1991).

Anhand der zwei baden-württembergischen Agrarlandschaften Kraichgau und württembergisches Allgäu können die regional unterschiedlichen Belastungen von Gewässern durch Nitratauswaschung und Bodenerosion aufgezeigt werden. In Grünlandgebieten treten Belastungen der Oberflächengewässer vor allem durch Nährstofftransport aus Drainagenwässern und oberflächliche Abspülung gedüngter Flächen durch Niederschlagsereignisse und Schneeschmelze auf (Stahr 1995). Auf verschiedenen Grünlandstandorten des württembergischen Allgäus mit unterschiedlichen Düngungsvarianten (betriebsüblich, reduziert, Nulldüngung) lagen die Nitratkonzentrationen der Saugkerzenwässer in 40 cm unter Flur zwischen 0,3–11 mg NO₃⁻/l. Im Schnitt betrug die Nitratauswaschung 2–77 kg NO₃⁻/ha • a. Höhere Nitratgehalte traten auf den intensiv gedüngten und besser wasserdurchlässigen Standorten auf. Trotz negativer Stickstoff-Schlagbilanzen bei betriebsüblicher Düngung und teilweise auch bei den Versuchen mit reduzierten Düngungsstufen wurden bedenklich hohe Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung, insbesondere im Winterhalbjahr, nachgewiesen. Düngung und Mineralisierung von Oktober bis Dezember führten zu einer

deutlich gesteigerten Nitratauswaschung im Winter. Weitere Ursachen für die Nitratauswaschung sind die hohe N-Mineralisierungsrate von durchschnittlich 200 kg N/ha • a und die verringerte Stickstoffaufnahme durch extensive Nutzung (Mickley & Stahr 1991).

Die Nitratgehalte in den Vorflutern im württembergischen Allgäu lagen im Mittel unter 10 mg NO₃⁻/l. Im Grundwasser (ca. 20 NO₃⁻/l) sind die Werte zwar etwas erhöht, für intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen jedoch vergleichsweise niedrig. Auf Grundlage von Hoftor-Bilanzen wurde ein N-Überschuss von 36 kg/ha • a ermittelt. Höhere Belastungen des Wassers lassen sich meist auf lokale Einflüsse bzw. punktuelle Quellen zurückführen (Eisele et al. 1995). Da die Nitratkontamination von Grund- und Oberflächengewässern in diesem besonders intensiv bewirtschafteten Grünlandgebiet relativ gering ist, kann festgestellt werden, dass sich die intensive Grünlandnutzung nur mäßig auf die Stoffgehalte in Oberflächen- und Grundwasser auswirkt.

Auf erosionsgefährdeten Standorten im Kraichgau betragen die Bodenabträge als Mittel aus drei Jahren 24 t/ha • a von Kuppen und 117 t/ha • a von Unterhängen bei großer Hanglänge (Quist 1984, Kahnt 1989). Dabbert et al. (1999) berechneten für den Kraichgau, ohne Berücksichtigung durchgeführter Mulchsaatverfahren, Bodenabträge zwischen 1–149 t/ha • a und einen mittleren Bodenabtrag von 20 t/ha • a.

Unter Berücksichtigung der tatsächlichen Mulchsaatanteile reduzierte sich der berechnete mittlere Bodenabtrag auf 12 t/ha • a mit einer Schwankung von 1-118 t/ha • a. Werner et al. (1991) errechneten für die alten Bundesländer einen durchschnittlichen Bodenabtrag von 8,7 t/ha • a.

Neben den Standortbedingungen hängt die Erosionsgefahr von der am Standort angebauten Kulturart ab. Aufgrund von kulturartspezifischen Eigenschaften wie Länge der Vegetationszeit, Zeitpunkt des Reihenschlusses und Erfordernisse an das Saatbett, lässt sich folgende allgemein anerkannte Rangfolge zunehmender Erosionsgefährdung der Kulturarten aufstellen (Frede & Dabbert 1998):

Feldfutter < Wintergetreide/Winterraps < Sommergetreide < Hackfrüchte/Mais mit Untersaat < Hackfrüchte/Mais ohne Untersaat < Schwarzbrache

Die Optimierung der mineralischen N-Düngung allein nach ökonomischen Kriterien und ein steigender Anfall organischer Düngemittel, bedingt durch die Intensivierung der Viehhaltung, führte in den letzten Jahrzehnten zur Gefahr erhöhter Belastung von Grundwasser mit Stickstoffverbindungen durch die Landwirtschaft. Darauf deuten Messergebnisse über Stickstoffbilanzierungen auf Einzelschlägen hin. Aus den Bilanzen ergaben sich Stickstoffüberschüsse im Betriebsdurchschnitt von 50-190 kg/ha, auf Einzelschlägen von bis zu 350 kg/ha (Kahnt 1992).

Eine im Kraichgau über sieben Jahre durchgeführte, nach Repräsentanzkriterien angelegte Untersuchung der

Stickstoffbilanzüberschüsse, ergab für die einzelnen Kulturen folgende Bilanzüberschüsse (Heilmann 1992):

- Zuckerrüben: 99 kg/ha
- Körnermais: 73 kg/ha
- Winterraps: 69 kg/ha
- Sonnenblumen: 28 kg/ha
- Winterweizen: 27 kg/ha
- Wintergerste: 15 kg/ha
- Braugerste: 7 kg/ha

Die relevante N-Belastung verteilt sich jedoch nicht in gleichem Maße auf alle landwirtschaftlichen Nutzflächen. Sie resultiert auf jedem einzelnen Schlag aus Bewirtschaftungsmaßnahmen, die nicht dem Produktionsziel und dem Standort angepasst sind. Aus zahlreichen Betriebserhebungen ließ sich als Hauptursache für N-Belastung eine Überdüngung mit Gülle- und/oder Mineraldünger-Stickstoff eingrenzen. Eine solche Überdüngung hatte meist folgende Ursachen (Kahnt et al. 1995):

- Stickstoff aus Gülle und/oder Ernterückständen wird bei der Höhe der mineralischen N-Düngung nicht angemessen angerechnet,
- organische Dünger, vor allem Gülle, werden auf wenige Kulturen (z.B. Silomais, Zuckerrüben, Zwischenfrüchte) konzentriert,
- organische Dünger werden in Zeiten ausgebracht, in denen nicht mit einer N-Aufnahme durch die Kulturpflanze gerechnet werden kann (z.B. Gülleausbringung im Herbst),

- das Ertrags- und somit auch das Entzugspotential einer gegebenen Kultur an unterschiedlichen Standorten werden bei der Düngung nicht berücksichtigt, im Gegenteil: der Landwirt versucht sogar häufig, die Standortungunst durch Erhöhung der N-Düngung zu kompensieren. Das Problem wird verstärkt durch den Anbau von Kulturen auf Standorten, die für diese nicht optimal geeignet sind,
- Überdüngung wird dann in Kauf genommen, wenn sie zur Erreichung von Produktionszielen für den Einzelbetrieb ökonomisch sinnvoll sind (z.B. „Qualitätsweizen-Produktion“).

Neben der Überdüngung wird die N-Auswaschung auch durch die Fruchtfolge bestimmt. Problemfrüchte, die das Risiko der N-Auswaschung erhöhen, sind nach Frede & Dabbert (1998) Früchte mit hohem N-Bedarf, geringer Abfuhr über das Erntegut und gleichzeitig großen Mengen an leicht zersetzbaren Ernterückständen (z.B. Raps). Ebenso sind dies Früchte, bei denen die Ernte mit einer Bodenlockerung verbunden ist (z.B. Kartoffeln), Leguminosen sowie Kulturen, die aus Qualitätsgründen hoch gedüngt werden müssen, wie z.B. bestimmte Gemüsearten. In diesem Sinne lässt sich eine allgemeine Rangfolge des Gefährdungspotenzials einzelner Nutzungsarten bezüglich der Nitratauswaschung aufstellen (Rohmann & Sontheimer 1985):

Gemüse > Leguminosen > Hackfrüchte > Getreide > Grünland

Die Nährstoffausträge hängen somit sehr stark mit der geringen Nährstoffeffizienz der landwirtschaftlichen Produktion zusammen. Für die gesamte Landwirtschaft wurden eine N-Effizienz von 30 % und eine P-Effizienz von 50 % ermittelt. Realistische Abschätzungen gehen davon aus, dass Effizienzwerte von 70-80 % bei Stickstoff und 80-90 % bei Phosphor möglich sind (Isermann 1994).

Um die Nährstoffausträge aus der Landwirtschaft in Gewässer zu reduzieren, stehen auf Betriebsebene zahlreiche produktionstechnische Verfahren zur Verfügung. Frede & Dabbert (1998) beschreiben ausführlich Produktionsverfahren zur Verminderung von Nährstoffausträgen aus der Landwirtschaft in Gewässer. Abbildung 3-7 zeigt beispielhaft für den Bereich des Ackerbaus produktionstechnische Maßnahmen, die das bewirtschaftungsbedingte Risiko von Auswaschung und Bodenerosion minimieren.

Durch die schlagspezifische Düngelanzenzierung und durch standortgemäße sowie an die Kulturart angepasste Düngung kann die Nitratauswaschung reduziert werden. Neben geringeren Nitratverlusten sind finanzielle Vorteile durch Düngereinsparung ein weiterer positiver Effekt auf Betriebsebene. Maßnahmen, die einen Beitrag zur Reduzierung der Gewässerbelastung aus der Landwirtschaft leisten und gleichzeitig ökonomische Einsparungseffekte ermöglichen, sind zielkonform.

Zieldifferente Maßnahmen, bei denen der Beitrag der Landwirtschaft zum Gewässerschutz mit ökonomischen Nachteilen verbunden ist, erschweren

gegenüber zielkonformen Maßnahmen die Umsetzung einer gewässerschutzbezogenen Landwirtschaft durch die Beratung.

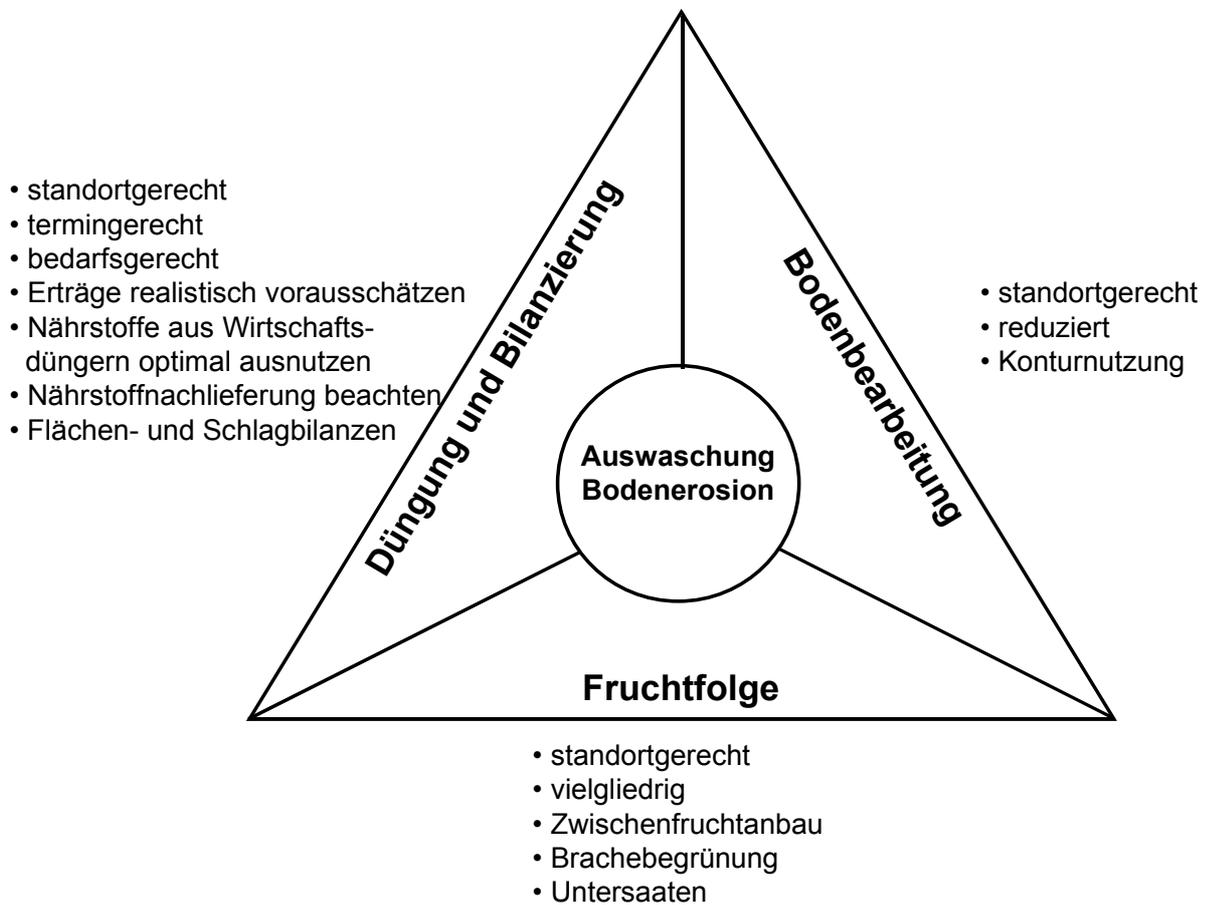


Abbildung 3-7: Produktionstechnische Maßnahmen zur Verminderung von Nährstoffausträgen aus der Landwirtschaft

3.3 Landschafts-Informationssysteme und –modellierung

3.3.1 Begriffsbestimmungen

Werden neue Arbeitsgebiete und Technologien durch viele verschiedene Anwender und an mehreren Orten gleichzeitig eingeführt, so ergibt sich daraus oft eine große Vielfalt an mehr oder weniger synonym verwendeten Begriffen und inhaltlichen Definitionen (Muhar 1992). In den folgenden Abschnitten werden die Begriffe näher bestimmt, die für das Verständnis der vorliegenden Arbeit von Bedeutung sind.

Geographische Informationssysteme (GIS)

Für den Begriff Geographische Informationssysteme (GIS) existiert eine Vielzahl von Definitionen. Geographische Informationssysteme sind Systeme zur Erfassung, Verwaltung, Analyse und Darstellung räumlich verorteter Daten (Guptill 1988, Burrough 1998, Dollinger & Strobl 1998). Umfassend betrachtet, besteht ein Geographisches Informationssystem nicht nur aus der Rechnerhardware und einem entsprechenden Computerprogramm, sondern auch aus den Daten selbst sowie dem Wissen und den Anwendungen, um diese Daten zu verarbeiten (Bill & Fritsch 1999). Menschen, die das System entwerfen und bedienen, sind somit ebenfalls als Bestandteile von Geographischen Informationssystemen anzusehen. Demgegenüber wird umgangssprachlich unter GIS allerdings lediglich das eingesetzte Computerprogramm selbst verstanden (Muhar 1999).

Geographische Informationssysteme sind aufgrund ihrer Fähigkeiten zur räumlichen Datenanalyse besonders für die Landschafts- und Umweltplanung geeignet (Zölitz-Möller & Heinrich 1996). Für die integrativen Aspekte der Landschaftsplanung bieten sich die klassischen GIS-Funktionen wie Flächenverschneidung, Distanzzonengenerierung, Oberflächenmodellierung, Netzwerkanalyse, Klassifikation, Aggregation sowie Inter- und Extrapolation an (Heinrich 1999). Für komplexere Fragestellungen gibt es die Möglichkeit, externe Simulationsmodelle in Geographische Informationssysteme einzubeziehen (Reiche et al. 1999).

Umweltinformationssysteme (UIS)

Ein Umweltinformationssystem (UIS) ist ein erweitertes Geographisches Informationssystem, das der Erfassung, Speicherung, Verarbeitung und Präsentation von raum-, zeit- und inhaltsbezogenen Daten zur Beschreibung des Zustandes der Umwelt hinsichtlich Belastungen und Gefährdungen dient und Grundlagen für Maßnahmen des Umweltschutzes bildet (Bill & Fritsch 1999).

Umweltinformationssysteme sind sehr spezifische Geographische Informationssysteme und bestehen in der Regel aus mehrerer Umweltdatenbanken mit unterschiedlichen Umweltdatenbeständen (Kappas 2001).

Landschafts-Informationssysteme (LIS)

Ein Landschafts-Informationssystem (LIS) ist ein spezielles Umweltinformationssystem, das an den Erfordernissen des Naturschutzes und der Landschaftspflege ausgerichtet ist.

Typische Aufgabenstellungen für Landschafts-Informationssysteme sind die Abschätzung ökologischer Folgen von Planungsvorhaben (z.B. im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung) und die Minimierung von Konflikten zwischen Naturschutz und Flächennutzung. Besondere Kennzeichen, die aus den Aufgabenstellungen der Systeme resultieren, sind die informationstechnische Integration von unterschiedlichen Umweltbereichen und die Bedeutung des Flächenbezuges für die meisten der zu bearbeitenden Informationen. Letzteres führt häufig zur Integration von GIS in Landschaftsinformationssysteme (Page et al. 1993).

Modell

Die Bedeutung des Wortes Modell ist in der Umgangs- und Wissenschaftssprache sehr vielfältig. Nach Wirth (1979) bildet sie eine Begriffsfamilie mit sich kreuzenden und teilweise überdeckenden Ähnlichkeiten. Er stellt drei charakteristische Merkmale von Modellen heraus: Ein Modell ist eine Abbildung, eine Vereinfachung und es setzt eine subjektive Pragmatik voraus. Anhand dieser Merkmale kann ein Modell als eine Abbildung von für die jeweilige Fragestellung bedeutsamen Teilaspekten der Wirklichkeit zu einem vereinfachten System definiert werden.

Landschaft

Die Definition des Begriffs Landschaft ist notwendig, um die Randbedingungen der Modellierung festzulegen. „Landschaft ist die räumliche Abbildung eines beliebig abgrenzbaren Wirkungsgefüges aus biotischen, abiotischen und anthropogenen Bestandteilen, welche mit

direkten und indirekten Beziehungen energetischer und stofflicher Art in einem übergeordneten Funktionszusammenhang stehen“ (Hase 1992). Die Grenzen einer solchen Landschaft können nach Leser & Mosimann (1997) in allen Richtungen gesetzt werden, entsprechend den Bedürfnissen und Zielen des Landschaftsforschers und –planers. Das bedeutet, dass das jeweilige Forschungsziel bestimmt, welche Komponenten des Gesamtkomplexes „Landschaft“ in die wissenschaftliche Betrachtung und Abbildung einbezogen werden.

Landschaftsmodell

Landschaftsmodelle haben häufig das Ziel, die Entscheidungsfindung bei umweltpolitischen Problemen zu unterstützen. Damit haben sie prioritär eine strategische Aufgabe zu erfüllen und dienen zur Abschätzung der Wirksamkeit von alternativen Maßnahmen. Da diese Modelle eine politische Entscheidungsfähigkeit ermöglichen sollen, enthalten sie neben ökologischen auch ökonomische Komponenten und berücksichtigen Kosten-Nutzen-Aspekte (Dabbert et al. 1999).

3.3.2 Landschaftsmodelle in der Umweltplanung

In der Modellformulierung standen zunächst in den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts Globalmodelle im Vordergrund, die mit einem holistischen Ansatz (vgl. Weltmodelle von Forrester 1971, Meadows et al. 1972) versuchten, ökologische, ökonomische und soziale Aspekte für sehr große Räume (Kontinente, Länder) abzubilden und Entwicklungen zu prognostizieren.

Auch im Bereich der Ökologie wurde versucht, Gesamtökosystemmodelle für Biome zu erstellen (Odum 1973, Patten 1972, Botkin et al. 1972, Wielgolaski 1975, Innis et al. 1980).

In den 1980er Jahren wurde dann ein stärkeres Gewicht auf die Modellierung der lokalen Maßstabebene gelegt (Richter 1985, Jørgensen 1986, Rohdenburg 1989, Williams et al. 1990). Dabei war die funktionale Beschreibung von Abläufen und Zusammenhängen innerhalb der einzelnen Kompartimente von großer Bedeutung. Die genaue deterministische Abbildung und eine möglichst weitreichende Konzentration auf einzelne Faktoren und Zusammenhänge waren hier von Interesse.

Zwischen diesen beiden Ebenen gewinnt in jüngster Zeit in den raumbezogenen Wissenschaften die Arbeit mit Modellen im Landschaftsmaßstab mehr und mehr an Bedeutung. Innerhalb des Forschungsprojektes „Regionalmodelle für eine nachhaltig umweltgerechte Nutzung von Landschaften in Baden-Württemberg“ wurde ein Landschaftsmodell für die Agrarlandschaft Kraichgau entwickelt. Die Übertragbarkeit des Ansatzes wurde für das württembergische Allgäu überprüft. Ziel des Projektes war die interdisziplinär orientierte Entwicklung eines Werkzeuges zur Analyse von Einflüssen der Landwirtschaft auf die Umwelt. Im Vordergrund der Umweltbelastungen stand die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser, der Boden- und Nährstoffabtrag sowie die Eutrophierungsgefährdung der Biotope. Neben ökologischen Modulen wurden ökonomische Modelle in das GIS-gestützte

Landschaftsmodell integriert (Dabbert et al. 1999).

Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches (SFB) 299 der Deutschen Forschungsgemeinschaft „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wird seit 1997 eine integrierte Methodik zur Erarbeitung und Bewertung von ökonomisch und ökologisch nachhaltigen, natur- und wirtschaftsräumlich differenzierten Optionen der regionalen Landnutzungen entwickelt. Die Untersuchungsregion für die multifunktionale Betrachtungsweise ist das Lahn-Dill Bergland (Frede & Bach 1999). Forschungsschwerpunkte des SFB 299 sind die Verteilungsmuster abiotischer und biotischer Landschaftskomponenten und deren Wechselwirkungen (Szibalski et al. 1999, Waldhardt et al. 1999), die Analyse der Potentiale und Gestaltung von landwirtschaftlichen Nutzungssystemen (Müller et al. 1999), die sozioökonomischen Faktoren der Landnutzungsverteilung (Boland & Stahr 1999, Bauer & Trötschler 1999) und die Modellierung und Bewertung von Optionen der regionalen Landnutzung (Fohrer et al. 1999, Müller & Schmitz 1999).

Ein Vergleich und eine kurze Beschreibung weiterer Landschaftsmodelle (Müller 1991, Boesler & Thöne 1992, Flechsig et al. 1994, Weingarten 1995, Lee 1995, Kächele 1998), die für konkrete Fragestellungen eingesetzt wurden, ist in Dabbert et al. (1999) zu finden.

Allgemein bieten Landschaftsmodelle die Möglichkeiten, empirisches Wissen und Hypothesen über Landschaftsfunktionen in einem gemeinsamen dynamischen und raumbezogenen Ansatz zu formalisieren, die relative Bedeutung von einzelnen ökologischen Prozessen und von Daten zur Charakterisierung einer Landschaft zu identifizieren und die potenziellen Konsequenzen und Risiken natürlicher und anthropogen induzierter Einflüsse auf Landschaften zu ermitteln (Wenkel & Schultz 1999).

3.3.3 Probleme und Unsicherheitsbereiche in der Landschaftsmodellierung

In der Landschaftsmodellierung können Fehler bzw. Unsicherheiten auftreten, die die Ausgabegrößen von Simulationen negativ beeinflussen. Prozesse einer realen Landschaft werden in der landschaftsbezogenen Modellierung über die Integration von Daten in Modelle abgebildet. Innerhalb dieser drei Komponenten eines Landschaftsmodells existieren unterschiedliche Problem- und Unsicherheitsbereiche (siehe Abbildung 3-8).

Um den Schritt von punktbezogenen, sektoralen zu flächenbezogenen, ganzheitlichen Betrachtungen zu gehen, versucht die Landschaftsmodellierung, sowohl unterschiedliche fachdisziplinäre Sichten, als auch deren unterschiedliche räumliche und zeitliche Betrachtungsebenen zu vereinen. Ein Grundproblem der räumlichen Modellierung besteht

somit in der Gewinnung flächenbezogener Informationen aus punktbezogenen Daten.

Für die moderne angewandte ökologische Forschung ist es damit besonders wichtig, einen Beitrag zur Lösung des Problems „vom Punkt zur Fläche“ zu leisten, folglich die noch vorhandene Lücke zwischen intensiver, prozess- und punktbezogener ökologischer Forschung einerseits und der besseren Abschätzung der Folgen von Eingriffen in die Landschaft andererseits zu schließen (Wenkel et al. 1994). Die Notwendigkeit der Fragestellung vom „Punkt zur Fläche“ begründet sich aus der Tatsache, dass experimentelle Untersuchungen zur Beantwortung der Frage, wie Ökosysteme auf Umweltfaktoren reagieren, sich nur in einem räumlich eng begrenzten Rahmen durchführen lassen, während die Auswirkungen zu erwartender Umweltveränderungen oft für Flächen von mehreren hundert Quadratkilometern berechnet werden müssen (Ostendorf & Tenhunen 1995).

Die Schwierigkeiten des begrenzten theoretischen Verständnisses über Prozessabläufe in Ökosystemen und Landschaften liegen vor allem in der Abbildung des Verhaltens der realen Systeme auf Störungen durch Fremdeinwirkungen (Wenkel et al. 1994). Eine analytische Modellierung von Ökosystemen als Ganzes wird außerdem für nicht möglich gehalten (Ellenberg et al. 1986).

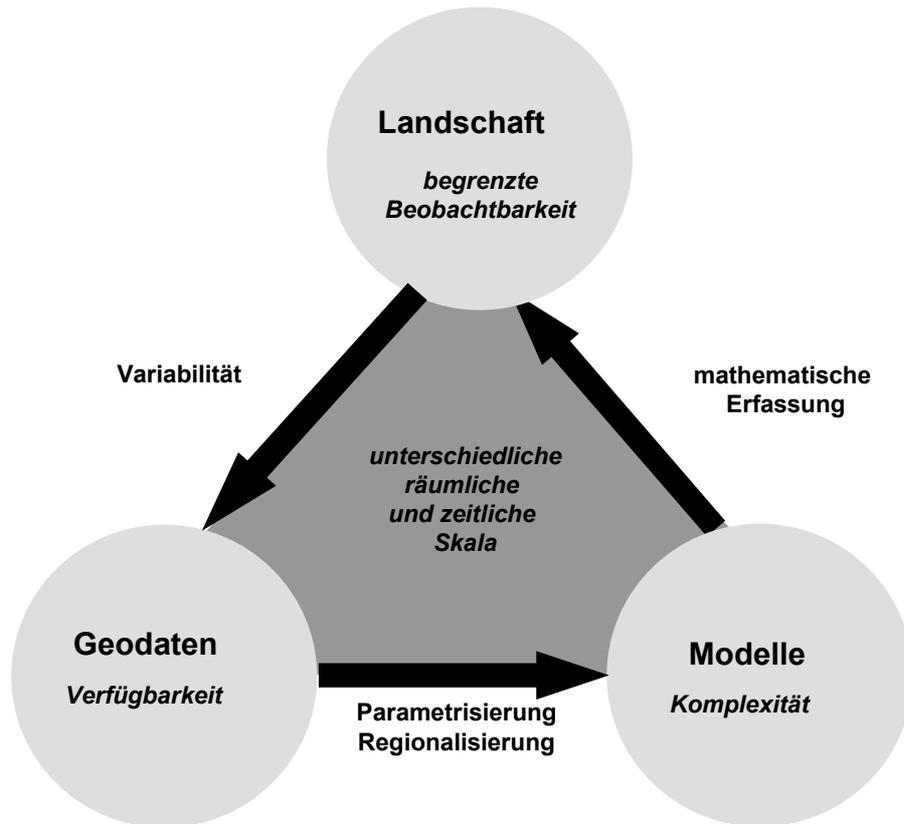


Abbildung 3-8: Problem- und Unsicherheitsbereiche in der Landschaftsmodellierung

Viele Abläufe in Landschaften finden auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen statt. Das betrifft abiotische und biotische Prozesse sowie sozioökonomische Auswirkungen. Aus inhaltlichen und aus rein praktischen Gründen gibt es keine eindeutige Korrespondenz zwischen den räumlich und zeitlichen Skalen, auf denen Prozesse wirklich ablaufen, auf denen sie beobachtet werden können und auf denen sie schließlich als Abstraktion beschrieben bzw. modelliert werden (Wenkel & Schultz 1999). Bezüglich des Informationsaustausches zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen besteht ein grundsätzliches konzeptionelles und prak-

tische Skalierungsproblem darin, zu bestimmen, in welchem Grad ein mechanistisches Verständnis der auf einer niedrigen Skala ablaufenden Prozesse notwendig ist, um ein bestimmtes Phänomen auf einer höheren Skala zu verstehen. Und umgekehrt, wie eine auf einer höheren Skala vorliegende Information so zerlegt werden kann, dass sie für die zu betrachtende niedrige Skala eine nützliche Information ergibt (Wagenet 1998).

Der Einsatz ökologischer Modelle in der Praxis ist dadurch erschwert, dass zwischen dem Datenbedarf und den verfügbaren flächenhaften Daten eine zum Teil erhebliche Diskrepanz existiert (Meyer et al. 1999, Heinrich 1999).

Im Normalfall liegen Daten nur für diejenigen Objekte, Merkmale und auf derjenigen Skalenebene vor, die unmittelbar untersucht worden sind. Zur weiteren Verwertung innerhalb der Modellierung der Landschaftsfunktionen müssen die Daten jedoch auf andere Objekte, Merkmale bzw. Skalenebenen übertragen werden, die als Eingangsdaten für die Modellierung benötigt werden (Bach & Frede 1999). Für die Übertragung der Daten in die Modelle sind häufig die Zwischenschritte der Parametrisierung und der Regionalisierung notwendig.

Unsicherheiten im Modellierungsprozess entstehen aufgrund der notwendigen Vereinfachung komplexer natürlicher Prozesse (Beven 1989) und in der mehr oder weniger guten mathematischen Erfassung der meist nicht linearen Prozesse in einem Landschaftsraum (Grunwald 1997). Zu große Modelle können aufgrund des vorhan-

denen Schwankungsbereiches von natürlichen Parametern erhebliche numerische Probleme bereiten.

Für sehr detaillierte Modelle werden zu viele noch nicht vorhandene Informationen benötigt, will man sie nicht mit Hypothesen überfrachten. Die Modelle leiden dann unter einer „Überparametrisierung“ und haben einen geringen prognostischen Wert (Wenkel et al. 1994). Eine steigende Komplexität von Modellen korreliert nicht unbedingt mit einer höheren Simulationsgenauigkeit. Aus Abbildung 3-9 ist ersichtlich, dass generell durch zunehmende Komplexität in Modellen zwar strukturelle Fehler vermindert werden, gleichzeitig steigt aber die Gefahr, aufgrund der hohen Parametrisierung sowie der schweren Erfassbarkeit physikalisch basierter Parameter die Simulationsergebnisse zu verschlechtern (Grunwald 1997).

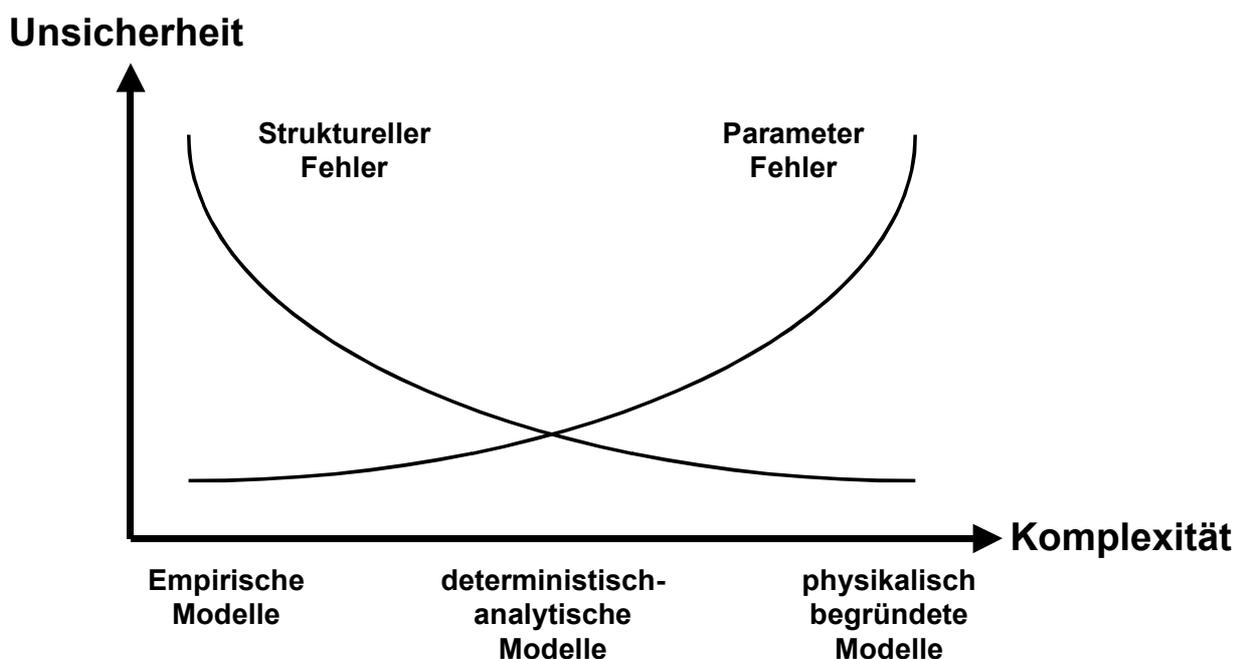


Abbildung 3-9: Wirkung der Komplexität verschiedener Modelltypen auf die Unsicherheiten im Modellierungsprozess (verändert nach Grunwald 1997)

3.3.4 Lösungsansätze einer praktischen Landschaftsmodellierung

In der Landschaftsmodellierung steht eine Vielzahl methodischer Ansätze zur Verfügung. Bei der Auswahl geeigneter Modelle muss einerseits das zur Verfügung stehende Datenmaterial (Grunwald 1997, Heinrich 1999), andererseits der zur Beantwortung der jeweiligen Fragestellung erforderliche Detaillierungsgrad der Prozessbeschreibung berücksichtigt werden. Angesichts der Schwierigkeiten einer gleichermaßen repräsentativen als auch flächendeckenden Gewinnung von Primärdaten zur Modellentwicklung und von Eingangsdaten sowie Parametern für Szenarienrechnungen gilt es, einen Kompromiss zwischen Machbarkeit und Aussagewert eines Landschaftsmodells zu finden (Wenkel et al. 1994).

Bei der Verwendung von Daten muss dargelegt werden, woher sie stammen und ob es sich um Messungen oder Schätzungen handelt (Diekkrüger 1999).

Es ist von fundamentaler Bedeutung, dass das Modellkonzept in Abhängigkeit von der Problemstellung sowie der räumlichen und zeitlichen Skala, für die es angewendet werden soll, so gewählt wird, dass die wesentlichen Prozessabläufe des zu modellierenden realen Phänomens unter Beachtung der verfügbaren Daten hinreichend gut beschrieben werden können. Soll ein Modell unmittelbar zur Lösung praktischer Probleme eingesetzt werden, so

muss dieses oft einfacher und robuster sein als ein vorrangig für wissenschaftliche Fragestellungen vorgesehenes (Wenkel & Schultz 1999).

Die Erhöhung der räumlichen und zeitlichen Auflösung von Modellen sowie umfangreicherer mathematisch-kybernetischer Aufwand mögen im Einzelfall zwar bessere numerische Ergebnisse liefern, ziehen aber sofort Probleme bei der Bewertung der Simulationsergebnisse und der Übertragbarkeit der Modelle in einen anderen räumlichen, zeitlichen oder sachlichen Kontext nach sich. Für Szenarienanalysen oder Variantenvergleiche sind oftmals relative Ergebnisse ausreichend. Bei der Entwicklung von Landschaftsmodellen sollte deshalb Ziel sein, nicht möglichst große und detailreiche Modelle zu entwickeln, sondern komplexe Zusammenhänge so auf überschaubare Bausteine zu reduzieren, dass es möglich wird, vor allem Wechselwirkungen zwischen Systemkomponenten abzubilden (Wenkel & Schultz 1999).

Ebenfalls wichtig ist, die jeweiligen Modellansätze in einen räumlichen Kontext einzubinden, d.h. in der Regel mit einem geographischen Informationssystem zu koppeln. Die Methodik hierfür ist an vielen Stellen in der Entwicklung und wird zu neuen, effizienten Werkzeugen in der landschaftsökologischen Forschung und im landschaftsökologischen Management führen (Richter & Söndgerath 1997).

3.4 Methodische Ansätze zur Beschreibung der Bodenerosion

3.4.1 Bodenerosion durch Wasser

Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) wird unter Bodenerosion die Verlagerung von Bodenmaterial entlang der Oberfläche durch Wasser und Wind verstanden. Beim Bodenabtrag durch Wasser kann zwischen einem flächenhaften (Flächen- oder Schichterosion) und einem linienhaften (Rinnen- oder Grabenerosion) Abtragungsprozess unterschieden werden (Auerswald 1993). Für den Gesamtbodenabtrag hat die Flächenerosion eine größere Bedeutung. Die Rillenerosion, als ein linearer Abtragungsprozess, bei dem jedem linearen Element nur relativ wenig Wasser zur Verfügung steht, nimmt eine Mittelstellung ein. Hierbei spielt der Abtrag im Interrill-Bereich eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Die Gesetzmäßigkeit der Interrill-Erosion entspricht jedoch wiederum weitgehend dem der Schichterosion, weshalb Schicht- und Rillenerosion in vielen Erosionsmodellen zusammengefasst werden.

Bodenerosion ist ein in geologischen Zeiträumen ablaufender natürlicher Prozess, der durch die Bodennutzung jedoch verstärkt oder sogar erst ausgelöst wurde. Durch das Abtragsgeschehen entstehen Schäden auf der erodierten Fläche selbst („Onsite“-Schäden). Das abgetragene Bodenmaterial kann aber auch auf seinem Transportweg und bei der Ablagerung Schäden verursachen („Offsite“-Schäden) (Auerswald 1991). Die Auswirkungen der Bodenerosion sind in der Literatur schon vielfach beschreiben worden, so

dass hier auf diese verwiesen werden soll (Diez 1984, SRU 1985, Auerswald 1991, Klaghofer 1991).

Die gravierenden Schäden, welche durch Bodenerosion hervorgerufen werden können, erfordern die Ableitung und Umsetzung umfassender Erosionsschutzmaßnahmen. Hierzu ist es erforderlich, Problemlösungen für einzelne Schläge, kleine Wassereinzugsgebiete wie auch für größere Landschaftsausschnitte anzubieten.

3.4.2 Typisierung von Bodenerosionsmodellen

Im Bereich der Modellierung des Bodenabtrags existiert eine Vielzahl von Modellen, deren detaillierte Beschreibung den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde. Bisher angewendete Modelle zur Bestimmung des flächenhaften Bodenabtrages durch Wasser sind bei Bork (1991) zusammengestellt. Die zeitliche Diskretisierung der dort angeführten Modelle erstreckt sich über die Wirkung einzelner erosiver Niederschlagsereignisse bis hin zu mittleren langjährigen Schätzungen des Bodenabtrags.

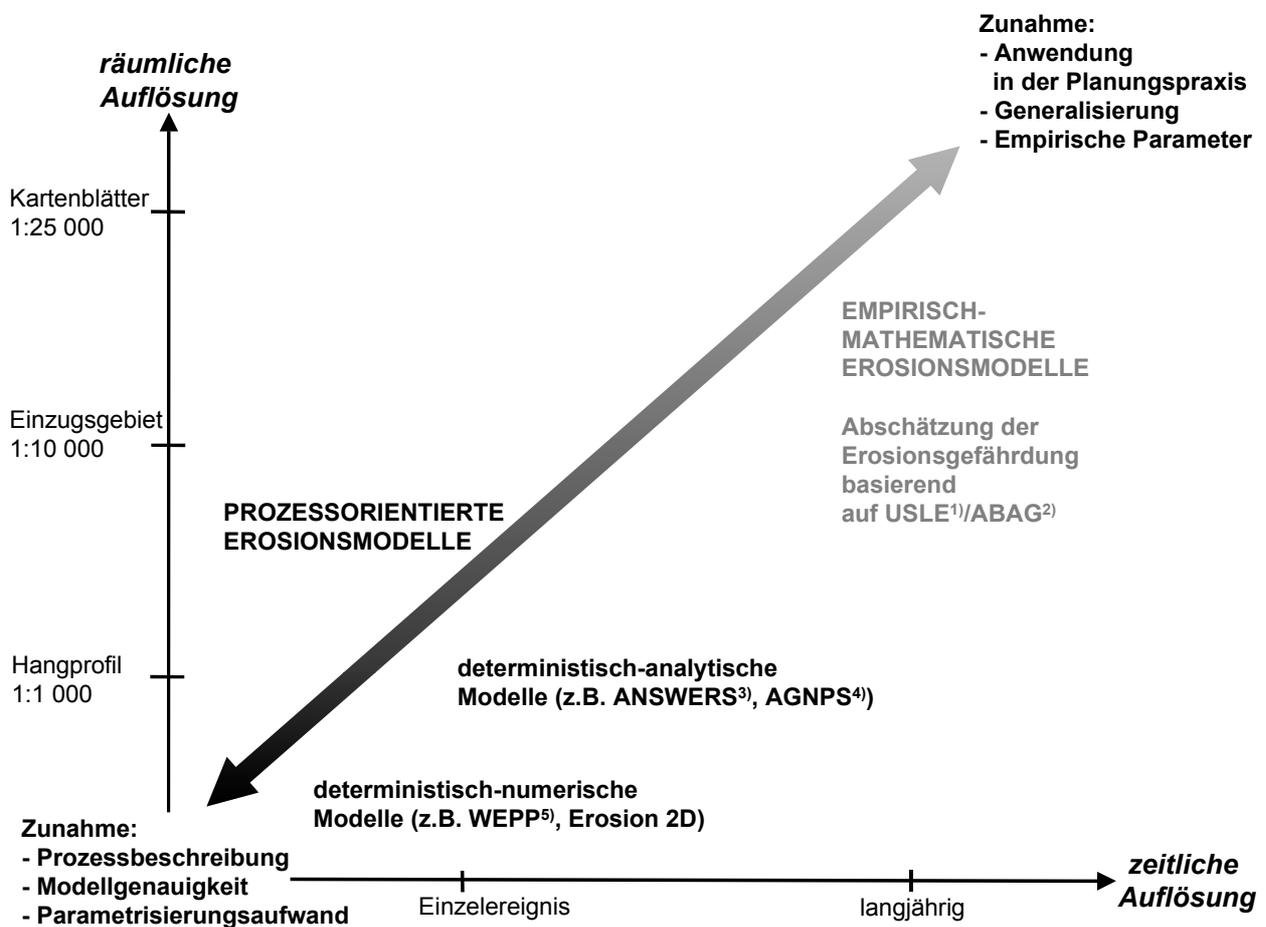
Um detailliertere Aussagen über das Stoffverlagerungsverhalten zu erhalten, wurde in den letzten Jahren die konzeptionelle Vorgehensweise über Bilanzierungsansätze („lumping“) durch den Einsatz von Landschaftswasser- und Stoffhaushaltsmodellen ergänzt bzw. ersetzt. Mit Hilfe dieser Modelle wird eine mathematische Erfassung aller landschaftsbezogenen Prozesse, wie z.B. der Infiltration, des Oberflächenabflusses sowie der vertikalen und lateralen Stoffverlagerungen, angestrebt.

Ein großer Vorteil dieser Modelle ist die gegliederte Betrachtungsweise von Einzugsgebieten („distributed concept“). Hierdurch können beispielsweise Flächeneinheiten mit hohen Austragspotential identifiziert und anschließend gezielt Maßnahmen zur Reduktion des Stoffaustrages prioritär gesteuert werden (Grunwald 1997).

Bei den Simulationsmodellen kann unterschieden werden zwischen relativ

einfachen Blockmodellen („lumped models“), analytischen-, quasiphysikalischen sowie physikalisch basierten Modellen, die sich im Komplexitätsgrad unterscheiden.

Abbildung 3-10 gibt einen Überblick über derzeit häufig verwendete Modelle und stellt diese in Beziehung zu zeitlicher und räumlicher Auflösung sowie deren Komplexitätsgrad dar.



- 1) USLE: Universal Soil Loss Equation
- 2) ABAG: Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
- 3) ANSWERS: Areal Non-Point Source Watershed Environment Response Simulation
- 4) AGNPS: Agricultural Nonpoint Source Modell
- 5) WEPP: Water Erosion Prediction Project

Abbildung 3-10: Anwendungs- und Geltungsbereiche bestehender Erosionsmodelle (nach Meier-Zielinski 1999)

Auf der Universal Soil Loss Equation (USLE) basierende Modelle (langjährige Mittel, geringe räumliche Auflösung, wenig Eingangsparameter, praxisbezogen) werden den prozessorientierten, deterministischen Modellen (hohe zeitliche und räumliche Auflösung, hoher Parametrisierungsaufwand, forschungsbezogen) gegenübergestellt. Ausgereifte Methodiken und Modelle für den Anwendungsbereich dazwischen fehlen zur Zeit noch (Meier-Zielinski 1999).

Die Anwendung der Modelle ist im Wesentlichen vom Parametrisierungsgrad, der Datenverfügbarkeit sowie der Fragestellung abhängig. Reine Forschungsmodelle konzentrieren sich meist auf die exakte mathematische Beschreibung der Prozesse in sehr kleinen und intensiv untersuchten Landschaftsräumen. Für die praxisnahe Anwendung mit allgemein verfügbaren (Geo)-Daten eignen sich Modelle mit einem geringeren Grad an Komplexität. Das Skalenniveau spielt in der Modellbildung eine entscheidende Rolle, da unterschiedliche Parameter bzw. Prozesse ein Skalenniveau dominieren oder auch andere Prozesse überdecken (Grunwald 1997). Nach Meier-Zielinski (1999) haben die einzelnen Modelle je nach Dimension Überlappungsbereiche. Viele der bestehenden Erosionsmodelle dürfen im strengen Sinne nur im entwickelten Maßstab und für die betreffende Fragestellung angewendet werden. Zahlreichen Modellanwendungen haftet auch das Manko an, dass sie infolge fehlender Felddatenreihen nicht kalibriert und validiert werden können. Ergebnisse solcher Anwendungen müssen skeptisch betrachtet werden.

Culterra 37, 2004

Die rasante Entwicklung der letzten Jahre, möglichst alle wesentlichen Standortfaktoren digital sowie räumlich differenziert mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS) zu erfassen, bildet die Grundlage ein-zugsgebietsbezogener Simulationsmodelle. Lücken bei der Modellierung bestehen derzeit beim Präprozessing (i.w.S. Datenaufbereitung für Modellanwendungen), d.h. der Übertragung von thematischen Informationen eines Datengrids in die eines Modellgrids sowie fehlende Regionalisierungsfunktionen. Die folgende Übersicht zu den verschiedenen Modelltypen erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Ziel ist es vielmehr, Beispiele für ihren unterschiedlichen Charakter zu geben.

3.4.3 Empirische Modelle

Die einfachsten Modellansätze umfassen die Blockmodelle („lumped models“) bzw. „Black-box-Modelle“. Die lokale Verteilung der Inputparameter, die keinerlei physikalische oder chemische Bedeutung haben, wird bei ihnen nicht berücksichtigt. Über das Prozessgeschehen innerhalb der betrachteten Landschaftseinheit wird somit keinerlei Aussage gewonnen. Die Ergebnisse stellen Summengrößen für das Gesamtgebiet dar. Empirische Modelle, bei denen Ursache und Wirkung mit Hilfe von regressiven Beziehungen beschrieben werden, basieren auf diesem Prinzip (Bork 1988, Grunwald 1997). Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) (Schwertmann et al. 1990) bzw. Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier & Smith 1978) sind Beispiele für empirische Modelle zur quantitativen Abschätzung des langjährigen, mittleren Bodenabtrages.

Bei der USLE wurden langjährige Bodenerosionsmessungen aus 49 verschiedenen Gebieten der USA auf standardisierten Parzellen (22 m Länge, 9 % Gefälle, Schwarzbrache) herangezogen, um eine Regression abzuleiten, die den Bodenabtrag hinreichend erklärt. In der Zwischenzeit wurde sowohl die USLE als auch die ABAG hinsichtlich einzelner Faktoren modifiziert bzw. die Übertragung des Modells an eine EDV-gestützte Berechnung angestrebt (vgl. McCool et al. 1987, Moore & Burch 1986, Auerswald 1992, Flacke et al. 1990, Bork & Hensel 1988). Bei der Modified Universal Loss Equation (MUSLE) handelt es sich um eine ereignisbezogene Beschreibung des Bodenabtrags (Williams & Berndt 1977), in welcher der Regen- und Oberflächenabflussfaktor der USLE durch die Größen Oberflächen- und Scheitelabfluss ersetzt wurde. Die Revised Universal Loss Equation (RUSLE) wurde in den USA entwickelt (Renard et al. 1991). In dieser Modellversion wurden verschiedene Modifikationen der USLE vorgenommen, u.a. ein jahreszeitlich variierender Bodenerodierbarkeitsfaktor, ein Untermodell für den Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor, wobei auch die vorherige Landnutzung, Bedeckung des Bodens durch die Vegetation, die Anbaufrucht, Bodenfeuchte und Bodenrauhigkeit berücksichtigt werden können. Zudem wurden neue Hanglängen- und Hangneigungsalgorithmen entwickelt, wobei in der RUSLE im Vergleich zur USLE von einer linearen Beziehung zwischen Hangneigung und Bodenabtrag ausgegangen wird.

Als problematisch muss die zunehmende Parametrisierung dieses empirisch

basierten Modells angesehen werden (Grunwald 1997). Die USLE bzw. ihre modifizierten Versionen sind Grundlage der Berechnung des Bodenabtrags in verschiedenen Simulationsmodellen, wie z.B. der dABAG (differenzierte Bodenabtragungsgleichung) (Neufang et al. 1989), in der ein digitales Geländemodell (DGM) mit der USLE verknüpft ist. Ein genereller Nachteil empirischer Modelle ist ihre schlechte Übertragbarkeit in andere Landschaftsräume (Bork 1988, Beven 1989).

3.4.4 Deterministisch-analytische Modelle

Bei den deterministisch-analytischen Modellen werden physikalische, chemische und biologische Prozesse durch vereinfachte Ansätze beschrieben. Ein Mangel analytisch lösbarer Modelle besteht darin, dass einige Modellparameter aufgrund der vereinfachten Prozessbeschreibung keine streng physikalische (bzw. chemische) Bedeutung haben. Sie sind daher nur sehr eingeschränkt bzw. unter bestimmten Randbedingungen übertragbar. Sie stellen aber häufig eine Alternative zu den vergleichsweise sehr rechenintensiven deterministisch-numerischen Modellen dar.

Die deterministisch-analytischen Modelle haben als „Black-box-Modelle“ eine eingeschränkte ökologische Bedeutung, da sie keine Auskünfte über das Innere des Systems geben, dieses nicht differenzieren oder es wegen notwendiger starker Vereinfachungen nur mit so großen Fehlern beschreiben können, wie sie für ökologische Fragen im allgemeinen nicht akzeptabel sind (Bork 1988).

Ein typisch deterministisch-analytisches Modell stellt das ereignisbezogene Modell Areal Non-Point Source Watershed Environment Response Simulation (ANSWERS) dar (Beasley et al. 1980, Beasley & Huggins 1980). Beispiele für die Anwendung von ANSWERS geben De Roo (1993) und Beasley et al. (1980). Das Modell Agricultural Nonpoint Source Modell (AGNPS) (Young et al. 1987) kann auch zu den deterministisch-analytischen Modellen gezählt werden. Eine ausführliche Beschreibung von AGNPS ist bei Grunwald (1997) zu finden.

3.4.5 Deterministisch-numerische Modelle

Bei den deterministisch, physikalisch begründeten Modellen werden die physikalischen, chemischen oder biologischen Prozesse mit partiellen Differentialgleichungen beschrieben. Diese werden mit Methoden der numerischen Mathematik gelöst. Numerische Lösungen, die von der mathematisch richtigen Beschreibung des physikalischen oder chemischen Phänomens ausgehen, haben den großen Vorteil, dass ihre Parameter eine physikalische oder chemische Bedeutung besitzen und daher ohne weiteres auf andere Fälle (Gebiete, Zeitabschnitte) übertragen werden können.

Der Nachteil dieser Modelle liegt darin, dass bei einer zu großen zeitlichen wie auch räumlichen Diskretisierung die numerischen Lösungen instabil werden und große Fehler in den Berechnungen entstehen können. Gleichzeitig verlieren die Parameter ihre physikalische bzw. chemische Bedeutung. Mit zunehmender zeitlicher und räumlicher Auflösung findet eine Annäherung an die

wahre Lösung statt, allerdings steigt auch der Rechenzeitbedarf und die Erhebung von Inputdaten enorm an. Diese Modelle versuchen, die Ursachen-Wirkungs-Beziehungen in einem Landschaftsraum zu beschreiben. Bei den deterministisch-numerischen Modellen handelt es sich meist um Forschungsmodelle, die aufgrund ihres hohen Parametrisierungsgrades in größeren Landschaftseinheiten nicht anwendbar sind.

Beispiele für physikalisch begründete Modelle sind Water Erosion Prediction Project (WEPP) (Flanagan & Nearing, 1995) und EROSION 2D (Schmidt 1996). Das WEPP Hangmodell ist zu einer Einzugsgebietsversion für kleine Einzugsgebiete weiterentwickelt worden. Die Infiltration wird basierend auf der Gleichung von Green-Ampt beschrieben. Der Bodenabtrag in WEPP berücksichtigt die getrennte Berechnung der Rillen- und Zwischenrillenerosion, wobei spezielle, physikalisch begründete Bodenerodierbarkeitsfaktoren entwickelt wurden, die u.a. in Abhängigkeit der kritischen Scherkraft berechnet werden.

Das Erosionsmodell EROSION 2D bzw. 3D beschreibt den Transport von Bodenpartikeln mit einem Impulsansatz, der die Loslösung derselben über einen kritischen Impulsstrom (ermittelbar aus standortbezogenen Strömungsversuchen) beschreibt. Der kritische Impulsstrom berücksichtigt bei der Loslösung von Partikeln die Flüssigkeitskräfte, die aus dem Überströmen der Bodenoberfläche resultieren (Impulsstrom der Strömung) sowie den Impulsstrom, der durch den Aufprall der Tropfen entsteht (Schmidt 1996).

3.5 Methodische Ansätze zur Beschreibung der Auswaschungsgefahr von Nitrat

3.5.1 Nitratauswaschung

Unter Auswaschung wird der Stofftransport aus dem Boden durch die Grundwasserneubildung und den Zwischenabfluss verstanden. Beiden ist gemeinsam, dass das Sickerwasser erst das Gewässer erreicht, nachdem es den nährstoffhaltigen Wurzelraum durchflossen hat. Die Auswaschung betrifft vor allem Stickstoff in Form von Nitrat (DVWK 1998). Unter Berücksichtigung wichtiger Einflussgrößen wie der Niederschlagsmenge, der Verdunstung, der Temperatur, der Wasserspeicherfähigkeit der Böden sowie biologisch bedingter Änderungen des Bodenvorrats (z.B. Mineralisation und pflanzliche N-Aufnahme) kann der Nitrataustrag während der Auswaschungsperiode berechnet werden.

3.5.2 Eigenschaften von Modellen zur Beschreibung der Auswaschungsgefahr von Nitrat

Die Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser ist eng an den Wassertransport gekoppelt. Für die Abbildung der Auswaschungsgefahr von Nitrat sind somit Kenntnisse über den Bodenwasserhaushalt und die Stickstoffdynamik von Bedeutung. Die Modelle zum Wasserhaushalt und zur Stickstoffdynamik sind entsprechend ihrer Zielstellung methodisch recht unterschiedlich. So existieren neben rein deterministischen Modellen, die auf eine detaillierte naturwissenschaftlich begründete Beschreibung der biologischen, chemischen und physikalischen

Prozesse im Boden und in der Pflanze zielen, auch Modelle, die auf empirischen Beziehungen und vereinfachten Annahmen beruhen sowie Mischformen (Engel et al. 1993, Berger 1998).

3.5.3 Wasserhaushaltsmodelle

Wasserhaushaltsmodelle werden als eigenständige Modelle sowie in Verbindung mit Stofftransportmodellen (Feststoffe, Schwermetalle, Phosphat, Nitrat, Pflanzenschutzmittel) entwickelt (Knisel 1980, Plate 1992, Engel et al. 1993). Im zweiten Fall kann die Zielsetzung des Teilmodells, das den Wassertransport beschreibt, unter Umständen nur in Verbindung mit den jeweiligen Stofftransportmodellen verstanden werden.

Bezüglich der Anwendungsebene lassen sich Modelle auf der Teilschlagebene ausmachen, so z.B. die Beschreibung der Wasserspeicherung und Wasserbewegung im Boden in Stickstoffmodellen oder die sogenannten Standortwasserbilanzen zur Ermittlung des Wasserverbrauchs und des Beregnungsbedarfs landwirtschaftlich genutzter Standorte (Heger 1978, Renger & Strebel 1982, DVWK 1984). Vorrangiges Ziel dieser Modellansätze ist die Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Teilschlagebene. Die zeitliche Auflösung dieser Modelle beträgt in der Regel einen Tag.

Daneben existieren auf Wassereinzugsgebietsebene angesiedelte Modelle (Ernstberger 1987, Meuser 1989, Plate 1992), deren Zielsetzung die Simulation der Auswirkungen veränderter Landnutzungen auf den Wasserumsatz, bzw. die Abflussbildung ist.

Sie haben eine zeitliche Diskretisierung von einem Tag oder noch feiner. Anwendung finden diese Modelle in kleinen Einzugsgebieten (ca. 1-5 km²). Damit bewegen sie sich letztendlich in derselben räumliche Auflösung wie die schlagbezogenen Modellansätze. Zudem greifen sie unter Umständen auf Daten zurück, die nicht allgemein verfügbar sind, bzw. bei größeren Untersuchungsgebieten einen zu hohen Erhebungsaufwand oder auch Rechnerbedarf erfordern würden.

Der Vollständigkeit halber seien hier noch die Niederschlag-Abfluss-Modelle zur Ermittlung von Bemessungswerten für Hochwasserschutzmaßnahmen genannt, die zwar gleichfalls ein Wassereinzugsgebiet als räumliche Bezugsebene haben, Aussagen jedoch nur zu Abflussvorgängen im Gerinne machen.

3.5.4 Modelle zur Simulation der Stickstoffdynamik

Inzwischen existiert eine Vielzahl von Modellen zur Simulation der Stickstoffdynamik. Neben den forschungsorientierten Modellen gibt es auch eine Reihe anwendungsorientierter Modelle. Eine Auswahl hierzu ist z.B. in Engel et al. (1993) zu finden. Die Modelle zur Stickstoffdynamik unterscheiden sich hinsichtlich ihrer örtlichen und zeitlichen Auflösung. Die räumliche Auflösung der Modelle erstreckt sich von punktuellen Betrachtungen bis zu heterogenen Gebieten. Der Simulationszeitraum der Stickstoffmodelle reicht von Monaten bis zu einem Vegetationsjahr. Die Zeitschritte der Mo-

delle, die sich auf den Dateninput beziehen, variieren zwischen Stunden und Halbjahren.

Primäre Zielsetzung dieser Modelle ist es, im Hinblick auf eine Optimierung bzw. Feinsteuerung der Stickstoffdüngung eine Verbesserung der Düngeberatung auf Teilschlagebene zu erzielen, um somit zum einen eine Kostensenkung im Acker- und Pflanzenbau, zum anderen eine Minimierung der Stickstoffauswaschung zu erreichen (Engel & Priesack 1993).

3.5.5 Bilanzierungsmethoden

Neben den oben genannten Modellansätzen findet man in der Literatur auch eine Vielzahl von einfachen Bilanzierungsmethoden. Als Beispiel sei hier der Ansatz der AG Bodenkunde (1982) genannt, wonach eine Abschätzung unter Berücksichtigung der Feldkapazität und der klimatischen Wasserbilanz auf ordinaler Basis durchgeführt wurde. Als eine Weiterentwicklung ordinaler Abschätzungen sei hier noch der Ansatz von Wendland (1992) bzw. Wendland et al. (1993) erwähnt, der unter Berücksichtigung von Grundwasserneubildungsrate, Stickstoffüberschüssen, Denitrifikationsprozessen im Boden und im Aquifer die Nitratkonzentration im Grundwasser quantifiziert. Bei diesem auf einem jährlichen Stickstoffbilanzansatz beruhenden Verfahren besteht jedoch das Problem, dass nur die momentane Situation mit den hohen Stickstoffüberschüssen abgebildet wird.

Unter den Grundsätzen der „guten fachlichen Praxis“ bzw. der „ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung“, d.h. hier eine dem Pflanzenbedarf angepasste Düngung, welche bei der Bemessung des Düngebedarfs den Nährstoffgehalt von Dünger (Mineral- und Wirtschaftsdünger), Ernterückständen sowie den des Bodens berücksichtigt, würden sich Düngung und Pflanzenentzug, abgesehen von unvermeidlichen Auswaschungen, etwa die Waage halten

und es gäbe somit, rein rechnerisch, nach diesem Ansatz keine Nitratbelastung des Grundwassers mehr (Lang 1997). Stickstoffbilanzen eignen sich jedoch sehr gut, um (gemeinde-, landkreis-, oder auch einzelbetriebsbezogen) einen ersten vergleichenden Überblick zu erlangen und somit eventuelle Gefährdungs- bzw. Belastungspotentiale zu erkennen (Weingarten 1995, Bach & Frede 1996).

3.6 Landwirtschaftliche Beratung und Gewässerschutz

3.6.1 Ziele, Definition und Abgrenzung von Landwirtschaftlicher Beratung

Die unterschiedlichen Ansprüche an die Landwirtschaft in Deutschland – nachhaltige Erzeugung hochwertiger Produkte bei gleichzeitiger Sicherung der Existenz der landwirtschaftlichen Betriebe, Erhaltung der Kulturlandschaft und Schonung der natürlichen Ressourcen – stellen eine äußerst komplexe Situation dar. Landwirtschaft und Gesellschaft sind gleichermaßen gefordert, wenn es um den Schutz des Grund- und Oberflächenwassers geht. Mit dem Ziel Gewässerschutz erhält die Beratung im Agrarbereich den Auftrag, Landwirte für die Problematik Gewässerschutz zu sensibilisieren und gegebenenfalls Verhaltensänderungen anzuregen.

Vom Grundgedanken her wird Beratung als geistige Hilfe zum Problemlösen verstanden, die allein dem Wohl des Partners verpflichtet ist. Ziel ist es, dass der Ratsuchende Einsicht in seine Situation, seine Handlungsmöglichkeiten gewinnt und damit befähigt ist, seine Probleme selbstständig zu lösen. Dies erfordert vom Berater sowohl methodisches als auch fachliches Können (Albrecht & Grabowski-Pamlischka 1977, Hoffmann 1985, Albrecht et al. 1987).

Nach dieser Definition lässt sich Beratung von anderen Formen der geistigen Hilfe und Beeinflussung abgrenzen. Gegenüber Ausbildung, die im Wesentlichen Problemlösungen auf Vorrat bereitstellt, beschränkt sich Beratung stärker auf die akuten, unmittelbar vorliegenden Probleme. Mit Hilfe des allge-

meinen Informationswesens (Bücher, Broschüren, Zeitungen, Rundfunk, etc.) lassen sich zwar oft mit großer Breitenwirkung, aber im Unterschied zur Beratung ohne persönlichen Kontakt, aktuelle Probleme lösen. Ausbildung und Informationswesen sind also funktionale Bestandteile der Beratung und nur formal von der Beratungsarbeit zu trennen. Im Gegensatz dazu sind Werbung, Propaganda und administrativer oder politischer Zwang ganz eindeutig nicht mit Beratung vereinbar, da sie nicht vorrangig dem Wohl des Ratsuchenden dienen sowie die eingesetzten Mittel nicht die Selbstständigkeit und Entscheidungsfähigkeit des Partners fördern (Albrecht et al. 1987).

3.6.2 Integration des Gewässerschutzes in die Landwirtschaftliche Beratung

Staatlich finanzierte bzw. bezuschusste landwirtschaftliche Beratung gibt es in allen Bundesländern. Diese variiert allerdings sehr in Organisation und Finanzierung (AID 1994 a, AID 1994 b, Jochimsen 1993). In den süddeutschen Ländern herrscht die staatliche Officialberatung vor, während beispielsweise in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen die Landwirtschaftskammern Beratungsaufgaben übernommen haben. Neben der staatlichen Officialberatung existieren Beratungsringe und private Beratungsunternehmen.

Aufgrund des Finanzdrucks geht auch bei Ländern mit staatlicher Officialberatung und Kammerberatung der Trend dahin, für die produktionstechnische oder betriebswirtschaftliche Beratung Gebühren zu erheben oder die Beratung in Ringen und Arbeitskreisen mit Beteiligung der Landwirte anzubieten. Officialberatung, bzw. kostenlose Leistungen für Landwirte werden aber zum einen bei der sozioökonomischen Beratung beibehalten und zum anderen in Bereichen, wie dem Umweltschutz, die im öffentlichen Interesse stehen. So gehören beispielsweise allgemeine Fragen des Umwelt- und Gewässerschutzes zu den kostenlosen Grundleistungen der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe (Landwirtschaftliches Wochenblatt 1996).

Neben den verschiedenen landwirtschaftlichen Beratungsdiensten in den Bundesländern gibt es im Rahmen von landesweiten Schutzgebietsverordnungen (z.B. Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) in Baden-Württemberg) und Kooperationsvereinbarungen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft auch eine spezielle Wasserschutzberatung. Sie konzentriert sich in der Regel auf die Betriebe in ausgewiesenen Wasserschutzgebieten und Wassereinzugsgebieten (UBA 1999).

Die Einschränkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung im Rahmen der verschiedenen Schutzgebietsverordnungen muss aufgrund der gesetzlichen Bestimmungen finanziell ausgeglichen werden. Außerhalb ausgewiesener Wasserschutzgebiete ist ein flächendeckender Gewässerschutz ohne finanzielle Ausgleichsleistungen durch Beratung

nur auf den Grundlagen der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ und „guten fachlichen Praxis“ umsetzbar.

3.6.3 Probleme der gewässerschutzbezogenen, landwirtschaftlichen Beratung

Die Voraussetzungen, um seitens der Beratung die Anwendung gewässerschonender Verfahren in einem freiwilligen, auf Einsicht aufbauenden Prozess wirksam zu unterstützen, sind teilweise eingeschränkt. Probleme für die Gewässerschutzberatung ergeben sich aus dem Konflikt zwischen Ökologie und Ökonomie sowie öffentlichem und privatem Interesse, aus den Grenzen der Beratung durch Vorschriften und Kontrollen, aus dem Fehlen zufriedenstellender Verfahren und aus zu geringen Beratungskapazitäten (Frede & Dabbert 1998, UBA 1999).

Durch das komplexe Wirkungsgefüge ist es teilweise schwer zu erkennen, wie sehr das Interesse des Landwirtes mit den Anforderungen des Gewässerschutzes übereinstimmt. Ein positiver Ansatzpunkt für die Beratung besteht bei Maßnahmen zum Gewässerschutz, die sich für die Landwirte betriebswirtschaftlich positiv auswirken. Die Aufgabe der Beratung besteht auch darin, den Landwirten Regeln und Vorschriften zu vermitteln. Die Verknüpfung von Beratung mit Kontrollen und möglicherweise Sanktionen ist, durch die Gefahr des Vertrauensverlustes, kritisch.

Das Fehlen zufriedenstellender Verfahren äußert sich bei Maßnahmen (z.B. Bodenproben), die im allgemeinen anerkannt sind, deren Aussagekraft aber bei den Praktikern bezweifelt wird. Zu geringe Beratungskapazitäten entstehen durch personelle Engpässe, Kürzungen im Versuchswesen und durch Zeitmangel, aufgrund der Wahrnehmung anderer Aufgaben der Beratungskräfte (Frede & Dabbert 1998).

Eine weitere Schwierigkeit der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung besteht darin, dass Gewässerschutz in der Beratung kein in sich abgeschlossenes Thema ist, das eindeutig von anderen Beratungsinhalten abgegrenzt werden kann. Landwirte fragen in der Regel aus eigenen, meist produktionstechnischen oder betriebswirtschaftlichen Interessen Beratung nach, die dann auch indirekt den Gewässerschutz betreffen kann. Eine andere Ausgangssituation ergibt sich, wenn der Problemdruck wächst, beispielsweise durch aufgetretene Trinkwasserbelastungen, die Maßnahmen seitens der Landwirte im betroffenen Gebiet erfordern (UBA 1999).

Gegenüber vielen anderen drängenden Problemen werden Düngung und Güllewirtschaft von der Mehrzahl der Landwirte nicht als Problem erlebt. Möglichkeiten von Kostensenkung werden gegenüber Mehrarbeit und Risiko nicht als attraktiv erfahren (Schur 1990, Albrecht et al. 1995).

Bisherige Forschungsergebnisse zeigen auch, dass Information nicht nutzergerecht angeboten wird (Schächtele & Schächtele 1987) und dass technische Lösungsangebote für die Betroffenen nicht attraktiv sind, weil ihre besondere

Situation und ihre Wahrnehmung der Lösung nicht berücksichtigt werden. So scheitert Erosionsschutz im Kraichgau am tief verwurzelten Konzept des „sauberen Ackers“ oder umweltschonender Maisanbau im Allgäu an zu hohen Kosten der Güllelagerung und am erhöhten Arbeitsaufwand (Currle & Parvanow-Dawson 1996).

Die unzureichende Übernahme von Forschungswissen durch die Praxis wird auch auf mangelnde Akzeptanz seitens der Anwender zurückgeführt, wobei jedoch die Bereitschaft der Landwirte zur Umsetzung umweltbezogener Maßnahmen häufig unterschätzt wird (Fietkau & Glaeser 1981). Die Akzeptanz von Beratungsinhalten zeigt zwar noch keine Verhaltensänderung an, ist davon aber eine notwendige Vorstufe. Sie ist zum überwiegenden Teil von ökonomischen Rahmenbedingungen und persönlichen Faktoren abhängig. Die ökologischen Auswirkungen einer Maßnahme interessieren den Landwirt eher am Rande. Die Akzeptanz gegenüber Feldtagen sowie den Weiterbildungsveranstaltungen ist als hoch einzuschätzen, wenn grundsätzlich Interesse am Thema vorhanden ist (Müller et al. 2002). Nach Ganzert (1996) ist die zögerliche Implementierung nachhaltiger Landnutzung auch auf die mangelnde Vernetzung der Erkenntnisse aus unterschiedlichen Forschungsdisziplinen zurückzuführen. Zudem haben Forschungsinstitute selten das Selbstverständnis einer Dienstleistungsorganisation mit Kundenorientierung wie es in der Wirtschaft (und der privaten Forschung) unabdingbar ist.

3.6.4 Neue Ansätze der landwirtschaftlichen Beratung

Bei der Integration neuer Verfahren zum Gewässerschutz stimmen Berater unterschiedlicher Organisationen in ihren positiven Erfahrungen mit der Wirkung anschaulicher Information und Einzelberatung überein. Dabei ist die inhaltliche Verknüpfung des Gewässerschutzes mit der Produktionstechnik und Betriebswirtschaft, wie sie von den Beratern herausgestellt wurde, ein Vorteil, um Interesse bei den Landwirten zu wecken (UBA 1999). Aus der Untersuchung wurde auch deutlich, dass durch einen ursachenbezogenen Gewässerschutz und eine umsetzungsorientierte Vorgehensweise gewässerschonende Verfahren in der landwirtschaftlichen Praxis stärker umgesetzt werden können. In Abbildung 3-11 sind die Ansatzpunkte für die Förderung gewässerschonender Verfahren durch Information und Beratung dargestellt. Bei der Förderung gewässerschonender Verfahren spielt die begleitende Beratung und die Zusammenarbeit aller Beteiligten eine große Rolle. Eine wachsende Bedeutung der Beratung liegt darin, geeignete Gremien und Medien zum Informationsaustausch und zur Zusammenarbeit zu schaffen (UBA 1999).

Auch weitere Erfahrungen aus Aktivitäten im Gewässerschutz bekräftigen die Notwendigkeit differenzierter, ursachenbezogener Maßnahmenkonzepte (Bach & Frede 1995), sowie die Einbeziehung der beteiligten Landwirte und den Effekt finanzieller Anreize als zusätzlichen Beitrag (Homm & Stemmer 1995). Eine auf die Zielgruppe ausgerichtete Wissensvermittlung kann

dabei innerhalb von Maßnahmenpaketen zum grundwasserschonenden Landbau erfolgreich zu Veränderungen in der Düngung und Bodenbearbeitung beitragen (Hambrecht 1995).

Der Beratung wird dabei nicht nur eine Rolle bei der Vermittlung von Hintergrundwissen und praktikablen Verfahrensweisen zugeschrieben, sondern auch bei der Vermittlung innerhalb von Zielkonflikten, vor allem zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft (Mantau 1992). In der jüngsten Entwicklung zeichnet sich weiter ab, dass Bildung und Beratung für Umweltziele nicht isoliert betrachtet werden können, sondern dass es kommunikativer Netzwerke (Hambrecht 1995) und der Gestaltung und Initiierung von Lern- und Innovationsprozessen innerhalb sozialer Netzwerke bedarf (Roux 1997).

Partizipative Beratungsmethoden stellen Handlungsmöglichkeiten der Beratung zur Förderung der umweltverträglichen Landbewirtschaftung dar. Bei der Einführung von Neuerungen (z.B. bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren) müssen sich die neuen Verfahren unter den jeweils spezifischen Situationen bewähren, die Landwirte müssen im Prozess der Erprobung aktiv einbezogen werden und selbst eigene Sicherheiten gewinnen. Die Soziale Interaktion, z.B. durch problemorientierten, moderierten Erfahrungsaustausch in Gruppen, kann den Verbreitungsprozess praxiserprobter Neuerungen fördern (Billen et al. 2001).

Als erfolgsrelevante Elemente der Umstellungsberatung erwiesen sich die intensive Einzelberatung über einen Zeitraum von zwei Jahren und die hohe Beratungskompetenz. Bei der Beratung zu einer umweltverträglichen Landbewirtschaftung liegt die maximale Anzahl zu beratender Betriebe bei 20 Betrieben je Berater (Albrecht et al. 1995).

Die Effizienz der Beratung kann gesteigert werden, indem gezielt auf austrags-

gefährdeten Flächen gewässerschonende Verfahren eingesetzt werden. Die austragsgefährdeten Flächen können durch die Anwendung von Modellen zur Abschätzung der Bodenerosion und der Nitratauswaschung sowie deren Kopplung mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) lokalisiert werden.

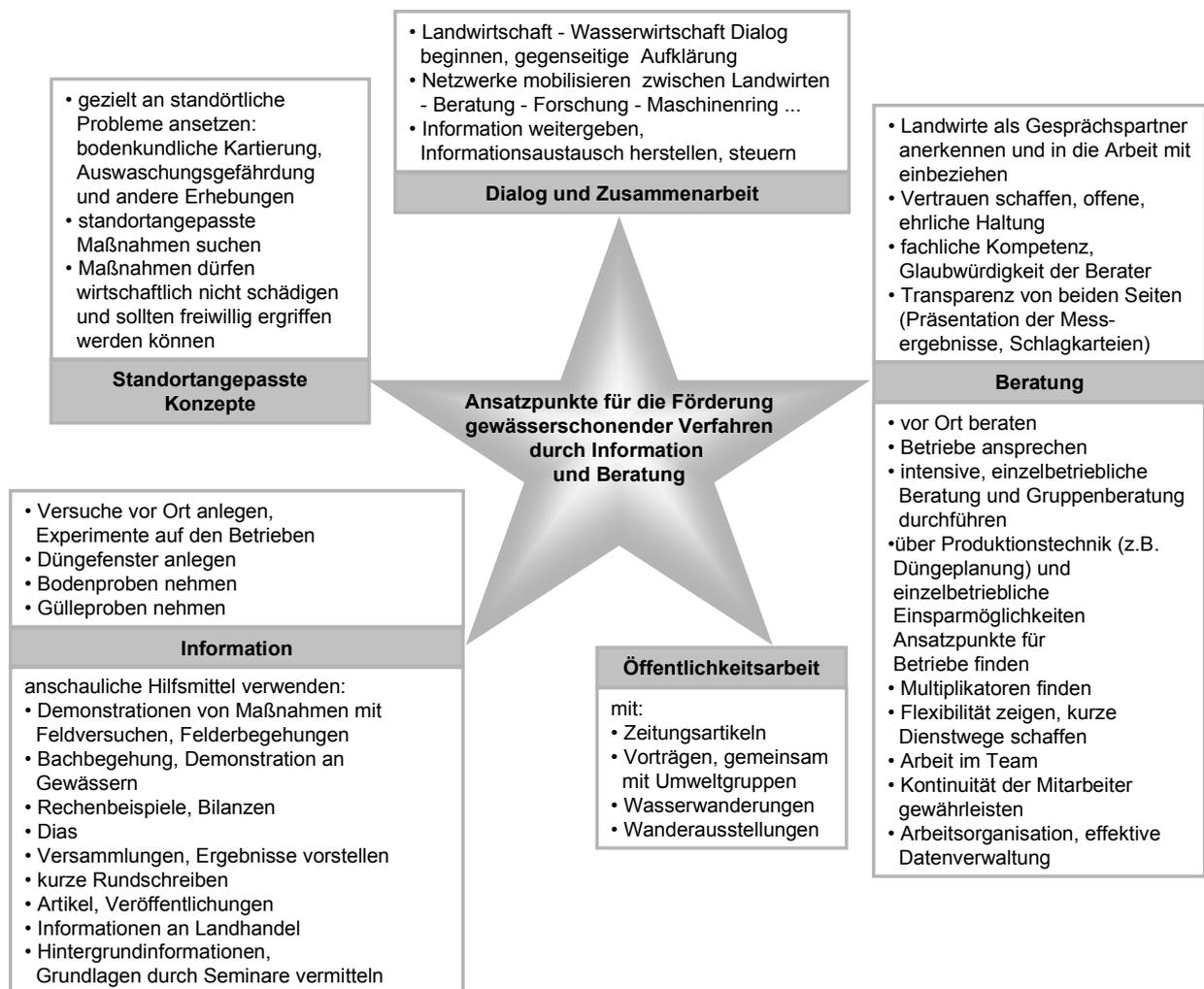


Abbildung 3-11: Ansatzpunkte für die Förderung gewässerschonender Verfahren durch Information und Beratung (verändert nach UBA 1999)

4 Rahmenbedingungen für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft

Nach Schlagheck (1993) sind Machtstrategien, Förderstrategien und kommunikative Strategien Ansatzpunkte, um auf das Umweltverhalten von Landwirten Einfluss zu nehmen. Information und Beratung sind Bestandteile der kommunikativen Strategie. Machtstrategien sind dadurch gekennzeichnet, dass über Verbote, Anweisungen und Sanktionen Zwang auf das Umweltverhalten ausgeübt wird. Förderstrategien verfolgen das Ziel, über finanzielle Anreize das Verhalten zu beeinflussen.

4.1 Internationale Abkommen und rechtliche Regelungen

Gesetze und Verordnungen zum Gewässerschutz gehören zu den Machtstrategien. Für die Landwirtschaft existieren Rechtsvorschriften, die den Gewässerschutz betreffen, auf der Ebene der Europäischen Union sowie der Bundes- und Länderebene. Darüber hinaus gibt es internationale Abkommen.

Internationale Abkommen zum Schutz der Meere

Angeregt durch die 4. Internationale Nordseeschutzkonferenz beschlossen 1998 die Kommissionen zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPAR-Kommission) und zum Schutz der Ostsee (HELCOM) eine langfristige Strategie, um die Einleitungen von gefährlichen Stoffen in die Nord- und Ostsee innerhalb von 25 Jahren zu reduzieren. Die OSPAR-Kommission hat die „List of Chemicals for Priority Action“ erarbeitet. Für die Reduktion der Stoffe dieser Liste besteht vorrangiger Hand-

lungsbedarf. Zur Verringerung der Einträge dieser prioritären Stoffe soll die Aufstellung von Programmen und Maßnahmen weiter vorangetrieben werden (UBA 2003¹).

Abkommen zum Schutz internationaler Wasserläufe

Für die integrierte Bewirtschaftung von grenzüberschreitenden Fließgewässern wurden internationale Kommissionen eingerichtet. Grundlage für diese Form staatenübergreifender Zusammenarbeit beim Gewässerschutz ist in der Regel ein völkerrechtlicher Vertrag (Konvention oder Übereinkommen) (UBA 2003¹). In Deutschland bestehen derzeit internationale Kommissionen zum Schutz des Rheins (IKSR), der Elbe (IKSE), der Oder (IKSO) und der Donau (IKSD). In Tabelle 4-1 sind die Meilensteine und die Mitgliedsstaaten dieser Kommissionen dargestellt.

Die Umsetzung der verschiedenen Aktionsprogramme dient unter anderem der Verwirklichung folgender Ziele (UBA 2003¹):

- Reduzierung der Schadstofffrachten,
- Bau und Erweiterung von kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen,
- Verbesserung der morphologischen Strukturen der Fließgewässer,
- Hochwasserschutz,
- Renaturierung von Feucht- und Überschwemmungsgebieten,
- Wiederherstellung der Auenfunktionen,
- Schutz des Grundwassers.

¹ <http://www.umweltbundesamt.de>

Neben diesen internationalen Übereinkommen für grenzüberschreitende Fließgewässer gibt es auf EU-, Bundes- und Landesebene mehrere Rechts-

grundlagen zum Gewässerschutz, die auch die Landwirtschaft betreffen (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-1: Mitgliedsstaaten und Meilensteine internationaler Kommissionen zum Schutz von Fließgewässern

	Mitgliedsstaaten	Meilensteine
IKSR¹⁾	Deutschland, Frankreich, Luxemburg, Schweiz, Niederlande	<ul style="list-style-type: none"> - Aktionsprogramm Rhein - Programm zur ökologischen Verbesserung des Rheingebietes - Aktionsplan Hochwasser - Übereinkommen zum Schutz des Rheins - Rhein 2020
IKSE²⁾	Deutschland, Tschechische Republik, Europäische Gemeinschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Sofortprogramm zur Reduzierung der Schadstofffrachten in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet - Ökologische Sofortmaßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der Biotopstrukturen der Elbe - Aktionsprogramm Elbe - Aktionsplan Hochwasserschutz Elbe
IKSO³⁾	Deutschland, Tschechische Republik, Republik Polen, Europäische Gemeinschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Sofortprogramm zum Schutz der Oder gegen Verunreinigungen - Internationaler Warn- und Alarmplan Oder - Bericht Oderhochwasser 1997 - Gemeinsame Strategie und Grundsätze für das Aktionsprogramm Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Oder - Aktionsprogramm Oder 2003-2010
IKSD⁴⁾	Deutschland, Österreich, Slowakische Republik, Ungarn, Kroatien, Bulgarien, Rumänien, Moldau, Ukraine, Europäische Gemeinschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Transnationales Monitoring Netzwerk (TNMN) - Donauschutzübereinkommen - Aktionsprogramm Donau 2001-2005

¹⁾IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung

²⁾IKSE: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

³⁾IKSO: Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigung

⁴⁾IKSD: Internationale Kommission zum Schutz der Donau

EG-Nitratrictlinie

Um die Nitratbelastung der Gewässer zu verringern, verpflichtet die EG-Nitratrictlinie (Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen 91/676/EWG) die Mitgliedsstaaten, für die Landwirtschaft Regeln der „guten fachlichen Praxis“ sowie Aktionsprogramme für gefährdete Gebiete aufzustellen. In Deutschland wird diese Richtlinie durch die Düngeverordnung (Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen vom 26.01.1996, BGBl. I, S.118) flächendeckend umgesetzt.

Düngemittelgesetz

In § 1a des Düngemittelgesetzes ist festgelegt, dass Düngemittel nur nach „guter fachlicher Praxis“ einzusetzen sind. Die Düngung ist demzufolge nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens auszurichten, wobei die im Boden verfügbaren Nährstoffe, die organische Substanz sowie die Standort- und Anbaubedingungen zu berücksichtigen sind. Der Nährstoffbedarf der Pflanzen richtet sich nach ihrer Ertragsfähigkeit unter den jeweiligen Standort- und Anbaubedingungen sowie den Qualitätsanforderungen an die Erzeugnisse. Die allgemeinen Regeln der „guten fachlichen Praxis“ wurden durch die Düngeverordnung ergänzt.

Düngeverordnung

Nach der Düngeverordnung sind Düngemittel im Rahmen der „guten fachlichen Praxis“ zeitlich und mengenmäßig so auszubringen, dass sie von den Pflanzen weitestgehend ausgenutzt und Nährstoffverluste bei der Bewirtschaft-

ung sowie Nährstoffeinträge in Gewässer weitestgehend vermieden werden. Die Verordnung regelt Anwendungszeiträume und –mengen von Wirtschaftsdüngern, die Ermittlung des Düngebedarfs sowie das Erstellen von betrieblichen Nährstoffbilanzen.

Bodenschutzgesetze

Das Bundesbodengesetz (Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998, BGBl. I, S. 502), die Bundesbodenschutzverordnung (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl. I, S. 1554) und das Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg (Gesetz zum Schutz des Bodens vom 24. Juni 1991, GBl. S. 434, geändert durch Gesetz vom 12. Dezember 1994, GBl. S. 653, durch Verordnung vom 17. Juni 1997 (GBl. S. 278) dienen der nachhaltigen Sicherung und der Wiederherstellung der Funktionen des Bodens.

Das Bundesbodenschutzgesetz unterstreicht im landwirtschaftlichen Bereich die Bedeutung der „guten fachlichen Praxis“ als Vorsorge und Gefahrenabwehr (Thomas 2003). Auf Grundlage der „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft werden im Bodenschutzrecht folgende Grundsätze formuliert:

- Bodenabtrag soll durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden.

- Anbaumaßnahmen, wie Bodenbearbeitung und Fruchtfolgegestaltung, sind entsprechend den natürlichen Standortbedingungen so zu gestalten, dass Bodenerosion und Bodenverdichtung so weit wie möglich vermieden werden.

Tabelle 4-2: Rechtsgrundlagen zum Gewässerschutz

EU-Recht	Bundesrecht	Länderrechte
Wasserrecht		
- Nitratrichtlinie - Trinkwasserrichtlinie - Wasserrahmenrichtlinie	- Wasserhaushaltsgesetz - Trinkwasserverordnung	- Wassergesetze der Länder
Düngerecht		
- Nitratrichtlinie	- Düngemittelgesetz - Düngeverordnung	
Natur- und Bodenschutzrecht		
- Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie	- Bundesnaturschutzgesetz - Bundesbodenschutzgesetz - Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung	- Landesnaturschutzgesetze - Landesbodengesetze
Pflanzenschutzrecht		
- Pflanzenschutzmittelrichtlinie - Pflanzenschutzmittelverbotsrichtlinie	- Pflanzenschutzgesetz - Pflanzenschutzmittelverordnung - Pflanzenschutz-Sachkundeverordnung - Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung	
Sonstiges Recht		
		- Klärschlammverordnung - Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - Strafgesetzbuch

Quelle: Frede & Dabbert (1998), Thomas (2003), verändert

EU-Wasserrahmenrichtlinie

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird das europäische Recht des Gewässerschutzes auf eine einheitliche Grundlage gestellt. Als einheitlicher Ordnungsrahmen für den Gewässerschutz legt sie in Europa als Ziel den „guten Zustand“ der Gewässer fest. Die Mitgliedstaaten haben sich verpflichtet, innerhalb von 15 Jahren nach Inkrafttreten der WRRL einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer sowie einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen. Der Fahrplan der WRRL bis zur Erreichung der Ziele kann in verschiedene Phasen gegliedert werden:

- Phase 1 (bis Ende 2003):
Umsetzung in nationales Recht, Ausweisung der Flusseinzugsgebiete.
- Phase 2 (bis Ende 2004):
Charakterisierung der Flusseinzugsgebiete einschließlich der wirtschaftlichen Analyse.
- Phase 3 (bis Ende 2006):
Inbetriebnahme der Monitoringprogramme.
- Phase 4 (bis Ende 2009):
Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne einschließlich der Maßnahmenprogramme.
- Phase 5 (bis Ende 2015):
Umsetzung der Maßnahmenprogramme, Zielerreichung

Entsprechend ihrem ganzheitlichen Ansatz, Gewässer von der Quelle bis zur Mündung zu bewirtschaften, fordert die Richtlinie, einen das gesamte Flusseinzugsgebiet umfassenden Bewirt-

schaffungsplan aufzustellen. Ein wesentlicher Schritt bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist die Bestandsaufnahme der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Dabei steht die Ermittlung von „signifikanten“ anthropogenen Belastungen und die Einschätzung ihrer Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Oberflächengewässer an zentraler Stelle. Zu betrachtende Verursacherbereiche sind die

- Einleitungen von Stoffen aus Punktquelle und diffusen Quellen,
- Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt u.a. durch Wasserentnahmen, Wasserverluste in Verteilungssystemen,
- Abflussregulierungen,
- Veränderungen der Gewässermorphologie,
- Landnutzung einschließlich Fischerei und Forstwirtschaft sowie andere anthropogene Belastungen.

Die Wasserrahmenrichtlinie fordert in Art. 13 für jedes Flusseinzugsgebiet Bewirtschaftungspläne, in denen geeignete Maßnahmen zum Erreichen der Umweltziele entsprechend Art. 4 beschrieben werden (Maßnahmenprogramme). Die Bewirtschaftungspläne müssen mit Informationen zu signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässern und das Grundwasser auch eine „Einschätzung der Verschmutzung durch diffuse Quellen“, einschließlich einer zusammenfassenden Darstellung der Landnutzung enthalten.

Minderungsmaßnahmen müssen dort zum Einsatz kommen, wo sie hinsichtlich der beabsichtigten Verbesserung des Gewässerzustandes einen möglichst guten Effekt haben und im Übrigen den Zielen einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung entsprechen. Dies bedingt Wirkungsanalysen zum Stoffaustragsverhalten einer Landschaft, beginnend bei der Zuordnung potentieller Stoffaustragsflächen zu belastenden Gewässern und der flächendifferenzierten Ermittlung der Stoffaustragspotenziale (Keitz & Schmalholz 2002).

Will man aber flächendifferenziert die Eintragswirksamkeit in Gewässer und damit auch die mögliche Effizienz von Minderungsmaßnahmen und schließlich die Sinnhaftigkeit abgestufter Förderinstrumente einschätzen, bedarf dies gründlicher Analysen des Stoffaustragsverhaltens im Einzugsgebiet. Minderungsmaßnahmen sollten mit einer gewissen Rangigkeit bevorzugt dort ansetzen, wo in kurzen Fristen deutliche Minderungswirkungen erreicht werden können, was infolge der nur begrenzt zur Verfügung stehenden Mittel geboten erscheint (Keitz & Schmalholz 2002).

4.2 „Ordnungsgemäße Landwirtschaft“ und „gute fachliche Praxis“

Die „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ bzw. „gute fachliche Praxis“ bildeten die Grundlage der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Neben dem Begriff der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ ist in mehreren Gesetzen und Verordnungen der Begriff „gute fachliche Praxis“ enthalten.

Folgende gesetzlichen Bestimmungen beinhalten Aussagen zur „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ bzw. „guten fachliche Praxis“:

- Düngemittelgesetz (DMG),
- Düngeverordnung (DüngeV),
- Pflanzenschutzgesetz (PflschG),
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) & Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchNeuregG),
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG),
- Wassergesetz von Baden-Württemberg (WG),
- Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO),
- Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG),
- Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV),
- Bodenschutzgesetz von Baden Württemberg (BSchG)

In mehreren gesetzlichen Regelungen werden die Begriffe „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ und „gute fachliche

Praxis“ nur genannt und nicht näher definiert. Das Wasserhaushaltsgesetz und das Wassergesetz von Baden-Württemberg führen die Begriffe als Grundlage von Ausgleichsleistungen für Nutzungseinschränkungen auf, die zur Erfüllung der gesetzlichen Ziele dienen. In der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes werden bestimmte Mindeststandards der „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft definiert. Unter anderem muss die landwirtschaftliche Bewirtschaftung standortangepasst erfolgen und die nachhaltige Bodenfruchtbarkeit sowie die langfristige Nutzbarkeit der Flächen gewährleisten. Hinsichtlich des Gewässerschutzes schreibt das Bundesnaturschutzgesetz vor, dass auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten ein Grünlandumbruch zu unterlassen ist. Im Rahmen der neuen Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) von Baden-Württemberg wird ein Leitfaden erstellt, der die Grundsätze der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ definiert.

Düngung nach „guter fachlicher Praxis“

Im Düngemittelgesetz werden allgemeine Grundsätze der „guten fachlichen Praxis“ der Düngung ebenfalls mit dem Verweis der Berücksichtigung der jeweiligen Standort- und Anbaubedingungen definiert.

§ 1a Anwendung von Düngemitteln

(1) Stoffe nach § 1 Nr. 1 bis 5 dürfen nur nach guter fachlicher Praxis angewandt werden. Die Düngung nach guter fachlicher Praxis dient der Versorgung der Pflanzen mit notwendigen Nährstoffen sowie der Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit, um insbesondere die Versorgung der Bevölkerung mit qualitativ hochwertigen, preiswerten Erzeugnissen zu sichern.

(2) Zur guten fachlichen Praxis gehört, dass die Düngung nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen ausgerichtet wird. Der Nährstoffbedarf der Pflanzen richtet sich nach ihrer Ertragsfähigkeit unter den jeweiligen Standort- und Anbaubedingungen sowie den Qualitätsanforderungen an die Erzeugnisse.

Die Düngeverordnung enthält mehrerer Grundsätze der „guten fachlichen Praxis“ für die Düngung und konkretisiert die allgemeinen Aussagen des Düngemittelgesetzes.

§ 2 Grundsätze der Düngemittelanwendung

(1) Die Düngemittel sind im Rahmen guter fachlicher Praxis zeitlich und mengenmäßig so auszubringen, dass

1. die Nährstoffe von den Pflanzen weitestgehend ausgenutzt werden können und damit
2. Nährstoffverluste bei der Bewirtschaftung sowie damit verbundene Einträge in die Gewässer weitestgehend vermieden werden.

(2)...Ein Anbau von Zwischenfrüchten zur Nutzung des im Boden vorhandenen Stickstoffs ist anzustreben, wenn keine Herbstsaat erfolgt.

(3) Beim Ausbringen von Düngemitteln ist im Rahmen guter fachlicher Praxis ein direkter Eintrag in die Oberflächengewässer, unter anderem durch Einhaltung eines ausreichenden Abstandes, oder auf benachbarte Flächen zu vermeiden und dafür zu sorgen, dass kein Abschwemmen in die Oberflächengewässer oder auf benachbarte Flächen erfolgt. Dabei sind insbesondere Geländebeschaffenheit und Bodenverhältnisse angemessen zu berücksichtigen. Die zuständige Behörde kann Anordnungen zur Erfüllung der in den Sätzen 1 und 2 genannten Grundsätze treffen.

Dabei kann sie im Einzelfall insbesondere Mindestabstände zu Oberflächengewässern festlegen. Auf überschwemmungsgefährdeten Flächen dürfen Düngemittel erst nach dem Ende der für die Örtlichkeit zu erwartenden Überschwemmungszeiten ausgebracht werden.

§ 3 Besondere Grundsätze für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und von Sekundärrohstoffdüngern

(4) Die in Absatz 2 Satz 1 genannten Düngemittel dürfen in der Zeit vom 15. November bis 15. Januar grundsätzlich nicht ausgebracht werden. Die zuständige Behörde kann unter Berücksichtigung der besonderen Eigenschaften der Düngemittel, der Standortverhältnisse und der landwirtschaftlichen Nutzung Ausnahmen zulassen oder weitergehende zeitliche Ausbringungsverbote anordnen.

(5) Auf Moorboden ist bei der Bemessung der Einzelgaben der in Absatz 2 Satz 1 genannten Düngemittel die erhöhte Gefahr der Nährstoffauswaschung zu berücksichtigen.

§ 4 Grundsätze der Düngedarfsermittlung

(1) Zu berücksichtigende Einflussfaktoren:

1. der Nährstoffbedarf des Pflanzenbestandes für die unter den jeweiligen Standort- und Anbaubedingungen zu erwartenden Erträge und Qualitäten,

2. die im Boden verfügbaren und die voraussichtlich während des Wachstums des jeweiligen Pflanzenbestandes als Ergebnis der Standortbedingungen, besonders des Klimas, der Bodenart und des Bodentyps, zusätzlich pflanzenverfügbar werdenden Nährstoffmengen sowie die Nährstofffestlegung,

...

5. die Anbaubedingungen, welche die Nährstoffverfügbarkeit beeinflussen, besonders Kulturart, Vorfrucht, Bodenbearbeitung und Bewässerung. Zusätzlich sind die Ergebnisse regionaler Feldversuche heranzuziehen.

Bodennutzung nach „guter fachlicher Praxis“

Grundsätze zur „guten fachlichen Praxis“ hinsichtlich der Bodennutzung findet man in den Bodenschutzgesetzen. Das Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg nennt in § 11 die Grundsätze der landwirtschaftlichen Bodennutzung.

§ 11 Landwirtschaft

(1) Bei der Landbewirtschaftung sind die Bodenfruchtbarkeit und die Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource durch standortgerechte Bewirtschaftungsmaßnahmen nachhaltig zu sichern. Hierbei sind

1. Bewirtschaftungsmaßnahmen standortgerecht und unter Berücksichtigung des Bodenzustands so vorzunehmen, dass die Bodenstruktur günstig beeinflusst sowie das Bodenleben geschont und gefördert wird;

2. Anbaumaßnahmen, wie Bodenbearbeitung und Fruchtfolgegestaltung, entsprechend den natürlichen Standortbedingungen so zu gestalten, dass Bodenerosion und Bodenverdichtung so weit wie möglich vermieden werden. In besonders erosions- oder überschwemmungsgefährdeten Lagen ist Grünland nach Möglichkeit zu belassen.

Nach dem Bundesbodenschutzgesetz wird die Vorsorgepflicht bei der landwirtschaftlichen Nutzung durch die „gute fachliche Praxis“ (§ 17, Abs. 1) erfüllt. Die Grundsätze der „guten fachlichen Praxis“ der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden in § 17 Abs.2 des Bundesbodenschutzgesetzes aufgeführt:

§ 17 „Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“

(2) Grundsätze der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung sind die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource. Zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis gehört insbesondere, dass

1. die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepasst zu erfolgen hat,

2. die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird,

3. Bodenverdichtungen, insbesondere durch Berücksichtigung der Bodenart, Bodenfeuchte und des von den zur landwirtschaftlichen Bodennutzung eingesetzten Geräten verursachten Bodendrucks, so weit wie möglich vermieden werden,

4. *Bodenabträge durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden,*

5. *die naturbetonten Strukturelemente der Feldflur, insbesondere Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Ackerterrassen, die zum Schutz des Bodens notwendig sind, erhalten werden,*

6. *die biologische Aktivität des Bodens durch entsprechende Fruchtfolgegestaltung erhalten oder gefördert wird und*

7. *der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität erhalten wird.*

Die Aussagen zu Flächennutzung und Fruchtfolge, Bodenbearbeitung und Düngung in den Bodenschutzgesetzen, dem Bundesnaturschutzgesetz, dem Düngemittelgesetz, der Düngeverordnung und der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) von Baden-Württemberg beziehen sich einheitlich auf die Berücksichtigung der standörtlichen Gegebenheiten, ohne diese genau festzulegen. Die beiden Bodenschutzgesetze machen zusätzlich Aussagen zum Erhalt des Bodens (z.B. Bodenstruktur, Bodenfruchtbarkeit) bzw. zur Vermeidung (z.B. Bodenabtrag) von Bodenschädigungen. Viele Bestimmungen zur Landbewirtschaftung sind als unbestimmte Rechtsbegriffe formuliert und nicht als quantifizierbare Parameter definiert.

In der Debatte um die Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion sowie im Dialog zwischen Natur- und Umweltschutz und Landwirtschaft werden die „ordnungsgemäße Landwirt-

schaft“ bzw. die „gute fachliche Praxis“ kontrovers diskutiert. So sind die Definitionen über die „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ sehr unterschiedlich, je nachdem, ob sie aus Sicht des Umweltschutzes, der Wasserwirtschaft oder der Landwirtschaft formuliert wurden (Sunkel, 1990). Grundsätzlich bedeutet „ordnungsgemäß“, dass die Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft nicht gegen Rechtsvorschriften verstoßen bzw. im Einklang mit den Gesetzen stehen (Schink 1991, Reschke & Meinert 1999). Aus Sicht der Landwirtschaft ist „ordnungsgemäß“ die fachlich anerkannte Landwirtschaft, die nach dem jeweiligen Stand der agrarwissenschaftlichen Erkenntnis betrieben wird, soweit diese gesichert und erprobt ist (Latten 1987). Nach Reschke & Meinert (1999) ist im Gegensatz zur „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ mit dem Begriff „gute fachliche Praxis“ eine „handwerklich saubere Arbeit“ gemeint. Haber (1990) vertritt den Standpunkt des Naturschutzes, wonach der Begriff „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ unpassend und unbrauchbar ist.

Er begründet dies damit, dass unter dem Motto „ordnungsgemäß“ Arten- und Biotopschwund, Bodenerosion und Bodenverdichtung und die stofflichen Belastungen des Grundwassers zugenommen haben und die Massentierhaltung mit ihrer Gülleflut nicht gebremst worden ist. Andere Autoren sind der Meinung, dass der Begriff „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ ein unbestimmter Rechtsbegriff ist, der nicht allgemein verbindlich abgegrenzt werden kann (Steinlin 1988, Paul 1997).

Schuh (1990) führt folgende Gründe an, weshalb der Begriff „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ nicht abschließend definierbar ist:

- auf die landwirtschaftliche Erzeugung wirkt die Summe der natürlichen Standortfaktoren ein,
- aus Betriebs- und Marktstrukturen ergeben sich Präferenzen für bestimmte Erzeugungsrichtungen mit entsprechenden Ansprüchen der einzelnen Fruchtarten,
- die Anforderungen an eine ordnungsgemäße Landwirtschaft sind oft gegenläufiger Art.

Abschließend kann festgestellt werden, dass mit den hier betrachteten Gesetzen, wie Rohmann et al. (1999) für die unverbindlichen Grundsätze der Agrarministerkonferenz von 1993 feststellte, ein Handlungsrahmen abgesteckt wird, der in Abhängigkeit der standörtlichen und betriebspezifischen Gegebenheiten zu konkretisieren ist. Die Einhaltung und der Nachweis über die Einhaltung der Grundsätze der „guten fachlichen Praxis“ stellen auch die Basis für EU-Fördermaßnahmen für die Entwicklung des Ländlichen Raumes durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefond für die Landwirtschaft (EAGFL-Verordnung 1257/1999) dar.

4.3 Ökonomische Anreizprogramme

Um die gesellschaftlichen Erwartungen an eine umweltschonende Landwirtschaft zu erfüllen, gewähren die Europäische Union, der Bund und die Länder Beihilfen und Ausgleichsleistungen sowie Entgelte für Pflegeleistungen. Die größte Bedeutung für den flächendeckenden Gewässerschutz haben dabei die ökonomischen Anreizprogramme, die die Bundesländer im Rahmen der EU-Agrarreform zur Förderung „umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender landwirtschaftlicher Produktionsverfahren“ VO (EWG) 2078/92 umgesetzt haben. Weitere ökonomische Anreize einer umweltverträglicheren Landbewirtschaftung sind das Agrarinvestitionsförderprogramm und verschiedene Regionalprogramme (Frede & Dabbert 1998).

Im Rahmen der Verordnung (EWG) 2078/92 erhalten die Landwirte, die eine ökologisch orientierte Produktionsweise praktizieren, eine Prämie. Diese beinhaltet einen Ausgleich für wirtschaftliche Nachteile und einen Anreiz für Umweltschutzbeiträge. Extensivierungsmaßnahmen im Sinne dieser Verordnung sind unter anderem: Die Reduzierung der Intensität durch verringerten Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die Erhaltung von extensivem Grünland, die Reduzierung des Viehbesatzes, die Umwandlung von Ackerland in extensives Grünland, die Begrünung von Ackerland und die Anlage von Ackerrandstreifen.

Die einzelnen Bundesländer bieten innerhalb VO (EWG) 2078/92 zum einen gebietsspezifische, zum anderen

flächendeckende Programme an, die jeweils mehrere Maßnahmen umfassen. In Baden-Württemberg besteht seit 1992 das Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogramm (MEKA). Nachdem 1999 die Verordnung (EWG) 2078/92 aufgehoben und durch die Verordnung (EG) 1257/1999 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) ersetzt wurde, trat im Jahr 2000 die II. – Stufe des MEKA in Kraft.

Ziel des Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleichs ist es, die Leistungen der Landwirtschaft zur Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft zu belohnen und eine umweltgerechte Landbewirtschaftung zu fördern. Die Teilnahme an MEKA II ist freiwillig. Die Teilnahme ist mit einer 5-jährigen Verpflichtung verbunden. Die Höhe der Zuwendung erfolgt über ein Punktesystem. Je Punkt erhalten die landwirtschaftlichen Betriebe 10 €.

Für die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind folgende Maßnahmen des Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogrammes (MEKA), die einen Beitrag zum Gewässerschutz leisten, von Bedeutung.

A Umweltbewusstes Betriebsmanagement

A1 Regelmäßige Bodenanalysen als Basis für die Grundnährstoff- und Stickstoffdüngung

Im Rahmen dieser Maßnahme sind die Landwirte verpflichtet, regelmäßig Bodenuntersuchungen über die Grundnährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium) und des pH-Wertes durchzuführen. Bei Stickstoff muss mindestens ein Standort/Jahr je im Betrieb angebaute Kultur auf N_{min} untersucht werden. Die P-, K-, Mg-Gehalte und der pH-Wert müssen in einem 5-jährigen Turnus auf allen Schlägen des Betriebes erhoben werden. Die Bodenuntersuchungen werden mit 2-4 Punkten/ha ausgeglichen.

Viehhaltende Betriebe mit Güllewirtschaft müssen zusätzlich zu den Bodenuntersuchungen einmal jährlich den Stickstoffgehalt der Gülle untersuchen. Die Gülleuntersuchung wird mit 3 Punkten ausgeglichen.

A2 Umweltfreundliche Wirtschaftsdünger- ausbringung

Um an der Maßnahme „umweltfreundliche Wirtschaftsdüngerausbringung“ teilnehmen zu können, müssen Ausbringungsverfahren eingesetzt werden, die eine geringe Emission und gleichzeitig eine hohe Verteilgenauigkeit aufweisen (z.B. Schleppschlauch, Gülleinjektor). Die Höhe des Ausgleichs berechnet sich nach der sogenannten „Standardgüllefläche“ und beträgt 2 bzw. 4 Punkte/ha.

Zusätzlich muss jährlich eine Gülleprobe auf ihren Stickstoffgehalt untersucht werden.

A5 Dokumentation umweltrelevanter Bewirtschaftungsmaßnahmen

Die Dokumentation umweltrelevanter Bewirtschaftungsmaßnahmen ist innerhalb des Maßnahmenkataloges „umweltbewusstes Betriebsmanagement“ verpflichtend. Diese Maßnahme beinhaltet schlagbezogene Aufzeichnungen zu Bewirtschaftungsmaßnahmen von allen Flächen des Unternehmens. Die Ausgleichsleistung beträgt 10 Punkte pro Unternehmen.

E Extensive und umweltschonende Pflanzenerzeugung

E2 Verringerung der bedarfsgerechten Stickstoffdüngung auf Ackerflächen um 20 %

Diese Maßnahme kann nur in Verbindung mit den Maßnahmen A1 und A5 durchgeführt werden. Als Auflage muss die bedarfsgerechte Stickstoffdüngung um 20 % auf der gesamten Ackerfläche des Unternehmens reduziert werden.

Die zulässige Stickstoffdüngermenge muss nach einem von der Landwirtschaftsverwaltung vorgegebenen Kalkulationsschema berechnet werden. Die Reduzierung der bedarfsgerechten Düngung wird mit 7 Punkten/ha ausgeglichen.

E3 Begrünungsmaßnahmen im Ackerbau, Gartenbau und bei Dauerkulturen

Auflagen innerhalb dieser Maßnahme sind: Begrünungsaussaat in Form von Unter- oder Blanksaaten bis Mitte September, keine Nutzung des Aufwuchses, Verbleib des Aufwuchses auf der Fläche und Einarbeitung des Aufwuchses incl. Mulchen bei „Herbstbegrünung“ nicht vor Ende November, bei „Winterbegrünung“ nicht vor Ende Februar. Die Ausgleichshöhe beträgt bei „Herbst-

begrünung“ 9 Punkte/ha, bei „Winterbegrünung“ 11 Punkte/ha.

E4 Mulchsaat

Im Rahmen der Maßnahme „Mulchsaat“ müssen die Hauptfrüchten ohne oder mit Saatbettbereitung, jedoch ohne Umbruch, in die oberflächlich verbleibende organische Substanz von Begrünungen oder Ernterückständen der Vorfrucht, eingesät werden. Eine intensive Bodenbearbeitung ist höchstens bis zur Saattiefe erlaubt. Für die Anwendung der „Mulchsaat“ werden 6 Punkte/ha als Ausgleich gewährt.

5 Aufbau des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach

5.1 Allgemeines

Das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) dient der Lokalisation landwirtschaftlich genutzter Flächen, die hinsichtlich Bodenabtrag und Nitratauswaschung austragsgefährdet sind sowie als Grundlage für eine landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung, die gezielt auf den austragsgefährdeten Nutzflächen ansetzt. Das LISA soll im Hinblick auf eine Übertragung in andere Gewässereinzugsgebiete aufgebaut werden.

Aus Abbildung 5-1 ist die Struktur des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA) ersichtlich. In das LISA werden verschiedene Daten zu Klima, Topographie, Boden und Land-

nutzung integriert, um anschließend eine Landschafts- und Belastungsanalyse hinsichtlich Nitratauswaschung und Bodenabtrag durchzuführen. Die austragsgefährdeten Flächen werden über Modelle lokalisiert, da Messungen vor Ort zu arbeits- und kostenaufwändig sind.

Geodaten lassen sich in Punkt-, Linien- und Flächendaten, analoge und digitale Daten unterscheiden. Digitale Daten, die nicht direkt von Geographischen Informationssystemen (GIS) verarbeitet werden können und analoge Daten müssen zunächst umgewandelt werden (z.B. durch Digitalisierung), um in das GIS integriert werden zu können. Aufgrund der Anforderung und der Ziele des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach müssen die Daten folgende Bedingungen erfüllen.

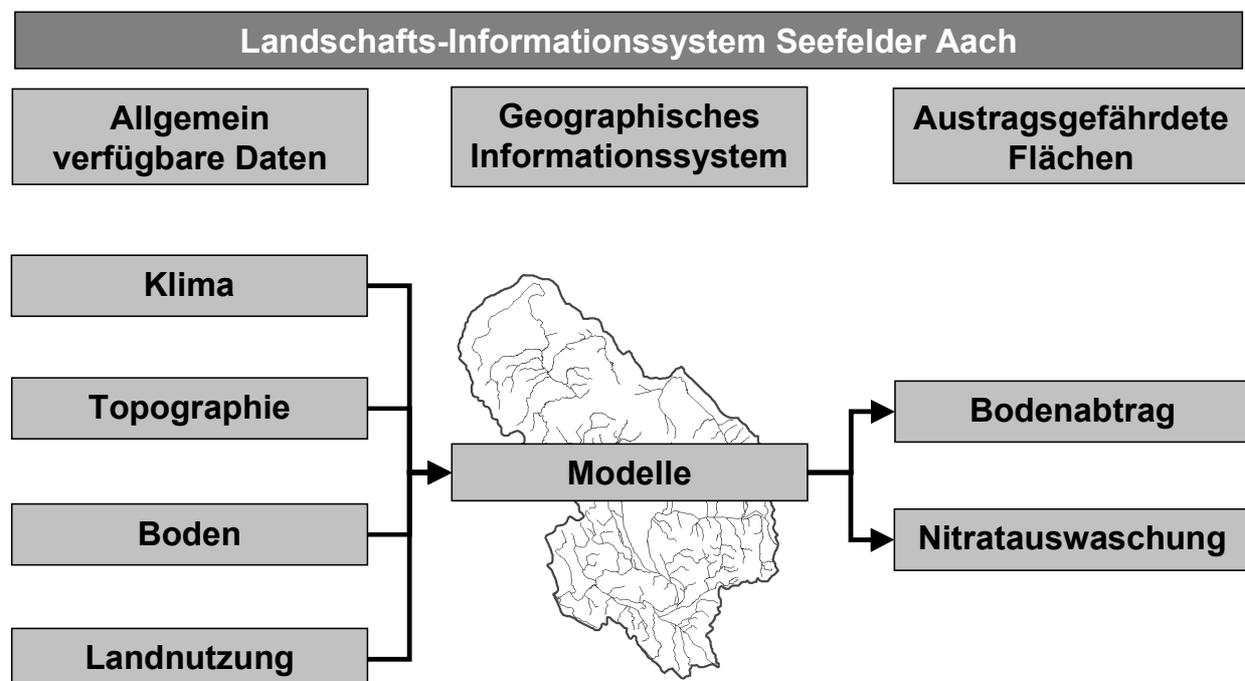


Abbildung 5-1: Aufbau des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA)

Sie sollten:

- flächendeckend vorhanden,
- bezahlbar,
- landesweit verfügbar und
- relevant für die Beratung sein.

Um das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach als Beratungsinstrument einsetzen und in andere Gewässereinzugsgebiete übertragen zu können,

- muss die Integration von allgemein verfügbaren Daten in die Modelle möglich sein
- und müssen die Modelle den Standort- und Bewirtschaftungseinfluss der Austragspfade Bodenabtrag und Nitratauswaschung widerspiegeln.

Das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) beinhaltet ein geographisches Informationssystem (GIS). Nach Bill & Fritsch (1999) dienen Geographische Informationssysteme

- als Daten- und Informationsspeicher und deren Verwaltung,

- der Verarbeitung und Verknüpfung von Punkt-, Linien- und Flächendaten,
- zur Datenaggregation, -analyse, -synthese,
- zur Simulation von Modellen (z.B. Bodenabtrag und Nitratauswaschung),
- zur Simulation von Szenarien und
- zur Kartendarstellung.

Grundlage für das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) bildet die Software ArcViewTM Version 3.2 der Firma ESRI mit den lizenzpflichtigen Erweiterungen „Spatial Analyst“ und „3D Analyst“. Zur Modellierung des Bodenabtrages wurden zusätzliche Erweiterungen verwendet, die unter <http://www.esri.com> kostenlos zur Verfügung gestellt werden. Als Datenbank wurde MS AccessTM eingesetzt. Die GIS-Software war auf einem Rechner mit einem 500 MHz Prozessor, mit 128 MB RAM unter dem Betriebssystem MS Windows NTTM installiert.

5.2 Modellformulierung – Bodenerosion durch Wasser

Es existieren verschiedene Schätzverfahren, mit denen sich das Erosionsrisiko bestimmen lässt. Deren Ergebnisse dienen als Indikatoren, mit denen die potenzielle Gewässergefährdung abgeschätzt werden kann. Die flächenhafte Bodenerosion lässt sich mit Hilfe einer empirischen Schätzgleichung hinreichend genau bestimmen. Dies ist die Universal Soil Loss Equation (USLE)

nach Wischmeier & Smith (1978) bzw. deren an deutsche Verhältnisse angepasste Form, die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach Schwertmann et al. (1990). Sie beschreibt in mathematischer Form den Zusammenhang zwischen sechs erosionsbestimmenden Faktoren und dem Bodenabtrag. In dieser Gleichung werden die erosionssteuernden Faktoren multiplikativ miteinander verknüpft. Die ABAG lautet (Schwertmann et al. 1990):

$$A = R^1 \cdot K^2 \cdot L^2 \cdot S^1 \cdot C^3 \cdot P^3 \quad [t/ha \cdot a]$$

Dabei lauten die einzelnen Größen:

- A: langjähriger mittlerer Bodenabtrag [t/ha • a]
- R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor [Newton/ha • a]
Maß für die regionale Erosionskraft der Niederschläge eines Jahres
- K: Bodenerodierbarkeitsfaktor [(t/(ha • a))/(Newton/(ha • a))]
Abtrag eines bestimmten Bodens je R-Einheit auf einem Standardhang (22 m Länge, 9 % Gefälle, Schwarzbrache)
- L: Hanglängenfaktor [dimensionslos]
Verhältnis zwischen dem Abtrag auf einem beliebig langen Hang zum Abtrag auf einem Standardhang mit 22 m Länge
- S: Hangneigungsfaktor [dimensionslos]
Verhältnis zwischen dem Abtrag auf einem beliebig steilen Hang zum Abtrag auf einem Standardhang mit 9 % Gefälle
- C: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [dimensionslos]
Verhältnis zwischen dem Abtrag auf einem Hang mit beliebiger Bewirtschaftung zum Abtrag auf einem Hang unter Schwarzbrache
- P: Erosionsschutzfaktor [dimensionslos]
Verhältnis zwischen dem Abtrag auf einem Hang mit speziellen Erosionsschutzmaßnahmen zum Abtrag auf einem Hang, der in Gefällerrichtung bearbeitet wird.

¹⁾: vom Landwirt nicht beeinflussbare Faktoren = standortbedingte Erosionsgefahr

²⁾: vom Landwirt nur begrenzt beeinflussbare Faktoren

³⁾: vom Landwirt beeinflussbare Faktoren = bewirtschaftungsabhängige Erosionsgefahr

Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor)

Menge und Energie des Niederschlags bilden die Basis des erosionsauslösenden Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktor) der ABAG. Er beschreibt die Zerstörung und Lösung von Bodenteilchen durch aufprallende Regentropfen und den Transport der Bodenteilchen durch Oberflächenabfluss. Als erosiv gilt ein Regenereignis, wenn die Niederschlagshöhe bei mindestens 10 mm oder seine Intensität bei mindestens 5 mm/ 30 min liegt. Nach Sauerborn (1994) korreliert der R-Faktor mit Jahres- bzw. Sommerniederschlagssummen. Somit werden aufwändige Berechnungen des R-Faktors über Intensität und Energie der Einzelniederschläge überflüssig.

Sauerborn (1994) ermittelte durch Regressionsanalysen eine Beziehung zwischen Niederschlag und R-Faktoren. Für Baden-Württemberg gilt folgende Beziehung:

$$R = -7,31 + 0,1039 \cdot N_j \quad [\text{N/ha} \cdot \text{a}] \\ (r=0,9586)$$

N_j : Jahresniederschlag

Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor)

Die Erosionsanfälligkeit des Bodens wird mit dem Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) der ABAG beschrieben. Besonders erosionsanfällig sind schluff- und feinstsandreiche Böden. Ein hoher Ton- oder Steingehalt wirkt der Erosionsanfälligkeit entgegen. Der K-Faktor wird nach Wischmeier und Smith (1978) aus der Korngrößenzusammensetzung, dem Humusgehalt, der Größe aggregierter Bodenteilchen und der Wasserdurchlässigkeit des Oberbodens bestimmt.

Culterra 37, 2004

Topographiefaktor (LS-Faktor)

Durch den Topographiefaktor (LS-Faktor) wird der Einfluss des Reliefs auf den Prozess der Bodenerosion durch Oberflächenabfluss zum Ausdruck gebracht. Der Bodenabtrag einer geeigneten Fläche nimmt mit zunehmender Neigung und mit zunehmender Hanglänge zu. Der LS-Faktor gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines beliebig geneigten und beliebig langen Hanges zum Abtrag des Standardhanges (Länge = 22,1 m, Hangneigung = 9 %) unter sonst gleichen Bedingungen an (Schwertmann et al. 1990).

Die sogenannte „erosive Hanglänge“ ist die Länge zwischen der Stelle am Hang, wo im Mittel der Ereignisse der Oberflächenabfluss einsetzt und der Stelle, wo am Unterhang die Ablagerung von Bodenmaterial (Sedimentation) beginnt, oder das Wasser in einen Vorfluter eintritt.

Der Hanglängenfaktor (L) wird nach folgender Formel berechnet:

$$L = (l/22.1)^m$$

L: L-Faktor [dimensionslos]

l: Hanglänge [m]

m: Hanglängenexponent, abhängig von der Hangneigung (α) in %

$$m = 0.15 \quad \text{für } \alpha \leq 0.5 \%$$

$$m = 0.20 \quad \text{für } 0.5 \% < \alpha \leq 1.0 \%$$

$$m = 0.30 \quad \text{für } 1 \% < \alpha \leq 3.5 \%$$

$$m = 0.40 \quad \text{für } 3.5 \% < \alpha \leq 5.0 \%$$

$$m = 0.50 \quad \text{für } \alpha > 5.0 \%$$

Für den Hangneigungsfaktor gilt nach Feldwisch (1995) folgende Beziehung:

Für Neigungen ≤ 9 % Hangneigung:

$$S = 10.641 \sin \alpha + 0.063$$

mit α Hangneigung in $^{\circ}$

Für Neigungen > 9 % Hangneigung:

$$S = 16.8 \sin \alpha - 0.5$$

mit α Hangneigung in $^{\circ}$

Die Hanglänge und Hangneigung werden für einzelne Ackerflächen vor Ort durch Messung erhoben. Der LS-Faktor wird dann über ein Nomogramm bei Schwertmann et al. (1990) ermittelt.

Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor)

Der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor), der ausschließlich durch den Landwirt beeinflusst wird, beschreibt die Wirkung der Bodenbedeckung mit Pflanzen oder Mulch sowie der Bodenbearbeitung auf die Bodenerosion. Er wird immer für eine gesamte Fruchtfolge angegeben und kann Werte zwischen 0,01 und 0,4 annehmen.

Erosionsschutzfaktor (P-Faktor)

Ähnlich wie der C-Faktor gibt der dimensionslose Erosionsschutzfaktor (P-Faktor) das Verhältnis an, um wie viel der Bodenabtrag einer Parzelle durch Maßnahmen wie Terrassierungen oder Konturpflügen vermindert wird. Konturpflügen würde z.B. den Bodenabtrag einer 40 m langen Parzelle mit einem Gefälle zwischen 9 und 12 % um 60 % vermindern (Wischmeier & Smith 1978).

Tolerierbarer Bodenabtrag

Die Toleranzgrenze T [t/ha•a] wurde nach Schwertmann et al. (1990) so festgesetzt, dass das natürliche Ertragspotenzial in einem Zeitraum von etwa 300 – 500 Jahren nicht entscheidend geschwächt wird. Nach Gündra et al. (1995) erlaubt die Ausweisung eines tolerierbaren Bodenabtrags, das Ausmaß von gemessenen oder berechneten Bodenabträgen zu bewerten. Er dient der Abschätzung des Bodenerosionsrisikos und ist somit als Entscheidungshilfe für Erosionsschutzmaßnahmen geeignet. Der tolerierbare Abtrag errechnet sich aus folgender Formel und ist aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung ableitbar (Schwertmann et al. 1990):

$$\text{tol. Abtrag [t/ha•a]} = \text{Acker- oder Grünlandzahl}/8$$

Bodenerosionsrisiko

Die Bewertung des Bodenerosionsrisikos sollte nach Gündra et al. (1995) reproduzierbar sein und einen Bezug zu den natürlichen und anthropogenen Faktoren des Bodenerosionsgeschehens haben. Eine erste Annäherung für die Bewertung des Bodenerosionsrisikos stellt die Berechnung des Verhältnisses von berechnetem Bodenabtrag und tolerierbarem Bodenabtrag dar.

$$\text{Risiko} = \frac{\text{Bodenabtrag [t/ha•a]}}{\text{tol. Bodenabtrag [t/ha•a]}}$$

Ist das Verhältnis für das Bodenerosionsrisiko kleiner 1, ist der berechnete Bodenabtrag kleiner als der tolerierbare Abtrag. Bei einem Verhältnis über 1 übersteigt der berechnete Bodenabtrag tolerierbare Werte.

Liegt das Verhältnis über 2, kann davon ausgegangen werden, dass der berechnete Bodenabtrag den tolerierbaren Abtrag deutlich übersteigt. Das Bodenerosionsrisiko gibt somit Auskunft über die Dringlichkeit eines Handlungsbedarfs zum Schutz der Böden vor Erosion durch Wasser.

Bewertung von flächenhaften Bodenabträgen

In Tabelle 5-1 ist aus Sicht des Gewässerschutzes die Bewertung flächenhafter Bodenabträge nach Frede & Dabbert (1998) dargestellt. Gegenüber dem Ansatz der tolerierbaren Bodenabträge,

die pflanzenbaulich begründet sind (Schwertmann et al. 1990), werden hier die Gefährdungsklassen unabhängig von der Bodenmächtigkeit definiert.

Standortbedingtes Erosionsrisiko

Nach Frede & Dabbert (1998) ergibt sich das standortbedingte Erosionsrisiko, wenn man die Faktorenwerte R, K, L und S miteinander multipliziert. In Tabelle 5-2 sind die Gewässergefährdungsklassen in Abhängigkeit vom standortbedingten Erosionsrisiko dargestellt, unter der Annahme, dass der C-Faktor maximal den Wert 0,2 besitzt.

Tabelle 5-1: Klassen der potenziellen Gewässergefährdung durch Bodenabträge (nach Frede & Dabbert 1998)

Gefährdungsklassen:	Bodenabtrag [t/ ha • a]
sehr gering	< 2
gering	2 – < 4
mittel	4 – < 6
hoch	6 – < 8
sehr hoch	≥ 8

Tabelle 5-2: Gewässergefährdungsklassen in Abhängigkeit vom standortbedingten Erosionsrisiko (verändert nach Frede & Dabbert 1998)

Gefährdungsklassen:	Standortbedingter Bodenabtrag [t/ ha • a]
sehr gering	< 10
gering	10 – 20
mittel	20 – 30
hoch	30 – 40
sehr hoch	≥ 40

5.3 Modellformulierung – Nitrat austrag mit dem Sickerwasser

Das Risiko, dass Nitrat aus einem Boden ausgewaschen wird, lässt sich näherungsweise über die relative Austauschhäufigkeit des Bodenwassers quantifizieren (AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten 1992, DVWK 1996). Zur Abschätzung der Auswaschungsgefahr müssen das Wasserspeichervermögen des Bodens bzw. das pflanzenverfügbare Bodenwasser und die Sickerwassermenge ermittelt werden. Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers gibt an, wie oft das Bodenwasser innerhalb eines Jahres durch versickerndes Niederschlagswasser ausgetauscht, also in Richtung Grundwasser verdrängt wird. Je häufiger dies geschieht, desto größer ist die Gefahr,

dass leicht verlagerbare Stoffe, wie z.B. Nitrat, ins Grundwasser gelangen.

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers kann nach Frede & Dabbert (1998) in vier Schritten bestimmt werden:

1. Schritt: Bestimmung der Bodenartenuntergruppe
2. Schritt: Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität bzw. des pflanzenverfügbaren Wassers
3. Schritt: Ermittlung der Sickerwassermenge
4. Schritt: Berechnung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

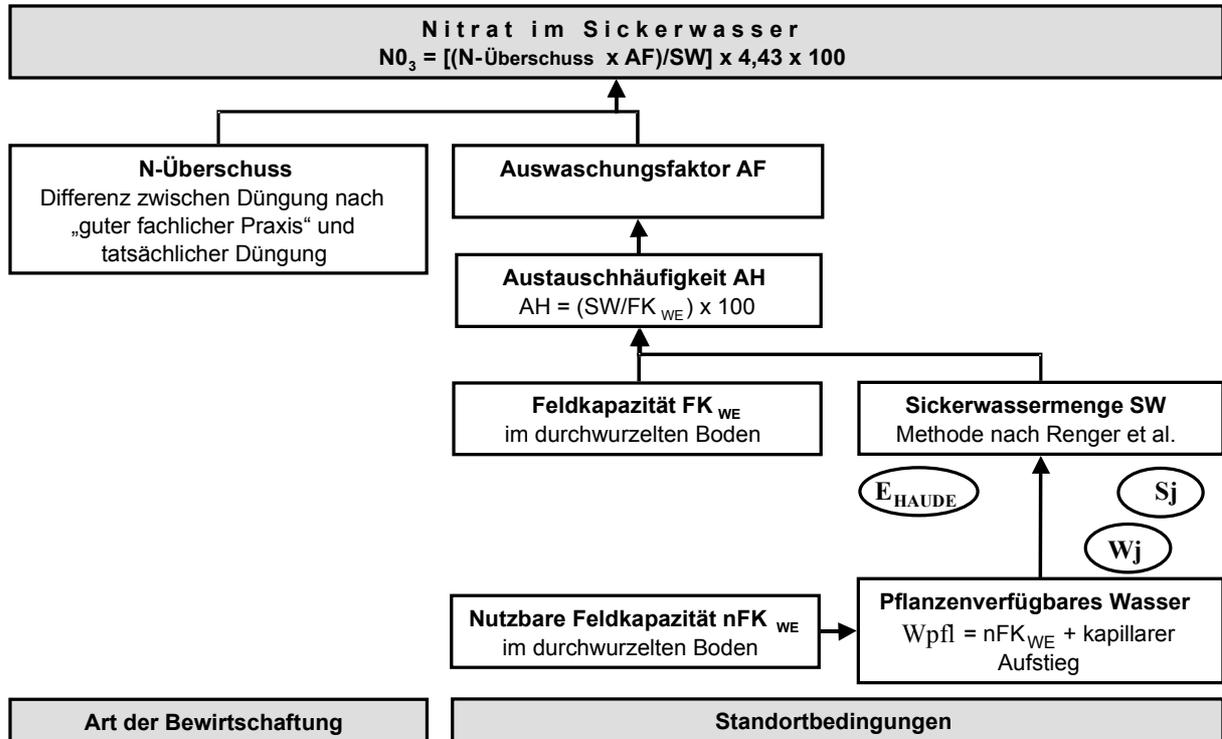


Abbildung 5-2: Faktoren zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser

Aus der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers lässt sich der Auswaschungsfaktor berechnen. Die potenzielle Nitratkonzentration des Sickerwassers wird dann aus dem Verhältnis zwischen N-Überschuss, Auswaschungsfaktor und der Sickerwassermenge berechnet. Abbildung 5-2 zeigt die Faktoren zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Bestimmung der Bodenartenuntergruppe

Die Hauptgruppen der Bodenarten (Sand, Lehm, Schluff, Ton) lassen sich in Untergruppen aufteilen, wobei die jeweiligen Anteile der Kornfraktionen die Untergliederung bestimmen. Die Bodenartenuntergruppen sind Basis für die bodenkundlichen Kennwerte Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK).

Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität bzw. des pflanzenverfügbaren Wassers

Die Feldkapazität (FK) beschreibt die Fähigkeit des Bodens, Wasser zu speichern. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) umfasst die gespeicherte Wasser-

menge des Bodens, die von den Pflanzen genutzt werden kann. Die Größe nFK_{WE} ist die Summe der nFK der durchwurzelten Bodenhorizonte. Bei grundwasserbeeinflussten Böden ergibt sich die gesamte, für Pflanzen verfügbare Wassermenge (W_{pfl}) aus der Summe von nFK_{WE} und der kapillar aus dem Grundwasser aufsteigenden Wassermenge. Die kapillare Aufstiegsmenge (Ka) berechnet sich nach:

$$Ka = KR \cdot \text{Hauptwachstumszeitspanne} \quad [\text{mm}]$$

Die kapillare Aufstiegsrate (KR) hängt vom Abstand des Grundwasserhorizonts bis zur Untergrenze des effektiven Wurzelraums und der Bodenart ab.

Tabelle 5-3 zeigt die Hauptwachstumszeitspannen für verschiedene Kulturarten.

Durch Addition der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum und der kapillaren Aufstiegsmenge wird das pflanzenverfügbare Bodenwasser (W_{pfl}) ermittelt.

$$W_{pfl} = nFK_{WE} + Ka \quad [\text{mm}]$$

Tabelle 5-3: Hauptwachstumszeitspannen für verschiedene Fruchtarten (nach Frede & Dabbert 1998)

Kultur:	Tage:
Getreide	60
Hackfrüchte, Mais, einjähriger Futterbau	90
Grünland, mehrjähriger Futterbau, Getreide inkl. Zwischenfrüchte	120

Ermittlung der Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge lässt sich näherungsweise mit Hilfe des pflanzenverfügbaren Wassers, der Winter- und Sommerniederschlagsmenge und der potenziellen Evapotranspiration nach Haude – sie entspricht der maximalen

Verdunstung auf der Boden- und Pflanzenoberfläche – bestimmen. Renger et al. (1990) haben folgende Gleichungen für die Acker- und Grünlandnutzung entwickelt, mit denen sich die Sickerwassermenge ermitteln lässt:

Ackerflächen:

$$V = 0,92 \cdot W_j + 0,61 \cdot S_j - 153 \log W_{pfl} - 0,12 \cdot E_{Haude} + 109$$

Grünlandflächen:

$$V = 0,90 \cdot W_j + 0,52 \cdot S_j - 286 \log W_{pfl} - 0,10 \cdot E_{Haude} + 330$$

V: Sickerwassermenge [mm/a]

W_j: Winterniederschlag (01.10. – 31.03.) [mm]

S_j: Sommerniederschlag (01.04. – 30.09.) [mm]

W_{pfl}: pflanzenverfügbares Wasser [mm]

E_{Haude}: Evapotranspirationsfaktor nach Haude [mm/a]

Die Berechnung der Evapotranspiration nach Haude (DVWK 1996) ist eine einfache Möglichkeit die potenzielle Verdunstung abzuschätzen. Sie kommt mit allgemein verfügbaren Eingabedaten aus und liefert Werte, die für längere Perioden (Monate) den Ergebnissen komplizierterer Modelle (z.B. Penman) nahe kommen. Zur Verdunstungsberechnung nach Haude werden folgende Daten benötigt:

- relative Luftfeuchte: f [%] um 14.00 Uhr
- Temperatur: T [°C] um 14.00 Uhr
- Haude-Koeffizient:
monatsspezifische Haude-Faktoren [mm/hPa]

Die potenzielle Evapotranspiration leitet sich aus folgender Formel ab:

$$ETP = a \cdot es \cdot (1-f/100) \text{ [mm/d]}$$

a: Haude-Koeffizient

es: Sättigungsdampfdruck der Luft (berechnet nach Magnus-Formel aus der Lufttemperatur)

$$es = 6,11 \cdot 10^{(7,5 \cdot T / (237,3 + T))}$$

Berechnung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers wird benötigt, um die Auswaschungswahrscheinlichkeit von Nitrat abzuschätzen. Die Austauschhäufigkeit (AH) lässt sich mit Hilfe der Sickerwassermenge (SW) und der Feldkapazität im durchwurzelten Boden (FK_{WE}) berechnen.

$$AH = (SW / FK_{WE}) \cdot 100 \text{ [% je Jahr]}$$

Austauschhäufigkeiten kleiner 100 % bedeuten, dass das Bodenwasser im Jahresdurchschnitt nicht komplett ausgetauscht wird. Werte über 100 % sagen, dass das Bodenwasser mehr als einmal im Jahr ausgetauscht wird. Je höher die Austauschhäufigkeit, desto größer ist die Auswaschungswahrscheinlichkeit von Nitrat. Dieser Zusammenhang wird bei der Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser durch den Auswaschungsfaktor (AF) berücksichtigt. Dabei gilt:

$$AF = 1$$

bei Austauschhäufigkeiten $\geq 100 \%$

$$AF = AH/100$$

bei Austauschhäufigkeiten $< 100 \%$

Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (NO_3^- i.S.) im Mittel der Fruchtfolge lässt sich mit einem Schätzverfahren bestimmen, das die aktuelle Bewirtschaftung hinsichtlich der Nitrat-auswaschungsgefahr bewertet. Um diese zu bestimmen, werden drei Angaben benötigt:

- das N-Auswaschungspotenzial,
- die Sickerwassermenge und
- der Auswaschungsfaktor.

Das N-Auswaschungspotenzial berechnet sich aus der N-Flächenbilanz, der Netto-Mineralisation bzw. Netto-Immobilisation und der Denitrifikation im Wurzelraum.

$$\text{NO}_3 \text{ i.S.} = [(\text{N}_{\text{Bil}} + M - I - D) \cdot AF/SW] \cdot 4,43 \cdot 100 \quad [\text{mg/l}]$$

NO_3 i.S.: potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l]

N_{Bil} : N-Flächenbilanz [kg/ha • a]

M: Netto-Mineralisation [kg/ha • a]

I: Netto-Immobilisation [kg/ha • a]

D: Denitrifikation

AF: Auswaschungsfaktor

SW: Sickerwasser [mm bzw. l/m^2]

4,43: Umrechnungsfaktor von Stickstoff zu Nitrat

100: Umrechnungsfaktor

Für Böden, die sich im Gleichgewicht befinden, kann vereinfachend davon ausgegangen werden, dass sich Mineralisation und Immobilisation gegenseitig ausgleichen und insofern keine Netto-Mineralisation/-Immobilisation

unterstellt werden kann (Frede & Dabbert 1998). Die Gleichung zur Ermittlung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser vereinfacht sich dann wie folgt:

$$\text{NO}_3^- \text{ i.S.} = [(\text{N}_{\text{Bil}} \cdot AF)/SW] \cdot 4,43 \cdot 100 \quad [\text{mg/l}]$$

Die ermittelten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen des Sickerwassers lassen sich in fünf Gefährdungsklassen einordnen (Tabelle 5-4).

Aufgrund des Verdünnungseffektes erhöht sich grundsätzlich mit steigender Sickerwassermenge auch die Toleranzgrenze des auswaschbaren Stickstoffs.

Um den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg NO₃⁻/l im Sickerwasser einzuhalten, dürfen die in Tabelle 5-5 aufgeführten maximalen N-Auswaschungspotenziale innerhalb von ein oder zwei Fruchtfolgen nicht überschritten werden.

Tabelle 5-4: Bewertung des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser (nach Frede & Dabbert 1998)

Gefährdungsklasse:	Nitrat im Sickerwasser [mg/l]:
sehr gering	< 15
gering	15 - ≤ 25
mittel	25 - ≤ 35
hoch	35 - ≤ 50
sehr hoch	≥ 50

Tabelle 5-5: Tolerierbares, maximales N-Auswaschungspotenzial bei verschiedenen Sickerwassermengen, bei denen der Grenzwert von 50 mg NO₃⁻/l eingehalten wird (nach Frede & Dabbert 1998)

Sickerwassermenge [mm/a]	Tolerierbares N-Auswaschungspotenzial [kg N/ha]:
100	11
200	23
300	34
400	45
500	68

5.4 Eingangsdaten

Tabelle 5-6 zeigt die Eingangsdaten, die zur Berechnung des mittleren jährlichen Bodenabtrages und der potenziellen

Nitratkonzentration des Sickerwassers im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) verwendet wurden.

Tabelle 5-6: Eingangsdaten des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA) zur Berechnung des Bodenabtrags und der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Eingangsdaten:	Format:	Bezugsquelle:	Verwendung
Einzugsgebiet der Seefelder Aach	digital	Gewässerdirektion Donau/Bodensee – Bereich Ravensburg	- Abgrenzung des Untersuchungsgebietes
Amtliches Liegenschaftskataster (ALK)	digital	Landesanstalt für Umweltschutz	- Abgrenzung der Flurstücke
Tageswerte Niederschlagsstationen	digital	Deutscher Wetterdienst	- R-Faktor - Winter- und Sommer-niederschläge
Tageswerte Klimastationen	digital	Deutscher Wetterdienst	- Evapotranspirationskoeffizient nach Haude
Bodenschätzung des Amtlichen Liegenschaftsbuches (ALB)	digital	Landesvermessungsamt	- K-Faktor
Grablochbeschreibungen der Schätzungsbücher für Ackerland und Grünland	analog	Finanzämter in Überlingen und Sigmaringen	- Feldkapazität - nutzbare Feldkapazität - Pflanzenverfügbares Wasser im Wurzelraum
Höhenlinien der Deutschen Grundkarte 1:5 000 (DGK 5)	analog	Landesvermessungsamt	- LS-Faktor
Integriertes Verwaltungs- und Kostrollsystem (InVeKoS)	digital	EBZI ¹⁾	- Landnutzung - C-Faktor
Expertenwissen			- P-Faktor - N-Düngebilanz

¹⁾Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik (EBZI) des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneuordnung und Landentwicklung

Topographische Daten sind die Grundlage für die Erstellung des Flächenbezuges der Parameter im LISA. Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde von der Gewässerdirektion Donau/Bodensee-Bereich Ravensburg abgegrenzt.

Die zu betrachtenden Flächen (Flurstücke) werden für das Einzugsgebiet vom Amtlichen Liegenschaftskataster (ALK) abgeleitet. Die Nutzungs- bzw. Schlaggrenze entspricht meist nicht der Flurstücksgrenze. Die Bezugsgröße für das LISA stellen somit die Flurstücke dar. Parameter (z.B. Daten der Bodenschätzung, Nutzung), die pro Flurstück

in unterschiedlicher Ausprägung auftreten, wurden nach ihren Flächenanteilen den Flurstücken zugeordnet. Dabei wurden jeweils die Ausprägungen mit dem größten Flächenanteil den Flurstücken zugeteilt. Das ALK wurde von der Landesanstalt für Umweltschutz (LFU) Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt und vom Landesvermessungsamt erstellt. Aus Abbildung 5-3 ist ersichtlich, dass für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach das ALK noch nicht flächendeckend vorliegt. Ende 2001 waren 30216 Flurstücke (= 86 % der Fläche) im Einzugsgebiet erfasst.

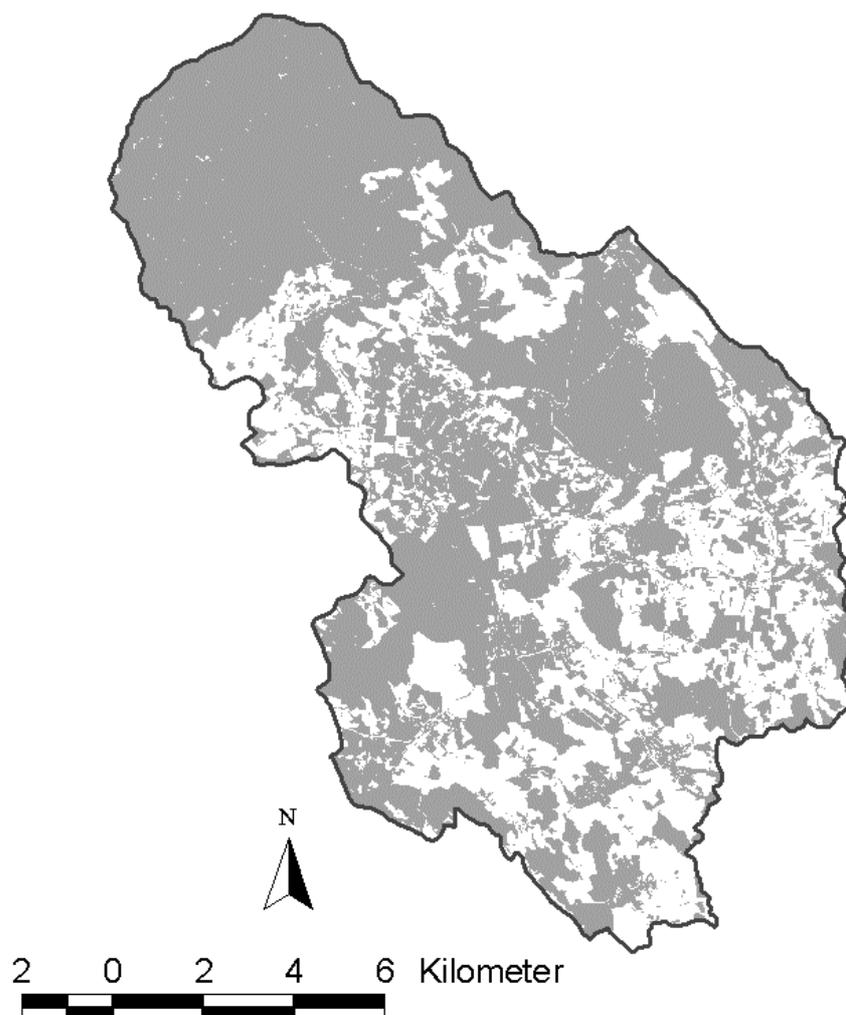


Abbildung 5-3: Flächen des Amtlichen Liegenschaftskatasters im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (weiß: noch nicht erfasste Flächen)

Die Lage der Niederschlagsstationen, die im LISA verwendet wurden, ist aus Abbildung 5-4 ersichtlich. Es fällt auf, dass nur zwei Stationen im Einzugsgebiet liegen. Sechs Stationen sind weniger als 5 km vom Einzugsgebiet entfernt. Die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) bereitgestellten Niederschlagsdaten sind Tageswerte für den Zeitraum vom 01.01.1987 bis 31.12.1996. Der Jahresniederschlag bildet die Grundlage für die Berechnung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktors) der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung. Winter- (01.10.–31.03.) und Sommerniederschlag (01.04.–30.09.) werden zur Berechnung der Sicker-

wassermenge benötigt. Zur Berechnung der Evapotranspiration werden Klimadaten (z.B. Temperatur, relative Luftfeuchte) benötigt, die von den Klimastationen des DWD erfasst werden. Die Lage der Klimastationen, die im Landschaftsinformationssystem berücksichtigt wurden, ist aus Abbildung 5-5 ersichtlich. Zur Berechnung der Evapotranspiration wurden die Daten von sechs Klimastationen verwendet, die am nächsten zum Einzugsgebiet liegen. Die vom DWD bereitgestellten Klimadaten sind ebenfalls Tageswerte für den Zeitraum vom 01.01.1987 bis 31.12.1996.

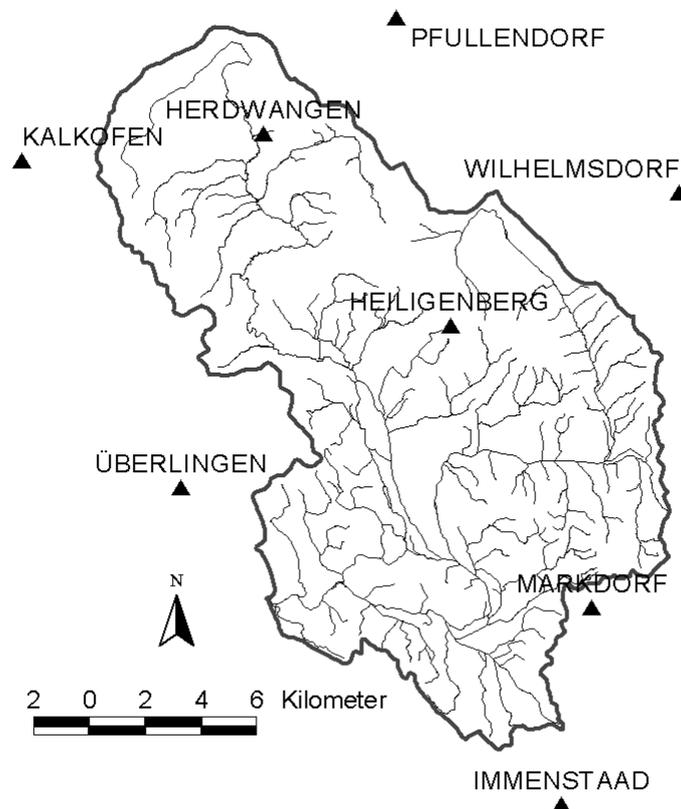


Abbildung 5-4: Lage der im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendeten Niederschlagsstationen



Abbildung 5-5: Lage der im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendeten Klimastationen

Die Bodendaten, die in den Modellen verwendet wurden, basieren auf dem Automatisierten Liegenschaftsbuch (ALB) des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg. Das ALB enthält Angaben über Flurstücke und Gebäude sowie die Ergebnisse der amtlichen Bodenschätzung bei landwirtschaftlichen Flächen. Das ALB liegt flächendeckend für ganz Baden-Württemberg vor. Die Daten der Bodenschätzung wurden digital vom Landesvermessungsamt Baden-Württemberg in Form des Ausgabesatzes „WLDGE“ bezogen. In diesem Ausgabesatz sind neben der Flurstückskennziffer und der Flächengröße folgende Angaben des Klassenzeichens der Bodenschätzung enthalten: Bodenart, Entstehung, Acker- bzw. Grünlandzahl. Für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach lagen zum Bearbeit-

ungsstand im Januar 2001 für diesen Ausgabesatz insgesamt 28 613 Datensätze vor. Die Klassenzeichen der Bodenschätzung bilden die Grundlage zur Berechnung des Bodenerodierbarkeitsfaktors (K-Faktors) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG). Die Bodenarten der Bodenschätzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind in Abbildung 5-6 dargestellt.

Die verschiedenen Bodenwasserhaushaltsgrößen (nutzbare Feldkapazität, Feldkapazität, pflanzenverfügbares Wasser) wurden aus den Grablochbeschrieben der Bodenschätzung abgeleitet, die in den Schätzungsbüchern für Ackerland und Grünland aufgezeichnet sind. Die Beschriebe sind flächendeckend für das Bundesgebiet vorhanden und können bei den zuständigen Finanzämtern eingesehen werden.

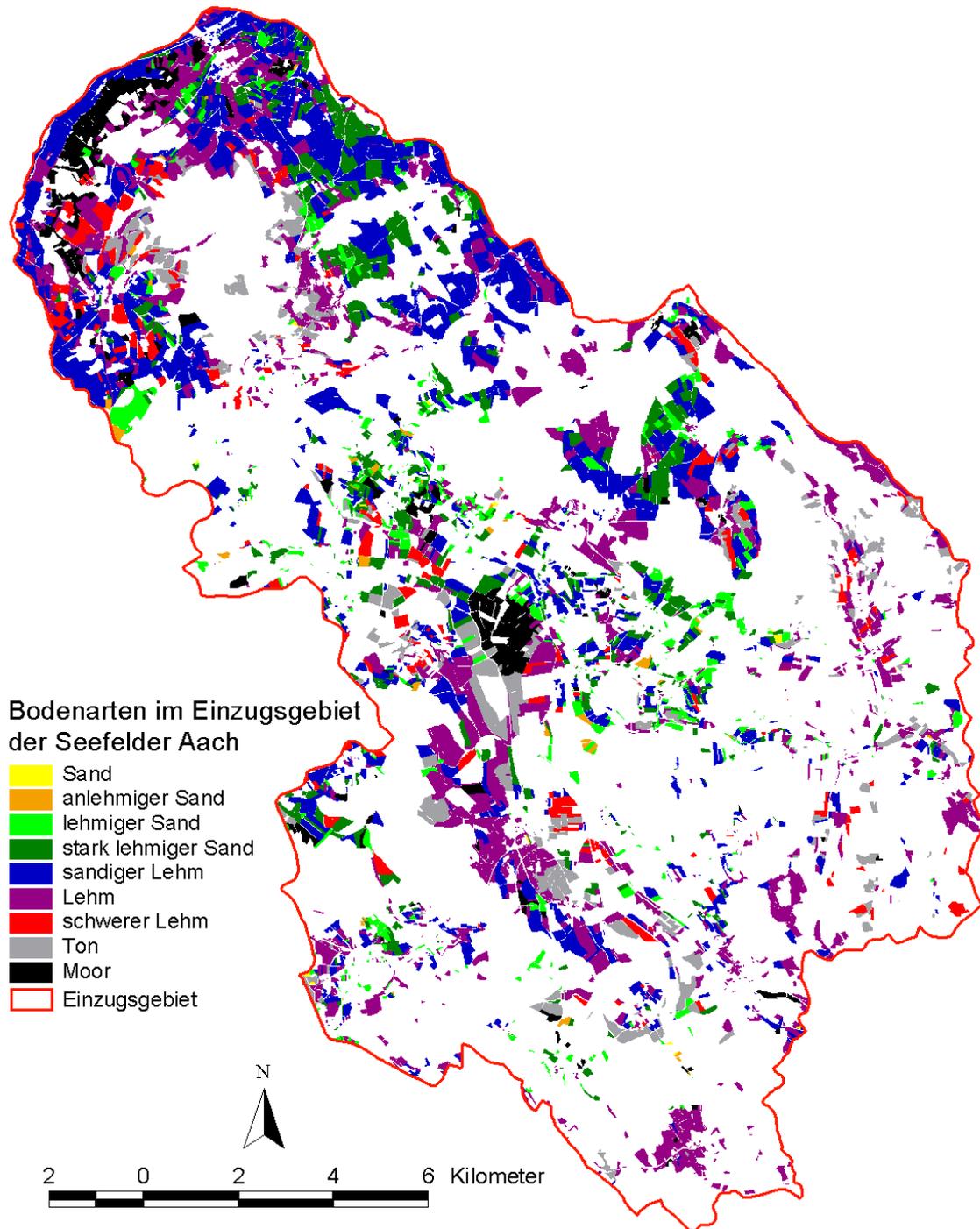


Abbildung 5-6: Bodenarten nach Bodenschätzung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
(weiß: keine Daten vorhanden
Datenquelle: Amtliches Liegenschaftsbuch)

Die Höhenlinien der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5000 (DGK 5) bildeten die Grundlage für die Erstellung eines Höhenmodells, das benötigt wird, um den Topographiefaktor (LS-Faktor) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung GIS-gestützt zu berechnen. Die Kartenblätter der DGK 5 können in analoger Form bei den zuständigen Vermessungsämtern bezogen werden.

Für die Abschätzung des Bodenabtrages und der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser werden flächendeckend und flächenscharf Angaben zu den jeweils angebauten Kulturarten über mehrere Jahre benötigt. Die Daten zur Landnutzung wurden vom Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik (EBZI) des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneuordnung und Landentwicklung bereitgestellt. Die Nutzung ist für diejenigen Flächen verfügbar, die im Rahmen des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems

(InVeKoS) beim EBZI erfasst sind. Eine weitere Beschränkung zur Nutzung dieser Daten besteht darin, dass sie nur innerhalb der Landwirtschaftsverwaltung Baden-Württembergs genutzt werden können, sofern die Landwirte ihr Einverständnis gegeben haben. Im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) werden für die Erosionsmodellierung nur Ackerflächen, im Modell zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser Acker- und Grünlandflächen berücksichtigt (Abbildung 5-7).

Der Erosionsschutzfaktor (P-Faktor) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung wurde über vorhandenes Wissen, das beim zuständigen Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur vorlag und eigene Erfahrungen abgeleitet. Die N-Düngebilanz wurde im Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ermittelt (vgl. Kapitel 10.2.2).

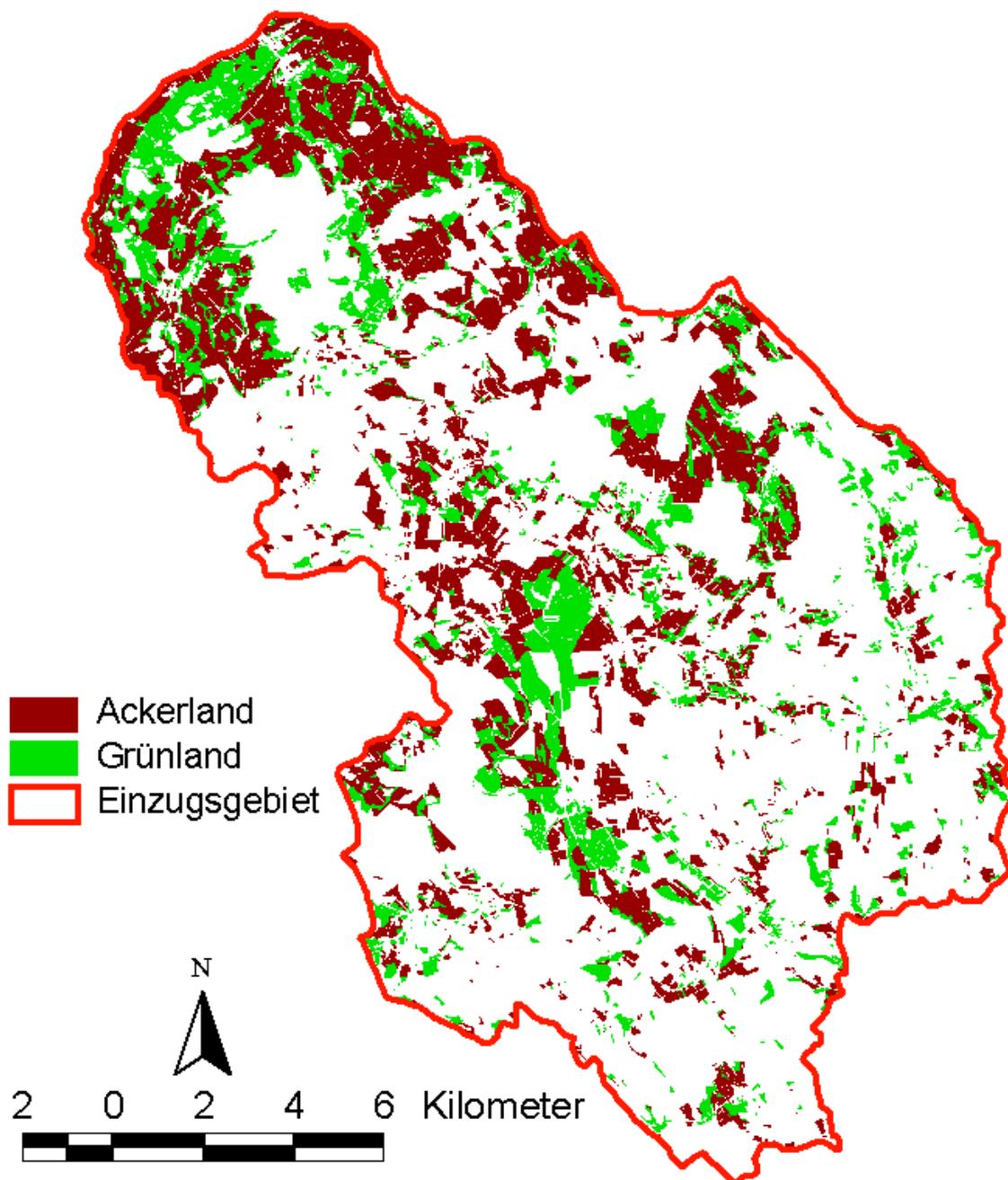


Abbildung 5-7: Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

5.5 Regionalisierung von Geodaten

Unter dem Begriff Regionalisierung wird hier die räumliche Interpolation von Geodaten verstanden. Geodaten werden in der Regel an Einzelpunkten, entlang von Linien bzw. Transekten oder Rastern erfasst. An diesen verschiedenen Orten werden einzelne Werte der beobachteten Variable gemessen. Mit Hilfe der Geostatistik können aus Punktdaten Flächenaussagen generiert werden. Unter Geostatistik ist nach Blaschke (2002) die Anwendung der Zufallsfunktion auf die Erkundung und Schätzung natürlicher Phänomene zu verstehen. Diese natürlichen Phänomene sind ortsabhängige (ortsgebundene) Variablen, die statistisch räumlich variieren. Durch die Anwendung der Zufallsfunktion unterscheiden sich die Verfahren von rein deterministischen Verfahren, bei denen im Prinzip durch eine Funktion jede Ausprägung berechnet werden kann.

Ein Ansatz zur Gewinnung räumlicher Daten aus Punktdaten ist die Interpolation (inter lat. = dazwischen, polare lat. = etwas hinsetzen, abstellen). Unter einem Interpolationsverfahren versteht man ein Verfahren, mit dem unbekannte Werte einer Variablen an einem nicht beprobten Ort aus gemessenen Daten geschätzt werden. Die Inverse Distanzgewichtung (engl. Inverse distance weight, IDW) und die Dreiecksvermaschung (engl. Triangulated irregular network, TIN) sind zwei Interpolationsverfahren, die im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendet wurden.

Inverse Distanzgewichtung (IDW)

Bei der Inversen Distanzgewichtung (IDW) werden die zu interpolierenden Variablenwerte an einem nicht beprobten Ort durch ein gewichtetes Mittel der benachbarten gemessenen Werte geschätzt. Die Gewichte sind dabei umgekehrt proportional zum Abstand zwischen gemessenem Ort (Probenpunkt) und interpoliertem Ort, d.h. je weiter ein Punkt entfernt ist, desto geringer ist sein Einfluss auf den zu berechnenden Punkt. Die Inverse Distanzgewichtung interpoliert zwischen den Werten. Es können also keine höheren oder niedrigeren Werte vorkommen als es den Maxima und Minima des Datensets entspricht. Die Inverse Distanzgewichtung wurde bei der Regionalisierung der Niederschlagsdaten (mittlerer Jahresniederschlag, Sommer- und Winterniederschlag) und des Haude-Faktors im Einzugsgebiet der Seefelder Aach angewendet.

Dreiecksvermaschung (TIN)

Bei der Interpolation mittels Dreiecksvermaschung (TIN) wird die Werteoberfläche der beobachteten Variablen durch Aufspannen von Ebenen zwischen den gemessenen Werten geschätzt. Durch jeweils drei benachbarte Punktwerte wird eine Ebene gelegt. Diese Ebenen bilden zusammen die zu schätzende Werteoberfläche. Ausgehend von Punkten werden bei der Vermaschung möglichst gleichseitige Dreiecke konstruiert. Bei der „Delauny-Triangulation“ bilden drei Punkte ein sog. Delauny-Dreieck, wenn ein durch diese drei Punkte bestimmter Kreis keinen anderen Stützpunkt einschließt.

Die Dreiecksvermaschung wird vor allem bei Geländemodellen angewendet. Die Vorteile dieses Interpolationsverfahrens liegen in seiner Vielseitigkeit (Berechnung der Höhe, Exposition, Inklination), leichten Integration in Vektorstrukturen, geringem Speicheraufwand bei gleicher Abbildungsqualität

im Vergleich zu Rasterdaten. Durch die Dreiecksvermaschung (TIN) wurde aus den Höhenlinien der Deutschen Grundkarte das digitale Geländemodell für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach generiert (vgl. Kapitel 2.3, Abbildung 2-3).

6 GIS-gestützte Abschätzung des Bodenabtrages

6.1 Integration der Daten in das Landschafts-Informationssystem

Abbildung 6-1 zeigt die Integration der unterschiedlichen Daten zur Modellierung des Bodenabtrages in das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA). Zur GIS-gestützten Berechnung der einzelnen Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) wurden folgende Schritte durchgeführt:

Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor)

Zur Berechnung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktor) der ABAG wurden die Niederschlagsdaten von acht Klimastationen verwendet. Aus den Tageswerten, die sich über einen Zeitraum von zehn Jahren erstrecken (01.01.1987 bis 31.12.1996), wurde der mittlere jährliche Niederschlag berechnet. Aufgrund der von Natur aus jährlichen Schwankungen der Witterung wurden zwei weitere Varianten des R-Faktors berechnet, um den Einfluss unterschiedlicher Niederschlagshöhen in Extremjahren zu verdeutlichen. Bei der Variante R1 wurden die höchsten, bei Variante R2 die niedrigsten Jahresniederschläge innerhalb des 10-jährigen Zeitraumes betrachtet.

Die Niederschlagswerte, die als digitale Punktdaten vorliegen, wurden nach der Inversen Distanzgewichtung (IDW) auf das Einzugsgebiet der Seefelder Aach interpoliert. Auf Grundlage der Niederschlagsverteilung wurde nach Sauerborn

(1994) der R-Faktor für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach berechnet. Durch die Verschneidung der Niederschlagsverteilung mit den Ackerflächen wurden die R-Faktoren den einzelnen Ackerflächen zugeordnet.

Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor)

Die Daten über Bodeneigenschaften, die für die Bestimmung des K-Faktors relevant sind, liegen nicht flächendeckend vor. Deren Bestimmung im Feld konnte aufgrund der Größe des Einzugsgebietes aus zeitlichen Gründen nicht durchgeführt werden und erscheint im Hinblick auf eine landesweite Anwendung nicht sinnvoll.

Die Bodenerodierbarkeitsfaktoren wurden nach Schwertmann et al. (1990) aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung ermittelt, die flächendeckend und digital im Amtlichen Liegenschaftsbuch (ALB) zur Verfügung stehen (siehe Tabelle 6-1).

Die Rohdaten des ALB wurden in eine externe Datenbank importiert. Mit Hilfe mehrerer SQL¹-Abfragen wurden die Bodenarten mit dem größten Flächenanteil den entsprechenden Flurstücken zugeordnet. Die bereinigten Tabellen wurden dann in das LISA importiert und mit den Ackerflächen über die Flurstückskennziffer verknüpft.

¹ SQL: Structured Query Language –
Abfragesprache relationaler Datenbanken

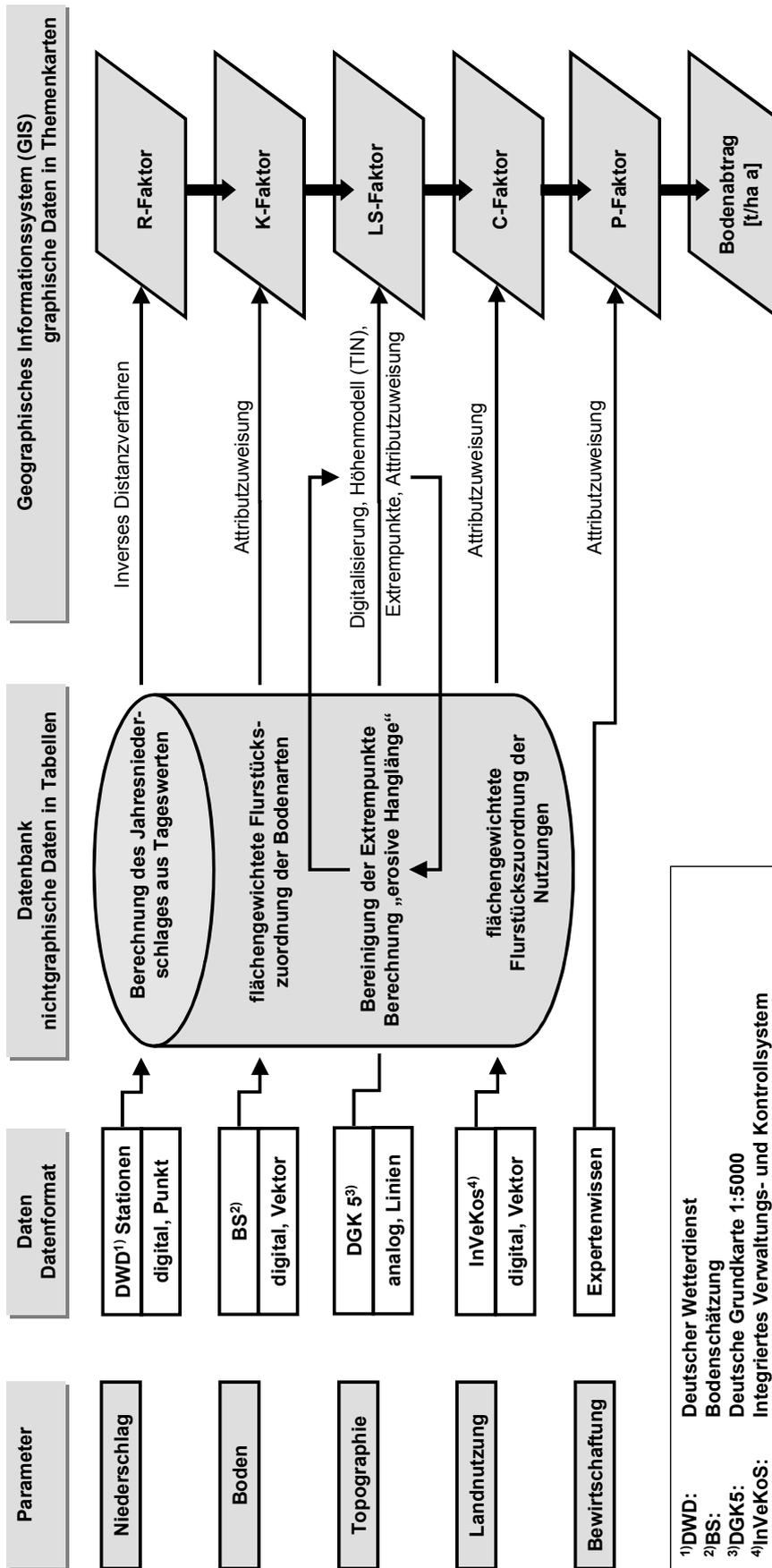


Abbildung 6-1: Integration der Daten zur Modellierung des Bodenabtrags in das Landschafts-Informationssystem Seefeldler Aach (LISA)

Tabelle 6-1: Mittlere K-Faktoren der Ackerbeschriebe der Bodenschätzung nach Schwertmann et al. (1990)

Bodenart nach Bodenschätzung	Entstehung*	K-Faktor Zustandsstufe	
		≤ 4	≥ 5
S (Sand)	D, Al, V	0,10	
Sl (anlehmiger Sand)	D, Al, V	0,15	
IS (lehmiger Sand)	D, Al, V	0,20	
	Lö	0,25	
	Vg	0,15	
SL (stark lehmiger Sand)	D, Al, V	0,30	0,25
	Lö	0,35	
	Vg	0,15	
sL (sandiger Lehm)	D, Al	0,40	
	Lö	0,50	
	V	0,30	
	Vg	0,20	
L (Lehm)	D, Al	0,50	
	Lö	0,55	
	V	0,40	0,35
	Vg	0,25	0,20
LT (schwerer Lehm)	D, Al	0,40	0,35
	V	0,30	0,25
	Vg	0,20	
T (Ton)	D, Al	0,30	
	V	0,25	
	Vg	0,15	

*D: Diluvium (Pleistozän); Al: Alluvium (Holozän); V: Verwitterungsböden;
Vg: Gesteinsböden; Lö: Löss

Topographiefaktor (LS-Faktor)

Die Erhebung der Hanglänge und Hangneigung der Ackerflächen im Gelände und die Bestimmung des LS-Faktors über das Nomogramm bei Schwertmann et al. (1990) war aufgrund der Größe des Einzugsgebietes der Seefelder Aach wiederum aus zeitlichen Gründen nicht möglich und im Hinblick auf die Übertragung der Vorgehensweise auf andere Einzugsgebiete ebenfalls nicht sinnvoll. Deshalb wurden die Hanglänge und die Hangneigung der Ackerflächen im LISA über folgende Schritte GIS-gestützt berechnet (Abbildung 6-2):

Um eine möglichst genaue Darstellung der Topographie zu erhalten, wurden die analog vorhandenen Höhenlinien der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5 000 digitalisiert. Aus diesen Höhenlinien wurde mit Hilfe der ArcViewTM-Erweiterung „Spatial Analyst“ über eine Dreiecksvermaschung (TIN) ein digitales Geländemodell erstellt.

Auf Grundlage des digitalen Geländemodelles wurde die „erosive Hanglänge“ über die Extrempunkte (höchster und tiefster Punkt) der einzelnen Ackerflächen bestimmt. Es wird davon ausgegangen, dass am höchsten Punkt einer Ackerfläche der Oberflächenabfluss einsetzt und am tiefsten Punkt die Sedimentation beginnt. Die Extrempunkte wurden mit der ArcViewTM-Erweiterung „Surface Tools“ berechnet. Für die einzelnen Ackerflächen wurden mehrere Hoch- und Tiefpunkte gefunden (linke Abbildung). Zur Bestimmung der „erosiven Hanglänge“ der Ackerflächen wird aber jeweils nur ein Extrempunkt benötigt. Die berechneten Extrempunkte wurden deshalb in eine externe Datenbank importiert und mit Hilfe mehrerer SQL-Abfragen bereinigt. Als „erosive Hanglänge“ wurde die kürzeste Entfernung innerhalb einer Ackerfläche zwischen einem Hoch- und einem Tiefpunkt definiert.

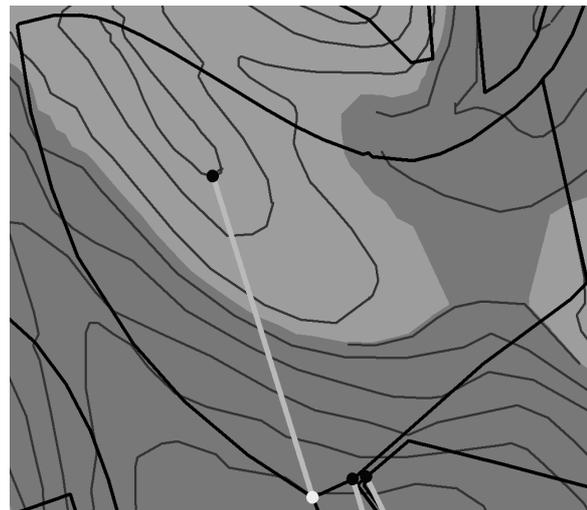
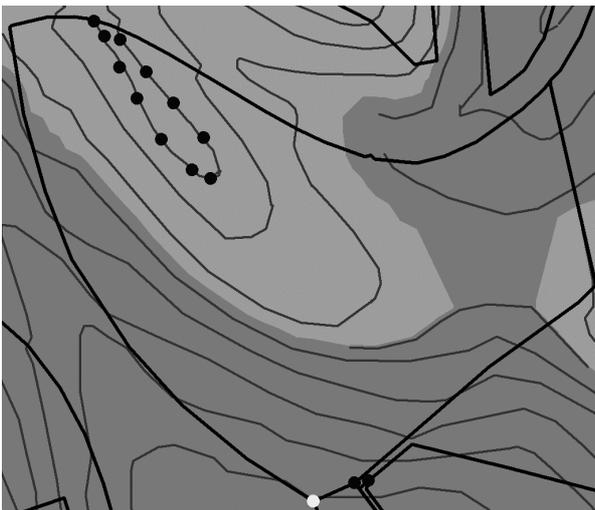


Abbildung 6-2: GIS-gestützte Berechnung des LS-Faktors
(grau: Höhenlinien, schwarz: Hochpunkte, weiß: Tiefpunkte,
hellgraue Linie: „erosive Hanglänge“)

Die so selektierten Extrempunkte wurden danach in das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach exportiert und über die Flurstückskennziffer den Ackerflächen zugeordnet. Die importierten Extrempunkte wurden anschließend über das ArcViewTM-Erweiterungsscript „points to lines or polylines“ miteinander zu einem neuen Linienthema verbunden (rechte Abbildung). Die Neigung zwischen den Extrempunkten der einzelnen Ackerflächen wurde mit Hilfe eines weiteren ArcViewTM-Erweiterungsscripts „line slope Analyst“ berechnet. Der Topographiefaktor wurden anschließend nach Schwertmann et al. (1990) und Feldwisch (1995) berechnet (vgl. Kapitel 5.2).

Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor)

Der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor) der ABAG wurde im LISA über kulturspezifische Nutzungsdaten der Flurstücke für den Zeitraum von 1997 bis 2001 des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) berechnet. Die C-Faktoren wurden nach Frede & Dabbert (1998, verändert nach Schwertmann et al. 1990) abgeleitet (siehe Tabelle 6-2).

Die InVeKoS-Daten wurden in eine externe Datenbank importiert. Mit Hilfe mehrerer SQL-Abfragen wurden die Nutzungen mit dem größten Flächenanteil den entsprechenden Flurstücken zugeordnet. Die bereinigten Daten wurden dann in das LISA importiert und mit den Ackerflächen verknüpft.

Tabelle 6-2: C-Faktoren für häufige Fruchtfolgen
nach Frede & Dabbert (1998, verändert nach Schwertmann et al. 1990)

1. Fruchtfolgen mit 100 % Getreide			
	Konventionell ¹⁾	Konservierend ²⁾	Direktsaat ³⁾
	0,10	0,04	0,03
2. Raps-Getreidefruchtfolgen: Rapsanteil 25 – 33 %			
	Konventionell ¹⁾	Konservierend ²⁾	Direktsaat ³⁾
	0,08	0,04	0,03
3. Kartoffeln- bzw. Zuckerrüben-Getreidefruchtfolgen			
Hackfrucht	Konventionell ¹⁾	Konservierend ^{2), 4)}	Direktsaat ^{3), 5)}
< 25 %	0,11	0,08/0,04	0,03
25 %	0,12	0,08/0,04	0,03
33 %	0,14	0,08/0,05	0,04
40 %	0,16	0,08/0,05	0,04
4. Mais-Getreidefruchtfolgen			
Maisanteil	Konventionell ¹⁾	Konservierend ^{2), 4)}	Direktsaat ³⁾
< 25 %	0,12	0,08/0,04	0,03
25 %	0,13	0,08/0,04	0,03
33 %	0,16	0,08/0,05	0,04
40 %	0,22	0,08/0,05	0,04
50 %	0,28	0,08/0,05	0,05
66 %	0,40	0,10/0,08 ⁶⁾	0,06
5. Fruchtfolgen mit mehreren Hackfruchtgliedern und 50 % Getreide ⁷⁾			
a) Fruchtfolgen mit Zuckerrüben und Kartoffeln ⁷⁾			
	Konventionell ¹⁾	Konservierend ^{2), 4)}	Direktsaat ³⁾
	0,20	0,08/0,05	0,05
b) Fruchtfolgen mit Mais und Zuckerrüben oder Kartoffeln ⁷⁾			
Maisanteil	Konventionell ¹⁾	Konservierend ^{2), 4)}	Direktsaat ³⁾
< 25 %	0,20	0,08/0,05	0,05
25 %	0,20	0,08/0,05	0,05
33 %	0,23	0,08/0,05	0,05
40 %	0,24	0,08/0,05	0,05
6. Ackerfutter-Getreidefruchtfolgen mit mehrjährigen Futterpflanzen (25 – 50 % Klee, Klee gras, Luzerne)			
Futterpflanzenanteil	Konventionell ¹⁾	Konservierend ²⁾	Direktsaat ³⁾
25 %	0,05	0,03	0,02
33 %	0,03	0,02	0,01
50 %	0,02	0,01	0,01

¹⁾Nach der Ernte verbleiben keine oder sehr wenig Ernterückstände auf der Bodenoberfläche und die Zeit zwischen wendender Bodenbearbeitung und der Aussaat der Folgefrucht ist sehr lang. Zwischenfrüchte, die eingearbeitet werden, bewirken keine Änderung des C-Faktors.

²⁾Nach der Ernte verbleiben die Ernterückstände auf der Bodenoberfläche oder werden nur flach eingearbeitet. Zwischenfrüchte werden in ein raues, mit Rückständen bedecktes Saatbett gesät. Steht in der Fruchtfolge eine Sommerung, dann erfolgt eine Sommerfurche mit anschließender Zwischenfruchtaussaat zur Vorbereitung des Mulchsaatverfahrens für die Sommerung. Der Zeitraum zwischen wendender Bodenbearbeitung und Aussaat der Folgefrucht/Zwischenfrucht ist kurz (< 1 Woche).

³⁾Es erfolgt keinerlei Bodenbearbeitung. Die Aussaat erfolgt mit Direktsaatmaschinen.

⁴⁾Die Zwischenfrucht wird vor der Aussaat der Sommerung oberflächlich eingearbeitet (linke Werte), bzw. Sommerungen werden im Mulchsaatverfahren ausgesät (rechte Werte).

⁵⁾Gilt nur für Zuckerrübenfruchtfolgen, da bei Kartoffeln keine Direktsaat möglich ist.

⁶⁾Nur mit Untersaat im Mais realisierbar.

⁷⁾Ist in Fruchtfolgen mit mehreren Hackfruchtgliedern der Getreideanteil kleiner oder größer als 50 %, so sind die C-Faktoren je nach Hackfrucht nach Punkt 3 oder 4 zu ermitteln. Überwiegt bei dem Hackfruchtanteil der Mais, so sind die übrigen Hackfruchtanteile dem Mais hinzuzurechnen.

6.2 Ergebnisse

Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor)

Aus Tabelle 6-3 sind für den Zeitraum von 1987 bis 1996 die mittleren jährlichen Niederschläge der acht Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) dargestellt, die im Landschafts- Informationssystem Seefelder Aach (LISA) zur Berechnung des R-Faktors berücksichtigt wurden.

Abbildung A-1 im Anhang I zeigt die mittleren jährlichen Niederschläge der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Im Einzugsgebiet können mehrere Teilräume des mittleren jährlichen Niederschlages ausgemacht werden: das Zentrum des Einzugsgebietes mit den höchsten Niederschlagssummen (1020 – 1090 mm), der Nordwesten mit stark abnehmenden Niederschlägen (880 – 950 mm) und der Süden mit leicht abnehmenden Niederschlägen (950 – 1020 mm). Der mittlere jährliche Niederschlag für das Einzugs-

gebiet der Seefelder Aach beträgt 982 mm.

In Abbildung 6-3 sind die berechneten Werte und die räumliche Verteilung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktor) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) für die Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Der R-Faktor besitzt im Untersuchungsgebiet Werte zwischen 84 und 106 $\text{Newton/ha} \cdot \text{a}$. Der mittlere R-Faktor im Einzugsgebiet der Seefelder Aach beträgt 94 $\text{Newton/ha} \cdot \text{a}$. Aufgrund der direkten Abhängigkeit des R-Faktors vom mittleren jährlichen Niederschlag ist deren räumliche Differenzierung identisch. Die höchsten Werte des R-Faktors befinden sich im Zentrum des Einzugsgebietes in der Umgebung der Niederschlagsstation Heiligenberg. In Richtung Nordwesten nimmt der R-Faktor stark ab. In Richtung Süden ist die Abnahme des R-Faktors geringer.

Tabelle 6-3: Mittlere jährliche Niederschläge [mm/a] von acht Niederschlagsstationen des DWD, die im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach verwendet wurden. Datengrundlage: Tageswerte für den Zeitraum vom 01.01.1987 bis 31.12.1996

Name der Niederschlagsstation:	Stationsnummer:	Mittlerer jährlicher Niederschlag [mm/a]
Herdwangen	70161	876
Wilhelmsdorf	70152	1009
Immenstaad	70155	845
Markdorf	70157	981
Heiligenberg	70163	1099
Überlingen	70165	893
Kalkofen	70169	880
Pfullendorf	90148	872

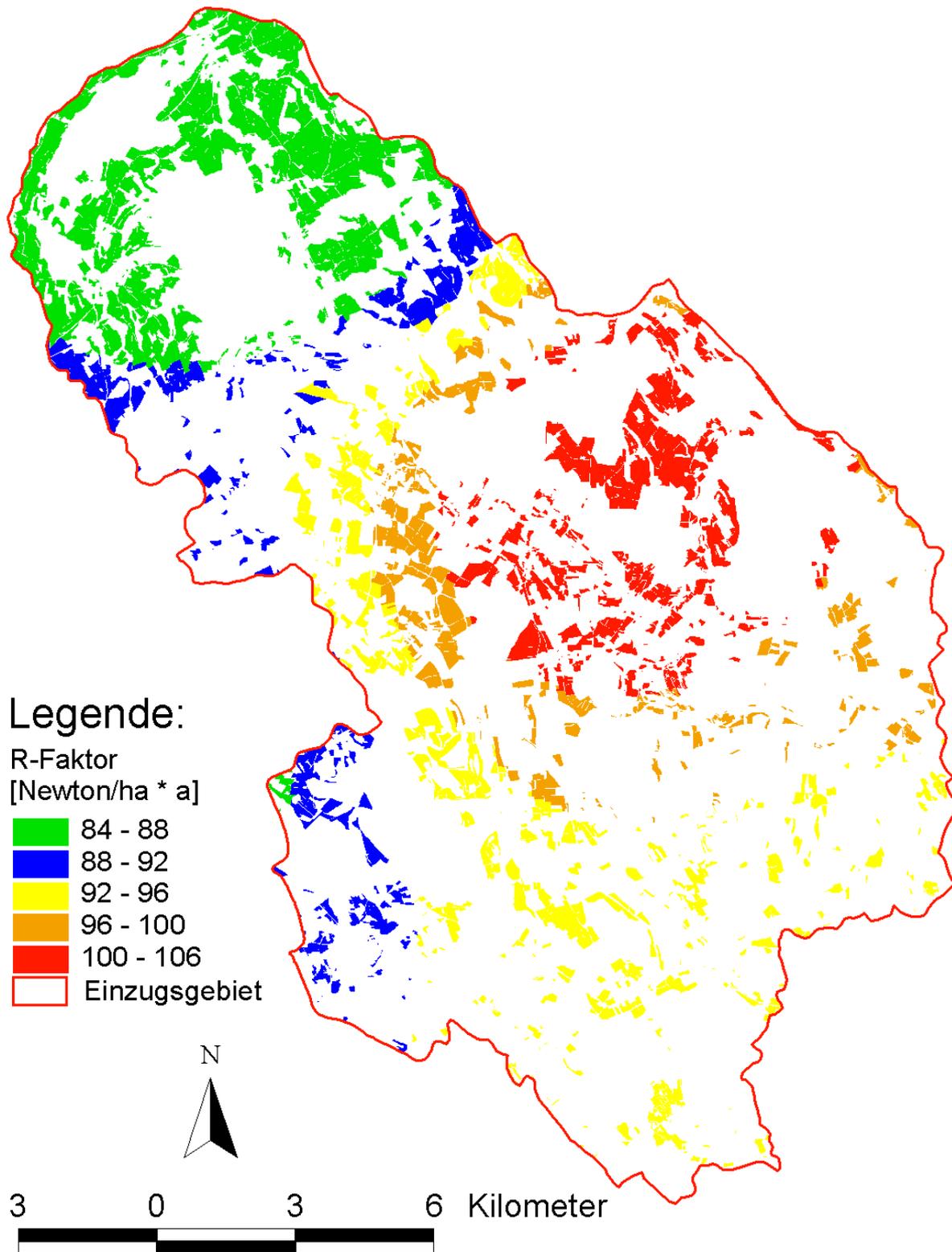


Abbildung 6-3: R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

In Abbildung 6-4 sind die prozentualen Anteile der fünf Klassen des R-Faktors im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Etwa ein Drittel der Ackerflächen weist einen Wert zwischen 84 – 88 Newton/ha • a auf. 12 % der Ackerflächen besitzen einen R-Faktor zwischen 88 – 92 Newton/ha • a; 22 % einen Wert von 92 – 96 Newton/ha • a. Der R-Faktor von einem weiteren Drittel der Ackerflächen liegt zwischen 96 – 106 Newton/ha • a. In Abbildung 6-5 ist die Schwankung des mittleren jährlichen Niederschlages für den Zeitraum 1987-1996 im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Der geringste Niederschlag mit 803 mm fiel im Jahr 1989. Die höchsten Niederschläge waren 1995 mit 1114 mm zu verzeichnen. Die Variante R1 wurde auf Grundlage des mittleren Jahresniederschlages des Jahres 1995, Variante R2 für das Jahr 1989 berechnet.

Durch die im Vergleich zum 10-jährigen Durchschnitt erhöhten Niederschlagswerte des Jahres 1995 steigt der mittlere R-Faktor des Einzugsgebietes der Seefelder Aach auf 110 Newton/ha • a. 97 % der Ackerflächen weisen unter diesen Niederschlagsbedingungen einen R-Faktor von über 100 Newton/ha • a auf. In Variante R2 (803 mm Niederschlag im Jahre 1989) sinkt der mittlere R-Faktor im Einzugsgebiet auf 77 Newton/ha • a. Bei 3 % der betrachteten Ackerflächen liegt der R-Faktor zwischen 88 und 92 Newton/ha • a. 97 % der Flächen besitzen unter diesen Niederschlagsverhältnissen einen Regen- und Oberflächenabflussfaktor von kleiner 88 Newton/ha • a (Abbildung 6-6).

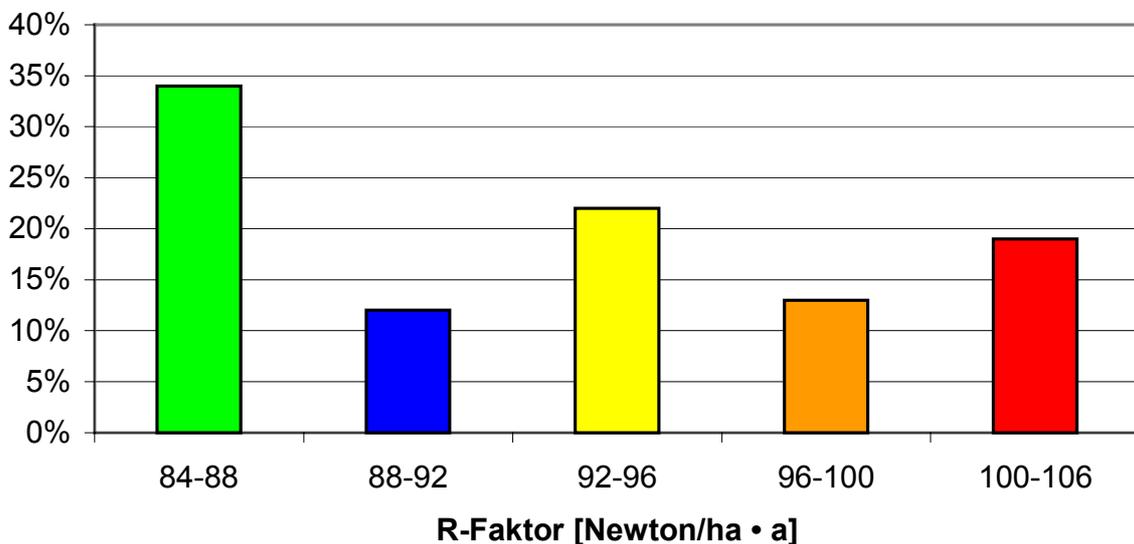


Abbildung 6-4: Flächenanteile der R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

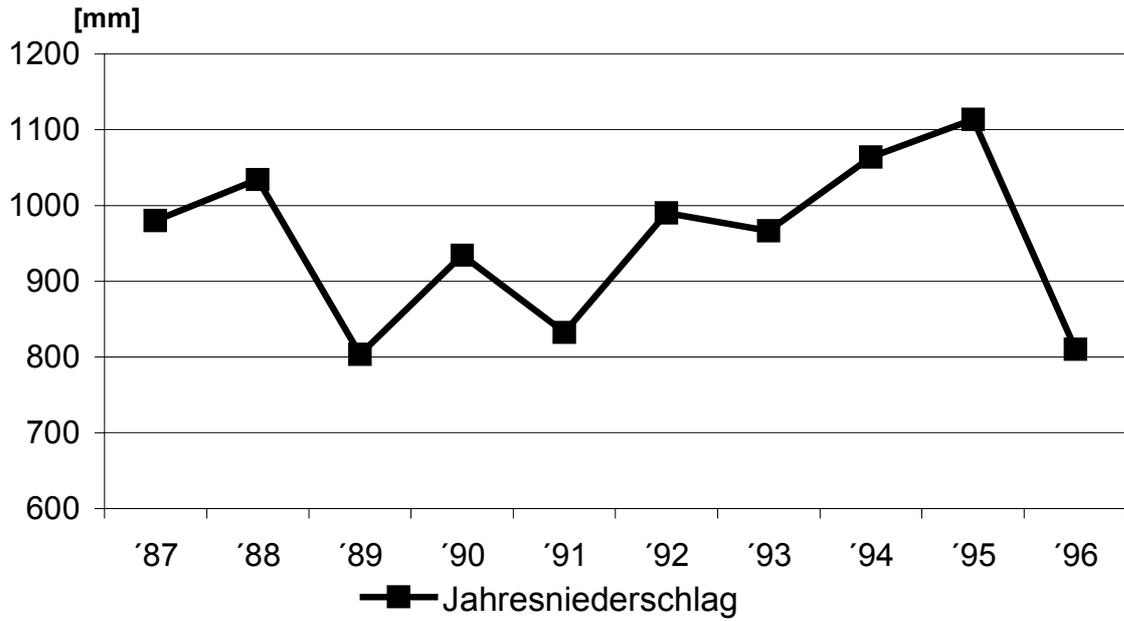


Abbildung 6-5: Mittlere Jahresniederschläge im Einzugsgebiet der Seefelder Ach für die Jahre 1987 –1996

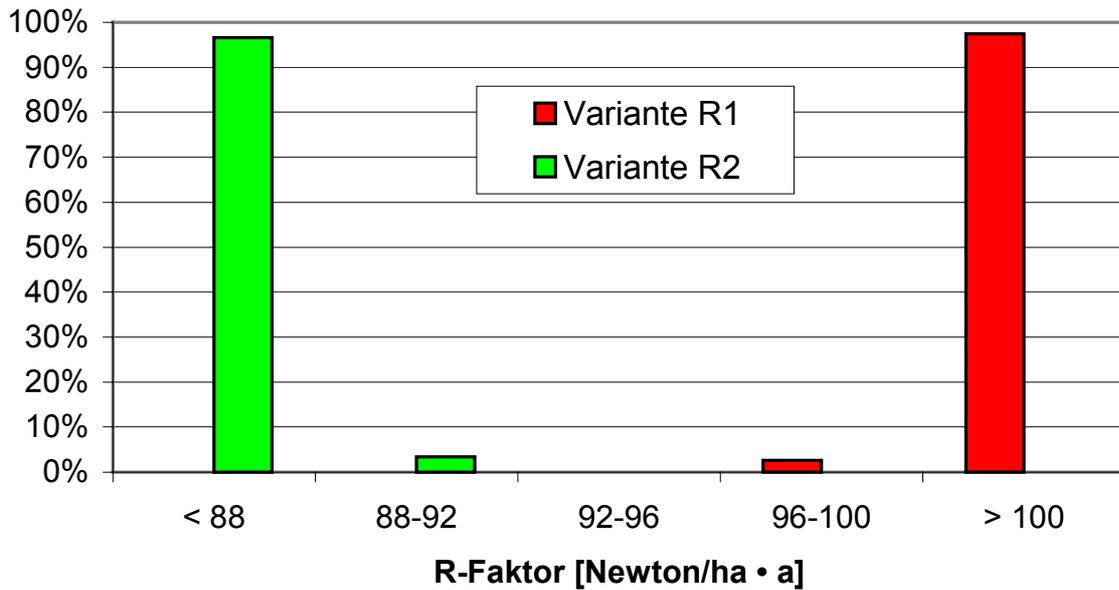


Abbildung 6-6: Flächenanteile der R-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Ach für die Varianten R1 (1995) und R2 (1987)

Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor)

Aus Abbildung 6-8 ist für die Ackerflächen der Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) und dessen Verteilung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ersichtlich. Der K-Faktor der ABAG besitzt im Einzugsgebiet Werte zwischen 0,1 und 0,5. Der durchschnittliche K-Faktor für das Einzugsgebiet beträgt 0,34.

In Abbildung 6-7 sind die Flächenanteile der Klassen des K-Faktors dargestellt. Über 50 % der Flächen besitzen

einen K-Faktor zwischen 0,3 – 0,4. Ein Viertel der Ackerflächen besitzt einen geringen K-Faktor zwischen 0,1 – 0,2. 15 % der Ackerflächen sind aufgrund ihrer Bodenart besonders erosionsanfällig. Ackerflächen mit hohen K-Faktoren zwischen 0,3 – 0,5 und somit erhöhter Erosionsanfälligkeit befinden sich überwiegend innerhalb der geologischen Einheiten *Junge Talfüllungen* und *Würmeiszeitliches Moränensediment*, aus denen bei der Bodengenese lehmige Bodenarten hervorgegangen sind.

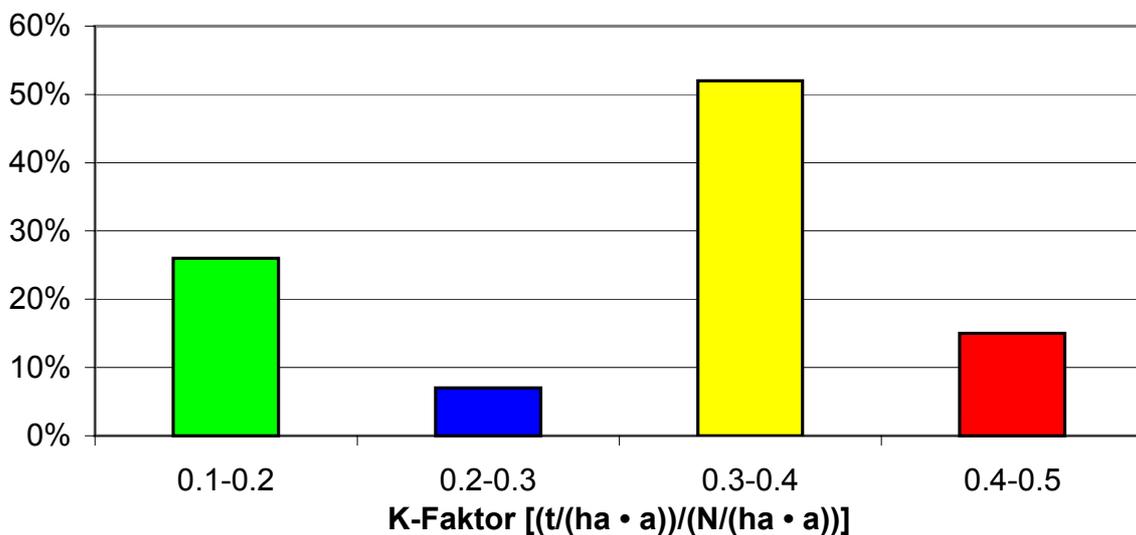


Abbildung 6-7: Flächenanteile der K-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

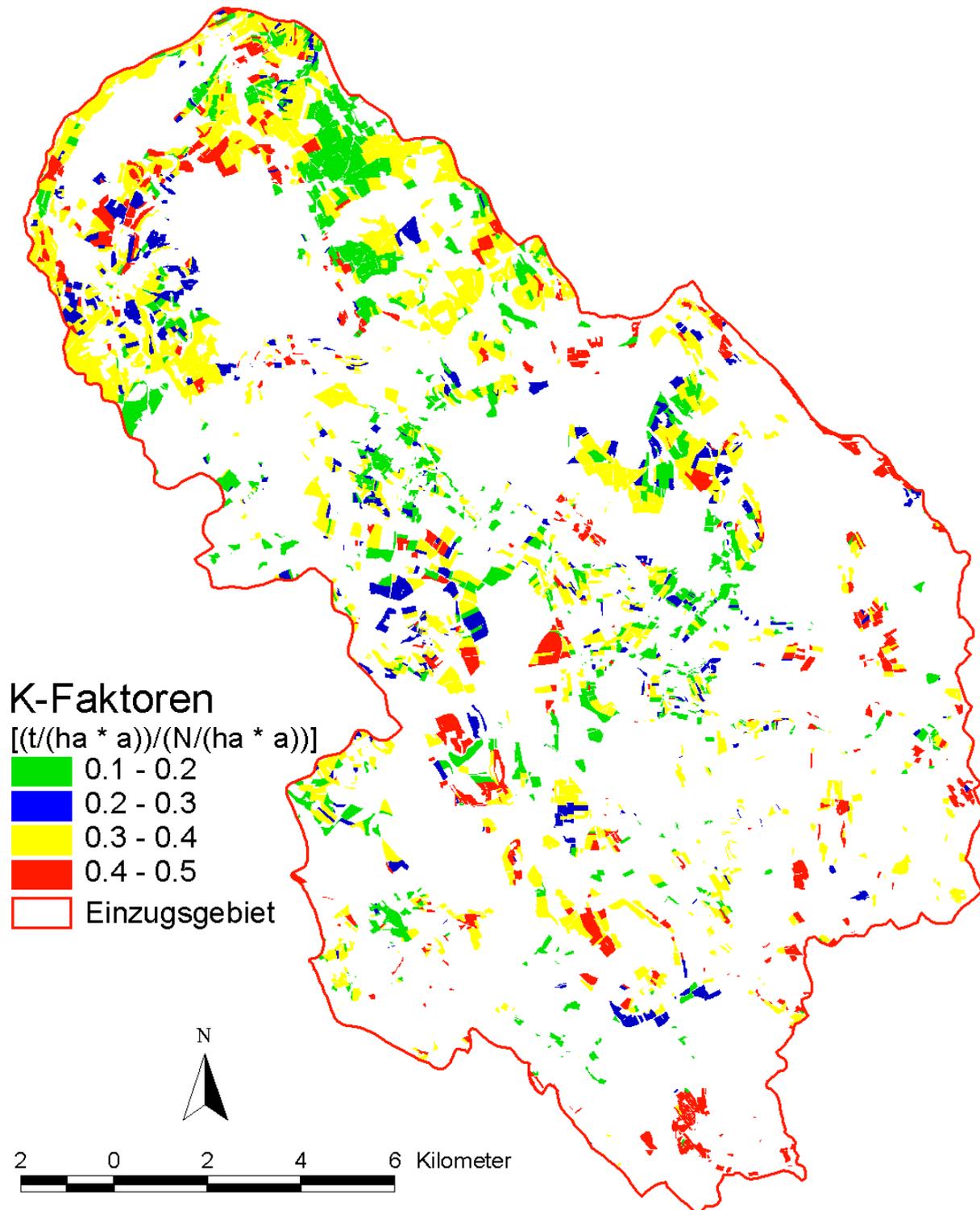


Abbildung 6-8: K-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Topographiefaktor (LS-Faktor)

In Abbildung 6-10 sind die Werte und die räumliche Verteilung für den Topographiefaktor (LS-Faktor) der ABAG im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Der LS-Faktor der Ackerflächen schwankt zwischen 0 – 36. Der durchschnittliche Topographiefaktor im Einzugsgebiet beträgt 1,61. Die geringsten Hangneigungen und somit die geringsten Werte für den Topographiefaktor treten in der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung*, entlang der Deggenhauser Aach sowie im Oberlauf der Salemer Aach auf. Hohe LS-Faktoren, die Werte > 2 besitzen, befinden sich in den Natur-

räumen *Heiligenberg-Höchster Bergland*, *Heiligenberg* und im Westen des *Schönach-Taisersdorfer Aach-Tobels* sowie in den Drumlinfeldern des *Überlinger Hügellandes* westlich von Salem.

Aus Abbildung 6-9 sind die Flächenanteile der Klassen des LS-Faktors im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ersichtlich. 60 % der Ackerflächen im Einzugsgebiet besitzen einen Wert für den LS-Faktor zwischen 0 – 2. Mittlere LS-Faktoren zwischen 2 – 4 besitzen 30 % der ackerbaulich genutzten Flächen. 10 % der untersuchten Ackerflächen weisen einen hohen bis sehr hohen LS-Faktor von > 4 und somit ein erhöhtes Erosionsrisiko auf.

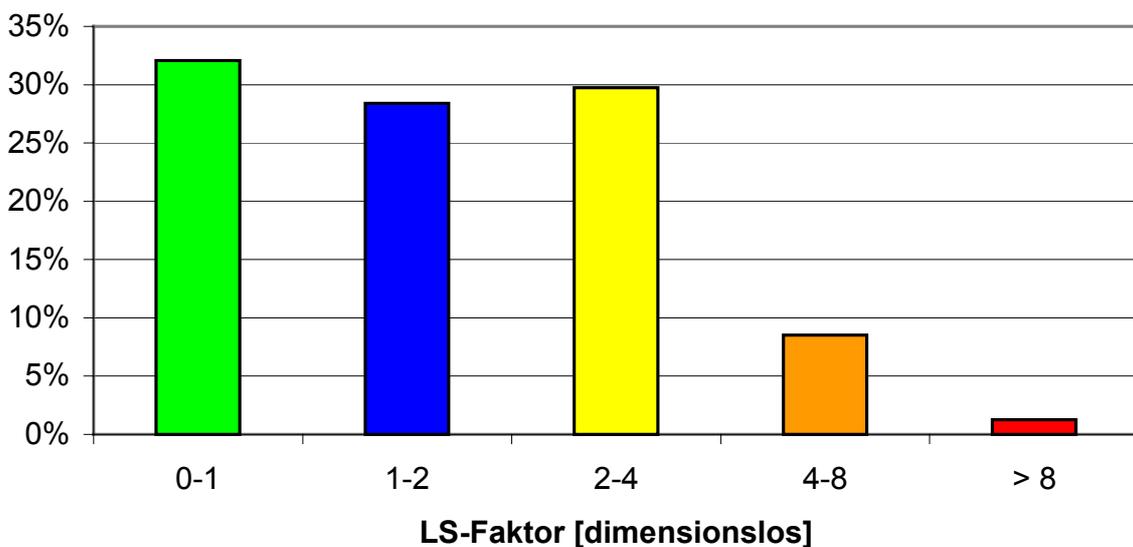


Abbildung 6-9: Flächenanteile der LS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

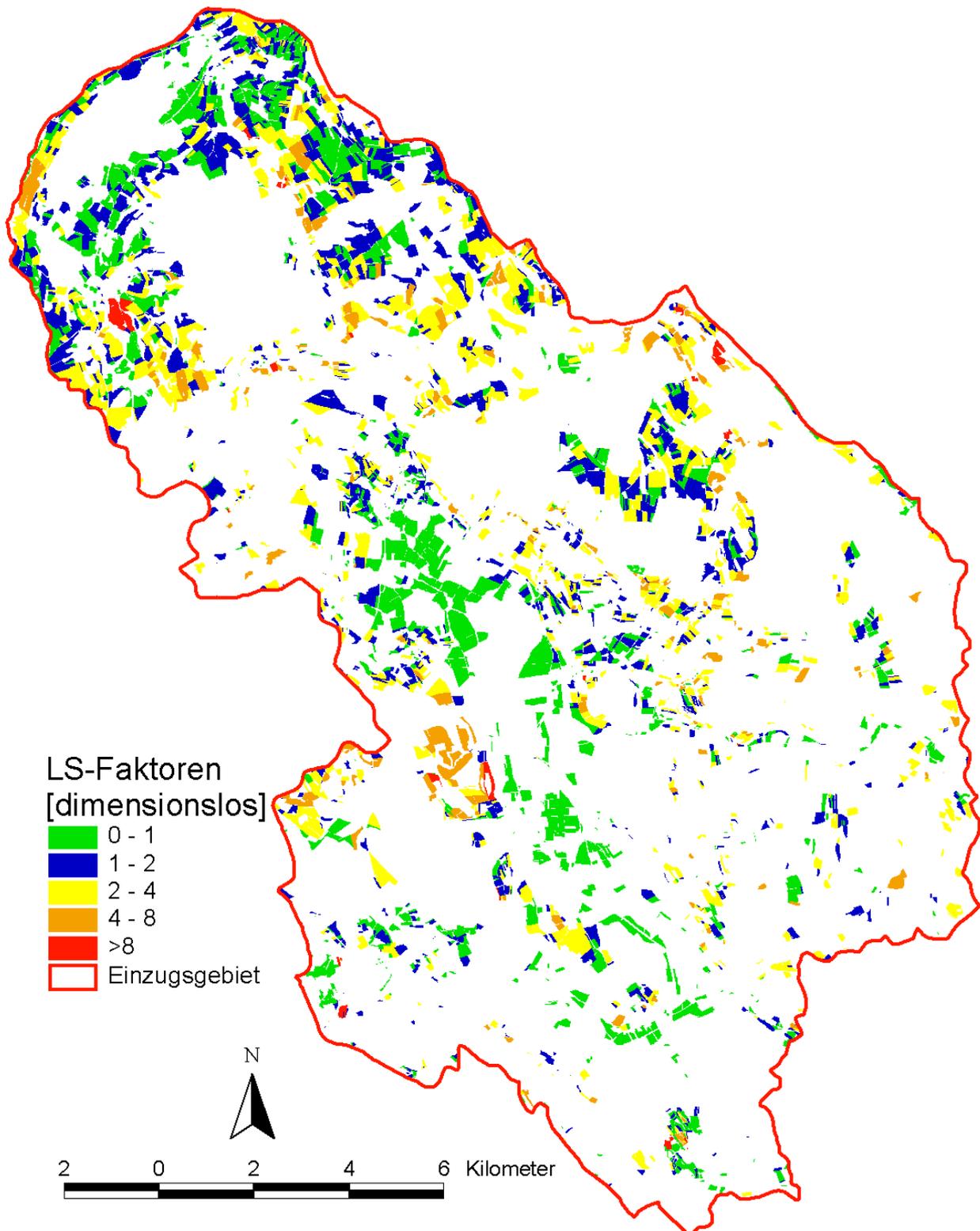


Abbildung 6-10: LS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor)

In Abbildung 6-12 ist die räumliche Verteilung für den Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor) der ABAG im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Der C-Faktor schwankt zwischen 0,1 – 0,4. Der mittlere C-Faktor für das Einzugsgebiet

beträgt 0,15. 80 % der Ackerflächen besitzen einen geringen bis mittleren C-Faktor von 0 – 0,2 (Abbildung 6-11). Fruchtfolgen mit Kulturarten, die den Bodenabtrag begünstigen (Mais, Hackfrüchte) und hohe Werte für den C-Faktor aufweisen, sind vor allem in der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung* anzutreffen.

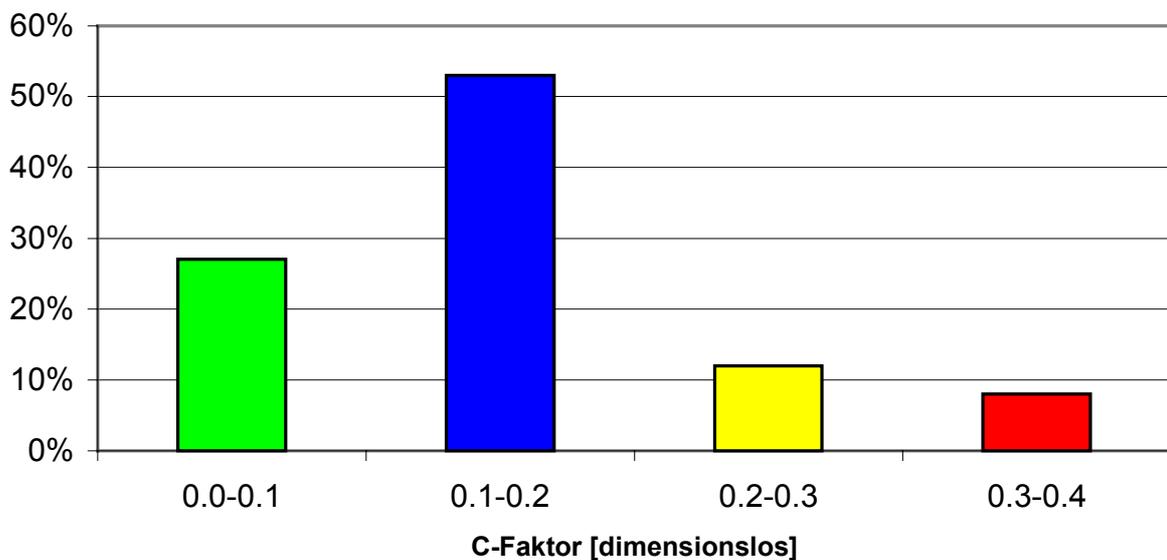


Abbildung 6-11: Flächenanteile der C-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

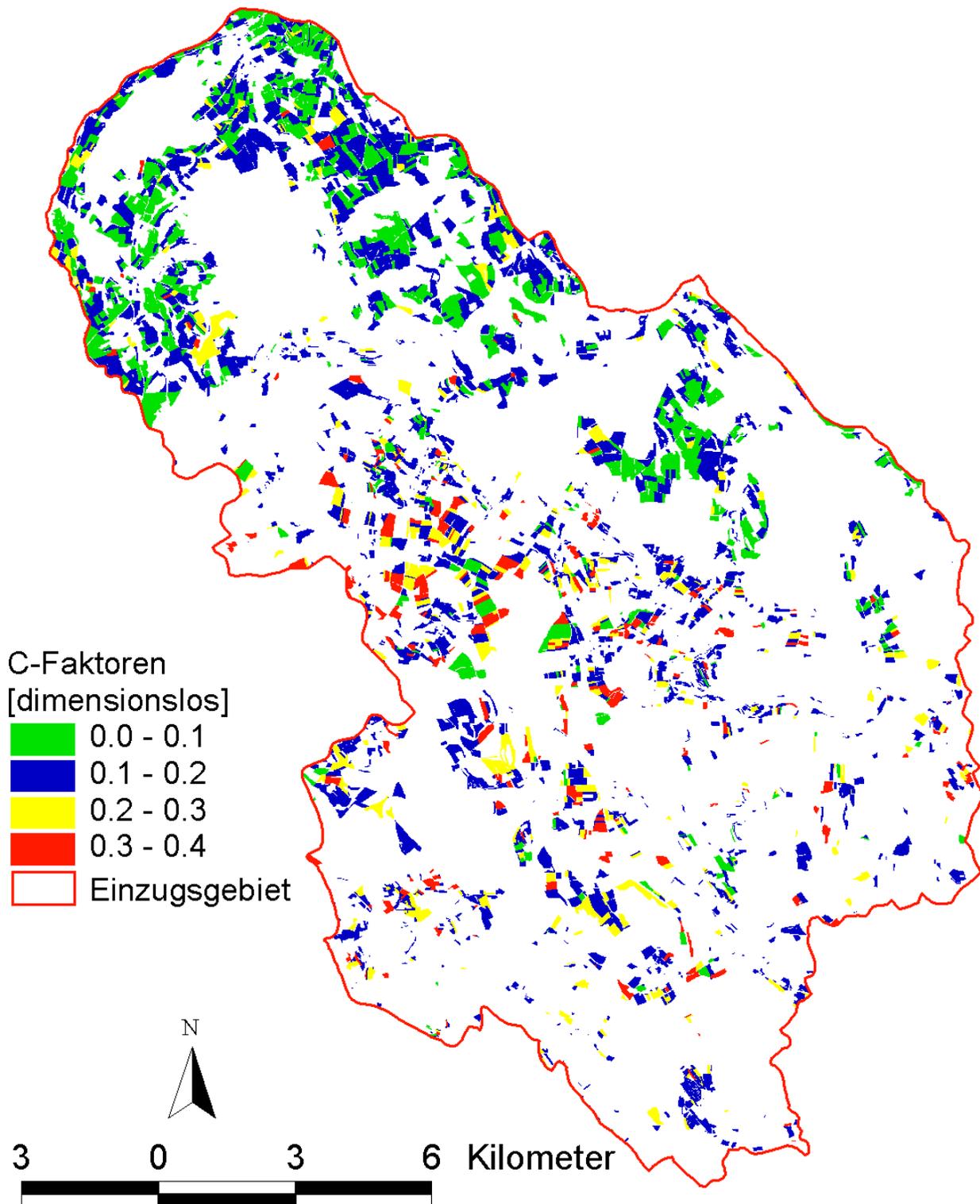


Abbildung 6-12: C-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Standortbedingtes Erosionsrisiko (RKLS-Faktor)

Abbildung 6-14 zeigt die Gefährdungsklassen des standortbedingten Erosionsrisikos der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Die Grundlage für die Bewertung des Gefährdungspotenziales bildet ein maximaler C-Faktor von 0,2. Im Mittel beträgt das standortbedingte Erosionsrisiko im Einzugsgebiet 52 t/ha • a. 66 % der Ackerflächen weisen ein hohes bis sehr hohes Erosionsrisiko auf, das auf die Standortbedingungen zurückgeführt werden kann. Bei einem Drittel der betrachteten Flächen, die sich überwiegend in der *Markdorf-Salemer Senke* und

Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung befinden, besteht ein mittleres bis sehr geringes standortbedingtes Erosionsrisiko (Abbildung 6-13).

Durch den in Variante R1 (niederschlagsreiches Jahr 1995) erhöhten Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor) erhöht sich der Mittelwert des standortbedingten Erosionsrisikos der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach 61 t/ha • a. Im Jahre 1989, das durch geringere Niederschlagsmengen und somit einen geringeren R-Faktor gekennzeichnet ist, verringert sich der standortbedingte Bodenabtrag auf durchschnittlich 44 t/ha • a.

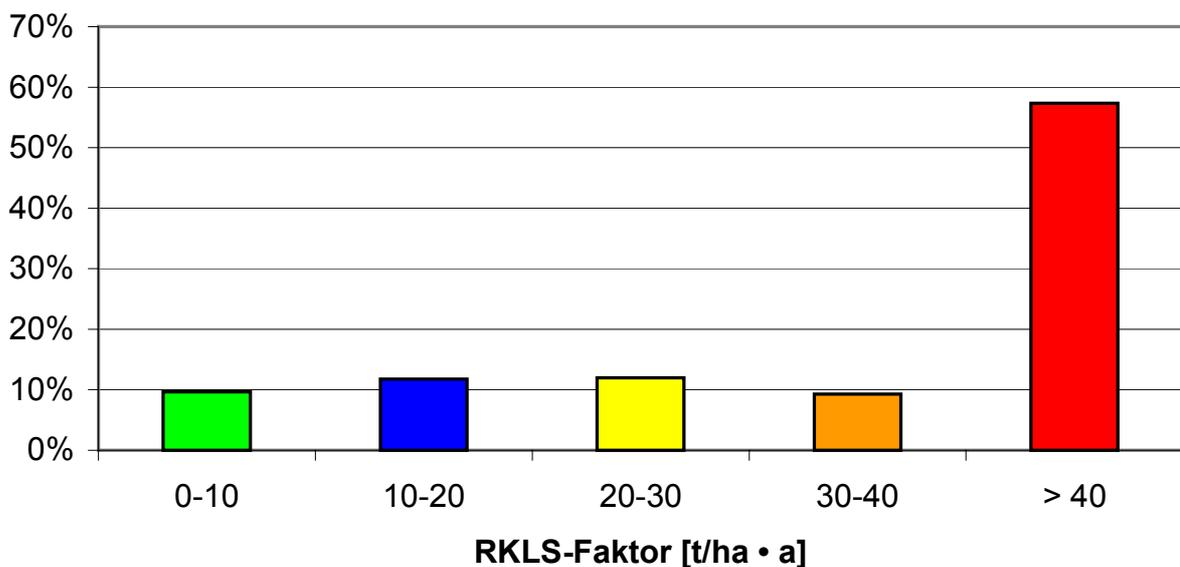


Abbildung 6-13: Flächenanteile der RKLS-Faktoren der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

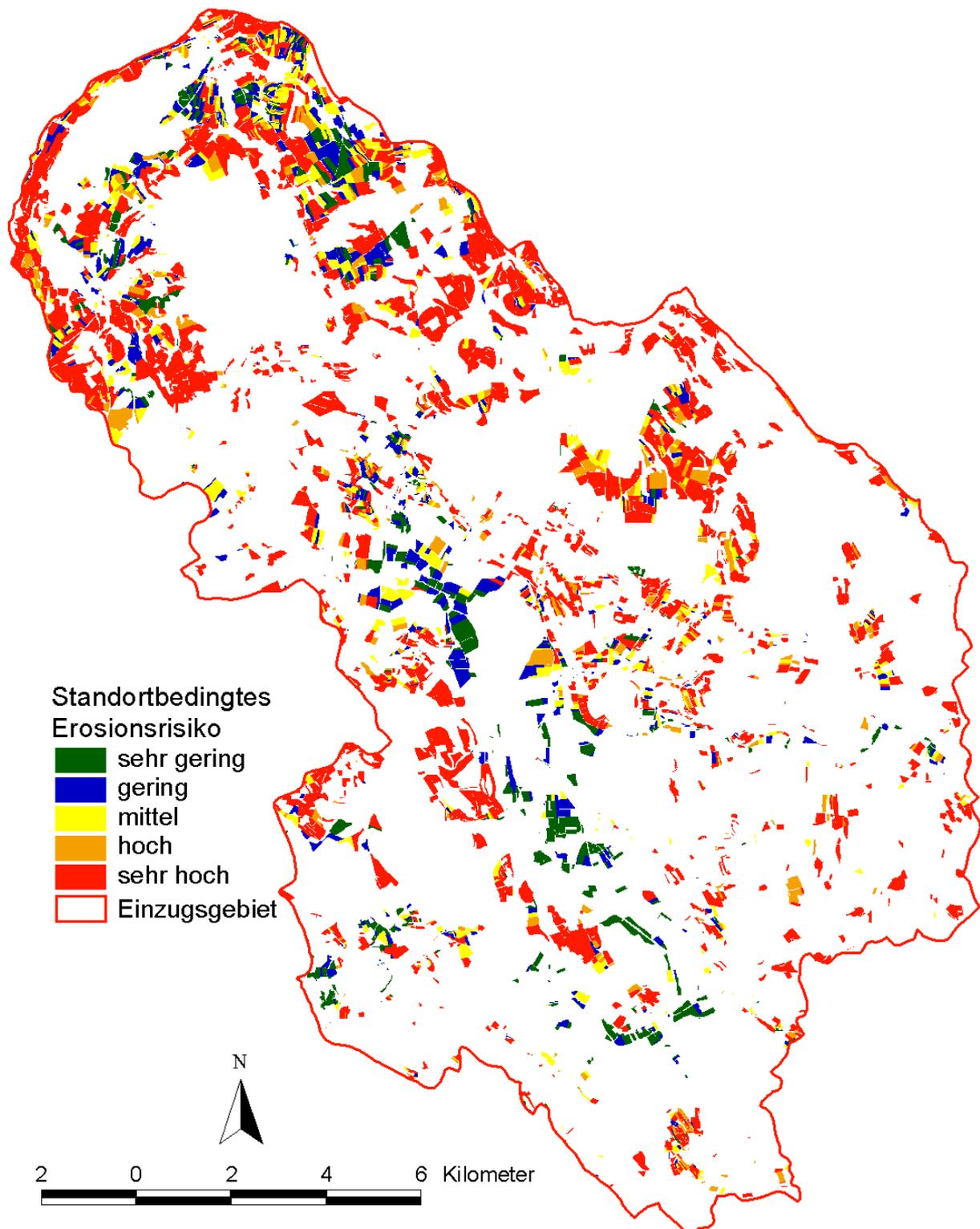


Abbildung 6-14: Gefährdungsklassen des standortbedingten Erosionsrisikos der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Bodenabtrag im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Wird zusätzlich zur standortbedingten Erosionsgefährdung (RKLS-Faktor) der Bewirtschaftungseinfluss (C- und P-Faktor) berücksichtigt, erhält man den langjährigen, mittleren jährlichen Bodenabtrag [t/ha•a] der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG).

Der nach ABAG berechnete durchschnittliche jährliche Bodenabtrag im Einzugsgebiet der Seefelder Aach beträgt für die Ackerflächen 7,9 t/ha•a. Die Werte bewegen sich zwischen 0 – 40 t/ha•a. 40 % der untersuchten Ackerflächen weisen einen Bodenabtrag von mehr als 8 t/ha•a und somit ein sehr hohes Gefährdungspotenzial auf.

Bei 10 % der Ackerflächen wird der Bodenabtrag als hoch (6 – 8 t/ha•a) eingestuft. 14 % weisen ein mittleres Gefährdungspotenzial von 4 – 6 t/ha•a auf. Bei 18 % bzw. 17 % der Flächen kann der Bodenabtrag als gering (2 – 4 t/ha•a) bzw. als sehr gering (0 – 2 t/ha•a) eingestuft werden (Abbildung 6-15).

Mit Ausnahme der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung* sowie dem nordöstlichen Gebiet des *Schönach-Taisersdorfer Aach-Tobels* überwiegen in den anderen Naturräumen Ackerflächen, die bezüglich des Bodenabtrages mit hoch und sehr hoch bewertet werden. (Abbildungen 6-16).

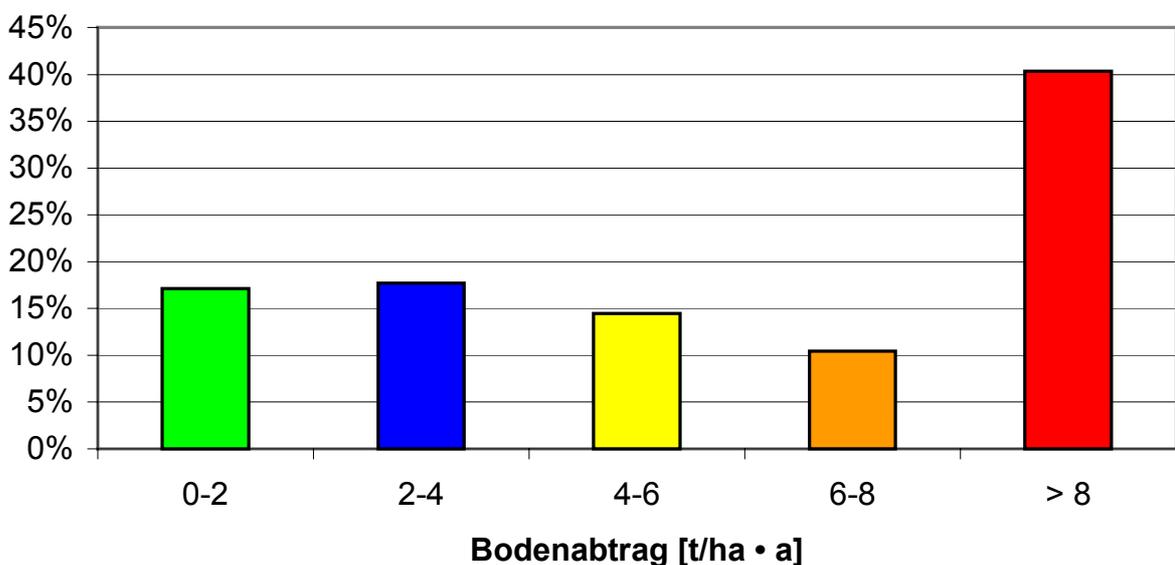


Abbildung 6-15: Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrages nach Frede & Dabbert (1998) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

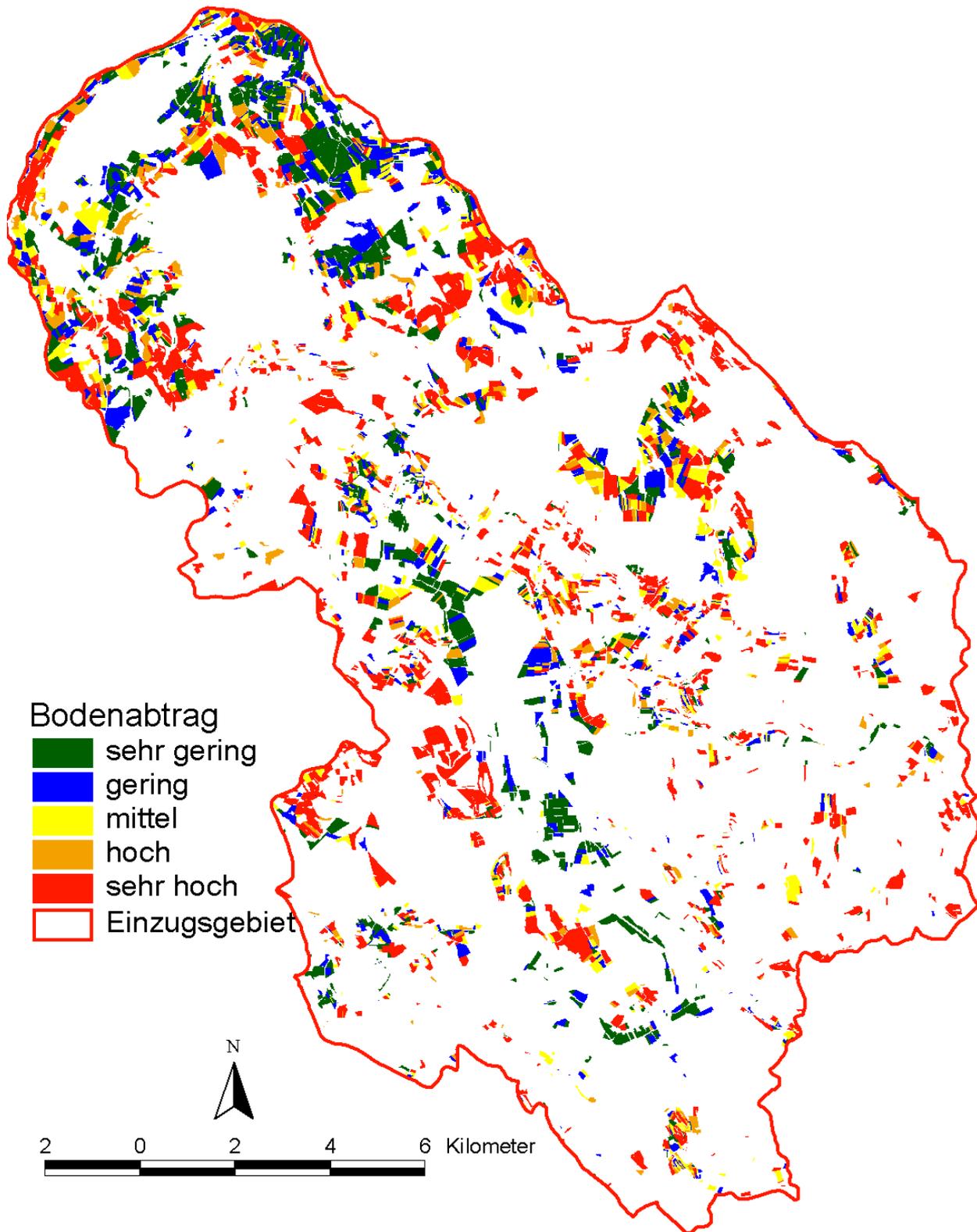


Abbildung 6-16: Gefährdungsklassen des nach ABAG berechneten Bodenabtrages der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

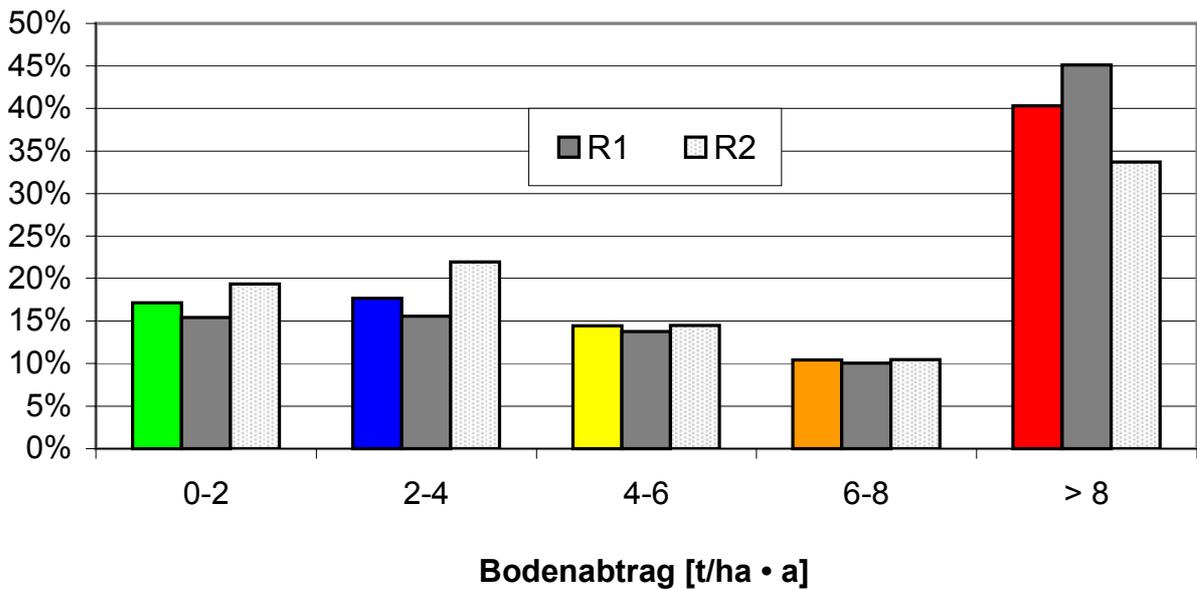


Abbildung 6-17: Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrags der ABAG nach Frede & Dabbert (1998) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (R1: Bodenabtrag im Jahr 1995 aufgrund erhöhter mittlerer Jahresniederschläge
R2: Bodenabtrag im Jahr 1989 aufgrund verringerter mittlerer Jahresniederschläge)

1995 (Variante R1) beträgt aufgrund der erhöhten Niederschlagsmengen – und somit des erhöhten R-Faktors dieses Jahres – der nach ABAG berechnete durchschnittliche jährliche Bodenabtrag im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die betrachteten Ackerflächen 9,2 t/ha•a. Im Gegensatz dazu verringert sich der mittlere Bodenabtrag im Jahre 1989 (Variante R2) auf 6,6 t/ha•a. Aufgrund der ungünstigen Niederschlagsbedingungen im Jahre 1995 besitzen 45 % der Ackerflächen – gegenüber 40 % des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes – einen durchschnittlichen jährlichen Bodenabtrag von mehr als 8 t/ha•a und somit ein sehr hohes Gefährdungspotenzial. Infolge der verringerten Niederschläge im Jahre 1989 steigt der Anteil der Flächen

mit sehr geringen bis geringen Bodenabtrag. Gleichzeitig wird der Anteil an Ackerflächen mit sehr hohen Abträgen verringert (Abbildung 6-17).

Bodenerosionsrisiko

Die Abbildungen 6-17 und 6-18 zeigen die räumliche Verteilung und die Flächenanteile des Bodenerosionsrisikos der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Bei 55 % der Ackerflächen, die sich vor allem in der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung* sowie im nordöstlichen Gebiet des *Schönach-Taisersdorfer Aach-Tobels* befinden, ist das Bodenerosionsrisiko kleiner 1, d.h. der mittlere jährliche Bodenabtrag unterschreitet den aus pflanzenbaulicher Sicht tolerierbaren Abtrag.

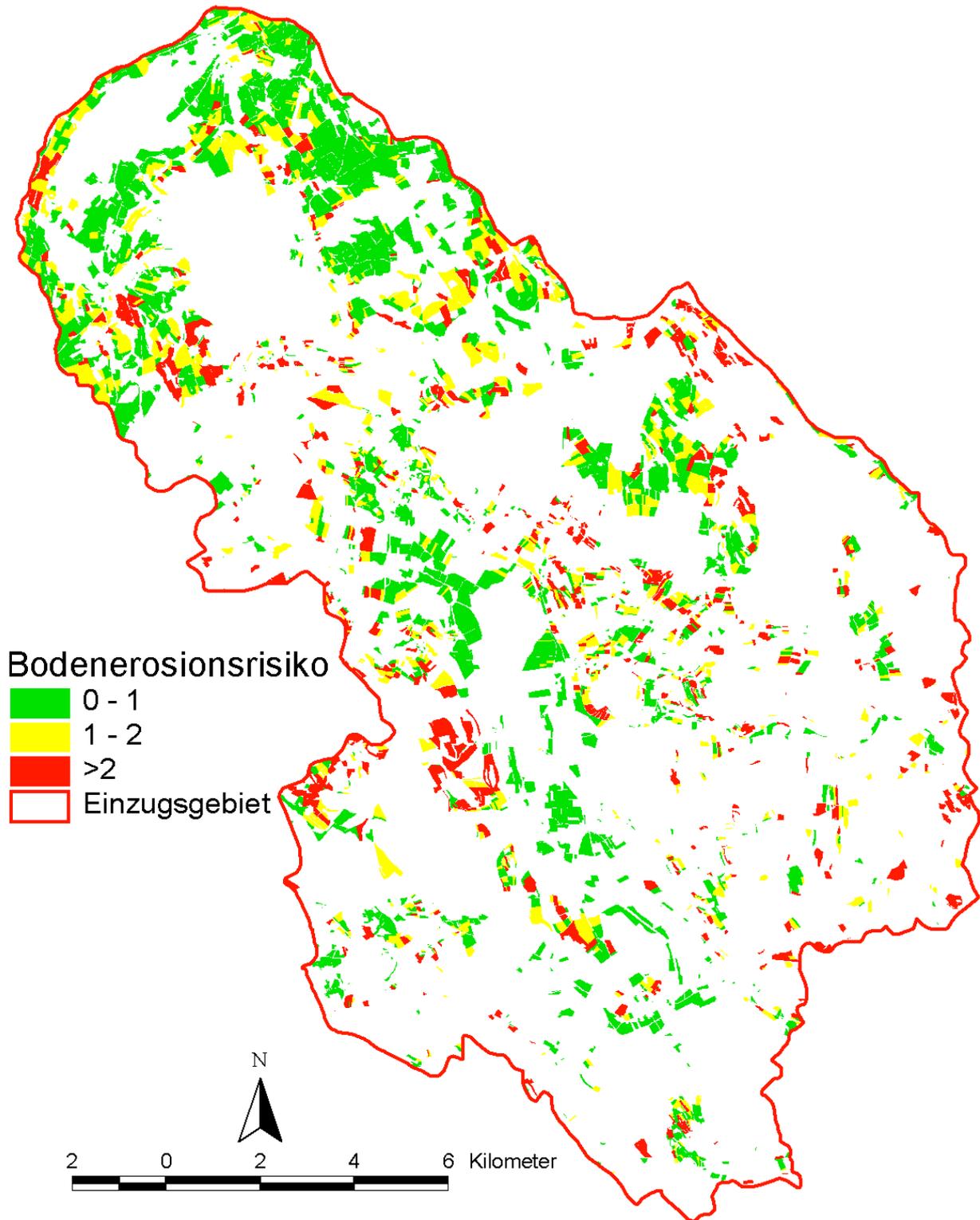


Abbildung 6-18: Bodenerosionsrisiko der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

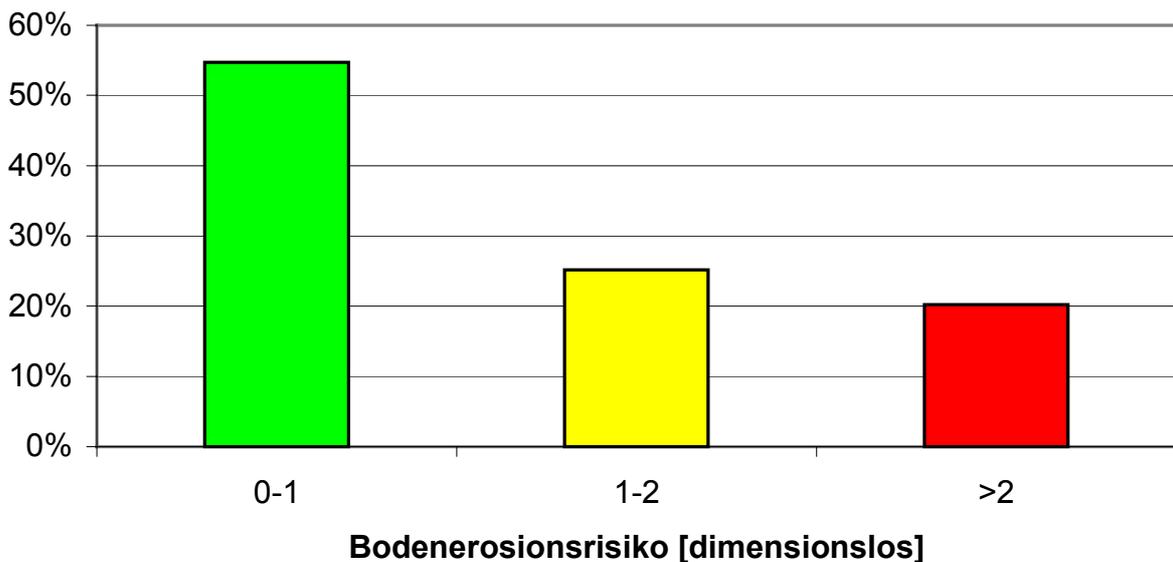


Abbildung 6-19: Flächenanteile des Bodenerosionsrisikos im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Im südwestlichen Teil des *Schönach-Taisersdorfer Aach-Tobels*, im Naturraum Heiligenberg und den Drumlinfeldern des *Überlinger Hügellandes* übersteigt das Bodenerosionsrisiko den Wert 2. Da auf diesen Ackerflächen – 20 % der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – der mittlere jährliche Bodenabtrag den tolerierbaren Abtrag deutlich überschreitet, besteht hier dringender Beratungs- und Handlungsbedarf, um Maßnahmen zum Schutz vor Bodenabtrag durch Wasser umzusetzen.

Das mittlere Erosionsrisiko beträgt im Mittel des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes 1,17. Im Jahr 1995 (Variante R1) erhöht sich aufgrund der erosionsfördernden Niederschlagsbedingungen das Risiko des Bodenabtrages auf durchschnittlich 1,36. In der Variante R2 verringert sich aufgrund geringerer Niederschläge das Erosionsrisiko auf 0,97.

Bodenabtrag und Bodenerosionsrisiko im Einzugsgebiet der Seefelder Aach unter Veränderung der Bodenbearbeitung

Die konservierende Bodenbearbeitung (z.B. Mulchsaat) stellt eine wirksame Maßnahme zur Reduzierung des Bodenabtrags dar. Durch das Verbleiben von Ernteresten auf der Bodenoberfläche und deren flache Einarbeitung werden die Energie des Niederschlages und der Oberflächenabfluss reduziert, das Wasseraufnahmevermögen des Bodens erhöht und die Stabilität des Bodengefüges verbessert. Dieser Einfluss der Bodenbearbeitung wird durch reduzierte C-Faktoren in der ABAG berücksichtigt.

Abbildung 6-20 zeigt die Gefährdungsklassen des mittleren jährlichen Bodenabtrages für die Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach unter der Annahme, dass auf allen Flächen konservierende Bodenbearbeitungsverfahren eingesetzt werden.

Bei einer flächendeckenden Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren beträgt der mittlere jährliche Bodenabtrag im Durchschnitt 2,7 t/ha•a.

Durch einen flächendeckenden Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren weisen 39 % der Ackerflächen ein sehr geringes und 26 % ein geringes Gewässergefährdungspotenzial auf. Der Anteil an Ackerflächen, die einen sehr hohen langjährigen, mittleren jährlichen Bodenabtrag von mehr als 8 t/ha•a besitzen, kann durch konservierende

Bodenbearbeitungsverfahren im Vergleich zu konventionellen Verfahren von 40 % auf einen Anteil von 12 % reduziert werden (Abbildung 6-20). Ackerflächen, die trotz des Einsatzes von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren einen sehr hohen Bodenabtrag aufweisen, befinden sich südwestlich von Salem und entlang der Deggenhauser Aach. Für die Beratung bedeutet dies, dass auf diesen Ackerflächen weitere Maßnahmen ergriffen werden müssen, um den Bodenabtrag auf ein tolerierbares Maß zu reduzieren.

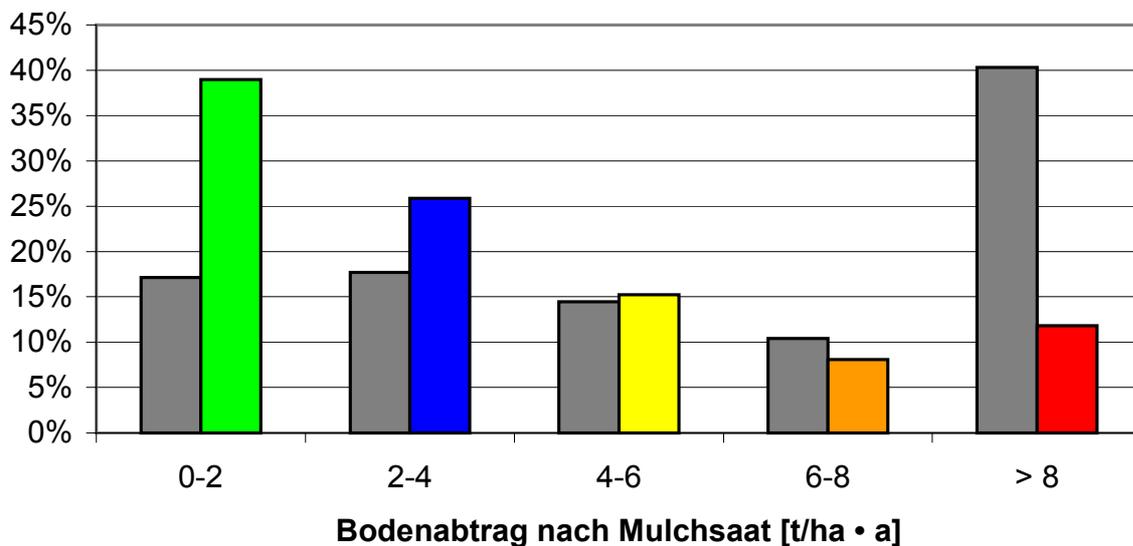


Abbildung 6-20: Flächenanteile der Gefährdungsklassen des Bodenabtrags nach Frede & Dabbert (1998) unter Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren auf der gesamten Ackerfläche im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (graue Säulen: Bodenabtrag durch konventionellen Bodenbearbeitungsverfahren)

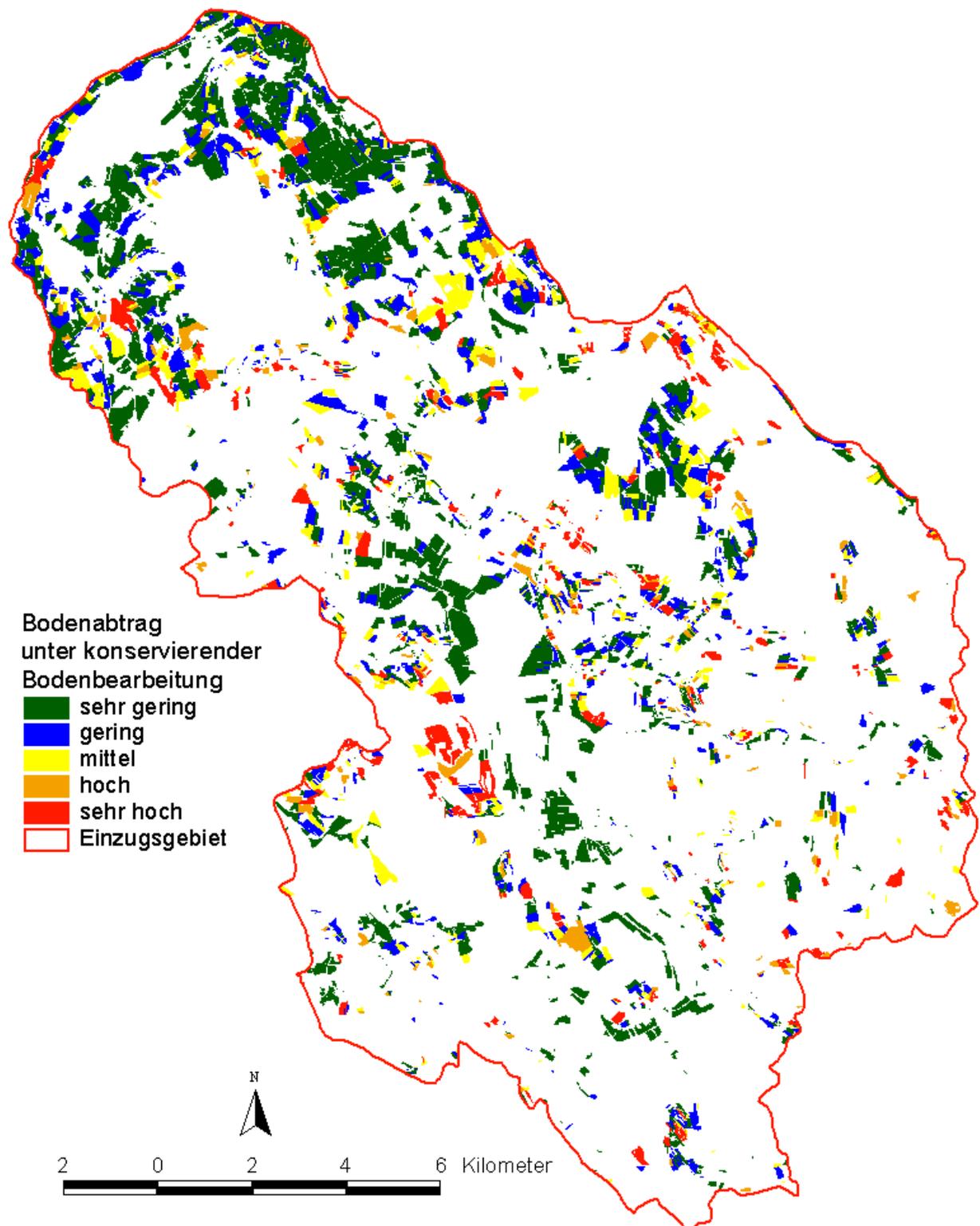


Abbildung 6-21: Gefährdungsklassen des nach ABAG berechneten Bodenabtrages der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach unter der Annahme, dass die konservierende Bodenbearbeitung auf der gesamten Ackerflächen angewendet wird

6.3 Fazit

Auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) konnte im Einzugsgebiet der Seefelder der langjährige, mittlere jährliche Bodenabtrag der Ackerflächen über ein GIS-gestütztes Verfahren berechnet werden. Die ABAG berücksichtigt sowohl standortbedingte Einflussfaktoren des Bodenabtrages als auch den Bewirtschaftungseinfluss. Aufgrund der natürlichen Standortbedingungen im Einzugsgebiet besteht auf zwei Dritteln der Ackerflächen hohes bis sehr hohes standortbedingtes Erosionsrisiko.

Durch unangepasste Bewirtschaftungsmaßnahmen besitzt mehr als die Hälfte der Ackerflächen ein hohes bis sehr hohes Gewässergefährdungspotenzial. Mit Hilfe des Bodenerosionsrisikos, das sich aus dem Verhältnis von berechnetem und tolerierbarem Bodenabtrag ableitet, konnte bei 20 % der Ackerflächen im Einzugsgebiet ein dringender Handlungsbedarf zum Schutz des Bodens vor Erosion ermittelt werden.

Die natürlich bedingte Schwankung des Regen- und Oberflächenabflussfaktors (R-Faktor) wurde über die Extremjahre 1989 und 1995 bei der Berechnung des Bodenabtrages berücksichtigt. Auf der Grundlage unterschiedlicher Niederschlagsmengen konnten die Extrema aufgezeigt werden, innerhalb dessen sich das standortbedingte Erosionsrisiko, der langjährige, mittlere jährliche Bodenabtrag und das Bodenerosionsrisiko bewegen.

Über das GIS-gestützte Verfahren war es möglich, die Auswirkungen einer flächendeckenden Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren auf die Höhe des Bodenabtrages zu berechnen. Durch Mulchsaat kann der Bodenabtrag im Einzugsgebiet der Seefelder Aach deutlich reduziert werden. Bei einem geringen Teil der Ackerflächen ist trotz erosionsmindernder Bodenbearbeitung der Bodenabtrag sehr hoch. Hier müssen weitergehende Maßnahmen (z.B. Veränderung der Fruchtfolge) ergriffen werden, um den Bodenabtrag auf ein gewässerverträgliches Maß zu reduzieren.

7 GIS-gestützte Abschätzung der Nitratauswaschung

7.1 Integration der Daten in das Landschafts-Informationssystem

Aus Abbildung 7-1 ist die Integration der verschiedenen Daten zur Modellierung der Nitratauswaschung in das Landschafts-Informationssystem Seefeld der Aach (LISA) ersichtlich. Folgende Schritte zur GIS-gestützten Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser wurden durchgeführt:

Bestimmung der Bodenartenuntergruppe

Die im LISA verwendeten Daten zur Bestimmung der Bodenartenuntergruppe basieren auf der Bodenschätzung, die landesweit digital im Amtlichen Liegenschaftsbuch (ALB) vorhanden ist. Die Klassenzeichen (Bodenart, Zustandstufe, Entstehungsart, Acker- und Grünlandzahl) der Bodenschätzung wurden im LISA über die Flurstückskennziffer den Acker- und Grünlandflächen zugeordnet. Die Flurstücke des Amtlichen Liegenschaftskatasters (ALK) wurden mit den Daten des ALB verschnitten, die den flächenmäßig größten Anteil besitzen.

Die angegebene Bodenart des Klassenzeichens der Bodenschätzung kennzeichnet das Gesamtgepräge des Bo-

dens, wobei der Oberboden stärker in die Gewichtung eingeht als der Unterboden. Eine Bestimmung der Bodenartenuntergruppe aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung ist somit nur bedingt möglich. Die Bodenartenuntergruppe kann über die Grablochbeschriebe der Schätzungsbücher für Ackerland und Grünland bestimmt werden. In den Schätzungsbüchern werden für die einzelnen Horizonte der Grablöcher die Merkmale des Bodengefüges beschrieben. Im Einzugsgebiet der Seefeld der Aach sind 2 357 unterschiedliche Klassenzeichen der Bodenschätzung anzutreffen. Da eine Auswertung aller Klassenzeichen aus zeitlichen Gründen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich war, wurden die Klassenzeichen in insgesamt 106 Kategorien mit identischer Bodenart, Zustandstufe und Entstehungsart zusammengefasst. Innerhalb der Kategorien wurden die Grablochbeschriebe der Klassenzeichen ausgewertet, deren Acker- bzw. Grünlandzahl am häufigsten aufgetreten sind.

Benne et al. 1990 erarbeiteten einen Übersetzungsschlüssel für die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung. Mit Hilfe dieses Schlüssels wurde die Nomenklatur der Bodenschätzung in die normierte Sprache der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde 1982) übersetzt (siehe Anhang II).

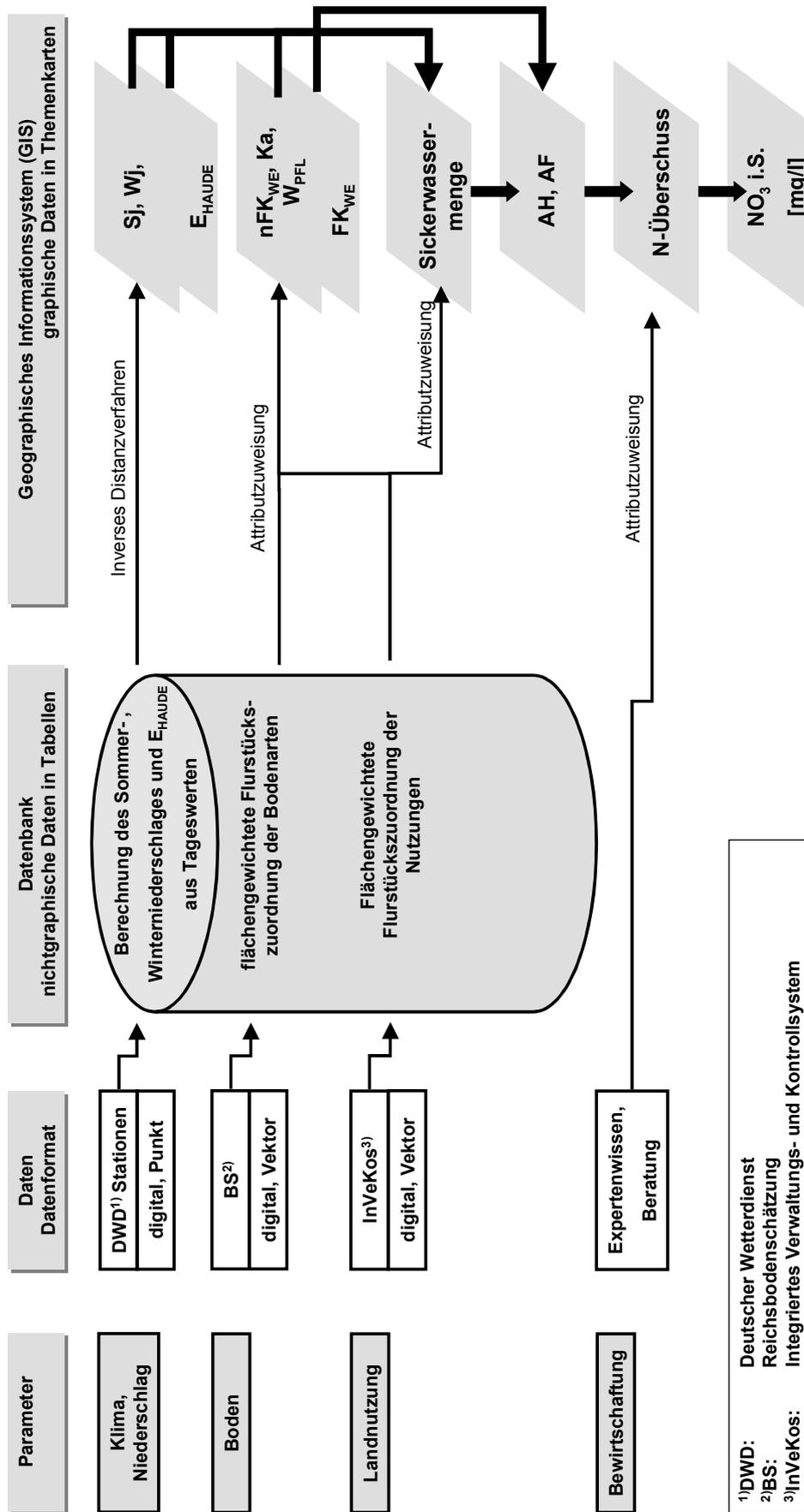


Abbildung 7-1: Integration der Daten zur Modellierung der Nitratauswaschung in das Landschafts-Informationssystem Seefeldler Aach (LISA)

Ermittlung der Bodenwasserhaushaltsgrößen

Aus der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde 1982) wurden für die einzelnen Bodenartenuntergruppen der jeweiligen Horizonte der Grablöcher die Werte der nutzbaren Feldkapazität (nFK) bzw. der Feldkapazität (FK) unter der Annahme einer mittleren Lagerungsdichte ($L_d = 3$) ab-

geleitet. Tabelle 6-1 zeigt die Werte der Wasserhaushaltsgrößen für die Bodenartenuntergruppen, die im Einzugsgebiet der Seefelder Aach anzutreffen sind.

Für Bodenhorizonte mit Humusgehalten von mehr als 1 % muss man die Feldkapazität bzw. nutzbare Feldkapazität entsprechend den Korrekturwerten in Tabelle 7-2 erhöhen.

Tabelle 7-1: Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) der Bodenarten der Bodenschätzung (nach AG Bodenkunde 1982)

Bodenartenuntergruppe	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]
mSfs	12	9
Sl2	22	19
Slu	30	19
Sl3	27	17
Sl4	28	16
Ul3, Ut3	37	24
Ul4, Ut4	37	21
Ls2	33	17
Ls3	33	17
Ls4	32	17
Lt3	41	15
Lts	41	16
Tu4	42	17
Tu3	41	15
Tu2	49	14
Hhz2	70	60
Hhz3	75	60

Tabelle 7-2: Zuschlag zur Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) bei Humusgehalten von mehr als 1 % (nach Frede & Dabbert 1998, verändert)

Humusgehalt (Mase-%)	FK [Vol.-%]	nFK [Vol.-%]
1 – 2	+ 2,0	+ 0,5
2 – 4	+ 4,0	+ 1,5
4 – 8	+ 9,0	+ 3,5
8 – 15	+ 12,5	+ 7,0

Die effektive Durchwurzelungstiefe wird benötigt, um die FK_{WE} - und nFK_{WE} -Anteile im durchwurzelbaren Boden zu bestimmen. Nach Sauer (1999) besteht ein Zusammenhang zwischen der Zustandsstufe nach Bodenschätzung und dem durchwurzelbaren Bodenraum (Tabelle 7-3).

Durch Multiplikation der in Volumenprozent angegebenen Feldkapazität bzw. nutzbaren Feldkapazität mit dem jeweiligen Bodenvolumen der Bodenhorizonte kann die Feldkapazität bzw. nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodens (FK_{WE} bzw. nFK_{WE}) berechnet werden. Die nFK_{WE} wird in Verbindung mit dem kapillaren Wasseranstieg zur Berechnung der Sickerwassermenge benötigt. Die FK_{WE} hingegen wird zur Berechnung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers herangezogen.

Bei grundwasserbeeinflussten Böden muss neben der nutzbaren Feldkapazität

im Wurzelraum (nFK_{WE}) auch der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser berücksichtigt werden. Die kapillare Aufstiegsrate (KR) [mm/d] lässt sich in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand bis zur Untergrenze des effektiven Wurzelraumes und der Bodenart ableiten. Der Grundwasserflurabstand wurde nach Wendland et al. (1993) für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach mit 1,5 m angenommen. Die kapillare Aufstiegsrate (KR) wurde nach AG Bodenkunde (1982) ermittelt.

Multipliziert man die kapillare Aufstiegsrate mit der Zeitspanne des Hauptwachstums, lässt sich die Kapillare Aufstiegsmenge (KA) [mm] berechnen. Durch Addition der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum (nFK_{WE}) und der kapillaren Aufstiegsmenge wird das pflanzenverfügbare Bodenwasser ermittelt.

Tabelle 7-3: Zustandsstufen nach Bodenschätzung, mittlere effektive Durchwurzelungstiefe (W_e) und Abstand zwischen Grundwasserspiegel und W_e

Zustandsstufe nach Bodenschätzung	Durchwurzelungstiefe W_e [dm]	Abstand GW-Spiegel zu W_e [dm]
1, I	10	5
2	10	5
3	9	6
4, II	8	7
5	7	8
6, III	5	10
7	3	12

Ermittlung der Sickerwassermenge:

Für die Abschätzung der Sickerwassermenge nach Renger et al. (1990) werden der Evapotranspirationskoeffizient nach Haude, Sommer- und Winterniederschlag sowie das pflanzenverfügbare Wasser benötigt. Sommerniederschlag (01.04. – 30.09.) und Winterniederschlag (01.10. – 31.03.) wurden aus den Tageswerten für den Zeitraum 01.01.1987 – 31.12.1996 von acht Niederschlagsstationen berechnet. Die mittlere potenzielle Evapotranspiration nach Haude wurde aus den Daten der Klimastationen ermittelt, die ebenfalls diesen 10-jährigen Zeitraum repräsentieren.

Die natürlichen Schwankungen der Klimaparameter innerhalb des Betrachtungszeitraumes führen zu unterschiedlichen Sickerwassermengen. Um den Einfluss der natürlichen Schwankungen der Klimaparameter zu verdeutlichen, wurden bei der Abschätzung der Sickerwassermenge, zusätzlich zur mittleren Sickerwassermenge über den 10-jährigen Betrachtungszeitraum, die zwei Varianten S1 und S2 betrachtet. Variante S1 basiert auf den Klimadaten des Jahres 1994 und spiegelt gegenüber dem 10-jährigen Mittel erhöhte Sommer- und Winterniederschläge sowie einen verringerten Haude-Faktor wider. Variante S2 bezieht sich auf das Jahr 1992 mit den geringsten Sommer- und Winterniederschlägen sowie einer erhöhten potenziellen Evapotranspiration.

Die so ermittelten punktuellen Niederschlags- und Evapotranspirationswerte wurden nach der Inversen Distanzgewichtung (IDW) auf das Einzugsgebiet der Seefelder Aach interpoliert. Mit der ArcViewTM-Erweiterung „Get Grid Values“ wurde den Acker- und

Grünlandflächen jeweils der Mittelwert der Klimaparameter zugeordnet. Die Sickerwassermenge wurde im LISA nach Renger et al. (1990) berechnet.

Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die flurstücksbezogenen Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung der Jahre 1997 bis 2001 des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) wurden über die Flurstückskennziffer im LISA mit den Acker- und Grünlandflächen des Amtlichen Liegenschaftskatasters (ALK) verbunden. Ein Problem bei der Verschneidung der Daten besteht darin, dass Flurstücke mehrere unterschiedliche Nutzungen aufweisen, d.h. die Schlag- bzw. Nutzungsgrenzen stimmen nicht überein. In diesen Fällen wurde den Flurstücken die flächenmäßig größte Nutzung zugeordnet, die mit Hilfe mehrerer SQL-Abfragen in einer externen Datenbank selektiert wurde.

Das N-Auswaschungspotenzial wird hier – im Gegensatz zu Frede & Dabbert (1998), die dieses aus dem Saldo (Zufuhr minus Abfuhr) der N-Flächenbilanz bestimmen – aus den N-Düngeüberschüssen berechnet. Die Düngeüberschüsse wurden auf Grundlage von schlagbezogenen Düngebilanzen für die verschiedenen Hauptkulturarten im Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ermittelt (vgl. Kapitel 11.4.1). Tabelle 7-5 zeigt die ermittelten N-Düngeüberschüsse der Hauptkulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.

Des Weiteren wird vereinfacht davon ausgegangen, dass sich der Stickstoffhaushalt der Böden im Gleichgewicht befindet, d.h. dass sich Mineralisation

und Immobilisation gegenseitig ausgleichen und somit keine Netto-Mineralisation/Immobilisation unterstellt wird.

Tabelle 7-4: Stickstoff-Überschüsse der Kulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage schlagbezogener Düngebilanzierungen

Kulturart:	N-Überschuss [kg / ha • a]
Weizen	0
Gerste	34
Raps	31
Mais	66
Hafer, Roggen, Dinkel	5
Kartoffeln	-10
Zuckerrüben	0
Grünland, Wiesen, Mähweide	-12

7.2 Ergebnisse

Wasserhaushaltsgrößen der Böden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

In Tabelle 7-5 sind die Mittelwerte sowie die Streuung der Feldkapazität, der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden und des pflanzenverfügbaren Wassers dargestellt. Die räumliche Verteilung dieser Bodenwasserhaushaltsgrößen kann aus Anhang I entnommen werden.

Die Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodens (FK_{WE}) bewegt sich im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zwischen 128 – 725 mm. Durchschnittlich besitzt die FK_{WE} einen Wert von 310 mm. Feldkapazitäten von mehr als 500 mm befinden sich entlang des Oberlaufes der Salemer Aach sowie zwischen Frickingen und Weildorf (Anhang I, Abbildung A-2).

Die nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodens (nFK_{WE}) besitzt im Einzugsgebiet der Seefelder Aach einen Mittelwert von 154 mm. Das Minimum beträgt 75 mm, das Maximum 600 mm. Die höchsten nFK_{WE} -Werte (> 390 mm) sind ebenfalls entlang des Oberlaufes der Salemer Aach sowie zwischen

Frickingen und Weildorf anzutreffen (Anhang I, Abbildung A-3).

Das für Pflanzen verfügbare Wasser (W_{pfl}) liegt im Mittel des Einzugsgebietes bei 306 mm und schwankt zwischen 75 mm und 769 mm. Die geringsten Werte für W_{pfl} befinden sich entlang der Deggenhauser Aach, im *Schönach-Taisersdorfer Aach-Tobel* sowie der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung*. Die höchsten Werte des W_{pfl} sind ebenfalls entlang des Oberlaufes der Salemer Aach, zwischen Frickingen und Weildorf und im Naturraum *Heiligenberg* (Anhang I, Abbildung A-4).

Für den Bodenwasserhaushalt relevante Klimagrößen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

In Tabelle 7-6 sind die Mittelwerte und die Streuung über den Betrachtungszeitraum 01.01.1987 bis 31.12.1996 von Sommerniederschlag (01.04. bis 30.09.), Winterniederschlag (01.10. bis 31.03.) und potenzieller Evapotranspiration nach Haude im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt.

Tabelle 7-5: Mittelwerte und Streuung der Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (FK_{WE}), der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (nFK_{WE}) und des pflanzenverfügbaren Wassers (W_{pfl}) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

	FK_{WE} [mm]	nFK_{WE} [mm]	W_{pfl} [mm]
Mittelwert:	310	154	306
Minimum:	128	75	75
Maximum:	725	600	769

Tabelle 7-6: Mittelwerte und Streuung von Sommerniederschlag (01.04. – 30.09.), Winterniederschlag (01.10. – 31.03.) und potenzieller Evapotranspiration nach Haude im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Betrachtungszeitraum 01.01.1987 bis 31.12.1996)

	Sommerniederschlag [mm]	Winterniederschlag [mm]	Potenzielle Evapotranspiration nach Haude
Mittelwert:	574	386	465
Minimum:	528	347	392
Maximum:	647	452	517

Die Sommerniederschläge liegen mit 574 mm im Mittel etwa 200 mm über den Winterniederschlägen, d.h. das Niederschlagsmaximum befindet sich in den Sommermonaten. Der Sommerniederschlag schwankt innerhalb des Einzugsgebietes zwischen 528 mm und 647 mm, der Winterniederschlag zwischen 347 mm und 452 mm. Die Abbildungen A-5 und A-6 in Anhang I zeigen die räumliche Verteilung der Sommer- und Winterniederschläge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Die höchsten Niederschläge befinden sich im zentralen Bereich der Niederschlagsstation Heiligenberg. Nach Nord- und Südwesten hin nehmen die Sommer- und Winterniederschläge um jeweils etwa 100 mm ab. Die potenzielle Evapotranspiration nach Haude schwankt im Einzugsgebiet zwischen 392 – 517 mm/a und besitzt einen durchschnitt-

lichen Wert von 465 mm/a. Abbildung A-7 im Anhang 1 zeigt die räumliche Verteilung der potenziellen Evapotranspiration nach Haude im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Evapotranspirationsraten über 480 mm/a befinden sich im Südwesten und Westen des Einzugsgebietes. Die geringste Transpiration findet im Nordwesten des Einzugsgebietes statt.

Innerhalb des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes schwanken die Sommerniederschläge zwischen 715 mm im Jahre 1994 (Variante S1) und 501 mm im Jahre 1992 (Variante S2). Die Winterniederschläge bewegen sich in den Jahren 1987 bis 1996 zwischen 456 mm (S1) und 319 mm (S2) (Abbildung 7-2). Die potenzielle Evapotranspiration nach Haude beträgt im Jahre 1992 durchschnittlich 489 mm, im Jahre 1994 im Mittel 455 mm.

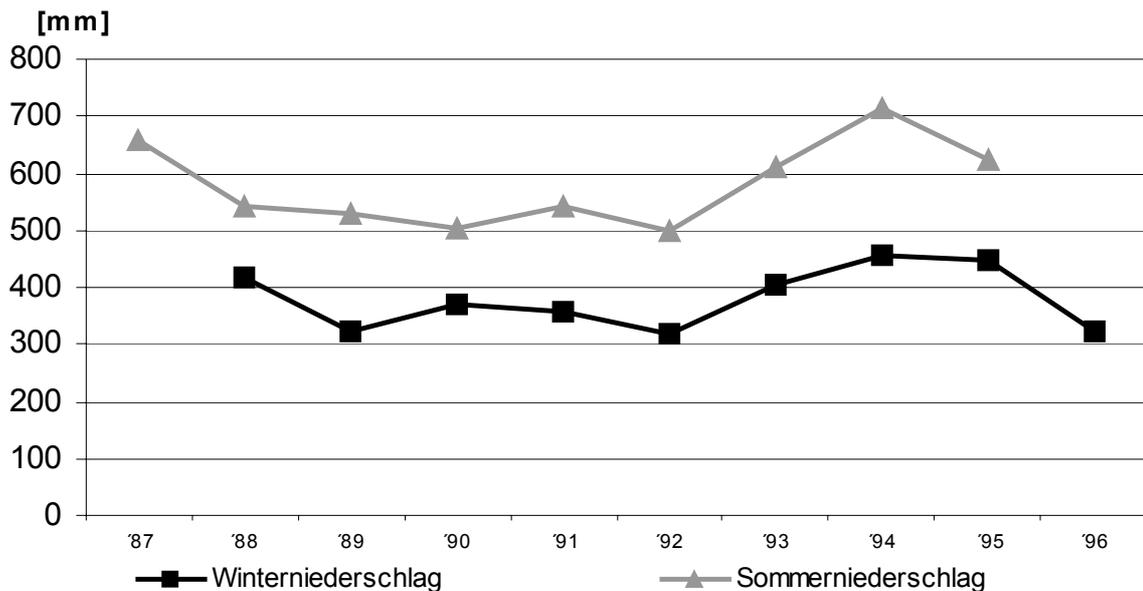


Abbildung 7-2: Mittlere Sommer- und Winterniederschläge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die Jahre 1987 bis 1996

Sickerwassermenge

Abbildung 7-3 zeigt für die Acker- und Grünlandflächen des Einzugsgebietes der Seefelder Aach die mittlere jährliche Sickerwassermenge [mm/a] und deren räumliche Verteilung. Die Grundlage für die Abschätzung der Sickerwassermenge nach Renger et al. (1990) bilden Klima- und Niederschlagsdaten für den Zeitraum 1987 bis 1996 sowie der Mittelwert des pflanzenverfügbaren Wassers (W_{pfl}), der auf Nutzungsdaten der Jahre 1997 bis 2001 basiert. Die Sickerwassermenge schwankt zwischen 51 mm und 536 mm. Die durchschnittliche Sickerwasserhöhe innerhalb des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes beträgt im Einzugsgebiet 317 mm. Die

höchsten Sickerwassermengen treten im zentralen Bereich des Einzugsgebietes der Seefelder Aach im Raum Heiligenberg auf. In Richtung Norden und Süden nimmt die Sickerwassermenge tendenziell ab.

Aus Abbildung 7-4 sind die Flächenanteile der Klassen der Sickerwassermenge ersichtlich. 18 % der Acker- und Grünlandflächen weisen eine mittlere jährliche Sickerwassermenge für die Jahre 1997-2001 von weniger als 250 mm und 9 % von mehr als 450 mm auf. Bei 36 % der betrachteten Flächen durchsickern im jährlichen Durchschnitt 250 – 350 mm bzw. $1/m^2$ den Boden, bei 37 % der Flächen 350 – 450 mm.

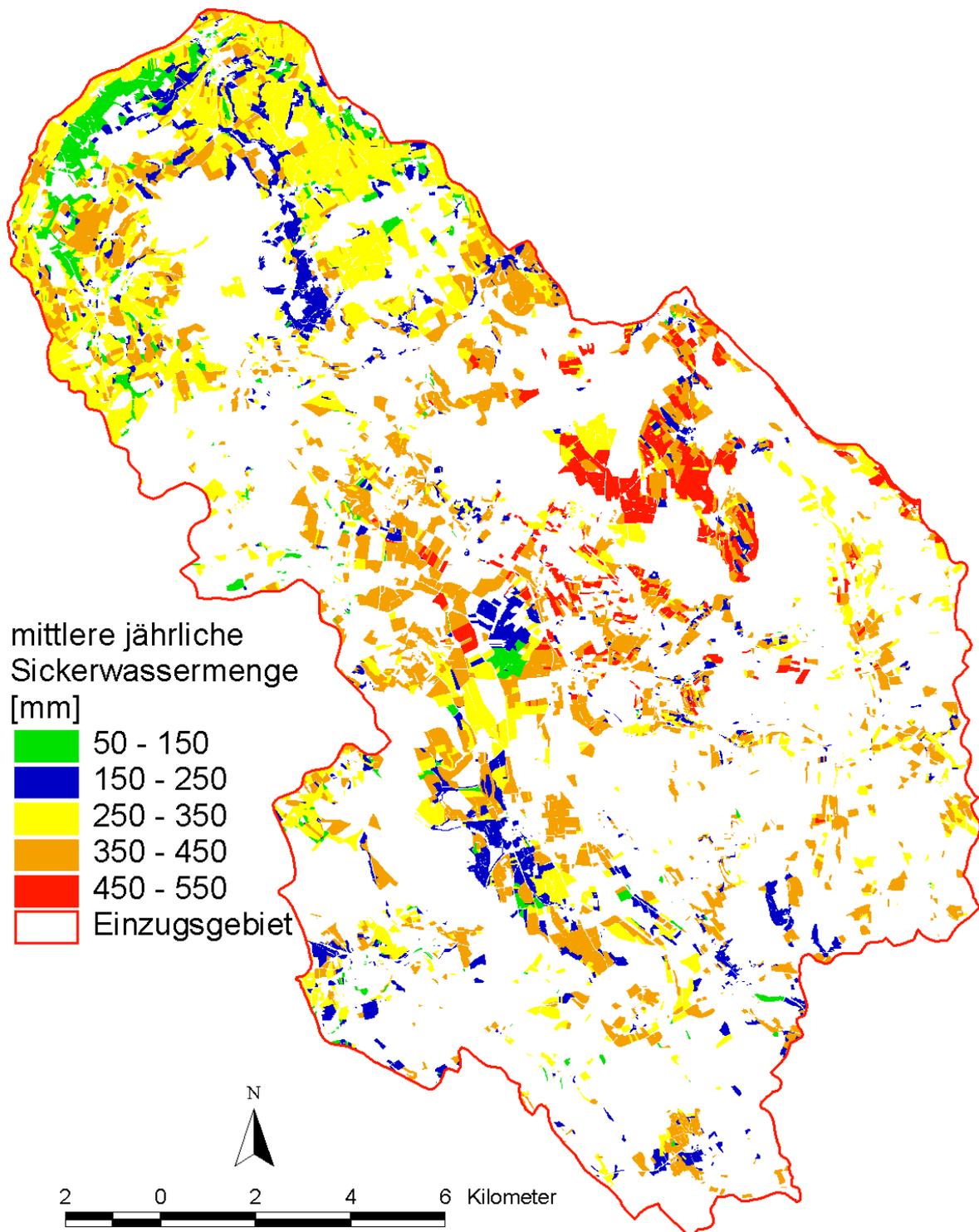


Abbildung 7-3: Mittlere jährliche Sickerwassermenge [mm] im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Klimadaten für den Zeitraum 01.01.1987 bis 31.12.1996, W_{pn} für die Jahre 1997 bis 2001)

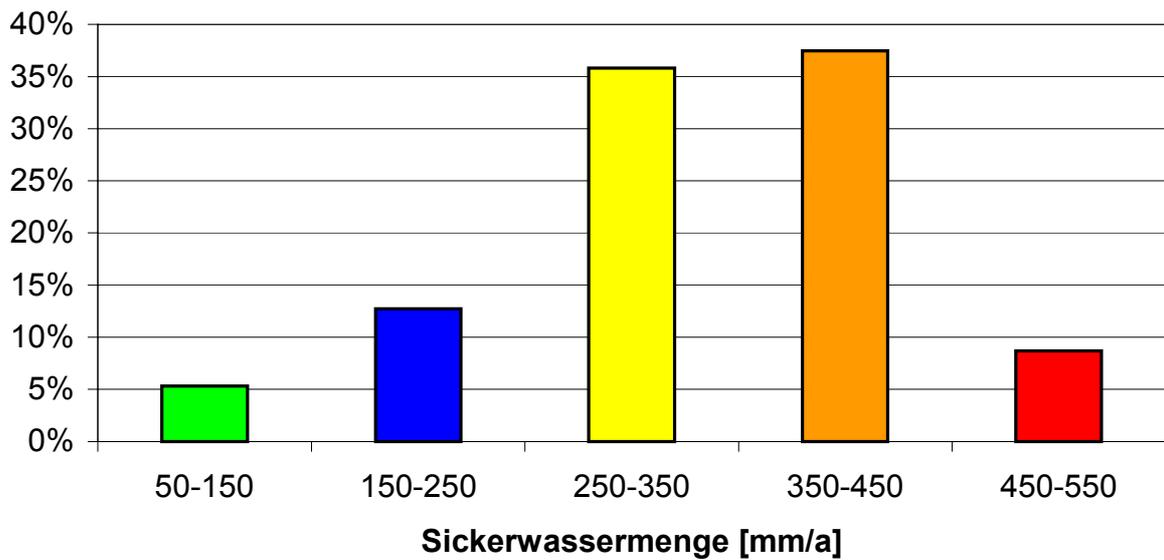


Abbildung 7-4: Flächenanteile der Klassen der mittleren jährlichen Sickerwassermenge [mm] im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Klimadaten für den Zeitraum 01.01.1987 bis 31.12.1996, W_{PI} für die Jahre 1997 bis 2001)

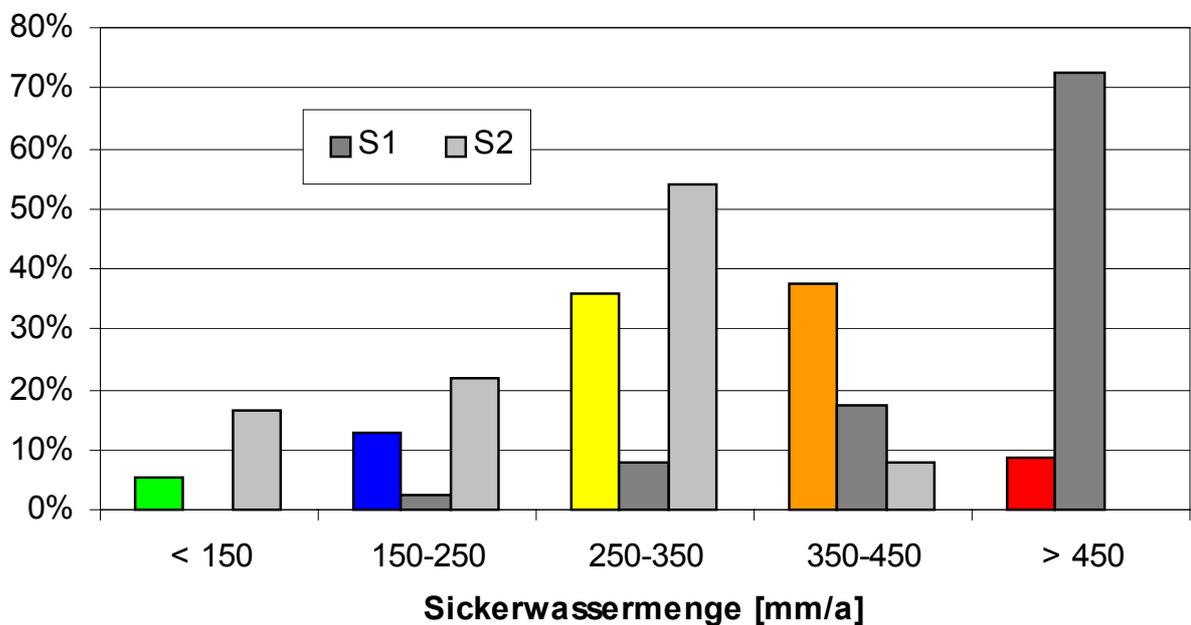


Abbildung 7-5: Flächenanteile der Klassen der Sickerwassermenge [mm] der Jahre 1994 (Variante S1) und 1992 (Variante S2) im Vergleich zur mittleren jährlichen Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Im Jahre 1994 (Variante S1) beträgt infolge hoher Sommer- und Winterniederschläge bei gleichzeitig geringerer Evapotranspiration die Sickerwassermenge 462 mm und liegt somit durchschnittlich 145 mm über der Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes. Aufgrund der geringen Niederschläge und erhöhten Evapotranspiration im Jahre 1992 (Variante S2) liegt in diesem Jahr die Sickerwasserneubildungsrate im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bei durchschnittlich 229 mm. Abbildung 7-5 zeigt die Flächenanteile der Klassen der Sickerwassermengen der Jahre 1994 (Variante S1) und 1992 (Variante S2) im Vergleich zur mittleren Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes. Im niederschlagsreichen Jahr 1994 werden bei 72 % der Acker- und Grünlandflächen über 450 mm Sickerwasser gebildet. In diesem Jahr gibt es im Einzugsgebiet der Seefelder Aach keine Flächen, bei denen weniger als 150 mm Wasser die Bodenuntergrenze verlassen. Im Gegensatz dazu werden im niederschlagsarmen Jahr 1992 auf allen Flächen weniger als 450 mm Sickerwasser gebildet. Die Flächenanteile der Klassen der Sickerwassermenge bis 350 mm erhöhen sich im Vergleich zum 10-jährigen Betrachtungszeitraum.

Austauschhäufigkeit und Auswaschungsfaktor

Abbildung 7-6 zeigt den Auswaschungsfaktor (AF) der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Für 67 % der betrachteten

landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden Austauschhäufigkeiten von über 100 % ($AF = 1$) berechnet, d.h. das Bodenwasser wird mindestens einmal pro Jahr ausgetauscht. Auf diesen Flächen ist somit die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass Nitrat ausgewaschen wird. Dieses hohe standortbedingte Nitratauswaschungsrisiko sollte bei der Bewirtschaftung berücksichtigt werden. Bei 33 % der Flächen wird das Bodenwasser nicht komplett ausgetauscht. Durch das Sickerwasser wird nicht unbedingt der gesamte verlagerungsfähige Nitratvorrat im Boden ausgewaschen.

Auf Grundlage der Klimabedingungen zwischen 1987 und 1996 beträgt die Austauschhäufigkeit im Einzugsgebiet der Seefelder Aach durchschnittlich 111 %. In diesem Zeitraum besitzt der Auswaschungsfaktor den Wert 0,87. Im niederschlagsreichen Jahr 1994 (Variante S1) steigen die Austauschhäufigkeit der Acker- und Grünlandflächen auf 160 % und der Auswaschungsfaktor auf 0,97 an (Tabelle 7-7). In diesem Jahr weisen 93 % der betrachteten Flächen einen Auswaschungsfaktor > 1 , d.h. ein hohes standortbedingtes Nitratauswaschungsrisiko auf. Im Jahre 1992, das durch geringe Niederschläge gekennzeichnet ist, liegt die mittlere Austauschhäufigkeit im Einzugsgebiet bei 80 %. Der Auswaschungsfaktor verringert sich gegenüber dem 10-jährigen Betrachtungszeitraum um 0,14 auf 0,73 (Tabelle 7-7). 1992 besteht bei 34 % der Acker- und Grünlandflächen ein erhöhtes Nitratauswaschungsrisiko.

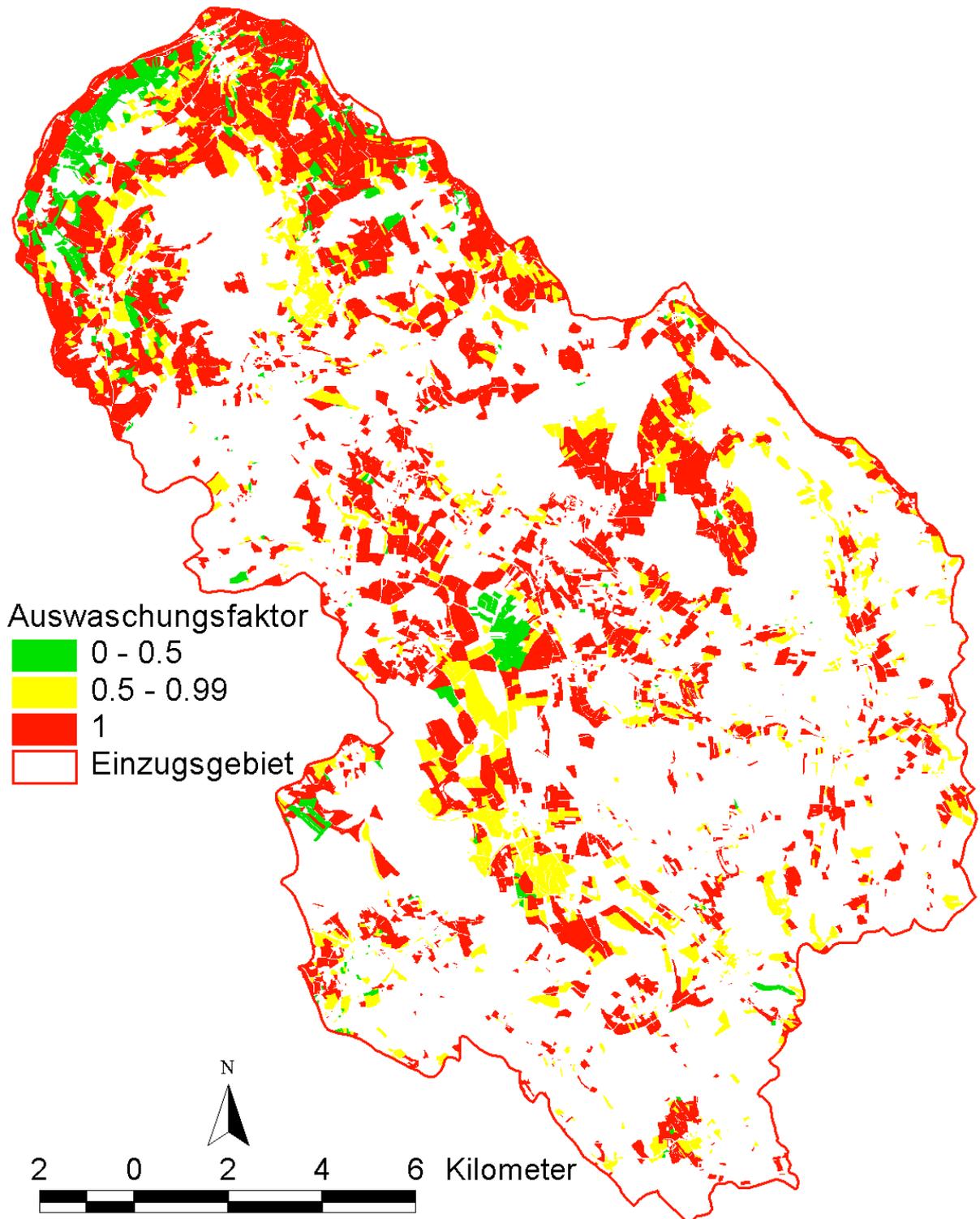


Abbildung 7-6: Auswaschungsfaktor der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Tabelle 7-7: Mittelwerte der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und des Auswaschungsfaktors im 10-jährigen Mittel, im Jahre 1994 (Variante S1) und im Jahre 1992 (Variante S2) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

	10-jähriger Betrachtungszeitraum (1987-1996)	Variante S1 (1994)	Variante S2 (1992)
Austauschhäufigkeit	111 %	160 %	80 %
Auswaschungsfaktor	0,87	0,97	0,73

Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

In Abbildung 7-7 sind die Gefährdungsklassen und die räumliche Verteilung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach dargestellt. Die Berechnung basiert auf schlag- und kulturartenbezogenen Düngebilanzen des Jahres 2000, der Fruchtfolge zwischen 1997 und 2001 und der mittleren Sickerwassermenge auf Grundlage von Klimadaten der Jahre 1987 bis 1996. Negative N-Düngebilanzen (z.B. bei Weizen) wurden mit dem Wert 0 in das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) integriert, um negative Nitratgehalte im Sickerwasser zu vermeiden. Die Nitratauswaschungsgefährdung wurde in Anlehnung an Frede & Dabbert (1998) bewertet. Abbildung 7-8 zeigt die Flächenanteile der einzelnen Klassen des Gewässergefährdungspotenzials.

Die durchschnittliche potenzielle Nitratkonzentration des Sickerwassers im Einzugsgebiet der Seefelder Aach beträgt 30 mg NO₃⁻/l. Als Maximalwert wurden 82 mg NO₃⁻/l ermittelt. Bei 68 % der

Acker- und Grünlandflächen wird die Nitratauswaschung als sehr gering (14 %), gering (23 %) und mittel (31 %) eingestuft. Aufgrund des relativ hohen standortbedingten Auswaschungsrisikos im Einzugsgebiet der Seefelder Aach kann davon ausgegangen werden, dass diese Flächen angepasst bewirtschaftet werden. 32 % der Flächen liegen in der hohen (25 %) und sehr hohen (7 %) Gefährdungsklasse. Die Schwerpunkte mit Ackerflächen, die eine hohe potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser besitzen, befinden sich in der *Markdorf-Salemer Senke* und *Grasbeuren-Seefelder-Aachniederung* sowie im Nordosten des *Schönaich-Taisersdorfer Aach-Tobels*. Dies sind Flächen, die einen hohen Fruchtfolgeanteil an Kulturarten mit einem hohen N-Düngeüberschuss (z.B. Mais) besitzen und gleichzeitig einen hohen standortbedingten Auswaschungsfaktor aufweisen. Bei diesen Flächen sollte das hohe Auswaschungsrisiko stärker berücksichtigt und die Bewirtschaftung darauf angepasst werden. Diese Flächen stellen somit Schwerpunkte einer landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung dar.

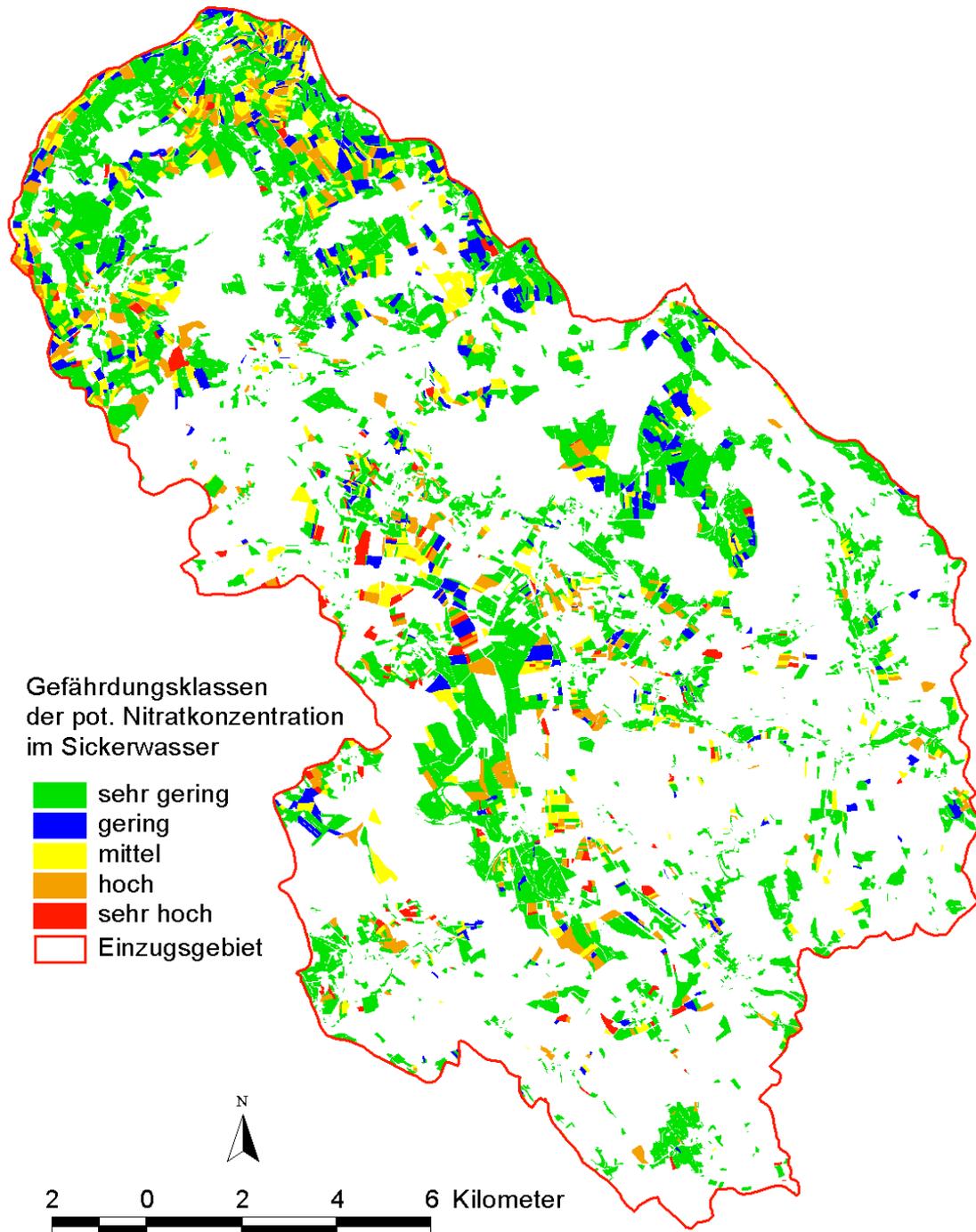


Abbildung 7-7: Gefährdungsklassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Datengrundlage: schlag- und kulturartenbezogene Düngebilanzen des Jahres 2000, Fruchtfolge der Jahre 1997 – 2001, mittlere Sickerwassermenge auf Grundlage von Klimadaten der Jahre 1987 – 1996)

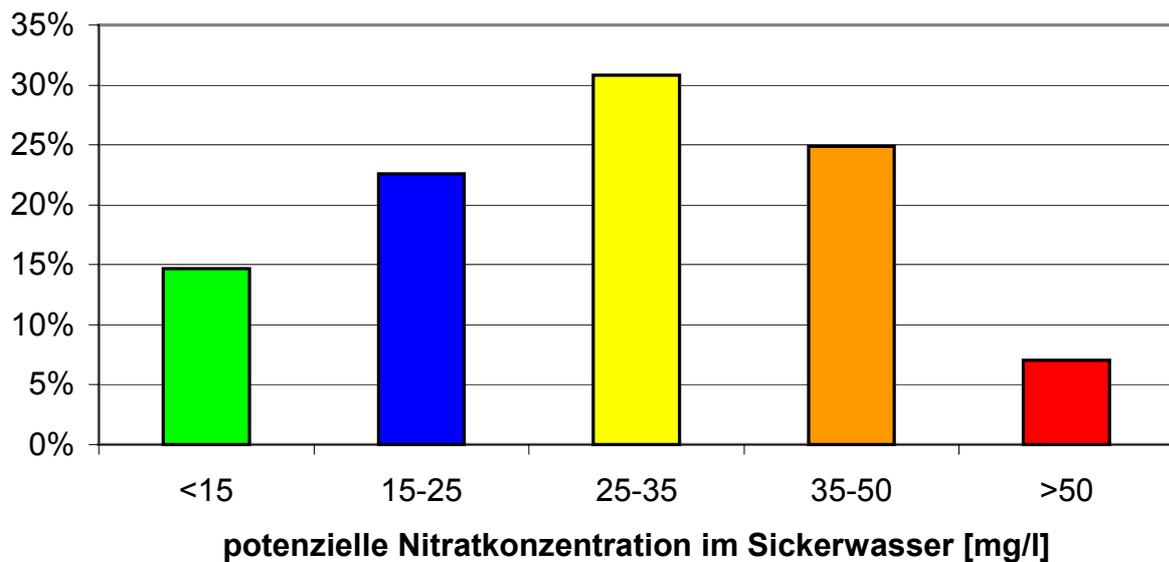


Abbildung 7-8: Flächenanteile der Klassen des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Seefelder Ach

Im niederschlagsreichen Jahr 1994 (Variante S1) werden von den Acker- und Grünlandflächen durchschnittlich 21 mg NO_3^-/l ausgewaschen. Im Jahre 1992, in dem die Niederschläge geringer als über den 10-jährigen Durchschnitt von 1987 bis 1996 waren, beträgt die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser 35 mg NO_3^-/l . Die geringeren Nitratgehalte des Sickerwassers in Variante 1 können auf einen Verdünnungseffekt aufgrund höherer Sickerwasserraten zurückgeführt werden. Ins-

gesamt wurde in diesem Jahr mehr Stickstoff ausgewaschen als im Jahr 1992 bzw. im 10-jährigen Durchschnitt (Tabelle 7-8).

Durch die erhöhte Sickerwassermenge im Jahre 1994 (Variante S1) erhöhen sich die Anteile der sehr geringen und geringen Gefährdungsklassen. Im Gegensatz dazu verschieben sich die Anteile der Klassen gegenüber dem 10-jährigen Betrachtungszeitraum in Variante 2 in Richtung hoch und sehr hoch (Abbildung 7-9).

Tabelle 7-8: Gesamtstickstoffaustrag aus Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Ach

	10-jähriger Betrachtungszeitraum (1987-1996)	Variante S1 (1994)	Variante S2 (1992)
Stickstoff [t]	72,39	73,45	65,74

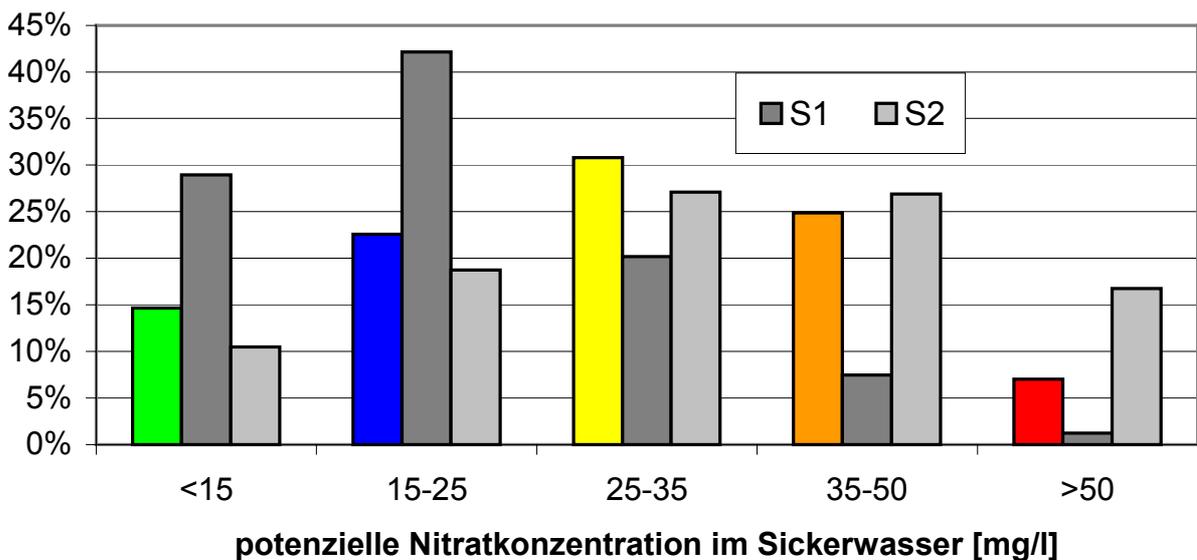


Abbildung 7-9: Flächenanteile des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser der Jahre 1994 (Variante S1) und 1992 (Variante S2) im Vergleich zur mittleren jährlichen Sickerwassermenge des 10-jährigen Betrachtungszeitraumes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Nitrat im Sickerwasser auf Grundlage einer reduzierten Düngung durch landwirtschaftliche Beratung

Durch eine landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung (vgl. Kapitel 11.4.1) konnten die Stickstoffdüngungsüberschüsse für die Hauptkulturarten Weizen, Gerste, Mais und Raps reduziert werden. Tabelle 6-9 zeigt die N-Überschüsse auf Grundlage von schlagbezogenen Düngebilanzierungen nach der Beratung.

In das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) wurden diese schlag- und kulturbezogenen N-Düngebilanzen übernommen, um die Wirkung einer standortangepassten Bewirtschaftung auf das Gewässergefährdungspotenzial zu überprüfen. Es wurde da-

von ausgegangen, dass durch eine flächendeckende Beratung auf allen Acker- und Grünlandflächen die Stickstoffdüngung reduziert wird.

Tabelle 7-9:

Gegenüber dem Ist-Zustand reduzierte N-Überschüsse der Kulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage schlagbezogener Düngebilanzierungen nach einer landwirtschaftlicher Beratung (vgl. Tabelle 7-4)

Kulturart:	N-Bilanz
Weizen	-8
Gerste	28
Raps	3
Mais	33

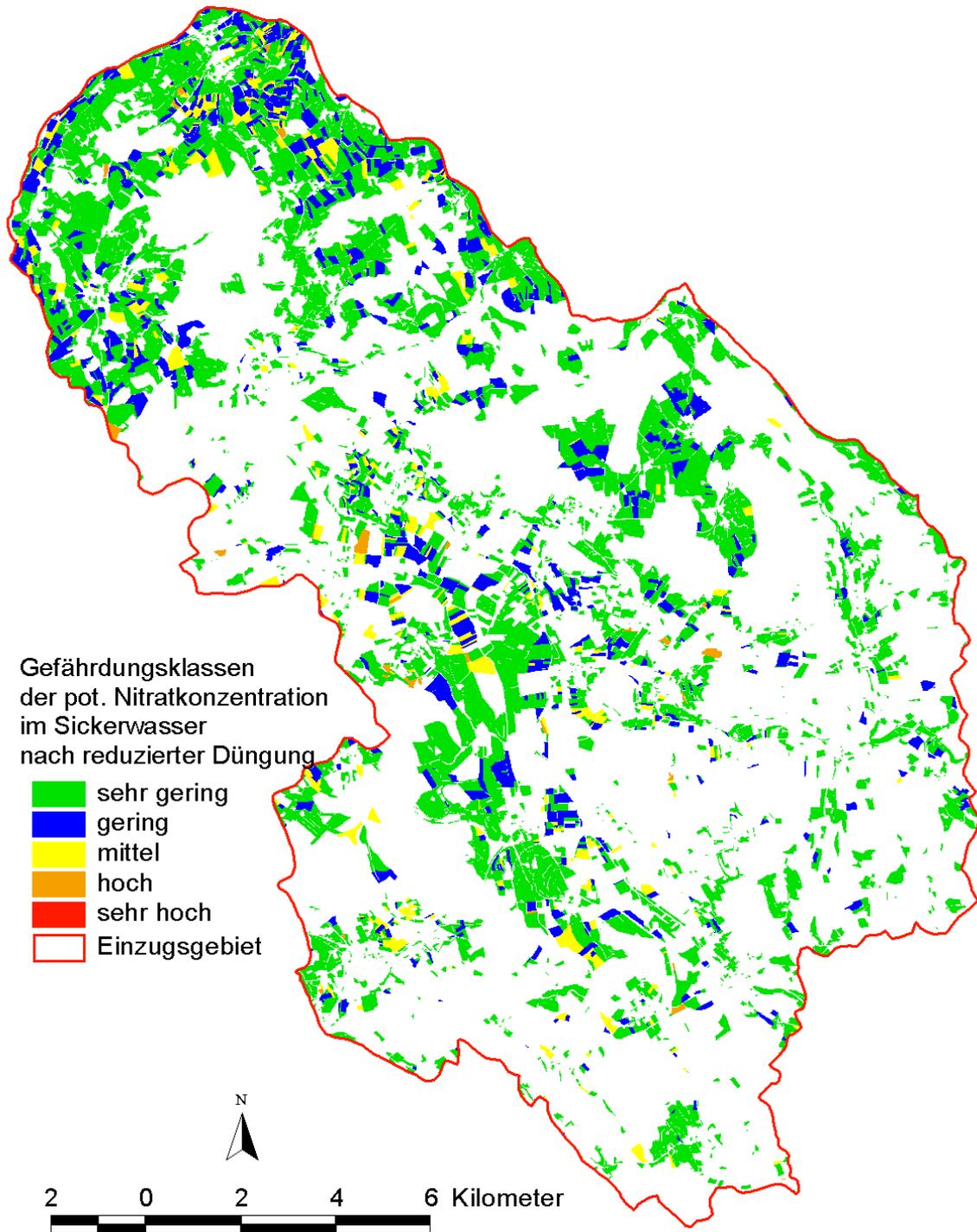


Abbildung 7-10: Gefährdungsklassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Grundlage einer reduzierten Düngung durch Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

In Abbildung 7-10 sind die Gefährdungsklassen der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l] für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage einer reduzierten Düngung dargestellt. Durch die Reduzierung der N-Düngeüberschüsse werden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach durchschnittlich 19 mg NO_3^-/l mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen. Der Maximalwert beträgt 48 mg NO_3^-/l .

Das Gewässergefährdungspotenzial anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser wurde ebenfalls in Anlehnung an Frede & Dabbert (1998) bewertet. Abbildung 7-11 zeigt die Flächenanteile der Klassen des Gewässergefährdungspotenzials auf Grundlage der potenziellen Nitratkonzentration im

Sickerwasser nach reduzierter Düngung im Vergleich zu den Klassen der Düngebilanzen vor der Beratung.

Durch die Reduzierung der N-Düngebilanzüberschüsse im Rahmen einer gewässerschutzbezogenen Beratung der Landwirte verschiebt sich der Anteil der Acker- und Grünlandflächen zugunsten der geringen Gefährdungsklassen. 80 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen weisen eine sehr geringe (36 %) bzw. geringe (44 %) Gewässergefährdung auf. 18 % der Flächen besitzen ein mittleres Gefährdungspotenzial. Bei 2 % der Acker- und Grünlandflächen, mit einer potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser von mehr als 50 mg NO_3^-/l sollten die N-Düngebilanzüberschüsse noch weiter reduziert werden.

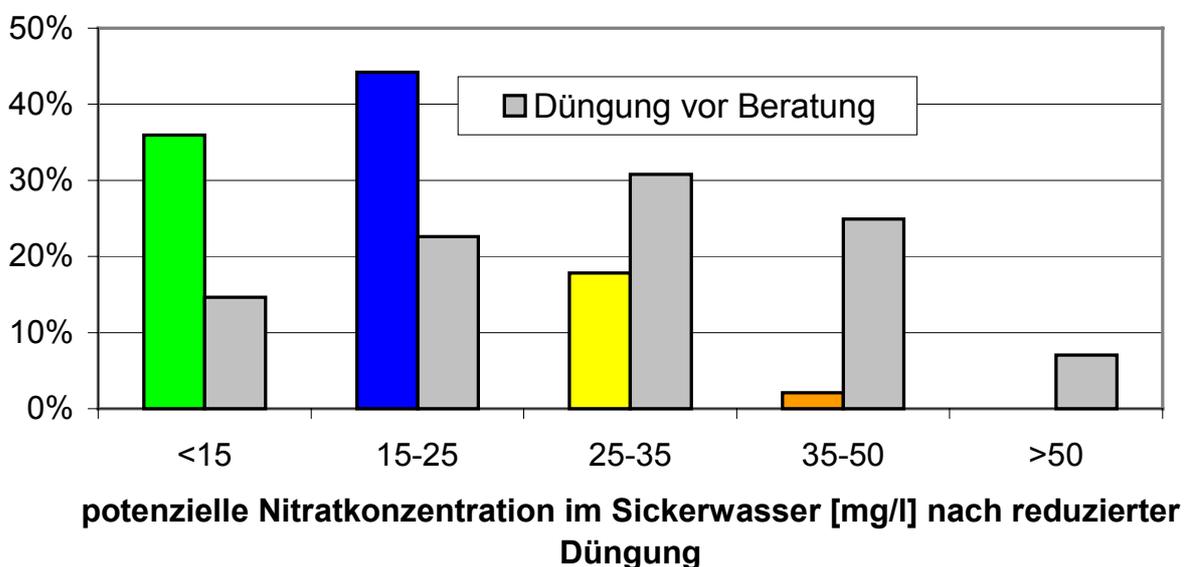


Abbildung 7-11: Flächenanteile der Klassen des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser nach reduzierter Düngung durch Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

7.3 Fazit

Die Höhe des Nitrataustrages der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde über die GIS-gestützte Berechnung der relativen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und über Stickstoffüberschüsse bei der Düngung berechnet. Die angewendeten Verfahren zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser spiegeln sowohl den Bewirtschaftungseinfluss als auch standortbedingte Einflussfaktoren wider. Das standortbedingte Auswaschungsrisiko von Nitrat wurde über den Auswaschungsfaktor ermittelt. Aufgrund der natürlichen Standortbedingungen weisen zwei Drittel der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet ein sehr hohes Auswaschungsrisiko auf. Bei einem Drittel der landwirtschaftlichen Nutzflächen kann davon ausgegangen werden, dass diese nicht

standortangepasst bewirtschaftet werden, da sie eine hohe bis sehr hohe Nitratauswaschungsgefährdung aufweisen.

Aufgrund der natürlichen Schwankungen des Klimas wurde für die Extremjahre 1987 und 1996 gesondert die Sickerwassermenge berechnet, um die Extrema aufzuzeigen, innerhalb deren sich die Sickerwassermenge und auch das standortbedingte Auswaschungsrisiko bewegen.

Durch die Integration der Verfahren zur Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser in ein Geographisches Informationssystem, war es möglich, die Wirkung reduzierter Stickstoffbilanzüberschüsse auf die Nitratauswaschung zu berechnen. Durch die Düngung nach „guter fachlicher Praxis“ können der Stickstoffaustrag über das Sickerwasser deutlich reduziert werden.

8 Diskussion der Ergebnisse des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach

In diesem Kapitel wird zunächst die Wahl der Modelle und der Ausgangsdaten begründet, die im Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) zur Abschätzung des Bodenabtrages und der Nitratauswaschung eingesetzt wurden. Anschließend werden die gewonnenen Ergebnisse des LISA mit Untersuchungen verglichen, die sich ebenfalls auf dieses Einzugsgebiet beziehen. Der Vergleich stützt sich für die Berechnung des Bodenabtrages auf den Bodenerosionsatlas von Baden-Württemberg (Gündera et al. 1995) sowie die Untersuchungen von Prasuhn et al. (1996) und Seipel (1999). Bezüglich der Nitratauswaschung werden der Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) (UVM & LFU 2001) sowie die Arbeiten von Armbruster (2002) und Seipel (1999) herangezogen. Zum Abschluss dieses Kapitels wird auf die Übertragbarkeit des LISA in andere Gewässereinzugsgebiete eingegangen.

8.1 Gründe für die Modell- und Datenauswahl

Bei der Modellauswahl müssen das zur Verfügung stehende Datenmaterial und der Detaillierungsgrad der Fragestellung berücksichtigt werden. An das LISA wurden zwei Anforderungen gestellt: Zum einen sollte es als Werkzeug in der Beratung zur Lokalisation austragsgefährdeter Flächen dienen. Zum anderen sollte es in andere Gewässereinzugsgebiete übertragbar sein. Für eine gezielte Gewässerschutzberatung sind flächendetaillierte Ergebnisse notwen-

dig. Die Übertragbarkeit erfordert unter anderem die Verwendung allgemein verfügbarer Daten, die landesweit vorhanden sein sollten.

8.1.1 Allgemeine Bodenabtragungsgleichung

Aufgrund der obengenannten Anforderungen an das Modell wurde zur Berechnung des Bodenabtrags im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) in das LISA integriert.

Die Faktoren der ABAG wurden aufgrund langjähriger Abtragungsmessungen auf einer Vielzahl von Testparzellen und durch statistische Verfahren ermittelt. Die ABAG stellt somit ein empirisch ermitteltes Modell dar, das nicht aufgrund physikalischer Gesetzmäßigkeiten abgeleitet wurde. Ein Nachteil dieser Gleichung besteht darin, dass fundamentale Prozesse der Hydrologie und des Stofftransportes nicht explizit in die Gleichung einbezogen sind. So werden z.B. Oberflächenabfluss oder die Ablagerung von Bodenmaterial in Furchen bei flacher Neigung sowie der Akkumulationsprozess nicht ausreichend berücksichtigt (Renard et al. 1991).

Weil die Faktoren der ABAG keine physikalische Bedeutung haben, ist die Übertragbarkeit des Modells eingeschränkt (Bork 1988). Eine Übertragung der ABAG ist aber dennoch möglich, da das Verfahren an bayerische Verhältnisse angepasst wurde. Nach Schwertmann et al. (1990) kann die ABAG entweder direkt oder mit Hilfe angegebener Verfahren und ergänzender Werte auf große Bereiche Mitteleuropas übertragen werden.

Empirische Modelle besitzen einen großen strukturellen Fehler, der die Ergebnisse von Simulationen negativ beeinflussen kann (Grunwald 1997). Nach Auerswald et al. (1988) ist die ABAG bereits zum größten Teil verifiziert. Eine Überprüfung der Genauigkeit der Ergebnisse wurde deshalb in der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt. Aus den Erfahrungen im Untersuchungsgebiet kann auch festgestellt werden, dass durch die Abschätzung des mittleren, jährlichen Bodenabtrages für die Gewässerschutzberatung zufriedenstellende Ergebnisse erreicht werden.

Die ABAG ist für die Abschätzung des Bodenabtrages von Einzelschlägen ausgearbeitet worden (Schwertmann et al. 1990). Die Integration des Modells in das LISA erfordert somit keinen Wechsel der räumlichen Skala. Weitere Vorteile der ABAG liegen in ihrer leichten Handhabbarkeit und der Verfügbarkeit der für die Berechnung notwendigen Parameter (Auerswald et al. 1988). Die einzelnen Faktoren besitzen einen logischen Bezug zur Bodenerosion. Sie berücksichtigen die standörtliche und bewirtschaftungsabhängige Erosionsgefahr. Dies ermöglicht der Gewässerschutzberatung den Landwirten zu vermitteln, welche Standorte erosionsgefährdet sind und wie sich die Art der Bewirtschaftung auf den Bodenabtrag auswirkt. Die Stärke der ABAG liegt darin, dass im Vergleich zu physikalisch begründeten Bodenerosionsmodellen, ein wesentlich geringerer Aufwand betrieben werden muss, um die notwendigen Informationen für die Bestimmung der Einzelfaktoren zu gewinnen (Morgan 1985). Der Boden-erodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) kann

aus den Klassenzeichen, die für alle landwirtschaftlichen Nutzflächen vorliegen, aus Tabellen von Schwertmann et al. (1990) abgeleitet werden. Der Nachteil dieses Verfahren besteht darin, dass sich das Klassenzeichen auf den gesamten Bodenkörper bezieht und nicht nur auf den erosionsrelevanten Oberboden (Meyer et al. 1999). Die genaue Erfassung der Fruchtfolge für die Berechnung des Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktors (C-Faktor) ist über die Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) möglich. Über die Flurstücksnummern sind alle Informationen zur Nutzung der Flächen in Verbindung mit dem ALK lagegenau und digital verfügbar. Ein weiterer Vorteil dieser Landnutzungsdaten ist, dass sie jährlich aktualisiert werden und somit genaue Fruchtfolgen auf den Ackerflächen bestimmt werden können. Ein Nachteil der InVeKoS-Daten besteht darin, dass sie sich auf Betriebe beschränken, die eine Förderung bei den Ämtern für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ÄLLB) beantragt haben. Des Weiteren sind sie nur eingeschränkt innerhalb der Landwirtschaftsverwaltung zu Beratungszwecken verfügbar.

Die Verknüpfung der InVeKoS-Daten mit dem ALK erlaubt keine schlagbezogenen Aussagen, da die Bewirtschaftungsgrenzen im ALK nicht abgebildet werden. Diese Unsicherheit kann eingeschränkt werden, indem die Bewirtschaftungsgrenzen aus Orthobildern abgeleitet werden. Dies ist aber mit einem enormen Zeit- und Kostenaufwand verbunden und konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt werden.

Für Einzelhänge kann der Topographiefaktor (LS-Faktor) leicht und genau durch Messung im Gelände bestimmt werden (Schwertmann et al. 1990). Für eine Einzugsgebietesmodellierung ist ein solches Vorgehen ebenfalls zu zeit- und kostenintensiv. Deshalb wurde im LISA der LS-Faktor über ein Digitales Höhenmodell (DHM) ermittelt. Durch die Erstellung eines hochauflösenden Höhenmodells aus der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5 000 (DGK 5) wurde die Hangneigung mittels einer Dreiecksvermaschung (TIN) bestimmt. Nach Muhar (1992) ist für die Analyse von Erosionsherden die Erfassung kleinräumig differenzierter Geländeformen, wie sie durch die Höhenlinien der DGK 5 erfasst werden, von hoher Bedeutung. Ebenso ist es durch die Struktur der Dreiecksvermaschung besonders einfach, für jede Einzelfläche die entsprechenden Neigungswerte als Attribute abzulegen und weiter zu verarbeiten. Durch die in der vorliegenden Arbeit gewählte Berechnung der Hanglänge kann ebenfalls davon ausgegangen werden, dass die „erosive Hanglänge“ mit einer hohen Genauigkeit erfasst wurde. Der Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor) wurde über die Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) parametrisiert. Diese Daten liegen als Punktdaten vor und müssen auf das Einzugsgebiet übertragen werden. Nach Wenkel et al. (1994) besteht ein Problem in der Landschaftsmodellierung darin, punktbezogene Daten auf die Fläche zu übertragen. Dieses Problem konnte im LISA durch ein GIS-gestütztes Interpolationsverfahren, bei dem zufriedenstellende Ergebnisse erzielt wurden, gelöst werden. Tabios &

Sallas (1985) verglichen unterschiedliche Verfahren zur Interpolation des Niederschlags und schlossen daraus, dass die IDW-Methode ähnlich gute Ergebnisse wie das wesentlich aufwändigere Kriging liefert. Die Inverse Distanzgewichtung wird in verschiedenen Studien und Modellen zur Interpolation von Niederschlag und meteorologischen Parametern eingesetzt (Bremicker 2000).

Die Ergebnisse aus dem Einzugsgebiet bestätigen, dass die ABAG als empirisches Modell einen geringen Parameterfehler besitzt (Grunwald 1997). Das Modell leidet nicht an einer „Überparametrisierung“ wie viele andere sehr detaillierte Modelle (Wenkel et al. 1994).

Durch die Abbildung des Standort- und Bewirtschaftungseinflusses in der ABAG ist es möglich, die Wirkungen von Maßnahmen zur Erosionsreduzierung (z.B. Mulchsaat, Veränderung der Fruchtfolge) darzustellen (Bergholz 2003).

Durch das Szenario „reduzierte Bodenbearbeitung“, bei dem im LISA von einer flächendeckenden Umsetzung dieses Bodenbearbeitungsverfahrens ausgegangen wurde, konnte die erosionsmindernde Wirkung anschaulich gezeigt und somit ein „Bild von möglichen zukünftigen Zuständen“ entworfen werden. Der Begriff Szenario wird hier von Prognosetechniken dahingehend abgegrenzt, dass mit einem Szenario nicht beschrieben wird, was passieren wird, sondern nur das, was passieren könnte (Meyer-Schönherr 1992).

8.1.2 Verfahren zur Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von Böden sind sowohl räumlich als auch zeitlich hoch variabel und können mit den vorliegenden Abschätzungsverfahren nur in erster Näherung abgebildet werden. Dies liegt unter anderem daran, dass im LISA nur Sekundärdaten verwendet und keine eigenen Datenerhebungen durchgeführt wurden. Aufgrund mangelnder Daten waren somit die Kalibrierungs- und Validierungsmöglichkeiten begrenzt. Auf Grundlage der Ausgangsdaten wurde auf eine dynamische Modellierung der zugrunde liegenden Prozesse zugunsten einer faktoriellen Betrachtung verzichtet. Ziel des Moduls „Nitrat- auswaschung“ war nicht die Prozessaufklärung, sondern die regionale bzw. flurstücksbezogene Differenzierung von Einflussfaktoren der potenziellen Nitrat- auswaschungsgefahr. Die faktorielle Betrachtung bietet – wie bereits im vorangegangenen Kapitel für die ABAG ausgeführt – des Weiteren den Vorteil, dass die Faktoren über allgemein verfügbare Daten, die landesweit vorliegen, berechnet werden können. Ebenso spiegeln die Faktoren den Standort- und Bewirtschaftungseinfluss wider und besitzen einen logischen Bezug zur Nitrat- auswaschung. Dies ermöglicht der Gewässerschutzberatung den Landwirten die Ursachen der Nitrat- auswaschung verständlich zu vermitteln.

Als Ergebnis sollten die Schätzverfahren die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser am unteren Rand des Systems „Boden“ abbilden. Hierfür muss sowohl der Stoffhaushalt wie auch

der Wasserhaushalt der Böden betrachtet werden.

Aufgrund der Datenlage wurde hier der Stickstoffhaushalt nicht dynamisch, sondern zeitintegrativ betrachtet. Es werden zwar einzelne Jahre berechnet, jedoch nur „mittlere Verhältnisse“ über eine Zeitdauer von 5 Jahren (1997-2001) dargestellt, was mindestens eine Fruchtfolge einschließt. Die Wahl einer zeitintegrativen Betrachtung bietet nach Dabbert et al. (1999) den Vorteil, dass keine standort- und kulturspezifischen Umsetzungen in den Böden (N-Mineralisierung, N-Immobilisierung) berücksichtigt werden müssen. Allerdings erfordert dies die zusätzliche Annahme, dass keine Vorratsänderung in den Böden stattfindet, d.h. weder ein Humusauf- oder -abbau noch eine Verschiebung des C/N-Verhältnisses auftritt.

Im Gegensatz zu bisherigen Arbeiten wurde das N-Auswaschungspotenzial nicht nach der konventionellen Flächenbilanz (Bilanzsaldo = Zufuhr – Abfuhr), sondern durch die Differenz zwischen der Düngung nach „guter fachlicher Praxis“ und tatsächlich erfolgter Düngung ermittelt. Diese Düngebilanz wurde für die Hauptkulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach gemeinsam mit den Landwirten mit dem EDV-Programm „dungb25“ berechnet. Der Vorteil der Betriebserhebung besteht darin, dass es sich nicht um normative Düngemengen handelt, wie bei den Angaben der Agrarverwaltung zur „praxisüblichen“ Düngung. Derartige Angaben geben meist die empfohlene Düngungsmenge wieder (Bach et al. 2003).

Nach Finck (1997) besteht ein Nachteil herkömmlicher Nährstoffbilanzen darin, dass beim Output eine Reihe von unbekanntem Größen berücksichtigt wird, deren Dimension schwer zu erfassen ist, wie z.B. der Normierung von Erntentzügen. Der nach diesen einfachen Formeln ermittelte Bilanzüberschuss ist oft ein überhöhter theoretischer Maximalwert, der über den wirklichen N-Verlust wenig besagt und für viele sachgerecht düngende Betriebe unge-rechtfertigte Vorwürfe zulässt. Durch den Ansatz der vorliegenden Arbeit können die Unsicherheiten, die auf der Seite der N-Abfuhr vorhanden sind, minimiert werden. Ein weiterer Grund für die Anwendung dieser Bilanzierungsmethode bestand darin, dass die „Düngung nach guter fachlicher Praxis“ die Grundlage der Beratung bildete und auf dieses Ziel hingearbeitet werden sollte.

Bach & Frede (1995) gehen davon aus, dass bereits die Einhaltung der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ ausreicht, um in vielen Einzugsgebieten eine gewässerschonende Bewirtschaftung zu realisieren. Dieser Sachverhalt lässt sich auf Grundlage der Ergebnisse im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestätigen. Durch die Berechnung des Szenarios „reduzierte Düngung“ können Entwicklungsmöglichkeiten aufgezeigt werden, wie durch eine flächen-deckende Düngeberatung der Landwirte die Nitratauswaschung reduziert werden kann. Die Szenario-Analyse – dies gilt auch in Bezug auf den Bodenabtrag – ermöglicht somit, die Ursachen der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu verdeutlichen. Dies wiederum führt zu einem besseren Problemverständnis, was für die Um-

setzung von gewässerschonenden Verfahren durch die Beratung von großer Bedeutung ist (vgl. Kapitel 12.4.2).

Auch der Wasserhaushalt wurde über zehn Jahre (1987-1996) zeitintegrativ betrachtet. Es wird angenommen, dass über diesen Zeitraum keine Vorratsänderung stattfindet, d.h. keine Änderung in der Wasserspeicherung auftritt. Die Sickerwassermenge im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde nach Renger et al. (1990) berechnet. Dieses Verfahren stellt gegenüber der „Klimatischen Wasserbilanz“ einen um boden- und nutzungsspezifischen Parameter erweiterten Ansatz dar. Hier wird zusätzlich zu den Niederschlägen (differenziert nach Sommer- und Winterhalbjahr) und der jährlichen potenziellen Verdunstung nach Haude auch die Menge des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (W_{pf}) berücksichtigt.

Die Faktoren für den Bodenwasserhaushalt wurden aus den Grablochbeschrieben der Bodenschätzung abgeleitet. Die Bodenschätzung liegt für alle landwirtschaftlichen Flächen landesweit in einem großen Maßstab vor und wird laufend aktualisiert. Im Gegensatz zur heutigen modernen Bodenansprache differenziert die Bodenschätzung allerdings nur in 8 Mineralbodenarten und eine Torfart, so dass zunächst eine Übersetzung in den modernen Sprachgebrauch vorgenommen werden muss. Dies ist mit Hilfe des von Benne et al. (1990) erarbeiteten Übersetzungsschlüssels möglich.

Die klimatischen Faktoren lassen sich aus den Klima- und Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) ableiten.

Durch die Integration der Ausgangsdaten in ein Geographisches Informationssystem (GIS) konnten die Klimafaktoren regionalisiert, d.h. vom Punkt auf das Einzugsgebiet interpoliert werden.

Nach DVWK (1996) wird eventuell auftretender Makroporenfluss z.B. durch Schrumpfrissbildung oder Wurmgänge sowie der Oberflächenzu- und -abfluss bei Hangstandorten bei der Renger-Methodik nicht erfasst. Bouma & de Laat (1981) gehen bei Tonböden von einem Anteil des Makroporenflusses im April und September von 10 % und den übrigen Monaten von

20 % aus. Dieser Anteil an der Sickerwasserspende geht direkt in die Grundwasserneubildung über. Ähnliche Zusammenhänge werden bei Böden vermutet, die aus Festgestein entstehen.

Das vorgestellte Verfahren ist für viele Standortgegebenheiten abgesichert. Dennoch kann bei bestimmten Faktorenkombinationen (z.B. Trockengebiete, Festgesteinsböden) die Anwendbarkeit problematisch sein. Sie sollte dann gegebenenfalls überprüft und durch entsprechende Messungen abgesichert werden (DVWK 1996).

8.2 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen

Im Gegensatz zu den vorangegangenen Untersuchungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach waren die Daten zur Flächennutzung in der vorliegenden Arbeit zum Zeitpunkt ihrer Bearbeitung nicht flächendeckend vorhanden. Innerhalb der nächsten Jahre werden die hier verwendeten Daten flächendeckend vorliegen. Aufgrund der Verteilung der erfassten Acker- und Grünlandflächen kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse repräsentativ für das gesamte Einzugsgebiet sind und die Ergebnisse bei einer flächendeckenden Betrachtung weitgehend unverändert bleiben.

8.2.1 Bodenabtrag

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ein langjähriger, mittlerer Bodenabtrag von durchschnittlich $7,9 \text{ t/ha} \cdot a$ für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach berechnet. Dieses Ergebnis übersteigt den berechneten Bodenabtrag von Prasuhn et al. (1996), die für die Seefelder Aach einen Abtrag von $3-4 \text{ t/ha} \cdot a$ ermittelten. Nach DVWK (1999) unterschätzen diese Berechnungen die Bodenerosion. Im Gegensatz dazu wird von Seipel (1999) für das Einzugsgebiet ein durchschnittlicher Bodenabtrag von $13 \text{ t/ha} \cdot a$ angegeben. Nach dem Bodenerosionsatlas von Baden-Württemberg (Gündra et al. 1995) liegt der Bodenabtrag im Einzugsgebiet zwischen 2 und $> 15 \text{ t/ha} \cdot a$. Da all diesen Berechnungen die ABAG zu Grunde liegt, können die unterschiedlichen Ergebnisse auf die unterschiedlichen Ein-

gangsdaten und deren Diskretisierung zurückgeführt werden.

Bei der Betrachtung des Einflusses unterschiedlicher Eingangsdaten muss zunächst geklärt werden, wie empfindlich das Ergebnis des Gesamtmodells auf Schwankungen der Einzelfaktoren reagiert. Nach Auerswald (1987), der die Sensitivität der erosionsbestimmenden Faktoren der ABAG ermittelte, erweist sich der Topographiefaktor (LS-Faktor) als extrem empfindlich. So steigt der Bodenabtrag um das 32-fache, wenn sich die Hangneigung von $2,5 \%$ auf 25% , also um das zehnfache erhöht. Die Hanglänge zeigt vor allem bei Veränderungen innerhalb der ersten 100 m einen überproportionalen Anstieg des Bodenabtrags, während die Zunahmen beim Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (C-Faktor), Boden-erodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) sowie dem Regen- und Oberflächenabflussfaktor (R-Faktor) nahezu proportional verlaufen. Aufgrund der Sensitivität der Faktoren kann somit abgeschätzt werden, welche Faktoren eine genauere Aufnahme erfordern, und für welche Faktoren stärker generalisierte Werte ausreichend sind.

Neben dem LS-Faktor lassen sich die unterschiedlichen Ergebnisse der Bodenabtragsberechnungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach von Gündra et al. (1995), Prasuhn et al. (1996) und Seipel (1999) im Vergleich zur vorliegenden Arbeit auch auf den R-Faktor zurückführen. Der R-Faktor, der bei der Untersuchung des Jahres 1996 aus der Isoerodenkarte von Sauerborn (1994) abgeleitet wurde, ist um ca. 30% geringer.

Nach Meyer et al. (1999) besteht bei der Berechnung des R-Faktors aus der Isoerodenkarte das Problem, dass bei sehr großen Gebieten kein einheitlicher R-Faktor vorliegt. In diesem Fall muss mit regionalspezifischen R-Faktoren oder mit Mittelwerten gerechnet werden. Der statistische Zusammenhang zwischen flächenhaften Niederschlagsdaten und berechnetem R-Faktor kann so gering sein, dass eine Übertragung dieser Werte auf die Fläche kaum zu vertreten ist. Durch den Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS) erhält Seipel (1999) aus der Isoerodenkarte Werte zwischen 70 – 90 Newton/ha • a. Das gleiche Ergebnis lässt sich aus dem Bodenerosionsatlas von Baden-Württemberg ableiten, wobei hier der Klimaatlas von Baden-Württemberg als Grundlage diente. Die R-Faktoren von Seipel (1999) und im Erosionsatlas sind um etwa 20 % geringer als die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit. Dies kann zum einen damit begründet werden, dass den Eingangsdaten unterschiedliche Niederschlagsmengen zu Grunde liegen. Zum anderen kommt die unterschiedliche Berücksichtigung der räumlichen Verteilung der Niederschläge in Frage. Die Niederschlagsverteilung der Isoerodenkarte ist stark vereinfacht und kann die kleinräumig variable Orographie des Einzugsgebietes der Seefelder Aach nicht wiedergeben. Durch die GIS-gestützte Interpolation der punktuell vorliegenden Niederschlagswerte der Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) nach dem Inversen Distanzverfahren (IDW) konnte die Niederschlagsverteilung und -höhe im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ausreichend genau abgebildet werden. Dies zeigt

die weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse mit dem korrigierten Niederschlag von Armbruster (2002), der diesen nach dem BONIE-Verfahren ermittelte.

Die hohe Sensitivität des Topographiefaktors (LS-Faktor) bewirkt auch im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die größten Unterschiede zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Untersuchungen. Prasuhn et al. (1996) berücksichtigten nur die allgemein aus topographischen Karten ersichtlichen geomorphologischen Verhältnisse und schätzten den Anteil an Ackerflächen in der Ebene. Sie gehen davon aus, dass Bodenerosion in der Ebene (Flächen < 3 % Neigung) nicht stattfindet. Nach AG Bodenkunde (1982) ist schon bei Hangneigungen > 1 % eine Erosionsgefahr gegeben. Der LS-Faktor wurde im Bodenerosionsatlas (Gündra et al. 1995) und bei Seipel (1999) über das Digitale Höhenmodell (DHM) des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg berechnet. Die Auflösung des DHM beträgt 50 m.

Da für die Hangneigung keine eindeutigen Unterschiede zur vorliegenden Arbeit zu erkennen sind, erscheint dieses DHM ausreichend für die Ermittlung des S-Faktors bei der gegebenen Flächenauflösung. Für flurstücksbezogene Aussagen ist es aufgrund der stark reliefierten Landschaft des Einzugsgebietes der Seefelder Aach dennoch sinnvoll, ein Höhenmodell zu verwenden, das eine höhere Auflösung (z.B. Höhenlinien der Deutschen Grundkarte 1:5 000) besitzt. Größere Probleme bereitet die Berechnung der „erosiven Hanglänge“.

Neben der Auflösung des Höhenmodells sind die Daten zur Flächennutzung entscheidend. Im Erosionsatlas wurde die Landnutzung aus rasterbezogenen Satellitenbildszenen (Landsat-MSS) klassifiziert. Seipel (1999) verwendete vektorbasierte Daten des Amtlich-Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS). Diese Daten sind bekanntlich nicht ohne Fehler. Zum einen können Landnutzungstypen falsch klassifiziert vorliegen. Die Güte der Klassifikation wird von der Größe und der Form der Flächen bestimmt. Nach Herrmann & Kuhn (1995) können landwirtschaftlichen Nutzflächen, die der Quadratform am nächsten kommen, ab einer Größe von 3 ha die richtige Kulturart zugeordnet werden. Außerdem ist es möglich, dass die geographische Lage der Landnutzung nicht korrekt wiedergegeben ist. Ein weiterer Nachteil der Satellitenbild- und ATKIS-Daten ist, dass sie Flurstücksgrenzen nicht berücksichtigen. Somit entspricht die tatsächlich erosionswirksame Hanglänge nicht in allen Fällen der berechneten, da die landwirtschaftliche Nutzung nicht unbedingt auf der gesamten Hanglänge stattfindet. Wie die Ergebnisse aus der vorliegenden Arbeit zeigen, können diese Unsicherheiten durch die Verwendung des Amtlichen Liegenschaftskatasters (ALK) und der Landnutzungsdaten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) reduziert werden. Die Nachteile dieses Datensatzes wurden bereits in Kapitel 8.1 erläutert.

Die Bestimmung der exakten „erosiven Hanglänge“ (Schwertmann et al. 1990) für große Gebiete ist schwierig, da diese nicht immer der gesamten Hanglänge entspricht. Nach Auerswald & Schmidt

(1986) besteht eine Beziehung zwischen der Hanglänge und der Hangneigung. Je größer die Hangneigung, desto geringer ist die „erosive Hanglänge“. Nach Seipel (1999) werden die so ermittelten Hanglängen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach überschätzt. Die GIS-gestützte Bestimmung in der vorliegenden Arbeit, bei der die Punkte ermittelt wurden, an denen der Oberflächenabfluss am Oberhang beginnt (höchster Punkt einer Ackerfläche) und am Unterhang die Sedimentation einsetzt (tiefster Punkt einer Ackerfläche) stellt ein ausreichend genaues Verfahren zur Berechnung der „erosiven Hanglänge“ dar, das durch die Ergebnisse von Seipel (1999) bestätigt werden kann.

Die Mittelwerte des K-Faktors und des C-Faktors unterscheiden sich zwischen den Untersuchungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach nur geringfügig. In der vorliegenden Arbeit weisen diese Faktoren eine größere Spannweite auf. Die größere Spannbreite kann auf die höhere Diskretisierung der Daten zurückgeführt werden. So werden die in der Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200) erfassten Bodenformen zu Bodengesellschaften zusammengefasst. Bodenformen mit ähnlichen Eigenschaften, wie z.B. der K-Faktor, werden zu Bodenformgruppen vereinigt. Nach Dabbert et al. (1999) ist die Verwendung der BÜK 200 durch zwei Faktoren stark eingeschränkt. Zum einen fehlen in der Bodenübersichtskarte regional wichtige Landschaftseinheiten, z.B. die Differenzierung zwischen (gröberen, durchlässigeren) Endmoränen und (feineren) Grundmoränen. Zum anderen ist die regionale und reliefabhängige Differenzierung der Hauptkartiereinheiten unzureichend.

Nach GLA (1995) ist der Übersichtscharakter der BÜK 200 bei ihrer Anwendung zu beachten. Die Bodenübersichtskarte stellt für bestimmte Fragestellungen auf Regional- und Landesebene eine wichtige Grundlage dar, ist aber für Fragestellungen wie in der vorliegenden Arbeit aufgrund ihrer geringen Diskretisierung ungeeignet. In Bezug auf den C-Faktor erweisen sich ATKIS-Daten für flurstücksbezogene Aussagen ebenfalls als nicht geeignet. Der Berechnung des C-Faktors liegen Fruchtfolgen zu Grunde. Diese können aus den ATKIS-Daten nicht ermittelt werden. Hier hat sich ebenfalls die Kombination der InVeKoS-Daten mit dem ALK für die vorliegende Fragestellung als zielführend erwiesen.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die ABAG ein geeignetes Modell ist, für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach flächendetailliert den Bodenabtrag zu bestimmen und durch ihre Integration in ein GIS bodenabtragsgefährdete Flurstücke zu lokalisieren.

8.2.2 Nitratauswaschung

Über die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und schlagbezogene Düngebilanzen wurde in der vorliegenden Arbeit für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach eine durchschnittliche potenzielle Nitratkonzentration des Sickerwassers von 30 mg NO₃-/l ermittelt. Diese Werte korrespondieren sehr gut mit den Ergebnissen des Grundwasserüberwachungsprogramms (LFU 2001). Hier werden im Bereich des Einzugsgebietes 20–36 mg NO₃-/l angegeben. Nach diesen Ergebnissen lässt sich das Gewässergefährdungspotenzial von zwei Drittel der Flächen als „sehr gering“ bis „mittel“ bewerten. Im Gegen-

satz dazu stehen die Ergebnisse von Seipel (1999), der für das Gebiet der Seefelder Aach eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 100 – 110 mg NO₃-/l berechnete.

Da die Abschätzung der Nitratkonzentration der vorliegenden Arbeit dem angewendeten Verfahren bei Seipel (1999) entspricht, können die Unterschiede der Ergebnisse auf verschiedene Eingangsdaten der Modelle zurückgeführt werden. Für die Interpretation der Ergebnisse ist es außerdem wichtig zu wissen, welchen Einfluss die Faktoren auf das Ergebnis besitzen. Die regionspezifische Analyse der Nitratproblematik im Kraichgau (Sonderforschungsbereich 183 1995) sowie Expertenbefragungen (Dabbert et al. 1999) ergaben eine deutliche Hierarchie der Einflussfaktoren:

Bewirtschaftung > Witterung > Böden.
Diese Rangfolge lässt sich aus den Erfahrungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestätigen.

Der Wasserhaushalt der Böden beeinflusst über die Sickerwassermenge die Nitratauswaschung. Eine landesweit verfügbare Datengrundlage zur Bestimmung der pedogenen Wasserhaushaltsgrößen ist die Bodenschätzung. Die Klassenzeichen der Bodenschätzung liegen digital in Form des Amtlichen Liegenschaftsbuches (ALB) vor und können direkt in ein Geographisches Informationssystem (GIS) integriert werden. Ein weiterer Vorteil der Bodenschätzung ist deren Aktualität, die durch die Durchführung von Nachschätzungen gewährleistet ist (Reiche 1991).

Bei der Auswertung der Grablochbeschreibungen müssen die Beschreibungen der Bodenschätzung, die nach wie vor im bodenkundlichen Sprachgebrauch der 1920er Jahre verfasst sind, in die Sprache der modernen Bodenkunde übersetzt werden. Dann können in einem zweiten Schritt über geeignete Pedotransferfunktionen (AG Bodenkunde 1982) die Wasserhaushaltsgrößen bestimmt werden. Nach Sauer (1999) können bei der Übersetzung der Grablochbeschreibungen die Angaben zu den Horizontgrenzen übernommen werden. Der Skelett- und Humusgehalt wird sowohl durch die Bodenschätzung als auch die moderne Bodenkunde in Klassen geschätzt und kann mit hoher Treffgenauigkeit übersetzt werden. Die Bodenart der Bodenschätzung kann mit Hilfe des Schlüssels von Benne et al. (1990) in den heutigen Sprachgebrauch der Bodenkunde übersetzt werden. Die auf dieser Grundlage ermittelten Wasserhaushaltsgrößen der Böden (Feldkapazität (nFK_{WE}) und nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (nFK_{WE})) werden durch die Ergebnisse im Wasser- und Bodenatlas von Baden-Württemberg (WaBoA) (UVM & LFU 2001) bestätigt.

Die Witterung beeinflusst über Niederschläge und die Verdunstung die Sickerwassermenge. Für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde in der vorliegenden Arbeit eine mittlere jährliche Sickerwassermenge von 317 mm berechnet. Armbruster (2002) gibt für das Gebiet einen Wert von 380 mm an. Seipel (1999) berechnete für unterschiedliche Datenvarianten Sickerwassermengen von 266 mm bis 352 mm. Die Unterschiede bei Armbruster (2002) können zum einen auf unter-

schiedliche Ausgangsdaten, zum anderen auf unterschiedliche Berechnungsmethoden zurückgeführt werden.

Da Seipel (1999) die gleichen Abschätzungsverfahren wie in der vorliegenden Arbeit angewendet hat, sind die abweichenden Ergebnisse auf die verschiedenen Ausgangsdaten zurückzuführen.

Simulationsberechnungen auf der Standortskala von Lorenz (1992) und Honisch (1996) zeigen den überraschenden Einfluss der Niederschlagshöhe auf die Sickerwassermenge. Diese spiegelt sich auch im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wider. Aufgrund natürlicher Niederschlagsschwankungen kann die Sickerung aus dem Boden um bis zu 100 % variieren. Die von Seipel (1999) verwendeten hohen Niederschläge führen zu erhöhten Sickerwassermengen. Da die Niederschlagshöhe und -verteilung in der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen von Armbruster (2002) übereinstimmen (vgl. Kapitel 8.2.1), liegen hier die Unterschiede bei der Berechnung der Verdunstung. Die räumliche Verteilung der Verdunstung wird durch Unterschiede in Landnutzung, Böden, Grundwasser und Klima geprägt. Für die präzise Bestimmung der Verdunstung eignen sich sog. SVAT-Modelle (SVAT = Soil Vegetation Atmosphere Transfer), die den gesamten Komplex aus Boden, Vegetation und Atmosphäre als Kontinuum betrachten.

Mit dem komplexen Verdunstungsmodell TRAIN-GWN ermittelte Armbruster (2002) auf Tagesschrittbasis unter Berücksichtigung von Transpiration und Interzeption für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach eine mittlere jährliche aktuelle Verdunstung von 611 mm. Die potentielle Evapotranspiration nach Haude beträgt nach Berechnungen der vorliegenden Arbeit 465 mm. Es zeigt sich, dass die aktuelle Verdunstung höher als die potenzielle Evapotranspiration nach Haude ist, wodurch sich zu hohe Schätzwerte für die Sickerwassermenge ergeben (Günther & Roth 1994). Die Unterschiede der beiden Untersuchungen können wie folgt erklärt werden: Die Verdunstung ist sehr stark von der Landnutzung abhängig. Im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit werden bei Armbruster (2002) auch Waldflächen (635 mm) berücksichtigt, die wie Wasserflächen (680 mm) eine sehr hohe Verdunstung aufweisen. Für Acker- und Grünlandflächen ist die Verdunstung mit durchschnittlich 530 mm geringer und liegt näher am Haude-Verfahren. Wird zusätzlich zur Landnutzung noch die Höhenabhängigkeit der Verdunstung berücksichtigt verringert sich die Verdunstung nochmals um 10-30 mm. Nach Dömmernuth & Trampf (1990) hat sich das Haude-Verfahren in Deutschland bei Monatssummen, langjährigen Mitteln und für einen regionalen Überblick bewährt. Bei einer Übertragung in andere Einzugsgebiete sollte es dennoch überprüft werden. Eine andere Möglichkeit ist die Verwendung der Ergebnisse von Armbruster (2002), die für den Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) (UVM & LFU 2001)

erarbeitet wurden und landesweit vorliegen.

Die Bewirtschaftung einer Fläche durch die Landwirte beeinflusst die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am stärksten, da durch die Wahl der Kulturart und die kulturspezifische Verteilung der Düngung (mineralisch wie organisch) der pflanzenbauliche N-Saldo einer Fläche gesteuert wird. Aufgrund ihrer absoluten Höhe kommt dabei der N-Düngebilanz die größte Bedeutung für eine räumliche Differenzierung zu. Für eine Charakterisierung der mittleren Verhältnisse (zeitlich) besteht – entsprechend der Hierarchie der Einflussfaktoren – die wichtigste Aufgabe zunächst darin, die pflanzenbaulichen N-Salden differenziert zu quantifizieren (Dabbert et al. 1999). Die Ermittlung der N-Salden über die Gemeindestatistik und allgemeine Düngeformeln ist aus den Erfahrungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zu ungenau, da zu viele Faktoren der Düngung geschätzt werden müssen. Diese Verfahren sind geeignet, um auf regionaler Ebene Unterschiede der Nitratauswaschung abzuleiten. Für flurstücksbezogene Aussagen hat sich die Vorgehensweise der vorliegenden Arbeit bewährt, da die Erhebung von schlagbezogenen Düngebilanzen vor Ort die genaueste und abgesicherteste Methode darstellt, um Düngeüberschüsse einzelner Kulturen zu ermitteln. Als geeignetes Werkzeug zur Berechnung der Düngebilanzen hat sich das EDV-Programm „dungb25“ erwiesen. Aus den Untersuchungen bestätigt sich, dass Mais die höchsten Stickstoffüberschüsse aufweist (vgl. Kapitel 11.4.1).

Ein weiterer Vorteil dieser Düngebilanzen ist, dass die Nährstoffnachlieferung des Bodens in die Berechnung einbezogen wird. Ein Nachteil der schlagbezogenen Düngebilanzierung liegt in ihrem hohen zeitlichen Erhebungsaufwand. Die Aussagekraft der Düngebilanzen im Einzugsgebiet wird dadurch eingeschränkt, dass nur eine begrenzte Anzahl und das Düngeverhalten von gut ausgebildeten Landwirten (Agraringenieure und Landwirtschaftsmeister) erfasst wurde. Bei der Übertragung dieser Vorgehensweise in andere Einzugsgebiete sollte deshalb darauf geachtet werden, dass die Düngebilanzen einer genügend hohen Anzahl von Haupterwerbs- und Nebenerwerbslandwirten erhoben werden.

Bei der Berechnung der potenziellen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurde in der vorliegenden Arbeit

vereinfachend davon ausgegangen, dass sich die Böden im Gleichgewicht befinden, d.h. dass keine Denitrifikation auftritt (Frede & Dabbert 1998). Neben der Denitrifikation wurden die atmosphärischen N-Einträge und die NH_3 -Verflüchtigung ebenfalls nicht berücksichtigt. Nach Dabbert et al. (1999) können die N-Einträge den Verlusten aus Denitrifikation und NH_3 -Verflüchtigung gleichgesetzt werden.

Abschließend kann festgestellt werden, dass die hier angewendete Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser ein Verfahren darstellt, um nitrataustragsgefährdete Flächen zu lokalisieren. Die Schätzverfahren können generell angewendet und somit auch auf andere Einzugsgebiete übertragen werden.

8.3 Übertragbarkeit

Das hier beschriebene Landschafts-Informationssystem wurde zwar für das Einzugsgebiet der Seefelder Aach konzipiert, sollte aber auch den Charakter eines Werkzeuges besitzen, das innerhalb der Landwirtschaftsverwaltung in Baden-Württemberg zu Beratungszwecken einsetzbar ist. Daher muss gefragt werden, inwieweit das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) auf die Anwendung für das betrachtete Gebiet beschränkt oder ob es generell verwendbar ist. Die Verwendbarkeit sollte sowohl für Einzugsgebiete mit ähnlichem Charakter und ähnlichen Fragestellungen als auch für anders strukturierte Landschaften gelten. Da das LISA erst zu Projektende fertiggestellt wurde, konnten die Aspekte der Übertragbarkeit zunächst nur bei der Konzeption berücksichtigt werden. Zur Überprüfung der Übertragbarkeit des Landschafts-Informationssystems in andere Einzugsgebiete besteht noch Forschungsbedarf.

Nach Dabbert et al. (1999) muss die Klärung der Frage nach der Übertragbarkeit von Landschafts-Informationssystemen auf unterschiedlichen Ebenen vorgenommen werden. Bei der Übertragung müssen zunächst verschiedene Grundvoraussetzungen erfüllt sein, die sich auf bestimmte Anforderungen an die Modelle, Daten und die technische Ausstattung richten. Das LISA besitzt einen problem- und damit themenorientierten Ansatz. Daher muss in einem nächsten Schritt geklärt werden, inwieweit für das neu zu bearbeitende Gebiet vergleichbare Problemlagen vorhanden sind.

Um das Landschafts-Informationssystem auf andere Einzugsgebiete übertragen zu können, wurden in das LISA Modelle (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers) integriert, die – auf Grundlage allgemein verfügbarer Daten – Aussagen zur Erosions- bzw. Nitratauswaschungsgefährdung auf Flurstücksebene liefern. Auf die Übertragbarkeit der Modelle wurde bereits in den vorangegangenen Abschnitten eingegangen.

Eine grundlegende Voraussetzung für die Anwendung des Landschafts-Informationssystems in anderen Einzugsgebieten besteht in dem Vorhandensein und der Verfügbarkeit problemadäquater Daten. Als Basisdaten sind hier Daten zur Verbreitung und Eigenschaften der Böden, zur Landnutzung und –bewirtschaftung, zum Klima und ein ausreichend auflösendes Höhenmodell zu nennen.

Für den Bereich Boden liegt die Bodenschätzung landesweit vor und ist über das Amtliche Liegenschaftsbuch (ALB) digital verfügbar. Bestimmte Bodeneigenschaften müssen aus den Beschrieben der Musterstücke unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten abgeleitet werden, was mit Unsicherheiten verbunden ist. Aufgrund der Gebührenpflichtigkeit der ALB-Daten entstehen bei einer landesweit flächendeckenden Umsetzung des Landschafts-Informationssystems hohe Kosten.

Da es sich hierbei um eine Umverteilung öffentlicher Gelder handelt, sollten politisch-administrative Richtlinien verabschiedet werden, die die Datenverfügbarkeit erleichtern und die Kosten verringern.

Aus den Daten der Niederschlags- und Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes lassen sich die Parameter der verwendeten Modelle ableiten. Die Daten sind digital verfügbar und ebenfalls gebührenpflichtig. Für eine landesweite Umsetzung des Landschafts-Informationssystems gilt in Bezug auf die Kosten der Daten prinzipiell das Gleiche, wie für die Kosten des Amtlichen Liegenschaftsbuches. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Verwendung bereits aggregierter Klimadaten z.B. aus dem Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2001) oder dem Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA) (UVM & LFU 2001). Bei der Integration dieser aggregierten Daten in das Landschafts-Informationssystem muss darauf geachtet werden, dass sie hinsichtlich ihrer Auflösung eine hinreichend hohe Genauigkeit aufweisen, um flächendetaillierte Aussagen treffen zu können. Die Nutzungsrechte der Daten sind zu beachten.

Ein entscheidender Parameter zur Abschätzung der Erosion nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung ist der (Topographiefaktor) LS-Faktor. Zur Ableitung der Hanglänge und –neigung auf Flurstücksebene wird ein hochauflösendes Höhenmodell benötigt. Im LISA wurde ein genaues Höhenmodell aus der Deutschen Grundkarte (DGK 1:5 000) digitalisiert und in das Geographische Informationssystem (GIS) integriert. Die arbeitsintensive und

kostenaufwändige Digitalisierung ist innerhalb einer landesweiten Übertragung nicht möglich. Derzeit wird vom Landesvermessungsamt eine neue Generation eines hochauflösenden Höhenmodells für ganz Baden-Württemberg erstellt. Somit wird das Problem der Verfügbarkeit eines genauen Höhenmodells in absehbarer Zeit gelöst sein.

Sowohl für den Bodenabtrag als auch für die Nitratauswaschung sind die Landnutzung und die Art der Bewirtschaftung wichtige Faktoren, die den Bewirtschaftungseinfluss widerspiegeln. Flurstücksbezogene Daten zur Landnutzung sind im Rahmen des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) für nahezu die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche vorhanden und können im Einverständnis mit den Landnutzern zu Beratungszwecken genutzt werden. Die Daten sind digital verfügbar. Die – innerhalb der Officialberatung – eingeschränkte Nutzung der Daten bedeutet, dass die hier vorgestellte Integration der Landnutzungsdaten in das Landschafts-Informationssystem nur innerhalb der Landwirtschaftsverwaltung Anwendung finden kann. Ein weiteres Kriterium für die Modellierung austragsgefährdeter Flächen („hot spots“) für die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung ist, dass regionsspezifische Parameter zur Art der Landbewirtschaftung in die Abschätzung der Gewässergefährdung einfließen, die auf Expertenwissen basieren.

Beispielsweise können sich entscheidende Modellparameter, wie die kulturspezifische Verteilung des organischen Düngers, von Region zu Region deutlich unterscheiden – zum einen durch Unterschiede in den angebauten Kulturen, zum anderen in deren Bewirtschaftung.

Das LISA wurde in einem ArcView™-Projekt erstellt. Zur Umsetzung eines Landschafts-Informationssystems in anderen Einzugsgebieten werden ArcView™-Lizenzen mit den Erweiterungen „Spatial Analyst“ und „3D-Analyst“ benötigt. Außerdem wird zur Bearbeitung von nichtgraphischen Daten ein Datenbankprogramm (z.B. MS Access™) benötigt. Die Software ist auf einem PC mit dem Betriebssystem WindowsNT™ lauffähig.

In anderen Gewässereinzugsgebieten sollte zunächst überprüft werden, ob die Problemlagen Bodenabtrag und Nitrat- auswaschung gegeben sind. Erste Anhaltspunkte, die Aufschlüsse über

Gewässergefährdungspotenziale geben können, sind im Bereich des Bodenabtrags der Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg (Gündra et al. 1995) und im Bereich der Nitrat- auswaschung die Daten des Grundwasser-Überwachungsprogrammes der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU 2001). Gündra et al. (1995) ermittelten hohe Bodenabträge in den naturräumlichen Haupteinheiten *Voralpines Moor- und Hügelland*, *Schwäbisches Keuper-Lias-Land*, *Neckar- und Tauber-Gäuplatten*, *Odenwald* und *Spessart* und *Hochrheingebiet*. Gebiete mit hoher Nitratbelastung befinden sich in Baden-Württemberg im *südlichen Oberrhein* und im Nordwesten des Landes zwischen Karlsruhe, Heilbronn und Heidelberg (LFU 2001). In diesen Gebieten sollten in Anbetracht der Effizienz und der Vorgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei der Übertragung des Landschafts-Informationssystems zunächst Schwerpunkte gesetzt werden.

9 Theoretischer Bezugsrahmen der landwirtschaftlichen Beratung

9.1 Allgemeines

Neben dem Aufbau des Landschafts-Informationssystems Seefelder Ach (LISA) ist ein weiterer Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit die gewässerschutzbezogene Beratung von Landwirten. Das Ziel der Gewässerschutzberatung war es, gemeinsam mit den Landwirten (Akteure) gewässerschonende Maßnahmen umzusetzen. Maßnahmen sind dabei produktionstechnische Verfahren, die dem Stand der Technik (Wissen) entsprechen, aber aufgrund unterschiedlicher Ursachen nicht bzw. nur vereinzelt in der landwirtschaftlichen Praxis eingesetzt werden. Von diesem Sachverhalt ausgehend, ergab sich folgende

Fragestellung:

- Welche Gewässerschutzmaßnahmen sind auf freiwilliger Basis innerhalb der „guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft umsetzbar?
- Welches sind die hemmenden und treibenden Kräfte des Umweltverhaltens für die Umsetzung von gewässerschonenden Maßnahmen?
- Welche Vorgehensweise der Beratung ist geeignet, um die Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen in der Zukunft zu fördern?

In Abbildung 9-1 ist der konzeptionelle Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Ach dargestellt.

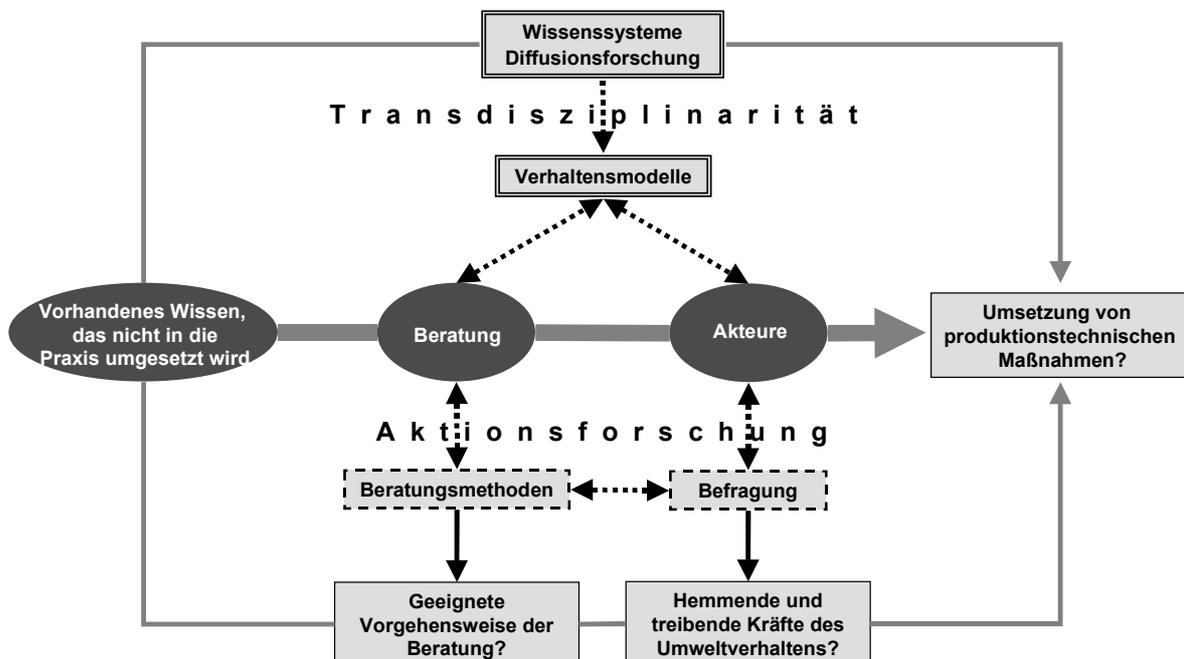


Abbildung 9-1: Der konzeptionelle Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Ach

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden die Ansätze der Transdisziplinarität und der Aktionsforschung als „Projektphilosophie“ aufgegriffen. Die theoretischen Grundlagen des Beratungsprojektes bilden Verhaltensmodelle, Wissenssysteme und die Diffus-

ionsforschung. Die Vorgehensweise der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach basierte auf unterschiedlichen Techniken der Kommunikation (Beratungsmethoden). Sozialempirische Daten wurden über eine Befragung der Landwirte erhoben.

9.2 Projektphilosophie

Transdisziplinarität und Aktionsforschung

Bei der Umsetzung von Forschungsergebnissen zur umweltgerechten Landnutzung in die Praxis gibt es erhebliche Defizite, die auf politische, ökonomische, soziale und psychologische Gründe zurückgeführt werden können. Aber auch in der Forschungsmethodik selbst müssen dafür Ursachen gesucht werden. Mangelnde Problemorientierung, fehlende wissenschaftliche Begleitung von Umsetzungsmaßnahmen und das Ausserachtlassen der Bedeutung von Maßnahmen in der sozialpsychologischen Realität der Landnutzer können Ursachen für fehlende Praxisrelevanz und Umsetzbarkeit von Forschungsergebnissen sein (Konold & Gerber 2002).

Mit dem Forschungsansatz der Transdisziplinarität wird versucht, die Umsetzung von Forschungsergebnissen in die Praxis zu realisieren. Transdisziplinarität wird in jüngster Zeit vor allem in der Nachhaltigkeitsforschung eingesetzt (Häberli & Grossenbacher-Mansuy 1998, Müller et al. 2002, Konold & Gerber 2002). Nach Mittelstrass (1992) ist mit Transdisziplinarität Wissen oder Forschung gemeint, die sich aus ihren fachlichen bzw. disziplinären Grenzen löst, die ihre Probleme mit Blick auf außerwissenschaftliche Entwicklungen disziplinunabhängig definiert und disziplinunabhängig löst. Aufgrund von Erfahrungen im „Schweizer Schwerpunktprogramm (SPP) Umwelt“ wurden vier charakteristische Eigenschaften transdisziplinärer Forschung formuliert (Häberli & Grossenbacher-Mansy 1998):

- Die zu erforschenden Probleme stammen aus der Lebewelt. Die Fragestellungen werden gemeinsam oder in engem Kontakt mit Vertretern der Praxis und den Betroffenen formuliert und strukturiert.
- Es werden Teams aus Fachleuten derjenigen Disziplinen gebildet, die es für die Beantwortung der gestellten Fragen braucht, sowie aus Vertretern der Praxis und der Betroffenen.
- Die eigentliche Forschungsarbeit wird im Zusammenwirken der Forschenden und in engem Kontakt mit der Praxis durchgeführt.
- Die Ergebnisse werden in die breite Praxis hinausgetragen.

Transdisziplinäre Forschung greift folglich die Forderung nach Beteiligung (Partizipation) von Interessengruppen und Betroffenen an Entscheidungs- und Planungsprozessen auf und strebt gemeinsames Handeln dieser Gruppen innerhalb des Forschungsprozesses an.

Nach Gagel (1995) muss Partizipation als Schlagwort durch ein konkretes Vorgehen definiert werden. Erst dann zeigt sich, inwieweit der gewählte partizipative Ansatz lediglich legitimatorische und instrumentalisierende Funktion hat oder wirklich dazu dient, die Selbstständigkeit der Akteure zu erhöhen. In diesem Zusammenhang können passive und aktive Teilnehmungsformen als Grad der Partizipation unterschieden werden.

Nach Konold & Gerber (2002) stellen die wesentlichen Charakteristika transdisziplinärer Forschung – Interdisziplinarität, Problemorientierung, Umsetzungsorientierung und Partizipation – an Forschungsprojekte besondere methodische und organisatorische Anforderungen. Die Aktionsforschung (Handlungsforschung, Action Research) ist ein geeigneter Ansatz, um transdisziplinär zu arbeiten, da Umsetzungsorientierung und Partizipation Grundsätze der handlungsorientierten Forschung sind. Die Aktionsforschung geht auf Lewin (1963) zurück, der in den 40er Jahren des 20. Jahrhunderts die wirtschaftliche und soziale Diskriminierung von Minderheiten „vor Ort“ untersuchte und Veränderungsstrategien entwickelte. Nach Bortz & Döring (2002) ist der Aktionsforschungsansatz drei Grundsätzen verpflichtet:

- Forscher und Beforschte sind gleichberechtigt,
- Untersuchungsthemen sind praxisbezogen und emanzipatorisch
- und der Forschungsprozess ist ein Lern- und Veränderungsprozess.

Aktionsforschung ist somit als ein gemeinsamer Lernprozess zwischen Forschern und Praktikern zu verstehen (Peschke 1998). Um durch wissenschaftliche Unterstützung zu einer konkreten Veränderung zu kommen, die eine möglichst optimale Lösung des Problems für alle Betroffenen bedeutet, setzt der Aktionsforscher in einem sozialen Beziehungsgefüge Veränderungsprozesse in Gang und beschreibt, kontrolliert und bewertet deren Effektivität zur Lösung eines Problems (Pieper 1972).

Grundsätzlich kann Aktionsforschung dabei auf zweierlei Weise stattfinden:

- Der Aktionsforscher versucht durch eigenes Handeln in einem sozialen Kontext Impulse für eine Veränderung der Situation zu geben (Aktion) und analysiert deren Wirkung (Forschung).
- Der Forscher versteht und gestaltet die Situationsanalyse, Planung und Umsetzung von Maßnahmen (Aktionen) und die Beschreibung und Evaluierung ihrer Wirkungen (Forschung) als gemeinsamen Lernprozess zwischen Handelndem und Forscher.

Aktionsforschung ist somit keine feststehende und klar definierte Forschungsmethode. Sie ist vielmehr ein methodisch variabel auszufüllendes Forschungskonzept, das auf die Lösung aktueller oder zu erwartender Probleme und auf den daraus resultierenden Erkenntnisgewinn zielt (Konold & Gerber 2002).

Die Aktionsforschung folgt zwei Grundprinzipien:

- Sie bezieht die Personen aus dem sozialen Beziehungsgefüge, innerhalb dessen sie tätig ist, in die Schritte der Aktionsforschung mit ein.
- Diese Schritte umfassen einen Zyklus mit Situationsanalyse, Planung, Umsetzung sowie Evaluierung der daraus abgeleiteten Maßnahmen; dieser Zyklus wird mehrfach durchlaufen.

9.3 Wissenssysteme

Die Rolle der Beratung zwischen Forschung und Praxis

Die Generierung von Wissen und die Fragen seiner Umsetzung werden unter dem Begriff „Wissenssysteme“ beschrieben und diskutiert. Havelock (1971) sowie Lionberger & Cheng (1982) stellten Modelle des Erarbeitens und Verbreitens von Wissen in gesellschaftlichen Gruppen vor. Diese Gruppen mit ihren vielfältigen inneren und äußeren Verbindungen werden unter der Perspektive des in ihnen vorhandenen Wissens als Teile von Wissenssystemen bezeichnet (Röling 1988).

Innerhalb eines Wissenssystems findet nun angesichts von auftauchenden Schwierigkeiten eine Auseinandersetzung statt, die in aller Regel dazu führt, dass neues Wissen erarbeitet wird, welches hilft, mit diesen Problemen umzugehen. Interessant war nun für die oben angeführten Autoren, wie unterschiedliche Teile oder Subsysteme eines solchen Wissenssystems bei der Generierung und Umsetzung neuen Problemlösewissens mitwirken. Ihr Modell, das – stark vereinfacht – von den drei Subsystemen der Wissenschaft, der Beratung und der Anwender ausgeht, zeigt drei mögliche Prozesstypen (Abbildung 9-2).

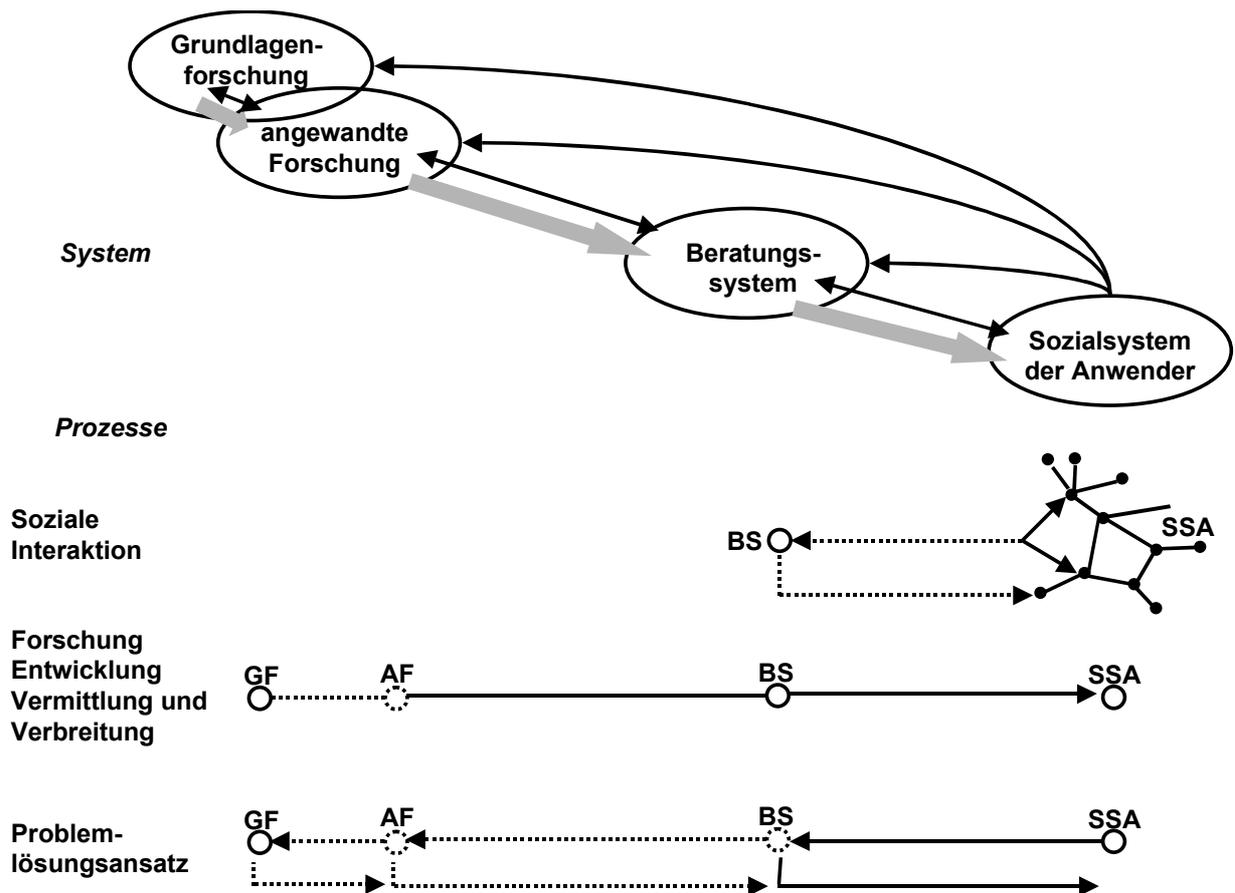


Abbildung 9-2: Subsysteme eines Wissenssystems, ihre Verbindungen sowie mögliche Prozesse der Generierung und Verbreitung von Wissen (Currie & Parvanow-Dawson 1996)

a) Soziale Interaktion:

Im Anwendersystem werden Probleme erlebt, Lösungen gesucht und die gefundenen Lösungen verbreitet. Beratung und Forschung haben lediglich begleitende, im Nachhinein beschreibende oder analysierende Funktion. Beratung kann im fortgeschrittenen Stadium wichtig werden, um den Diffusionsprozess zu unterstützen und in Gang zu halten. Beispiel für diese Art der Wissensgenerierung und Verbreitung ist der biologische Landbau in Deutschland.

b) Forschung, Entwicklung, Vermittlung und Verbreitung:

Das Wissenschaftssystem definiert Probleme und entwickelt anwendbare Lösungen. Sie werden über Fördersysteme den Anwendern vermittelt und dort weitergegeben. Dieser Prozesstyp ist weit verbreitet. Im Gegensatz zum ersten Typ liegt die aktive Rolle hier nicht mehr bei den Anwendern, sondern bei Wissenschaft und Beratung. Beratung wird dabei als „Transmissionsriemen“ verstanden, dessen Aufgabe es ist, „richtige Lösungen“ im Anwendersystem zu verbreiten.

c) Problemlösungsansatz:

Probleme der Anwender werden bei ihnen ermittelt und – sofern erforderlich – bis an die Forschungssysteme herangetragen. Von dort sollen Lösungen über die Fördersysteme zurück

an das Anwendersystem geleitet werden. Aktiv im Sinne der Problemlösung sind dabei alle drei Systeme. Im Anwendersystem werden die konkreten Probleme definiert und – soweit nicht alleine bearbeitbar – dem auf Wissensgenerierung spezialisierten Wissenschaftssystem zugeleitet. Beratung übernimmt dabei die Funktion der Klärungshilfe bei der Bestimmung von Problemen im Anwendersystem – sowie der jeweiligen Rückkopplung von Anwender- und Wissenschaftssystem.

Der am weitesten verbreitete Prozesstyp ist der Ansatz „Forschung, Vermittlung und Verbreitung“. Eckerle (1987) nennt als Hauptkritikpunkt dieses Ansatzes die fehlende Kommunikation zwischen Wissenschaftlern, Beratern und den Nutzern schon bei der Problemdefinition und später bei der Entwicklung und Modifizierung der Neuerungen. Auch im Problembereich Landwirtschaft und von ihr ausgehenden Umweltbelastungen dominierte dieser Ansatz. Die von der Landbewirtschaftung mit verursachten Belastungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer wurden von der Wissenschaft als Problem erkannt und untersucht. In Zusammenarbeit mit der landwirtschaftlichen Officialberatung und durch gesetzliche Bestimmungen, wie der SchALVO in Baden-Württemberg sollten die erarbeiteten Lösungsvorschläge vermittelt und verbreitet werden.

Damit es zu einer Umsetzung von Forschungsergebnissen in die Praxis kommt, müssen nach Albrecht (1994) folgende Voraussetzungen erfüllt werden:

- Die Probleme aus Sicht der Handelnden müssen bekannt sein.
- Die Wissenschaft muss relevante Erkenntnisse zur Lösung der Probleme erarbeiten.
- Die wissenschaftlichen Ergebnisse müssen kompatibel zur sozialpsychologischen Realität der Landwirte sein.

- Die Wissenschaft muss auch die Umsetzung selbst und deren Erfolg begleiten und evaluieren.

Bei der Wissensvermittlung selbst treten Lerneffekte auf und es kommt zu Rückkopplungen, bei denen lokales Wissen in den Diffusionsprozess einfließt und den Verlauf der Wissensverbreitung in räumlicher und zeitlicher Dimension beeinflusst. Diskrepanzen zwischen theoretischem (wissenschaftlichem) Grundwissen und den praktischen Erfahrungen der Anwender können dabei aufgedeckt werden (Kaule et al. 1994, Wiedemann & Karger 1994).

9.4 Diffusionsforschung

Bestimmungsgründe der Übernahme umweltentlastender Neuerungen

Die Verbreitung einer Neuerung als ein Teilprozess innerhalb eines Wissenssystems wird als Diffusionsprozess bezeichnet. Derjenige, der eine Neuerung als erster übernimmt, wird als „Innovator“ bezeichnet (Albrecht et al. 1987). Nach Parvanov-Dawson (1994) muss eine Neuerung nicht immer technischer Art sein. Sie kann auch eine „Handlungsmöglichkeit“, wie das Anrechnen der Gülleinhaltsstoffe auf die Gesamtdüngermenge sein. Ist eine Neuerung aus der Sicht der Anwender praktikabel und sinnvoll und wird im Anwendersystem akzeptiert, verläuft diese Verbreitung meist nach einem typischen Kurvenverlauf der Diffusion (Albrecht et al. 1987). Innerhalb dieser Kurve können vier Phasen unterschieden werden

1. der Innovator als Störenfried
2. die kritische Phase („Ende oder Wende“)
3. Übergang in den sich selbst tragenden Prozess
4. das Auslaufen der Welle

Die Art und die Geschwindigkeit der Verbreitung von Neuerungen ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Dazu gehören unter anderem die Eigenschaften der Neuerungen, die Merkmale der Übernehmenden und ihrer Situation, die Art der wirksam werdenden

Informationsquellen und die Struktur der Kommunikationsbeziehungen (Albrecht et al. 1987).

Die Frage nach den Bestimmungsgründen des Übernahmeverhaltens versucht Albrecht (1969) mit Hilfe des situationsfunktionalen Ansatzes zu erhellen, indem

- die subjektive Wahrnehmung und Interpretation der Situation durch die Landwirte mit einbezogen wird
- sowie das Übernahmeverhalten als ein Entscheidungs- und Realisierungsprozess betrachtet wird,

in dem Wünsche und Befürchtungen, Erfahrungen und Erwartungen und die subjektive Wertung von Handlungsalternativen in einer Wechselbeziehung stehen (Abbildung 9-3). Der situationsfunktionale Ansatz beschäftigt sich inhaltlich mit der Verbreitung von Neuerungen, kann aber nach Parvanov-Dawson (1994) als allgemeines Verhaltensmodell eingestuft werden. Im Gegensatz zu dem Verhaltensmodell von Fietkau & Kessel (1981) wird der Gesamtzusammenhang nicht näher strukturiert. Dieser Ansatz kann somit als Rahmenmodell betrachtet werden.

Innerhalb des Diffusionsprozesses stellt die Entscheidung des einzelnen Landwirtes, eine Neuerung zu nutzen, einen Teilbereich dar. Dieser Abschnitt des Diffusionsprozesses kann durch die im folgenden Kapitel dargestellten Modelle beschrieben werden.

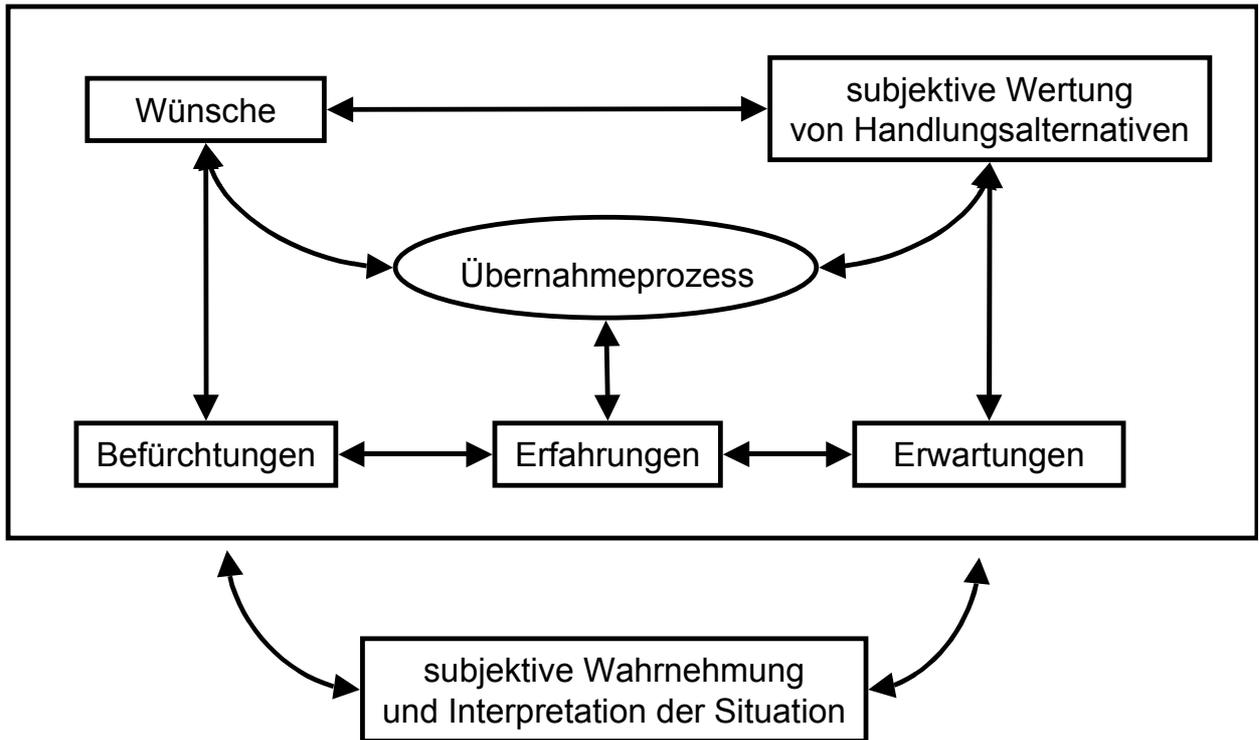


Abbildung 9-3: Der situationsfunktionale Ansatz von Albrecht (1969)

9.5 Verhaltensmodelle

Bestimmungsgründe des Umweltverhaltens von Landwirten

Über allgemeine Modelle des Verhaltens und der Verhaltensänderung können die Bestimmungsgründe des Umweltverhaltens von Landwirten erfasst werden. Die Theorie des Umweltverhaltens gibt es nicht. Wohl aber gibt es zur Konzeptualisierung umweltbezogenen Verhaltens und seiner Determinanten mittlerweile eine ganze Reihe theoretischer wie empirisch gestützter Modelle, deren gemeinsamer Nenner in der Vielzahl von Faktoren zu sehen ist, von denen umweltrelevantes Verhalten beeinflusst wird (WBGU 1996). Bei dem feldtheoretischen Ansatz von Lewin (1963), der sowohl verhaltens- als auch

handlungsorientiert ist, handelt es sich um ein allgemeines Verhaltensmodell, das aber keinen direkten Bezug zum Umweltverhalten von Landwirten hat. Ein „klassischer“ theoretischer Ansatz zur Konzeptualisierung von „Umweltverhalten“ ist das Modell von Fietkau & Kessel (1981).

Das allgemeine Modell der Verhaltensänderung von Lewin

Bei der feldtheoretischen Betrachtung wird das Verhalten durch hemmende und treibende Kräfte bestimmt. Durch das Hinzukommen treibender Kräfte oder das Wegfallen hemmender Kräfte sowie durch Kombination beider Vorgänge wird das Verhalten verändert (Abbildung 9-4).

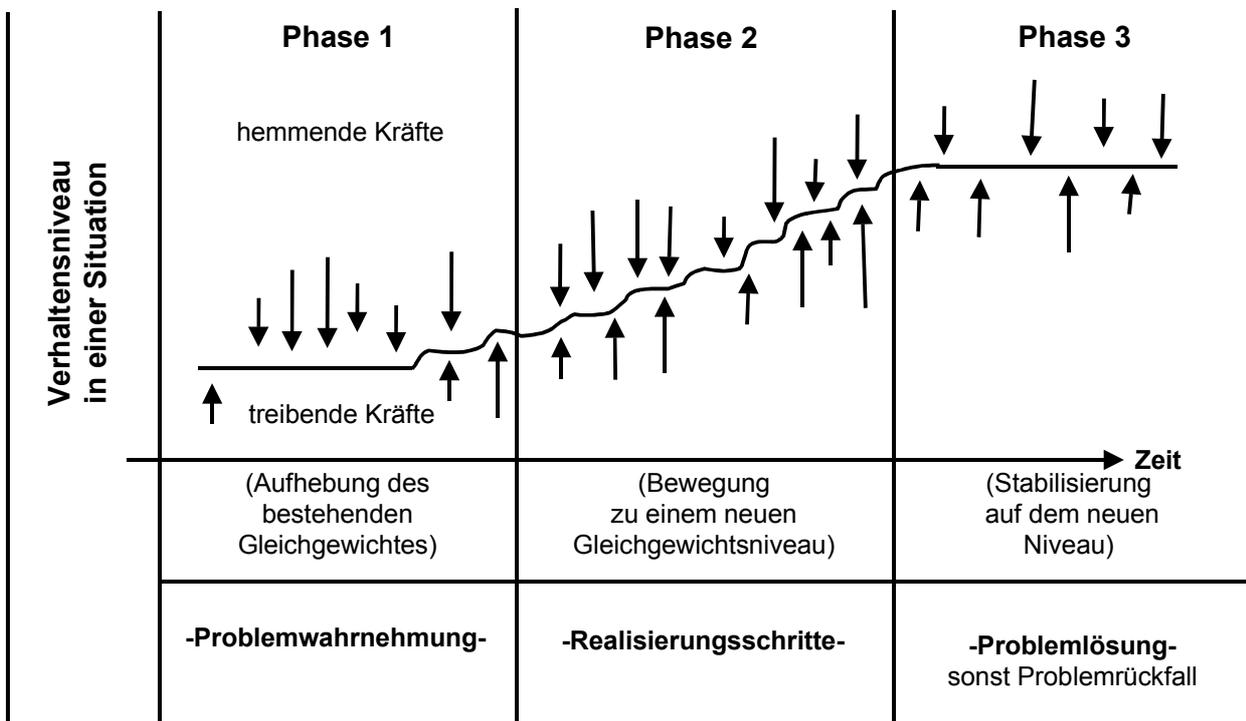


Abbildung 9-4: Modell der Verhaltensänderung (Lewin 1963) (aus Albrecht et al. 1987)

Treibende Kräfte wirken, um einen erstrebenswerten Zustand zu erreichen. Hemmende Kräfte werden wirksam, um einen Zustand, der negativ erscheint, zu vermeiden oder den Status quo zu erhalten. Das Modell der Verhaltensänderung nach Lewin (1963) betrachtet Verhaltensänderung als einen Vorgang, der in drei Phasen verläuft:

1. Das Aufheben des bisherigen Gleichgewichtes
(Problemwahrnehmung)
2. Bewegung zu einem neuen Gleichgewichtsniveau hin
(Realisierungsschritte)
3. Das Stabilisieren des geänderten Verhaltens oder Rückfall
(Problemlösung oder Rückfall)

Soll Verhalten erklärt oder verändert werden, ist es notwendig, die jeweils spezifischen hemmenden und treibenden Kräfte im Feld zu benennen und ihre Bedeutung und Wichtigkeit für die betroffenen Landwirte zu erkennen.

Das Modell von Fietkau & Kessel

Fietkau & Kessel (1981) entwickelten ihr Modell nicht in erster Linie als Erklärungsrahmen des Umweltverhaltens, sondern als Ordnungsrahmen für Strategien zur Veränderung des Umweltbewusstseins und des Umweltverhaltens. Innerhalb dieses Ordnungsrahmens sind die Faktoren umweltrelevantes Wissen, umweltbezogene Einstellungen/Werte, Verhaltensangebote,

Handlungsanreize, wahrgenommenes Verhalten/Konsequenzen und umweltrelevantes Verhalten zu einem Beziehungsgeflecht verwoben (Abbildung 9-5). Ziel dieses Modells war es, umweltbewusste Einstellungen in umweltgerechtes Verhalten zu überführen und durch dieses Handeln selbst das Verständnis ökologischer Zusammenhänge zu fördern. Fietkau & Kessel (1981) nutzten das Modell, um aufzuzeigen, dass eine Informationsstrategie nur ein Weg zu dem Ziel sein kann, umweltrelevante Verhaltensweisen von Landwirten positiv zu beeinflussen. Die Einflussmöglichkeiten politischer Maßnahmen auf das umweltrelevante Verhalten standen im Mittelpunkt dieser Arbeit. Die Beeinflussung des Umweltverhaltens von Landwirten ist eine komplexe und langfristige Aufgabe. Verhaltensänderung ist erst dann zu erwarten, wenn das erforderliche Wissen über Verhaltensalternativen mit einer ausreichenden Motivation zur Veränderung bzw. Problemlösung zusammenfällt. Die Motivation ergibt sich vor einem Hintergrund von Wertvorstellungen und Einstellungen, aus wahrgenommenen Alternativen und ihrer subjektiven Bewertung. Dabei sind insbesondere Anreize und wahrgenommene Handlungskonsequenzen sowie wahrgenommene Risiken und Durchführungsprobleme für die dauerhafte Übernahme neuer Verhaltensweisen wichtig.

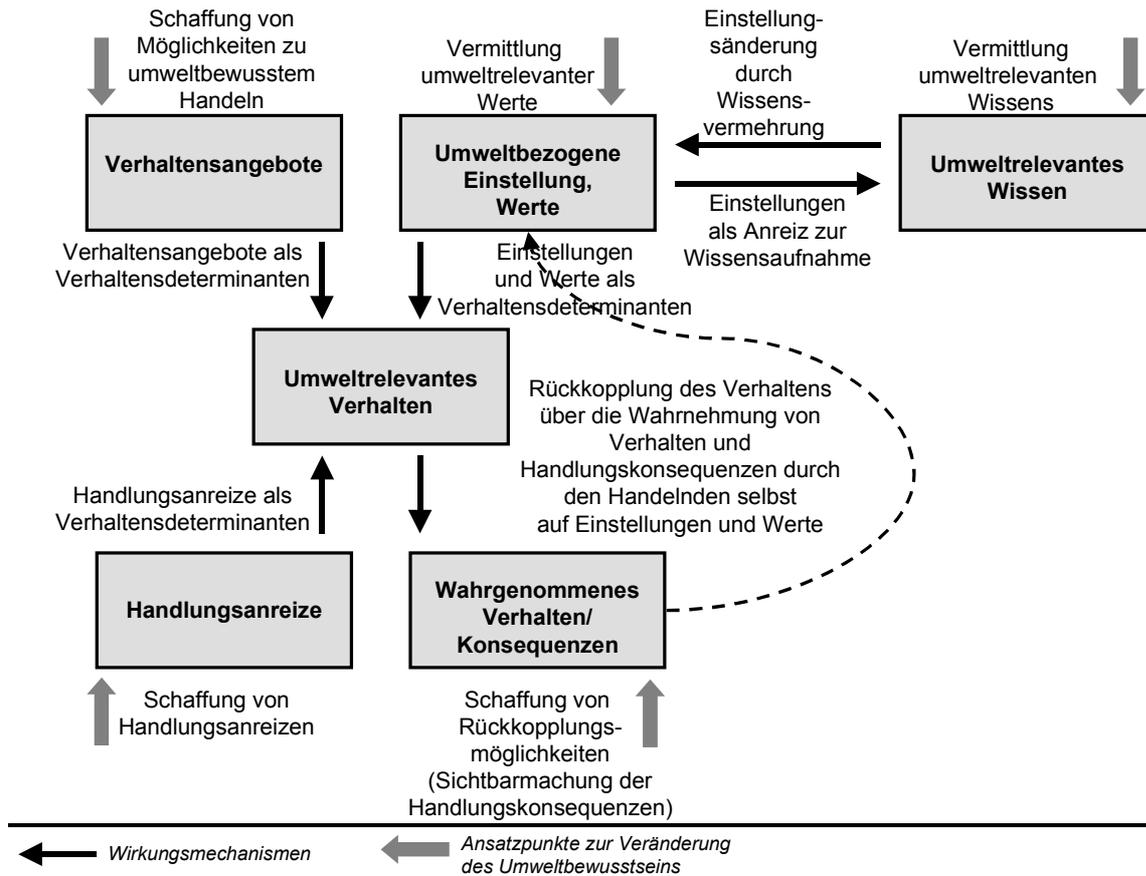


Abbildung 9-5: Bestimmungsgründe umweltrelevanter Verhaltensweisen (nach Fietkau & Kessel 1981)

Nach Currie (1994) kann das Modell als eine Ausdifferenzierung der Lewin'schen Vorstellungen von hemmenden und treibenden Kräften für das Problemfeld „umweltrelevantes Verhalten“ betrachtet werden. Nach dieser Vorstellung ergibt sich für die Faktoren „Handlungsmöglichkeiten“ und „Handlungsanreize“ in dem Modell von Fietkau & Kessel (1981) eine Veränderung. Das psychische Feld der hemmenden und treibenden Kräfte ist nach Lewin (1963) subjektiv strukturiert. Dies bedeutet, dass nur solche Kräfte handlungsrelevant werden, die für den einzelnen subjektiv vorhanden sind. Verhaltensrelevant sind somit nicht die objektiv vorhandenen „Handlungsanreize“ und „Handlungsmöglich-

keiten“, sondern das, was von den Betroffenen wahrgenommen wird. Das Verhaltensmodell von Fietkau & Kessel (1981) ist im Sinne von Chin (1962) ein „analytic model“, das als eine konstruierte Vereinfachung einen Teil der Realität beschreibt. Es dient zur Orientierung in einer komplexen Realität, indem es auf abstrakter Ebene die wichtigsten Bestimmungsgrößen benennt und die vermuteten Zusammenhänge dieser Faktoren beschreibt. Werden für die Untersuchung eines konkreten Falles diese abstrakt gefassten Faktoren und deren Beziehungen im aktuellen Problemzusammenhang formuliert, spricht man vom „concrete model“.

9.6 Beratungsmethoden – Techniken der Kommunikation

Beratungsmethoden sind Techniken der Kommunikation zwischen Beratern und Zielgruppen, die dazu dienen sollen, die Zielgruppen zur Lösung ihrer Probleme zu motivieren und zu befähigen. Bei Gesprächen und Gruppendiskussionen haben die Kommunikationsbeziehungen einen wechselseitigen Charakter. Information durch Broschüren ist mehr durch Einseitigkeit geprägt. Die Anwendung eines bestimmten Beratungsverfahrens hängt von der Anzahl der anzusprechenden Personen, von den zu lösenden Beratungsaufgaben und vom Leistungsvermögen des Beratungsdienstes ab. Nach der Anzahl der anzusprechenden Personen können als Beratungsmethoden Einzel- und Gruppenberatung sowie massenwirksame Beratung unterschieden werden (Albrecht et al. 1987).

Einzelberatung

Nach Albrecht et al. (1987) kommt der Einzelberatung als intensivster Form der Kommunikation zwischen Landwirt und Berater eine wichtige komplementäre Rolle bei Gruppen- und Massenverfahren zu. Sie dient vor allem

- der Vermittlung von schwierigen Fachinhalten und aktuellen Einzelinformationen,
- der gemeinsamen Erarbeitung von Problemlösungen,
- um Informationen einzuholen, die der Berater zu Überprüfung von Inhalten und Verfahren benötigt,
- der Ermittlung von Reaktionen auf Förderungsangebote,

- um Landwirten die Möglichkeit zu geben, über Fragen zu sprechen, die diese in Gegenwart von anderen nicht erörtern möchten.

Es wird zwischen formellen und informellen Beratungsgesprächen unterschieden. Informelle Kontakte können sich bei unterschiedlichen Anlässen ergeben und der Berater erfährt Wünsche und Schwierigkeiten der Zielgruppen. Formelle Beratungsgespräche finden meist im Betrieb des Landwirtes oder im Büro des Beraters statt. Sie zielen darauf ab, konkrete Probleme zu bestimmen und Lösungswege zu erarbeiten.

Gruppenberatung

In der Gruppenberatung werden mehrere Personen der Zielgruppe gleichzeitig angesprochen. Sie ist ein wichtiges Verfahren, für die Förderung und Beratung einer großen Anzahl von Landwirten. Die Gruppenberatung wird umso eher zum Erfolg führen, je mehr sie durch Einzel- und Massenberatung ergänzt wird. Besonders schwierige und komplexe Beratungsinhalte können aber durch Gruppenberatung nur bedingt vermittelt werden. Unter anderem kennzeichnen folgende Vorteile die Gruppenberatung (Albrecht et al. 1987):

- Gegenüber Einzelberatung hat Gruppenberatung zeitökonomische Vorteile. So kann auch bei beschränkter materieller und personeller Ausstattung der Beratungsdienste eine große Anzahl von Landwirten erreicht werden.
- Gruppenverfahren ermöglichen eine bessere Beteiligung der Zielgruppen.

- Es können gruppenspezifische Prozesse genutzt werden, die die Informationsweitergabe beschleunigen und die Entscheidungsbereitschaft der Landwirte fördern.

Gruppengespräche, Demonstrationen und Feldtage sind Organisationsformen der Gruppenberatung. Innerhalb von Gruppengesprächen ist die Metaplan-technik als grundlegende Kommunikationsmethode weit verbreitet und kann in drei Bereiche gegliedert werden (Schnelle 1982):

- Visualisierungstechnik:
Durch die Visualisierung werden alle wichtigen Äußerungen des Gesprächs für die Gruppe sichtbar. Sie lassen sich gemeinsam ordnen und festhalten.
- Interaktionstechnik:
Die Interaktionstechnik führt zu lebendigen und fruchtbaren Aussprachen. Sie stellt die Diskussion unter den Teilnehmern sicher.
- Dramaturgietechnik:
Die Dramaturgietechnik verhilft

dem Moderator, den Verlauf eines Gesprächs vorzudenken, um die Gruppe entlang eines roten Fadens zum Ziel zu leiten.

Massenwirksame Beratung

Nach Albrecht et al. (1987) versucht massenwirksame Beratung – im Gegensatz zur Einzel- und Gruppenberatung – eine Vielzahl von Personen gleichzeitig anzusprechen. Diese Personen stehen untereinander nicht in engem Kontakt. Massenverfahren sind durch einseitigen Kommunikationsfluss und den betonten Einsatz von Medien gekennzeichnet. Im Verbund mit Einzel- und Gruppenverfahren erfüllt die massenwirksame Beratung wichtige Aufgaben, wie:

- positive Beeinflussung des Beratungsklimas,
- Bestätigung der vom Berater schon erläuterten Inhalte,
- kurzfristige Übermittlung aktueller Informationen
- und Vermittlung von Hintergrundinformationen.

9.7 Erhebung und Auswertung sozioempirischer Daten

Um den „Faktor Mensch“ in die wissenschaftliche Analyse einzubeziehen, sind Methoden der empirischen Sozialforschung geeignet. Empirische Forschung sucht nach Erkenntnissen durch systematische Auswertung von Erfahrungen. Es wird zwischen quantitativer und qualitativer Forschung unterschieden. Die quantitative Sozialforschung arbeitet theoriegeleitet. Ausgehend von Hypothesen werden die zu erhebenden Merkmale operationalisiert, um quantifizierbare, d.h. statistisch zu verarbeitende Daten zu erzeugen. Die qualitative Sozialforschung befasst sich mit der Erfahrungsrealität. Dabei ist es ein besonderes Anliegen, soziale Phänomene aus der Sicht der Akteure zu rekonstruieren (Bortz & Döring 1995).

Befragung, Beobachtung und Inhaltsanalyse sind Techniken der empirischen Sozialforschung zur Erhebung von Daten (Schnell et al. 1999, Atteslander 2003). Die Befragung gilt als der „Königsweg“ der empirischen Sozialforschung (Prager 2002). Nach der Form der Befragung unterscheidet man die mündliche Befragung (Interview), schriftliche Befragung und Telefoninterview. Der Begriff schriftliche Befragung bezieht sich im allgemeinen auf die Durchführung einer Befragung, bei der ein Fragebogen postalisch versandt wird mit der Bitte, den Fragebogen auszufüllen und an den Absender zurückzusenden (Schnell et al. 1999).

Folgende Vorteile kennzeichnen die schriftliche Befragung (Schnell et al. 1999, Atteslander 2003):

- sehr niedrige Kosten, da meist in kurzer Zeit mit wenig Personalaufwand eine größere Zahl von Befragten erreicht wird,
- Interviewfehler werden vermieden, die Antworten sind „ehrlicher“ und „überlegter“,
- und die Zusicherung der Anonymität ist glaubwürdiger.
- Schnell et al. (1999) und Atteslander (2003) stellen folgende Nachteile der schriftlichen Befragung gegenüber:
- der Rücklauf und die Befragungssituation sind nicht kontrollierbar,
- Nachfragen sind nicht möglich,
- nur einfache Tatbestände können ermittelt werden,
- und eine aufwändige Vorbereitung ist notwendig.

Planung und Entwurf eines Fragebogens müssen sich zunächst auf die Konstruktion der Fragen beziehen. Die Formulierung der Fragen sollte sich an bestimmten Faustregeln orientieren (Schnell et al. 1999):

Fragen sollten

- kurz sein, einfache Worte enthalten, d.h. keine speziellen Fachausdrücke, keine Fremdwörter, Abkürzungen oder Slangausdrücke;
- konkret sein;
- keine bestimmte Beantwortung provozieren, also Suggestivfragen sollten vermieden werden;
- keine Hypothesen und doppelte Negationen enthalten und sich nur auf einen Sachverhalt beziehen;
- den Befragten nicht überfordern und zumindest formal „balanciert“ sein.

Allgemein werden zwei Strukturtypen von Fragen unterschieden. Die offene Frage enthält keine festen Antwortkategorien. Die befragte Person kann ihre Antwort völlig selbstständig formulieren. Geschlossene Fragen verlangen vom Befragten, sich zwischen Antwortalternativen zu entscheiden (Schnell et al. 1999, Atteslander 2003).

Zu den quantitativen Methoden der Erhebung und Auswertung von Daten gehören Skalierungsverfahren. Rating-Skalen sind Schätz-Skalen, auf denen die Befragten ihre Einschätzung (Rating) einer vorgelegten Aussage (Item) ausdrücken können. Man unterscheidet zwischen rein numerischen, graphischen und verbal verankerten Rating-Skalen (Bortz & Döring 1995). Die in der empirischen Sozialforschung am häufigsten verwendete Skalierungsmethode ist die „Methode der summierten Ratings“. Mit dieser Methode konstruierte Skalen werden „Likert-Skalen“ genannt. Die Konstruktion einer „Likert-Skala“ beginnt mit der Sammlung von Items, die Aussagen darstellen, von denen angenommen wird, dass sie die interessierten Einstellungen wiedergeben. Der Grad der Zustimmung oder Ablehnung wird in der Regel durch Antwortvorgaben ausgedrückt (Schnell et al. 1999).

Die qualitative Inhaltsanalyse stellt eine Methode dar, die sowohl zur ursprünglichen Gewinnung (Erhebung) von sozialwissenschaftlichen Daten als auch zur Verarbeitung und Auswertung solcher Daten, die durch eine andere Technik des Datensammelns (Befragung, Beobachtung) ermittelt worden sind, eingesetzt werden kann (Atteslander 2003). Die Inhaltsanalyse diente

zur Auswertung von Massenmedien, um etwas über ihren gesellschaftlichen Einfluss zu erfahren. Dabei stand die Häufigkeit bestimmter Motive im Material, das Auszählen, Bewerten und Inbeziehungsetzen von Textelementen im Vordergrund. Bei der qualitativen Inhaltsanalyse hingegen sollen die Vorteile dieser systematischen Technik genutzt werden, ohne in vorschnelle Quantifizierungen abzurutschen. Das Material wird in Einheiten zerlegt und streng methodisch kontrolliert bearbeitet und analysiert. Durch das am Material entwickelte Kategoriensystem werden diejenigen Aspekte festgelegt, die aus dem Material herausgefiltert werden sollen (Mayring 2003).

Die qualitative Inhaltsanalyse lässt sich in drei Grundformen gliedern (Mayring 2003):

- Zusammenfassung:
Das Material wird so reduziert, wobei das Ergebnis immer noch ein Abbild des Grundmaterials ist.
- Explikation:
Zusätzliches Material wird zur Erläuterung, Erklärung und Ausdeutung unverständlicher Textstellen herangezogen.
- Strukturierung:
Herausfiltern bestimmter Aspekte oder Einschätzung des Materials aufgrund bestimmter Kriterien.

Bei der Zusammenfassung wird das Material so reduziert, dass die wesentlichen Inhalte erhalten bleiben und ein überschaubarer Kurzttext entsteht. Die zusammenfassende Inhaltsanalyse bietet sich immer dann an, wenn nur die inhaltliche Ebene des Materials interessiert und eine Komprimierung auf das Wesentliche benötigt wird.

10 Beratung als Ansatzpunkt einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung

10.1 Vermittlung umweltrelevanten Wissens sowie umweltbezogener Einstellungen und Werte

Die Präzisierung des verhaltenswirksamen Faktors „umweltrelevantes Wissen“ im Modell von Fietkau & Kessel (1981) für die gewässerschutzbezogene Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach lautet:

Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Gewässerbelastungen

Nach UBA (1999) wirken sich umweltbezogene Einstellungen und Werte auf die Bereitschaft aus, gewässerschonende Verfahren zu erproben. Einstellungen und Werte für die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind die gesetzlichen Bestimmungen zur sog. „guten fachlichen Praxis“ bzw. „ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung“. Der noch abstrakte Faktor des Verhaltensmodells von Fietkau & Kessel (1981) „umweltbezogene Einstellungen und Werte“ kann somit wie folgt konkretisiert werden:

Bereitschaft, Gewässerbelastungen (i.e.S. Bodenabtrag und Nitratauswaschung) im Rahmen der „guten fachlichen Praxis“ bzw. „ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung“ zu reduzieren

Als Ansatzpunkte zur Vermittlung des umweltrelevanten Wissens sowie der umweltbezogenen Einstellungen und Werte dienten unterschiedliche Berat-

ungsmethoden und Kommunikationstechniken.

Information

Das Ziel der Informationen, als Instrument der massenwirksamen Beratung, war es, möglichst vielen Landwirten die Ursachen der Belastung der Seefelder Aach aufzuzeigen, aktuelle Mitteilungen weiterzugeben sowie Lösungsvorschläge und Maßnahmen zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft zu vermitteln. Aktuelle Entwicklungen und Erkenntnisse der folgenden Themenschwerpunkte wurden über Information vermittelt:

- Projekt „Integrierter Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Seefelder Aach“,
- Umweltgerechte und überbetriebliche Gülleausbringung,
- Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO),
- konservierende Bodenbearbeitung.

Die Information wurde mündlich über Vorträge bei Abendveranstaltungen des Amtes für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf sowie schriftlich über Rundschreiben des Vereins Landwirtschaftlicher Fachschulabsolventen (VLF) und die lokale Tagespresse weitergegeben. Die Vorträge der Abendveranstaltungen wurden je nach Themenschwerpunkt von den Mitarbeitern der Landwirtschaftsverwaltung, von Vertreter der Wasserwirtschaftsverwaltung und für produktionstechnische Fragen von externen Experten gestaltet. Neben den Fachvorträgen war die Diskussion mit den anwesenden Landwirten ein wichtiger Bestandteil der Informationsabende.

Landwirtschaftliche Berufsbildung

Die Ausbildung zum Landwirt geschieht in der Berufs- und Fachschule und im Ausbildungsbetrieb. Im Rahmen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde in der Fachschule für Landwirtschaft in Ravensburg eine Unterrichtseinheit zum Thema „Landwirtschaft und Gewässerschutz“ durchgeführt, die folgende Ausbildungsziele beinhaltet:

Die Fachschüler sollen

- für den Gewässerschutz sensibilisiert werden;
- Gewässerbelastungen (Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel) aus der Landwirtschaft kennen lernen;
- Auswirkungen von Nährstoffbelastungen (Eutrophierung) kennen;
- Ursachen landwirtschaftlicher Einträge und Reduzierungsmöglichkeiten kennen;
- den Umgang mit Vorschriften und Informationsmaterial einüben (z.B. Düngeverordnung);
- Eintragungspfade von Nährstoffe und Pflanzenschutzmitteln differenzieren können (punktuelle und diffuse Einträge);

Düngeseminare

Das Ziel der Düngeseminare war es, den anwesenden Landwirten die wesentlichen Grundsätze der Düngeverordnung zur „guten fachlichen Praxis“ zu vermitteln und betriebseigene Nährstoffvergleiche zu erstellen, die

innerhalb der Düngeverordnung verpflichtend sind.

Arbeitskreis „gewässerschonende Landwirtschaft“

Im Rahmen des „Projektes zur umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“ wurde mit innovativen Landwirten der Arbeitskreis „gewässerschonende Landwirtschaft“ gegründet. Das Ziel des Arbeitskreises war es, gewässerschutzbezogene Probleme in und aus der landwirtschaftlichen Praxis aufzugreifen (Problemlösungsansatz) und gemeinsam mit den Beteiligten (Partizipation) Erfahrungen auszutauschen und Handlungsmöglichkeiten zu erarbeiten. Organisationsformen des Arbeitskreises waren Arbeitskreissitzungen und Feldbegehungen. Innerhalb der Feldbegehungen wurde der Beratungsschwerpunkt konservierende Bodenbearbeitung aufgegriffen. In mehreren Arbeitskreissitzungen wurde der Themenschwerpunkt Düngung erörtert. Die Aufgaben der Berater bestanden in der Organisation und der Moderation der Arbeitskreissitzungen sowie fachlichen Beiträgen. Die Arbeitskreissitzungen wurden nach der Metaplantchnik (Schnell 1982) moderiert.

Der Arbeitskreis „gewässerschonende Landwirtschaft“ wurde über eine schriftliche Befragung der Teilnehmer beurteilt. Als Skalierungsverfahren diente die „Methode der summierten Ratings“ (Schnell et al. 1999).

Einzelberatung

Das Ziel der formellen Einzelberatung war es, schwierige Sachverhalte zu vermitteln und gemeinsam mit den Landwirten konkrete, auf den Betrieb bezogene Probleme zu erörtern und Handlungsmöglichkeiten zur Problemlösung zu erarbeiten. In den Einzelberatungsgesprächen wurden ebenfalls die Schwerpunkte Düngung und konservierende Bodenbearbeitung aufgegrif-

fen. Der Einsatz von Beratungsinstrumenten, die in der Landwirtschaftsverwaltung bereits vorhanden waren, wird im folgenden Kapitel beschrieben. Die Erhebung der Betriebsdaten über die Angaben des „Gemeinsamen Antrags“ diente der Vorbereitung der Beratungsgespräche. Daten, die nicht im „Gemeinsamen Antrag“ vorhanden sind, wurden direkt von den Betriebsleitern erfragt.

10.2 Handlungsmöglichkeiten zur gewässerschutzbezogenen Landbewirtschaftung

Konkrete „Verhaltensangebote“ im Sinne des Verhaltensmodells von Fietkau & Kessel (1981) für die gewässerschonende Landwirtschaft im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind:

*Produktionstechnische Maßnahmen
zur Verringerung
von Bodenabtrag und Nitratauswaschung*

Während des Beratungsprojektes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden Handlungsmöglichkeiten der Schwerpunkte

- umweltfreundliche und überbetriebliche Gülleausbringung,
- Düngung
- und konservierende Bodenbearbeitung aufgegriffen.

10.2.1 Umweltfreundliche und überbetriebliche Gülleausbringung

Im Jahre 2000 wurde vom Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf in Zusammenarbeit mit dem Maschinen- und Betriebshilfsring (MBR) Deggenhauser tal das „Projekt zur umweltfreundlichen und überbetrieblichen Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“ ins Leben gerufen. Ziel war es, die umweltfreundliche Gülleausbringung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zu etablieren. Die Vorgehensweise innerhalb des „Projektes zur umweltfreundlichen und überbetrieblichen Gülleausbringung

im Linzgau“ ist aus Abbildung 10-1 ersichtlich.

Zu Beginn des Projektes wurden Informationsabende veranstaltet und Informationen zur umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung in Rundschreiben und Fachzeitschriften veröffentlicht. Danach wurden viehhaltende Betriebe mit einem Gülleaufkommen von mindestens 500 m³ aus den Daten des „Gemeinsamen Antrages“ erhoben. In einem persönlichen Anschreiben wurde das Interesse dieser Betriebe an der umweltfreundlichen Technik in Form einer unverbindlichen Zeichnung einer Güllemenge und die Unterstützung des Projektes durch aktive Teilnahme an einem Arbeitskreis erfragt.

Ein Erhebungsbogen (siehe Anhang III) zur betrieblichen Situation, der Flächenausstattung und vorhandener Gülleausbringungstechnik war die Grundlage für Wirtschaftlichkeitsberechnungen, um unterschiedliche Verfahren ökonomisch zu vergleichen. Die Vollkosten für die einzelbetriebliche Gülleausbringungstechnik wurden mit dem EDV-Programm „MAKOST“ berechnet, das in der Landwirtschaftsverwaltung zur Verfügung steht. Grundlage für die Berechnung der Gesamtkosten der überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik bildete die Diplomarbeit von Bühler (1997), der Wirtschaftlichkeitsberechnungen für die Güllekette in Biberach auf Basis unterschiedlicher Ausbringungsmengen (30 000 m³ bis 50 000 m³) durchführte.

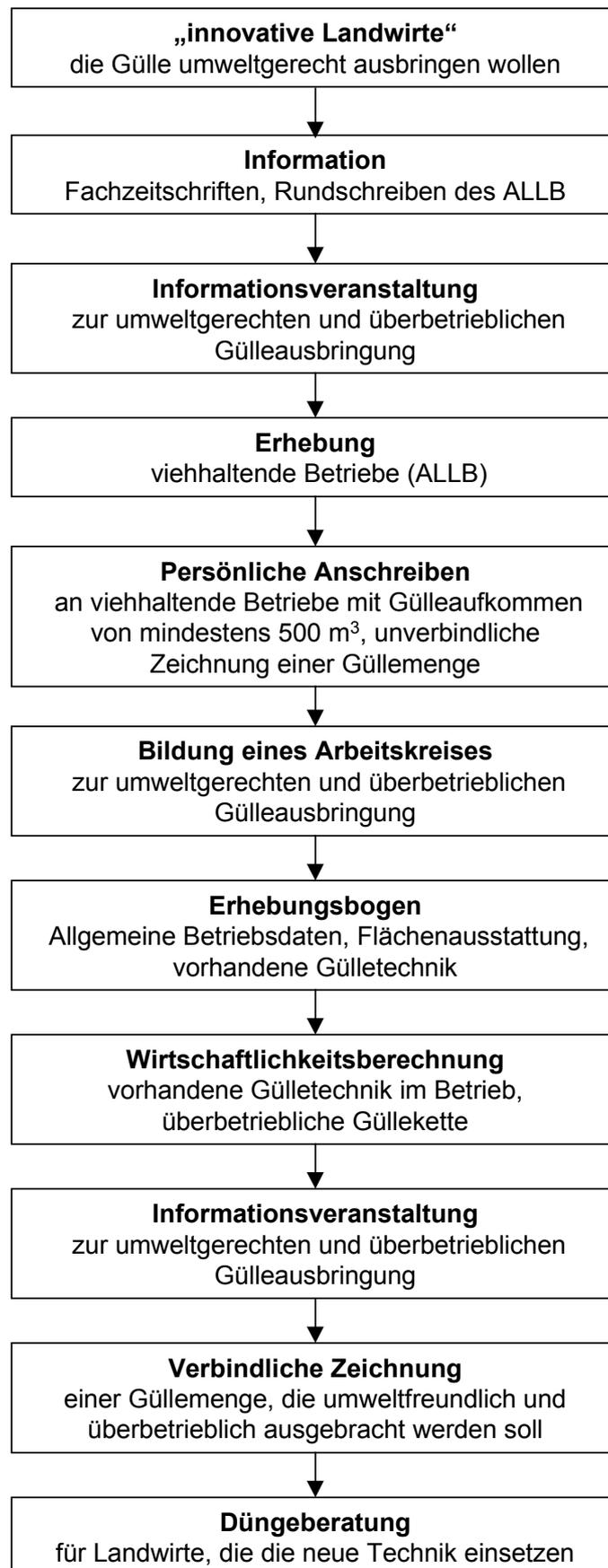


Abbildung 10-1: Vorgehensweise des „Projekts überbetriebliche und umweltschonende Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“

Nach einer weiteren Informationsveranstaltung wurden die interessierten Landwirte aufgefordert, eine verbindliche Güllemenge zu zeichnen, die über die Güllekette umweltgerecht ausgebracht werden sollte.

Die geringeren Verluste und damit verbundene bessere Ausnutzung der Nährstoffe der Gülle müssen in der Düngebedarfsermittlung berücksichtigt werden. Deshalb wurde Landwirten, die zukünftig Gülle umweltgerecht und überbetrieblich ausbringen, eine Düngeberatung angeboten.

Die Adoptionsrate des umweltgerechten Gülleausbringungsverfahrens im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde über die Statistik der Gülle-Ausbringergemeinschaft (GAG) Ravensburg ermittelt. Über eine schriftliche Befragung der Arbeitskreisteilnehmer wurden die zukünftige Weiterverbreitung der umweltgerechten Gülleausbringung abgeschätzt sowie die hemmenden und treibenden Kräfte für den Einsatz dieser Neuerung erhoben. Die geschlossenen Fragen wurden quantitativ ausgewertet. Die Ergebnisse der offenen Fragen wurden über eine qualitative Inhaltsanalyse ermittelt.

10.2.2 Beratungsschwerpunkt Düngung Betriebsnährstoffbilanzen

Nährstoffbilanzen auf Betriebsbasis dienen als Indikator für die Düngungspraxis eines landwirtschaftlichen Betriebes und somit auch als erste Orientierungshilfe für eine potentielle Nährstoffbelastung (vor allem Stickstoff) für das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Die gesetzliche Grundlage für die Erstellung von Nährstoffbilanzen bildet die Düngeverordnung. Betriebe,

die 10 ha landwirtschaftliche Nutzfläche oder 1 ha Sonderkulturen (z.B. Tabak, Spargel, Weinbau) und mehr bewirtschaften, müssen einen Vergleich über Nährstoffzufuhr und -abfuhr erstellen. Man unterscheidet zwei zulässige Berechnungsmethoden. Der „Hoftor-Vergleich“ betrachtet die Nährstoffzufuhr und -abfuhr eines Betriebes. Mit Hilfe des „Feld-Stall-Vergleiches“ werden auf Betriebsebene die Nährstoffzufuhr über Mineraldünger, tierische Ausscheidungen, Stickstoffbindung von Leguminosen und importierte Sekundärrohstoffdünger (z.B. Klärschlamm) der Nährstoffabfuhr über die im Betrieb angebauten Kulturen gegenübergestellt. Im Rahmen der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden mit dem in der baden-württembergischen Landwirtschaftsverwaltung vorhandenen EDV-Programm „Naebi“ „Feld-Stall-Vergleiche“ erstellt.

Schlagbezogene Ermittlung des Düngebedarfs und der Düngebilanz

Um das Düngemanagement eines Betriebes beurteilen zu können, wurden im Rahmen von Einzelberatungsgesprächen für die einzelnen Kulturarten schlagbezogen der Düngebedarf und die Düngebilanz berechnet. Da die Düngung innerhalb der einzelnen Kulturarten identisch ist, wurde jeweils ein Flurstück bzw. eine Bewirtschaftungseinheit als Beispielfläche zur Ermittlung des Düngebedarfs und der Düngebilanz ausgewählt. Der Düngebedarf und die Düngebilanz der Einzelschläge wurden mit dem EDV-Programm „dungb25“ ermittelt, das in der baden-württembergischen Landwirtschaftsverwaltung angewendet wird.

Folgendes Berechnungsschema liegt „dungb25“ zugrunde (Abbildung 10-2): Der Nährstoffentzug [kg/ha] einer Kulturart ergibt sich aus der Multiplikation von Ertragserwartung [dt/ha] und Entzugswert [kg/dt Ertrag]. Durch Addition eines Zuschlags für die nicht erntbare Restpflanze erhält man den Nährstoffbedarf. Vom Nährstoffbedarf werden der Nmin-Bodenvorrat im Frühjahr, die Nährstofflieferung des Bodens bzw. des Standorts, aus langjähriger organischer Düngung, aus den Ernteresten der Vorfrucht und der Zwischenfrucht sowie die Nährstofflieferung aus organischer oder mineralischer Düngung ab Ernte der Vorfrucht abgezogen. Nach Abzug dieser Einzelwerte vom Nährstoffbedarf erhält man die Düngung nach „guter fachlicher Praxis“, die durch Minimum- und Maximumwerte begrenzt wird. Durch Eingabe von Düngemaßnahmen der zurückliegenden Erntejahre wurden nach diesem Berechnungsschema kultur- und schlagbezogene Düngebilanzen erstellt.

Abbildung 10-3 zeigt eine schlagbezogene Ermittlung des Düngebedarfs und der Düngebilanz am Beispiel der Wintergerste.

20 % reduzierte Stickstoffdüngung auf der gesamten Ackerfläche nach MEKA

Die Reduktion der schlagbezogenen Stickstoffdüngung nach „guter fach-

licher Praxis“ um 20 % ist ein weiterer Schritt zur Verminderung der N-Auswaschung in das Grundwasser und Oberflächengewässer. Die Einhaltung der reduzierten Düngung geht über die gesetzlichen Anforderungen hinaus. Infolge der reduzierten N-Düngung ist mit Ertrags- und Einkommensverlusten zu rechnen. Deshalb erhalten die landwirtschaftlichen Betriebe durch das Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleichprogramm (MEKA) einen finanziellen Ausgleich in Höhe von insgesamt 70 €/ha, wenn sie die Stickstoffdüngung nach „guter fachlicher Praxis“ auf der gesamten Ackerfläche um 20 % reduzieren. In Verbindung mit dieser Maßnahme müssen die Betriebe

- eine schlagbezogene N-Bedarfsermittlung erstellen,
- Bodenuntersuchungen durchführen (Nmin und Grundnährstoffe),
- Gülle auf Nährstoffe untersuchen
- und Bewirtschaftungsmaßnahmen schlagbezogen dokumentieren.

Die Adoptionsrate sowie die hemmenden und treibenden Kräfte für die Anwendung der Handlungsmöglichkeit „schlag- und kulturbezogener Ermittlung des Düngebedarfs und der Düngebilanz“ wurden über eine schriftliche Befragung der Arbeitskreisteilnehmer ermittelt.

Kultur: Wintergerste			
kg/ha			
Ertragserwartung:	70 dt/ha		N
x Entzugswert		kg/dt Ertrag	2,20
= Entzug			154
+ Zuschlag für nicht erntbare Restpflanze			20
= Nährstoffbedarf			174
- Nmin Bodenvorrat im Frühjahr			30
- Nährstofflieferung des Standorts			20
- Nährstofflieferung			
aus langjähriger organischer Düngung			10
aus Ernteresten der Vorfrucht (WW)			0
Zwischenfrucht, <u>Herbstdüngung</u>			20
= Düngung nach „guter fachlicher Praxis“			94
DÜNGUNG:			
Wirtschaftsdünger:			
Mineraldünger:	6 dt KAS		162
DÜNGEBILANZ:			68

Abbildung 10-3: Beispiel einer schlagbezogenen Düngebilanz für die Kulturart Wintergerste

10.2.3 Beratungsschwerpunkt

konservierende Bodenbearbeitung

Innerhalb des Beratungsschwerpunkts konservierende Bodenbearbeitung war es das Ziel der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, die Phosphoreinträge über den Eintragungspfad Erosion zu verringern. Im Mittelpunkt standen Maßnahmen zur Reduzierung des Bodenabtrags, die auf freiwilliger Basis umgesetzt werden können. Maßnahmen, die zur Verringerung des Bodenabtrags durch Wasser beitragen, sind:

- Verbesserung und Pflege der Bodenstruktur:
Humusversorgung, Kalkung, Bodenbearbeitung, Spurlockerung
- Fruchtfolge:
geringer Anteil an spät schließenden

Kulturen (Mais, Zuckerrüben),
Zwischenfruchtanbau

- Bestellung quer zum Hang
- Untersaaten
- Mulchsaat
- Verringerung der erosiven Hanglänge durch Begrünungstreifen

Im Rahmen von Einzelberatungsgesprächen wurde zur Veranschaulichung der Problematik des Bodenabtrags das EDV-Programm „PC-ABAG“ (Auerswald & Perger 1999) verwendet. Dieses Programm basiert auf der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) (Schwertmann et al. 1987). Der tolerierbare Bodenabtrag wird auf Grundlage der Acker- oder Grünlandzahl der Bodenschätzung bzw. der Gründigkeit des Bodens berechnet.

Dabei gilt, je tiefgründiger der Boden bzw. je höher die Acker- oder Grünlandzahl, desto höher ist der tolerierbare Bodenabtrag. Der tatsächliche Bodenabtrag wird durch die Faktoren Niederschlag, Boden, Topologie, Fruchtfolge und Bearbeitungsrichtung bestimmt (vgl. Kapitel 5.2). Durch Änderung des Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktors (C-Faktor) der ABAG können die Wirkungen von verschiedenen Maßnahmen (z.B. Mulchsaat, Verringerung des Maisanteils) gezeigt werden.

Mulchsaatverfahren sind dadurch gekennzeichnet, dass nach der Stoppelbearbeitung im Sommer eine Zwischenfrucht eingesät wird. Diese wird im Spätherbst nicht eingepflügt, sondern, je nach Situation und Verfahren im Winter flach eingearbeitet, abgemulcht oder einfach stehen gelassen. Wiederum je nach Verfahren, Situation und maschineller Ausrüstung muss vor der Aussaat der Sommerkultur der Restbestand an

Zwischenfrucht, Unkraut und Ausfallgetreide eingearbeitet oder chemisch abgetötet werden. Anschließend wird dann entweder in ein vorbereitetes Saatbett oder direkt in den unbearbeiteten, mit Rückständen bedeckten Boden eingesät.

Die Adoptionsrate der konservierenden Bodenbearbeitung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde über eine Statistik des Entwicklungs- und Betreuungszentrums für Informations- und Kommunikationstechnik (EBZI) des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneueordnung und Landentwicklung ermittelt. Die zukünftige Weiterverbreitung der Handlungsmöglichkeit konservierende Bodenbearbeitung sowie deren hemmende und treibende Kräfte wurden über eine schriftliche Befragung der Arbeitskreisteilnehmer erhoben.

10.3 Handlungsanreize zur gewässerschutzbezogenen Landbewirtschaftung

Konkrete Faktoren der „Handlungsanreize“ nach dem Verhaltensmodell von Fietkau & Kessel (1981) einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach sind:

*Ökonomische Vorteile
von produktionstechnischen Maßnahmen
zur Verringerung
von Bodenabtrag und Nitratauswaschung*

Ökonomische Anreizprogramme – wie das Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogramm (MEKA) – stellen Ansatzpunkte dar, um Handlungsanreize für eine gewässerschonende Landbewirtschaftung zu schaffen. Tabelle 10-1 zeigt MEKA-Maßnahmen, die Handlungsanreize der Beratungsschwerpunkte Düngung, umweltgerechte Gülleausbringung und konservierende Bodenbearbeitung darstellen. Eine ausführliche Beschreibung dieser Maßnahmen ist in Kapitel 4.3 zu finden.

Tabelle 10-1: MEKA-Maßnahmen als Handlungsanreize der Beratungsschwerpunkte Düngung, umweltgerechte Gülleausbringung und konservierende Bodenbearbeitung

Düngung	umweltgerechte Gülleausbringung	konservierende Bodenbearbeitung
A1 Regelmäßige Bodenanalysen als Basis für die Grundnährstoff- und Stickstoffdüngung	A2 Umweltfreundliche Wirtschaftsdünger- ausbringung	E3 Begrünungs- maßnahmen im Ackerbau, Gartenbau und bei Dauerkulturen
E2 Verringerung der bedarfsgerechten Stickstoffdüngung auf Ackerflächen um 20 %		E4 Mulchsaat
A5 Dokumentation umweltrelevanter Bewirtschaftungsmaßnahmen		

11 Ergebnisse der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

11.1 Partizipation und Problemlösungsansatz

Das erste Treffen des Arbeitskreises „gewässerschonende Landwirtschaft“ diente der Information und der Festlegung von Arbeitsschwerpunkten, die innerhalb des Arbeitskreises behandelt werden sollten. Als Schwerpunkte wurden gemeinsam mit den Landwirten die Bereiche Bodenbearbeitung, Düngung und die Besichtigung von Versuchen festgelegt, die von einzelnen Arbeitskreisteilnehmern durchgeführt werden sollten. Es wurden mögliche Probleme innerhalb dieser Themenschwerpunkte diskutiert (Abbildung 11-1).

Das zweite Treffen des Arbeitskreises fand im April 2001 statt. Im Mittelpunkt dieser Arbeitskreissitzung stand der Themenschwerpunkt Düngung. Es wurden Probleme der Düngung und ihre Ursachen erörtert sowie Maßnahmen und deren Umsetzung diskutiert (Abbildung 11-2). Eine überhöhte Düngung – vor allem von Stickstoff – und die damit verbundene Nährstoffbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer ist nach Ansicht der Arbeitskreisteilnehmer auf folgende Problembereiche zurückzuführen:

- ungleichmäßige Verteilung der Gülle auf Acker- und Grünlandflächen innerhalb des Betriebes,
- überhöhte mineralische Düngung durch unzureichende Düngeplanung und durch ein Sicherheitsdenken in Bezug auf Ertrag und Qualität,

- zeitlich nicht angepasste Düngung durch zu geringe Güllelagerkapazitäten,
- Unsicherheiten bei der Stickstoffnachlieferung aus dem Boden und organischen Düngern,
- Ausbringverbote
- und die Ausbringung von Klärschlamm.

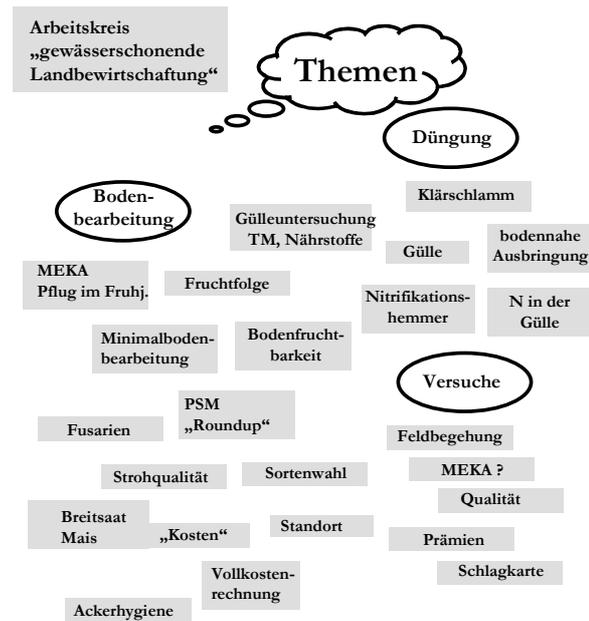


Abbildung 11-1: Arbeitsschwerpunkte des Arbeitskreises „gewässerschonende Landwirtschaft“

Das Thema konservierende Bodenbearbeitung als zweiter Schwerpunkt des Arbeitskreises wurde im Rahmen von zwei Feldbegehungen während der Vegetationsperiode behandelt. Auf verschiedenen Schlägen von drei Betrieben wurden Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung diskutiert und Erfahrungen ausgetauscht.

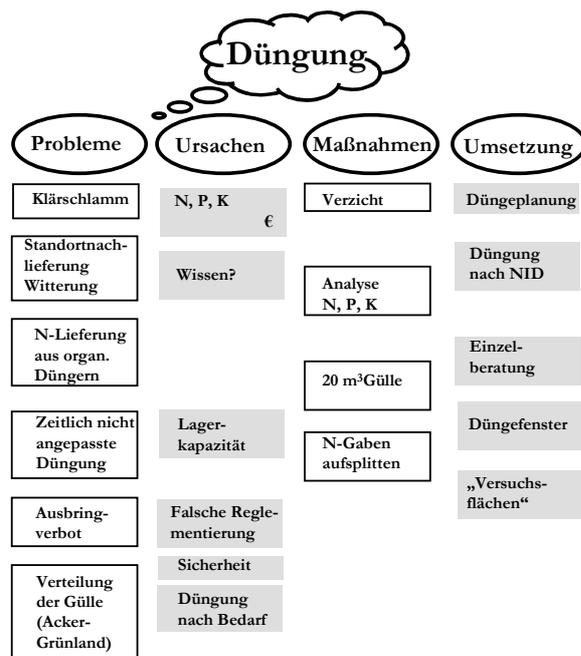


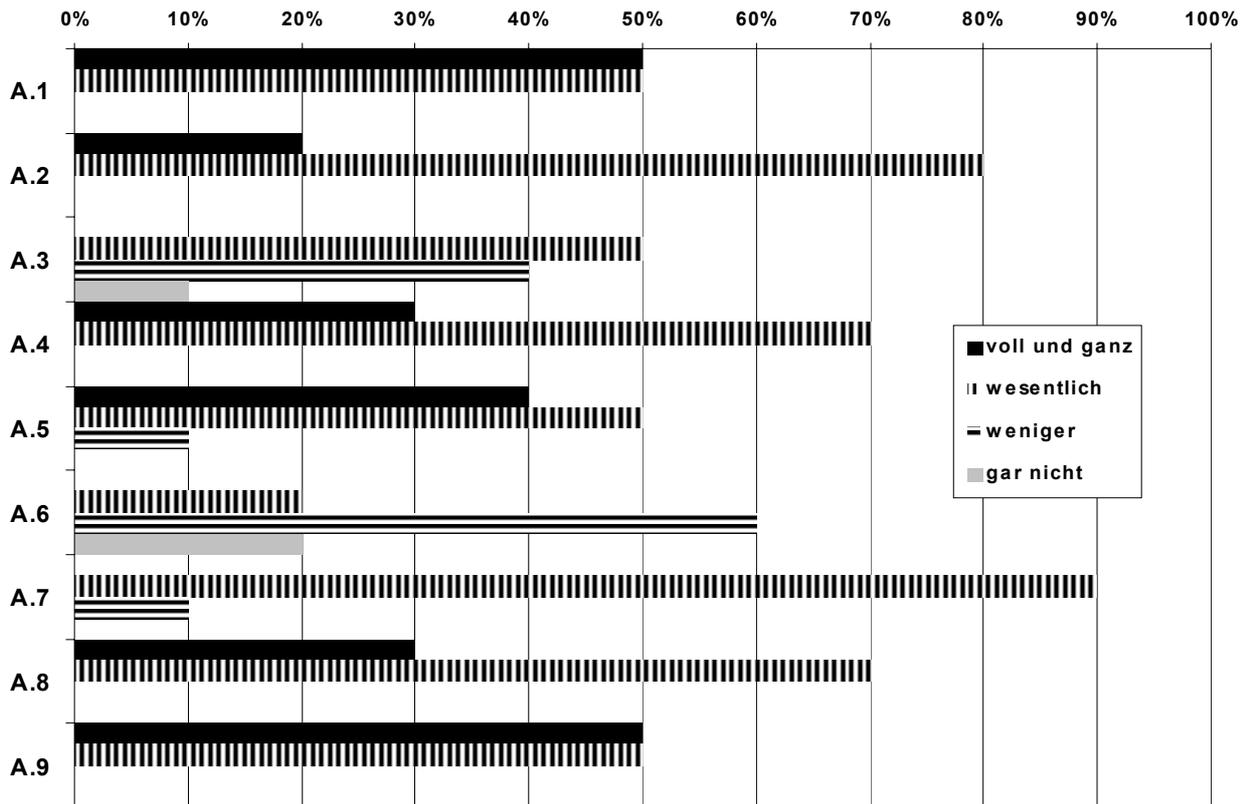
Abbildung 11-2:
Ergebnis der 2. Sitzung des Arbeitskreises
„gewässerschonende Landwirtschaft“

Die Beurteilung der Zusammenarbeit zwischen den Landwirten und dem Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf innerhalb des Arbeitskreises ist aus Abbildung 11-3 ersichtlich. Die Inhalte des Arbeitskreises wurden von jeweils der Hälfte der Befragten voll und ganz bzw. im Wesentlichen als bedeutsam erachtet. Für 80 % der Befragten waren die erzielten Ergebnisse zufriedenstellend. In den nächsten 10 Jahre werden für

50 % die Ergebnisse Bestand haben. Die Interessen der Landwirte wurden im Wesentlichen ausreichend berücksichtigt. Durch den Arbeitskreis haben fast alle Teilnehmer etwas Neues dazu-gelernt, ohne dass der Aufwand als zu groß erachtet wurde. Nach überwiegender Meinung der Arbeitskreisteilnehmer waren alle für diesen Kreis wichtigen Personen vertreten. Mit den erbrachten Leistungen des ALLB Markdorf und der Art und Weise der Zusammenarbeit zwischen Berater und Praktikern waren die Befragten sehr oder weitgehend zufrieden.

Als positive Aspekte der Zusammenarbeit zwischen den Mitarbeitern des ALLB Markdorf und den Arbeitskreisteilnehmern nannten die Befragten:

- den „persönlichen Einsatz“, die „angenehme Art“ und die „Offenheit“ der Berater,
- die Informationsbereitschaft, den Gedanken- und Erfahrungsaustausch,
- die Organisation,
- die Anregung zu „Praxisversuchen“ und Feldbegehungen.



- A.1: Die Inhalte des Arbeitskreises erachte ich als bedeutsam
 A.2: Mit den im Arbeitskreis erzielten Ergebnissen bin ich zufrieden
 A.3: Die Ergebnisse des Arbeitskreises werden die nächsten 10 Jahre Bestand haben
 A.4: Meine Interessen wurden im Arbeitskreis ausreichend berücksichtigt
 A.5: Durch die Arbeit im Arbeitskreis habe ich Neues dazugelernt
 A.6: Der für den Arbeitskreis betriebene Aufwand war mir im Verhältnis zum erzielten Erfolg **zu groß**
 A.7: Im Arbeitskreis waren alle dafür wichtigen Personen vertreten
 A.8: Die vom ALLB Markdorf zur Verwirklichung des Arbeitskreises erbrachten Leistungen erachte ich als gut
 A.9: Für den Arbeitskreis war die Art und Weise der Zusammenarbeit zwischen ALLB Markdorf und Praktikern sinnvoll

Abbildung 11-3: Ergebnis der Evaluation des Arbeitskreises „gewässerschonende Landwirtschaft“

11.2 Beratungsmethoden

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestand vor allem bei zukunftsorientierten Haupterwerbsbetrieben mit einer Größe zwischen 30 – 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche die Bereitschaft zu einer gewässerschutzbezogenen Beratung. Vor allem die gut ausgebildeten Betriebsleiter (Landwirtschaftsmeister und Agraringenieure) waren offen für eine Gewässerschutzberatung und beteiligten sich aktiv an Arbeitskreissitzungen und Feldrundfahrten. Neben-

erwerbslandwirte, die größtenteils keine landwirtschaftliche Ausbildung besitzen und ihr Haupteinkommen nicht aus der Landwirtschaft erzielen, bekundeten wenig Interesse an einer gewässerschutzbezogenen Beratung.

Aus den Erfahrungen der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach können bezüglich der eingesetzten Methoden und Techniken der Kommunikation folgende Ergebnisse abgeleitet werden, die in Abbildung 11-4 zusammengefasst dargestellt sind.

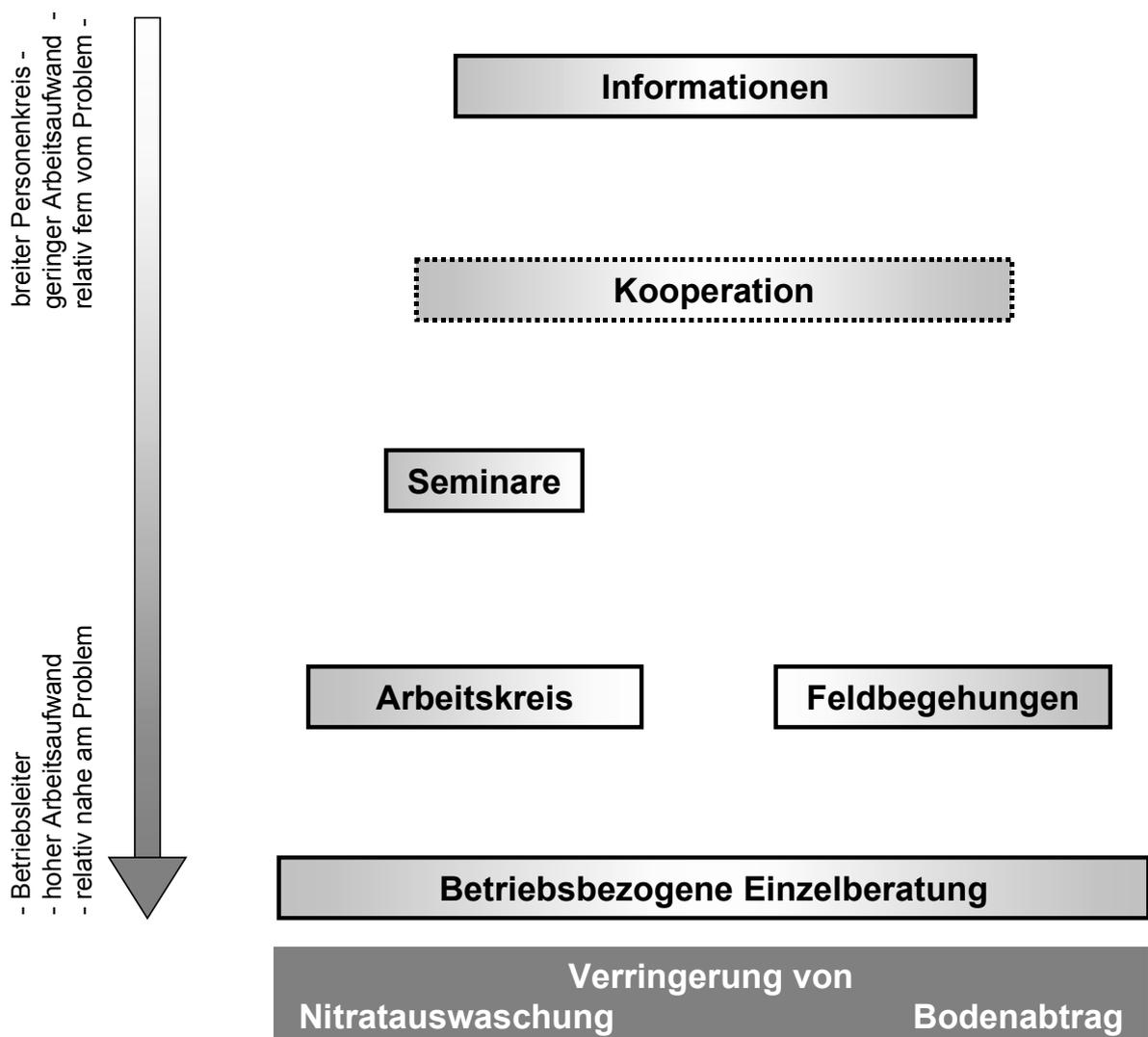


Abbildung 11-4: Methoden – Techniken der Kommunikation der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Informationen

Als Einstieg in die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung haben sich im Einzugsgebiet der Seefelder Aach Vorträge bei Abendveranstaltungen, schriftlichen Informationen über Rundschreiben und die lokale Tagespresse zum Thema „Landwirtschaft und Gewässerschutz“ bewährt. Die Vorteile dieser massenwirksamen Beratungsmethode liegen in der Erreichbarkeit eines großen Personenkreises und ihrem geringen Arbeits- und Zeitaufwand. Der Nachteil von Informationen ist die relative Ferne vom Problem und die damit geringe Wirkung auf Verhaltensänderungen der Landwirte. Für komplexe Sachverhalte und die Suche nach Problemlösungen ist einfache Informationsweitergabe allein nur selten hilfreich.

Kooperation

Das „Projekt zur umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“ diente als erfolgreicher Einstieg in die Gewässerschutzberatung. Bei diesem Teilprojekt standen zunächst ökonomische und arbeitswirtschaftliche Vorteile der überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik im Vordergrund, die für die Landwirte von großer Bedeutung sind. Gleichzeitig konnten im Rahmen des PGL bei der Beratung Aspekte des Gewässerschutzes vermittelt werden. Neben den o.g. Vorteilen eines Projektes mit Gewässerschutzbezug liegen die Nachteile in einem hohen Zeit- und Arbeitsaufwand. Diese können verringert werden, wenn Kooperationspartner wie z.B. Maschinen- und Betriebshilfsringe an diesen Projekten beteiligt werden.

Seminare

Einen weiteren Schritt zur gewässerschonenden Landbewirtschaftung stellen Seminare im Rahmen der Erwachsenenbildung der Ämter für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur dar. Gegenüber Informationsveranstaltungen können Maßnahmen zum Gewässerschutz vor allem im Bereich Düngung einem kleineren Personenkreis detailliert vermittelt werden. Neben Seminaren zur Erstellung der gesetzlich vorgeschriebenen Betriebsnährstoffbilanzen sollten Seminare zur Ermittlung des Düngebedarfs nach „guter fachlicher Praxis“ angeboten werden, da Betriebsnährstoffbilanzen weniger geeignet sind als Düngebilanzierungen auf Schlagebene, um gewässerschutzrelevante Düngungsfehler aufzuzeigen. Der Arbeits- und Zeitaufwand für die Dünge-seminare kann als vertretbar („mittel“) eingeschätzt werden. Der Erfolg einer Bewusstseins- und Verhaltensänderung im Bereich der Düngung wird höher als durch Information und geringer als bei Gruppen- und Einzelberatung eingeschätzt.

Arbeitskreis und Feldbegehungen

Arbeitskreissitzungen mit den Landwirten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dienten zur Erörterung komplizierter Sachverhalte im Bereich des Düngemanagements. Die aktive Beteiligung der Landwirte, schon bei der Festlegung der Schwerpunktthemen des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ erwies sich als sehr nützlich für die Zusammenarbeit.

Aufgrund der Größe des Arbeitskreises von 20 Landwirten wurde die Metaplantechnik eingesetzt. Der Vorteil des Metaplans liegt in der offenen Strukturierung. Es wird jede Meinung berücksichtigt und ein Feedback ist möglich. Durch das Sichtbarbleiben der gemeinsam erarbeiteten Ergebnisse entsteht eine gewisse Verpflichtung, sich an das Vereinbarte zu halten.

Im Bereich der Bodenbearbeitung haben sich bei der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach Feldbegehungen und Demonstrationen sehr bewährt, die von den Betriebsleitern geleitet und geführt wurden. Feldrundfahrten und Demonstrationen erfreuen sich einer so großen Beliebtheit, weil die Informationen anschaulich dargeboten werden und einen örtlichen Bezug haben.

Bei der Abwägung der Vor- und Nachteile von produktionstechnischen Maßnahmen zum Gewässerschutz, hat innerhalb von Arbeitskreissitzungen oder Feldbegehungen der mündliche Erfahrungsaustausch mit Kollegen einen sehr hohen Stellenwert.

Arbeitskreise und Feldbegehungen als Methoden der Gruppenberatung besitzen bei einer aktiven Beteiligung der Landwirte einen mittleren Arbeitszeitbedarf, erreichen einen relativ großen Personenkreis und leisten einen Beitrag, um Verhaltensänderungen bei den Beteiligten zu bewirken.

Betriebsbezogene Einzelberatung

Verhaltensänderungen zum Gewässerschutz wurden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach vor allem durch die betriebsbezogene Einzelberatung erreicht. Dies kann unter anderem damit begründet werden, dass eine detaillierte Besprechung von Betriebsdaten, vor allem von Bilanzen, sehr hilfreich ist, um Ansatzpunkte für gewässerschonende Maßnahmen zu finden. Die dafür notwendige Offenheit wird in Gruppengesprächen nicht immer erreicht. Die Einzelberatung wurde in den Schwerpunkten Düngung und konservierende Bodenbearbeitung angewendet. Der Nachteil dieser Beratungsmethode liegt in dem relativ hohen Zeitaufwand (5 – 6 Std./Einzelberatungsgespräch) und in der Erreichung eines kleinen Personenkreises.

11.3 Beratungsschwerpunkt Gülleausbringung

11.3.1 Ökonomische Vorteile

Die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsberechnungen von unterschiedlichen Gülleausbringungsverfahren (einzelbetrieblich vs. überbetrieblich und konventionell vs. umweltgerecht) sind in Tabelle 11-1 dargestellt. Die Minimum- und Maximumwerte der Gesamtkosten beruhen auf unterschiedlichen Ausbringungsmengen und unterschiedlichen Hof-Feld-Entfernungen, d.h. unterschiedlichen variablen Kosten der Verfahren. Bei der umweltfreundlichen und überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik wurde außerdem auf Grundlage unterschiedlicher Hof-Feld-Entfernungen die unterschiedliche Anzahl von Zubringfässern berücksichtigt. Die finanzielle Unterstützung von umweltfreundlichen Verfahren von ca. 0,75 €/m³ Gülle durch das Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogramm (MEKA) wurde ebenfalls bei der Berechnung der Gesamtkosten berücksichtigt. Die geringsten Gesamtkosten (1,66 € - 2,04 €/m³ Gülle) bei der Gülleausbringung besitzt die einzelbetrieblich eingesetzte, konventionelle Technik, bei der bereits die

Abschreibung beendet ist. Bei einer Neuanschaffung einer einzelbetrieblichen Gülleausbringungstechnik sind hinsichtlich der Ausbringungskosten für konventionelle (3,17 € - 3,62 €/m³ Gülle) und umweltfreundliche (3,27 € - 3,77 €/m³ Gülle) Verfahren keine finanziellen Unterschiede festzustellen. Die Ausbringungskosten einer überbetrieblich eingesetzten Technik liegen bei einer geringen Auslastung von 30 000 m³ und großen Hof-Feld-Entfernungen im Bereich der einzelbetrieblichen Verfahren. Bei einer hohen Auslastung (50 000 m³) und arrondierten Betriebsflächen sind die Gesamtkosten der überbetrieblichen Technik (2,03 €/m³ Gülle) gegenüber den einzelbetrieblichen Verfahren geringer. Die finanzielle Förderung durch das MEKA bewirkt, dass Verfahren zur umweltgerechten Gülleausbringung gegenüber der konventionellen Technik ökonomische Vorteile aufweisen. Die geringsten Gesamtkosten von 1,28 €/m³ Gülle besitzen bei geringen Hof-Feld-Entfernungen die überbetrieblich eingesetzten umweltgerechten Gülleausbringungsverfahren.

Tabelle 11-1: Vergleich der Gesamtkosten umweltfreundlicher (einzelbetrieblich¹⁾ und überbetrieblich²⁾ und konventioneller (einzelbetrieblich³⁾ Gülleausbringungsverfahren unter Berücksichtigung der Förderung durch MEKA

Verfahren	Gesamtkosten/m ³			
	Min.	Max.	MEKA	
			Min.	Max.
³⁾ Pumptankwagen mit Prallteller (abgeschrieben):	1,66 €	2,04 €		
³⁾ Pumptankwagen mit Prallteller (neu):	3,17 €	3,62 €		
¹⁾ Pumptankwagen mit Schleppschlauchverteiler:	3,27 €	3,77 €	2,52 €	3,02 €
²⁾ Überbetriebliche Technik mit Selbstfahrer (Schleppschlauch):	2,03 €	3,60 €	1,28 €	2,85 €
²⁾ Überbetriebliche Technik mit Selbstfahrer (Grubber):	2,03 €	3,65 €	1,28 €	2,90 €

11.3.2 Hemmende und treibende Kräfte

Die hemmenden und treibenden Kräfte für den Einsatz der umweltfreundlichen und überbetrieblichen Gülleausbringung wurden mit folgender offener Fragestellung von den 16 Arbeitskreisteilnehmern erhoben:

Aus Tabelle 11-2 sind – aus Sicht der Landwirte, die zum Zeitpunkt der Befragung nicht das umweltfreundliche Gülleausbringungsverfahren angewendet haben – die Argumente ersichtlich, die für den Einsatz der konventionellen Technik (Pumptankwagen mit Prallteller) sprechen.

Landwirte, die ausschließlich betriebseigene Technik (z.B. Prallteller) einsetzen:

Nennen Sie die Gründe, weshalb Sie zur Gülleausbringung Ihre betriebseigene Technik (z.B. Pumptankwagen mit Prallteller) einsetzen.

Landwirte, die den überwiegenden Anteil der betriebseigenen Gülle umweltgerecht ausbringen:

Nennen Sie die Gründe, die für den Einsatz der umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung sprechen.

Nennen Sie die Gründe, die gegen den Einsatz der umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung sprechen.

Tabelle 11-2: Treibende Kräfte für den Einsatz der konventionellen Gülleausbringungstechnik (z.B. Pumptankwagen mit Prallteller)

Faktoren für den Einsatz der konventionellen Gülleausbringungstechnik (Pumptankwagen mit Prallteller)	Anzahl der Nennungen*:
- eine betriebseigene und funktionsfähige Technik ist vorhanden	7
- die betriebseigene Technik ist aufgrund der arrondierten Betriebsstruktur schlagkräftig	6
- der Betrieb verfügt über genügend Arbeitskräfte (z.B. „Opa, der noch mit dem Schlepper fahren kann“)	5
- Unabhängigkeit von einer überbetrieblich genutzten Technik	3
- zu hohe Kosten der umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik	1

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=10)

Als Hauptargumente, die für den Einsatz der betriebseigenen, konventionellen Gülleausbringungstechnik (Pumptankwagen mit Prallteller) sprechen, nennen die 10 befragten Landwirte das Vorhandensein einer funktionsfähigen (7 Nennungen) und schlagkräftigen (6 Nennungen) eigenen Technik. Bei fünf Landwirten sind die arbeitswirtschaftlichen Nachteile der betriebseigenen Technik von untergeordneter Bedeutung, da die Betriebe über genügend Arbeitskräfte verfügen. Die Unabhängigkeit von einer überbetrieblich genutzten Gülleausbringungstechnik war für drei Landwirte ein hemmender Faktor für den Einsatz umweltgerechter Verfahren. Ein Landwirt war der Meinung, dass die umweltgerechte und überbetriebliche Gülleausbringungstechnik zu hohe Kosten mit sich bringt. Tabelle 11-3 zeigt aus Sicht der befragten Landwirte, die zum Zeitpunkt der Befragung das umweltgerechte Gülleausbringungsverfahren eingesetzt haben, die Gründe für die Akzeptanz

dieser Neuerung. Von allen sechs Befragten wurden arbeitswirtschaftliche Vorteile und die hohe Schlagkraft der überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik genannt. Der finanzielle Anreiz durch das MEKA und die verbesserte Nährstoffausnutzung sehen fünf Landwirte als Vorteile der umweltgerechten Gülleausbringung. Die Hälfte der Landwirte sehen als weitere produktionstechnische Vorteile der überbetrieblichen Technik, den Gülleeinsatz zu Getreide im Frühjahr und die parallele Erledigung von zwei Arbeitsgängen (Ausbringung der Gülle und Bodenbearbeitung durch den Grubber). Durch die Bodenbearbeitung mit dem Güllegrubber wird nach Meinung von drei Landwirten auch ein Anreiz geschaffen, auf den Einsatz des Pfluges zu verzichten und Mulchsaatverfahren einzusetzen. Die verringerte Geruchsbelastigung der umweltfreundlichen Gülleausbringungstechnik wurde von zwei Landwirten hervorgehoben.

Tabelle 11-3: Treibende Kräfte für den Einsatz einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung

Vorteile einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung	Anzahl der Nennungen*:
- arbeitswirtschaftliche Vorteile und hohe Schlagkraft	6
- die finanzielle Förderung durch MEKA	5
- Die bessere Ausnutzung der Nährstoffe in der Gülle durch bodennahe und somit verlustarme Ausbringung	5
- den Gülleinsatz zu Getreide im Frühjahr	4
- die gleichzeitige Ausbringung der Gülle und Bodenbearbeitung, spart den Pflug und gibt Anreiz zu Mulchsaat	3
- Geruchsminderung	2

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=6)

Tabelle 11-4: Hemmende Kräfte für den Einsatz einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung

Nachteile einer umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung	Anzahl der Nennungen*:
- Gebundenheit durch überbetrieblichen Einsatz	3
- Bodendruck durch den Selbstfahrer	2
- Termindruck durch wirtschaftlichen Zwang einer hohen Auslastung und durch gesetzliche Sperrfristen	1

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=6)

Neben positiven Aspekten, die für den Einsatz eines umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringungsverfahrens sprechen, werden von den befragten Landwirten Gebundenheit, Bodenverdichtungen und Termindruck, der durch den wirtschaftlichen Zwang einer hohen Auslastung und durch gesetzliche Sperrfristen entsteht, als Nachteile aufgeführt (Tabelle 11-4).

11.3.3 Adoptionsrate

Als Antwort auf ein persönliches Anschreiben an 171 viehhaltende Betriebe mit einem Gülleaufkommen von jeweils mehr als 500 m³, bekundeten 41 Landwirte mit einer unverbindlich gezeichneten Güllemenge von insgesamt 28 000 m³ Interesse an der überbetrieblichen Gülleausbringungstechnik.

Mit 10 Landwirten, die sich bereit erklärten, durch aktive Teilnahme das Projekt zu unterstützen, wurde in Zusammenarbeit zwischen dem Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf und dem Maschinen- und Betriebshilfsring (MBR) Deggenhausertal ein Arbeitskreis gegründet. Im Rahmen von drei Arbeitskreistreffen wurden vor allem Fragen der Ausbringungstechnik diskutiert.

Nach einer weiteren Informationsveranstaltung wurde eine Güllemenge von knapp 10 000 m³ von den Landwirten verbindlich gezeichnet, die überbetrieblich ausgebracht werden sollte. Unter wirtschaftlichen Aspekten ist diese Güllemenge nicht ausreichend, um eine eigenständige Ausbringungskette im Linzgau zu etablieren. Durch die Einführung einer zweiten Gülleausbringungskette in Biberach wurden bei der Gülle-Ausbring-Gemeinschaft (GAG) Ravensburg Kapazitäten frei. In einer Arbeitskreissitzung wurde beschlossen, sich der GAG Ravensburg anzuschließen und diese Ausbringkette in den Linzgau auszudehnen.

Die Adoptionsrate der Neuerung „umweltgerechte und überbetriebliche

Gülleausbringung“ von fünf ausgewählten Gemeinden mit Beratungsschwerpunkt im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde aus statistischen Erhebungen der Gülle-Ausbring-Gemeinschaft (GAG) ermittelt (Abbildung 11-5). Im Jahre 2000 wurde in den fünf Gemeinden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ein Güllemenge von insgesamt 3 200 m³ umweltgerecht und überbetrieblich ausgebracht. Ein Jahr später erhöhte sich die Güllemenge auf 12 000 m³. Dies entspricht 8 % des Gesamtgülleanfalles im Einzugsgebiet der Seefelder Aach.

Die zukünftige Weiterverbreitung der umweltgerechten Gülleausbringung wurde von den Landwirten, die am Arbeitskreis „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ teilgenommen haben, über folgende Frage erhoben:

Aus Abbildung 11-6 ist ersichtlich, dass von den 16 befragten Landwirten zum Zeitpunkt der Befragung 36 % den überwiegenden Anteil (60–90 %) der im Betrieb anfallenden Gülle umweltgerecht und überbetrieblich ausbringen. In Zukunft beabsichtigt mehr als die Hälfte (57 %) der Befragten das umweltschonende Gülleausbringungsverfahren einzusetzen.

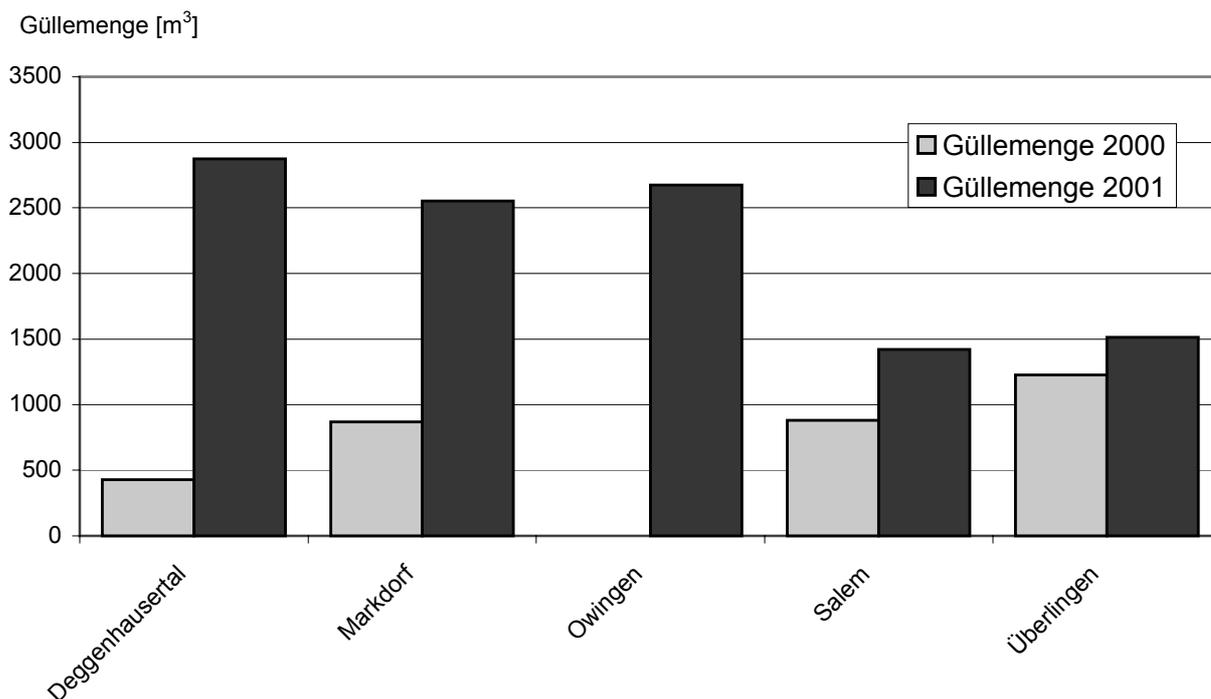


Abbildung 11-5: Von der Gülleausbringergemeinschaft (GAG) Ravensburg ausgebrachte Güllemengen in fünf Gemeinden innerhalb des Einzugsgebiet der Seefelder Aach in den Jahren 2000 und 2001

Inwieweit setzen Sie die das Verfahren der überbetrieblichen und umweltschonenden Gülleausbringungstechnik in Ihrem Betrieb ein?

Bitte Zutreffendes in der Tabelle ankreuzen.

Umweltfreundliche und überbetriebliche Gülleausbringung über GAG Ravensburg:

Gülleausbringung mit betriebseigener Technik (z.B. Pumptankwagen mit Prallteller):

	auf meinem eigenen Betrieb wende ich folgende Varianten an.	Folgendes Verfahren werde ich in Zukunft voraussichtlich vermehrt anwenden:
GAG	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Betriebseigene Technik	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

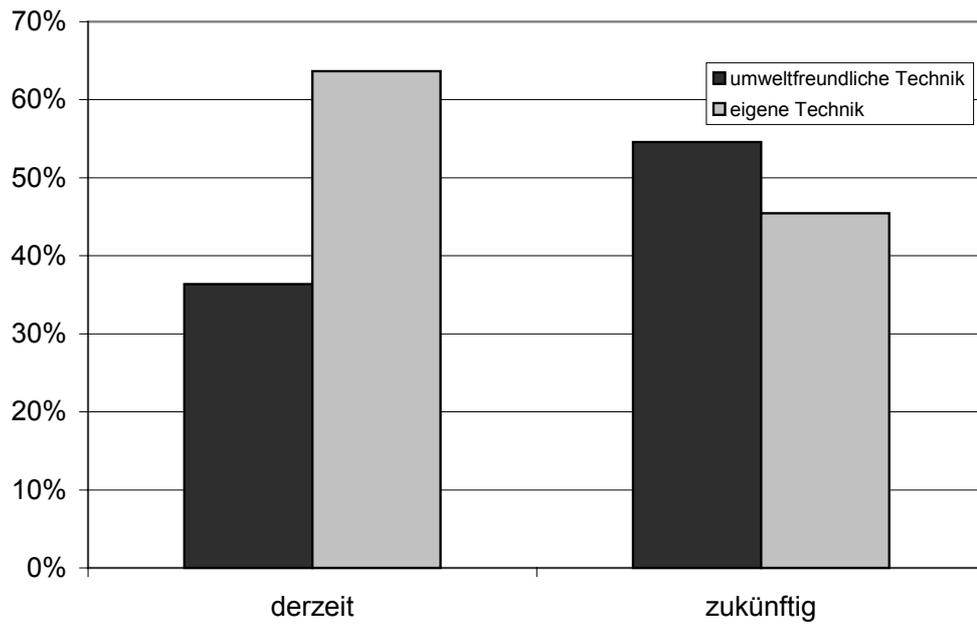


Abbildung 11-6: Verhältnis zwischen derzeitigen und zukünftigen Einsatz von umweltfreundlicher und betriebseigener Gülleausbringungstechnik auf Grundlage von 16 befragten Landwirten

11.4 Beratungsschwerpunkt Düngung

11.4.1 Düngebilanzierung

Die Stickstoff-Salden von 29 Betrieben, die im Jahre 2000 nach der Methode der „Feld-Stall-Bilanz“ berechnet wurden, sind in Abbildung 11-7 dargestellt. Die Stickstoffsalden wurden im Rahmen von zwei Dünge Seminaren über eine freiwillige Angabe durch die anwesenden Landwirte erhoben.

Der mittlere N-Bilanzüberschuss der Betriebe beträgt 25 kg N/ha • a. Fünf Betriebe besitzen auf Betriebsebene ein negatives Stickstoff-Saldo. Bei einem Betrieb war die Stickstoffzufuhr im Betriebsdurchschnitt um 62 kg geringer als die Stickstoffabfuhr. Im Gegensatz dazu düngte ein Betrieb durchschnittlich 133 kg N/ha • a mehr, als von den

bewirtschafteten Flächen abgeführt wurde.

Ein Vergleich von acht nach Betriebsformen zufällig ausgewählten Betrieben im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zeigt, dass die Höhe des Stickstoff-Saldos nicht von einer bestimmten Betriebsform abhängig ist (Abbildung 11-8). Die höchsten Stickstoff-Salden (über 60 kg N/ha • a) auf Betriebsebene weisen ein Marktfrucht- und ein Veredlungsbetrieb auf. Die Unterschiede der Stickstoffbilanzen innerhalb der einzelnen Betriebstypen können auf unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten zurückgeführt werden. Ein Indikator für die Bewirtschaftungsintensität ist die Höhe der Stickstoffdüngung. Die Stickstoff wird über organische und mineralische Düngung zugeführt.

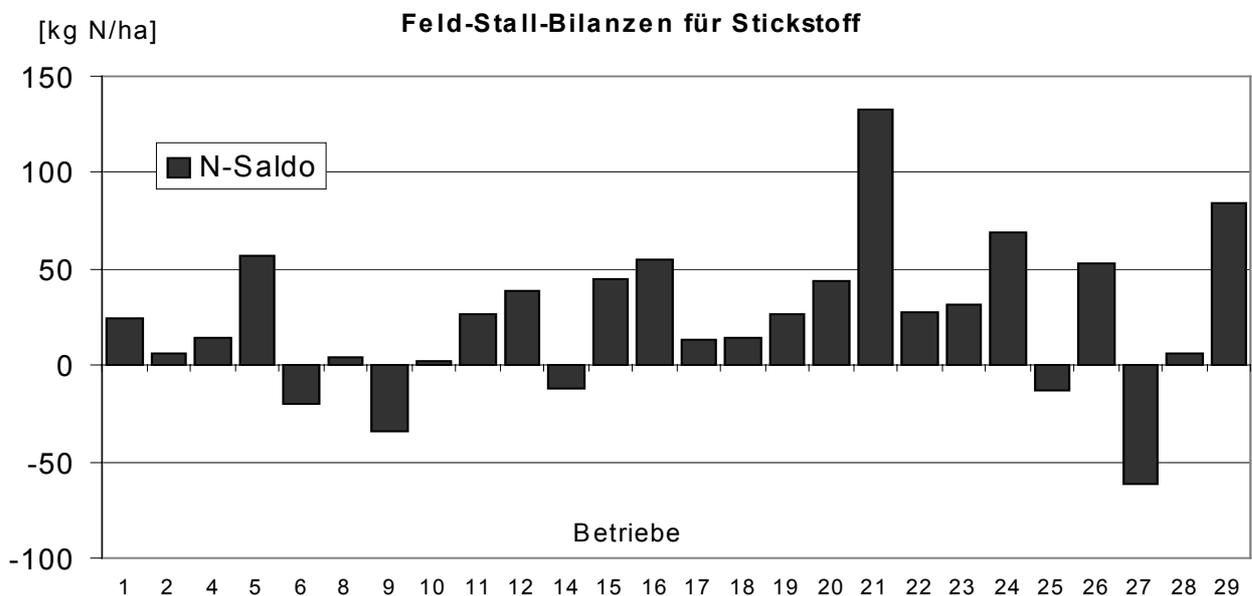


Abbildung 11-7: Stickstoff-Salden des Jahres 2000 für 29 Betriebe nach dem Nährstoffvergleich der „Feld-Stall-Bilanz“

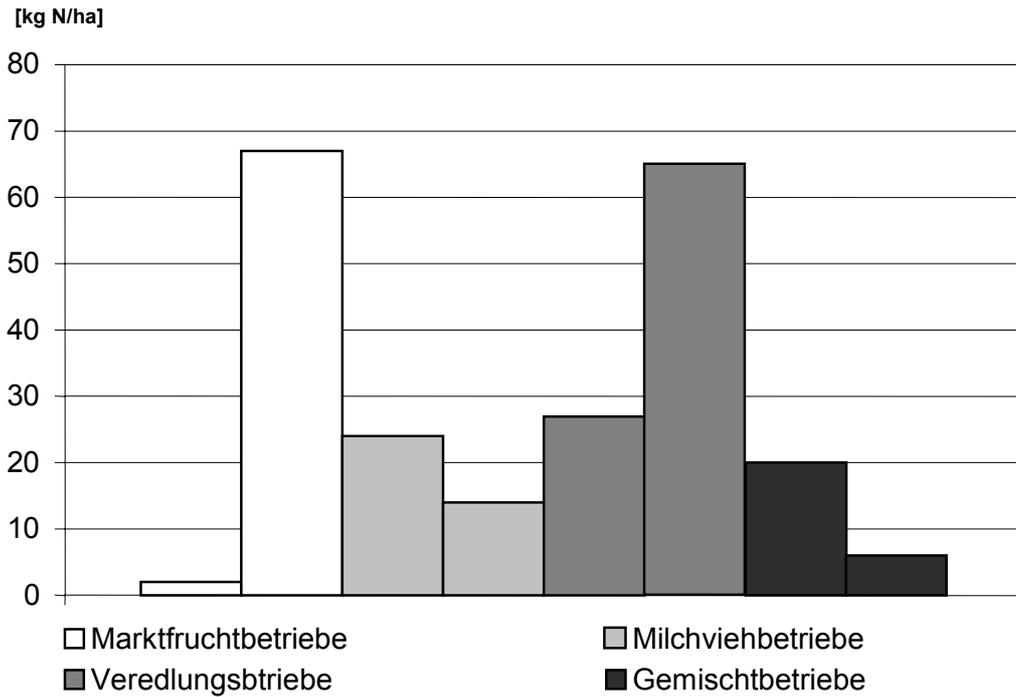


Abbildung 11-8: Stickstoff-Salden des Jahres 2000 von acht Betrieben unterschiedlicher Betriebsform im Einzugsgebiet der Seefelder Aach nach dem Nährstoffvergleich der „Feld-Stall-Bilanz“

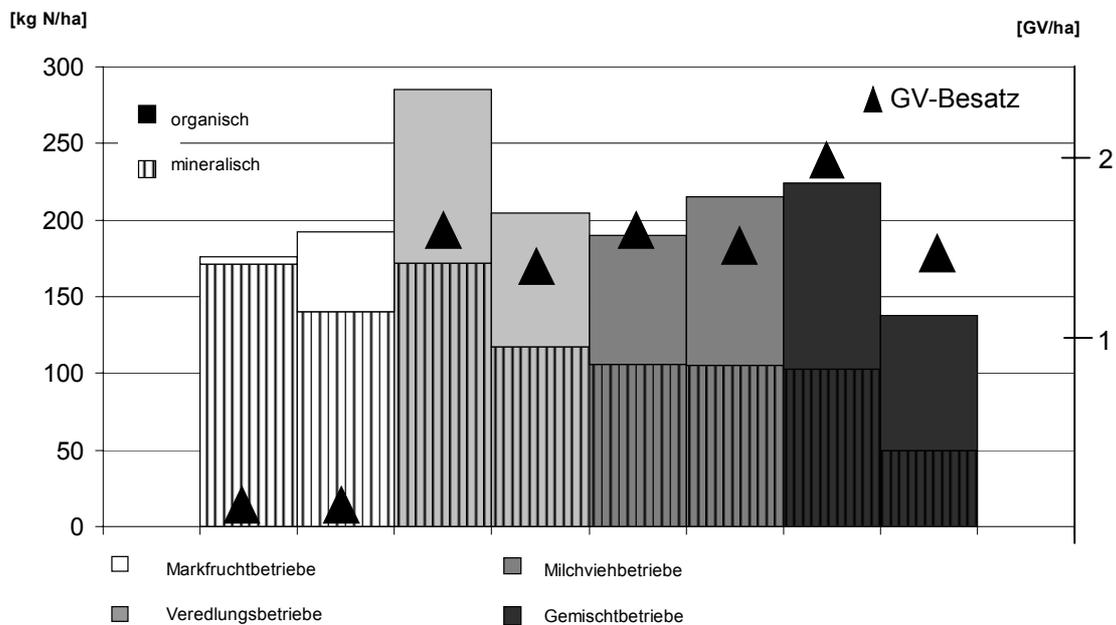


Abbildung 11-9: Stickstoffzufuhr, organische und mineralische Düngung sowie GV-Besatz von acht Betrieben unterschiedlicher Betriebsform im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Die Höhe der organischen Düngung ist vom Großvieh-Besatz abhängig. Sekundärrohstoffdünger (z.B. Klärschlamm, Kompost) werden ebenfalls als organische Düngung berücksichtigt. Abbildung 11-9 zeigt den GV-Besatz sowie die Anteile der organischen und mineralischen Düngung von acht Betrieben im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach besitzen die betrachteten Marktfruchtbetriebe einen GV-Besatz von 0,1 Großvieheinheiten/ha. Der GV-Besatz der Milchvieh-, Veredlungs- und Gemischtbetriebe liegt zwischen 1,5 und 2,0 GV/ha. Die Höhe der Stickstoffdüngung der Betriebe liegt zwischen 140–280 kg N/ha • a. Über mineralische Dünger werden zwischen 50–170 kg N/ha • a zugeführt. Die organische Düngung besitzt eine Höhe von 5–120 kg N/ha • a. Prinzipiell gilt, dass die Höhe der organischen Düngung positiv mit dem GV-Besatz korreliert. Je höher der GV-Besatz ist, desto höher ist die Stickstoff-Zufuhr über organische Dünger. Aus dem Vergleich der Marktfrucht- und Veredlungsbetriebe in Abbildung 11-9 wird deutlich, dass sich durch den Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern (z.B. Klärschlamm) der Anteil der organischen Düngung erhöht, trotz gleichem oder sogar geringerem GV-Besatz. Der Marktfrucht- und der Veredlungsbetrieb, die Klärschlamm einsetzen, weisen die höchsten Stickstoff-Salden auf (Abbildung 11-8).

Werden nur die Betriebe betrachtet, die keinen Klärschlamm einsetzen, zeigt

sich, dass der Marktfruchtbetrieb mit ausschließlich mineralischer Düngung das geringste N-Saldo (5 N/ha • a) besitzt. Die viehhaltenden Betriebe weisen demgegenüber höhere N-Salden auf. Grundsätzlich steigen die N-Bilanzüberschüsse mit dem GV-Besatz, d.h. mit dem Anteil der organischen Düngung im Betrieb.

Zwischen der Bewirtschaftungsintensität, d.h. der Höhe der Düngung und den Stickstoff-Bilanzüberschüssen der acht Betriebe, sind keine eindeutigen Beziehungen zu erkennen. Tendenziell weisen intensiv wirtschaftende Betriebe höhere Stickstoffüberschüsse auf.

Die Ergebnisse machen deutlich, dass erhöhte Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf Betriebsebene auf den Einsatz von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern zurückgeführt werden können. Die Ursache für überhöhte Stickstoff-Salden liegt dabei in einer Nichtberücksichtigung der Nährstoffgehalte der organischen Dünger.

Schlagbezogenen Düngebilanzen

Insgesamt wurden über die verschiedenen Ackerkulturarten 110 kultur- und schlagbezogene Düngebilanzen für die Erntejahre 2000 und 2001 berechnet. In Tabelle 11-5 sind die Erträge, die als Grundlage der kultur- und schlagbezogenen Düngebedarfs- und Düngebilanzberechnungen dienten sowie die Mittelwerte der Düngebilanzen der einzelnen Kulturarten abgebildet.

Tabelle 11-5: Erträge [dt/ha] und berechnete Mittelwerte von Düngebilanzen der Hauptackerkulturarten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

		Düngung 2000	Düngung nach Beratung 2001 (Variante I)	Düngung nach MEKA 20 % reduzierte Düngung (Variante II)
Kulturart	Ertrag [dt/ha]	Mittelwert [kg N/ha]	Mittelwert [kg N/ha]	Mittelwert [kg N/ha]
Winterweizen	75-85	0	-17	-19
Wintergerste	65-75	34	28	-11
Winterraps	40-45	31	5	3
Körnermais	100-110	54	36	5
Silomais	160-180	82	44	19

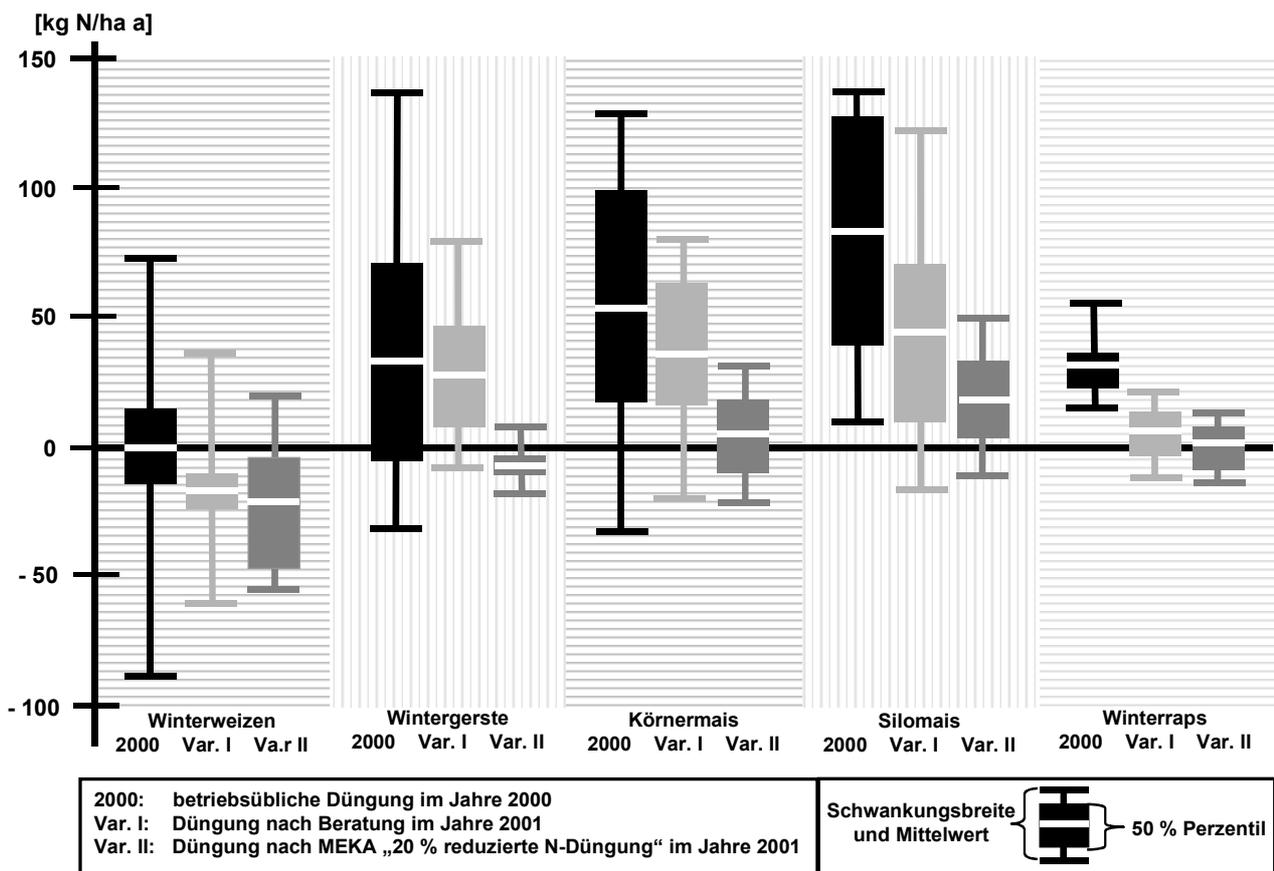


Abbildung 11-10: Kultur- und schlagbezogene Düngebilanzen der Erntejahre 2000 und 2001 im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Abbildung 11-10 zeigt für die fünf Hauptackerkulturen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Schwankungsbreiten der schlagbezogenen Stickstoff-Düngebilanzen der Jahre 2000 und 2001. Die N-Düngebilanzen des Jahres 2000 zeigen das betriebsübliche Dünge-niveau der Kulturarten an, bevor durch die Gewässerschutzberatung der Düngebedarf ermittelt wurde. In Tabelle 11-5 und Abbildung 11-10 sind für das Erntejahr 2001 zwei Varianten dargestellt: Zum einen zeigen sie die Höhe der Düngung der einzelnen Kulturarten nach der Beratung (Variante I); zum anderen sind die Düngebilanzen im Rahmen der MEKA-Maßnahme „20 % reduzierte Düngung“ (Variante II) dargestellt.

Im Einzelnen konnten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach für die unterschiedlichen Kulturarten folgende Ergebnisse festgestellt werden:

Winterweizen:

Grundlage für die Berechnung der Düngebilanzen waren Winterweizenerträge zwischen 75–85 dt/ha. Von 16 berechneten Düngebilanzen des Erntejahres 2000 weisen 9 eine ausgeglichene N-Bilanz zwischen -19 kg N/ha und 7 kg N/ha auf. Vier Betriebe hatten eine N-Überbilanz von mehr als 25 kg/ha.

Im Jahr 2001 wurde nach Variante I der höchste Bilanzüberschuss von 74 kg N/ha des Jahres 2000 auf 37 kg N/ha reduziert. Durchschnittlich wurden nach Variante I im Jahr 2001 bei Winterweizen 17 kg N/ha weniger gedüngt. Nach Variante II düngten die Betriebe im Jahr 2001 durchschnittlich 19 kg N/ha weniger. Ein Betrieb hatte trotz der Teilnahme an der Maßnahme einen

Düngeüberschuss von 21 kg N/ha. Im Vergleich zu anderen Ackerkulturarten waren bei Winterweizen die Bilanzen ausgeglichen. Die verhaltene N-Düngung kann auf das erhöhte Lagerrisiko des Winterweizens auf dem Feld zurückgeführt werden.

Wintergerste:

Grundlage für die Nährstoffbilanzierung bei Wintergerste bildeten Erträge zwischen 65–75 dt/ha. Von 12 Düngebilanzen im Jahre 2000 weisen acht eine positive Stickstoffbilanz auf. Die Stickstoffüberschüsse bei einzelnen Schlägen betragen bis zu 137 kg N/ha. Im Mittel lag der N-Überschuss bei 34 kg/ha

2001 konnten die Stickstoffüberschüsse durch Variante I im Mittel um 6 kg N/ha und maximal bis zu 75 kg N/ha reduziert werden. Bei Betrieben mit Variante II waren alle Bilanzen ausgeglichen und lagen zwischen 6 und -18 kg N/ha.

Körnermais:

Grundlage der 19 schlagbezogenen Düngebilanzierungen bei Körnermais bildeten Erträge von 110 dt/ha. Zwei der neun Düngebilanzen im Jahr 2000 waren negativ. Stickstoffüberschüsse von bis zu 129 kg/ha wurden in diesem Jahr berechnet. Durch die Variante I konnten im folgenden Jahr die Überschüsse durchschnittlich um 28 kg N/ha und maximal bis zu 76 kg N/ha reduziert werden. Nur noch ein Betrieb hatte einen N-Überschuss von 76 kg N/ha. Durch Variante II wurden die N-Bilanzen im Mittel um 49 kg N/ha, maximal um 98 kg N/ha reduziert.

Silomais:

Erträge von 160–180 dt/ha TM waren Grundlage für die N-Bilanzierung bei Silomais. Alle Düngebilanzen des Jahres 2000 wiesen eine positive N-Düngebilanz zwischen 9 und 137 kg/ha auf. Im Jahre 2001 konnten durch die Variante I die Überschüsse durchschnittlich um 38 kg N/ha und maximal um 112 kg N/ha reduziert werden. Bei Variante II wurde die N-Düngung durchschnittlich um 63 kg N/ha verringert. Das Maximum lag bei 145 kg N/ha. Ein Betrieb hatte mit 122 kg N/ha den gleichen Bilanzüberschuss wie ein Jahr zuvor.

Winterraps:

Die Düngebilanzen bei Winterraps wurden auf Grundlage von Erträgen zwischen 40–45 dt/ha erstellt. Die Bilanzüberschüsse lagen vor der Beratung im Jahr 2000 zwischen 16 und 56 kg N/ha. Im darauf folgenden Jahr konnten die Bilanzüberschüsse durch Variante I und Variante II verringert werden. Der höchste N-Überschuss lag im Jahr 2001 bei 22 kg N/ha. Im Mittel wurden die N-Überschüsse um 28 kg N/ha (Variante I) bzw. 32 kg N/ha (Variante II) reduziert. Die maximalen Düngeeinsparungen lagen bei 47 kg N/ha und 50 kg N/ha.

Ursachen überhöhter Stickstoffdüngung

Aufgrund einer mündlichen Befragung der Landwirte bei der Erstellung von schlagbezogenen Düngebilanzen wurde hinsichtlich des Düngemanagements der Betriebe deutlich, dass zum Zeitpunkt vor der Gewässerschutzberatung im

Einzugsgebiet der Seefelder Aach der Düngebedarf überwiegend aufgrund von Empfehlungen aus Fachzeitschriften und persönlichen Erfahrungen ermittelt wurde. Durch die schlagbezogene Berechnung der Düngebilanzen konnten die Ursachen der im Vergleich zur „guten fachlichen Praxis“ überhöhten Düngung ermittelt werden. Bei allen Kulturarten konnte festgestellt werden, dass bei der Düngung die Nährstoffnachlieferung aus dem Boden sowie der Vor- und Zwischenfrüchte nicht oder zu gering berücksichtigt wurde und deshalb überhöhte N-Bilanzen auftraten. Ein weiterer Grund überhöhter N-Düngung war, dass die Nährstofflieferung aus organischen Düngern (Gülle und Klärschlamm) nicht genügend bei der Bedarfsermittlung berücksichtigt wurde. Als Folge daraus ergibt sich eine erhöhte mineralische Düngung. Hiervon betroffen sind vor allem Kulturarten wie z.B. Mais, die einen hohen Anteil an organischer Düngung aufweisen. Die Verteilung der Gülle vorzugsweise auf Acker und weniger auf Grünland führt insbesondere bei Mais zu hohen N-Bilanzüberschüssen.

11.4.2 Ökonomische Vorteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung

Die schlagbezogene Bedarfsermittlung wurde auf Grundlage des Düngerpreises für Stickstoff (mineralisch und organisch) von 0,7 €/kg N ökonomisch bewertet. In Tabelle 11-6 sind die Ergebnisse der monetären Düngemittelsparung dargestellt.

Tabelle 11-6: Düngeersparnis durch Beratung insbesondere Schlagbilanz (Variante I) und „20 % reduzierte Düngung“ nach MEKA II (Variante II) in €/ha für die Hauptkulturarten des Ackerlandes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Kulturart	Beratung insbesondere Schlagbilanz (Variante I)			„20 % reduzierte Düngung“ nach MEKA II (Variante II)		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Winterweizen	5	1	14	33	8	59
Wintergerste	38	24	53	31	13	67
Winterraps	20	4	35	22	11	33
Körnermais	32	20	53	47	26	69
Silomais	30	5	78	62	22	102

Für die betrachteten Kulturarten ergibt sich hinsichtlich einer monetären Düngeersparnis im Einzelnen folgendes Bild:

Winterweizen:

Bei Winterweizen wurden durch Variante I durchschnittlich 5 €/ha eingespart. Die höchste Düngeersparnis lag bei 14 €/ha. Die relativ geringe Einsparung kann auf das schon im Jahr 2000 niedrige Düngenniveau bei Winterweizen zurückgeführt werden. Durch Variante II konnten bis zu 59 €/ha eingespart werden.

Wintergerste:

Bei Variante I betrug die Ersparnis bei Wintergerste im Mittel 38 €/ha. Bei Variante II wurden von den Betrieben im Schnitt 31 €/ha eingespart. Die maximale Einsparung betrug hier 67 €/ha.

Winterraps:

Bei Winterraps unterscheiden sich die Varianten nur geringfügig. Sowohl bei

Variante I, als auch bei Variante II wurden im Mittel etwa 20 €/ha bei der Düngung eingespart. Die höchsten Einsparungen lagen zwischen 33 – 35 €/ha.

Silo- und Körnermais:

Bei Silomais wurden im Rahmen der Variante II mit 102 €/ha die höchsten Einsparungen erzielt. Bei Variante I waren die Kosteneinsparungen bei der Düngung im Durchschnitt bei Silomais (30 €/ha) und bei Körnermais (32 €/ha) größer als bei Winterweizen und Winterraps. Bei Variante II wurden im Vergleich zu den anderen Kulturarten bei Silo- und Körnermais im Durchschnitt die höchsten Einsparungen (62 €/ha bzw. 47 €/ha) erreicht. Bei Silomais war die Düngeersparnis nach Variante II um 32 €/ha, bei Körnermais um 15 €/ha höher als nach Variante I.

Auf Betriebsebene erreichte die Düngeersparnis durch Variante I beispielhaft bei einem Milchviehbetrieb 648 € und bei Veredlungsbetrieb 917 €.

Zusätzlich erhält der Veredlungsbetrieb noch 70 €/ha Ackerfläche durch Teilnahme an der MEKA-Maßnahme „20% reduzierte N-Düngung“.

11.4.3 Hemmende und treibende Kräfte der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung

Die hemmenden und treibenden Kräfte für die Durchführung der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung wurden über folgende offene Fragestellung von den 16 Arbeitskreisteilnehmern erhoben:

Nennen Sie die Gründe, die für den Einsatz einer schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung (Schlagbilanzen) sprechen.

Nennen Sie die Gründe, die gegen den Einsatz einer schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung (Schlagbilanzen) sprechen.

Tabelle 11-7: Treibende Kräfte für die schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung

Vorteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung	Anzahl der Nennungen*:
- Düngeprobleme werden erkennbar	13
- Einsparungsmöglichkeiten werden aufgezeigt	11
- „dunb25“ ist ein gutes Instrument, um Düngebedarf zu ermitteln	10
- das Berechnungsschema stimmt mit Praxiserfahrungen überein	9
- die Gülleverteilerung kann verbessert werden	5
- die Ermittlung dient der Selbstkontrolle und regt zu „Versuchen“ an	2

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=16)

Tabelle 11-8: Hemmende Kräfte für die schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung

Nachteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung	Anzahl der Nennungen*:
- hoher Zeitaufwand	7
- die Qualität der Erzeugnisse wird zu wenig berücksichtigt	5
- Witterungseinflüsse werden nicht berücksichtigt	4
- die Höchstmengenbegrenzung bei der Düngung ist bei Körnermais (160 kg N/ha) und bei Raps (170 kg N/ha) fragwürdig	3

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=16)

Aus Tabelle 11-7 sind aus Sicht der Landwirte, die Vorteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung ersichtlich.

Für die Mehrzahl der Landwirte wurden durch die schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung Düngeprobleme und Einsparmöglichkeiten erkennbar. Ein Großteil der Landwirte bewertet das EDV-Programm „dungb25“ als gutes Instrument, um den Düngebedarf schlagbezogen zu ermitteln und sie sind der Meinung, dass das Berechnungsschema mit Erfahrungen aus der Praxis übereinstimmt. Zwei Landwirte vertreten die Ansicht, dass die Schlagbilanzen zur Selbstkontrolle („man macht sich Gedanken“) dienen und zu Versuchen („man probiert mal aus, weniger zu düngen“) anregen. Einer der befragten Landwirte war der Meinung: „die schlagbezogene Bedarfsermittlung nach diesem Berechnungsschema ist ein Muss!“. Ein Zweiter meinte: „Die Berechnung ist

super, wenn man sie vom Landwirtschaftsamt bekommt.“ Mit dieser Aussage wird der hohe Zeitaufwand hervorgehoben, der nach Ansicht mehrerer Landwirte notwendig ist, um den schlagbezogenen Düngebedarf zu ermitteln. Aus den Erfahrungen der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wird zur Erstellung einer schlagbezogenen Düngebilanzierung etwa eine Stunde benötigt.

Tabelle 11-8 zeigt weitere Nachteile der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung, die von den befragten Arbeitskreisteilnehmern angeführt wurden. Viele der befragten Landwirte führten neben dem hohen Zeitaufwand die zu geringe Berücksichtigung der Qualität der Erzeugnisse und der Witterungseinflüsse auf. Für drei Landwirte ist die Höchstmengenbegrenzung (Körnermais 160 kg N/ha und Raps 170 kg N/ha) bei der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung fragwürdig.

11.4.4 Adoptionsrate der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung

Die zukünftige Anwendung der schlagbezogenen Düngebedarfsermittlung und

–bilanzierung wurde von den Landwirten, die am Arbeitskreis „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ teilgenommen haben, über folgende Frage erhoben:

Wie bewerten Sie die verschiedenen Varianten zur Ermittlung des Düngebedarfs auf Ihrem Betrieb:

Inwieweit setzen Sie die folgenden Düngebedarfsermittlungsverfahren in Ihrem Betrieb ein?

Bitte Zutreffendes in der Tabelle ankreuzen.

Düngung nach DüngeVO:

N-Bedarfsermittlung nach Richtwerten. Keine schlagbezogene Bedarfsermittlung. Erstellung einer Betriebsnährstoffbilanz

Schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung :

Nmin-Untersuchungen, Gülleuntersuchung, schlagbezogene Bedarfsermittlung nach dem Schema der Landwirtschaftsverwaltung

	auf meinem eigenen Betrieb wendete ich folgende Varianten an.	Folgendes Verfahren werde ich in Zukunft voraussichtlich vermehrt anwenden:
Düngung nach DüngeVO	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Schlagbezogene Düngebedarfsermittlung und -bilanzierung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Zum Zeitpunkt der Befragung ermittelten 85 % der Landwirte den Stickstoffbedarf der einzelne Kulturarten nach Richtwerten und erstellten – wie von der Düngeverordnung gesetzlich vorgeschrieben – Düngebilanzen auf Betriebsebene. Nur 15 % der Landwirte führten regelmäßig Nmin-Untersuch-

ungen und schlagbezogene Düngebedarfsermittlungen durch. In Zukunft beabsichtigen 90 % der befragten Landwirte Nmin-Untersuchungen, Gülleuntersuchungen und eine schlagbezogene Düngebedarfsermittlungen und –bilanzierungen durchzuführen (Abbildung 11-11).

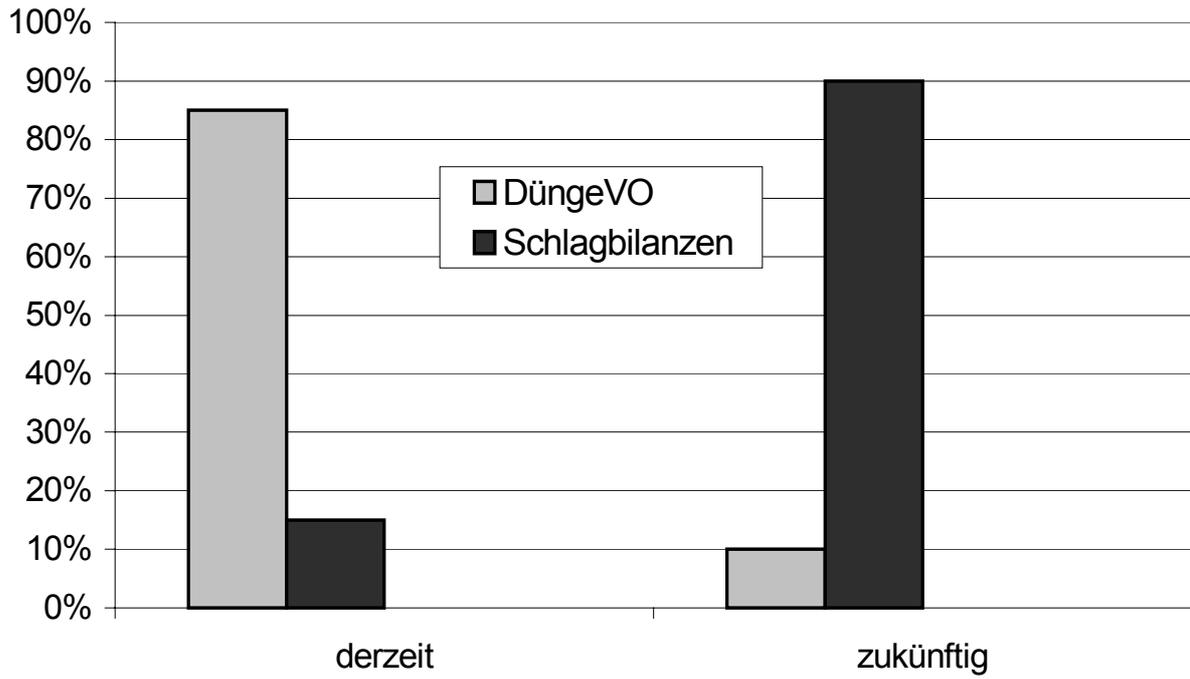


Abbildung 11-11: Vergleich der Anteile verschiedener Düngerechnungsvarianten zum Zeitpunkt der Befragung (derzeit) und zukünftig auf Grundlage einer Befragung von 20 Landwirten des Arbeitskreises „gewässerschonende Landwirtschaft“

11.5 Beratungsschwerpunkt Bodenbearbeitung

11.5.1 Handlungsmöglichkeiten

Im Rahmen von Einzelberatungsgesprächen wurde mit Hilfe des EDV-Programms „PC-ABAG“ (Auerswald & Perger 1999) bei 11 Betrieben für jeweils eine Ackerfläche der tatsächliche Bodenabtrag berechnet. Aus Abbildung 11-12 ist ersichtlich, dass durch die zum Zeitpunkt der Erhebung in den Betrieben angewendeten pflanzenbaulichen Maßnahmen Bodenabträge zwischen $5 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$ und $30 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$ auf Ackerflächen berechnet wurden. Der Bodenabtrag liegt um bis zu $25 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$ über dem tolerierbaren Bodenabtrag¹ (vgl. Kapitel 5.2), der ebenfalls durch das Programm berechnet wird.

Die Ursachen für den hohen Bodenabtrag der Ackerschläge sind vor allem der hohe Fruchtfolgeanteil an Kulturarten (z.B. Mais), die spät den Boden bedecken und die konventionelle Bodenbearbeitung der Flächen mit dem Pflug. Bei den Ackerflächen, die durch eine Mais-Getreide-Fruchtfolge gekennzeichnet sind (1, 3, 11), kann durch eine Verringerung des Maisanteils der tatsächliche Bodenabtrag zwar reduziert, aber nicht unter das tolerierbare Maß

verringert werden (1, 3). Die wirksamste Maßnahme um den Bodenabtrag auf erosionsgefährdeten Flächen zu reduzieren, stellen konservierende Bodenbearbeitungsverfahren dar, wie z.B. die Mulchsaat.

Von den Beispielbetrieben im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden unterschiedliche Bodenbearbeitungsvarianten eingesetzt:

Mulchsaatvariante:

Unter dem Begriff Mulchsaatvariante wird hier der Einsatz einer speziellen Technik zur Mulchsaat verstanden. Auf den Einsatz des Pfluges wird im Betrieb vollständig verzichtet bzw. auf ein Minimum beschränkt.

Grubbervariante:

Bei der Grubbervariante wird neben der konventionellen Pflugbearbeitung auf einem Teil der Betriebsflächen zu bestimmten Kulturarten eine nicht wendende Bodenbearbeitung und der Einsatz der im Betrieb vorhandenen Saatechnik durchgeführt.

Pflugvariante

Betriebe denen die Pflugvariante zugeordnet wurde, setzen regelmäßig zur Grundbodenbearbeitung den Pflug ein.

¹ tolerierbarer Bodenabtrag T [t/ha a]:

nach ökonomischen Gesichtspunkten tolerierbarer Bodenabtrag. Die Berechnung erfolgt aus der Acker- oder Grünlandzahl der Reichsbodenschätzung. T [t/ha a] = Acker- oder Grünlandzahl / 8

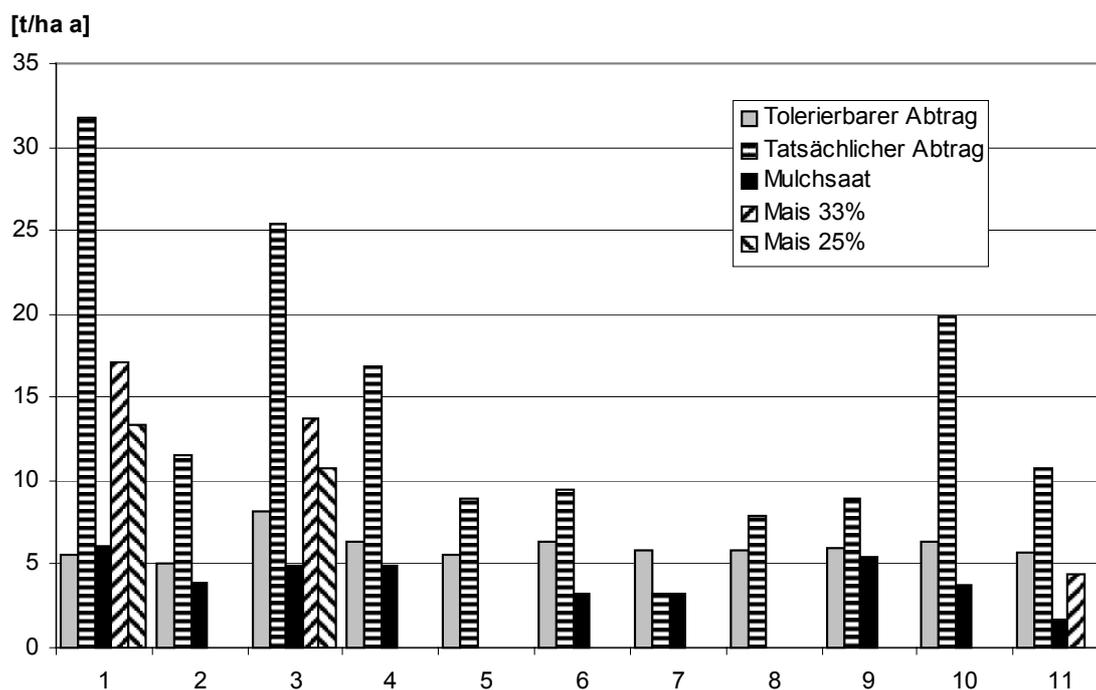


Abbildung 11-12: Berechnung des tolerierbaren und tatsächlichen Bodenabtrags von 11 Schlägen mit Hilfe des Programms „PC-ABAG“ unter Berücksichtigung verschiedener Maßnahmen (Mulchsaat, Reduzierung des Maisanteils in der Fruchtfolge)

11.5.2 Hemmende und treibende Kräfte

Die hemmenden und treibenden Kräfte für den Einsatz der konservierenden

Bodenbearbeitung wurden über folgende offene Fragestellung von den 16 Arbeitskreisteilnehmern erhoben:

Landwirte, die ausschließlich den Pflug zur Bodenbearbeitung einsetzen:

Nennen Sie die Gründe, weshalb Sie auf Ihrem Betrieb ausschließlich den Pflug zur Bodenbearbeitung einsetzen.

.....

Landwirte, die den überwiegenden Anteil der betriebseigenen Gülle umweltgerecht ausbringen:

Nennen Sie die Gründe, die für den Einsatz der konservierenden Bodenbearbeitung sprechen.

.....

Nennen Sie die Gründe, die gegen den Einsatz der konservierenden Bodenbearbeitung sprechen.

.....

Aus Tabelle 11-9 sind – aus Sicht der Landwirte, die zum Zeitpunkt der Befragung nicht die konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren angewendet haben – die Argumente ersichtlich, die für den Einsatz der konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug sprechen.

Als Hauptargument, das für den Einsatz der konventionellen Bodenbearbeitung spricht, nennen alle Landwirte das Vorhandensein eines betriebseigenen Pfluges. Sechs Landwirte nennen als Gründe für den Einsatz des Pfluges den hohen Maisanteil an der Fruchtfolge und den Anspruch des Maises an einen lockeren Boden und ein tiefes Saatbett. Vier Landwirte setzen in ihrem Betrieb nicht die konservierende Bodenbearbeitung ein, da sie der Meinung sind, die 5-Jahresverpflichtung des MEKA nicht erfüllen zu können. Die ungünstigen Standortbedingungen („schwere Böden“) nennen drei Landwirte als Grund, der für den Einsatz des Pfluges spricht.

Tabelle 11-10 zeigt aus Sicht der befragten Landwirte, die zum Zeitpunkt der Befragung konservierende Bodenbearbeitungsverfahren eingesetzt haben, die Gründe für den Einsatz der Grub-

ber- und Mulchsaatvariante. Von acht der Befragten wurden arbeitswirtschaftliche Vorteile und die höhere Schlagkraft gegenüber dem Pflugeinsatz genannt. Erosionsschutz war für fünf Landwirte ein wichtiges Argument auf den Pflug ganz oder teilweise zu verzichten. Die Kostenersparnis und der finanzielle Anreiz durch das MEKA waren weitere Vorteile für die Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren. Zwei Landwirte bestätigten, dass durch den Einsatz der konservierenden Bodenbearbeitung bei Wintergerste, Winterweizen, Raps und Mais gute Erträge zu erzielen sind. Die Bodenverbesserung und die geringen CO₂-Verluste durch Mulchsaat wurden von einem Landwirt hervorgehoben.

Neben den positiven Aspekten, die für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren sprechen, wurden von den befragten Landwirten der erhöhte Unkraut- und Krankheitsdruck, Durchwuchs bei Getreidevermehrung, Ertragseinbußen bei Raps, die schlechte Bodenerwärmung und die erhöhten Anforderungen an den Betriebsleiter als Nachteile aufgeführt (Tabelle 11-11).

Tabelle 11-9: Treibende Kräfte für den Einsatz der konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug

Faktoren für den Einsatz der konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug	Anzahl der Nennungen*:
- Pflug im Betrieb noch vorhanden	9
- hoher Maisanteil (50 % Silomais)	6
- Bodenlockerung und tiefes Saatbett für Mais	6
- 5-Jahresverpflichtung bei MEKA	4
- ungünstige Standortbedingungen („schwere Böden“) für Mulchsaat	3

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=9)

Tabelle 11-10: Treibende Kräfte für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren

Vorteile konservierender Bodenbearbeitungsverfahren	Anzahl der Nennungen*:
- arbeitswirtschaftliche Vorteile, höhere Schlagkraft	8
- Erosionsschutz	5
- Kostenersparnis durch verringerten Maschineneinsatz	4
- Förderung durch MEKA	3
- gute Erträge bei Wintergerste, Winterweizen, Raps und Mais	2
- Bodenverbesserung (Humusaufbau, verbesserter Abbau von Pflanzenschutzmitteln)	1
- Verringerung der CO ₂ -Verluste	1

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=10)

Tabelle 11-11: Hemmende Kräfte für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren

Nachteile konservierender Bodenbearbeitungsverfahren	Anzahl der Nennungen*:
- erhöhter Unkraut- und Krankheitsdruck (Fusariosen)	3
- Durchwuchs bei Getreidevermehrung	2
- Ertragseinbußen (Raps)	2
- schlechtere Bodenerwärmung	1
- erhöhte Anforderungen an den Betriebsleiter	1

*Anzahl der befragten Landwirte: (N=10)

11.5.3 Adoptionsrate

Bezogen auf das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wird – nach einer Statistik des Entwicklungs- und Betreuungszentrums für Informations- und Kommunikationstechnik (EBZI) des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneuordnung und Landentwicklung – auf Gemeindeebene Mulchsaat auf etwa 1 000 ha der Ackerfläche über das

MEKA finanziell gefördert (Abbildung 11-13). Insgesamt 85 Betriebe nahmen 2001 die Fördermaßnahme „Mulchsaat“ in Anspruch. Zu 33 bestehenden Verpflichtungen kamen in diesem Jahr 52 hinzu. Die Flächenangaben nach MEKA-alt sind 5-Jahresverpflichtungen, die im Jahre 2001 noch Bestand hatten. Die Angaben nach MEKA II sind im Jahr 2001 neu dazu gekommene Mulchsaatflächen.

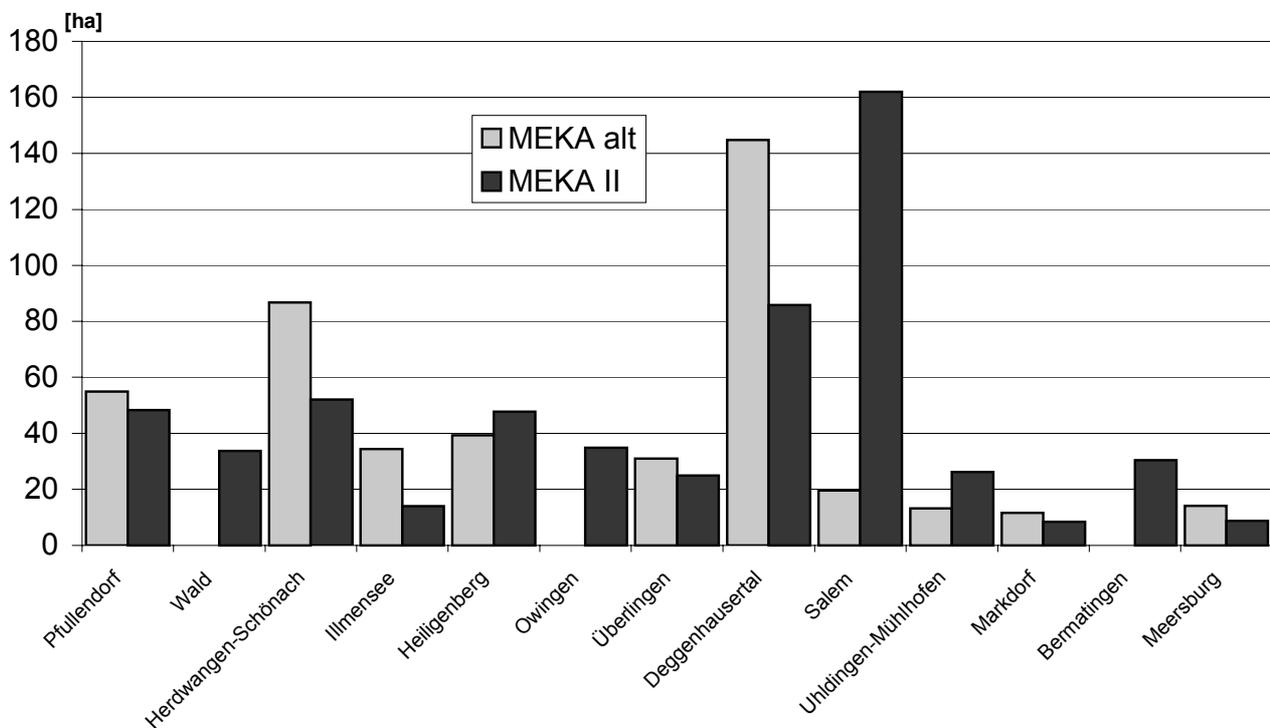


Abbildung 11-13: Flächenanteile der MEKA-Förderung Mulchsaat im Jahr 2001 nach Gemeinden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Die zukünftige Weiterverbreitung der konservierenden Bodenbearbeitung wurde von den Landwirten, die am

Arbeitskreis „gewässerschonende Landwirtschaft“ teilgenommen haben, über folgende Frage erhoben:

Wie bewerten Sie die verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten für die Anwendung auf Ihrem Betrieb:

Inwieweit setzen die folgenden Bodenbearbeitungsverfahren bei sich selbst ein?

Bitte Zutreffendes in der Tabelle ankreuzen.

Mulchsaatvariante:

ohne tiefe Lockerung, nur Mischen bis ca. 10 cm Tiefe mit Kreiselege oder Rototiller vor der Saat

Grubbervariante:

nicht wendende Einarbeitung der Stoppel/ der Begrünung auf Krumentiefe mit dem Grubber, Saat mit im Betrieb vorhandener Technik

Pflugvariante:

Einarbeitung der Stoppel/ der Begrünung mit dem Pflug im Herbst

	auf meinem eigenen Betrieb wende ich folgende Varianten an.	Folgendes Verfahren werde ich in Zukunft voraussichtlich vermehrt anwenden:
Mulchsaatvariante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Grubbervariante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pflugvariante	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Die Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung werden auf Grundlage der Befragung der Arbeitskreisteilnehmer in Zukunft an Bedeutung gewinnen (Abbildung 11-14). In naher Zukunft ist keiner der im Arbeitskreis vertretenen Landwirte bereit, den Gesamtbetrieb

von der konventionellen Bodenbearbeitung mit dem Pflug auf das Mulchsaatverfahren umzustellen. Betriebe die bereits zum Zeitpunkt der Befragung reduzierte Bodenbearbeitungsverfahren einsetzen, beabsichtigen dies auch zukünftig beizubehalten bzw. auszuweiten.

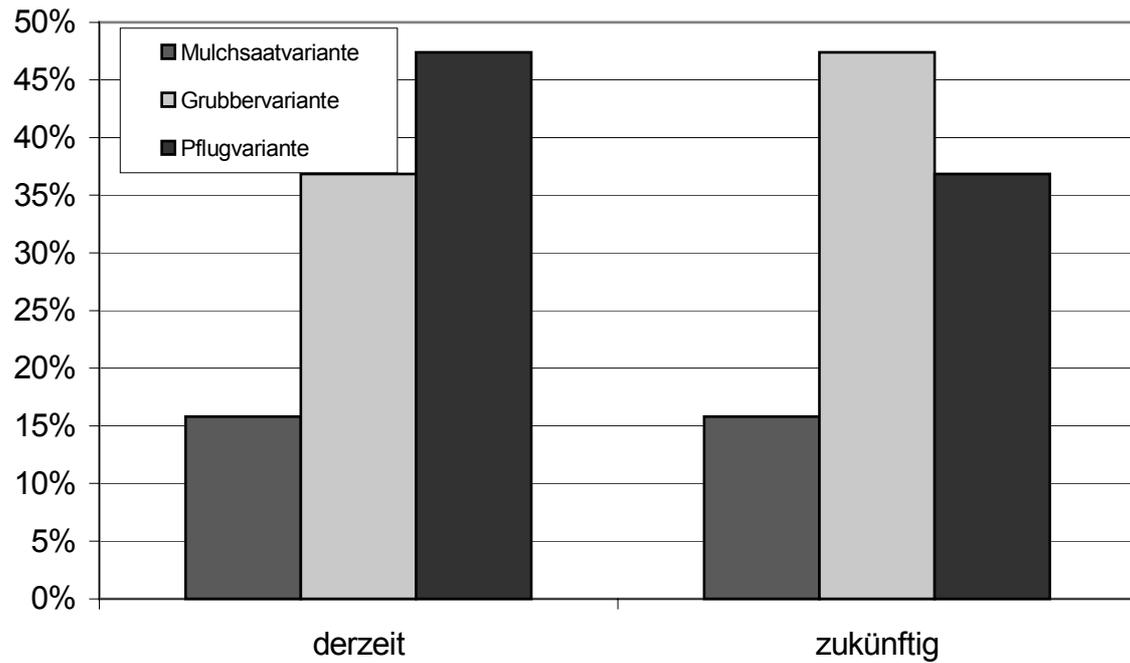


Abbildung 11-14: Vergleich der Anteile verschiedener Bodenbearbeitungsvarianten zum Zeitpunkt der Befragung (derzeit) und zukünftig auf Grundlage einer Befragung von 20 Landwirten des Arbeitskreises „gewässerschonende Landwirtschaft“

11.6 Fazit

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden die Landwirte, die an der Gewässerschutzberatung teilgenommen haben, im Rahmen des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ in Form von Arbeitskreissitzungen und Feldbegehungen aktiv beteiligt. Dem Problemlösungsansatz folgend, wurden ebenfalls innerhalb der Gruppenberatung Probleme der Beratungsschwerpunkte Düngung und Bodenbearbeitung und Handlungsmöglichkeiten zu deren Lösung erörtert. Die Tätigkeit des Arbeitskreises wurde von den Landwirten als erfolgreich bewertet und die soziale Kompetenz der Berater hervorgehoben.

Als Methoden der Gewässerschutzberatung haben sich vor allem die Gruppenberatung in Form von Arbeitskreissitzungen und Feldbegehungen in Verbindung mit der betrieblichen Einzelberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bewährt, die zu Verhaltensänderungen bei den Landwirten geführt haben. Als Einstieg in das Thema „Landwirtschaft und Gewässerschutz“ dienen zu Beginn einer Beratung Informationsveranstaltungen. Projekte, die einen Bezug zum Gewässerschutz besitzen, erleichtern ebenfalls den Einstieg in die Beratung.

Als Handlungsmöglichkeiten innerhalb der „guten fachlichen Praxis“ konnten durch die Gewässerschutzberatung die umweltfreundliche Gülleausbringung, die Erstellung von Düngedarfsermittlungen und Düngebilanzierungen sowie der Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren in die Praxis umgesetzt werden. Im Hinblick auf ein verbessertes Düngemanagement haben sich

vor allem die kultur- und schlagbezogene Düngedarfsermittlung bzw. Düngebilanzierung bewährt und wurden von fast allen Landwirten nach der Beratung angewendet. Aufgrund von Düngebilanzierungen wurde die Kulturart Mais sowohl im Hinblick auf die Nitratauswaschung als auch hinsichtlich der Bodenabtragsgefährdung als Problemfrucht ermittelt. Bei der Betrachtung unterschiedlicher Betriebsformen hinsichtlich ihres Gewässergefährdungspotenzials kann festgestellt werden, dass Marktfruchtbetriebe ein tendenziell geringeres Gefährdungspotenzial aufweisen, als viehhaltende Betriebe. Im Bereich des Beratungsschwerpunktes Bodenbearbeitung wurden von den Landwirten konservierende Bodenbearbeitungsverfahren nach der Beratung verstärkt eingesetzt. Eine Umwandlung von Ackerland zu Grünland – die auf sehr stark erosionsgefährdeten Standorten aus Sicht des Gewässerschutzes sinnvoll erscheint – konnte im Rahmen der Gewässerschutzberatung nicht umgesetzt werden. Die auf Grundlage einer Befragung gewonnene Erkenntnis, dass die Landwirte die Handlungsmöglichkeiten zum Gewässerschutz in Zukunft verstärkt in ihren Betrieben einsetzen werden, zeigt die Akzeptanz dieser Maßnahmen in der Praxis.

Als treibende Kräfte, die für den Einsatz von gewässerschonenden Verfahren sprechen, wurden von den Landwirten vor allem ökonomische und arbeitswirtschaftliche Vorteile sowie die finanziellen Anreize durch Förderprogramme genannt. Der Gewässerschutz als positives Argument spielte bei allen produktionstechnischen Verfahren eher eine untergeordnete Rolle.

Die Umstellung auf die umweltgerechte Gülleausbringung und die konservierende Bodenbearbeitung wird vor allem durch die Inkompatibilität dieser Maß-

nahmen mit der Arbeitsorganisation und der bestehenden Mechanisierung der Betriebe verhindert.

12 Diskussion der Beratungsergebnisse

12.1 Die „gute fachliche Praxis“ als Grundlage der Gewässerschutzberatung

Die „gute fachliche Praxis“ bzw. „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ bildeten die Grundlage der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, da außerhalb ausgewiesener Wasserschutzgebiete ein flächendeckender Gewässerschutz ohne finanzielle Ausgleichsleistungen nur in diesem rechtlichen Rahmen umsetzbar ist. Die derzeit bestehenden gesetzlichen Bestimmungen im Bereich Landwirtschaft und Gewässerschutz stecken einen Handlungsrahmen ab, innerhalb dessen sich die „gute fachliche Praxis“ bewegt. Konkrete Handlungsge- und -verbote sind rechtlich in unterschiedlicher Genauigkeit definiert. Somit besteht ein Handlungsspielraum, in dem sich Landwirt und Berater bewegen können. Dieser Handlungsspielraum ist einerseits sinnvoll, um bei der Beratung auf die spezifische Situation des zu beratenden Betriebes und die gegebenen Standortbedingungen eingehen zu können. Auf der anderen Seite ergibt sich die Schwierigkeit der Grenzziehung zwischen unentgelteten und honorierten Leistungen (Hampicke 2000). Über die Notwendigkeit, Anforderungen an bestimmte Nutzungsformen als Grundsätze einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen fachlich zu erarbeiten und zu konkretisieren, besteht seit vielen Jahren Einvernehmen (SRU 1985). Wie eine umwelt- und naturverträgliche Landwirtschaft aussehen soll, durch welche Indikatoren die „gute fachliche Praxis“ nachgewiesen wird und mit

welchem Instrumentarium umweltverträgliches Verhalten durchgesetzt werden kann, wird allerdings genauso langkontrovers diskutiert (Knickel et al. 2001).

12.1.1 Indikatoren

Mit Hilfe von Indikatoren auf Betriebs-ebene, die den Bewirtschaftungseinfluss widerspiegeln, ist es für die Gewässerschutzberatung möglich, Gefährdungszustände zu erkennen, Handlungsmöglichkeiten zu entwickeln und Gewässerschutzmaßnahmen auf ihre Wirkung hin zu untersuchen (Frede & Dabbert 1998). Aus den Ergebnissen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ist ersichtlich, dass sich das Gewässergefährdungspotenzial und somit der Beratungsbedarf eines landwirtschaftlichen Betriebes mit Hilfe ausgewählter Indikatoren sehr gut abschätzen lässt. Der „Viehbesatz“ und der damit direkt verbundene Anteil der organischen Düngung sowie die Indikatoren „prozentualer Anteil an Kulturen mit hoher Nitrat- oder Erosionsgefährdung“ zeigen, dass viehhaltende Betriebe mit hohem Maisanteil gegenüber Marktfruchtbetrieben in der Regel mehr zur Gewässerbelastung beitragen.

Hoftorbilanzen von Bach et al. (1997), die repräsentativ für den Durchschnitt der Haupterwerbsbetriebe in Deutschland sind, weisen für unterschiedliche Betriebstypen ebenfalls darauf hin, dass für Veredlungsbetriebe (68 kg N/ha • a) gegenüber Futterbau- (32 kg N/ha • a) und Marktfruchtbetrieben (3 kg N/ha • a) eine erhöhte Gewässergefährdung besteht.

Auch die Hoftorbilanzen von Horlacher & Gramer (1998) zeigen, dass in Baden-Württemberg die höchsten Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf Betriebsebene bei Veredlungsbetrieben (123 kg N/ha • a), Milchviehbetrieben (111 kg N/ha • a) und Gemischtbetrieben (101 kg N/ha • a) auftreten. Die N-Bilanzüberschüsse bei Marktfruchtbetriebe liegen mit 49 kg N/ha • a deutlich unter den anderen Betriebsformen. Eine Verallgemeinerung der Gewässergefährdung auf bestimmte Betriebstypen ist anhand der gewonnen Ergebnisse im Einzugsgebiet der Seefelder Aach jedoch nicht möglich, da nur eine begrenzte Anzahl an Betrieben untersucht wurde.

Durch kultur- und schlagbezogene Düngebilanzen können betriebsspezifische Handlungsmöglichkeiten und deren Wirkung abgeleitet werden. Dieser Indikator lässt sich zwar nur relativ aufwändig ermitteln, zeigt aber konkrete Düngefehler auf und besitzt eine hohe direkte Aussagefähigkeit für die Gewässerschutzberatung. Somit ermöglichen Schlagbilanzen als Indikatoren für die Beratung Rückschlüsse auf einzelne Produktionsverfahren, um Entscheidungen für ein gewässerschonendes Verfahren treffen zu können, wie es von Frede & Dabbert (1998) gefordert wird.

12.1.2 Grenzen der „guten fachlichen Praxis“

Knickel et al. (2001) fordern hinsichtlich Agrarumweltindikatoren, dass sie eine rechtsverbindliche Überprüfung der Einhaltung der Regeln der „guten fachlichen Praxis“ ermöglichen und deshalb auch grenzwertfähig sein müssen. Die Konkretisierung der „guten fachlichen Praxis“ durch Grenzwerte wird damit

begründet, dass eine Bemessung und Honorierung ökologischer Leistungen möglich ist. Aus den Erfahrungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach erscheint die Festlegung von Toleranzgrenzen für die Gewässerschutzberatung ebenfalls als sinnvoll. Zum einen leisten rechtsverbindliche Grenzwerte einen Beitrag für eine zielgerichtete Beratung. Andererseits kann die Akzeptanz von Handlungsmöglichkeiten erhöht werden. Nach Bach & Frede (1998) bedürfen aber derartige Beschränkungen immer der gesellschaftlichen Legitimation und sollten nach Möglichkeit im Konsens beschlossen werden, um Umsetzungswiderstände durch fehlende Akzeptanz der Betroffenen zu verhindern (vgl. Kapitel 12.4.3).

Innerhalb der Diskussion um die Umweltverträglichkeit der Landwirtschaft wurden von Eckert et al. (1999) sogenannte „Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft“ (KUL) zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben erarbeitet.

Die Umweltbelastung der Bodennutzung wird durch entsprechende Kriterien quantifiziert und anhand begründeter Toleranzbereiche beurteilt. Der Toleranzbereich für das N-Saldo auf Betriebsebene liegt je nach Sickerwassermenge zwischen -50 bis 30–50 kg N/ha • a. Das anzustrebende Optimum für das N-Saldo bewegt sich zwischen 0 bis 20 kg N/ha • a. Auf Grundlage dieser Toleranzgrenzen befinden sich sieben von 29 untersuchten Betrieben außerhalb des Toleranzbereiches und die Hälfte der Betriebe außerhalb des Optimums.

Bei der Übertragung der Toleranzbereiche auf schlagbezogene Düngebilanzen wird aus den Ergebnissen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach deutlich, dass vor allem bei der Kulturart Mais die Toleranzgrenzen überschritten werden. Im Durchschnitt der Schlagbilanzen wird das Optimum mit Ausnahme des Winterweizens bei allen untersuchten Kulturarten überschritten.

Für die Bodenerosion wird als Toleranz ein Bodenabtrag $[t/ha \cdot a]$ angegeben, der kleiner ist als der Quotient Ackerzahl/8 (Eckert et al. 1999). Hinsichtlich dieses Grenzwertes ergibt sich, dass bei zehn von elf untersuchten Betrieben im Einzugsgebiet der Seefelder Aach diese Grenze überschritten wird.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung wiesen somit darauf hin, dass die gegenwärtige Form der Landbewirtschaftung

vielfach nicht mit den Grundsätzen der „guten fachlichen Praxis“ im Einklang steht. Begründet wird dies dadurch, dass unter den marktpolitischen Zwängen (z.B. preiswerte Nahrungsmittel, niedrige Erzeugerpreise, Vorgaben fragwürdiger optischer Produktqualitäten, marktorientierte Fruchtfolgen) das Sicherheitsdenken in der Düngung und auch das Prophylaxeverhalten im chemischen Pflanzenschutz noch bei vielen Landwirten eine zwar nachvollziehbare, jedoch ökologisch kontraproduktive Handlungsmaxime darstellen (LAWA 2000).

Im folgenden Kapitel werden Maßnahmen diskutiert, die durch die Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf Grundlage der „guten fachlichen Praxis“ umgesetzt werden konnten.

12.2 Produktionsverfahren als Handlungsmöglichkeiten für den Gewässerschutz

Ein Ziel der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach war die Umsetzung von gewässerschonenden Produktionsverfahren in die landwirtschaftliche Praxis, um die diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer zu reduzieren. Nach Thomas (2003) kann eine Integration von gewässerschonenden Verfahren in die Landwirtschaft für die Bewirtschafter ein unterschiedliches Ausmaß an Verhaltensänderungen und Umstellung bedeuten. Dies reicht von der Optimierung bestehender Verfahrensabläufe über die Anpassung von Bewirtschaftungsregimen bis hin zur Änderung der Nutzung.

12.2.1 Änderung der Nutzung

Nach Braun et al. (1997) stellen Nutzungsänderungen, wie z.B. die Umwandlung von Acker in Grünland oder die Veränderung der Fruchtfolge, sehr effektive Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Gewässer dar. Die flächenhafte Umwandlung von Acker in Grünland ist jedoch unrealistisch und für die Landwirtschaft nicht akzeptabel (Bergholz 2003). Durch die Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach konnten diese Maßnahmen nicht umgesetzt werden, da diese einen tiefgreifenden Eingriff in den Betriebsablauf und die weitere Betriebsentwicklung zur Folge haben. Infolge hoher Flächenprämien, die bei Mais von staatlicher Seite gewährt werden, sprechen wirtschaftliche Aspekte bei Marktfruchtbetrieben gegen eine Reduzierung des Maisanteils in der Fruchtfolge. Aufgrund ihrer relativ geringen Flächenausstattung sind Milch-

Culterra 37, 2004

vieh- und Veredlungsbetriebe im Einzugsgebiet der Seefelder Aach auf hohe Energiedichten im Futter und hohe Energieerträge angewiesen, um hohe Leistungen zu erzielen. Im Vergleich zu Grünland werden bei Mais höhere Energieerträge erzielt (Voigtländer & Boeker 1987), was für einen verstärkten Anbau dieser Kulturart spricht. Die Gestaltung der Fruchtfolge wird somit vor allem durch die Anforderungen des Marktes und die ökonomischen Rahmenbedingungen bestimmt. Pflanzenbauliche, phytosanitäre und wasserwirtschaftliche Anforderungen sind von untergeordneter Bedeutung.

Auf stark austragsgefährdeten Flächen stellen Maßnahmen, die eine Änderung der Nutzung zur Folge haben, häufig das einzige Mittel zur Reduzierung der Gewässerbelastung dar (vgl. Kapitel 5.2 und 6.2). Eine erfolgreiche Umsetzung solcher Maßnahmen setzt eine intensive Umstellungsberatung voraus, wie sie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach aufgrund der zeitlichen Beschränkung der Beratungstätigkeit nicht geleistet werden konnte. Nach UBA (1999) müssen für die Landwirtschaft grundlegend andere Bedingungen geschaffen werden, damit auch größere Umstellungen wie Fruchtfolgeänderungen oder die Verringerung des Tierbesatzes zu den Handlungsmöglichkeiten gehören können.

12.2.2 Anpassung von Bewirtschaftungsregimen

Ein Ansatzpunkt für die Gewässerschutzberatung besteht bei Maßnahmen, die sich auf die Anpassung von Bewirtschaftungsregimen beschränken.

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach konnte durch die Beratung der Landwirte die Bewirtschaftungsweise der Bodenbearbeitung und der Gülleausbringung an die Anforderungen des Gewässerschutzes angepasst werden.

Die umweltgerechte Gülleausbringung zeichnet sich durch eine verlustmindernde Ausbringung der Gülle in den Boden bzw. die Bodenoberfläche aus. Bezüglich des Gewässerschutzes wird durch dieses Verfahren ein Abschwemmen der Gülle in Oberflächengewässer verhindert. Durch geringere Verluste und dadurch bessere Kalkulierbarkeit der Nährstoffausnutzung der Gülle kann die mineralische Düngung reduziert und somit ein Beitrag zu geringeren Nährstoffbilanzüberschüssen geleistet werden. Die Adoptionsrate zeigt, dass es durch eine intensive Beratung innerhalb des „Projektes zur umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringung im Linzgau (PGL)“ möglich war, ein umweltschonendes Gülleausbringungsverfahren im Einzugsgebiet zu etablieren. Im Gegensatz zu einer betriebseigenen Technik entfallen bei der überbetrieblichen Variante die Investitionskosten. Aufgrund des geringeren Betriebsrisikos wurde deshalb von den Landwirten die überbetrieblich eingesetzte Gülleausbringungstechnik favorisiert. Neben der Etablierung dieses umweltgerechten Ausbringungsverfahrens im Einzugsgebiet der Seefelder Aach diente das „PGL“ als Türöffner, um Landwirte für den Gewässerschutz zu sensibilisieren und letztendlich als Einstieg zu weiteren landwirtschaftlichen Maßnahmen im Gewässerschutz.

Neben der umweltgerechten Gülleausbringung konnte im Einzugsgebiet der

Seefelder Aach durch Beratung eine reduzierte und somit gewässerschonendere Bodenbearbeitung umgesetzt werden. Die Akzeptanz dieser Handlungsmöglichkeiten zeigt sich in der hohen Adoptionsrate und der Absicht der Landwirte, dieses Verfahren in Zukunft verstärkt einzusetzen. Unter dem Aspekt der Umsetzung von Maßnahmen erwies sich die Grubbervariante (vgl. Kapitel 11.5.1) als geeignet, da bei den Landwirten bereits Erfahrungen vorhanden sind, ein geringes Betriebsrisiko besteht und der Eingriff in den bestehenden Betriebsablauf nicht zu groß ist.

12.2.3 Optimierung bestehender Verfahrensabläufe

Maßnahmen, die eine Optimierung bestehender Verfahrensabläufe darstellen, besitzen bei den Landwirten die größte Akzeptanz. Im Rahmen der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden Verfahrensabläufe bei der Düngung optimiert. Als Handlungsmöglichkeiten wurden betriebs- und schlagbezogene Düngebilanzierungen sowie die um „20% reduzierte Stickstoffdüngung“- eine Maßnahme des Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogrammes (MEKA) – untersucht.

Nach Hege (1997) soll mit den in der Düngeverordnung gesetzlich vorgeschriebenen Nährstoffbilanzen die Nährstoffsituation eines Betriebes erfasst werden. Es sollen Betriebe erkannt werden, die aus ökonomischer Sicht einen nicht notwendigen und aus ökologischer Sicht einen nicht akzeptablen Nährstoffüberhang aufweisen.

Somit dienen Betriebsbilanzen als erste Orientierungshilfe für eine potenzielle Nährstoffbelastung (vor allem Stickstoff) für das Grund- bzw. Oberflächengewässer. Die berechneten Stickstoffüberschüsse auf Betriebsebene im Einzugsgebiet der Seefelder Aach liegen deutlich unter den Stickstoffsalden, die von Bach et al. (1997) ermittelt wurden. Eine Erklärung für die geringeren Nährstoffsalden im Untersuchungsgebiet könnte sein, dass die Betriebe von gut ausgebildeten Landwirten (Meister und Agraringenieure) geleitet werden und dass die Betriebsleiter seit Inkrafttreten der Düngeverordnung 1996 dazu gelernt haben. Auch Betriebe, deren Nährstoffbilanz ausgeglichen ist, können bei einzelnen Kulturarten Stickstoffüberhänge aufweisen und somit zur Nitratauswaschung beitragen. Der Nachteil von Betriebsnährstoffbilanzen liegt somit darin, dass man nicht erkennt, ob die Nährstoffströme innerhalb des Betriebs gleich oder ungleich verteilt sind. Sie geben auch keine Aufschlüsse über Düngefehler einzelner Kulturarten oder Schläge. Deshalb sind Nährstoffbilanzen auf Betriebsebene insbesondere bei Stickstoff kein Instrument zur Erstellung von Düngeempfehlungen für einzelne Fruchtarten (Fritsch 1997). Einen differenzierten Aufschluss über die Nährstoffsituation einzelner Flächen bieten schlagbezogene Düngebilanzen.

Durch die Berechnung schlagbezogener Düngebilanzen konnten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach Kulturarten mit hohen Stickstoffüberschüssen und

deren Ursachen ermittelt werden. Im Vergleich zu den berechneten Bilanzüberschüssen von Heilmann (1992) werden die hohen Stickstoffsalden für Mais und somit das hohe Gewässergefährdungspotential dieser Fruchtart bestätigt. Winterraps und Winterweizen weisen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach geringere, Wintergerste dagegen höhere Bilanzüberschüsse auf. Die Ursachen der Überdüngung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach stimmen mit den Untersuchungen von Kahnt et al. (1995) überein (vgl. Kapitel 3.2.3).

Es konnte bestätigt werden, dass bei der Mehrzahl der Landwirte organische Dünger kaum in den Bilanzen berücksichtigt werden (Haris 1987) und nicht nach „objektiven Kriterien“ gedüngt wird (Haris 1988). Die Reduzierung der Stickstoffüberschüsse zwischen 6-38 kg N/ha im Einzugsgebiet der Seefelder Aach werden durch die Ergebnisse eines Düngeplanungsprojektes von Parvanov-Dawson & Albrecht (1994) bestätigt.

Die Verringerung der Stickstoffdüngung nach „guter fachlicher Praxis“ um 20 % stellt einen weiteren Schritt zur Verminderung der N-Auswaschung in das Grundwasser und in Oberflächengewässer dar. Die MEKA-Maßnahme „20 % reduzierte Stickstoffdüngung auf der gesamten Ackerfläche“ eines Betriebes hilft, durch schlagbezogene Düngebedarfsermittlung, Untersuchung der organischen Dünger auf Ihren Nährstoffgehalt und Dokumentation der Düngemaßnahmen Stickstoffüberschüsse und somit Einträge in Gewässer zu verhindern.

Nach BIS¹ (2001) sind auf den Betrieb bezogene Vorteile dieser Maßnahme die Ausgleichsleistungen, die Einsparung von Düngerkosten (15–30 €/ha), tendenziell standfestere, gesündere Bestände und der Beitrag zum Grundwasserschutz durch Verminderung der N-Auswaschung. Die Nachteile der um 20 % reduzierten N-Düngung nach MEKA liegen in dem eingeschränkten Entscheidungsspielraum durch die fünfjährige Verpflichtungsdauer, in Ertragsrückgängen (5–15 %), der schwierigen Erfüllung von Qualitätsanforderungen, Reduzierung der Stickstoffreserven im Boden und bei sehr hohem Nährstoffanfall aus Wirtschaftsdüngern eventuell zu prüfenden betrieblichen Anpassungsmaßnahmen (Viehabstockung, Flächenpacht).

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach hat sich gezeigt, dass bei Mais die Einhaltung der reduzierten Düngung mit Schwierigkeiten verbunden ist, da bei dieser Kulturart mit hohen Werten bei der Bodennachlieferung gerechnet wird (50–90 kg N/ha je nach Ackerzahl). Dies führt zu einem relativ geringen Düngebedarf gegenüber der in der Praxis üblich ausgebrachten Düngermenge. Bei den anderen Kulturarten ist die Differenz zwischen berechnetem Düngebedarf und der praxisüblichen Düngung nicht so groß. Aufgrund der Komplexität dieser Maßnahme erscheint es sinnvoll, diese mit einer intensiven Beratung zu koppeln.

¹ **BIS (2001):** Beratungsinformationssystem. MEKA II-Maßname E2. Infothek für die landwirtschaftliche Beratung Baden-Württemberg. <http://lelbis1/infothek>

12.3 Verhaltenswirksame Faktoren für den Einsatz gewässerschonender Verfahren

Um gewässerschonende Produktionsverfahren in der Landwirtschaft umzusetzen, ist es für die Beratung wichtig, die verhaltenswirksamen Faktoren zu kennen. Currle & Parvanov-Dawson (1996) begründen die zögerliche Implementierung umweltschonender Verfahren damit, dass die von der Landbewirtschaftung verursachten Umweltprobleme von den Landwirten kaum wahrgenommen, oder nicht als eigene, wichtige Probleme erlebt werden. Innerhalb der Beratungstätigkeit im Einzugsgebiet der Seefelder Aach zeigte sich demgegenüber, dass bei den Landwirten die Konfliktfelder zwischen Gewässerschutz und Landwirtschaft bekannt sind. Auch aus anderen Agrarlandschaften wird bestätigt, dass ein umfangreiches Problembewusstsein für ökologische Belange vorhanden ist (Flade et al. 2003). Neben der Problemwahrnehmung besitzen somit andere Faktoren einen Einfluss auf die Umsetzung gewässerschonender Produktionsverfahren.

Bei der Analyse der hemmenden und treibenden Kräfte des Umweltverhaltens der Landwirte im Einzugsgebiet der Seefelder Aach kristallisierten sich drei Bereiche heraus, denen die bäuerlichen Beurteilungskriterien zugeordnet werden können. Ökonomisch-arbeitswirtschaftliche Gesichtspunkte besitzen bei der Übernahme von gewässerschonenden Produktionsverfahren die größte Bedeutung. Eine geringere Bedeutung besitzen pflanzenbaulich-ökologische und soziale Kriterien.

12.3.1 Soziale Faktoren

Soziale Faktoren, die ein Hemmnis für den Einsatz der umweltfreundlichen Gülleausbringung darstellen, sind die Gebundenheit und Abhängigkeit von der überbetrieblich eingesetzten Technik. Bei der konservierenden Bodenbearbeitung spricht die 5-jährige Verpflichtung des Marktentlastungs- und Kulturlandschafts-Ausgleichsprogrammes (MEKA) und die damit verbundene eingeschränkte Entscheidungsfreiheit gegen die Übernahme dieser Bodenbearbeitungsverfahren. Ein weiteres Umsetzungshemmnis der reduzierten Bodenbearbeitung sind die erhöhten Anforderungen an den Betriebsleiter. Für den Landwirt heißt dies, ständig zu beobachten und bereit zu sein, bei der geeigneten Kombination von Kultur- und Witterungskriterien die notwendigen Bearbeitungsschritte zu vollziehen. Damit widersprechen Mulchsaatverfahren nach Currle (1994) genau dem, was das Ergebnis der über lange Zeit entwickelten Anbauverfahren ist: Einen relativ geregelten Arbeitsablauf, der die Abhängigkeit von der unbeeinflussbaren Witterung auf ein Minimum reduziert.

„Angst vor Spott“ (Arman et al. in Vorb.) oder das Idealbild eines „sauberen Ackers“ (Currle 1994) wurden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach von den Landwirten nicht direkt als hemmende Faktoren genannt. Soziale Normen und bäuerliche Idealbilder werden durch den „erhöhten Unkrautdruck und Durchwuchs“ bei der reduzierten Bodenbearbeitung angedeutet. Diese Faktoren beinhalten aber auch eine pflanzenbaulich-ökonomische Komponente.

Die sozialen Faktoren stellen größtenteils hemmende Kräfte für die Umsetzung gewässerschonender Verfahren dar. Die einzige Ausnahme ist die „Geruchsminderung“ durch die umweltgerechte Gülleausbringung. Das Ansehen der Landwirtschaft in anderen Bevölkerungsgruppen führte auch zu einer erhöhten Akzeptanz eines umweltgerechten und überbetrieblichen Gülleausbringungsverfahrens im Raum Biberach (Bühler 1997). Der Einfluss weiterer sozialer Faktoren auf das Umweltverhalten wurde aufgrund der Komplexität der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Hinweise darauf geben Schur (1990), Currie (1994) und Parvanov-Dawson (1994).

12.3.2 Pflanzenbaulich-ökologische Faktoren

Bei den pflanzenbaulich-ökologischen Faktoren als Bestimmungsgründe des Umweltverhaltens überwiegen bei der umweltgerechten Gülleausbringung die treibenden Kräfte. Neben den ökonomischen Vorteilen sind die pflanzenbaulich-ökologischen Faktoren ausschlaggebend für die Übernahme des überbetrieblichen Gülleausbringungsverfahrens. Der erhöhte Bodendruck dieser Technik ist für die Landwirte ein Umsetzungshemmnis. Die Ergebnisse im Einzugsgebiet der Seefelder werden durch Bühler (1997) bestätigt.

Die pflanzenbaulich-ökologischen Faktoren als hemmende Kräfte der konservierenden Bodenbearbeitung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach entsprechen den Umsetzungshemmnissen bei Arman et al. (in Vorb.). Bei der Bodenbearbeitung besteht bei diesen Faktoren ein Gleichgewicht zwischen den hemmenden und treibenden Kräften.

Neben hohen Investitionskosten für eine neue Technik bewirkt dieses Gleichgewicht, dass Mulchsaat- und Direktsaatverfahren (vgl. Kapitel 11.5.1) von den Landwirten nur eingeschränkt übernommen werden. Dagegen konnte die Grubbervariante im Einzugsgebiet umgesetzt werden. Bei der Grubbervariante findet die reduzierte Bodenbearbeitung mit der vorhandenen Technik statt und auf den Pflug wird nicht vollständig verzichtet. Da die pflanzenbaulichen Risiken minimiert sind, überwiegen die treibenden Kräfte.

Aufgrund der unterschiedlichen Nennungen und deren Häufigkeit besitzen die pflanzenbaulich-ökologischen Faktoren als treibende Kräfte insgesamt eine größere Bedeutung für den Einsatz gewässerschonender Verfahren als die sozialen, aber eine geringere Bedeutung als die ökonomisch-arbeitswirtschaftlichen Faktoren.

12.3.3 Ökonomisch-arbeitswirtschaftliche Faktoren

Wie bereits in einer Untersuchung des Umweltbundesamtes (UBA 1999) beschrieben, überwiegen auch im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die wirtschaftlichen Überlegungen der Landwirte bei der Umsetzung gewässerschonender Verfahren. Die ökonomischen Faktoren beinhalten Einsparmöglichkeiten, Fördermöglichkeiten oder zusätzliche Aufwendungen und Ertragsausfälle.

Daneben besitzen Investitionen in eine neue Technik und die Ausstattung mit Maschinen zur Bodenbearbeitung eine hohe Bedeutung.

Als hemmende Kräfte gegen den Einsatz gewässerschonender Verfahren wird von den Landwirten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach vor allem auf die im Betrieb vorhandene Maschinenausstattung verwiesen. Beim Mulchsaatenverfahren handelt es sich nach Currle (1994) nicht einfach um Ersatzinvestitionen für schon vorhandene Geräte, sondern um die Umstellung der ganzen Mechanisierungsstruktur auf Spezialmaschinen, die für die meisten Betriebe in ihrer jetzigen Ausrichtung auf mehrere Produktionszweige nicht rentabel sind.

Neben rein finanziellen Überlegungen spielt die spezifische Betriebsorganisation eine wichtige Rolle, da das neue Verfahren in einen gesamten Betriebsablauf eingebaut werden muss (Currle 1994). Bei Betrieben, deren Arbeitskraftkapazitäten an zeitliche Grenzen stoßen, ist die hohe Schlagkraft der umweltgerechten Gülleausbringung und der reduzierten Bodenbearbeitung die treibende Kraft für die Umsetzung dieser Verfahren.

Die finanzielle Unterstützung von gewässerschonenden Verfahren durch Förderprogramme (z.B. MEKA) wurde von den befragten Landwirten als positiv hervorgehoben. Nach Frede & Dabbert (1998) sollten die Prämien solcher Maßnahmen hoch genug sein, um eine weitreichende Akzeptanz der Maßnahmen zu gewährleisten. Hoch genug bedeutet in diesem Zusammenhang, dass zumindest die ökonomischen Nachteile der gewässerschonenden Verfahren ausgeglichen werden.

Die Ergebnisse aus dem Einzugsgebiet der Seefelder Aach bekräftigen, dass ein positiver Ansatzpunkt für die Beratung bei Maßnahmen zum Gewässerschutz besteht, die sich für die Landwirte betriebswirtschaftlich positiv auswirken (Frede & Dabbert 1998). Fazit aus der Kooperationsarbeit in Nordrhein-Westfalen ist auch, dass sich Beratungsansätze vor allem dann relativ schnell umsetzen lassen, wenn die ökologischen Erfordernisse einen ökonomischen Vorteil bringen (BGW-/DVGW-Landesgruppen NW 1997).

12.4 Vorgehensweise und Methoden der Beratung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es auch, beratungsmethodische Hinweise zu erarbeiten. Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Handlungsmöglichkeiten, die ein unterschiedliches Ausmaß an Umstellung bedeuten, sowie die verschiedenen Einflussfaktoren des Umweltverhaltens der Landwirte erfordern von der Beratung eine angepasste Vorgehensweise, um gewässerschonende Verfahren in die Praxis umzusetzen. Beratung ist dabei nicht – auf die im eigentlichen Sinne der Definition – als Hilfe beim Problemlösen begrenzt, sondern erstreckt sich auf die umfassende Vorgehensweise des Beraters. In den folgenden Abschnitten werden deshalb Ansätze, Methoden und Instrumente der Gewässerschutzberatung, die im Einzugsgebiet der Seefelder Aach eingesetzt wurden, aufgegriffen und in Bezug auf eine geeignete Vorgehensweise diskutiert.

12.4.1 Verhaltensmodelle

Die Umsetzung gewässerschonender Verfahren setzt Verhaltensänderungen bei den Landwirten voraus. Für eine effektive Beratung ist es wichtig, die Bestimmungsgründe des Umweltverhaltens und deren Ansatzpunkte zu kennen. Für die Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach dienen die gewählten Verhaltensmodelle von Lewin (1963) sowie von Fietkau & Kessel (1981) als Erklärungsrahmen. Sie sollten die Erklärung des individuellen Verhaltens der Landwirte in Bezug auf die angebotenen Handlungsmöglichkeiten und Neuerungen erlauben. Handlungsbestimmende Faktoren, die den Reaktionen der Landwirte

zugrunde liegen, sollten analysiert werden. Das theoretische Konzept sollte zusätzlich sinnvolle Hinweise für Beratungsansätze zur Verhaltensänderung geben.

Bei dem feldtheoretischen Ansatz von Lewin handelt es sich um ein allgemeines Verhaltensmodell, das keinen direkten Bezug zum Umweltverhalten von Landwirten hat. Für die Beratung bietet dieser Ansatz den Vorteil situationsangepasster Analysen. Diese geben weitergehenden Aufschluss über Wirkungszusammenhänge, mögliche Ansatzstellen zur Änderung von Einstellungen und Verhalten, sowie über die voraussichtliche Auswirkung von Kräfteverschiebungen (Albrecht 1969). Dies wird damit begründet, dass bei der Übernahme von Neuerungen in einem Sozialsystem – z.B. neue Produktionsverfahren in der Landwirtschaft – individuelle Übernahmeprozesse stattfinden, die von den subjektiv wirkenden Faktoren und ihrer Kräfteverschiebung bestimmt sind.

Das Modell von Fietkau & Kessel (1981) gibt für das Umweltverhalten von Landwirten konkrete Suchhinweise. Da dieses Modell auch schon in früheren Studien zum Umweltverhalten von Landwirten (Schur 1990, Currie 1994, Parvanov-Dawson 1994, Flade et al. 2003) genutzt worden war, erschien es aus Gründen der Vergleichbarkeit vorteilhaft, es zu verwenden. Das Modell von Fietkau & Kessel (1981) benennt alle im Problemfeld wichtigen Faktoren und Zusammenhänge. Es bietet Ansatzstellen für die Gestaltung durch Beratung (Parvanov-Dawson 1994).

Allerdings muss die Konkretisierung des jeweils relevanten für den vorliegenden Problembereich geleistet werden.

Umweltrelevantes Verhalten wird von einer Vielzahl verschiedener Faktoren beeinflusst. Diese werden von den eingesetzten Verhaltensmodellen nicht vollständig abgebildet. Nach Schur (1990) existiert ein solches Modell nicht. Da die jeweilige Bedeutung dieser Faktoren nach WBGU (1996) darüber hinaus von Kontextvariablen abhängt, sind einfache Ursachen-Wirkungs-Beschreibungen nicht möglich. Die jeweilige Gewichtung dieser Einzelfaktoren zu bestimmen, erweist sich vor allem deshalb als schwierig, weil die in Frage kommenden Determinanten miteinander in Wechselwirkung stehen. Daher erscheint es sinnvoll, potentielle Bedingungen umweltrelevanten Verhaltens relativ gleichwertig neben einander zu stellen. Aufgrund der geringen Grundgesamtheit wurde eine statistische Auswertung wie bei Schur (1990) über die Wechselwirkung der Verhaltensdeterminanten in der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt.

Die Bestimmungsgründe des Umweltverhaltens der Landwirte im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden über einen Fragebogen erhoben, der sich aus offenen Fragen zusammen setzte. Es wurden keine feststehenden Antwortkategorien vorgegeben. Der Vorteil offener Fragen liegt darin, dass die befragten Landwirte ihre Antworten völlig selbstständig formulieren können (Atteslander 2003). Dadurch können möglichst viele Verhaltensdeterminanten erfasst werden. Eine Erhebung der Faktoren des Umweltverhaltens über die Befragung einer Vielzahl von

Landwirten mit standardisierten Fragebögen wie bei Schur (1990) und Parvanov-Dawson (1994) oder durch qualitative Interviews bei Currlle (1994), die einzelne Handlungsmöglichkeiten untersuchten, war aufgrund der Komplexität der vorliegenden Arbeit jedoch nicht möglich.

12.4.2 Problemlösungsansatz

Zu Beginn der Beratung wurden die Gewässerschutzprobleme bei den Landwirten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach ermittelt. Diese befinden sich in den Produktionsbereichen Düngung und Bodenbearbeitung. Hier existieren relevante Erkenntnisse und Verfahren, die zur Lösung der Probleme beitragen. Insofern war es nicht notwendig, die Probleme bis an das Forschungssystem heranzutragen. Aufgabe der Beratung war es vielmehr, die bereits vorhandenen wissenschaftlichen Erkenntnisse kompatibel zu den sozioökonomischen Bedingungen der Landwirte zu vermitteln und die Umsetzung zu begleiten. Ein Vorteil des Problemlösungsansatzes liegt nach Thomas (2003) darin, dass Ansatzpunkte für die Beratung gefunden werden können, die im Interesse der Landwirte liegen.

12.4.3 Problem- und Umsetzungsorientierung

Dem transdisziplinären Forschungsansatz folgend, wurden die zu erforschenden Probleme mit den Landwirten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach formuliert. Durch die Beteiligung der Akteure konnten gewässerschonende Produktionsverfahren in die landwirtschaftliche Praxis umgesetzt werden.

Partizipative Beratungsmethoden stellen somit geeignete Handlungsmöglichkeiten der Beratung zur Förderung der umweltverträglichen Landbewirtschaftung dar. Bei der Einführung von Neuerungen (z.B. bodenschonende Bewirtschaftungsverfahren) müssen sich die neuen Verfahren unter den jeweils spezifischen Situationen bewähren, die Landwirte müssen im Prozess der Erprobung aktiv einbezogen werden und selbst eigene Sicherheiten gewinnen (Billen et al. 2001). Eine wichtige Voraussetzung für die Umsetzung einer gewässerschonenden Landbewirtschaftung besteht nach Arman et al. (in Vorb.) dort, wo die betroffenen Landwirte subjektiv Handlungsnotwendigkeiten in Bezug auf Landwirtschaft und Gewässerschutz sehen. Durch die frühzeitige Einbeziehung der Landwirte in die Entscheidungs- und Lösungsfindung werden auch das Verantwortungsbewusstsein für die Probleme des Naturschutzes und möglicherweise die Akzeptanz für seine Ziele gefördert (Flade et al. 2003). Ausführliche Vorgespräche und die Entscheidung, die Fragestellungen der Landwirte aufzugreifen, führen ebenfalls zu einer aktiven Zusammenarbeit (Arman et al. in Vorb.).

12.4.4 Beratungsmethoden und –instrumente

Im Rahmen der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden unterschiedliche Beratungsmethoden eingesetzt. Ziel der Informationsveranstaltungen, Seminare, Gruppen- und Einzelberatung war die Vermittlung von Kenntnissen über die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Gewässerbelastungen sowie die Bereitschaft der

Landwirte zu erhöhen, die Gewässerbelastungen zu reduzieren.

Die Ergebnisse aus dem Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestätigen, dass Vortragsveranstaltungen und Informationen vor allem dazu dienen, einem größeren Publikum Einsicht in komplexe Zusammenhänge zu geben und die Problemwahrnehmung für den Handlungsbedarf zu erhöhen (Thomas 2003). Dies sind wichtige Voraussetzungen für die Änderung umweltrelevanten Verhaltens (WBGU 1996).

Nach Frede & Dabbert (1998) erfordern komplizierte Sachverhalte größere Sorgfalt. Als geeignete Methode erwies sich im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Gruppenberatung. Diese fand in Form eines Betriebsleiterarbeitskreises statt. Von diesem lassen sich Arbeitskreise unterscheiden, die sich aus verschiedenen Beteiligten zur Erarbeitung von Vereinbarung und Lösungsvorschlägen gründen (Thomas 2003, Billen et al. 2001).

Seminare zur Erstellung von Nährstoffbilanzen, der Arbeitskreis „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ und Feldbegehungen bildeten die Bestandteile der Gruppenberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Nach Thomas (2003) sind die Formen von Gruppenberatung und die Bildung von Arbeitskreisen als weitere Elemente zu verstehen, die sich für bestimmte Themen eignen, weniger als Ersatz der Einzelberatung, sondern mit anderen Vorteilen als das Einzelgespräch.

Gruppenberatung findet dabei mit den beteiligten Landwirten statt, basiert auf dem Interesse der Landwirte an gemeinsamen Themen und Fragestellungen sowie am Erfahrungsaustausch. Gruppengespräche dienen der Selbstkontrolle, der Auseinandersetzung mit den Fragestellungen und dem Weitertragen von Inhalten. Homm & Stemmer (1995) bezeichnen die Wirkung von Arbeitskreisen und des Erfahrungsaustausches als beispielhaft und einzigartig, da sie oft mehr Einsicht erzeugen als manche einzelbetriebliche Beratung.

Feldbegehungen und Demonstrationen waren im Einzugsgebiet der Seefelder Aach eine weitere erfolgreiche Methode, um gewässerschonende Verfahren umzusetzen. Der Erfolg dieser Beratungsformen liegt zum einen darin, dass Erkenntnisse mit den unterschiedlichen Verfahren bei den gegebenen Standortbedingungen gewonnen werden, zum anderen in ihrer Anschaulichkeit (Thomas 2003). Durch den Erfahrungs- und Wissensaustausch zwischen den Praktikern konnte die Akzeptanz für den Einsatz konservierender Bodenbearbeitungsverfahren erhöht werden. Die Erfolgsaussichten für die Umsetzung von Maßnahmen steigen, wenn die Landwirte selbst zum Versuchsansteller werden und bei Feldrundfahrten oder Demonstrationen ihre Erfahrungen und Ergebnisse präsentieren.

Ein weiterer Gesichtspunkt für die Verbreitung praxiserprobter Neuerungen sehen Billen et al. (2001) in der sozialen Interaktion durch den problemorientierten, moderierten Erfahrungsaustausch in Gruppen.

Die Metaplantentechnik ist dabei ein geeignetes Mittel, um Gruppengespräche

effektiv zu gestalten. Nach Schnell (1982) hat das Wort „effektiv“ zweierlei Sinn. Zum einen meint es rationell, sparsam im Umgang mit der Zeit; mit der Metaplantentechnik moderierte Gespräche kommen rascher zu Ergebnissen als herkömmliche Ausspracheformen. Zum anderen ist die starke Einbeziehung der Teilnehmer in den Gruppenprozess gemeint, die Berücksichtigung aller Meinungen, die Chance für gemeinsam getragene Ergebnisse.

Die Evaluierung des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ ergab, dass die Kombination der eingesetzten Methoden aus Gruppenarbeit und Feldbegehungen, die Art und Weise der Zusammenarbeit sowie die erzielten Ergebnisse von den beteiligten Landwirten im Arbeitskreis positiv bewertet wurden.

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach erwies sich neben der Gruppenberatung die Einzelberatung als geeignetes Mittel, um auf die Betriebe zuzugehen und Veränderungen zu bewirken. Nach UBA (1999) wurden von befragten Gewässerschutzberatern die Beratungstätigkeit vor Ort und die Möglichkeit zur intensiven, bzw. einzelbetrieblichen Beratung besonders hervorgehoben und oft genannt, wenn es darum geht, Landwirte zur Erprobung und Übernahme von Maßnahmen in ihrem Betrieb zu bewegen. Durch die intensive und einzelbetriebliche Beratung können Ansatzpunkte gefunden werden, die im Interesse der Landwirte liegen.

Ein Ansatzpunkt ist die Unterstützung der Betriebe bei der Düngeplanung (Thomas 2003). Als Instrument, das in der baden-württembergischen Landwirtschaftsverwaltung bereits vorhanden ist, hat sich bei der Düngeplanung das EDV-Programm „dungb25“ bewährt. Anhand dieser schlagbezogenen Nährstoffbilanzen können Überhänge im Betrieb ermittelt und die Ursachen dafür erörtert werden. Ein weiterer Vorteil dieser Düngebedarfsermittlung und –bilanzierung liegt in ihrer Praktikabilität und in der Verständlichkeit. Dem Betriebsleiter wird vermittelt: „wie viel hätte man auf diesem Schlag düngen sollen und wie viel wurde tatsächlich gedüngt“.

Mit Hilfe des EDV-Programmes „PC-ABAG“ (Auerswald & Perger 1999) konnten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach die Landwirte für die Belange des Gewässerschutzes im Bereich des Bodenschutzes sensibilisiert werden. Auf Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung war es innerhalb von

Einzelberatungsgesprächen für einzelne Schläge des Betriebes möglich, den Bodenabtrag unter den gegebenen Standort- und aktuellen Bewirtschaftungsbedingungen zu berechnen. Die Anwendung von „PC-ABAG“ vor Ort wird dadurch ermöglicht, dass auf Eingabedaten zurückgegriffen werden kann, die im Betrieb vorhanden oder leicht zu erheben sind. Das Ergebnis der Bodenabtragsberechnung ist sofort sichtbar.

Durch die Eingabe verschiedener Bodenbearbeitungs- (z.B. Mulchsaat) und Produktionsverfahren (z.B. Veränderung der Fruchtfolge) kann die Wirkung dieser Maßnahmen auf den Bodenabtrag anschaulich vermittelt werden.

Für diese intensive Vorgehensweise fehlen nach UBA (1999) selbst in Modellprojekten die nötigen Beratungskapazitäten. Als eine Lösung gilt die Gruppenberatung und die Bildung von Arbeitsgemeinschaften, womit eine größere Breitenwirkung erzielt werden kann.

12.5 Übertragbarkeit der Beratungsergebnisse

Die modellhafte Beratung und Umsetzung von Maßnahmen zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft wurde im Einzugsgebiet der Seefelder Aach im Hinblick auf die Übertragung in andere Einzugsgebiete durchgeführt. Im Rahmen der Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden beispielhaft Erfahrungen gesammelt, die zukünftig Bestandteil einer gewässerschutzorientierten Beratung sein sollten. Die Klärung der Frage nach der Übertragbarkeit muss auf unterschiedlichen Ebenen vorgenommen werden, die in den folgenden Abschnitten betrachtet werden.

12.5.1 Flächenbezug

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach erstreckt sich über mehrere Verwaltungsgrenzen. Da die Gewässerschutzberatung beim Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf angesiedelt war, lag der Schwerpunkt der Beratung im Einzugsgebiet, das sich über den Bodenseekreis erstreckt.

Die Gewässereinzugsgebiete als Grenzen der Beratung erscheinen bei der Übertragung in andere Regionen aus mehrerer Hinsicht sinnvoll. Zum einen werden von der EU-Wasserrahmenrichtlinie für Flusseinzugsgebiete (i.e.S. bei größeren Maßstäben für Einzugsgebiete) Maßnahmenpläne gefordert. Andererseits bietet sich für eine effektive Umsetzung des Gewässerschutzes in der Landwirtschaft an, die Beratung auf Gewässer und deren Einzugsgebiete zu konzentrieren, die am stärksten durch diffuse Einträge belastet sind und in denen somit ein prioritärer Hand-

lungsbedarf besteht. Eine weitere Effektivitätssteigerung der Beratung kann erreicht werden, wenn auf Flächen ange setzt wird, die austragsgefährdet sind (vgl. Kapitel 6).

In Gebieten, mit ähnlichen Standort- und agrarstrukturellen Bedingungen, wie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach, kann davon ausgegangen werden, dass hinsichtlich des Gewässerschutzes ähnliche Probleme bestehen. Hier können die Beratungsergebnisse übertragen werden. In Gebieten die sich vom vorliegenden Untersuchungsgebiet unterscheiden, müssen zunächst die Problembereiche definiert und die austragsgefährdeten Flächen lokalisiert werden. In Ackerbauregionen, wie z.B. dem Kraichgau, wird der Schwerpunkt einer Gewässerschutzberatung in der Verminderung der Bodenerosion liegen. In Regionen mit Veredlungsbetrieben, z.B. im Nordosten Baden-Württembergs, wird die Düngeberatung eine größere Rolle spielen.

12.5.2 Teilnehmer

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestand vor allem bei zukunftsorientierten Haupterwerbsbetrieben mit einer Größe zwischen 30 und 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche die Bereitschaft für eine Gewässerschutzberatung. Vor allem die gut ausgebildeten Betriebsleiter (Landwirtschaftsmeister und Agraringenieure) waren offen für eine Gewässerschutzberatung und beteiligten sich aktiv an Arbeitskreissitzungen und Feldrundfahrten.

Nebenerwerbslandwirte, die größtenteils keine landwirtschaftliche Ausbildung besitzen und ihr Haupteinkommen nicht aus der Landwirtschaft erzielen, bekundeten wenig Interesse an der Gewässerschutzberatung.

Beratungsbedarf besteht vor allem bei viehhaltenden Betrieben (Veredlungs-, Milchvieh- und Gemischtbetriebe), die einen hohen Anteil an erosions- und nitratauswaschungsgefährdeten Kulturarten (z.B. Mais) aufweisen.

Ein positiver Ansatzpunkt besteht für die Gewässerschutzberatung dort, wo bereits Projekte oder Kooperationen bestehen, die einen Bezug zum Gewässerschutz besitzen. Ein Beispiel dafür liefert das „Projekt zur überbetrieblichen und umweltgerechten Gülleabfuhr im Linzgau“ (PGL), das innerhalb des Beratungsprojektes im Einzugsgebiet der Seefelder Aach umgesetzt wurde. Um den Arbeitsaufwand der Beratung möglichst gering zu halten, bietet sich eine Kooperation (z.B. mit Maschinen- und Betriebshilfsringen) an.

12.5.3 Arbeitsaufwand

Für die Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde beim Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur (ALLB) Markdorf zusätzlich eine Beraterstelle (50 %) eingerichtet. Im Rahmen dieser Stelle war es möglich, 20 Landwirte intensiv zu beraten und Maßnahmen zum Gewässerschutz umzusetzen. Die Zusammenarbeit, Vorbereitung und Durchführung des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ beanspruchte etwa 30 % der Arbeitszeit. Der Aufwand für die Einzelberatung betrug 50 %. Die restlichen 20 % der

Arbeitszeit verteilten sich auf Informationsveranstaltungen, Seminare und verwaltungsinterne Aufgaben.

Im Einzugsgebiet der Seefelder Aach hat sich die Einrichtung einer zusätzlichen Beraterstelle bewährt. Aufgrund der derzeitigen Beratungskapazitäten bei den Landwirtschaftsämtern in Baden-Württemberg sollten für die erfolgreiche Übertragung der hier gewonnenen Erkenntnisse in andere Einzugsgebiete ebenfalls zusätzliche Stellen eingerichtet werden.

12.5.4 Instrumente und Datenlage

Bei der Konzeption der Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde bewusst auf bereits verfügbare Instrumente (z.B. Berechnungsschema zur schlagbezogenen Düngebilanzierung, PC-ABAG) zurückgegriffen. Die eingesetzten Beratungsinstrumente haben sich als praktikabel erwiesen und können auch in anderen Gebieten eingesetzt werden.

Aufgrund der Datenlage ist es – bezogen auf die Beratungsstrukturen in Baden-Württemberg – wichtig, dass die Gewässerschutzberatung bei den Ämtern für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur angesiedelt ist. Die meisten Flächenbewirtschafter sind bei den Landwirtschaftsämtern über das „Gemeinsame Antragsverfahren“ erfasst. Für Beratungszwecke dürfen diese Daten verwendet werden, sofern die Landwirte dazu eingewilligt haben, was meist der Fall ist.

Eine andere Möglichkeit einer Kontaktaufnahme zu den Landwirten eines Projektgebietes besteht über die Ortsobmänner (Arman et al. in Vorb.). Ein Nachteil dieser Vorgehensweise ist aller-

dings, dass der Kontakt zu den Landwirten vom Engagement des Ortsobmannes und dessen Interesse am Thema beeinflusst wird.

13 Schlussfolgerungen und Ausblick **oder: Welchen Beitrag leistet diese Arbeit für zukünftige Anforderungen des Gewässerschutzes in der Landwirtschaft?**

13.1 Einzugsgebietsmanagement der Wasserrahmenrichtlinie

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom 22.12.2000 verpflichten sich die Mitgliedstaaten in einem gemeinsamen Gesamtrahmen bis Ende 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer sowie einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen. Grundsätzlich wird damit ein umfassendes Gewässerschutzziel formuliert, das einen flächendeckenden und ursachenspezifischen Gewässerschutz verbindet. Zum Erreichen dieses Zieles fordert die WRRL Bewirtschaftungspläne, die Hinweise auf signifikante Gewässerbelastungen und Maßnahmenprogramme enthalten. Durch die Erfassung bedeutender Belastungsquellen – vor allem der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft – können ursachenbezogene Minderungsmaßnahmen umgesetzt werden. Die Maßnahmen sollten

vordringlich dort ansetzen, wo eine möglichst hohe Effizienz für den Gewässerzustand zu erwarten ist, woraus sich ein standortdifferenziertes Vorgehen ableiten lässt. Dies bedingt Wirkungsanalysen zum Stoffaustragsverhalten einer Landschaft und der flächendifferenzierten Ermittlung der Stoffaustragspotentiale. Im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung werden zunächst für Flusseinzugsgebiete die Belastungsschwerpunkte erfasst. Neben einer solchen auf Flussgebiete ($> 500 \text{ km}^2$) bezogenen Vorgehensweise („Top-down-Analyse“) ist es sinnvoll, Belastungsanalysen auch für kleinere Einzugsgebiete ($< 500 \text{ km}^2$) nach dem „Bottom-up-Ansatz“ durchzuführen.

In der vorliegenden Arbeit wurde durch das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) ein GIS-gestütztes Werkzeug entwickelt, das ein ursachenbezogenes und standortdifferenziertes Vorgehen im Gewässerschutz ermöglicht. Die dargestellte Vorgehensweise der Beratung leistete einen Beitrag, um die Belange des Gewässerschutzes in der landwirtschaftlichen Praxis umzusetzen.

13.2 Ursachenbezogener und standortdifferenzierter Gewässerschutz

Ein flächendeckender Gewässerschutz lässt sich unter den derzeitigen Rahmenbedingungen (eingeschränkte Beratungskapazitäten und finanzielle Mittel) nur durch ein ursachenbezogenes und standortdifferenziertes Vorgehen umsetzen. Bei diesem Verfahren werden zunächst die Ursachen der Gewässerbelastungen untersucht. Für die Lokalisation austragsgefährdeter Flächen bieten sich Modelle und Abschätzungsverfahren an, die sowohl die natürlichen Standortverhältnisse als auch den Bewirtschaftungseinfluss abbilden. Für eine einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Belastungsquellen bietet sich die Integration der Modelle in ein Geographisches Informationssystem (GIS) an. Anschließend muss nach wirksamen und machbaren Maßnahmen gesucht werden, die auf die jeweiligen Standortbedingungen angepasst sind. Als Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft haben sich produktionstechnische Verfahren im Bereich der Bodenbearbeitung (z.B. Mulchsaat) und der Düngung (z.B. umweltfreundliche Gülleausbringung, schlagbezogene Dünge-

ermittlung) im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bewährt.

Um die Effektivität im Gewässerschutz zu steigern, sollte die Gewässerschutzberatung zunächst auf besonders austragsgefährdeten Flächen ansetzen. Durch geeignete produktionstechnische Maßnahmen sind hier die größten Erfolge zu erwarten.

Das GIS-gestützte Verfahren zur Lokalisation austragsgefährdeter Flächen bietet zusätzlich den Vorteil, dass die Wirkung bestimmter Maßnahmen anschaulich aufgezeigt werden kann. Somit wird ein Beitrag geleistet, um die Landwirte für den Gewässerschutz zu sensibilisieren.

Für die Umsetzung eines ursachenbezogenen und standortdifferenzierten Gewässerschutzes werden flurstücksdetaillierte Aussagen benötigt, um gezielt die Landwirte zu beraten, die die austragsgefährdeten Flächen bewirtschaften. Für die Beratung sind primär die unterschiedlichen Gefährdungspotenziale der landwirtschaftlichen Nutzflächen von großer Bedeutung. Absolute Ergebnisse zum Bodenabtrag oder der Nitratauswaschung, wie sie z.B. durch physikalisch begründete Modellansätze ermittelt werden können, spielen eine sekundäre Rolle.

13.3 Umsetzungsorientierter Gewässerschutz

Die landwirtschaftliche Beratung kann durch eine Umsetzungsorientierung einen wesentlichen Beitrag zum Gewässerschutz leisten. Schon die konsequente Einhaltung der „guten fachlichen Praxis“ kann zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und Oberflächengewässer beitragen.

Eine Grundvoraussetzung für die Akzeptanz gewässerschonender Verfahren ist die teilnehmerorientierte Beratung. Gewässerschutzprobleme werden gemeinsam mit den Landwirten ermittelt und dem Problemlösungsansatz folgend werden geeignete Maßnahmen abgeleitet. Die Beratung muss nach Möglichkeiten suchen, die Beeinträchtigungen für die Landwirte in ihrer konkreten Situation darzustellen und die eigenen Anteile daran nachvollziehbar zu machen. Einen Ansatz dafür stellt das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) dar. Dort, wo für Landwirte Probleme konkret erlebbar werden, sind sie meist offen für mögliche Lösungen. Durch die intensive Beteiligung der Landwirte im Rahmen eines partizipativen Prozesses können Zielkonflikte vermieden bzw. aufgelöst werden.

Für die Beratung ist es wichtig, die verhaltenswirksamen Faktoren der Land-

wirte zu kennen, um erfolgreich Gewässerschutzmaßnahmen umzusetzen. Trotz der bekannten Kapazitätsprobleme trägt die Beratung dann zum Erfolg von Gewässerschutzmaßnahmen bei, wenn sie über ein entsprechendes Know-how an Beratungsmethoden und Kontinuität beim Beratungspersonal verfügt.

Der Erfolg der Gewässerschutzberatung hängt neben einer geeigneten Vorgehensweise entscheidend von den Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft ab. Die bisherigen nationalen ordnungspolitischen Regelungen sowie die vorhandenen ökonomischen Anreizprogramme bieten bereits Möglichkeiten für einen integrierten Gewässerschutz. Dennoch erscheint es sinnvoll, die vorhandenen Möglichkeiten effektiver zu nutzen und die seitens der EU-Rahmenregelungen bestehenden Spielräume für die Weiterentwicklung dieser Instrumente auf nationaler Ebene auszuschöpfen. Eine Möglichkeit wäre, die finanziellen Ausgleichsleistungen regional zu differenzieren, um weitere Handlungsanreize für den Gewässerschutz zu schaffen. Fördermaßnahmen zugunsten der Umweltziele der WRRL sollten außerdem weniger handlungsorientiert sein, sondern – soweit dies möglich ist – ergebnisorientiert im Sinne einer Honorierung ökologischer Leistungen ausgestaltet werden.

13.4 Ausblick

Bei der Umsetzung des Landschafts-Informationssystems und der Gewässerschutzberatung in anderen Gebiete erscheint – aus den Erfahrungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach – folgende Vorgehensweise sinnvoll. Zunächst sollte von Seiten der Wasserwirtschaftsverwaltung das standortbedingte Gewässergefährdungspotenzial bezüglich Bodenabtrag und Nitratauswaschung der landwirtschaftlich genutzten Flächen ermittelt werden. Zeitgleich sollten die Faktoren erhoben werden, die den Bewirtschaftungseinfluss der Gewässerbelastungen widerspiegeln. Um die Effektivität dieser Schritte zu steigern, sollten die Aufgaben gezielt und kooperativ innerhalb der Wasserwirtschafts- und Landwirtschaftsverwaltung verteilt werden. Die Teilung der Aufgaben zwischen den Fachverwaltungen wird durch deren Zuständigkeit

(z.B. Erhebung von schlagbezogenen Düngebilanzen) und die Verfügbarkeit bestimmter Daten (z.B. flächendeckende Landnutzung) begründet. Zur Lokalisation der austragsgefährdeten Flächen müssen dann die Daten gegenseitig ausgetauscht werden. Daraufhin können gezielte Maßnahmen zum Gewässerschutz durch eine landwirtschaftliche Beratung (vgl. Kapitel 10, 11) aufgegriffen und umgesetzt werden, um die diffusen Nährstoffeinträge zu reduzieren (Abbildung 13-1).

Eine Voraussetzung für die Umsetzung in anderen Gebieten ist somit die Verbindung des Landschafts-Informationssystems mit der landwirtschaftlichen Beratung, da das Informationssystem als Instrument der Beratung eingesetzt werden soll und wichtige Daten als Expertenwissen der Beratung in das Landschafts-Informationssystem einfließen.

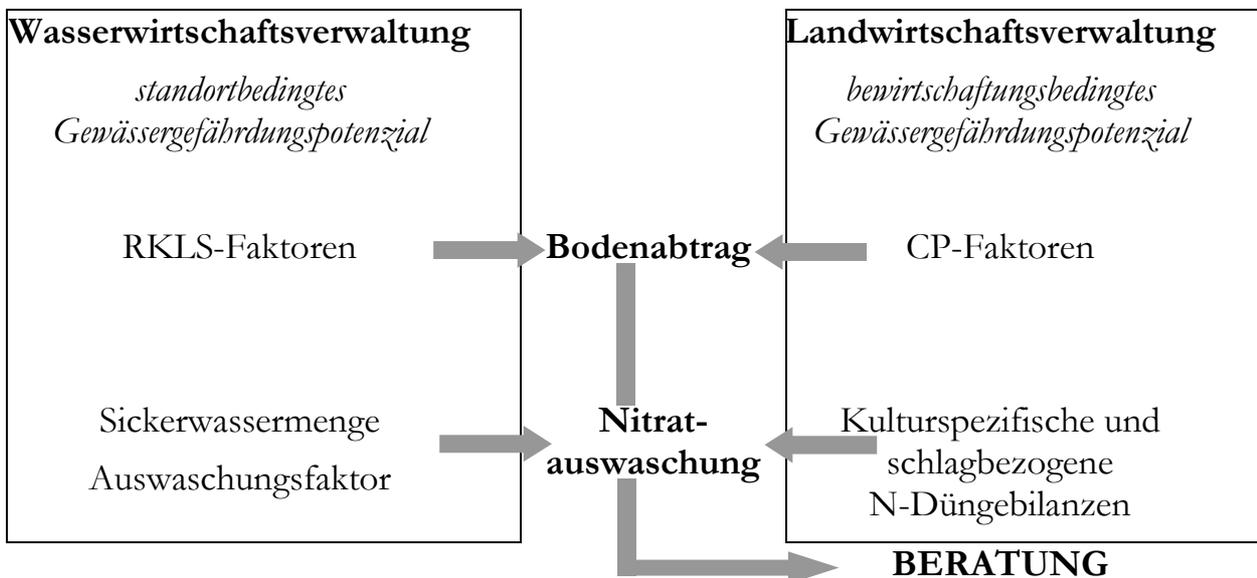


Abbildung 13-1: Aufgabenteilung zwischen den Fachverwaltungen bei der Umsetzung von Landschafts-Informationssystemen zur Lokalisation austragsgefährdeter Flächen

14 Zusammenfassung

Durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird im Gewässerschutz erstmals der Schritt von einer sektoralen hin zu einer ganzheitlichen Betrachtungsweise vollzogen. Neue Aspekte der Flussgebietspläne sind unter anderem die Einbeziehung der gesamten Einzugsgebiete sowie die differenzierte Betrachtung der Gewässerbelastung nach punktuellen und diffusen Eintragsquellen. Aus gewässerökologischer Sicht besitzen bei den Stoffeinträgen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eine große Bedeutung. Diese werden überwiegend aus diffusen Quellen – vor allem aus der Landwirtschaft – in die Gewässer eingetragen. Stickstoff wird hauptsächlich in Form von Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen. Phosphor gelangt überwiegend über den Bodenabtrag in Oberflächengewässer.

Im Jahre 1998 wurde im Einzugsgebiet der Seefelder Aach durch das Ministerium für Umwelt und Verkehr unter der Federführung des Regierungspräsidiums Tübingen ein Pilotprojekt zur Umsetzung der WRRL ins Leben gerufen. Die Seefelder Aach wird im Vergleich zu anderen Bodenseezuflüssen überdurchschnittlich mit Nährstoffen belastet, die überwiegend aus der Landwirtschaft stammen. Die Ursachen der Gewässerbelastung können zum einen auf die Standortbedingungen, zum anderen auf die Art der Landbewirtschaftung zurückgeführt werden. Innerhalb des Projektes „Integrierter Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Seefelder Aach“ bestand eine wichtige Aufgabe darin, die diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu reduzieren. In der vorliegenden Arbeit

wurden die Schwerpunkte auf die Entwicklung des Landschafts-Informationssystems Seefelder Aach (LISA) und die landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung zur Umsetzung gewässerschonender Maßnahmen gelegt.

Das Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) wurde als Werkzeug entwickelt, um über eine GIS-gestützte Landschafts- und Belastungsanalyse austragsgefährdete Flächen (sog. „hot spots“) zu lokalisieren. Auf diesen „hot spots“ kann die Gewässerschutzberatung gezielt ansetzen. Das LISA wurde im Hinblick auf eine landesweite Übertragbarkeit entwickelt. Aus den Erfahrungen der vorliegenden Arbeit kann davon ausgegangen werden, dass die Übertragung in andere Einzugsgebiete möglich ist. Zur genauen Klärung dieser Frage besteht aber noch Forschungsbedarf. Die Übertragung in andere Einzugsgebiete bedingt die Beschränkung auf Daten, die allgemein und landesweit verfügbar sind. Für die Landschafts- und Belastungsanalyse wurden Klima- und Bodendaten, ein Höhenmodell sowie Daten zur Flächennutzung und –bewirtschaftung in das LISA integriert. Über die Bearbeitung nichtgraphischer Daten in einer Datenbank und GIS-interne Algorithmen sowie mit Hilfe von Übersetzungsschlüsseln wurden aus den unterschiedlichen Ausgangsdaten die Faktoren der Modelle abgeleitet.

Als Modell zur Abschätzung des Bodenabtrages wurde im LISA die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) verwendet.

Das Risiko der Nitratauswaschung wurde über die relative Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und Stickstoff-Flächenbilanzen quantifiziert.

Diese empirisch entwickelten Schätzverfahren zu Bodenerosion und Nitratauswaschung können mit Hilfe allgemein verfügbarer Daten berechnet werden. Ein weiterer Vorteil der Modelle besteht in der Berücksichtigung standort- und bewirtschaftungsbedingter Einflussfaktoren.

Über die GIS-gestützte Berechnung der ABAG wurden für die Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach der mittlere jährlicher Bodenabtrag, das standortbedingte Erosionsrisiko und das Bodenerosionsrisiko berechnet. Mit diesem Verfahren war es möglich, flurstücksbezogen landwirtschaftliche Nutzflächen zu lokalisieren, die bodenabtragsgefährdet sind und somit Schwerpunkte für die Gewässerschutzberatung darstellen. Durch die Berechnung eines Szenarios konnte die erosionsmindernde Wirkung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren anschaulich gezeigt werden.

Durch die Berechnung der relativen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers konnte das standortbedingte Nitratauswaschungsrisiko der landwirtschaftlich genutzten Flächen ermittelt werden. Auf Grundlage von Düngebilanzüberschüssen, die vor Ort bei den Landwirten im Einzugsgebiet der Seefelder Aach erhoben wurden, konnte die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden. Aus den Ergebnissen wurde deutlich, dass diese Vorgehensweise geeignet ist, um auswaschungsgefährdete Acker- und Grünlandflächen zu bestimmen. Auf diesen „hot spots“ sollte das Düngemanagement so angepasst werden, dass die Nitratauswaschung reduziert wird. Durch die Gewässerschutzberatung der

Landwirte konnten Stickstoffüberschüsse reduziert werden. Der positive Effekt einer Düngung nach „guter fachlicher Praxis“ auf das Gefährdungspotenzial konnte im LISA über die Berechnung eines Szenarios visualisiert werden.

Die zentrale Aufgabe der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberatung im Einzugsgebiet der Seefelder war, durch einen transdisziplinären Forschungsansatz die Umsetzung von produktionstechnischen Maßnahmen zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft zu verwirklichen. Die Umsetzungsorientierung und die Einbeziehung der Akteure als besondere Kennzeichen der Aktionsforschung bestimmten ganz wesentlich die gewählte Vorgehensweise. Die Landwirte wurden im Rahmen des Arbeitskreises „gewässerschonende Landbewirtschaftung“ beteiligt. Dem Problemlösungsansatz folgend, wurden gemeinsam mit den Teilnehmern des Arbeitskreises gewässerschutzbezogene Probleme aus der landwirtschaftlichen Praxis aufgegriffen und Handlungsmöglichkeiten zur Problemlösung erarbeitet. Die Grundlage für die gewählte Vorgehensweise der Beratung bildeten Verhaltensmodelle. Die abstrakten Einflussfaktoren dieser Modelle wurden konkretisiert und Ansatzpunkte für die gewässerschutzbezogene Beratung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach bestimmt. Über eine Befragung der Arbeitskreisteilnehmer wurden die hemmenden und treibenden Kräfte des Umweltverhaltens der Landwirte bestimmt.

Die Wirkung der Beratung, d.h. die Adoptionsrate der vorgeschlagenen Handlungsmöglichkeiten wurde ebenfalls über eine Befragung der Arbeitskreisteilnehmer und einem quantitativen „vorher-nachher Vergleich“ ermittelt.

Als Instrumente der Gewässerschutzberatung haben sich im Einzugsgebiet der Seefelder Aach vor allem Arbeitskreissitzungen, Feldrundfahrten und die einzelbetriebliche Beratung bewährt. Durch intensive Betreuung und Beteiligung konnten bei den Landwirten Verhaltensänderungen bewirkt und Maßnahmen zum Gewässerschutz umgesetzt werden.

Durch kultur- und schlagbezogene Düngebilanzierungen wurde deutlich, dass die aktuelle Düngepraxis der Betriebe im Einzugsgebiet der Seefelder Aach teilweise von der „guten fachlichen Praxis“ abweicht. Probleme bei der Düngung lassen sich vor allem bei

der Ermittlung des Düngebedarfs nach „guter fachlicher Praxis“ und beim Einsatz organischer Dünger erkennen. Auf Grundlage der berechneten Düngebilanzen konnte eine Rangfolge der Kulturarten mit zunehmender Nitrat- auswaschungsgefahr aufgestellt werden.

Abschließend kann festgestellt werden, dass vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch die Entwicklung des Landschafts-Informationssystem Seefelder Aach (LISA) ein wichtiger Beitrag zur Umsetzung eines ursachenbezogenen und standortdifferenzierten Gewässerschutzes geleistet werden konnte. Durch die in der vorliegenden Arbeit vorgestellte umsetzungsorientierte Gewässerschutzberatung konnte auch gezeigt werden, dass gewässerschonende Verfahren im Rahmen der „guten fachlichen Praxis“ zur Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer beitragen.

15 Summary

As a result of the EU Water Framework Directive (WFD) first steps are taken away from the sectoral approaches towards a holistic approach. New aspects of the river basin plans are the consideration of the whole catchment area, as well as the differentiation between point source and diffuse source pollution. Nitrogen and phosphorus play an important role in water ecology. The main input into the water comes from diffuse sources, primarily agriculture. Nitrogen leaches into the groundwater in form of nitrate. Due to soil erosion phosphorus mostly reaches surface waters.

In the 'Seefelder Aach' catchment area the Ministry for Environment and Traffic launched a pilot project to implement the WFD. The Tübingen regional council was in charge of the project. Compared with other tributaries of Lake Constance the Seefelder Aach contains an exceptionally high content of nutrients, which are mostly outputs of agriculture. Reasons for the water pollution are site conditions and land use practices. An important task of the project 'Integrated Water Protection in the Seefelder Aach Catchment Area' was to reduce the diffuse nutrient pollution coming from agriculture. The dissertation focuses on the development of the 'Landscape Information System Seefelder Aach' (LISA) and the agricultural water protection extension in order to implement practices that protect water.

The 'Landscape Information System Seefelder Aach' (LISA) serves as a GIS-based landscape and impact assessment tool, which locates areas vulnerable to

erosion, also known as hot spots. The water protection extension makes these hot spots target issues. The LISA is to be transferable on a national scale. Based on the experience gathered in the course of this study, it can be concluded that it is possible to transfer the model to other catchment areas. More research is needed in this matter though. To ensure the transferability solely generally accessible data, which is available nationwide, was used. For the landscape and impact assessment climate and soil data, an elevation model, as well as land use data were integrated into the LISA. The factors of the models were derived from the various data sources through non-graphic data processed in a database, internal GIS algorithms, and with the help of translation keys.

The LISA made use of the Universal Soil Loss Equation (USLE) in order to estimate the soil erosion. The risk of nitrate leaching was quantified by analysing the relative exchange capacity of the soil water and the nitrogen balances. These empirically developed estimation methods for soil and nitrate leaching can be calculated with the help of commonly accessible data. Another advantage of the models is the consideration of influential factors related to site conditions and management practices.

Through the GIS-based calculation applied by the USLE the average soil erosion per annum, the site induced risk of erosion and the risk of soil erosion were calculated for the arable land of the Seefelder Aach catchment area. By employing this method it was possible to locate specific fields of arable land, which are susceptible to erosion.

These fields are then the focus of the water protection extension. A scenario was developed to illustrate how soil preparation practices reduce erosion.

By calculating the relative exchange capacity of the soil water, the site related risk of nitrate leaching from agriculturally used land could be derived. The calculation of the potential nitrate concentration in the seepage was based on data about excessive fertilisation, which was collected in the Seefelder Aach catchment area. The results showed that it is a suitable method to determine the risk of erosion for agricultural and open land. Fertilisation of these so called hot spots was to be adapted in order to lessen the overall nitrate leaching. On account of the water protection extension for farmers, surplus nitrogen could be reduced. The positive effect of fertilisation which conforms with the practices of 'good workmanship in agriculture', on the risk potential, was calculated for a scenario and visualised by the LISA.

The essential task of the agricultural water protection extension in the Seefelder Aach catchment area was to implement production techniques, which contribute to water protection. To achieve this, a transdisciplinary approach to research was taken. The methodology is influenced by the focus of the research on the implementation and the participation of the actors. Farmers participated within the organisational framework of a working group dealing with cultivation practices that protect water. In cooperation with the participants problems with respect to water protection in agriculture were discussed and suggestions for possible

solutions were made. Behavioural models formed the basis of this specific method of extension. The abstract factors of these models were put into concrete terms to develop the water protection extension for the Seefelder Aach catchment area. Through questioning the participants of the working group the supportive as well as restrictive influences on the environmental behaviour of farmers were identified.

The effects of the extension, i.e. the degree to which the farmers adopted proposed practices, were also examined by questioning the working group members. Additionally, a quantitative comparison of the situation before and after the extension was undertaken.

Especially working group meetings, field trips and individual advice proved to be worthwhile tools of the water protection extension in the Seefelder Aach catchment area. Intensive assistance, as well as the participation achieved changes of the farmers' behaviour and the implementation of water protection measures.

Analysing the nitrogen crop balances made clear that current fertilisation practices of farms in the Seefelder Aach catchment area partly disagree with the principles of 'good workmanship in agriculture'. Problems with regard to fertilisation are mostly related to the calculation of the right amount of fertiliser according to 'good workmanship in agriculture' and the application of organic fertiliser.

On the basis of the calculated fertilisation balance, cultivated species could be put in order according to their risk of nitrate leaching.

In conclusion, it can be stressed that the Landscape Information System (LISA) – developed to put the regulations of the EU Water Framework Directive into practice – is an important contribution to the implementation of water

protection, which considers the causal relationships and site conditions. The water protection extension, as presented in this study, also showed that ‘good workmanship in agriculture’ contributes to a reduction of diffuse nutrient inputs into the water and therefore, supports water protection.

16 Literatur

AG Bodenkunde (Arbeitsgruppe Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland) 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover

AG Bodennutzung in Wasserschutzgebieten 1992: Strategie zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Arbeitsgemeinschaft Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten. Oldenburg

AID (Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V.) 1994a: Artikelreihe: Organisation und Finanzierung der Beratung in Deutschland. Ausbildung und Beratung 11: 184-192

AID (Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V.) 1994b: Artikelreihe: Organisation und Finanzierung der Beratung in Deutschland. Ausbildung und Beratung 12: 209-216

Akademie für die ländlichen Räume Schleswig-Holstein e.V. 2002: Naturschutz und Landwirtschaft – neue Überlegungen und Konzepte, Eckernförde

Albrecht, H., Grabowski-Pamlitschka, S. 1977: Widerstände und Hemmfaktoren bei Berufswechsel und Umschulung von Landwirten – ihre Berücksichtigung in der sozioökonomischen Beratung. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Ange-

wandte Wissenschaft, 197. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup

Albrecht, H. 1969: Innovationsprozesse in der Landwirtschaft. Eine kritische Analyse der agrarsoziologischen „adoption“- und „diffusion“-Forschung in Bezug auf Probleme der landwirtschaftlichen Beratung. SSIP-Schriften, Saarbrücken

Albrecht, H. 1994: Einsicht als Agens des Handelns. Beratung und angewandte Psychologie. Margraf, Weikersheim

Albrecht, H., Hoffmann V., Currle J., Hampl-Mathy, U., Parvanov, R. 1995: Empirische Untersuchungen über Determinanten des umweltrelevanten Verhaltens von Landwirten, sowie über Handlungsmöglichkeiten von Beratung zur Förderung umweltverträglicher Landbewirtschaftung. In: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim

Albrecht, H., Bergmann, H., Diederich, G., Grosser, E., Hoffmann, V., Keller, P., Payr, G., Sülzer, R. 1987: Landwirtschaftliche Beratung, Band 1: Grundlagen und Methoden. Handbuchreihe Ländliche Entwicklung, BMZ (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit) & GTZ (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit) (Hrsg.), Eschborn

ARGE ELBE (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe) 1995: Nährstoffstudie der Elbe, Teil 2, von Schmilka bis zur See, Hamburg

- Arman, B., Billen, N., Häring, G., Kappus, B. in Vorb.: Konservierende Bodenbearbeitung. In: Kirchner-Heßler, R., Gerber, A., Konold, W. : Nachhaltige Landnutzung durch Kooperation von Wissenschaft und Praxis. Kulturlandschaft Band 1. Ökom Verlag, München: 105-129
- Armbruster, V. 2002: Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Dissertation, Universität Freiburg
- Atteslander, P. 2003: Methoden der empirischen Sozialforschung. De Gruyter, Berlin
- Auerswald, K., Schmidt, F. 1986: Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA-Fachberichte, München
- Auerswald, K. 1987: Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. Wasser und Boden, 1: 34-38
- Auerswald, K. 1991: Onsite- und Offsite-Schäden durch Bodenerosion. Berichte über Landwirtschaft. Sonderheft 205. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit 3, Bodenerosion. Parey, Berlin, Hamburg: 75-82
- Auerswald, K. 1992: Verfeinerte Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen unter deutschen Anbaubedingungen mit dem P-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG). Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 33: 137-144
- Auerswald, K. 1993: Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief Boden Paläoklima, 8. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- Auerswald, K., Perger, P. 1999: Bodenerosion durch Wasser – Ursachen, Schutzmaßnahmen und Prognose mit PCABAG. AID-Heft 1378. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn
- Auerswald, K., Flacke, W., Neufang, L. 1988: Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten – Modellgrundlagen der dABAG. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151: 369-373
- Bach, M., Frede, H.-G. 1995: Zur Konzeption des Gewässerschutzes in der Landwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft, 73: 345-353
- Bach, M., Frede, H.-G. 1996 Vergleich zwischen empirisch und statistisch ermittelten Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 37: 269-274
- Bach, M., Frede, H.-G. 1999: Regionalisierung als methodische Aufgabe im Sonderforschungsbereich 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“. In: Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis. UFZ Leipzig – Halle. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig: 58-66
- Bach, M., Huber, A., Frede, H.-G., Mohaupt, V., Zullei-Seibert, N. 2000: Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 3, Berlin

- Bach, M., Frede, H.-G., 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., Wettenberg
- Bach, M., Grimm, M., Frede, H.-G. 2003: Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden – Beispiel Hessen. *Wasser & Boden*, 55 (7+8): 120-126
- Barth, F. 1997: Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union – Chance oder bürokratisches Hemmnis für die Europäische Wasserpolitik? *Wasser & Boden*, 5: 7-9
- Bauer, S., Trötschler, P. 1999: Erfolgskontrolle regionalpolitischer Instrumente. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 295-300
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. 1980: ANSWERS user's manual. Purdue Univ. Agric. Eng. Dep.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J. 1980: ANSWERS: A Model for Watershed Planning. *Trans. Of the ASAE*, 23: 938-944
- Behrendt, H., Opitz, D. 1999: Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydrologic load. *Hydrobiologica*, 410: 121-133
- Behrendt, H. 1996: Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – a comparison for different river basins in central europe. *Wat. Sci. Tech.*, 33: 99-107
- Benne, I., Heineke, H.-J., Nettelmann, R. 1990: Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung: Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel (Technische Berichte zum NIBIS: Bodenkunde). Niedersächs. Landesamt f. Bodenforschung, Hannover
- Benzing, A. 1964: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 186 Konstanz. In: Geographische Landesaufnahme 1:200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung. Selbstverlag der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn
- Berger, K. 1998: Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Umweltbundesamt, Berlin
- Bergholz, C. 2003: Flächenhafte Boden-erosion im Einzugsgebiet der Bever. *Landnutzung und Landentwicklung*, 44: 202-208
- Beven, K.J. 1989: Changing ideas in hydrology: The case of physically based models. *J. Hydrol.*, 105: 157-172.
- BGW-/DVGW-Landesgruppen, Nordrhein-Westfalen (Hrsg) 1997: Kooperation Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Erfassungsberichte der Jahre 1989-1996. Hrsg. Von BGW und DVGW-Landesgruppen, Landwirtschaftskammer Rheinland und Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe
- Bill, R., Fritsch, D. 1999: Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Band 1: Hardware, Software und Daten. 4. Aufl. Wichmann, Heidelberg

- Billen, N., Arman, B., Thomas, A., Sprenger, S., Häring, G. 2001: Wissenstransfer für eine nachhaltige Landwirtschaft – Zusammenarbeit von Praxis und Forschung am Beispiel des Erosionsschutzes. *Landnutzung und Landentwicklung*, 42: 166-172
- Blaschke, T. (Hrsg.) 1999: Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg
- Blaschke, T. (Hrsg.) 2002: Fernerkundung und GIS: neue Sensoren – innovative Methoden. Wichmann, Heidelberg
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) 2001 a: Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 3 – Emissionen in die Oberflächengewässer und Meere, Bonn
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) 2001 b: Hydrologischer Atlas von Deutschland, erweiterte Ausgabe. Freiburg.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) 2001 c: Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 2 – Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer, Bonn
- Boesler, K.A., Thöne, M. 1992: Sozialökonomische und ökologische Wechselwirkungen landwirtschaftlicher Nutzungen und Nutzungsänderungen im verdichtungsnahen Bereich. *MAB-Mitteilungen*, 36: 57-75
- Böhm, E., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Schempp, C., Fuchs, S., Scherer, U. 2001: Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Abschlussbericht zum UBA-Vorhaben Nr. 298 22 243, Herausgabe als UBA-Text.
- Boland, H., Stahr, K. 1999: Wahrnehmung von Landnutzung in dörflichen Kommunikationsnetzen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 289-294
- Borchardt, D., Geffers, K., Funke, M. 2001: Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Grundlagen für die Aufstellung eines Maßnahmenplans. Endbericht im Auftrag des UVM Stuttgart. Download unter <http://www.seefelder-aach.de>
- Bork, H.-R., Hensel, H. 1988: Computeraided Construction of soil Erosion and Deposition Maps. *Geologisches Jahrbuch*, A 104. Hannover: 357-371
- Bork, H.-R. 1988: Bodenerosion und Umwelt. Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion. *Bodenerosionsprozesse, Modelle und Simulationen. Landschaftsgenese und Landschaftsökologie*, Heft 13. Selbstverlag Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie und für Physische Geographie und Hydrologie der Technischen Universität Braunschweig
- Bork, H.-R. 1991: Bodenerosionsmodelle – Forschungsstand und Forschungsbedarf. *Berichte über Landwirtschaft. Sonderheft 205. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 3, Bodenerosion*. Parey, Berlin, Hamburg: 51-67
- Bortz, J., Döring, N. 2002: Forschungsmethoden und Evaluation: für Human- und Sozialwissenschaftler. Springer Berlin, Heidelberg

- Botkin, D.B., Janak, J.F., Wallis, J.R. 1972: Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *J. Ecol.*, 60: 849-872
- Bouma, J., de Laat, P.J.M. 1981: Estimation of the moisture supply capacity of some swelling clay soils in the Netherlands. *J. Hydrol.*, 49: 247-259
- Braun, M., Kopsé Rolli, D., Prasuhn, V. 1997: Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Maßnahmen in der Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). BUWAL Dokumentationsdienst, Bern
- Breckling, B., Asshoff, M. (Hrsg.) 1996: EcoSys – Beiträge zur Ökosystemforschung, Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Band 4
- Brehm, J., Meijering, M.P.D. 1996: Fließgewässerkunde – Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher. Quelle & Meyer, Wiesbaden
- Bremicker, M. 2000: Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM – Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Dissertation. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg
- Breymeyer, A. I., van Dyne, G. M. 1980: Grasslands, systems analysis and man. Univ. Press, Cambridge
- Brunke, M., Gonser, T. 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33
- Bühler, A. 1997: Wirtschaftlichkeit der überbetrieblichen Gülleausbringung im Raum Biberach und Akzeptanz dieses Verfahrens bei den teilnehmenden Landwirten. Unveröff. Diplomarbeit, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) vom 12. Juli 1999 (BGBl., Teil I, S. 1554)
- Burrough, P.A. 1998: Principles of geographical information systems for land resources assessment. – Clarendon Press, Oxford
- Capelle, A. 1991: Die Verbreitung der Bodenerosion durch Wind in Niedersachsen und Bremen. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 65: 13-14
- Chin, R. 1962: The utility of system models and developmental models for practitioners. In: Bennis, W.G., Benne, K.D., Chin, R. (Hrsg.): The planning of change: 201-215
- Currle, J., Parvanow-Dawson, R. 1996: Schwierigkeiten und Möglichkeiten der Umweltberatung in der Landwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft, 74. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 87-102
- Currle, J. 1994: Landwirte und Bodenabtrag. Empirische Analyse der bäuerlichen Wahrnehmung von Bodenerosion und Erosionsschutzverfahren in drei Gemeinden des Kraichgaus. Kommunikation und Beratung 1. Margraf-Verlag, Weikersheim
- Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G., Sommer, M. 1999: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften. Springer, Berlin, Heidelberg

De Roo, A.P.J. 1993: Modeling Surface Runoff and Soil Erosion in Catchments Using Geographical Information Systems – Validity and Applicability of the ANSWERS Model in Two Catchments in the Loess Area of South Limburg (The Netherlands) and in One in Devon (UK). Netherlands Geographical Studies

Diekkrüger, B. 1999: Regionalisierung von Wasserquantität und –qualität – Konzepte und Methoden. In: Steinhart, U, Volk, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis. UFZ Leipzig – Halle. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig: 67-78

Diez, T. 1984: Vermeiden von Erosionsschäden. AID-Heft 108

Dollinger, F., Strobl, J. 1998: GIS – Begriff und Bedeutung. AGIT 98, Salzburger Geographische Materialien, 13: 7-10

Dommermuth, H., Trampf, W. 1990: Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitraum 1951-1980. Offenbach a.M.

Dongus, H. 1991: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 187/193 Lindau-Oberstdorf. In: Geographische Landesaufnahme 1:200 000. Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung. Selbstverlag der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn

Düngemittelgesetz vom 15. November 1977 (BGBl. I S. 2134; 1989 S. 1435; 1994 S. 2705; 1999 S. 2451; 2000 S. 1045; 25.6.2001 Artikel 10 S. 1215; 29.10.2001 S. 2785 Art. 183) (Gl.-Nr.: 7820-2)

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) 1984: Beregnungsbedürftigkeit - Beregnungsbedarf. Modelluntersuchung für die Klima- und Bodenbedingungen der Bundesrepublik Deutschland. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 205. Parey, Berlin, Hamburg

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) 1996: Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Verminderung des Nitrataustrags insbesondere in Wasserschutzgebieten. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Heft 111, Bonn

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) 1998: Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. – Nähr- und Feststoffe. Arbeitskreis“ Diffuse Stoffeinträge“ im DVWK-Fachausschuss „Einflüsse auf die Beschaffenheit der Fließgewässer“. DVWK-Materialien, 5. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) 1999: Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. DVWK-Materialien, 5. Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn

DWD (Deutscher Wetterdienst) (Hrsg.) 1999: Klimaatlas Bundesrepublik Deutschland: Teil 1, Lufttemperatur, Niederschlagshöhe, Sonnenscheindauer. Selbstverlag, Offenbach.

- EBZI (Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum beim Landesamt für Flurneuordnung und Landentwicklung) 2002: Meka-Statistik für Gemeinden im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Interne Mitteilungen an das ALLB Markdorf
- Eckerle, G.-A. (Hrsg.) 1987: Forschung, Wissensanwendung und Partizipation. Studien zum Umgang mit Wissen, Band 4. Nomos-Verl.-Ges., Baden-Baden
- Eckert, H., Breitschuh, G. Sauerbeck, D. 1999: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung (KUL) – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. *Agribiological Research* 52, 1: 57-76
- Einsele, G., Stahr, K., Schmid, T. 1995: Landschaftswasserhaushalt und Nährstoffumsatz in Grünlandgebieten des Allgäu (Teillandschaften „Kißlegg“ und „Siggen/Neuweiher“). In: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim 1995: 263-282
- Ellenberg, H., Mayer, R., Schauer mann, J. 1986: Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling-Projekts. Stuttgart
- Engel, T., Priesack, E. 1993: „Expert-N“ – Ein Baukastensystem für Stickstoffmodelle – Ausgangssituation, Zielsetzung und Umsetzung. In: Engel, T., Baldioli, M. (Hrsg.): Expert-N und Wachstumsmodelle. Referate des Anwenderseminars im März 1993 in Weihenstephan. *Agrarinformatik*, 24. Ulmer, Stuttgart: 11-19
- Engel, T., Baldioli, M. (Hrsg.) 1993: Expert-N und Wachstumsmodelle. Referate des Anwenderseminars im März 1993 in Weihenstephan. *Agrarinformatik*, 24. Ulmer, Stuttgart
- Engel, T., Klöcking, B., Priesack, E., Schaaf, T. (Hrsg.) 1993: Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik. Analyse und Vergleich. *Agrarinformatik*, Band 25. Eugen Ulmer, Stuttgart
- Erb, L. 1986: GLA & LVA (Hrsg.) (Geologisches Landesamt Baden Württemberg; heute LGRB: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg & Landesvermessungsamt Baden-Württemberg: Geologische Karte 1:25 000 von Baden-Württemberg. Erläuterungen zu Blatt 8221 Überlingen-Ost. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart
- Ernstberger, H. 1987: Einfluss der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz. Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz von Einzugsgebieten in unteren Mittelgebirgslagen Hessens. Verlag Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten
- EU (Europäische Union) 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L327
- Feldwisch, N. 1995: Hangneigung und Bodenerosion. *Boden und Landschaft*. –Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie. Band 3, Gießen

- Fietkau, H.-J., Glaeser, B. 1981: Wie umweltbewusst sind Landwirte? Überlegungen und empirische Befunde. Internationales Institut für Umwelt und Gesellschaft des Wissenschaftszentrums Berlin
- Fietkau, H.-J., Kessel, H. (Hrsg.) 1981: Umweltlernen. Veränderungsmöglichkeiten des Umweltbewusstseins. Modelle – Erfahrungen. Hain, Königstein/Ts
- Finck, A. 1997: Möglichkeiten und Grenzen von Nährstoffbilanzen zur Ermittlung der Gewässerbelastung auf betrieblicher und regionaler Ebene. Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Umweltbundesamt, Wien: 221-229
- Fischer, J., Borchart, D. 2000: Wechselwirkungen zwischen Interstitial und Oberflächengewässern. Darmstädter Wasserwirtschaftliches Kolloquium: Fließ- und Austauschprozesse in aquatischen Grenzräumen. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, 111. Darmstadt
- Flacke, W., Auerswald, K., Neufang, L. 1990: Combining a modified Universal Soil Loss Equation with a Digital Terrain Model for computing high resolution maps of soil loss resulting from rain wash. *Catena*, 17: 383-397
- Flade, M., Plachter, H., Henne, E., Anders, K. (Hrsg.) 2003: Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer, Wiebelsheim
- Flanagan, D.C., Nearing, M.A. 1995: USDA – Water Erosion Prediction Project. Hillslope Profile and Watershed Model Documentation. NSLER Report No. 10, USDA-ARS National Soil
- Erosion Research Laboratory, W. Lafayette, IN
- Flechsig, M., Erhard, M., Wenzel, V. 1994: Simulation-based regional models – concept, design and application. *Ecological Modelling*, 75/76: 601-608
- Fohrer, N., Ekhardt, K., Haverkamp, S., Frede, H.-G. 1999: Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt eines ländlichen Einzugsgebiets in einer peripheren Region. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 202-206
- Forrester, J.W. 1971: *World Dynamics*. Cambridge, Mass
- Frede, H.-G., Bach, M. 1999: Perspektiven für periphere Regionen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 193-196
- Frede, H.-G., Dabbert, S. (Hrsg.) 1998: *Handbuch zum Gewässerschutz*. Ecomed, Landsberg
- Fritsch, F. 1997: Anwendung betriebs- und schlagbezogener Nährstoffbilanzen in der landwirtschaftlichen Beratung vor dem Hintergrund der Düngeverordnung. In: *Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Umweltbundesamt, Wien: 108-127*
- Fuhrmann, P. 2001: Die EG-Wasser-rahmenrichtlinie – Auswirkungen auf die deutsche Wasserwirtschaft. *GWF Wasser Abwasser*, 13: 39-41
- Gagel, D. 1995: *Aktionsforschung: Methoden partizipativer Projektplanung und –durchführung in der Entwicklungszusammenarbeit*. Heidelberg

- Ganzert, C. 1996: Ökologische Konzeption für Agrarlandschaften – Rahmenkonzept. BNBF, Bonn
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BnatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. September 1998 (BGBl. I. S. 2994)
- Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft (Naturschutzgesetz – NatSchG) in der Fassung vom 29. März 1995 (GBl. S. 385), geändert durch Gesetz vom 18. Dezember 1995 (GBl. 1906 S. 29), durch Verordnung vom 17. Juni 1997 (GBl. S. 278)
- Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz – BodSchG) vom 24. Juni 1991, GBl. S. 434, zuletzt geändert durch Art. 35 des Gesetzes vom 20. November 2001, GBl. S. 605
- Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundesbodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998 (BGBl. Teil I, S. 502)
- Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG) in der Fassung vom 25.03.2002 (GBl. S. 1193)
- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) in der Fassung vom 12. November 1996 (BGBl. I. S. 1695), geändert durch Gesetze vom 30. April 1998 (BGBl. I. S. 823), vom 25. April 1998 (BGBl. I. S. 2455)
- Gewässerdirektion Donau/Bodensee – Bereich Ravensburg 1999: Gewässerentwicklungskonzept Seefelder Aach – Entwurf, Ravensburg
- Geyer, O.F., Gwinner, M. 1991: Geologie von Baden-Württemberg, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- GLA (Geologisches Landesamt Baden Württemberg; heute LGRB: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg) 1995: Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200 000 Baden-Württembergischer Teil der Blätter CC 7926 Augsburg (Teil Alpenvorland) CC 8718 Konstanz CC 8726 Kempten (Allgäu) Karte und Tabellarische Erläuterung, Freiburg i. Br.
- Goodland, R., Daly, H., El Sefary, S., von Droste, B. 1992: Nach dem Brundtland-Bericht: Umweltverträgliche Entwicklung. – Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB) und Deutsche UNESCO Kommission
- Grunwald, S. 1997: GIS-gestützte Modellierung des Landschafts- und Wasserhaushaltes mit dem Modell AGNPSm. Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 14. Dissertation Universität Gießen
- Gündra, H., Jäger, S., Schroeder, M., Dikau, R. 1995: Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Band 24. Ulmer, Stuttgart

- Günther, R., Roth, D. 1994: Korrekturfaktoren für Schätzverfahren der potentiellen Verdunstung (PET) abgeleitet aus Lysimeterwerten. 4. Gumpensteiner Lysimetertagung „Übertragung von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und Regionen“. BAL Gumpenstein, 19: 199-211
- Guptill, S.C. 1988: A Process for Evaluation Geographic Information Systems. U.S. Geological Survey Open-File Report, 88
- Haag, F., Krüger, H., Schwärzel, W., Wild, J. 1972: Aktionsforschung. Juventa, München
- Habbe, K.A. 1988: Zur Genese der Drumlins im süddeutschen Alpenvorland. – Bildungsräume, Bildungszeiten, Bildungsbedingungen. Z. Geomorph., n.F., Suppl.-Bd. 70, Berlin, Stuttgart
- Haber, W. 1990: Ökologische Anforderungen an die ordnungsgemäße Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe, 30: 7-12
- Häberli, R., Grossenbacher-Mansuy, W. 1998: Transdisziplinarität zwischen Förderung und Überforderung. Erkenntnisse aus dem SPP Umwelt. GAIA 7, 3: 196-213
- Hambrecht, A. 1995: Beratung für grundwasserschonenden Landbau. Ausbildung und Beratung, 5.
- Hamm, A. (Hrsg.) 1991: Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptausschuss „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Academia Verlag, St. Augustin
- Hampicke, U. 2000: Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen in der Landschaft. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 71: 43-50
- Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I. 2000: Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften. Initiativen zum Umweltschutz, 15. Erich Schmidt, Berlin
- Haris, J. 1987: Probleme umweltschonender Landbewirtschaftung aus Sicht von Vollerwerbsbetrieben. Forschungsbericht. Universität Hohenheim. Fachgebiet Agrar- und Landsoziologie
- Haris, J. 1988: Probleme der Landbewirtschaftung in Wasserschutzgebieten. Forschungsbericht. Universität Hohenheim. Fachgebiet Agrar- und Landsoziologie
- Hase, E. 1992: Grundlagen und Probleme einer objektiven Landschaftsbewertung nach ökologischen Gesichtspunkten. Augsburger Geographische Hefte, 11, Augsburg
- Havelock, R.G. 1971: Planning for innovation through dissemination and utilization of knowledge. Arlor, Michigan
- Hege, U. 1997: Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe – Vorgehensweise und Bewertung. In: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Umweltbundesamt, Wien: 94-101

- Heger, K. 1978: Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedliche landwirtschaftliche Kulturen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 26: 21-40
- Heilmann, H. 1992: Betriebswirtschaftliche Analyse und Beurteilung einzelbetrieblicher Möglichkeiten zur Reduzierung von Nitratauswaschung und Bodenerosion, Dissertation Universität Hohenheim
- Heinrich, U. 1999: Die Verfügbarkeit von Geodaten als limitierender Faktor in der ökologisch orientierten Planung. In: Blaschke, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg: 120–130
- Hellmann, H. 1992: Organische Spurenstoffe in Schwebstoffen und Sedimenten aus Bundeswasserstraßen unter besonderer Berücksichtigung der Feinkornfraktion. Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 25: 343-352.
- Herrmann, S., Kuhn, W. 1995: Flächenscharfe Erfassung von Fruchtfolgen aus Satellitenbildern. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 36: 69-74
- Hoffmann, V. 1985: Beratungsbegriff und Beratungsphilosophie im Feld des Verbraucherhandelns. – eine subjektive Standortbestimmung und Abgrenzung. In: Lübke, V., Schoenheit, I. (Hrsg.): Die Qualität von Beratung für Verbraucher. Campus, Frankfurt: 26-47
- Homm, A., Stemmer, F. 1995: Das Otzberger Modell. KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup. Arbeitspapier 225: 57-63
- Honisch, M. 1996: Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushaltes einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 38. Hohenheim
- Horlacher, D., Gramer, W. 1998: Nährstoffbilanzen Baden-Württemberg. Bilanzen von potentiell umweltbelastenden Nährstoffen (N, P, S) sowie Ammoniak aus der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Landinfo 1/1998
- Innis, G.S., Noy-Meir, I., Godron, M., van Dyne, G.M. 1980: Total-system simulation models. In: Breymer, A.I., van Dyne, G.M.: Grasslands, systems analysis and man. Univ. Press, Cambridge: 759-797
- Isermann, K. 1994: Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. In: BMELF (Hrsg.): Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 5: Nährstoffhaushalt, Berichte über Landwirtschaft, 207. Sonderheft: 15-54
- Jochimsen, H. 1993: Beratungsdienste in Deutschland. Ausbildung und Beratung, 12: 211-213
- Jørgensen, S.E. 1986: Fundamentals of ecological modeling. Elsevier, Amsterdam
- Kächele, H. 1998: Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft. Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“. Dissertation

- Kahnt, G. 1989: Erhebungen und Analysen umweltrelevanter Anbausysteme und –maßnahmen in repräsentativen Betrieben des Kraichgau – Synthese umweltrelevanter Anbausysteme. In: Arbeits- und Ergebnisbericht des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim 1989
- Kahnt, G. 1992: Entwicklung und Prüfung betriebsspezifischer, umwelt- und standortgerechter Bodennutzungssysteme. In: Arbeits- und Ergebnisbericht 1990-1992 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim 1992.
- Kahnt, G., Stahr, K., Hufnagel, J. 1995: Entwicklung und Prüfung betriebsspezifischer, umwelt- und standortgerechter Bodennutzungssysteme. In: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim 1995: 263-282
- Kalbe, L. 1997: Limnische Ökologie. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig
- Kappas, M. 2001: Geographische Informationssysteme. Westermann, Braunschweig
- Kaule, G., Endruweit, G., Weinschenk, G. 1994: Landschaftsplanung umsetzungsorientiert. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 2. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg
- Keitz, S. von, Schmalholz, S. (Hrsg.) 2002: Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Erich Schmidt, Berlin
- Kirchner-Heßler, R., Gerber, A., Konold, W. (in Vorb.): Nachhaltige Landnutzung durch Kooperation von Wissenschaft und Praxis. Kulturlandschaft Band 1. Ökom Verlag, München
- Klaghofer, E. 1991: Bodenerosion und Wasserhaushalt. Berichte über Landwirtschaft. Sonderheft 205. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 3, Bodenerosion. Parey, Berlin, Hamburg: 28-36
- Klee, O. 1991: Angewandte Hydrobiologie: Trinkwasser – Abwasser – Gewässerschutz. Thieme, Stuttgart
- Klett, M. 1965: Die boden- und gesteinsbürtige Stofffracht von Oberflächengewässern. Arbeiten der Landwirtschaftlichen Hochschule Hohenheim, 35. Dissertation Universität Hohenheim. Ulmer, Stuttgart
- Knickel, K., Janssen, B., Schramek, J., Käppel, K. 2001: Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“. Angewandte Landschaftsökologie, 41. Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg
- Knisel, W.G. (Hrsg.) 1980: CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture. Conservation Research Report 26.
- Kohler, A., Zeller, A., Zeltner, G.-H. 1987: Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970 – 1985. Bay. Bot. Ges., 58: 115-137

- Konold, W., Gerber, A. 2002: Landschaftsentwicklung durch Mobilisierung von Potenzialen: Das Projekt Kulturlandschaft Hohenlohe. In: Akademie für die ländlichen Räume Schleswig-Holstein e.V.: Naturschutz und Landwirtschaft – neue Überlegungen und Konzepte. Eckernförde: 149-158
- Konold, W., Böcker, R., Hampicke, U. 1999: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed, Landsberg
- Kratz, R., Suhling, F. (Hrsg.) 1997: GIS im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis. Westarp.-Wiss., Magdeburg
- Lammel, J. 1990: Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Dissertation. Justus-Liebig-Universität, Gießen
- Landwirtschaftliches Wochenblatt 1996: Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe. Beratungsangebot. Landwirtschaftliches Wochenblatt, 50: 51-65
- Lang, R. 1997: Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. FAM-Bericht 19. Shaker Verlag, Aachen
- Latten, R. 1987: „Ordnungsgemäße Landwirtschaft“: Begriffe klar differenzieren. Agra-Europe, 5. Markt + Meinung: 1-4
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) 1997: Vermeidung und Verminderung von Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen – Strategiepapier (unveröffentlicht).
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten. Projekt-Bericht. Kulturbuch-Verlag, Berlin
- Lee, R. 1995: Interdisziplinäre Modellierung für Biosphärenreserven unter Verwendung von LUCAS. MAB-Mitteilungen, 41: 83-88
- Lehmann, M. 2002: Belastung der Fließgewässer durch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel. Vortrag im Rahmen des 36. Weiterbildungslehrgangs des Ministeriums für Umwelt und Verkehr „Wasserbau und Hochwasserschutz, Gewässerökologie“ im Kloster Reute am 7.-8.5.2002
- LEL (Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume) (Hrsg.) 1994: Dienstbezirke in Wort und Zahl: Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur Überlingen. Heft 48
- Leser, H., Mosimann, T. 1997: Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Ulmer, Stuttgart
- Lewin, K. 1963: Feldtheorie in den Sozialwissenschaften. Huber Verlag, Bern
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) 1997: Zur stofflichen Belastung baden-württembergischer Bodenseezuflüsse. Mannheim
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) 2001: Ergebnisse des Grundwasserüberwachungsprogramms in Baden-Württemberg. Beprobung 2000. Karlsruhe
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) 2002 a: Gütebericht 2000: Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg. <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu>. Download vom 20.09.2002

- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) 2002 b: Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg. Grundwasser, 19. Mannheim.
- LGRB (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg) (Hrsg.) 1998: Geowissenschaftliche Übersichtskarte von Baden-Württemberg 1:350 000. CD-ROM, Freiburg.
- Linck, G., Sprich, H., Flaig, H., Mohr, H. 1997: Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Voraussetzungen, Möglichkeiten, Maßnahmen. Springer, Berlin, Heidelberg
- Lionberger, H.F., Cheng, W.Y. 1982: Agricultural and community development extension in Missouri from an information macrosystem perspective. Research Bulletin 1041. University of Missouri, Columbia
- Lorenz, G. 1992: Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 1. Hohenheim
- Lübke, V., Schoenheit, I. (Hrsg.) 1985: Die Qualität von Beratung für Verbraucher. Campus, Frankfurt
- Mantau, R. 1992: Konfliktmanagement als Aufgabe der Beratung – dargestellt am Zielkonflikt Landwirtschaft/Wasserwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft, 70: 30-39
- Mayring, P. 2003: Qualitative Inhaltsanalyse: Grundlagen und Techniken. Beltz, Weinheim, Basel
- McCool, D.K., Foster, G., Mutschler, C.K., Meyer, L.D. 1987: Revised slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. Transactions of the ASAE, 30 (5): 1387-1396
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W. 1972: The limits to growth. New York
- Meier-Zielinski, S. 1999: Bodenerosions- und Stoffhaushaltsmodellierung in der Nordwestschweiz in verschiedenen Dimensionen. Regio Basiliensis, 3: 217-230
- Meuser, A. 1989: Einfluß von Brachlandvegetation auf das Abflußverhalten in Mittelgebirgslagen. Quantifizierung der Wasserhaushaltskomponenten in kleinen Einzugsgebieten mittels des systemhydrologischen Abflußsimulationsmodells BRAWA. Verlag Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten
- Meyer, M., Reiche, E.-W., Dibbern, I. 1999: Verfahren und Probleme zur Parametrisierung am Beispiel der Bodenerosionsmodellierung. In: Blaschke, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg: 153–162
- Meyer-Schönherr, M. 1992: Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung. Verl. Wiss. Und Praxis, Ludwigsburg, Berlin
- Meynen, E., Schmithüsen, J. 1953: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Erste Lieferung. Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.

- Mickley, W., Stahr, K. 1991: Stoffhaushalt und Stoffflüsse in Bodencatenen der westallgäuer Würmmoränenlandschaft im Hinblick auf die Eutrophierung der Senken, bzw. Oberflächengewässer. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 66, II: 983-986
- Mittelstrass, J. 1992: Auf dem Weg zur Transdisziplinarität. *GAIA*, 1 (5): 250
- Moore, I.D., Burch, G.J. 1986: Physical Basis of the Length-Slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil. Sci. Am. J.*, Vol. 50: 1294-1298
- Morgan, R.P.C. 1985: Soil erosion measurement and soil conservation research in cultivated areas of the UK. *Geographical Journal*, 151, 1: 11-20
- Muhar, A. 1992: EDV-Anwendungen in Landschaftsplanung und Freiraumgestaltung. Ulmer, Stuttgart
- Muhar, A. 1999: Geographische Informationssysteme (GIS) in Naturschutz und Landespflege. In: Konold, W., Böcker, R., Hampicke, U.: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Ecomed, Landsberg
- Müller, D., Clasen, J., Harres, H.-P., Schreiner, H., Seuffert, O. 1997: Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern. *DVWK-Schriften*, Heft 115, Paul Parey
- Müller, F. 1991: Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Verh. Ges. Ökol.*, 19: 585-595
- Müller, K., Toussaint, V., Bork, H.R., Hagedorn, K., Kern, J., Nagel, U.J., Peters, J., Schmidt, R., Weith, T., Werner, A., Dosch A., Piorr, A. (Hrsg.) 2002: *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung. Neue Wege kooperativen Handelns*. Markgraf, Weikersheim
- Müller, M., Schmitz, P. M. 1999: Der Preis der Umwelt: Präferenzen und Zahlungsbereitschaften für ausgewählte Landschaftsfunktionen auf der Grundlage der Conjoint-Analyse. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 213 – 219
- Müller, M., Ordon, F., Friedt, W. 1999: Perspektiven einer leistungsfähigen Getreide- und Ölsaatenproduktion an ackerbaulichen Grenzstandorten. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 275 – 281
- Neufang, L., Auerswald, K., Flacke, W. 1989: Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG. Ein Beitrag zu standortgerechten Bodennutzung. *Bayr. Landw. Jahrb.*, 66: 771-789
- Odum, H.T. 1972: An energy circuit language for ecological and social systems: Its physical basis. In: Patten, B.C. (Hrsg.): *Systems analysis and simulation in ecology*. Vol. III., Academic Press, New York: 139-211
- Ostendorf, B., Tenhunen, J.D. 1995: Möglichkeiten zur räumlichen differenzierten Parametrisierung von Bestandesmodellen. In: Ostendorf, B. (Hrsg.): *Räumlich differenzierte Modellierung von Ökosystemen*. Bayreuther Forum Ökologie, 13: 17-29
- Ostendorf, B. (Hrsg.) 1995: *Räumlich differenzierte Modellierung von Ökosystemen*. Bayreuther Forum Ökologie, 13

- Page, P., Häuslein, A., Greve, K. 1993: Das Hamburger Umweltinformations-system HUIS – Aufgabenstellung und Konzeption. Hrsg. Von der Umwelt-behörde Hamburg, Projektgruppe HUIS, Hamburg
- Parvanov-Dawson, R., Albrecht, H. 1994: Teilnehmerorientierte Beratung fördert angepasste Düngung. Ausbildung und Beratung: 155
- Parvanov-Dawson, R. 1994: Reaktionen der Zielgruppe auf ein „praxisreifes“, umweltgerechtes Neuerungspaket am Beispiel Silomaisanbau in der Region Allgäu/Oberschwaben. Dissertation, Universität Hohenheim. Ulrich Grauer, Stuttgart
- Patten, B.C. (Hrsg.) 1972: Systems analysis and simulation in ecology. Vol. I. Academic Press, New York
- Patten, B.C. (Hrsg.) 1973: Systems analysis and simulation in ecology. Vol. III. Academic Press, New York.
- Paul, F.X. 1997: „Ordnungsgemäße Landwirtschaft“ – Stand der Diskussion. Berichte über Landwirtschaft, 75: 539-561
- Peschke, M. 1998: Aktivieren für den Umweltschutz. Aktionsforschung mit sechs Stuttgarter Kirchengemeinden im Projekt „Mitdenken und Handeln – Ökologie in die Kirche!“. unveröff. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Hohenheim
- Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) in der Fassung vom 14. Mai 1998 (BGBl. I, 1998 S. 971, berichtigt am 18. Juni 1998, BGBl. I, 1998 S. 1527 und am 27. November 1998, BGBl. I, 1998 S. 3512)
- Pieper, R. 1972: Aktionsforschung und Systemwissenschaften. In: Haag, F., Krüger, H., Schwärzel, W., Wild, J.: Aktionsforschung. Juventa, München.
- Plate, E.J. 1992: Weiherbach-Projekt. Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. Schlußbericht zur 1. Phase des BMFT-Verbundprojekts. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Heft 41. Karlsruhe
- Pommer, G., Neyer, H., Jordan, F. 1997: Phosphorbelastungen eines vor-alpinen Sees mit Grünlandnutzung im Einzugsgebiet. Agribiological Research 50, 4: 325-332
- Prager, K. 2002: Akzeptanz von Maßnahmen zur Umsetzung einer umweltschonenden Landwirtschaft bei Landwirten und Beratern in Brandenburg. Kommunikation und Beratung, 48. Margraf, Weikersheim
- Prasuhn, V., Spiess, E., Braun, M. 1996: Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 45. Reichenau
- Quist, D. 1984: Zur Bodenerosion im Zuckerrübenbau des Kraichgaus. Dissertation, Universität Heidelberg
- Raderschall, R. 1994: Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker, Aachen

- Reiche, E.-W. 1991: Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. *Kieler Geographische Schriften*, 79
- Reiche, E.-W., Meyer, M., Dibbern, I. 1999: Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes „DILAMO“. In: Blaschke, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Wichmann, Heidelberg: 131-142
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J. P. 1991: RUSLE. Revised Universal Soil Loss Equation. *J. of Soil and Water Conservation*, Vol. 46, No. 1: 30-34
- Renger, M., Strebel, O. 1982: Beregnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen. *Geologische Jahrbuch*, F. 13. Hannover: 3-66
- Renger, M., Wessolek, G., König, F., Swartjes, C., Fahrenhorst, B., Kaschianian, B. 1990: Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. – Endbericht zum BMFT-Projekt 03 74 34 3, Bonn
- Reschke, M., Meinert, G. 1999: Babylon lässt grüßen. *DLG-Mitteilungen*, 2: 12-15
- Richter, O., Söndgerath, D. 1997: Kopplung Geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. In: Kratz, R., Suhling, F. (Hrsg.): *GIS im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis*. Magdeburg: 5-29
- Richter, O. 1985: *Simulation des Verhaltens ökologischer Systeme*. VCH, Mannheim
- Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Abl. Nr. L 375 vom 31.12. 1991 S. 1
- Rohdenburg, A. 1989: Methoden zur Analyse von Agrar-Ökosystemen in Mitteleuropa unter Betonung geoökologischer Aspekte. *Catena*, 1: 1-57
- Rohmann, U., Sontheimer, H. 1985: *Nitrat im Grundwasser. Ursachen – Bedeutung – Lösungswege*. Karlsruhe, G. Braun GmbH
- Rohmann, U., Schultheiss, U., Döhler, H., Lorenz, E. 1999: *Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten. Vergleichende Darstellung und Bewertung der Vorgehensweisen und von Fallbeispielen in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlußbericht I. Berichtsteil*. Karlsruhe, Darmstadt, Hannover
- Röling, N. 1988: *Extension science. Information systems in agricultural development*. University Press, Cambridge
- Roux, M. 1997: *Lernprozesse fördern für eine nachhaltige Landwirtschaft in Kulturlandschaften der Schweiz: Einsichten und Empfehlungen aufgrund einer Fallstudie zum Pilotprojekt „Naturgemäße Kulturlandschaft Fricktal“*. Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau (LBL) Schweiz

- Sauer, S. 1999: Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, 88: 285-288
- Sauerborn, P. 1994: Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. – *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, Band 13
- Schächtele, A., Schächtele, W. 1987: Praxisorientierte Entwicklung einer Beratungsbroschüre zur Stickstoffdüngung für Landwirte. Unveröff. Diplomarbeit Universität Hohenheim
- Schäfer, W., Neumann, W. 1991: Bodenerosion durch Wind. In: Bericht über Landwirtschaft, Sonderheft 205 „Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit“, Band 3, Bodenerosion: 31-50
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
- Schink, A. 1991: Umweltrechtliche Beschränkungen ordnungsgemäßer Landwirtschaft – Geltendes Recht und Entwicklungstendenzen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 32: 353-362
- Schlagheck, H. 1993: Beratungsstrategien zur Erhaltung intakter Umwelt und Erzeugung hochwertiger Nahrung. *Berichte über Landwirtschaft*, 71: 523-533
- Schlecker, E., Konold, W. 2002: Leitfaden zur Beratung landwirtschaftlicher Betriebe mit dem Ziel, Nährstoffeinträge in Gewässer zu vermindern, auf der Grundlage der guten fachlichen Praxis am Beispiel des Einzugsgebietes der Seefelder Aach. Endbericht im Auftrag des UVM Stuttgart. Download unter <http://www.seefelder-aach.de>
- Schlichtig, B., Schüle, E., Rott, U. 2001: Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Seefelder Aach. Wasser und Abfall, 3. Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 1-8
- Schmidt, J. 1996: Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Berliner Geographische Abhandlungen*, Heft 61
- Schnell, R., Hill, P.B., Esser, E. 1999: Methoden der empirischen Sozialforschung. R. Oldenbourg, München, Wien
- Schnelle, E. (Hrsg.) 1982: Metaplan-Gesprächstechnik: Kommunikationswerkzeug für die Gruppenarbeit. Metaplan, Quickborn
- Schorer, M., Bierl, R., Symader, W. 1994: Zeitliche Veränderung von Schadstoffgehalten in Flußsedimenten. *Vom Wasser*, 82: 117-126
- Schreiner, A. 1970: Erläuterungen zur geologischen Karte des Landkreises Konstanz mit Umgebung 1:50 000. Geolog. Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg i. Br.
- Schuh, A. 1990: Zur Definition ordnungsgemäßer Landwirtschaft. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 30: 1-6
- Schur, G. 1990: Umweltverhalten von Landwirten. Dissertation, Universität Hohenheim. Campus, Frankfurt/Main

- Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M. 1990: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart
- Schwoerbel, J. 1993: Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena
- Seipel, M. 1999: Erfassung und Bewertung der flächenhaften Einträge von Nährstoffen und Fäkalkeimen in die Seefelder Aach unter Anwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS). Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG) der Universität Gesamthochschule Kassel. Unveröff. Diplomarbeit
- Sokollek, V., Hoyningen-Huene, J. von, Wohlrab, B., Süssmann, W. 1983: Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), 57
- Sonderforschungsbereich 183 1995: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereiches 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“. Universität Hohenheim
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) 1985: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Kohlhammer, Stuttgart
- Stahr, K. 1995: Landschaftsbezogene Nährstoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen im Allgäu (insbesondere Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffhaushalt). In: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim: 65-112
- StaLa (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg) 1996: Die Land- und Forstwirtschaft 1995. Statistik von Baden-Württemberg, Band 511. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.) 1999: Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis. UFZ Leipzig – Halle. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig
- Steinlin, H. 1988: Zum Begriff der ordnungsgemäßen forstwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 8 Abs. 7 BnatSchG. – Schriftenreihe Inst. f. Landespflege Univ. Freiburg
- Strebel, O. 1988: Nitratverlagerung in das Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung: Ursachen, Ausmaß, Minimierung. Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. Dokumentation eines Fachgesprächs am 26. Februar 1987. UBA-Texte, 6/88: 20-34
- Sunkel, R. 1990: Zum Begriff „Ordnungsgemäße Landwirtschaft“. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 31: 347-352
- Süssmann, W. 1980: Der Einfluß der Bodennutzung auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern im ländlichen Raum – dargestellt am Beispiel von Ederseezuflüssen. Dissertation, Universität Gießen
- Szibalski, M., Behrens, T., Felix-Henningsen, P. 1999: Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte peripherer Regionen am Beispiel des pH-Wertes. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 40: 228-233

- Tabios, G.Q., Salas, J.D. 1985: A comparative analysis of techniques for spatial interpolation of precipitation. – In: *Wat. Resour. Bul.*, 21 (3): 365-380
- Theiss, K. (Hrsg.) 1972: *Überlingen und der Linzgau am Bodensee*. Konrad Theiss Verlag, Stuttgart und Aalen
- Thomas, A. 2003: *Landwirtschaftliche Bildung und Beratung zum Gewässerschutz in Deutschland. Eine Analyse der Erfahrungen in den Bundesländern*. Margraf, Weikersheim
- Trinkwasserverordnung 2001: *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (TrinkwV) vom 21.05.2001*. BGBl. I, S. 959
- UBA (Umweltbundesamt) 1999: *Möglichkeiten und Grenzen der Integration neuer Verfahren zum Gewässerschutz in die landwirtschaftliche Aus- und Weiterbildung und in die Beratung*. UBA-Texte, 17, Berlin
- Uhlmann, D. 1994: *Die Beschaffenheit der Gewässer als Anzeiger für den Zustand der Umwelt*. – *Sitzungsberichte der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse*, 125 1. Akademie Verlag, Leipzig
- UVM (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg), LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) 2001: *Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg*. 1. Auflage. Karlsruhe
- Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) und zur Änderung bzw. Aufhebung bestimmter Verordnungen. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Nr. L 160/80 vom 26.6.1999
- Verordnung (EG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Nr. L 215/85 vom 30.7.1992
- Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über Schutzbestimmungen und die Gewährung von Ausgleichsleistungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung – SchALVO), Entwurf vom 22. März 1999
- Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26. Januar 1996, geändert am 16. Juli 1997 durch die Zweite Verordnung zur Änderung düngemittelrechtlicher Vorschriften
- Voigtländer, G., Boeker, P. 1987: *Grünlandwirtschaft und Futterbau*. Ulmer, Stuttgart
- Volk, M., Steinhardt, U. 1999: *Einführung: Regionalisierung in der Landschaftsökologie – Stand der Forschung: Offene Fragen, Trends und Lösungsansätze*. In: Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis*. UFZ Leipzig – Halle. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig: 11 – 16
- Wagenet, R.J. 1998: *Scale issues in agroecological research chains*. – *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50: 23 – 34

- Wagner, G., Koch, A. 1961: Raumbilder zur Erd- und Landschaftsgeschichte Südwestdeutschlands. Verlag Repro-Druck, Schmiden
- Waldhardt, R., Fuhr-Bossdorf, K., Otte, A., Schmidt, J., Simmering, S. 1999: Typisierung, Lokalisierung und Regionalisierung von Vegetationspotentialen einer peripheren Kulturlandschaft. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 40: 246-252
- Walther, W. 1999: Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner-Reihe Umwelt. Stuttgart, Leipzig
- Wamhoff, W. 2000: Nachhaltigkeit und deren Umsetzung als Forschungsaufgabe. In: Härdtlein, M., Kaltschmitt, M., Lewandowski, I.: Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. *Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften. Initiativen zum Umweltschutz*, 15. Erich Schmidt, Berlin: 1-4
- Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) in der Fassung vom 1. Juli 1988 (GBl. S. 296), geändert durch Gesetze vom 24. Juni 1991 (GBl. S. 434), vom 12. Dezember 1991 (GBl. S. 848), vom 12. Dezember 1991 (GBl. S. 860), durch AnpVO vom 23. Juli 1993 (GBl. S. 533), durch Gesetze vom 7. Februar 1994 (GBl. S. 73), vom 12. Dezember 1994 (GBl. S. 653), vom 13. November 1995 (GBl. S. 773), durch Verordnung vom 17. Juni 1997 (GBl. S. 278), durch Gesetz vom 17. Dezember 1997 (GBl. S. 557)
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung – Globale Umweltveränderungen) 1996: Welt im Wandel: Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Jahrgutachten 1995.
- Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Santa Clara, Singapur, Tokio
- Wegener, G., Persin, J., Karrenbrock, F., Rörden, O., Hübner, I. 1999: Vorkommen und Verhalten von natürlichen und synthetischen Östrogenen und deren Konjugate in der aquatischen Umwelt. *Vom Wasser*, 92: 347-360.
- Weingarten, P. 1995: Das „Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland“ (RAUMIS). *Berichte über Landwirtschaft*, 73. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup: 272-302
- Wendland, F. 1992: Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten“ Bundesländer (BRD). *Berichte aus der Ökologischen Forschung* 8. Forschungszentrum Jülich GmbH
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. 1993: Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer, Berlin, Heidelberg, New York
- Wenkel, K.-O., Schultz, A. 1999: Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung. In: Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis*. UFZ Leipzig – Halle. B. G. Teubner, Stuttgart, Leipzig: 19-42
- Wenkel, K.-O., Schultz, A., Lutze, G. 1994: *Landschaftsmodellierung*. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF). ZALF-Bericht, 13. Münchenberg

- Werner, W., Wodsack, H.-P. 1995: The role of non-point nutrient sources in water pollution – present situation, countermeasures, outlook. *Wat. Sci. Tech.*, 8: 87-97
- Werner, W., Olfs, H.-W., Auerswald, K., Isermann, K. 1991: Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: Hamm, A. (Hrsg.): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag Richarz GmbH, St. Augustin: 665-746
- Wiedemann, P.M., Karger, C.R. 1994: Umwelt und Sozialwissenschaften. Berichte zur ökologischen Forschung 12
- Wielgolaski, F. E. 1975: Fennoscandian Tundra ecosystems. *Ecological Studies*, 2. Springer, Berlin
- Williams, J., Berndt, H.D. 1977: Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. *Trans. Of the ASAE* 20: 1100-1104
- Williams, J.R., Jones, C.A., Dyke, P.T. 1990: The EPIC model: In: Sharpley A.N., Williams, J.R.: EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation, USDA Techn. Bull 1768: 3-92
- Wirth, E. 1979: Theoretische Geographie. Teubner Studienbücher, Stuttgart
- Wischmeier, W., Smith, D. 1978: Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning. USDA, Handbook No. 537.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D., Anderson, W.P. 1987: AGNPS, Agricultural Non-Point-Source Pollution Model – A Watershed Analysis Tool. United States Department of Agriculture, Conservation Research Report, 35
- Zeddies, J. 1995: Zusammenfassung der wichtigsten Forschungsergebnisse. In: Abschlussbericht 1987-1994 des Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“, Hohenheim 1995: 11-56
- Zimmermann, H., Holst, H., Müller, S. 1997: Die Besiedlung von Elbe-Aggregaten durch Organismen des Pelagials und Benthals. –Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1997, Band II: 1018-1023
- Zölitz-Möller, R., Heinrich, U. 1996: Das Geographische Informationssystem (GIS) als Integrationsinstrument im Projektzentrum Ökosystemforschung. In: Breckling, B., Asshoff, M. (Hrsg.): EcoSys – Beiträge zur Ökosystemforschung, Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Band 4: 27–37

Anhang

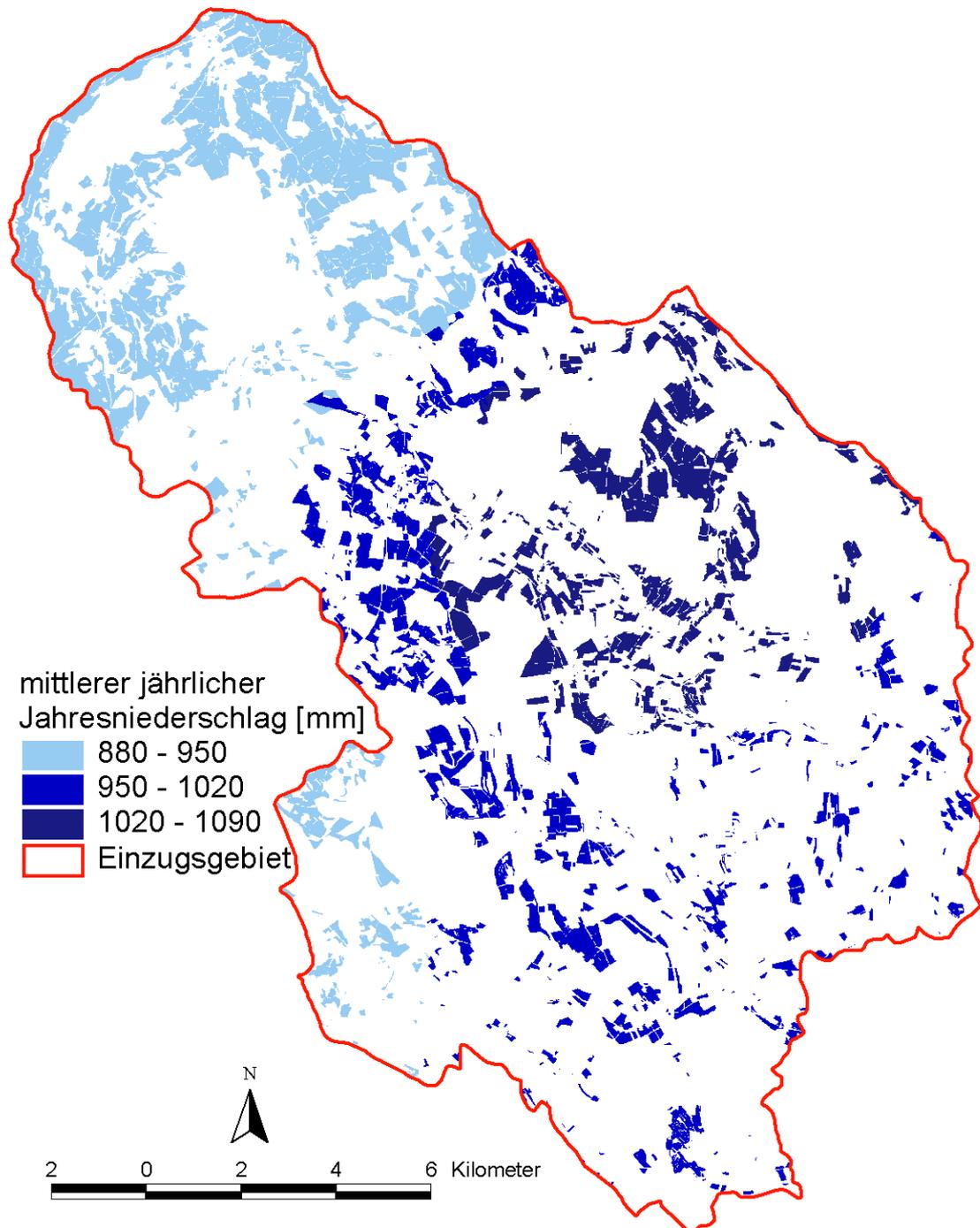


Abbildung A-1: mittlerer jährlicher Niederschlag in [mm] der Ackerflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
(Datengrundlage: Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes
Zeitraum: 01.01.1987 – 31.12.1996
Interpolationsmethode: Inverses Distanzverfahren)

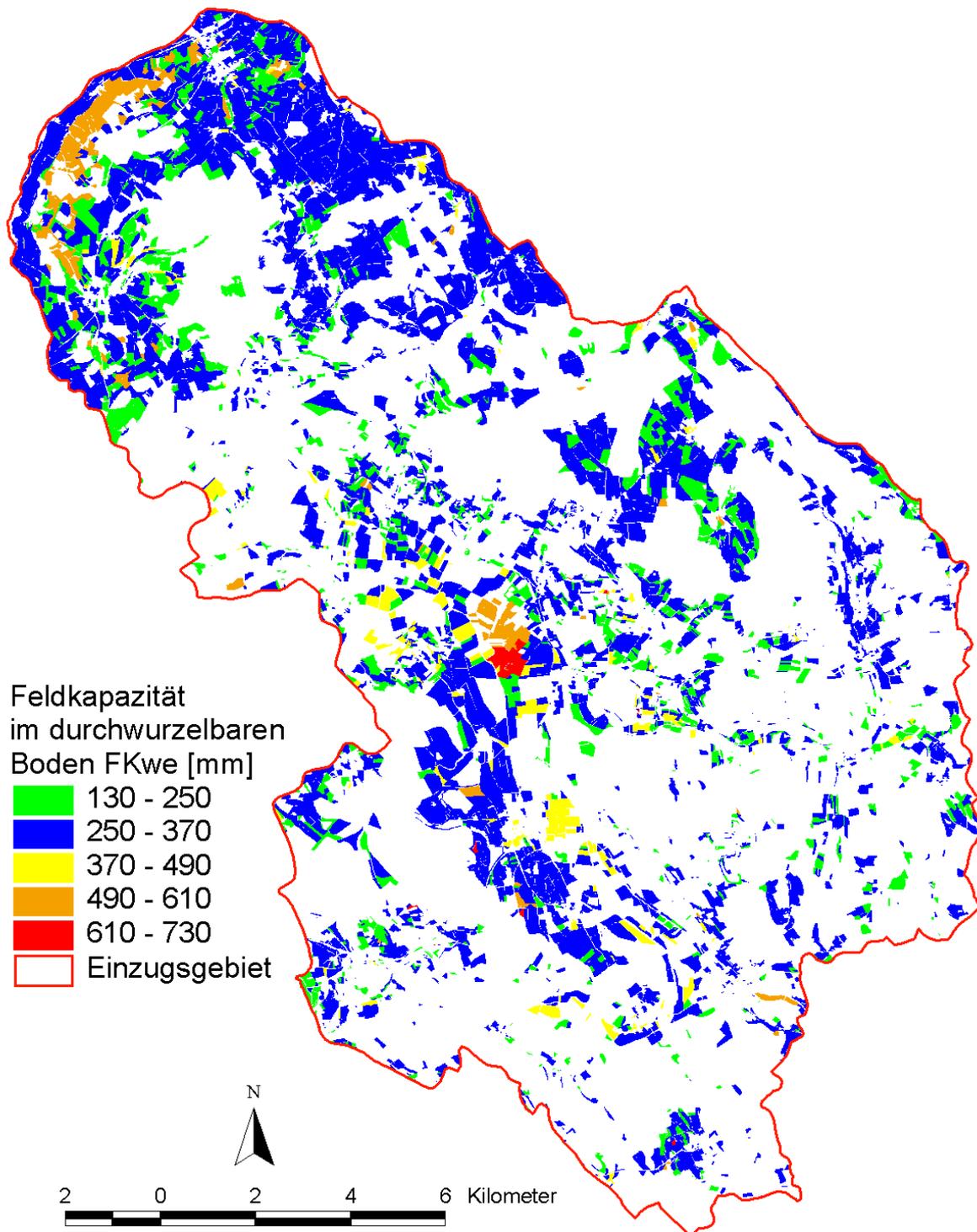


Abbildung A-2: Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (FK_{WE}) in [mm] der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Datengrundlage: Grablochbeschriebe der Bodenschätzung)

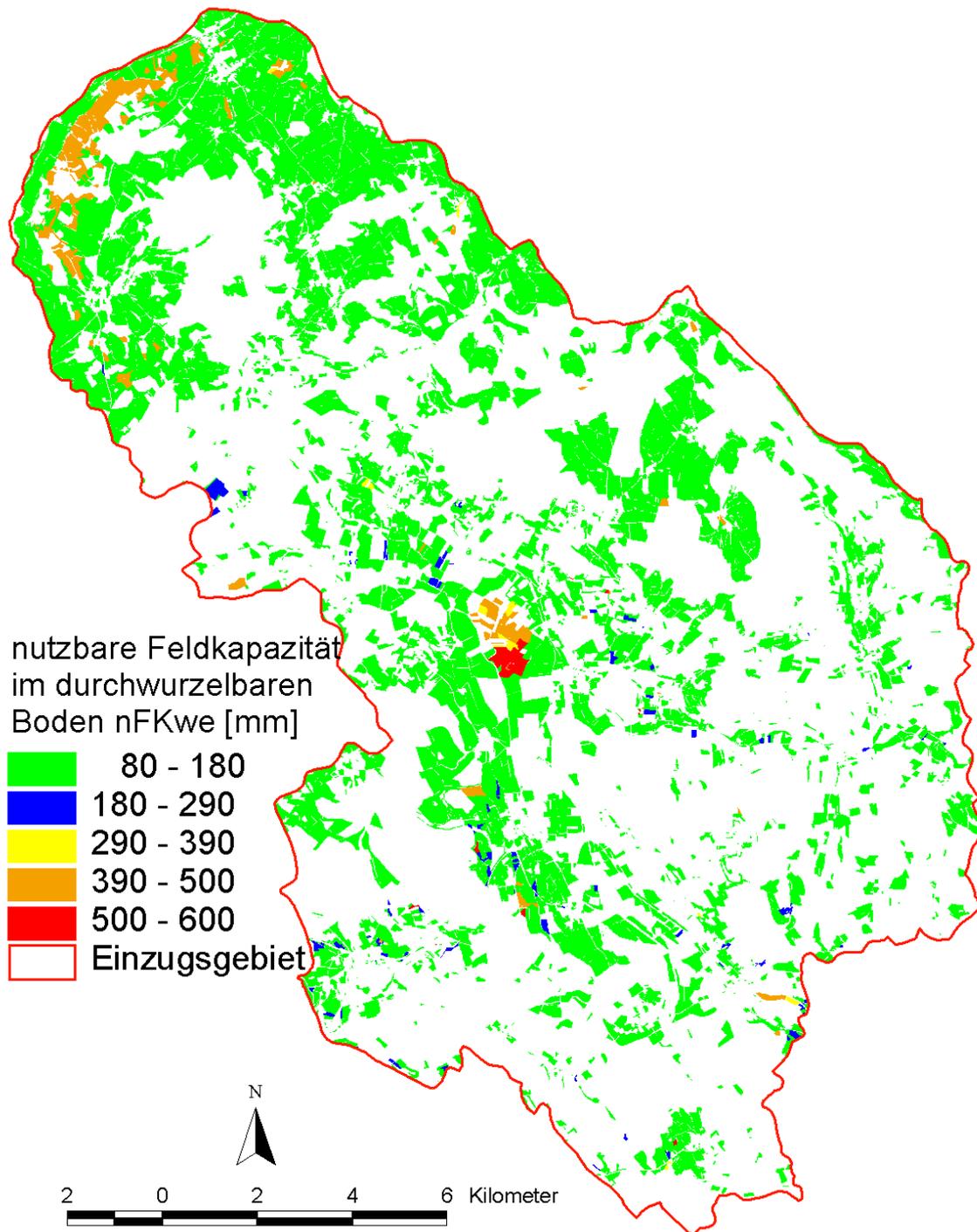


Abbildung A-3: nutzbare Feldkapazität im durchwurzelbaren Boden (nFK_{WE})
in [mm] der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder
Aach
(Datengrundlage: Grablochbeschriebe der Bodenschätzung)

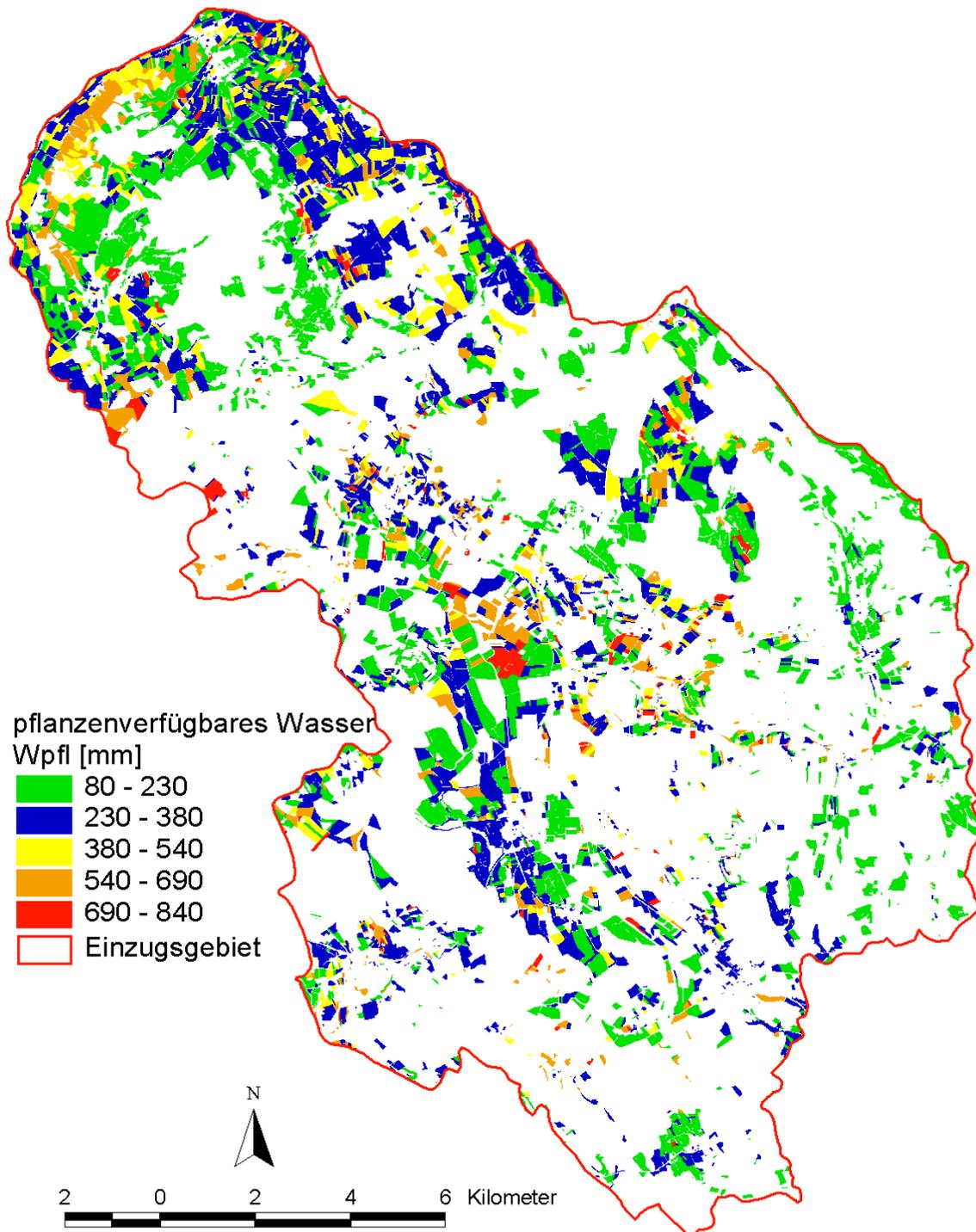


Abbildung A-4: pflanzenverfügbares Wasser (W_{pfl}) in [mm] der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Datengrundlage: Grablochbeschriebe der Bodenschätzung und landwirtschaftliche Nutzung der Jahre 1997 – 2001)

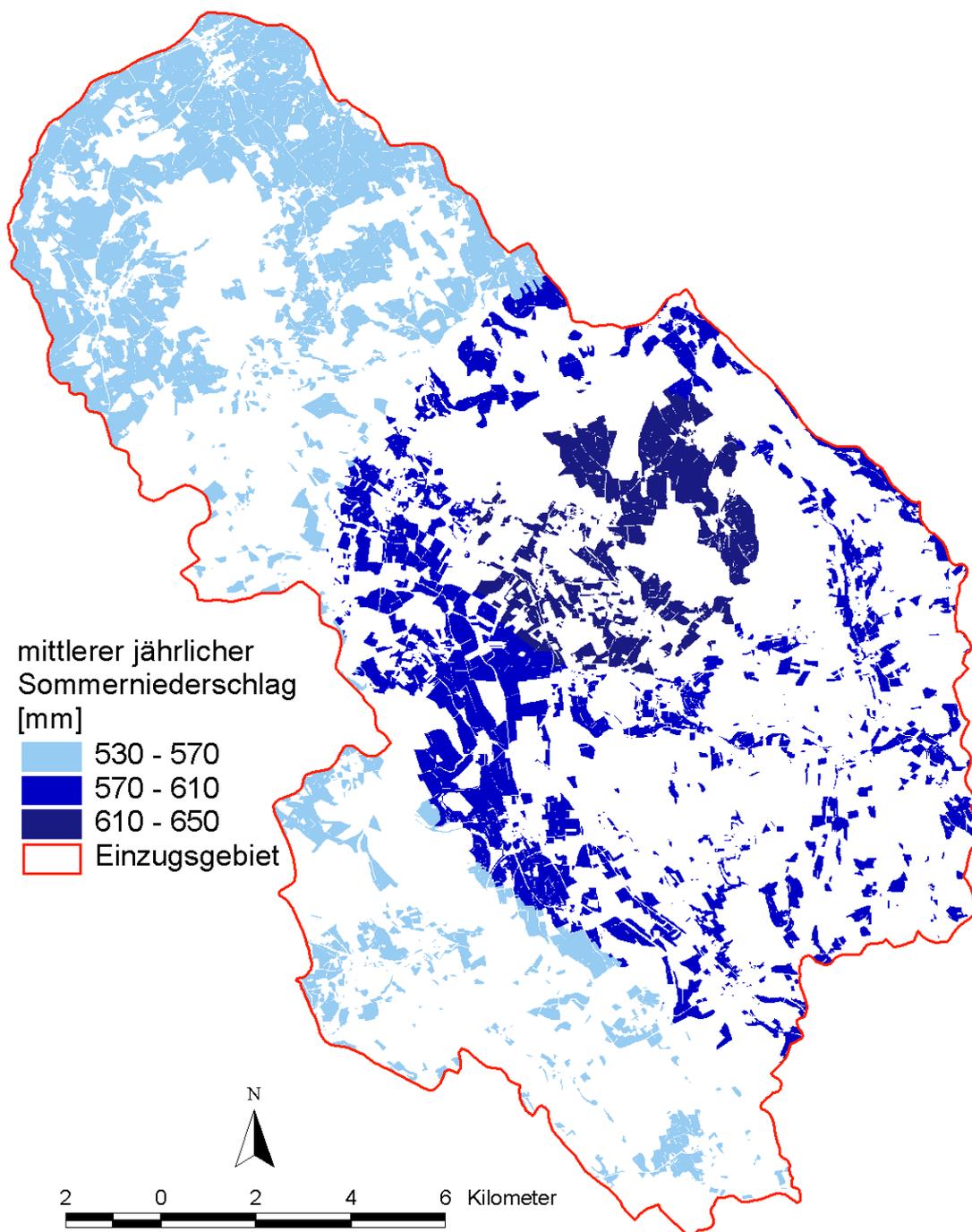


Abbildung A-5: mittlerer jährlicher Sommerniederschlag (01.04. – 30.09.) in [mm] der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Datengrundlage: Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes
Zeitraum: 01.01.1987 – 31.12.1996
Interpolationsmethode: Inverses Distanzverfahren)

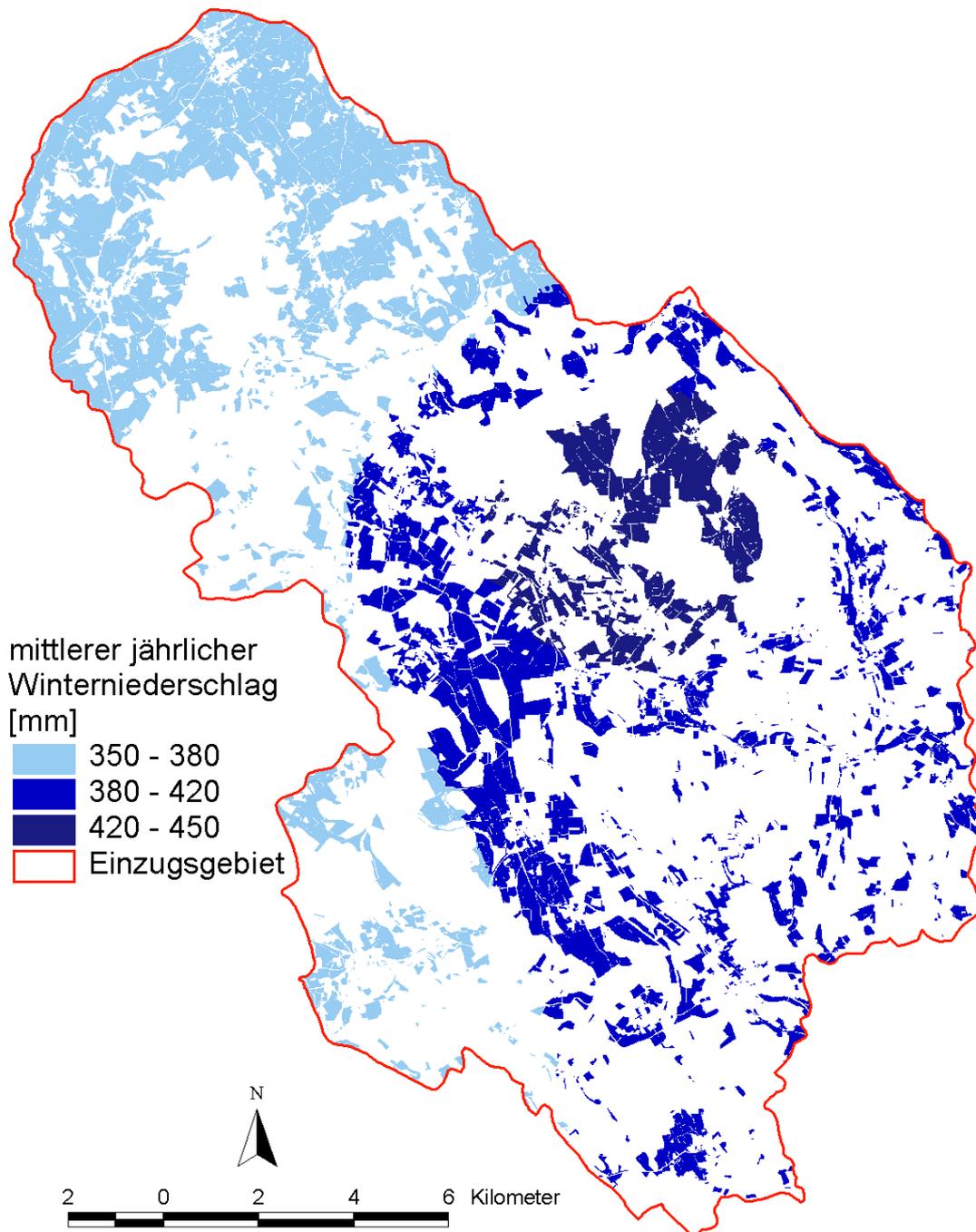


Abbildung A-6: mittlerer jährlicher Winterniederschlag (01.10. – 31.03.) in [mm]
 der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
 (Datengrundlage: Niederschlagsstationen des Deutschen
 Wetterdienstes
 Zeitraum: 01.01.1987 – 31.12.1996
 Interpolationsmethode: Inverses Distanzverfahren)

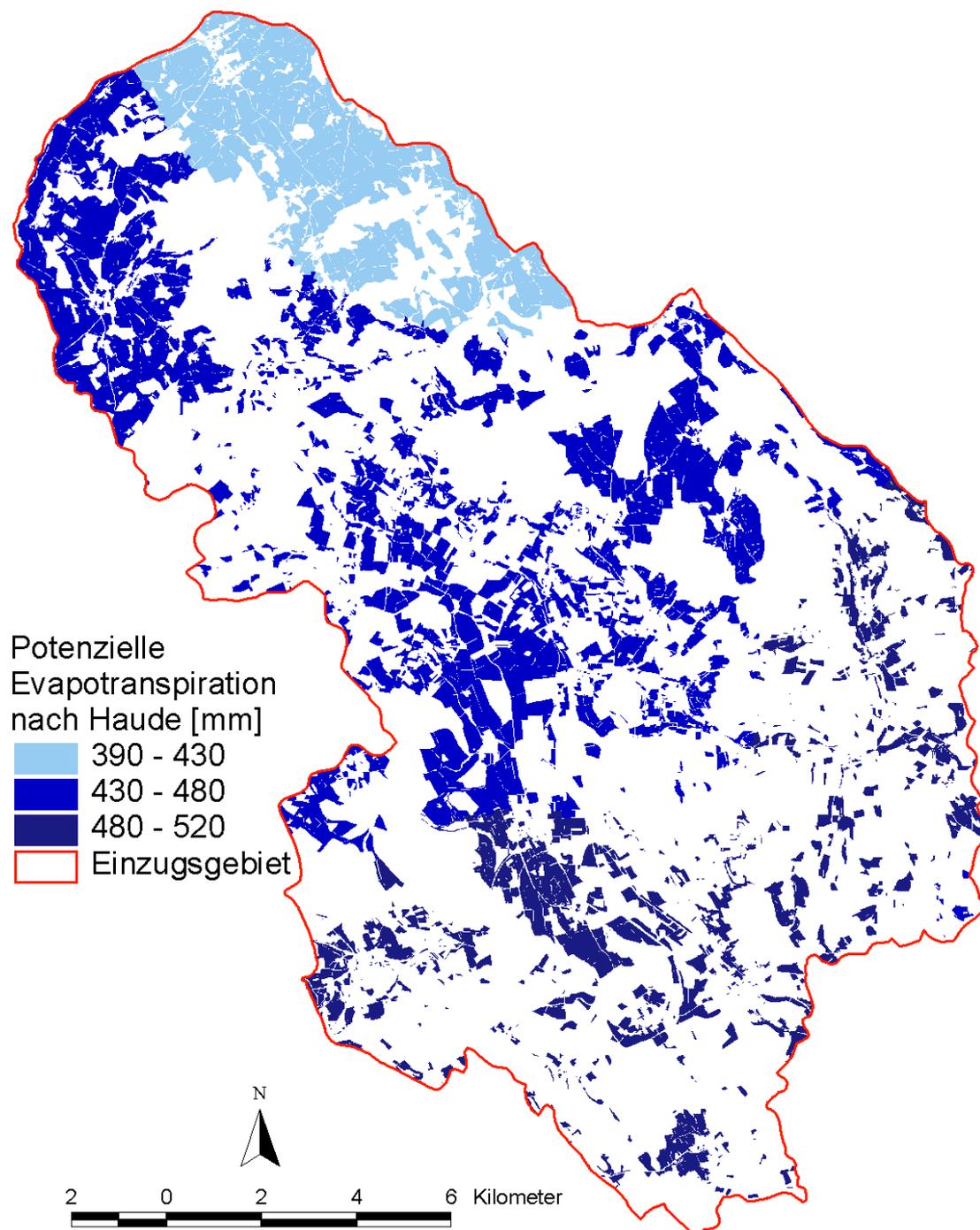


Abbildung A-7: potenzielle Evapotranspiration nach Haude in [mm]
der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
(Datengrundlage: Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes
Zeitraum: 01.01.1987 – 31.12.1996
Interpolationsmethode: Inverses Distanzverfahren)

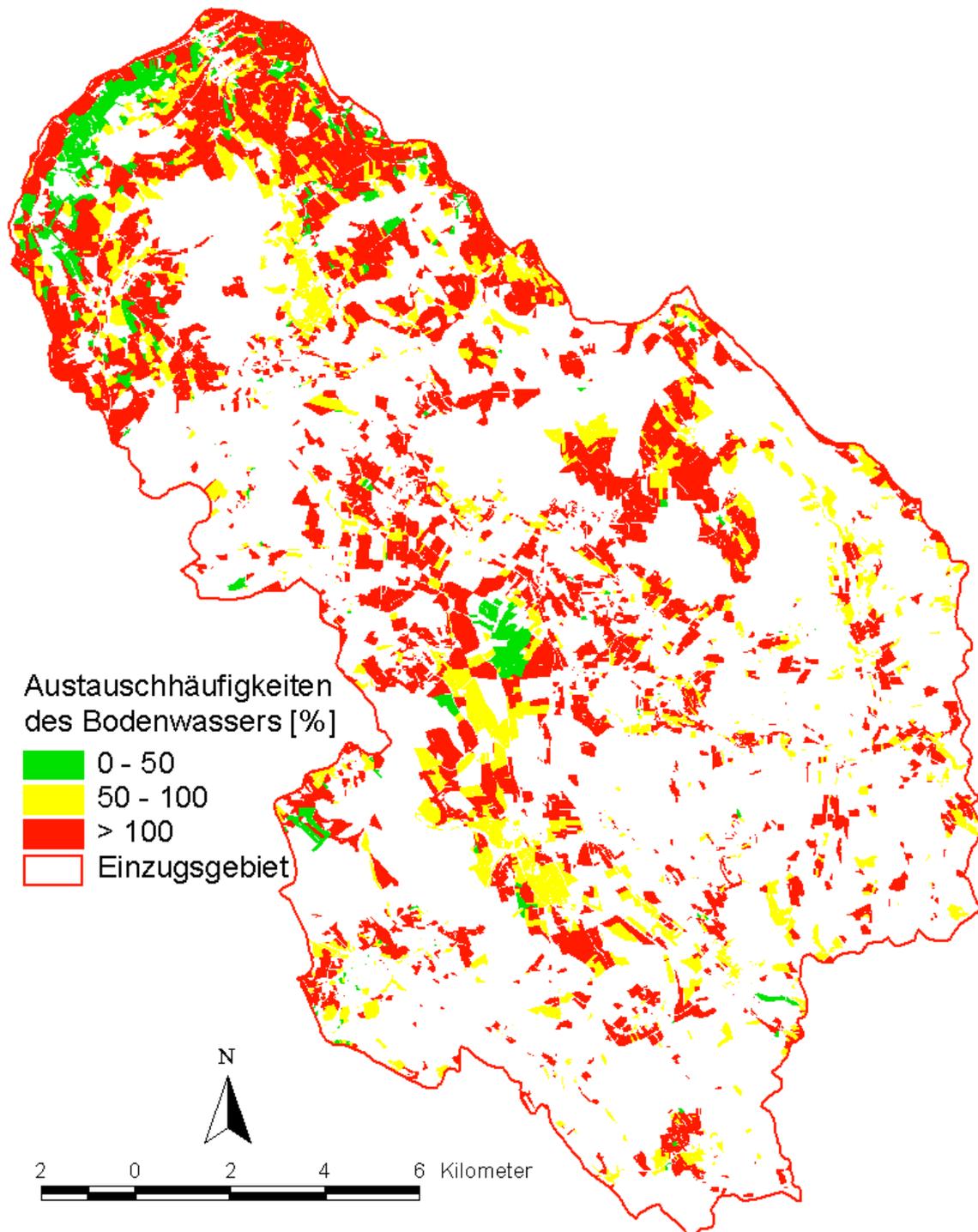


Abbildung A-8: Austauschhäufigkeit des Bodenwassers der Acker- und Grünlandflächen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Tabelle AII-1: Klassenzeichen und Lage der Grablochbeschriebe

ID	Klassenzeichen	Gemarkung	Blattnummer der Fk 15	Nr. des Tagesabschnittes	Nr. des Grabloches
1	S4D26/28	Ahausen	232.138	2	15
2	T5D44/38	Herdwangen	214.127	15	47
3	T4D49/44	Herdwangen	215.127	8	11
4	T3AID56/50	Rickenbach	223.132	5	3
5	T3c38/37	Illwangen	220.143	1	5
6	LT5Dg43/34	Wintersulgen	221.139	27	47
7	LT5D50/47	Lippertsreute	220.130	13	5
8	Lt4D56/43	Aach Linz	213.129	31	5
9	LT4AID55/55	Rickenbach	223.132	6	2
10	Lt3D62/61	Tüfingen	224.131	13	13
11	Lt3AI72/71	Neufrach	227.136	10	5
12	Lt2D74/74	Weildorf	224.135	1	25
13	SI4Dg31/33	Oberuhldingen	229.131	10	31
14	SI4D33/23	Beuren	223.138	6	76
15	SI3D37/33	Beuren	224.137	2	50
16	SI3Dg34/36	Weildorf	225.135	6	3
17	L5Dg53/43	Illmensee	216.139	14	8
18	L5D53/41	Wintersulgen	217.137	10	6
19	L4D63/53	Aach Linz	211.128	14	13
20	L4D60/55	Ittendorf	233.138	23	1
21	L4AI64/63	Wittenhofen	225.143	17	23
22	L3D66/67	Weildorf	224.136	8	14
23	L3AID69/69	Grasbeuren	231.136	1	1
24	L3AI75/75	Neufrach	227.136	8	8
25	L3c37/36	Homberg	221.143	54	7
26	L3b48/45	Aach Linz	211.128	13	3
27	L3b45/44	Herdwangen	215.127	18	8
28	L3a39/39	Oberuhldingen	229.131	15	15
29	L3b42/36	Hohenbodman	219.128	8	30
30	L2c41/39	Homberg	222.144	48	17
31	L2c45/45	Wintersulgen	219.138	23	1
32	L2b56/56	Großstadelhofen	213.132	13	30
33	L2b50/48	Aach Linz	212.128	36	12
34	L2b36/24	Deggenhausen	220.141	27	7
35	L2a58/39	Mühlhofen	230.134	8	12
36	L2a49/41	Mimmenhausen	227.134	8	17
37	L1c54/41	Wintersulgen	216.137	11	4
38	L1b62/60	Herdwangen	216.125	16	2
39	sL6D43/31	Wintersulgen	221.140	27	15
40	sL6Dg41/36	Herdwangen	217.126	12	5
41	sL5Dg46/41	Oberstenweiler	228.140	1	6
42	sL5D49/40	Wintersulgen	220.138	23	9
43	sL4Dg55/53	Wittenhofen	226.143	20	3
44	sL4D55/44	Wintersulgen	219.138	22	2
45	sL4AID57/59	Beuren	224.137	1	26
46	sL4AI62/64	Ahausen	231.137	5	1
47	sL3Dg65/52	Großschönach	212.130	8	2
48	sL3D66/66	Frickingen	223.133	3	16
49	sL3D 63/57	Herdwangen	216.127	5	13
50	sL3AID66/59	Untersiggingen	225.142	7	2
51	sL3AI68/68	Unteruhldingen	231.131	3	21
52	sL2D68/58	Herdwangen	218.128	2	27

Fortsetzung Tabelle AII-1:

ID	Klassenzeichen	Gemarkung	Blattnummer der Fk 15	Nr. des Tagesabschnittes	Nr. des Grabloches
53	SL5Dg40/28	Wintersulgen	217,137	11	15
54	SL5D42/35	Tüfingen	225,131	8	2
55	SL4Dg47/38	Großschönach	212,131	6	6
56	SL4D45/40	Altheim	219,130	9	13
57	SL4A151/53	Neufrach	227,136	10	5
58	SL3Dg55/45	Großschönach	212,131	7	1
59	SL3D57/42	Wintersulgen	219,138	22	4
60	SL3A159/59	Frickingen	221,131	6	1
61	SL2Dg62/53	Großschönach	212,131	4	3
62	SL2D62/57	Hohenbodman	220,128	7	16
63	SL2A1D66/69	Frickingen	221,133	10	20
64	SL2A164/69	Beuren	225,137	1	5
65	LS4Dg38/33	Altheim	218,132	13	30
66	LS4D42/38	Altheim	220,131	7	3
67	LS3D49/48	Altheim	219,132	6	9
68	LS2D54/59	Leustetten	222,135	3	23
69	LS2b36/35	Großschönach	215,130	24	10
70	LS2a48/48	Untersiggingen	225,141	1	4
71	LS2a52/51	Unteruhldingen	231,130	4	8
72	LS2a40/34	Leustetten	223,135	4	16
73	LS1c48/48	Wintersulgen	221,139	27	4
74	LS1b49/44	Wittenhofen	223,140	10	21
75	LS1a50/38	Lippertsreute	222,131	5	14
76	S2a29/29	Mimmenhausen	227,135	13	7
77	Mo2b30/25	Herdwangen	214,125	25	3
78	Mo2a30/29	Leustetten	222,134	2	6
79	Mo1b41/39	Herdwangen	214,125	24	23
80	Mo1a38/36	Beuren	222,136	9	33
81	T3b43/37	Taisersdorf	217,130	3	31
82	T3a39/39	Mittelstenweiler	229,138	1	16
83	T2c38/33	Wintersulgen	220,139	24	25
84	T2b42/40	Großschönach	216,130	28	13
85	T2a61/61	Buggensegel	228,135	12	6
86	T2a52/45	Neufrach	228,135	9	4
87	T2a38/38	Buggensegel	229,137	9	30
88	LT6Dg42/28	Illwangen	221,143	1	4
89	LT4A1D60/58	Rickenbach	224,132	2	4
90	LT4A163/59	Neufrach	227,135	14	16
91	LT4A155/55	Ahausen	231,137	5	19
92	S4Dg22/18	Altheim	220,132	5	16
93	S2b34/30	Wittenhofen	223,140	10	22
94	LT6D45/41	Tüfingen	227,130	3	7
95	LT5A1D52/50	Rickenbach	224,132	2	1
96	LT5A151/50	Ahausen	231,138	10	18
97	Mo3b12/12	Großstadelhofen	214,139	11	27
98	LT4Dg54/43	Herdwangen	213,124	13	13
99	L6D48/39	Aach Linz	213,127	34	21
100	L4Dg59/53	Großschönach	216,131	33	20
101	sL2Dg66/54	Herdwangen	214,125	22	32
102	sL2A1D68/60	Herdwangen	217,126	6	7
103	SL6D35/29	Aach Linz	210,128	4	24
104	LS5Dg28/26	Aach Linz	212,128	35	5
105	LS5D34/31	Herdwangen	216,127	8	36
106	LS3Dg47/41	Großschönach	213,131	18	25

Tabelle AII-2: Übersetzung des Horizontes 1 der Grablochbeschriebe

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 1	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 1		
		Humus	Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
1	h'anlS2	h2	Sl3	2
2	h's-kiL 1-1,5	h2	Ls3	1,5
3	h'schL 1,5	h2	Lts	1,5
4	h-h'krL 1,5	h3	Lts/Tu4	1,5
5	h'stkrL 1,5	h2	Tu4	2
6	h'stkrL 1,5-2	h2	Lts	2
7	h2L,s2,ki2 1,5-2	h2	Lts	2
8	h's'L 1,5-2	h2	Lts	2
9	h'krL 1,5	h2	Lts/Tu4	1,5
10	hs'L 2	h3	Lts	2
11	Ka'hKiL2	h3	Tu4	2
12	hs'L 2	h3	Lts	2
13	kah'kilS2	h2	Sl3	2
14	h'l'S 2	h2	Sl2	2
15	hkil'S 1,5-2	h3	Sl2	2
16	hki-stl-l'S 2	h3	Sl2	2
17	h'st's'L 1,5	h2	Lts	1,5
18	h'ki'sL 1,5	h2	Ls3	1,5
19	h's'L 2	h2	Lts	2
20	kah's'L 2	h2	Lts	2
21	h's'-krL 2,5	h2	Tu4	2,5
22	h'-hkisL 2	h2	Lts	2
23	hs-s'L 2	h3	Ls3/U14	2
24	Kahfs'L 2	h3	Ut4	2
25	kah'krL 1	h2	Tu4	1
26	h's-s'L 2	h2	Ls3/Tu4	1,5
27	hs'L 1,5	h3	Tu4	1,5
28	ka'r'fsL 1,5		Ut3	1,5
29	h's'L 1,5	h2	Tu4	1,5
30	h's'L 2	h2	Tu4	2
31	ki''hs'L 2	h3	Tu4	2
32	hs'L 2	h3	Tu4	2
33	h's-s'L 2,5	h2	Ls3-Tu4	2,5
34	kah'krL 2	h2	Tu4	2
35	kah'fsL 2	h2	Ut3	2
36	amofsL 2	h5	Ut3	2
37	hs-s'L 2	h3	Ls3-Tu4	2
38	hs'L 1,5-2	h3	Tu4	2
39	h'h(amo)sL 2	h2	Ls3	2
40	h'stsL 1,5	h2	Ls3	1,5
41	h'kisL 1,5	h2	Ls3	1,5
42	h'kisL 1,5	h2	Ls3	1,5
43	ki'-kih'sL 1,5-2	h2	Ls4	2
44	h'ki'sL 1,5	h2	Ls3	1,5
45	kr''h'sL 1,5-2	h2	Ls3/U13 Lts/Tu3	2
46	hsL 2	h3	U14	2
47	h'-hsLst 2,5	h2	Ls3	2,5
48	ka'hki''sL 1,5	h3	Ls3	1,5
49	ki''hsL 2	h3	Ls4	2
50	hfsL 2	h3	Ut3	2
51	kah'sL 2	h2	U14	2
52	hg-sL 2 ki''	h3	Ls4/Ls3	2

Fortsetzung Tabelle AII-2:

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 1	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 1		
		Humus	Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
53	hst _g L 1,5	h3	Ls4	1,5
54	kah'kisL 2	h2	Ls4	2
55	h'st _g L 1,5	h2	Ls4	1,5
56	h'IS 2	h2	Sl3	2
57	kahfs'L 2	h3	Ut4	2
58	h'st'gL 2	h2	Ls4	2
59	h'kisL 1,5	h2	Ls4	1,5
60	h3S,l4 2	h3	Sl4	2
61	hst'gL 2	h3	Ls4	2
62	hl _g S-gL 2	h3	Sl4/Ls4	2
63	h3ka3L,s3 2	h3	Ls3/Ul4	2
64	hl _g fs	h3	Ul3	2
65	h'st _g S 1,5-2	h2	Sl3	2
66	h'IS 2	h2	Sl3	2
67	hki'l-IS 2	h3	Sl4/Sl3	2
68	hki'IS 2	h3	Sl4	2
69	ka'h'sL 2	h2	Ls4	2
70	h'IS 1,5-2	h2	Sl3	2
71	kah'fsL 2	h2	Ut2	2
72	h'IS 2	h2	Sl3	2
73	hki'gL 1,5	h3	Ls4	1,5
74	h(amo)l _g S 2	h4	Sl4	2
75	hl _g S 2	h3	Sl4	2
76	kah'st'IS 1,5	h2	Sl3	1,5
77	KaMo 1,5-2		Hhz3	2
78	amoL 1,5	h4	Tu4	1,5
79	(l')zerMo 3-4	h5	Hhz3	4
80	zerMo 2-3	h5	Hhz3	3
81	h's'-krL 1,5	h2	Tu4	1,5
82	h's'L 0,5-1	h1	Tu4	1
83	h'kikrL 1,5	h2	Tu4	1,5
84	kah'fsL 1,5	h3	Ut3	1,5
85	h'krL 2	h3	Tu4	2
86	h(amo)krL 1-1,5	h4	Tu4	1,5
87	h'fsL 1	h2	Ut3	1
88	h'stkiL 1,5	h1	Lts	1,5
89	hfskrL 1,5-2	h3	Lts/Tu3 Ut3	2
90	hkiL 1,5	h3	Tu4	1,5
91	hki'sL 1,5-2	h3	Ul4	2
92	h'l'KiS 2	h1	Sl2	2
93	h(amo)l _g S 1,5	h5	Sl3	1,5
94	h'kisL 1,5-2	h2	Lts	1,5
95	fsh'krL 1,5	h2	Lts/Tu4 Ut3	1,5
96	hs'L 2	h3	Tu4	2
97	erd'Mo 0,5-1		Hhz4	1
98	ki-schlisL 1,5		Ls3/Ut4	1,5
99	h's-s'L 1,5	h2	Ls3/Lts	1,5
100	h'st's'L 1,5	h2	Lts	1,5
101	kihsL2	h3	Ls3	2
102	kahfsL 2	h3	Ut3	2
103	kahs-s'L 2	h3	Ls3-Lts	2
104	h'st'IS 1,5-2	h2	Sl2	2
105	hkilS 1,5	h3	Sl3	1,5
106	h'st'sL-TS 2	h2	Ls3-Tu2	2

Tabelle AII-3: Übersetzung des Horizontes 2 der Grablochbeschriebe

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 2	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 2		
		Humus	Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
1	S		mSfs	6
2	schL 0,5-1		Lts	1
3	schL 1		Lts	1
4	schL 1		Lts	1
5	stschL 1,5		Lt3	1,5
6	h' stschL 1	h2	Lts	1
7	L,t2,s3,ki2 1,5		Lt3	1,5
8	s'-krL 2		Lts	2
9	h'kr-schL 1,5	h2	Lts/Tu3	1,5
10	h'kiL 1-2	h2	Lts	2
11	Ka'(h')schL		Tu3	7
12	s'-kiL 1,5		Lts	1,5
13	kar'sKi		mSfs	6
14	anlS		Sl3	6
15	kil'S 1		Sl2	1
16	st-kiL 2-3		Sl3	3
17	st'grur's'L 2		Lts	2
18	kis-s'L 1,5-2		Ls3	2
19	krL 3		Lts	3
20	kas'L 4		Lts	4
21	krL 2		Tu4	2
22	ki's'-krL		Lts	7
23	h's(t)L 4	h2	Ls3/UI4	4
24	Kah'fs'-krL 2,5	h2	Ut4/Tu4	2,5
25	kar'krL 2		Tu4	2
26	r's'L 3		Tu4	3
27	s'L 1,5-2		Tu4	2
28	ka'reis'L 2		Tu4	2
29	r's'L 1		Tu4	1
30	s'L 2		Tu4	2
31	ki''s'L 2		Tu4	2
32	(h')kis'-krL 2	h2	Tu4	2
33	r's'L 2		Tu4	2
34	kast'-stkr-schL 3		Tu4-Lt3	3
35	fs'L 5		Ut4	5
36	rfsL 2		Ut3	2
37	h's-s'L 2	h2	Ls3-Tu4	2
38	s'L 3-4		Tu4	4
39	r'grausL 1		Ls3	1
40	stsL 1,5		Ls3	1,5
41	kit'gL 1		Ls4	1
42	kisL 1,5		Ls3	1,5
43	kiL 2		Ls4	2
44	kistt'tL 1,5		Lt3	1,5
45	kr''s(t)L 2-3		Ls3/UI3 Lts/Tu3	3
46	ka'sL 3-4		U14	6
47	(h')sLst'4,5	h2	Ls3	4,5
48	ka'h'sL 2	h2	Ls3	2
49	h'sL 3	h2	Ls4	3
50	ka fsL 3-4		Ut3	4
51	ka s-(s')L 5		U14/Tu4	5
52	h'sL 5	h2	Ls3	5

Fortsetzung Tabelle AII-3:

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 2	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 2		
		Humus	Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
53	st _l S 1-1,5		Sl4	1,5
54	kak _l S2-(3)		Sl4	2
55	stgr _u L 1		Ls4	1
56	l _S 2		Sl4	2
57	ka _f sL-l _S 0,5-1		Ut3/Sl3	1
58	st' _s L 2		Ls4	2
59	ki _s L 1,5		Ls4	1,5
60	h2ka3S,l4 3	h2	Sl4	3
61	h' _s t' _s L 6	h2	Ls4	6
62	l _S -s _L		Sl4/Ls4	8
63	h2ka3L,s3 2-3	h2	Ls3/Ul4	3
64	h' _l fS	h2	Ul3	8
65	ki-st _S 2		Sl3	2
66	l-l' _S 3-4		Sl3/Sl2	4
67	ki _l S 4-5		Sl3	5
68	h' _s l _S 1-2	h1	Sl4	2
69	ka' _s L 2		Ls4	2
70	l _S 1,5-2		Sl3	2
71	ka _s L 2,5-3		Ls4	3
72	l _S 2		Sl3	2
73	ki _s L 3-4		Ls4	4
74	l _S 3-2,5		Sl4	3
75	br _l S 3		Sl4	3
76	sfe		mS	6,5
77	r' _{Mo} 1		Hhz3	1
78	to' _{Mo} 2		Hhz2	2
79	to'' _{Mo} 1-2		Hhz2	2
80	r' _{Mo} 1-2		Hhz3	2
81	kr _L 1,5		Tu4	1,5
82	r(amo)t' _s L 2		Lt3-Ls3	2
83	kisch _L 2-3		Lt3	3
84	r' _{sch} kr _L 1,5		Ut4-Tu4	1,5
85	sch _L 3		Lt3	3
86	kr _L 0,5-1		Tu4	1
87	rkisch _L 2		Lt3	2
88	gtsch _L 1,5		Lts	1,5
89	fssch _L 3-(4)		Lts/Tu3 Ut3	3
90	st _L (-II) 3		Tu4(Tu2)	3
91	ki'(s)t _L 2,5		Tu3(Ul4)	2,5
92	l' _{kr} -gS		Sl2	6
93	l _S 3-2,5		Sl4	3
94	ki _t L 1,5-) 2		Lt3	1,5
95	fst _L 2-2,5		Lt3/Tu3 Ut3	2,5
96	kr-sch _L 2-1		Tu3-Tu4	2
97	Mo-krschlu		Hhz3	2
98	t-t' _{sts} L 1-1,5		Ls3/Lt3	1,5
99	rgbs'-kr _L 1,5		Lts	1,5
100	st' _{grus} 'L 2,5		Lts	2,5
101	kih' _s L 2	h2	Ls3	2
102	kah' _{fs} L 2	h2	Ut3	2
103	ki _l 'S		Sl2	3
104	grul' _S 2,5		Sl2	2,5
105	ki _l S (t') 1,5		Sl3	1,5
106	st' _s -s' _L 1		Ls3-Lts	1

Tabelle AII-4: Übersetzung des Horizontes 3 der Grablochbeschriebe

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 3	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 3	
		Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
1			
2	r'-r IT-T	Tu2	
3	r'(-r)(me)IT-T	Tu2	
4	(me)IT-T(r')	Tu2	
5	stgb'rschL-IT	Lt3/Tu2	
6	stschL-IT	Lts/Tu2	
7	L,t3,s4,ki2 2	Lt3	2
8	sch-tL 3	Lt3	3
9	schL 3	Lts/Tu3	3
10	schL 2	Lts	2
11			
12	ki-stL	Lts	
13			
14			
15	kitl'Sr'	Sl2	
16	r'stt'1'S 2	Sl2	4
17	r'sts'-brL	Lts	
18	kis'L	Ls2	
19	r'sch-tL	Lt3	
20	r'kakrL	Lts	
21	r'-rtL	Tu3	
22			
23	s(t)L	Ls3/U14	
24	krL 2	Tu4	2
25	mers-krL	Ls3/Tu4	
26	reis'-krL	Tu4	
27	r'-rs'L	Tu4	
28	reiLSchli	Tu4	
29	rs'-schliL	Tu4-Ut4	
30	r'gru's'-krL	Tu4	
31	ki''r'-rL	Tu4	
32	(h')-r'kis'-krL	Tu4	
33	reis'-krL	Tu4	
34	kagrukr-schL	Tu4-Lt3	
35	r'fs'L	Ut4	
36	rlSchli	Ut4	
37	s'L	Tu4	
38	r's'L	Tu4	
39	rgrausL	Ls3	
40	rkisL 1	Ls3	2
41	r'meltS	Sl4	
42	kir'-rsL	Ls3	
43	rki-kisL	Ls3	
44	rkist(t)L	Lts	
45	stLr'-r	Ls4/U13 Lt3/Tu3	
46			
47	st'grur's-sL	Ls4	
48	sL 2-3	Ls3	3
49	sL	Ls4	
50	kar'-sL	Ls3/U14	
51	kar`s-(s)L	U14/Tu4	
52	br sL	Ls3	

Fortsetzung Tabelle AII-4:

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 3	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 3	
		Bodengefüge	Mächtigkeit [dm]
53	strl-IS	Sl4/Sl3	
54	mekiS 2	Sl4	2
55	r'stgrus-sL	Ls4/Ls3	
56	tlS 2-1	Sl3	2
57	kal'SmL-Bä	Sl2	
58	r'st'sL	Ls4	
59	kitL	Ls4	
60	ka3S,14,ki2	Sl4	
61	st'grusL	Ls4	
62			
63	L,s3-s2	Ls3/Ul4 Lts/Tu4	
64			
65	r'stIs 1-2	Sl3	2
66	r'l'S	Sl2	
67	kir'IS	Sl3	
68	l-(l)S	Sl4/Sl3	
69	r'sL 2	Ls4	
70	r'IS	Sl3	
71	mer'l'S	Sl2	
72	kar'l-l'S	Sl3-Sl2	
73	kir't'IS	Sl4	
74	r'gb'IS	Sl4	
75	r'IS	Sl4	
76			
77	rMoeils	Hhz3	
78	toMo-schliL	Hhz2-Tu4	
79	to''schlit'L	Ut4-Lt3	
80	r(to)Mo	Hhz2	
81	r'-rschL	Lt3	
82	reistkitL	Lt3	
83	kirIT	Tu2	
84	r'IT	Tu2	
85	rIT	Tu2	
86	rst-Schli	Tu4	
87	rtSchli	Tu4	
88	rstschL	Lts	
89	rIT	Tu2	
90	r'-rIT	Tu2	
91	r'ki'tL 1-2	Tu3	2
92			
93	r'l'S	Sl2	
94	r'-r IT 1,5	Tu2	1,5
95	r'IT	Tu2	
96	schL 1-1,5	Tu3	1,5
97	Mo	Hhz3	
98	stschL 1	Lts	1
99	eirsch-tL	Lt3/Lts	
100	mergrusch-tL	Lts-Lt3	
101	kisL 2	Ls3	2
102	kafsL	Ut3	
103			
104	l''-frS	Su2	
105	kitl'S-IS	Sl2-Sl3	
106	st'r'-l'S	Sl2	

Tabelle AII-5: Übersetzung des Horizontes 4 der Grablochbeschriebe

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 4	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 4
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7	L,t3,s4,ki2	Lt3
8	tL-IT	Lt3/Tu2
9	rtL	Lt3/Tu3
10	r'(-r)s-s'L	Ls2-Ls3
11		
12		
13		
14		
15		
16	KagrScho	
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		
24	r'kr-sL	Tu4/U14
25		
26		
27		
28		
29		
30		
31		
32		
33		
34		
35		
36		
37		
38		
39		
40	rrKi	
41		
42		
43		
44		
45		
46		
47		
48	t'sL	Ls3
49		
50		
51		
52		

Fortsetzung Tabelle AII-5:

ID	Bodengefüge nach Bodenschätzung Horizont 4	Übersetzung in die Nomenklatur der bodenkundlichen Kartieranleitung Horizont 4
53		
54	merkilt'S	Sl3
55		
56	me fS	Slu
57		
58		
59		
60		
61		
62		
63		
64		
65	r-sttl'S	Sl2
66		
67		
68		
69		
70		
71		
72		
73		
74		
75		
76		
77		
78		
79		
80		
81		
82		
83		
84		
85		
86		
87		
88		
89		
90		
91	ki'rtL	Tu3
92		
93		
94	r(schli)lT	Tu2
95		
96	r'-reitL-lT	Tu3-Tu2
97		
98	r'-rtsL	Ls4/Lt3
99		
100		
101	kisL	Ls3
102		
103		
104		
105		
106		

An das
**Amt für Landwirtschaft, Landschafts-
und Bodenkultur Markdorf**
Dienststelle Überlingen
Rauensteinstraße 64
88662 Überlingen



!!!Bitte so schnell wie möglich zurücksenden!!!

**Erhebungsbogen
für das
Projekt Gülleausbringung Linzgau**

Name: _____
Vorname: _____
Straße: _____
PLZ: _____ Wohnort: _____
Tel: _____ Fax: _____

Angaben zum landwirtschaftlichen Betrieb (bitte genaue Angaben!)

Landwirtschaftliche Nutzfläche:

Gesamt: _____ ha
Ackerland: _____ ha
Grünland: _____ ha
davon Stilllegung: _____ ha

Gülemenge:

Wieviel GV haben Sie in Ihrem Betrieb? _____ GV
Gülemenge: _____ m³ Rindergülle: _____ m³
Schweinegülle: _____ m³

Gülleuntersuchung:

ja () nein ()

Hof-Feld-Entfernung:

	Ackerland	Grünland
	Flächengröße	
bis 1,0 km Entfernung	_____ ha	_____ ha
1,0 km bis 2,5 km Entfernung	_____ ha	_____ ha
2,5 km bis 5,0 km Entfernung	_____ ha	_____ ha
5,0 km bis 10,0 km Entfernung	_____ ha	_____ ha
über 10,0 km Entfernung	_____ ha	_____ ha

Wieviel ha sind teil- bzw. vollarrondiert? _____ ha

Weiteste Entfernung von der Grube
zur äußeren Grundstücksgrenze? _____ m

Feldwege (zu Schlägen, wo neue Technik vorgesehen):

befestigt: _____ %, unbefestigt: _____ %

Bemerkungen: _____

Flächenstruktur:

	Ackerland	Grünland
	Anzahl der Flurstücke	
bis 1,0 ha Flurstücksgröße	_____ Stck.	_____ Stck.
1,0 ha bis 2,5 ha Flurstücksgröße	_____ Stck.	_____ Stck.
2,5 ha bis 5,0 ha Flurstücksgröße	_____ Stck.	_____ Stck.
5,0 ha bis 10,0 ha Flurstücksgröße	_____ Stck.	_____ Stck.
über 10,0 ha Flurstücksgröße	_____ Stck.	_____ Stck.

Wie lang sind die längsten Schläge auf Ihrem Betrieb? _____ m

Bemerkungen: _____

Geländeform:

Anteil in %: eben () geneigt () hängig ()

Vorhandene Gülletechnik:**Schlepper, der zur Gülleausbringung genutzt wird:**

Leistung: _____ PS
 Baujahr: _____
 Anschaffungskosten: _____
 Auslastung: _____ Std./Jahr
 Allrad: ja () nein ()
 Druckluftbremsen: ja () nein ()

Güleetankwagen:

Baujahr: _____
 Anschaffungskosten: _____ DM
 Fassungsvermögen: _____ m³
 Verteiler: _____
 Nutzung: _____ m³/Jahr
 Pumpenart: Vakuum (), Schnecken (), Drehkolben ()
 Tandemfahrwerk: ja () nein ()
 Lenkachse: ja () nein ()
 Niederdruckbereifung: ja () nein ()
 Gemeinschaftlich genutzt: ja () nein ()
 Überbetrieblich genutzt: ja () nein ()
 Gülleaufbereitung: ja () nein ()
 Separierung: ja () nein ()
 Biogas: ja () nein ()
 Belüftung: ja () nein ()
 Fremdstoffabscheidung: ja () nein ()

Pumpe:

Haben Sie zur Befüllung des Ausbringfasses eine separate

Pumpe eingesetzt? ja () nein ()

Wenn ja, wird diese Pumpe auch zum Aufrühren der Gülle verwendet?

ja () nein ()

Wieviel Leistung hat die Pumpe? _____ l/min.

Benennen Sie das Fabrikat und die Pumpenart: _____

Weitere Fragen zur betriebseigenen Gülleausbringung:

Was für ein Sauganschluss befindet sich am Saugschlauch bzw. an der Grube zur Befüllung des Transportfasses? Bitte benennen Sie nach Möglichkeit das Fabrikat und den Durchmesser. _____

Haben Sie eine beengte Grubenzufahrt, die eventuell nur in Rückfahrt erreichbar ist?

ja () nein (), kurze Erläuterung: _____

Müssen beim Befüllen des Ausbringfasses Gruben überfahren werden? ja (), nein (), wenn ja, welche Tragfähigkeit hat der Grubendeckel _____ to

Mit wie viel Trockensubstanz wird Ihre Gülle zur Zeit ausgebracht?

Grünland:	3% <input type="checkbox"/>	Ackerland	3% <input type="checkbox"/>
	4% <input type="checkbox"/>		4% <input type="checkbox"/>
	5% <input type="checkbox"/>		5% <input type="checkbox"/>
	6% <input type="checkbox"/>		6% <input type="checkbox"/>
	7% <input type="checkbox"/>		7% <input type="checkbox"/>
	8% <input type="checkbox"/>		8% <input type="checkbox"/>

Weitere Fragen:

Haben Sie freie Arbeitskapazitäten? _____

Sind Sie zur Stallzeit abkömmlich? _____

Haben Sie Interesse, als Fahrer für das Gülleausbringungsgerät tätig zu werden? _____

Welchen Preis wären Sie bereit für die überbetriebliche Gülleausbringung zu bezahlen
_____ DM/m³

CULTERRA - SCHRIFTENREIHE DES INSTITUTS FÜR LANDESPFLEGE

der Albert-Ludwigs-Universität, D - 79085 Freiburg

Die nicht aufgeführten Nummern sind vergriffen. Eine Neuauflage ist nicht
vorgesehen.

- | | | |
|---------|---|---------|
| Heft 10 | Bürger, R., Heider, O., Kohler, V., Steinlin, H. 1987:
Leitfaden zur Beurteilung von Straßenbauvorhaben unter
Gesichtspunkten des Natur- und Landschaftsschutzes | € 10,-- |
| Heft 17 | Waldenspuhl, T.K. 1991:
Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland
- Verfahrensvergleich unter besonderer Berücksichtigung der bei der
Beurteilung des Naturschutzwertes verwendeten Indikatoren | € 20,-- |
| Heft 19 | Perpeet, M. 1992:
Landschaftserlebnis und Landschaftsgestaltung | € 10,-- |
| Heft 20 | Nipkow, M. 1995:
Ein synoptischer Verfahrensansatz zur naturschutzfachlichen
Gebietsbewertung auf der Basis multivariater Analysemethoden –
Avifaunistische Untersuchungen in den Wäldern der Trockenaue am
südlichen Oberrhein | € 15,-- |
| Heft 21 | Hochhardt, W. 1996:
Vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen in den
Niederwäldern des Mittleren Schwarzwaldes unter Berücksichtigung
ihrer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz | € 20,-- |
| Heft 22 | Quimio, J.M. 1996:
Grassland Vegetation in Western Leyte, Philippines (in Englisch) | € 17,-- |
| Heft 23 | Alberternst, B. 1998:
Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von Reynoutria-
Sippen in Baden-Württemberg | € 17,-- |
| Heft 24 | Simon, A., Reif, A. 1998:
Landnutzung in Pfaffenweiler (Markgräfler Land, Südbaden) –
Biotopkartierung, Biotopbewertung, Vorschläge für eine Umsetzung
in die Praxis | € 15,-- |

Heft 25	Sun Yee 1998: Waldvegetation und Standorte im Odaesan-Nationalpark (Südkorea) als Grundlage für ein standortkundliches Verfahren und umweltschonende, naturnahe Waldnutzung	€ 15,--
Heft 26	Bönecke, G, Seiffert, P. 2000: Spontane Vegetationsentwicklung und Rekultivierung von Auskiesungsflächen	€ 15,--
Heft 27	Wattendorf, P. 2001: Hutweiden im mittleren Savatal (Naturpark Lonjsko Polje/Kroatien)	€ 20,--
Heft 28	Degmair, J. 2002: Alleen - Geschichte und Funktion mit einem Blick auf Hohenlohe	€ 17,--
Heft 29	Gerber, A., Konold, W. 2002: Nachhaltige Regionalentwicklung durch Kooperation - Wissenschaft und Praxis im Dialog	€ 20,--
Heft 30	Doerk, S. 2002: Landschaft in Bewegung - Das Verhältnis des Menschen zu Landschaft und Natur am Beispiel aktueller Zeitströmungen im Tanz	€ 14,--
Heft 31	Burkart, B., Konold, W. (Hrsg.) 2003: Offenland und Naturschutz	€ 20,--
Heft 32	Wattendorf, P., Konold, W., Ehrmann, O. (Hrsg.) 2003: Gestaltung von Rekultivierungsgeschichten und Wurzelsperren	€ 15,--
Heft 33	Gerhards, I. 2003: Die Bedeutung der landschaftlichen Eigenart für das Landschaftsbild-Bewertung – dargestellt am Beispiel der Bewertung von Landschaftsbild-Veränderungen durch Energiefreileitung	€ 20,--
Heft 34	Rusdea, E., Reif, A., Povara, J., Konold, W. (Hrsg.) 2004: Perspektiven für eine traditionelle Kulturlandschaft in Osteuropa	erscheint 2004
Heft 35	Rusdea, E., Reif, A., Povara, J., Konold, W. (Hrsg.) 2004: Utilizarea tradițională a spațiului rural în Europei de est	erscheint 2004

- Heft 36 Konold, W., Doerk, S. (Hrsg.) 2004: erscheint
2004
 Beiträge zur Wasser- und Kulturgeschichte in Oberschwaben
 und am Bodensee
- Heft 37 Schlecker, E. 2004: € 20,--
 Aufbau eines Landschafts-Informationssystems
 und landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung
 im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
- Heft 38 Pretzell, D. 2004: € 20,--
 Öffentlichkeitsarbeit im Naturschutz

Weiterhin sind folgende Restbestände erhältlich:

- Konold, W. 1994: € 17,--
 Historische Wasserwirtschaft im Alpenraum und an der Donau,
 592 S.
- Seiffert, P., Schweineköper, K., Konold, W 1995: € 17,--
 Analyse und Entwicklung von Kulturlandschaften - Das Beispiel
 Westallgäuer Hügelland, 456 S.

Bezugsadresse:

Institut für Landespflege
 Tennenbacher Str. 4
 79085 Freiburg im Breisgau

Telefon 0761 - 2033637
 Fax 0761 - 2033638
 Email lpflege@landespflege.uni-freiburg.de