

# **Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge - Vergleichende Bewertung mesoskaliger Modelle**

Von dem Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen  
der Universität Hannover  
zur Erlangung des Grades eines

**Doktor-Ingenieur**

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

von

**Dipl.-Biol. Carsten Scheer**

geboren am 31.12.1967 in Hannover

2005

**Referentin**

Frau Prof. Dr.-Ing. Dr. phil. S. Kunst  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik  
Universität Hannover

**Korreferent**

Herr Prof. Dr. sc. techn. K. Lecher  
Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau  
Universität Hannover

**Gutachter**

Herr Dr. rer. nat. Horst Behrendt  
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Berlin

**Tag der Promotion:** 21. Januar 2005

## Zusammenfassung

**Schlagwörter:** Diffuse Nährstoffeinträge, Bewertung mesoskaliger Modelle, EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bewertungsmatrix

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden mesoskalige Emissionsmodelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer untersucht und vergleichend bewertet.

Den Hintergrund für diese Arbeit stellen die Umweltziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) dar. Sie können nur erreicht werden, wenn die Belastung der Gewässer durch diffuse Einträge verringert wird. Eine Grundvoraussetzung dafür ist, dass die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig quantifiziert und räumlich zugeordnet werden können. Hierfür ist der Einsatz von Modellen erforderlich. Erst auf Basis dieser Informationen können zur Verringerung der Belastung zielführende Bewirtschaftungsmaßnahmen abgeleitet werden.

Hinsichtlich der Frage, inwieweit die existierenden Modelle diese Anforderungen zu erfüllen vermögen, bestehen aktuell Wissensdefizite, die dadurch resultieren, dass differenzierte Modellvergleiche bisher nicht durchgeführt wurden. Hieraus ergeben sich die wesentlichen Zielstellungen der vorliegenden Arbeit: 1.) Auswahl und parallele Anwendung der Modelle in repräsentativen Untersuchungsgebieten, 2.) Ableitung von Bewertungskriterien und Entwicklung eines Bewertungssystems, das eine möglichst objektive und differenzierte Bewertung zulässt, 3.) vergleichende Bewertung der Modelle hinsichtlich ihrer Eignung zur Umsetzung der Anforderungen der WRRL.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit offenbaren erhebliche Unterschiede zwischen den 4 betrachteten Modellen. Dies bezieht sich neben den absoluten Stickstoff- und Phosphoreinträgen ebenso auf einzelne Eintragspfade und Landnutzungen sowie auf den Abgleich mit an den Auslasspegeln ermittelten Frachten. Die eingehende Analyse der Berechnungsansätze der 4 Modelle für die einzelnen Eintragspfade zeigt, dass diese Differenzen vor allem darauf zurückzuführen sind, inwieweit die Modelle Abhängigkeiten berücksichtigen, die die Eintragsituation in unterschiedlichen Naturräumen abzubilden vermögen. Fehlt hier die erforderliche Variabilität, kann die Spannweite möglicher Ergebnisse nicht wiedergegeben werden. Besonders bedeutsam ist dies bei den Prozessen, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages über die einzelnen Pfade ausüben.

Die Untersuchung der Modelle hinsichtlich ihrer Fähigkeit, Belastungsschwerpunkte auszuweisen und auf Basis dieser Ergebnisse räumlich und eintragspfadspezifisch differenzierte Maßnahmen abzuleiten (Herkunftsanalyse), zeigt, dass dies vor allem aufgrund der ungenügenden Auflösung maßgeblicher Eingangsvariablen nicht zuverlässig möglich ist.

Dagegen erlauben es die Modelle bei spezifischen Standortbedingungen z.T., kleinräumig differenzierte Belastungspotenziale abzubilden. Solche Informationen können ggf. Hinweise darauf geben, wo Maßnahmen effektiv anzusetzen sind.

Anhand der im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse und insbesondere aus der Analyse der Defizite der Emissionsmodelle ist deutlich geworden, dass es einer nicht unerheblichen Optimierung der mesoskaligen Emissionsmodellierung bedarf, um den Anforderungen der WRRL gerecht zu werden. Dies gilt vor allem auch für die Notwendigkeit, bei der Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge die Gebietscharakteristika unterschiedlicher Naturräume zu berücksichtigen und modellspezifisch zu erfassen; dies ist bisher nur bedingt gewährleistet.

## Summary

**Keywords:** diffuse nutrient entries, assessment of mesoscale models, Water Framework Directive, assessment matrix

Within the course of this treatise certain mesoscale models quantifying diffuse emissions into river systems are examined and comparatively assessed.

The environmental objectives of EC's Water Framework Directive (WFD) outline the background of this thesis. They can only be achieved by diminishing the waters' pressures of diffuse entries. In order to do so, one basic premise is a reliable quantification of nutrient inputs together with a spatial allocation. Making use of certain models is a prerequisite therefore. Only on the basis of this information measures can be devised, which are determined to diminish the pressures. Currently, there is a lack of knowledge with regard to the question, whether the existing models are able to meet these requirements, because there have not yet been carried out differentiated comparisons of these models. This is where the main objectives of this thesis derive from: 1.) Choice and, in parallel, application of the models in representative study areas, 2.) Derivation of assessment criteria as well as development of an assessment system, which allows a most objective and differentiated assessment, 3.) comparative assessment of the models with regard to their suitability to meet the requirements of the WFD.

The results of this work reveal considerable differences between the 4 models observed, with respect to the absolute entries of nitrogen and phosphorus as well as to particular pathways of emission along with use of land and, furthermore, to the comparison between the calculated loads of the catchment areas.

Regarding the particular pathways, the comprehensive analysis of the calculation approaches of all 4 models reveals, that these differences are primarily due to the quantity, how far the models take certain effects into consideration, which have an influence on the situation of diffuse entries in different areas of nature. If the necessary variability is missing, the range of possible results cannot properly be displayed. This point, however, is remarkably important for processes, which influence the total of nutrient entries via the particular pathways to a high degree.

The examination of the models with respect to their ability first, to disclose regional focuses of pressure and second, based on these results, to derive actions specific to both area and pathways, reveals, that this is not consistently possible, because of the unsatisfactory spatial resolution of relevant key input variables.

Then again, under specific site conditions, the models partly allow to display differentiated potential focuses of pressure on a small scale. Such information can perhaps indicate where to initiate measures effectively.

By means of the results obtained in the course of this work and especially by the analysis of deficits within the emission models, it has become obvious, that a quite extensive optimisation of mesoscale modelling of diffuse entries is necessary in order to meet the requirements of the WFD. This is all the more appropriate to the necessity of taking characteristics of different areas of nature into consideration and of capturing them model specific when quantifying diffuse nutrition entries; this is yet only partly provided for.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b>	<b>I</b>
<b>Summary</b>	<b>II</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>Bildverzeichnis</b>	<b>VII</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>X</b>
<b>Tabellenverzeichnis Anhang</b>	<b>XIV</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>XV</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Ausgangssituation	1
1.2 Zielsetzung und Aufbau der Arbeit	2
1.3 Bezug zur EG-Wasserrahmenrichtlinie	4
1.4 Definition der diffusen Einträge	4
1.5 Modellauswahl	6
1.6 Einsatzmöglichkeiten von mesoskaligen Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge	8
<b>2 Material und Methoden</b>	<b>9</b>
<b>2.1 MOBINEG 2001</b>	<b>9</b>
2.1.1 Wasserbilanz	10
2.1.2 Direkteinträge	11
2.1.3 Nährstoffeinträge über Erosion	12
2.1.4 Unterirdische Eintragspfade	13
2.1.4.1 Nährstoffbilanzüberschuss auf Ackerflächen und Nährstoffauswaschung von den Landnutzungen	14
2.1.4.2 Nährstoffeinträge über unterirdische Eintragspfade	15
2.1.5 Retention im Gewässersystem	16
<b>2.2 STOFFBILANZ</b>	<b>17</b>
2.2.1 Wasserbilanz	17
2.2.2 Direkteinträge	19
2.2.3 Nährstoffeinträge über Abschwemmung	19
2.2.4 Nährstoffeinträge über Erosion	19
2.2.5 Nährstoffauswaschung	20
2.2.6 Nährstoffeinträge über unterirdische Eintragspfade	23
2.2.7 Retention im Gewässersystem	23
<b>2.3 MODIFFUS</b>	<b>24</b>
2.3.1 Wasserbilanz	27
2.3.2 Direkteinträge	29
2.3.3 Nährstoffeinträge über Abschwemmung	30

---

2.3.4	Nährstoffeinträge über Erosion	32
2.3.4.1	Erosion von Ackerflächen	32
2.3.4.2	Sonstige Erosion	34
2.3.5	Nährstoffeinträge über unterirdische Nährstoffeintragspfade	34
2.3.5.1	Nährstoffeinträge über Sickerwasser	34
2.3.5.2	Nährstoffeinträge über Dränabfluss	37
2.3.6	Naturnahe Hintergrundbelastung	37
2.3.7	Retention im Gewässersystem	37
<b>2.4</b>	<b>MONERIS</b>	<b>38</b>
2.4.1	Wasserbilanz	39
2.4.2	Direkteinträge	39
2.4.3	Nährstoffeinträge über Dränage	41
2.4.4	Nährstoffeinträge über Grundwasser	44
2.4.5	Nährstoffeinträge über Erosion	46
2.4.6	Nährstoffeinträge über Abschwemmung	48
2.4.7	Nährstoffeinträge von urbanen Flächen	49
2.4.8	Naturnahe Hintergrundbelastung	49
2.4.9	Retention im Gewässersystem	50
<b>2.5</b>	<b>Nährstofffrachten am Gebietsauslass</b>	<b>50</b>
<b>2.6</b>	<b>Die Untersuchungsgebiete</b>	<b>51</b>
2.6.1	EZG der Ilmenau	51
2.6.2	EZG der Uecker	54
2.6.3	EZG der Oberen Werre	55
<b>2.7</b>	<b>Grundlagen der Denitrifikation</b>	<b>57</b>
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>60</b>
<b>3.1</b>	<b>Ilmenau: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden</b>	<b>62</b>
3.1.1	Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden	62
3.1.2	Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden	64
<b>3.2</b>	<b>Ilmenau: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung</b>	<b>67</b>
3.2.1	Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung	68
3.2.2	Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung	68
<b>3.3</b>	<b>Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Nährstoffeinträge</b>	<b>69</b>
3.3.1	Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Stickstoffeinträge	70
3.3.2	Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Phosphoreinträge	71
<b>3.4</b>	<b>Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten</b>	<b>73</b>
3.4.1	Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen	74
3.4.2	Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten	75
<b>3.5</b>	<b>Uecker: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden</b>	<b>76</b>
3.5.1	Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden	76
3.5.2	Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden	78
<b>3.6</b>	<b>Uecker: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung</b>	<b>80</b>
3.6.1	Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung	80
3.6.2	Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung	81

<b>3.7</b>	<b>Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Nährstoffeinträge</b>	<b>82</b>
3.7.1	Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Stickstoffeinträge	82
3.7.2	Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Phosphoreinträge	83
<b>3.8</b>	<b>Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten</b>	<b>85</b>
3.8.1	Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen	85
3.8.2	Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten	86
<b>3.9</b>	<b>Obere Werre: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden</b>	<b>87</b>
3.9.1	Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden	87
3.9.2	Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden	88
<b>3.10</b>	<b>Obere Werre: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung</b>	<b>90</b>
3.10.1	Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung	90
3.10.2	Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung	91
<b>3.11</b>	<b>Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten</b>	<b>92</b>
3.11.1	Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen	92
3.11.2	Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten	93
<b>4</b>	<b>Bewertung von Nährstoffeinträgen anhand von Signifikanzkriterien in Anlehnung an die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie</b>	<b>95</b>
<b>4.1</b>	<b>Umweltrelevante Aktivitäten („Driving Forces“)</b>	<b>96</b>
<b>4.2</b>	<b>Signifikante Nährstoffbelastungen</b>	<b>97</b>
4.2.1	Stickstoff: Signifikante gesamte und diffuse Belastung	100
4.2.2	Phosphor: Signifikante gesamte und diffuse Belastung	103
<b>4.3</b>	<b>Signifikante Belastungen über Einzelpfade</b>	<b>106</b>
4.3.1	Signifikante Stickstoffbelastung über einzelne Eintragspfade	107
4.3.2	Signifikante Phosphorbelastung über einzelne Eintragspfade	111
<b>4.4</b>	<b>Signifikante Flächenbelastung</b>	<b>115</b>
4.4.1	Signifikante Stickstoffflächenbelastung	116
4.4.2	Signifikante Phosphorflächenbelastung	119
<b>4.5</b>	<b>Abschließende Identifizierung signifikant belasteter TEZG und der hierfür verantwortlichen Eintragspfade durch Kombination der Ansätze</b>	<b>121</b>
4.5.1	Signifikante Stickstoffbelastung	121
4.5.2	Signifikante Phosphorbelastung	126
<b>5</b>	<b>Analyse und Bewertung der ermittelten diffusen Nährstoffeinträge nach Landnutzungen und Eintragspfaden</b>	<b>129</b>
<b>5.1</b>	<b>Unterschiede der Modellansätze bei der Berücksichtigung der Denitrifikation</b>	<b>129</b>
<b>5.2</b>	<b>Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Acker</b>	<b>134</b>
5.2.1	Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker	135
5.2.1.1	Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker über Sickerwasser	136
5.2.1.2	Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker über Dränage	140
5.2.2	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker	145

---

5.2.2.1	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Dränage	147
5.2.2.2	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Sickerwasser	149
5.2.2.3	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Erosion	151
<b>5.3</b>	<b>Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Grünland</b>	<b>157</b>
5.3.1	Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Grünland	157
5.3.2	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Grünland	159
<b>5.4</b>	<b>Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Wald</b>	<b>161</b>
5.4.1	Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Wald	161
5.4.2	Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Wald	164
<b>5.5</b>	<b>Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Stadt</b>	<b>165</b>
5.5.1	Diffuse Stickstoffeinträge von urbanen Flächen	166
<b>6</b>	<b>Endbewertung der 4 mesoskaligen Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge</b>	<b>168</b>
<b>6.1</b>	<b>Die Bewertungsmatrix</b>	<b>169</b>
<b>6.2</b>	<b>Plausibilität der Berechnungsansätze</b>	<b>171</b>
6.2.1	Direkteinträge	173
6.2.2	Abschwemmung	174
6.2.3	Erosion	174
6.2.4	Sickerwasser	177
6.2.5	Dränabfluss	181
6.2.6	Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Eintragspfade der 4 Modelle in der Übersicht	185
<b>6.3</b>	<b>Pegelabgleich</b>	<b>186</b>
<b>6.4</b>	<b>Herkunftsanalyse</b>	<b>187</b>
<b>6.5</b>	<b>Datenverfügbarkeit</b>	<b>191</b>
<b>6.6</b>	<b>Anwendbarkeit</b>	<b>192</b>
<b>6.7</b>	<b>Endergebnisse der Bewertungsmatrix für die 4 Modelle</b>	<b>193</b>
<b>6.8</b>	<b>Abschließende Bewertung der 4 Modelle</b>	<b>194</b>
6.8.1	MOBINEG	194
6.8.2	STOFFBILANZ	195
6.8.3	MODIFFUS	196
6.8.4	MONERIS	197
<b>6.9</b>	<b>Defizite und Optimierungsbedarf der Emissionsmodellierung</b>	<b>198</b>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>200</b>
<b>8</b>	<b>Literatur</b>	<b>203</b>
<b>Anhang</b>		<b>I</b>



## Bildverzeichnis

Bild 1: MOBINEG: Wasserbilanz, modellinterne Festlegung der ober- und unterirdischen Abflussanteile in Abhängigkeit der Flächennutzung (nach F & N UMWELTCONSULT, 2001) ..	11
Bild 2: STOFFBILANZ: Modellübersicht (nach STOFFBILANZ, 2003).....	17
Bild 3: MODIFFUS: Modellstruktur (nach SCHMID & PRASUHN, 2000).....	25
Bild 4: MODIFFUS: Schema zur Berechnung der Auswaschungsgefährdung des Bodens. Klasse 1 bedeutet geringeres Risiko, Klasse 5 sehr hohes Risiko (nach SCHMID & PRASUHN, 2000) .	35
Bild 5: MONERIS: Pfade und Prozesse (nach BEHRENDT ET AL., 1999).....	38
Bild 6: Ilmenau: EZG mit Landkreisen und Flüssen .....	51
Bild 7: Ilmenau: Landnutzungsverteilung nach CORINE .....	53
Bild 8: Uecker: Landnutzung nach CORINE .....	54
Bild 9: Uecker: Bodenarten im EZG nach BÜK 1000.....	55
Bild 10: Obere Werre: Landnutzungsverteilung nach CORINE .....	56
Bild 11: Ilmenau: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1989 - 1994) nach den 4 Modellen .....	64
Bild 12: Ilmenau: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1989 - 1994) nach den 4 Modellen .....	67
Bild 13: Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge (1989 - 1994) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung) .....	70
Bild 14: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge (1989 - 1994) nach MOBINEG, originale und nachträglich korrigierte Ergebnisse.....	72
Bild 15: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge (1989 - 1994) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung) .....	73
Bild 16: Uecker: Prozentualer Anteil wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1993 - 1997) nach den 4 Modellen .....	78
Bild 17: Uecker: Prozentualer Anteil wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1993 - 1997) nach den 4 Modellen .....	80
Bild 18: Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge (1993 - 1997) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung) .....	83
Bild 19: Uecker: Diffuse Phosphoreinträge (1993 - 1997) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung) .....	84
Bild 20: Obere Werre: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1996 - 1997) nach den 4 Modellen .....	88
Bild 21: Obere Werre: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1996 - 1997) nach den 4 Modellen .....	90
Bild 22: Umweltrelevante Aktivitäten („Driving Forces“) im EZG der Oberen Werre .....	97
Bild 23: Signifikante gesamte Stickstoffbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	100
Bild 24: Signifikante diffuse Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	102
Bild 25: Signifikante gesamte und diffuse Stickstoffbelastungen: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	102
Bild 26: Signifikante gesamte Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	104

Bild 27: Signifikante diffuse Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	104
Bild 28: Signifikante gesamte und diffuse Phosphorbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	105
Bild 29: Signifikante Stickstoffbelastungen über den Pfad Sickerwasser im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	107
Bild 30: Signifikante Stickstoffbelastung über Sickerwasser: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	108
Bild 31: Signifikante Stickstoffbelastungen über Dränagen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997) .....	109
Bild 32: Signifikante Stickstoffbelastung über Dränagen: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	110
Bild 33: Signifikante Stickstoffbelastung durch punktuelle Einträge im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	110
Bild 34: Signifikante Stickstoffbelastungen durch punktuelle Einträge: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	111
Bild 35: Signifikante Phosphorbelastung durch Erosion im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	112
Bild 36: Signifikante Phosphorbelastung durch Erosion: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	113
Bild 37: Signifikante Phosphorbelastung durch punktuelle Einträge im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	114
Bild 38: Signifikante Phosphorbelastung durch punktuelle Einträge: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	114
Bild 39: Signifikante gesamte Stickstoffflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	117
Bild 40: Signifikante diffuse Stickstoffflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	117
Bild 41: Signifikante gesamte und diffuse Stickstoffflächenbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	118
Bild 42: Signifikante gesamte Phosphorflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	119
Bild 43: Signifikante diffuse Phosphorflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997).....	120
Bild 44: Signifikante gesamte und diffuse Phosphorflächenbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) .....	120
Bild 45: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Stickstoffbelastung: Signifikante diffuse Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre nach MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997) .....	123

---

Bild 46: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten Stickstoffbelastung: Signifikante punktuelle und diffuse Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre auf Basis der Ergebnisse aller Modelle (1996 - 1997) .....	125
Bild 47: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Phosphorbelastung: Signifikante diffuse Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre nach MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997) .....	127
Bild 48: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten Phosphorbelastung: Signifikante punktuelle und diffuse Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre auf Basis der Ergebnisse aller Modelle (1996 - 1997) .....	127
Bild 49: Bewertungsmatrix, vereinfacht (nach SCHEER ET AL., 2004a) .....	170
Bild 50: Schema für die Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze .....	172
Bild 51: Herkunftsanalyse und Bewirtschaftungsmaßnahmen (nach SCHEER ET AL., 2004b) .....	188
Bild 52: Stand der mesoskaligen Emissionsmodellierung und Optimierungsansatz .....	199

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Abgrenzung des Begriffs „diffuse Gewässereinträge“ nach verschiedenen Autoren (ergänzt aus BACH, 1996).....	5
Tab. 2: MOBINEG: Bodenabtrag und Nährstoffmengen im Bodenabtrag pro Erosionsgefährdungsklasse (nach AG BODEN, 1982) .....	13
Tab. 3: MOBINEG: Vorgaben für die N- und P-Auswaschungen nach Landnutzung.....	15
Tab. 4: MOBINEG: Berechnungsgrundlagen für die Verteilung der Auswaschung auf die unterirdischen Abflusspfade nach LN sowie modellinterne Rückhalts- und Abbaufaktoren pro Pfad.....	16
Tab. 5: STOFFBILANZ: Anteil des Bodenabtrages, der als Sedimenteintrag (SE) das Gewässer erreicht .....	20
Tab. 6: STOFFBILANZ: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach GEBEL, 2000) .....	22
Tab. 7: STOFFBILANZ: Diffuse P-Einträge von den LN Grünland, Siedlung und Devastierung.....	22
Tab. 8: STOFFBILANZ: Abhängigkeit der Nährstoffretention im Fließgewässer vom Gesamtabfluss.	24
Tab. 9: MODIFFUS: Voreingestellte Werte der Verdunstung über Wald bezogen auf die Niederschlagsmenge .....	27
Tab. 10: MODIFFUS: Voreingestellte Werte der Zu- bzw. Abschläge der Verdunstung nach Landnutzung .....	28
Tab. 11: MODIFFUS: Voreingestellte Faktoren und Werte für den Dränabfluss .....	28
Tab. 12: MODIFFUS: Voreingestellte Werte für Direkteinträge beim Weiden entlang von Gewässern .....	30
Tab. 13: MODIFFUS: Ausgangskonzentrationen und Korrekturfaktoren zur Ermittlung der Abschwemmung nach LN .....	31
Tab. 14: MODIFFUS: Bodenabtrag pro Hangneigungsklasse (Datenvorgaben und berücksichtigte Abträge) .....	33
Tab. 15: MODIFFUS: Vorgaben für die N- und P-Auswaschungen nach LN (Ausgangswerte).....	34
Tab. 16: MODIFFUS: Vereinfachte Nitratmatrix, Auswaschkoeffizienten für ausgewählte Kulturübergänge in [kg/ha·a].....	36
Tab. 17: MONERIS: Verwendete P-Konzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen in [mg/l] (ergänzt nach BEHRENDT ET AL., 1999).....	43
Tab. 18: Nährstoffkonzentrationen für Ackerland, Grünland, Wald und offene Flächen zur Ermittlung der Einträge über Abschwemmung (verändert und aktualisiert nach BEHRENDT ET AL., 1999) .....	48
Tab. 19: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%] .....	62
Tab. 20: MODIFFUS: Ergebnisse der Erstberechnung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) vor Anpassung der Denitrifikationsraten .....	64
Tab. 21: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) pro Eintragspfad für Phosphor in [t/a] und [%] .....	65
Tab. 22: Landnutzungsverteilung im EZG der Ilmenau nach den Modellen .....	67
Tab. 23: Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1989 - 1994).....	68
Tab. 24: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1989 - 1994) .....	69
Tab. 25: Ilmenau: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1989 - 1994).....	75
Tab. 26: Ilmenau: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1989 - 1994) .....	76
Tab. 27: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Uecker (1993 - 1997) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%] .....	77

Tab. 28: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Uecker (1993 - 1997) pro Eintragspfad für Phosphor in [t/a] und [%] .....	79
Tab. 29: Uecker: Landnutzungsverteilung nach den Modellen .....	80
Tab. 30: Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1993 - 1997) .....	81
Tab. 31: Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1993 - 1997).....	82
Tab. 32: Uecker: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1993 - 1997).....	85
Tab. 33: Uecker: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1993 - 1997) .....	86
Tab. 34: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%] .....	87
Tab. 35: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) pro Eintragspfad für Phosphor in [t/a] und [%] .....	89
Tab. 36: Obere Werre: Landnutzungsverteilung nach den Modellen .....	90
Tab. 37: Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1996 - 1997).....	91
Tab. 38: Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1996 - 1997) .....	92
Tab. 39: Obere Werre: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1996 - 1997).....	93
Tab. 40: Obere Werre: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1996 - 1997) .....	93
Tab. 41: Natürliche Hintergrundlast (nach Modellergebnissen von MODIFFUS und MONERIS) und Nährstofffrachten in den EZG sowie Angabe der Überhöhung der natürlichen Hintergrundlast.....	95
Tab. 42: Flächenspezifische Nährstoffimmissionen [kg/ha·a] auf Basis der Frachten am Auslasspegel und mittlere Nährstoffkonzentrationen [mg/l] am Auslasspegel in den 3 Untersuchungsgebieten .....	96
Tab. 43: Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997).....	100
Tab. 44: Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997).....	103
Tab. 45: Signifikante Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997) .....	107
Tab. 46: Signifikante Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997) .....	111
Tab. 47: Tolerable mittlere Nährstoffemissionen [t/a] und Flächenbelastungen [kg/ha·a] für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997), basierend auf den modellinternen Abflussberechnungen und den Schwellenkonzentrationen der Signifikanzprüfung .....	115
Tab. 48: Stickstoff- und Phosphorflächenausträge im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997) .....	116
Tab. 49: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Stickstoffbelastung im EZG der Oberen Werre für die 4 Modelle und aggregiert für alle Modelle, Angabe der jeweils betroffenen EZG und der Flächenanteile am EZG (1996 - 1997).....	122
Tab. 50: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Phosphorbelastung im EZG der Oberen Werre für die 4 Modelle und aggregiert für alle Modelle, Angabe der jeweils betroffenen EZG und der Flächenanteile am EZG (1996 - 1997).....	126
Tab. 51: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	135
Tab. 52: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a].....	136

Tab. 53: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MONERIS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a] .....	136
Tab. 54: Diffuse N-Einträge von der Landnutzung Acker bzw. bei MONERIS von der landwirtschaftlichen Nutzfläche über Sickerwasser: Unterschiede der 4 Modelle bei den Berechnungsschritten N-Bilanzüberschuss, N-Auswaschung und Denitrifikationsverlust sowie bei der resultierenden NO <sub>3</sub> -N-Konzentration im Grundwasser am Beispiel des EZG der Uecker.....	137
Tab. 55: Ilmenau: Stickstoffeinträge über Dränage: Modellintern berücksichtigter Anteil dräniertes Fläche nach den 4 Modellen .....	141
Tab. 56: Ilmenau: Stickstoffeinträge über Dränage: Modellintern ermittelte Stickstoffeinträge nach den 4 Modellen und spezifischer Eintrag pro Hektar Dränfläche .....	143
Tab. 57: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	145
Tab. 58: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a].....	146
Tab. 59: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MONERIS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a] .....	146
Tab. 60: Erosion: Bodenabtrag von der Landnutzung Acker, Sedimentrückhalt, Sedimenteintrag und erosive P-Einträge nach den Modellen am Beispiel des EZG der Oberen Werre.....	156
Tab. 61: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Grünland nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	157
Tab. 62: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Grünland pro Eintragspfad nach MOBINEG, MODIFFUS und STOFFBILANZ für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a].....	158
Tab. 63: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Grünland nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a] .....	159
Tab. 64: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Grünland pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a].....	160
Tab. 65: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Wald nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	161
Tab. 66: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Wald pro Eintragspfad nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a] .....	162
Tab. 67: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Wald nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	164
Tab. 68: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Wald pro Eintragspfad nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a] .....	164
Tab. 69: Diffuse Stickstoffeinträge von urbanen Flächen nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete .....	166
Tab. 70: Spezifische Stickstoffeinträge von der Landnutzung Stadt, minimale, mittlere und maximale Werte nach 3 Modellen in den 3 Untersuchungsgebieten .....	166
Tab. 71: Stickstoffemissionen von urbanen Flächen im EZG der Ilmenau (ohne KA) nach den 4 Modellen.....	167
Tab. 72: Qualitative Bewertung der 4 Modelle: berücksichtigte Bewertungsstufen und zugehörige Notenbereiche.....	171
Tab. 73: Direkteinträge: Berücksichtigte Eintragspfade der 4 Modelle .....	173
Tab. 74: Bewertung des Eintragspfades Direkteinträge für die 4 Modelle .....	173
Tab. 75: Bewertung des Eintragspfades Abschwemmung für die 4 Modelle.....	174
Tab. 76: Bewertung des Eintragspfades Erosion (Stickstoff) für die 4 Modelle .....	175
Tab. 77: Bewertung des Eintragspfades Erosion (Phosphor) für die 4 Modelle .....	175
Tab. 78: Bewertung des Eintragspfades Sickerwasser (Stickstoff) für die 4 Modelle.....	178

---

Tab. 79: Bewertung des Eintragspfades Sickerwasser (Phosphor) für die 4 Modelle .....	180
Tab. 80: Bewertung des Eintragspfades Drainage (Stickstoff) für die 4 Modelle .....	182
Tab. 81: Bewertung des Eintragspfades Drainage (Phosphor) für die 4 Modelle .....	183
Tab. 82: Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Stickstoff- Eintragspfade der 4 Modelle und Angabe ihrer absoluten Wichtung (= prozentualer Anteil an der Gesamtbewertung) .....	185
Tab. 83: Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Phosphor- Eintragspfade der 4 Modelle und Angabe ihrer absoluten Wichtung (= prozentualer Anteil an der Gesamtbewertung) .....	185
Tab. 84: Bewertung des Pegelabgleichs für die 4 Modelle .....	187
Tab. 85: Bewertung der Herkunftsanalyse für die 4 Modelle .....	189
Tab. 86: Bewertung der Datenverfügbarkeit für die 4 Modelle.....	191
Tab. 87: Bewertung der Anwendbarkeit für die 4 Modelle .....	192
Tab. 88: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 3 für die Emissionsmodelle für Stickstoff .....	193
Tab. 89: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 3 für die Emissionsmodelle für Phosphor ....	194
Tab. 90: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 2 für die Emissionsmodelle für Stickstoff und Phosphor .....	194
Tab. 91: Ergebnisse der Bewertungsmatrix für die Emissionsmodelle (Ebene 1) .....	194

## Tabellenverzeichnis Anhang

Tab. A 1: MOBINEG: Datenbedarf (überwiegend von Ämtern zu beziehen) .....	I
Tab. A 2: MOBINEG: Datenvorgaben bzw. Literaturdaten, z.T. spezifisch für das EZG der Oberen Werre .....	II
Tab. A 3: MOBINEG: Modellinterne nFKWe-Klassen, nach F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001) .....	III
Tab. A 4: STOFFBILANZ: Bodenartengruppen im Modell (vgl. AG BODEN, 1994), nach STOFFBILANZ (2003) .....	III
Tab. A 5: STOFFBILANZ: Modellinterne Kennzeichnung der Bodentypen (vgl. AG BODEN, 1994) und Nährstoffgehalt im Oberboden nach LN (nach STOFFBILANZ, 2003) .....	IV
Tab. A 6: STOFFBILANZ: Überblick über Fruchtartengruppen und zugehörige Fruchtarten .....	IV
Tab. A 7: STOFFBILANZ: $N_{\min}$ -Nachlieferung auf landwirtschaftlich genutzter Fläche nach Fruchtartengruppen und Bodentyp (Gebel, 2000, verändert nach SML, 1997; Niedermoor nach Frede & Dabbert, 1999) .....	V
Tab. A 8: STOFFBILANZ: Ermittlung des Abflussquotienten $A/A_G$ anhand von Bodentyp, Hydromorphiegrad und Hangneigungsklasse (verändert nach RÖDER, 1997) .....	VI
Tab. A 9: STOFFBILANZ: Einfluss der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstandorten mit Ackernutzung in Abhängigkeit von der Hangneigungsklasse (verändert nach WESSOLEK, 1997) .....	VI
Tab. A 10: STOFFBILANZ: Ableitung des bodenartbedingten Erosionswiderstandes BEW (nach MARKS ET AL., 1992) .....	VI
Tab. A 11: STOFFBILANZ: Ableitung des mittleren naturbedingten Bodenabtrages (nach MARKS ET AL., 1992) .....	VII
Tab. A 12: STOFFBILANZ: Angenommene P-Konzentrationen im Gebietsabfluss im Modell (nach STOFFBILANZ, 2003) .....	VII
Tab. A 13: MODIFFUS: Datenbedarf (überwiegend von Ämtern zu beziehen) .....	VIII
Tab. A 14: Bewertungsmatrix: Wichtungen und Anzahl der Kriterien für Stickstoff .....	IX
Tab. A 15: Bewertungsmatrix: Wichtungen und Anzahl der Kriterien für Phosphor .....	X
Tab. A 16: Bewertungsmatrix: Einzelnoten der Bewertungskriterien für Stickstoff. Nur die Hauptkriterien (Fettdruck) beinhalten die Abwertungen .....	XI
Tab. A 17: Bewertungsmatrix: Einzelnoten der Bewertungskriterien für Phosphor. Nur die Hauptkriterien (Fettdruck) beinhalten die Abwertungen .....	XII



## Abkürzungsverzeichnis

A	Fläche
ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
ABL	Alte Bundesländer
AGW	Ausgangswert
AQ	Abflussquotient
Ausw	Auswaschung
BA	Bodenabtrag
BEW	Bodenartbedingter Erosionswiderstand
BF	Bodenfaktor
BÜK	Bodenübersichtskarte
C	Konzentration
$D_{\max}$	Maximale Denitrifikationsrate
DBF	Düngebilanzfaktor
DE	Dungeinheit
DeF	Denitrifikationsfaktor
Depo	Atmosphärische Deposition
DF	Dränfläche
DGM	Digitales Geländemodell
$DN_{\min}$	Mineralische Stickstoffdüngung
$DN_{\text{org}}$	Organische Stickstoffdüngung
Drän	Dränage
E	Eintrag
EfW	Potenzielle Erosionsgefährdung durch Wasser
ER	Enrichment Ratio
ET	Potenzielle Evapotranspiration
EZG	Einzugsgebiet
GF	Graslandfaktor
GIS	Geographisches Informationssystem
$G_{\text{Oberb}}$	Gehalt im Oberboden
GW	Grundwasser
GWE	Grundwasserentnahme
GWN	Grundwasserneubildung
GWVZ	Grundwasserverweilzeit
HoF	Hofdüngefaktor
HöF	Höhenfaktor
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
$K_B$	Bodenartenabhängiger Anteil des F-Faktors der ABAG
$K_S$	Steinbedeckungsabhängiger Anteil des F-Faktors der ABAG
KA	Kläranlage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LN	Landnutzung

---

LNf	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MMK	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
MNB	Mittlerer Naturbedingter Bodenabtrag
MQ	Mittlerer Abfluss
N	Stickstoff
N <sub>Ernte</sub>	Stickstoff-Ernteentzug
N <sub>Fix</sub>	Stickstofffixierung
N <sub>gel</sub>	Gelöster Stickstoff
N <sub>ges</sub>	Gesamt-Stickstoff
N <sub>grün</sub>	Stickstoff-Gründüngung
N <sub>nach</sub>	Stickstoff-Nachlieferung
NB	Nutzungsbedingter Bodenabtrag
NBL	Neue Bundesländer
nFKWe	Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff
NS	Niederschlag
P	Phosphor
PF	P-Testzahlfaktor
P <sub>gel</sub>	Gelöster Phosphor
P <sub>ges</sub>	Gesamt- Phosphor
PO <sub>4</sub> -P	Ortho-Phosphat
Q	Abfluss
R	R-Faktor, Niederschlagsfaktor der ABAG
Rü	Rückhalt
S	S-Faktor, hangneigungsabhängiger Anteil des Topographiefaktors der ABAG
SE	Sedimenteintrag
SF	Sickerwasserfaktor
SW	Sickerwasser
TEZG	Teileinzugsgebiet
üNN	Höhe über normal Null
VG	Versiegelungsgrad
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZW	Zwischenabfluss

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangssituation

Die Böden und Gewässer mitteleuropäischer Landschaften sind durch eine starke anthropogene Nutzung geprägt. Dies hat in den letzten Jahrzehnten zu einer zunehmenden stofflichen Belastung der Grundwässer, Oberflächengewässer und letztlich auch der Meere vor allem durch die eutrophierungswirksamen Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor geführt. Daher wurde bereits Mitte der 80er Jahre von der Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK) bzw. der Helsinki-Kommission (HELKOM) eine Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge um 50 % bis zum Jahr 1995 zum Schutz von Nord- und Ostsee beschlossen. Während dieses Ziel für Phosphor überwiegend durch die Verringerung der Einleitungen aus Kläranlagen erreicht wurde, konnte für Stickstoff nur eine 25 %-ige Reduzierung erzielt werden (BEHRENDT ET AL., 1999).

Die zukünftigen Vorgaben für die Wasserpolitik werden durch die Ende 2000 in Kraft getretene EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geregelt. Diese enthält konkrete Umweltziele, welche die Mitgliedsländer verpflichten, innerhalb eines festgelegten Zeitraumes für alle Gewässer einen guten Zustand zu erreichen. Für die Oberflächengewässer in Deutschland bedeutet dies, dass neben der Gewässerstruktur vor allem auch die chemische Gewässergüte zur Erreichung dieser Ziele verbessert werden muss. Wie groß die Defizite hier aktuell noch sind, zeigt eine Untersuchung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1998), wonach nur bei 14 bzw. 18 % der Gütemessstellen die Zielgröße Gewässergüteklasse II für die Parameter Gesamtstickstoff bzw. Gesamtphosphor erreicht ist, die eine gute Gewässerqualität gewährleistet.

Eine nennenswerte Verbesserung der Gewässergüte ist durch eine weitere Reduzierung punktueller Einträge (z.B. Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter) aufgrund der Vielzahl bereits durchgeführter Maßnahmen nicht mehr zu erwarten (UBA, 2001; LAWA, 1997; AG ELBE, 1995). Entsprechend zugenommen und vor allem an Bedeutung gewonnen haben die diffusen Nährstoffeinträge, die flächenhaft auftreten und messtechnisch nur schwer zu erfassen sind. Sie werden nach zahlreichen Untersuchungen überwiegend durch die Landwirtschaft verursacht. Von Bedeutung sind vor allem Stickstoffeinträge in das Grundwasser, da bereits 10 % der Grundwässer die für die Trinkwasserqualität festgesetzte Grenzkonzentration für Nitrat von 50 mg/l überschreiten (LAWA, 2000). Beim Phosphor dominieren dagegen in vielen Einzugsgebieten die P-Einträge über Erosion in die Fließgewässer. Daneben können jedoch auch andere Eintragspfade sehr bedeutsam sein.

Es lässt sich festhalten, dass neben der Verbesserung der Gewässerstruktur vor allem die Reduzierung der diffusen Gewässerbelastungen eine zukünftige Schwerpunktaufgabe für die Wasserwirtschaft darstellt (nach BARTH, 1998).

Um die Zielvorgaben der WRRL zu erreichen, ist daher vor allem die Reduzierung dieser diffusen Nährstoffeinträge erforderlich. Dafür ist es notwendig, die diffusen Nährstoffeinträge auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten bzw. Teileinzugsgebieten möglichst zuverlässig zu quantifizieren. Zur Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur gegebenenfalls erforderlichen Verminderung diffuser Nährstoffeinträge in die Gewässer sind zudem detaillierte und aktuelle Kenntnisse zu den Eintragsquellen und -pfaden sowie zu den räumlichen Eintragschwerpunkten notwendig.

Da die Prozesse, durch die diffuse Nährstoffeinträge verursacht werden, sehr komplex und nur schwer zu erfassen sind, ist zu ihrer Quantifizierung der Einsatz von Modellen notwendig.

In der Literatur sind eine Vielzahl von Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge beschrieben, die z.T. auch bereits umfangreich angewendet werden. Allerdings wurden bisher kaum vergleichende Untersuchungen verschiedener Modelle durchgeführt. In den wenigen Fällen, in denen dieses geschah, wurden dann in aller Regel lediglich die quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge gegenübergestellt, eine nähere Analyse der erzielten Ergebnisse sowie eine Bewertung der Ursachen für die z.T. deutlichen Unterschiede wurde nicht durchgeführt.

Insofern steht ein differenzierter Vergleich von Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge bisher noch aus, weshalb bei dem aktuellen Kenntnisstand noch Wissensdefizite hinsichtlich dieser Fragestellung existieren.

Im Rahmen dieser Arbeit werden daher nach definierten Kriterien ausgewählte Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in verschiedenen Untersuchungsgebieten angewendet. Die Modelle werden nach den erzielten Ergebnissen sowie durch Analyse der Berechnungsansätze und weiteren für die Umsetzung der Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie relevanten Kriterien durch ein komplexes Bewertungssystem detailliert und vergleichend bewertet.

## **1.2 Zielsetzung und Aufbau der Arbeit**

Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert es, die Nährstoffbelastung der Gewässer zu erfassen und, wenn das Erreichen der Umweltziele gefährdet ist, diese zu vermindern. Das bedeutendste Verminderungspotenzial liegt dabei bei den diffusen Nährstoffeinträgen, die heute bereits in vielen Gewässern dominieren.

Folglich ist es erforderlich, die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig zu quantifizieren und zudem, zur Ableitung zielführender Bewirtschaftungsmaßnahmen, räumlich zuzuordnen.

Da diffuse Nährstoffeinträge messtechnisch kaum zu erfassen und die sie verursachenden Prozesse komplex sind, ist zu ihrer Quantifizierung der Einsatz von Modellen notwendig.

Aktuell existieren eine Vielzahl von Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge, die z.T. auch bereits umfangreich angewendet werden. Allerdings wurden bisher selten gleiche Einzugsgebiete parallel mit verschiedenen Modellen untersucht. In diesen wenigen Fällen wurden dann in aller Regel lediglich die quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge gegenübergestellt, eine Bewertung der Ursachen für die z.T. deutlichen Unterschiede der quantifizierten Einträge sowie eine konkrete Analyse der zugrunde liegenden Berechnungsansätze wurde bisher nicht durchgeführt.

Die Zielsetzung der Arbeit besteht daher darin, ausgewählte Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge dahingehend zu untersuchen und zu bewerten, inwieweit sie zur Umsetzung der Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie geeignet sind, bzw. inwieweit hier noch Defizite vorhanden sind. Hierzu werden die Modelle parallel in verschiedenen Flusseinzugsgebieten angewendet und nach zahlreichen, relevanten Kriterien durch Verwendung eines zu entwickelnden Bewertungssystems vergleichend bewertet.

Ein derart differenzierter Vergleich von mesoskaligen Modellen wurde bisher noch nicht durchgeführt, weshalb bei dem aktuellen Kenntnisstand noch Wissensdefizite hinsichtlich dieser Fragestellung existieren.

Folgende Teilaufgaben sind für die Erfüllung der Zielsetzung relevant:

- ∅ Auswahl der zu untersuchenden Modelle anhand von Kriterien, die einer Anwendung der Modelle zur Umsetzung wichtiger Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie gerecht werden.
- ∅ Parallele Anwendung der Modelle mit identischer Datengrundlage in ausgewählten, repräsentativen Untersuchungsgebieten.
- ∅ Ableitung von Kriterien für die Bewertung der Modelle. Durch den notwendigen Bezug zu den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind neben einer praxisorientierten Anwendbarkeit vor allem die „Zuverlässigkeit“ der Ergebnisse bezogen auf die Summe, die einzelnen Pfade und die (räumliche) Herkunft bedeutsam.
- ∅ Entwicklung eines Bewertungssystems, das es erlaubt - möglichst - objektiv und differenziert die einzelnen Kriterien zu bewerten.
- ∅ Analyse und Bewertung der Berechnungsansätze der Modelle für die relevanten Eintragspfade.
- ∅ Vergleichende differenzierte Bewertung der Modelle hinsichtlich ihrer Eignung zur Umsetzung der verschiedenen Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie und Aufzeigen von ggf. vorhandenen Defiziten.

Zum Erreichen der oben genannten Ziele werden zuerst geeignete Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffe ausgewählt (Kap. 1.5). Diese Auswahl orientiert sich vor allem an Kriterien, die sich aus den Anforderungen der WRRL ergeben (Kap. 1.3) sowie an ihrer weitgehend unproblematischen Anwendbarkeit.

Neben den Untersuchungsgebieten werden in Kap. 2 die Modellgrundlagen, insbesondere die konkreten Berechnungsansätze der Modelle, umfassend vorgestellt. Diese bei den Modellen oftmals sehr unterschiedlichen Berechnungsansätze machen einen wesentlichen Bestandteil der späteren Bewertung der Modelle aus. Daneben wird durch diese Dokumentation die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Bewertung erhöht.

Die Ergebnisse der Modellanwendungen in den 3 Untersuchungsgebieten sind in Kap. 3 dargestellt. Differenziert wird hier in diffuse Stickstoff- und Phosphoreinträge sowie nach den verschiedenen Eintragspfaden und Landnutzungen. Darüber hinaus werden die erzielten Ergebnisse mit berechneten Nährstofffrachten abgeglichen.

Verschiedene Ansätze zur Identifizierung und Bewertung signifikanter Belastungen werden in Kap. 4 vorgestellt und beispielhaft in einem Einzugsgebiet (EZG) angewendet. Die Grundlage hierfür stellen die erzielten Ergebnisse der Nährstoffquantifizierung dar. Dabei wird zudem untersucht, inwieweit die Modelle trotz der Unterschiede bei der Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge für diese Fragestellung vergleichbare Aussagen liefern.

Die Grundlage für die Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze der Modelle ist Kap. 5 zu entnehmen. Hier erfolgt die Analyse und Bewertung der mit den Modellen ermittelten diffusen Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden und Landnutzungen.

Die abschließende Bewertung der untersuchten Modelle in einem eigens dafür entwickelten Bewertungssystem unter Berücksichtigung und Erläuterung aller Bewertungskriterien findet

sich in Kap. 6. Dieses Bewertungssystem erlaubt eine weitgehend transparente und sehr differenzierte Bewertung der Modelle.

### 1.3 Bezug zur EG-Wasserrahmenrichtlinie

Nach Artikel 1 der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000) liegt ihr Ziel in der Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer (Ästuar), der Küstengewässer und des Grundwassers. Dies umfasst u.a. die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung, sowie Schutz und Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme, das Anstreben eines stärkeren Schutzes der aquatischen Umwelt, u.a. durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen und die Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung. Konkretisiert werden diese allgemeinen Ziele durch die Umweltziele (Artikel 4), die u.a. für Oberflächengewässer die Erreichung oder Beibehaltung des „guten Zustandes“ (nach Kriterien des Anhangs V hinsichtlich des biologischen, chemischen und hydromorphologischen Zustands), für Grundwässer den „guten mengenmäßigen und guten chemischen Zustand“ vorsehen.

Instrumente zur Planung und Umsetzung der Ziele aus Artikel 1 und 4 in den jeweiligen Flussgebietseinheiten sind die Bewirtschaftungspläne (Artikel 13), die zur Koordination der Öffentlichkeitsbeteiligung (Artikel 17), der Berichterstattung an die EU-Kommission (Artikel 20) und der Maßnahmenprogramme nach Artikel 11 dienen.

Der konkrete Bezug dieser Arbeit zu den Inhalten der WRRL besteht darin, dass nach Artikel 5 u.a. die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächen- und Grundwässer überprüft werden müssen. Dies umfasst nach Anhang II der WRRL u.a. die Bestandsaufnahme der diffusen Belastungen der zur Eutrophierung beitragenden Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor (Anhang VIII) (vgl. LAWA, 2002a). Weiterhin müssen signifikante anthropogene Belastungen (zuverlässig) erfasst und beurteilt werden (Kriterien hierfür sind LAWA, 2003 zu entnehmen). Auf Basis solcher Ergebnisse ist es anschließend möglich, ggf. notwendige Bewirtschaftungsmaßnahmen (vgl. Artikel 11 der WRRL) abzuleiten, die dazu beitragen, die geforderten Umweltziele zu erreichen.

Grundvoraussetzung hierfür ist, dass die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig quantifiziert und ihrem Ausgangsort räumlich zugeordnet werden können. Beides ist für die Erfassung signifikanter Belastungen und vor allem für die Ableitung von Maßnahmen unerlässlich.

Die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit, die in der parallelen Anwendung ausgewählter Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in verschiedenen Untersuchungsgebieten, ihrer abschließenden differenzierten Bewertung sowie in einem Vorschlag zur Ableitung signifikanter Belastungen anhand der Modellergebnisse bestehen, stehen somit im direkten Bezug zu den oben genannten Anforderungen der WRRL.

### 1.4 Definition der diffusen Einträge

Um gezielte Strategien zur Verringerung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer zu entwickeln, müssen die Anteile der verschiedenen Quellen an der Gesamtbelastung bekannt sein. Zur Beschreibung der Einträge lassen sich punktuelle und diffuse Quellen unterscheiden. Im

Folgendes wird hauptsächlich auf die diffusen Quellen eingegangen, doch sollen zunächst die beiden Begriffe voneinander abgegrenzt werden.

Die Unterscheidung von punktuellen und diffusen Quellen erfolgt bei NOVOTNY & CHESTERS (1981) hauptsächlich nach den Abflusskomponenten, mit denen die Einträge auftreten. Demnach sind punktuelle Einträge identifizierbare Einleiter, deren Ablauf annähernd gleichmäßig in Menge und Zusammensetzung ist und deren Gewässerbelastung weitgehend unabhängig von den Witterungseinflüssen erfolgt.

Nach DECOURSEY (1985) wird der Begriff anhand von Transportprozessen definiert, durch welche die Stoffe in die Gewässer gelangen. Hiernach erreichen diffuse Einträge über den natürlichen hydrologischen Kreislauf die Gewässer. Punktförmige Quellen werden hingegen unabhängig vom natürlichen Wasserkreislauf eingetragen.

STALZER ET AL. (1985) ordnen die Einträge, die exakt erfasst und durch technische Verfahren einer Frachtreduktion unterzogen werden können, den punktförmigen Quellen zu. Alle übrigen Einträge zählen zu den diffusen Quellen.

WERNER ET AL. (1991) rechnen zu den diffusen Einträgen auch die verstreut liegenden, jeweils kleinen punktuellen Einleitungen aus Hauskläranlagen, Straßenabläufen usw., während zu den punktförmigen Einträgen nur die Abwässer zugeordnet werden, die in einer Sammelkanalisation erfasst werden.

Tab. 1: Abgrenzung des Begriffs „diffuse Gewässereinträge“ nach verschiedenen Autoren (ergänzt aus BACH, 1996)

Eintragspfad	NOVOTNY & CHESTERS (1981)	DECOURSEY (1985)	STALZER ET AL. (1985)	WERNER ET AL. (1991)	LAWA (1997)
Grundwasser, Dränagen	x	x	x	x	x
Oberflächenabfluss (von natürl. Oberflächen) und Bodenabtrag	x	x	x	x	x
atmosphärische Deposition		x	x	x	x
Direkteintrag (Düngung, PSM-Behandlung, Weidevieh)	x	x	x	x	x
Oberflächenabfluss von außerörtlichen Straßen u. Wegen	x	x	(x)	x	x
landwirtschaftliche Abflüsse	(x)		x	x	x
nicht kanalisierte Abwässer				x	x
Regenwasserentlastung	x				

(x = diffuser Eintrag)

Die LAWLA (1997) definiert diffuse Quellen als diejenigen Belastungen, die nicht einer bestimmten Schmutzquelle zugeordnet werden können (z.B. Stoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung, aus alten Deponien und Altlasten, bergbaubedingte Sickerwässer, geogene Stoffeinträge und atmosphärische Deposition). Demgegenüber sind punktförmige Quellen Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Abwasseranlagen, wie z.B. Regenwassereinleitungen im Misch- und Trennsystem, aus bestimmten Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen oder konkret bestimmbar Ablagerungen oder Altlasten.

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff der diffusen Quellen nach WERNER ET AL. (1991) und LAWA (1997) verwendet, wobei vorwiegend auf die Einträge aus der Landwirtschaft eingegangen wird. Stoffeinträge aus diffusen Quellen lassen sich weiter unterteilen in Einträge von Fest- und Nährstoffen sowie von Pflanzenschutzmitteln und Schwermetallen; hierbei wird in der vorliegenden Arbeit ausschließlich auf die Pflanzennährstoffe (Stickstoff und Phosphor) eingegangen.

## 1.5 Modellauswahl

Für die Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge sind in der Literatur vielfältige Verfahren beschrieben. Zu unterscheiden ist dabei grundsätzlich zwischen Immissionsverfahren und Emissionsverfahren.

Bei Immissionsverfahren werden, beruhend auf Messdaten der Nährstoffkonzentration und Abflussmengen im betrachteten System, die diffusen Frachtanteile abgeschätzt. Dabei finden oder fanden verschiedene Methodiken Anwendung. Sie reichen von der Messung der Gewässerfracht in repräsentativen Einzugsgebieten, in denen keine punktförmigen Einträge auftreten und anschließende Hochrechnung auf das gesamte Untersuchungsgebiet (RADER-SCHALL, 1996) über die einfache Ableitung als Differenz zwischen gemessener Gesamtfracht und (gemessener oder abgeschätzter) Fracht aus Punktquellen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994) bis zur Aufteilung der Gesamtfracht nach Abflusskomponenten durch Interpretation der Fracht-Abfluss-Beziehung (BEHRENDT, 1993).

Für Emissionsverfahren, wie z.B. nach WERNER & WODSAK (1994), PRASUHN & BRAUN (1994), FEHR & FÖHSE (1997), FREY & HOFFMANN (1997), SCHWEIGERT (1996), SCHILLINGER & SCHULZ (1997), RUHE (1997) UND PAUKNER-RUZICKA ET AL. (1999) ist dagegen charakteristisch, dass direkt die diffusen Einträge in die Gewässer modelliert werden. Hier beziehen sich die Unterschiede eher darauf, welche Nährstoffe und welche Eintragspfade berücksichtigt werden sowie wie differenziert die verschiedenen für das Eintragsverhalten relevanten Prozesse abgebildet werden (vgl. SCHEER, 1999).

Für die Auswahl der Modelle, die im Rahmen dieser Arbeit Berücksichtigung finden, sind Kriterien und Anforderungen zu definieren, welche im Folgenden aufgelistet und hinsichtlich ihrer Notwendigkeit zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erläutert werden:

1. Es muss sich um mesoskalige Emissionsverfahren handeln.

Ein Emissionsverfahren ist notwendig, da ein direkter Bezug zu den Landflächen erforderlich ist, die die diffusen Einträge in die Gewässer verursachen. Dies gilt insbesondere für die geforderte Identifizierung signifikanter Belastungen sowie für die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen, die ohne eine räumlich aufgelöste Abbildung der Belastungssituation kaum möglich ist. Die Mesoskala ergibt sich aus den Gebietsflächen der zu betrachtenden EZG (etwa 100 bis 2000 km<sup>2</sup>) sowie aus der Auflösung der zu verwendenden Eingangsdaten. Sie ermöglicht somit einerseits die Betrachtung von Einzugsgebieten (EZG) oder Teil-einzugsgebieten (TEZG), andererseits ist die Auflösung noch hoch genug, um auch lokale Bedingungen (z.B. lokal hohe Belastungen) zufriedenstellend genau zu identifizieren.



2. Es müssen alle relevanten N- und P-Eintragspfade berücksichtigt sein.

Nur so ist gewährleistet, dass die Summe der quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge korrekt erfasst wird. Zudem ist die Zuordnung zu den einzelnen Eintragspfaden sehr bedeutsam für die Ableitung differenzierter Bewirtschaftungsmaßnahmen.

3. Die Modelle sollten sich bereits in verschiedenen Untersuchungen und Einzugsgebieten bewährt haben.

Mit dieser Anforderung ist ein Mindestmaß an Qualitätssicherung bei den auszuwählenden Modellen verbunden, insbesondere auch wegen der notwendigen Übertragbarkeit der Modelle auf verschiedene Naturräume.

4. Die notwendigen Eingangsdaten müssen überwiegend frei verfügbar, zusätzliche Messprogramme dürfen nicht erforderlich sein.

Dies ist eine essenzielle Voraussetzung für die praxistaugliche Anwendung der Modelle in ganzen Flussgebieten oder gar in ganz Deutschland. Die notwendigen Daten müssen entweder (möglichst flächendeckend) frei verfügbar oder ohne zu großen Aufwand nach akzeptierten Verfahren aus frei verfügbaren Daten abzuleiten sein. Die Notwendigkeit zur Erhebung zusätzlicher Daten durch Messprogramme verursachte für die hier relevante Betrachtungsebene von EZG nicht nur erhebliche personelle Probleme, sondern wäre vor allem finanziell kaum zu bewältigen.

5. Die Modelle müssen für die Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis auf einer gängigen Software-Plattform stehen und für den Nicht-Fachmann anwendbar sein.

Anhand dieses Kriteriums soll eine weitgehend unkomplizierte Anwendbarkeit in der Praxis sichergestellt werden.

Für die endgültige Auswahl der Modelle konnte u.a. eine frühere Untersuchung des Verfassers genutzt werden, in der insgesamt 16 verschiedene Emissions- aber auch Immissionsverfahren einer ersten, eher groben Bewertung unterzogen wurden (SCHEER, 1999). Bereits hier zeigten sich zwischen den einzelnen Emissionsverfahren deutliche Unterschiede, so dass die Mehrzahl dieser Modelle nicht allen geforderten Kriterien entsprachen.

Dennoch zeigte sich, dass 2 der untersuchten Modelle die oben genannten Anforderungen erfüllen. Hierbei handelt es sich um MODIFFUS (PRASUHN & BRAUN, 1994; PRASUHN, 1996), bisher überwiegend in der Schweiz angewendet (vgl. u.a. PRASUHN, 1999; PRASUHN & HURNI, 1998 und 1999) und MOBINEG (FEHR & FÖHSE, 1997), das bereits in verschiedenen Naturräumen Deutschland zur Anwendung kam (vgl. u.a. BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER, 2001). Diese beiden Modelle wurden daher in den jeweils aktuellsten Versionen für diese Untersuchung berücksichtigt.

Nach einem erneuten Literaturabgleich wurden 2 weitere Modelle, die ebenfalls die genannten Kriterien erfüllen, ausgewählt: Hierbei handelt es sich um STOFFBILANZ (MANNSFELD ET AL., 1998), das für die EZG Große Röder und Schwarzer Schöps entwickelt und zudem in weiteren EZG (u.a. AUTORENKOLLEKTIV, 2000; GRUNEWALD ET AL., 2000; GEBEL & GRUNEWALD, 2002a und b) angewendet wurde und MONERIS (BEHRENDT ET AL., 1999), das als einziges der Modelle bereits sowohl deutschlandweit zur Anwendung gekommen ist, als auch mehrfach in Europa, u.a. im EZG der Oder (BEHRENDT ET AL., 2001).

Somit stehen 4 Emissionsmodelle - MOBINEG, MODIFFUS, STOFFBILANZ und MONERIS - für den im Rahmen dieser Arbeit durchzuführenden bewertenden Modellvergleich zur Verfügung.

### **1.6 Einsatzmöglichkeiten von mesoskaligen Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge**

Das klassische Einsatzgebiet mesoskaliger Modelle stellt die Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Flusseinzugsgebieten oder Teileinzugsgebieten dar. Die im Rahmen dieser Arbeit ausgewählten Modelle vermögen es, die diffusen Nährstoffeinträge dabei nach den wichtigsten Eintragspfaden zu separieren. Für die Stickstoffeinträge sind dies vor allem der Grundwasser- und Drainageabfluss, daneben werden aber auch erosive Einträge, Direkteinträge und, nicht bei allen Modellen, Einträge über den Zwischenabfluss und über Abschwemmung differenziert. Bei den Phosphoreinträgen werden jeweils die gleichen Eintragspfade berücksichtigt, wobei hier vor allem der Pfad Erosion, aber - je nach Einzugsgebietscharakteristik - auch die Pfade Grundwasser- und Drainageabfluss bedeutend sein können. Da diese Eintragspfade spezifisch auf Basis der unterschiedlichen Nutzungseinflüsse der verschiedenen Landnutzungen (u.a. Ackerland, Grünland, Wald) ermittelt werden, stellen die Ergebnisse der Modelle im Idealfall die Grundlage für eine differenzierte Analyse der Gebietsbelastung dar. Hierauf aufbauend können dann ggf. notwendige Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verminderung der diffusen Nährstoffbelastungen abgeleitet werden. Weiterhin bieten solche Modelle die Möglichkeit, anhand verschiedener Szenarien die zu erwartende Effektivität unterschiedlicher Maßnahmen zu prognostizieren.

Voraussetzung für diese Einsatzmöglichkeiten ist, dass die Modelle die diffusen Nährstoffeinträge adäquat erfassen können; dies wird im Rahmen dieser Arbeit untersucht. Zudem sollten sie in der Lage sein, den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Belastungssituation abzubilden.

Eine weitere Einsatzmöglichkeit von mesoskaligen Modellen zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge liegt darin, Grundlagendaten zur Berücksichtigung diffuser Belastungen bei Gewässergütesimulationen zu liefern. Hierfür ist es erforderlich, die als mittlere Werte für einen meist mehrjährigen Untersuchungszeitraum ermittelten Einträge mittels eines geeigneten Verfahrens so aufzuarbeiten, dass die dynamische Eintragssituation näherungsweise im Jahresverlauf beschrieben werden kann. Hierfür ist es u.a. erforderlich, sowohl die Wasserflüsse als auch die im Jahresgang unterschiedliche Auswaschungsgefährdung der Nährstoffe sowie die Abhängigkeiten, die erosive Einträge verursachen, zeitlich hoch aufgelöst abzubilden. Dies ist in der notwendigen Komplexität bisher nicht möglich.

Daher besteht hier noch ein erheblicher Forschungsbedarf, erste Schritte zur Umsetzung dieser Problematik wurden u.a. von SCHEER & PINZ (2002), PANCKOW (2002) und SCHEER & KUNST (2001) durchgeführt.

## 2 Material und Methoden

In den folgenden Kapiteln werden die 4 im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigten Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge sowie die 3 Untersuchungsgebiete vorgestellt. Bei den einzelnen Modellen werden dabei die Berechnungsansätze für die verschiedenen Eintragspfade dokumentiert. Dies geschieht sehr ausführlich, da diese bei den Modellen oftmals sehr unterschiedlichen Berechnungsansätze einen wesentlichen Bestandteil bei der späteren Bewertung der Modelle ausmachen. Zudem erhöht dies die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Bewertung, da es dort z.T. bereits aufgrund von Teilaspekten eines Ansatzes zu Abwertungen kommt. Ein weiterer Grund für die Ausführlichkeit dieser Dokumentation ist darin zu sehen, dass sich bei den Modellen verschiedene Berechnungsansätze seit Veröffentlichung der jeweiligen Methodenbeschreibungen oder Handbücher geändert haben. Hierauf wird bei den entsprechenden Ansätzen hingewiesen, dargestellt sind jeweils die in den aktuellen Versionen verwendeten Berechnungsansätze.

### 2.1 MOBINEG 2001

Das von der Firma F&N Umweltconsult, Hannover entwickelte Programm MOBINEG ist zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge aus einem definierten Einzugsgebiet in Fließgewässer konzipiert. Verwendung findet die Version MOBINEG 2001 vom 01.04.2001. Realisiert wurde MOBINEG in einer Microsoft-Access Umgebung, die über eine Schnittstelle zu ArcView verfügt. Zur Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge werden zahlreiche Eingangsdaten benötigt, von denen einige in digitaler Form als Shape-Files vorliegen sollten (s. Tab. A 1). Diese Shape-Files werden in ArcView verschnitten, der resultierende Shape wird in die Datenbank von MOBINEG exportiert. Die Modellkonzeption sieht vor, dass die notwendigen Eingangsdaten direkt von den verschiedenen Landesämtern oder anderen Behörden bezogen werden können. Daneben sind in MOBINEG zahlreiche Datenvorgaben implementiert (s. Tab. A 2); sie sollten soweit verfügbar durch einzugsgebietspezifische Angaben ersetzt werden. Dies ist modellintern problemlos möglich.

Die Berechnung der Nährstoffbilanzen erfolgt für einen mehrjährigen Zeitraum, die Ergebnisse werden als Emissionen sowie, unter Berücksichtigung fester Retentionsfaktoren, als Immissionen in Form eines mehrjährigen Mittels ausgegeben.

Zusätzlich sind in MOBINEG verschiedene Bewirtschaftungsszenarien implementiert. Mit ihnen lassen sich, unspezifisch für das gesamte EZG, unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft sowie Modifikationen bei den punktuellen Einträgen abbilden.

Im Folgenden werden die bei MOBINEG berücksichtigten Eintragspfade vorgestellt, wobei insbesondere die Berechnungsansätze und die zugrunde liegenden Modellvorstellungen betrachtet werden. Ergänzende Details zu diesen Betrachtungen sind F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001) zu entnehmen.

### 2.1.1 Wasserbilanz

MOBINEG berechnet eine Wasserbilanz basierend auf einer vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung (nach WOHLRAB ET AL., 1992):

$$Q_{\text{Ges}} = NS_J - ET - \Delta S \quad (\text{Gl. 1})$$

Mit:  $Q_{\text{Ges}}$  = Gesamtabfluss im Oberflächengewässer,  
 $NS_J$  = Jahresniederschlag,  
 $ET$  = potenzielle Evapotranspiration und  
 $\Delta S$  = Speicheränderung.

Im hier zugrunde gelegten Modell wird diese Gleichung in weitere Einzelkomponenten zerlegt, so dass sowohl ober- als auch unterirdische Abflüsse erfasst werden. Speicheränderungen, also Zu- oder Abflüsse zum unterirdischen Grundwasservorrat, werden bei Bilanzen, die als Durchschnitt über mehrere Jahre ermittelt werden, als ausgeglichen angenommen. Sie finden daher im Modell keine weitere Berücksichtigung.

Der Gesamtabfluss wird auf verschiedene Abflusspfade aufgeteilt:

$$Q_{\text{Ges}} = Q_{\text{GWN}} + Q_{\text{Ober}} + Q_{\text{KA}} - \text{GWE} \quad (\text{Gl. 2})$$

Mit:  $Q_{\text{GWN}}$  = Grundwasserneubildung,  
 $Q_{\text{Ober}}$  = Oberflächenabfluss,  
 $Q_{\text{KA}}$  = Kläranlagenablauf,  
 $\text{GWE}$  = Grundwasserentnahmen.

Die Grundwasserneubildung  $Q_{\text{GWN}}$  ist von den Geologischen Landesämtern in der Regel auf Grundlage eines dem Gebiet angemessenen Verfahrens berechnet worden und liegt als GIS-Datensatz vor. Im Programm wird davon ausgegangen, dass diese Daten zur weiteren Berechnung verwendet werden. Wenn diese Daten in Ausnahmefällen nicht verfügbar sind, kann eine Programmversion benutzt werden, die die Sickerwasserneubildung auf der Grundlage von nFKWe und Klimadaten in Abhängigkeit von der Landnutzung berechnet.

Das neu gebildete Grundwasser ( $Q_{\text{GWN}}$ ) verteilt sich während der Bodenpassage bis zum Erreichen des Oberflächengewässers auf die Pfade Zwischen-, Grundwasser- und gegebenenfalls Dränabfluss:

$$Q_{\text{GWN}} = Q_{\text{ZW}} + Q_{\text{GW}} + Q_{\text{Drän}} \quad (\text{Gl. 3})$$

Mit:  $Q_{\text{ZW}}$  = Zwischenabfluss,  
 $Q_{\text{GW}}$  = Grundwasserabfluss,  
 $Q_{\text{Drän}}$  = Dränabfluss.

Modellintern werden die Abflussanteile der einzelnen Pfade gemäß der Angaben in Bild 1 in Abhängigkeit des Verhältnisses von Basisabfluss zu mittlerem Abfluss ermittelt (die vorgegebenen Werte können manuell geändert werden, der Basisabfluss muss extern berechnet werden). Diese Abflussanteile legen modellintern zugleich die Verteilung der berechneten oder angenommenen Nährstoffauswaschung auf die einzelnen Abflusspfade fest.

Abflussart	Stadt	Vorstadt/Dorf	Versiegelte Fläche	Acker			Grünland		Wald
				„normal“	mit Erosion	Drainage	„normal“	Drainage	
Oberirdisch	50 % vom NS <sub>J</sub>	12 % vom NS <sub>J</sub>	85 % vom NS <sub>J</sub>	-	15 % vom NS <sub>J</sub>	-	-	-	-
Unterirdisch	GWN	GWN	GWN	GWN	GWN	GWN	GWN	GWN	GWN
Zwischenabfluss	AUFTEILUNG ENTSPRECHEND DES VERHÄLTNISSSES BASISABFLUSS ZU MITTLEREM ABFLUSS								
Dränabfluss									
Grundwasserabfluss									
Insgesamt	GWN + 50 % vom NS <sub>J</sub>	GWN + 12 % vom NS <sub>J</sub>	GWN + 85 % vom NS <sub>J</sub>	GWN	GWN + 15 % vom NS <sub>J</sub>	GWN	GWN	GWN	GWN

NS<sub>J</sub> = Jahresniederschlag

GWN = Grundwasserneubildung

Bild 1: MOBINEG: Wasserbilanz, modellinterne Festlegung der ober- und unterirdischen Abflussanteile in Abhängigkeit der Flächennutzung (nach F & N UMWELTCONSULT, 2001)

### 2.1.2 Direkteinträge

MOBINEG unterscheidet bei den Direkteinträgen in die Gewässer 5 verschiedene Pfade (atmosphärische Deposition, Waldstreu, Mineraldünger, Weidewirtschaft und landwirtschaftliche Betriebe).

Zur Berechnung der Nährstoffeinträge über atmosphärische Deposition werden den Gewässerflächen (nach CORINE) für das EZG einheitliche N- und P-Depositionen in kg/ha·a zugeordnet. Als Datenvorgaben sind hier 12,8 kg N/ha·a und 0,29 kg P/ha·a in die Modelldatenbank eingetragen. Im Handbuch wird jedoch darauf hingewiesen, dass, sofern verfügbar, Messwerte aus dem Untersuchungsgebiet verwendet werden sollten.

Beim Eintragspfad Waldstreu wird davon ausgegangen, dass diese autochthonen Einträge unvermeidlich sind. Die Höhe der Einträge wird anhand von Literaturangaben mit 2 kg N und 0,08 kg P pro Hektar Waldfläche angesetzt (nach NUSCH, 1974, zitiert bei OSTERTAG & ECK-DUPONT, 1989).

Vergleichbar ist die Herangehensweise für den Eintragspfad Mineraldünger. Auch wenn nach § 2 der Düngeverordnung von 1996 solche Direkteinträge durch einen ausreichenden Abstand bei der Düngung zum Oberflächengewässer verhindert werden sollen, gehen die Modellentwickler davon aus, dass es in der Praxis noch immer zu derartigen Direkteinträgen kommt. Nach Angaben von HAMM (1991) wird bei der Quantifizierung dieser Nährstoffeinträge von einem Eintrag von 0,0241 kg N/ha·a und 0,004 kg P/ha·a ausgegangen; die Bezugsgröße ist die gesamte Ackerfläche.

Auch für die Eintragspfade Weidewirtschaft und landwirtschaftliche Betriebe wird davon ausgegangen, dass sich ein gewisser Nährstoffeintrag in die Gewässer nicht vermeiden lässt. Wiederum nach Angaben von HAMM (1991) wird für weidendes Vieh ein Eintrag von 0,5 % und für die landwirtschaftliche Betriebe (z.B. verursacht durch Spülen der Güllebehälter oder

Abspritzen der Hoffläche) von 1 % der insgesamt aus Wirtschaftsdüngern stammenden Nährstoffe angesetzt; dabei werden für eine DE 80 kg N und 70 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (entspricht 31 kg P) vorgegeben.

### 2.1.3 Nährstoffeinträge über Erosion

Für die Berechnung der Nährstoffeinträge über Erosion wird in MOBINEG eine digitale Karte zur potenziellen Erosionsgefährdung (Einteilung in 6 Gefährdungsklassen) von Ackerflächen für das Untersuchungsgebiet benötigt. Grundlage für diese Karte sind z.B. in Niedersachsen die Vorgaben von HENNINGS (1994) für die potenzielle Erosionsgefährdung durch Wasser nach bodenkundlichen, morphologischen und klimatischen Bedingungen (EfW). Diese für die Ermittlung der erosiven Nährstoffeinträge mit MOBINEG elementare digitale Grundlagenkarte liegt nicht in allen Bundesländern vor. Für die hier untersuchten 3 EZG konnte von den zuständigen Landesämtern nur für das EZG der Ilmenau eine entsprechende Karte zur Verfügung gestellt werden, für das EZG der Oberen Werre wurden die Bodenabträge analog zum unten vorgestellten Verfahren nach HENNINGS (1994) aus der vorliegenden digitalen Bodenkarte und dem DGM 50 abgeleitet, für das EZG der Uecker wurden die Angaben nach DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) auf Gemeindebasis (freundlicherweise von Herrn Dr. Behrendt, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin (IGB) zur Verfügung gestellt) verwendet.

Grundlage des Berechnungsansatzes nach HENNINGS (1994) ist die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG), als Quelle werden SCHWERTMANN ET AL. (1990) genannt.

Die potenzielle Erosionsgefährdung berechnet sich nach:

$$EfW = K_B \cdot K_S \cdot S \cdot R \cdot 2,0 \quad (Gl. 4)$$

- Mit:
- $EfW$  = potenzielle Erosionsgefährdung durch Wasser nach bodenkundlichen, morphologischen und klimatischen Bedingungen [t/ha·a],
  - $K_B$  = bodenartenabhängiger Anteil des F-Faktors (Bodenerodierbarkeitsfaktor) der ABAG nach Tabelle in HENNINGS (1994),
  - $K_S$  = steinbedeckungsabhängiger Anteil des F-Faktors (Bodenerodierbarkeitsfaktor) der ABAG nach Tabelle in HENNINGS (1994),
  - $S$  = S-Faktor (hangneigungsabhängiger Anteil des Topographiefaktors) der ABAG nach Tabelle in HENNINGS (1994) und
  - $R$  = R-Faktor (Niederschlagsfaktor) der ABAG.

Für die Ermittlung des R-Faktors gibt HENNINGS (1994) in Abhängigkeit der Lage des Untersuchungsgebietes und der Verfügbarkeit regionalisierter Niederschlagsdaten 4 verschiedene Gleichungen an. Für das EZG der Oberen Werre, für das der R-Faktor berechnet werden musste, wurde folgende, für NRW überprüfte, Gleichung verwendet:

$$R = -53,23 + 0,365 \cdot NS_{Sommer} \quad (Gl. 5)$$

- Mit:
- $R$  = R-Faktor,
  - $NS_{Sommer}$  = mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr (Mai - Oktober).

Der Kennwert EfW ist als Maß für die Standortempfindlichkeit bei konstanten Belastungsfaktoren zu verstehen; konzeptionell ist er mit dem Produkt aus R-, K- und S-Faktor der ABAG identisch.

Entsprechend fehlen hier einige Faktoren der ABAG. Grund hierfür sind folgende, dem Ansatz zugrunde liegende Annahmen: Es wird von einer gleichbleibenden Hanglänge von 100 m ausgegangen (L-Faktor = 2,0), von einer Nutzung durch Schwarzbrache (C-Faktor = 1,0) und von fehlenden Erosionsschutzmaßnahmen (P-Faktor = 1,0).

Die ermittelte Größe EfW kann in Klassen eingeteilt werden, jeder Erosionsgefährdungsklasse wird ein Bodenabtrag und eine entsprechende mittlere Nährstoffmenge zugeordnet (s. Tab. 2).

Tab. 2: MOBINEG: Bodenabtrag und Nährstoffmengen im Bodenabtrag pro Erosionsgefährdungsklasse (nach AG BODEN, 1982)

Bodenabtrag		Nährstoffmenge im Bodenabtrag			
		P		N	
[t/ha·a]	Erosionsgefährdungsklasse	[kg/ha·a]	Mittel	[kg/ha·a]	Mittel
< 1	0	< 0,76	0,76	< 2	1
1 - 5	1	0,76 - 3,8	2,28	2 - 10	6
5 - 10	2	3,8 - 7,6	5,7	10 - 20	15
10 - 15	3	7,6 - 11,4	9,5	20 - 30	25
15 - 30	4	11,4 - 22,8	17,1	30 - 60	45
> 30	5	> 22,8	22,8	> 60	60

Diese im Modell voreingestellten Angaben beziehen sich auf Verhältnisse in niedersächsischen EZG; liegen entsprechende Daten für das Untersuchungsgebiet vor, können sie problemlos in die Datenbank eingesetzt und verwendet werden.

Modellintern wird jeder Ackerfläche gemäß der Erosionsgefährdungsstufe ein Bodenabtrag zugeordnet. Bei der Berechnung der Nährstoffeinträge über Erosion wird davon ausgegangen, dass 50 % des Bodenabtrages das Gewässer erreicht. Die erosiven Einträge ergeben sich also aus diesem Bodenabtrag multipliziert mit den vorgegebenen Nährstoffmengen pro Klasse (s. Tab. 2).

Es sei an dieser Stelle bereits daraus hingewiesen, dass diesem Ansatz modellintern eine fehlerhafte Annahme zugrunde liegt, mit der Folge, dass die erosiven Einträge massiv überschätzt werden (Details hierzu in Kap. 5.2.2.3).

#### 2.1.4 Unterirdische Eintragspfade

Bei MOBINEG werden 3 unterirdische Eintragspfade differenziert: Grundwasser, Zwischen- und Dränabfluss. Für diese Eintragspfade werden die Nährstoffeinträge separat für die Landnutzungen (LN) Acker, Grünland, Wald und Siedlungen berechnet.

### 2.1.4.1 Nährstoffbilanzüberschuss auf Ackerflächen und Nährstoffauswaschung von den Landnutzungen

In MOBINEG wird nur ein N-Bilanzüberschuss von Ackerflächen berechnet, für den P-Überschuss wird von einem festen Wert ausgegangen (voreingestellt ist 10 kg/ha·a, dieser Wert kann variiert werden). Der Bilanzierungsansatz für den N-Überschuss orientiert sich an Angaben von BACH (1987):

$$\text{N-Überschuss} = \text{N-Zufuhr} - \text{N-Abfuhr} \quad (\text{Gl. 6})$$

Als N-Zufuhr werden folgende Bilanzgrößen berücksichtigt:

- ∅ Mineralischer Dünger (einzugeben ist die N-Düngeempfehlung pro Kulturart),
- ∅ Wirtschaftsdünger (Eingabe als DE, modellintern werden nach BACH (1987) 20 % Lagerungsverluste berücksichtigt),
- ∅ Organischer Dünger (z.B. Ernterückstände oder Klärschlamm) und
- ∅ Atmosphärische Deposition.

Die N-Abfuhr errechnet sich aus der Erntemenge und dem N-Gehalt im Erntegut (nach Angaben der Landwirtschaftsämter).

Dieser modellintern berechnete N-Überschuss auf Ackerflächen stellt die Grundlage für die Ermittlung der N-Auswaschung von Ackerflächen nach folgender Gleichung dar:

$$\text{Ausw}_{\text{N,Acker}} = \text{N}_{\text{Über}} \cdot (1 - \text{nFKWe} / \text{GWN}) \quad (\text{Gl. 7})$$

Mit:	$\text{Ausw}_{\text{N,Acker}}$	= N-Auswaschung von Ackerflächen [kg/ha·a],
	$\text{N}_{\text{Über}}$	= N-Bilanzüberschuss auf Ackerflächen [kg/ha·a],
	nFKWe	= nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [mm] und
	GWN	= Grundwasserneubildung [mm/a].

Der Quotient nFKWe / GWN dient hier als Zeiger für die Nitratauswaschungsgefährdung. Der gewählte Ansatz beruht auf Angaben von BACH (1987) und DBG (1992) zur Ermittlung der Austauschhäufigkeit der Bodenlösung.

Im Modell wird davon ausgegangen, dass bei Werten > 1 eine mittlere bis sehr große Auswaschungsgefährdung vorliegt. In diesem Fall gibt der Quotient den Anteil des Sickerwassers und der darin enthaltenen Nährstoffe an, der im Boden zurückgehalten wird.

Ist die GWN kleiner als nFKWe, liegt also eine geringe bis sehr geringe Auswaschungsgefährdung vor, werden modellintern 10 % (und nicht 50 %, wie im Handbuch dargestellt) des N-Bilanzüberschusses als Auswaschung angenommen; letztes gilt auch für den Fall, dass ein Datensatz der GWN Null ist.

Die P-Auswaschung von Ackerflächen beträgt bei MOBINEG einheitlich 0,1 kg/ha·a. Sie ergibt sich aus dem angesetzten P-Überschuss von 10 kg/ha·a und der Annahme, dass der überwiegende Anteil (Vorgabe: 99 %) dieses Überschusses an Bodenpartikeln adsorbiert und somit zurückgehalten wird.

Für alle anderen LN erfolgt die Berechnung der Nährstoffeinträge modellintern auf Basis fester Auswaschungen, die anhand verschiedener Literaturangaben (vgl. F & N UMWELTCONSULT GMBH, 2001) abgeleitet wurden. Die in MOBINEG fest implementierten Werte für die Auswaschungen nach LN sind Tab. 3 zu entnehmen.



Tab. 3: MOBINEG: Vorgaben für die N- und P-Auswaschungen nach Landnutzung

Landnutzung	N-Auswaschung [kg/ha·a]	P-Auswaschung [kg/ha·a]
Acker	Gl. 7	0,1 <sup>*</sup>
Grünland	29	0,3
Wald	12	0,1
Siedlung	6,5	0,3

\* : ergibt sich aus dem modellintern angenommenen P-Bilanzüberschuss von 10 kg/ha·a sowie der angesetzten Adsorption im Wurzelraum von 99 %

#### 2.1.4.2 Nährstoffeinträge über unterirdische Eintragspfade

Die Verteilung dieser Auswaschungen auf die unterirdischen Pfade erfolgt prozentual. Für die LN Acker, Grünland und Wald geschieht dies anhand des Verhältnisses von Basisabfluss (Basis-Q, berechnet nach KILLE, 1970) und dem gemessenen mittleren Abfluss (MQ).

Dies sei an einem Beispiel erläutert: Angenommen, der Basis-Q beträgt  $5,5 \text{ m}^3/\text{s}$  und der MQ  $6,9 \text{ m}^3/\text{s}$ . Das Verhältnis Basis-Q zu MQ beträgt dann folglich  $5,5 / 6,9 = 0,797$ . Dies entspricht dem prozentualen Anteil des Grundwasserabflusses. Die verbleibenden 20,3 % geben den Anteil der Auswaschung wieder, der für die LN Wald in den Zwischenabfluss, für die LN Acker und Grünland in den Zwischen- bzw. Dränabfluss übergehen. Bei den beiden letztgenannten LN erfolgt die Aufteilung in Zwischen- und Dränabfluss prozentual nach dem Anteil gedränter Fläche (z.B. 15 % gedränte Fläche: 85 % gehen in den Zwischen-, 15 % in den Dränabfluss).

Bei der LN Siedlung verhält es sich folgendermaßen: 65 % der ausgewaschenen Nährstoffmenge werden dem Grundwasser zugeschlagen, 35 % dem Zwischenabfluss (die anders lautenden Angaben im Handbuch von MOBINEG sind nicht korrekt).

Somit sind nun für alle LN die Auswaschungen pro unterirdischem Eintragspfad bekannt. MOBINEG geht weiter davon aus, dass diese Auswaschungen auf dem Weg in das Oberflächengewässer eine Reduktion der Nährstofffracht durch Rückhalts- und Abbauprozesse (wie z.B. Denitrifikation für die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht) erfahren. In Anlehnung an Literaturangaben von WERNER & OLFS (1990) und GÄTH ET AL. (1992) wird diese Reduktion modellintern für den (langsamen) Grundwasserpfad mit 75 %, für die (schnelleren) Abflussanteile (Zwischen- und Dränabfluss) mit 50 % vorbelegt. Diese Angaben gelten gleichermaßen für N und P für das gesamte Untersuchungsgebiet, eine flächen- bzw. standortspezifische Variabilität dieser Rückhalts- und Abbauprozesse ist nicht vorgesehen.

Insgesamt berechnen sich die unterirdischen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer bei MOBINEG folgendermaßen (vgl. auch Tab. 3 und Tab. 4):

Tab. 4: MOBINEG: Berechnungsgrundlagen für die Verteilung der Auswaschung auf die unterirdischen Abflusspfade nach LN sowie modellinterne Rückhalts- und Abbau-faktoren pro Pfad

Landnutzung	Grundwasser		Zwischenabfluss		Dränabfluss	
	Q <sub>GW</sub>	Rückhalt	Q <sub>ZW</sub>	Rückhalt	Q <sub>Drän</sub>	Rückhalt
Acker	BQ / MQ	75 %	$(1 - BQ / MQ) \cdot (1 - X^*)$	50 %	$(1 - BQ / MQ) \cdot X^*$	50 %
Grünland	BQ / MQ	75 %	$(1 - BQ / MQ) \cdot (1 - Y^*)$	50 %	$(1 - BQ / MQ) \cdot Y^*$	50 %
Wald	BQ / MQ	75 %	$(1 - BQ / MQ)$	50 %	-	-
Siedlung	35 %	75 %	65 %	50 %	-	-

X<sup>\*</sup>: Anteil dränierte Ackerfläche in % (Eingabe in dezimaler Form, d.h. 15 % = 0,15)

Y<sup>\*</sup>: Anteil dränierte Grünlandfläche in % (Eingabe in dezimaler Form, d.h. 15 % = 0,15)

Nährstoffeinträge über den Abflusspfad Grundwasser:

$$E_{N,P,GW} = \text{Ausw}_{N,P} \cdot Q_{GW} \cdot R_{üGW} \quad (\text{Gl. 8})$$

Mit:  $E_{N,P,GW}$  = N- bzw. P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser [kg/a],  
 $\text{Ausw}_{N,P}$  = Auswaschung pro LN nach Tab. 3 bzw. Gl. 7 [kg/ha·a],  
 $Q_{GW}$  = Anteil Grundwasserabfluss nach Tab. 4 und  
 $R_{üGW}$  = Rückhalt und Abbau im Grundwasser (vorbelegt mit 0,25 = 75 [%]).

Nährstoffeinträge über den Zwischenabfluss:

$$E_{N,P,ZW} = \text{Ausw}_{N,P} \cdot Q_{ZW} \cdot R_{üZW} \quad (\text{Gl. 9})$$

Mit:  $E_{N,P,ZW}$  = N- bzw. P-Einträge in die Oberflächengewässer über Zwischenabfluss [kg/a],  
 $\text{Ausw}_{N,P}$  = Auswaschung pro LN nach Tab. 3 bzw. Gl. 7 [kg/ha·a],  
 $Q_{ZW}$  = Anteil Zwischenabfluss nach Tab. 4 und  
 $R_{üZW}$  = Rückhalt und Abbau im Zwischenabfluss (vorbelegt mit 0,5 = 50 [%]).

Nährstoffeinträge über den Dränabfluss (nur für LN Acker- und Grünland):

$$E_{N,P,Drän} = \text{Ausw}_{N,P} \cdot Q_{Drän} \cdot R_{üDrän} \quad (\text{Gl. 10})$$

Mit:  $E_{N,P,Drän}$  = N- bzw. P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränabfluss [kg/a],  
 $\text{Ausw}_{N,P}$  = Auswaschung pro LN nach Tab. 3 bzw. Gl. 7 [kg/ha·a],  
 $Q_{Drän}$  = Anteil Dränabfluss nach Tab. 4 und  
 $R_{üDrän}$  = Rückhalt und Abbau im Dränabfluss (vorbelegt mit 0,5 = 50 [%]).

Zu beachten ist hierbei, dass die Dränflächen im EZG lediglich in Form eines prozentualen Anteils in die Berechnung eingehen. Modellintern wird dieser Anteil gleichförmig auf alle Ackerflächen verteilt, d.h. eine räumliche Differenzierung der Dränflächen erfolgt nicht.

### 2.1.5 Retention im Gewässersystem

MOBINEG berechnet neben den Nährstoffeinträgen in die Oberflächengewässer (Emissionen) auch die Nährstofffrachten am Gebietsauslass (Immissionen). Hierzu wird ein Nährstoffrückhalt und -abbau im Gewässersystem mit festen prozentualen Verringerungen (N: 25 %, P: 50 %) berücksichtigt.

## 2.2 STOFFBILANZ

Das Modell STOFFBILANZ wurde seit Mitte der 90er Jahre an der TU Dresden als Verfahren zur flussgebietsspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche entwickelt (MANNSFELD ET AL., 1998).

STOFFBILANZ ist ein mesoskaliges Modell, das für Flussgebietseinheiten von ca. 100 - 2000 km<sup>2</sup> konzipiert ist. Quantifiziert werden nutzungsspezifisch Stickstoff-, Phosphor- und Sedimenteinträge. Die Ergebnisse stellen (räumlich differenzierte) Größenordnungen der Stoffeinträge als Jahresbilanzen dar. Der modulare Aufbau des Verfahrens ist in Bild 2 vereinfacht dargestellt.



Bild 2: STOFFBILANZ: Modellübersicht (nach STOFFBILANZ, 2003)

Bevor die diffusen Nährstoffeinträge mit dem auf Access basierenden STOFFBILANZ quantifiziert werden können, ist es erforderlich, zahlreiche Eingangsdaten (Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparameter) in ArcView aufzubereiten. Dies kann raster- oder polygonbezogen geschehen. Wird, wie im Rahmen dieser Arbeit, der Rasterbezug gewählt, müssen die entsprechenden Daten zunächst nach Dominanzprinzip aufbereitet werden (falls digitale Daten vorliegen z.B. durch Gridverschneidung in ArcView).

### 2.2.1 Wasserbilanz

In STOFFBILANZ werden im Modul Wasserbilanz der Drän-, Oberflächen-, Grund- und Zwischenabfluss für jedes Raster berechnet. Erforderlich sind Angaben zum Sommer- und Winterniederschlag, empfehlenswert sind ferner Informationen zur Evapotranspiration; hierbei

kann optional die potenzielle oder die reale Verdunstung eingegeben werden, woraus sich modellintern unterschiedliche Berechnungsansätze ergeben. Liegen Angaben zur potenziellen Evapotranspiration vor, wird die Sickerwasserrate für die LN Acker, Grünland und Wald nach den Regressionsgleichungen von RENGER ET AL. (1990, in DVWK 1996) berechnet, für die übrigen LN wird ein vereinfachtes Abschätzungsverfahren (nach LIEBSCHER & KELLER, 1979, modifiziert von WENDLAND ET AL., 1993) verwendet. In den Untersuchungsgebieten wurde auf Empfehlung der Modellentwickler die reale Verdunstung (ETa) verwendet. Die entsprechenden Berechnungsgrundlagen für die einzelnen Abflusspfade werden im Folgenden vorgestellt.

Der Dränabfluss ( $Q_{\text{Drän}}$ ) berechnet sich nach KRETZSCHMAR (1977) wie folgt:

$$Q_{\text{Drän}} = DF \cdot (0,5 \cdot NS_{\text{Winter}} + 0,1 \cdot NS_{\text{Sommer}}) / 100 \cdot (1 - 0,75 \cdot VG / 100) \quad (\text{Gl. 11})$$

Mit: DF = Anteil Dränfläche [%],  
 NS<sub>Winter</sub> = Winterniederschlag [mm],  
 NS<sub>Sommer</sub> = Sommerniederschlag [mm] und  
 VG = Versiegelungsgrad [%].

STOFFBILANZ berechnet Nährstoffeinträge über Drainage von Ackerflächen und zusätzlich N-Einträge von den LN Wald, Grünland und Siedlung.

Liegen keine Informationen über den Dränflächenanteil und der räumlichen Zuordnung der Dränflächen vor (was in aller Regel der Fall sein wird), können die Dränflächen modellintern anhand des Bodentyps abgeleitet werden. Die Modellvorgaben für den Dränflächenanteil nach Bodentyp lauten: 50 % bei SS-## und S#, 10 % bei GG-##, G#, HN, HH und A# (Erläuterungen zu den Bodentypen in Tab. A 5).

Ein Oberflächenabfluss ( $Q_{\text{Ober}}$ ) wird ab Hangneigungen  $> 2^\circ$  angenommen. Berechnet wird er nach einem Verfahren von US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972, modifiziert nach WENDLAND ET AL., 1993):

$$Q_{\text{Ober}} = Q_{\text{SW}} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (NS_{\text{Sommer}} + NS_{\text{Winter}} - 500)^{1,65} \cdot (1 - DF / 100) \quad (\text{Gl. 12})$$

Mit:  $Q_{\text{SW}}$  = Sickerwasserabfluss [mm/a].

Die beiden verbleibenden Abflussanteile Grund- und Zwischenabfluss werden direkt aus der Sickerwassermenge, die sich aus dem Jahresniederschlag abzüglich der realen Evapotranspiration ergibt, abgeleitet. Der Basisabfluss ( $Q_{\text{GW}}$ ) berechnet sich, abweichend von den Angaben in STOFFBILANZ (2003), nach:

$$Q_{\text{GW}} = Q_{\text{SW}} \cdot F_{\text{Exp}} \cdot (1 - 0,75 \cdot VG / 100) / AQ \quad (\text{Gl. 13})$$

Mit:  $F_{\text{Exp}}$  = Expositionsfaktor und  
 AQ = Abflussquotient.

Der Expositionsfaktor, der den Einfluss der Ausrichtung und der Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerböden beschreibt, wird nach WESSOLEK (1997, s. Tab. A 9) ermittelt. Der Abflussquotient ergibt sich in Abhängigkeit von Bodentyp, Hangneigung und Hydromorphiegrad nach Angaben von RÖDER (1997, s. Tab. A 8); er legt die Abflussanteile von Grund- und Zwischenabfluss fest.

Der Zwischenabfluss ( $Q_{ZW}$ ) ergibt sich, wiederum abweichend von den Angaben in STOFFBILANZ (2003), aus:

$$Q_{ZW} = (AQ - 1) \cdot Q_{GW} \cdot (1 - DF / 100) - Q_{Ober} \quad (\text{Gl. 14})$$

### 2.2.2 Direkteinträge

STOFFBILANZ berücksichtigt Direkteinträge ausschließlich in Form der atmosphärischen Deposition auf Wasserflächen. Für Stickstoff müssen die entsprechenden Werte eingegeben werden, wobei empfohlen wird, diese Angaben den Standort- und Nutzungsbedingungen anzupassen. Anders bei der P-Deposition: Liegen hierfür keine Daten vor, wird modellintern von 0,4 kg/ha·a ausgegangen.

### 2.2.3 Nährstoffeinträge über Abschwemmung

Der Eintragspfad Abschwemmung bezeichnet in STOFFBILANZ die im Oberflächenabfluss gelösten Nährstoffe. Modellintern tritt eine Abschwemmung erst bei Hangneigungen  $> 2^\circ$  auf. P-Einträge werden für diesen Pfad nur von Ackerflächen berechnet; hierbei wird von einer einheitlichen P-Konzentration im Oberflächenabfluss von 0,8 mg/l ausgegangen. N-Einträge über Abschwemmung ergeben sich unabhängig von der LN direkt aus dem pro Raster ermittelten  $N_{\min}$ -Austrag über den prozentualen Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss für diese Fläche.

### 2.2.4 Nährstoffeinträge über Erosion

STOFFBILANZ berechnet diffuse Nährstoffeinträge über Erosion von den LN Acker und Wald.

Grundlage für die Berechnung der erosiven Nährstoffeinträge ist das Modul Bodenabtrag. Hier wird der nutzungsbedingte Bodenabtrag (NB) nach einem Verfahren zur Bewertung der Disposition gegenüber Bodenerosion durch Wasser ermittelt (vgl. MARKS ET AL., 1992).

Zunächst wird der mittlere naturbedingte Bodenabtrag (MNB) berechnet. Notwendig zur Festlegung des MNB sind der bodenartbedingte Erosionswiderstand (BEW), der R-Faktor sowie die Hangneigungsklasse.

Der BEW leitet sich nach MARKS ET AL. (1992) direkt aus der Bodenart ab (Tab. A 10). Der R-Faktor berechnet sich aus dem Sommerniederschlag (vgl. SCHWERTMANN ET AL., 1990) nach:

$$\text{R-Faktor} = 0,141 \cdot NS_{\text{Sommer}} - 1,48 \quad (\text{Gl. 15})$$

Modellintern wird der MNB gemäß Tab. A 11 festgelegt.

Der nutzungsbedingte Bodenabtrag (NB) ergibt sich durch Multiplikation des MNB mit dem Nutzungsfaktor, der vereinfacht für Acker mit 3 und für Wald mit 0,5 festgelegt ist.

Aus dem NB wird der Sedimenteintrag (SE) in die Gewässer abgeleitet, wobei davon ausgegangen wird, dass in Abhängigkeit der Hangneigung ein unterschiedlich hoher Anteil des NB das Gewässer erreicht (s. Tab. 5).

Tab. 5: STOFFBILANZ: Anteil des Bodenabtrages, der als Sedimenteintrag (SE) das Gewässer erreicht

Hangneigungsklasse	Anteil SE [%]
0 - 1°	4
1 - 2°	8
2 - 5°	12
5 - 10°	16
> 10°	20

Auf Basis des SE werden in STOFFBILANZ unter Berücksichtigung der Nährstoffanreicherung (Enrichment Ratio, ER) und des N- bzw. P-Gehaltes im Oberboden die erosiven Nährstoffeinträge nach folgender Gleichung berechnet:

$$E_{\text{Ero,N,P}} = \text{SE} \cdot G_{\text{Oberb}} \cdot \text{ER} \cdot \text{Raster} / X_{\text{N,P}} \quad (\text{Gl. 16})$$

Mit:  $E_{\text{Ero,N,P}}$  = erosiver N- bzw. P-Eintrag in die Gewässer [t/a],  
 SE = Sedimenteintrag [t/ha·a],  
 $G_{\text{Oberb}}$  = mittlerer N- bzw. P-Gehalt im Oberboden [mg/kg],  
 ER = Enrichment Ratio,  
 Raster = Rastergröße [ha] und  
 $X_{\text{N,P}}$  = Faktor: 3000 für N, 1000 für P.

Die Nährstoffanreicherung ER wird nach AUERSWALD (1989b) in Abhängigkeit des nutzungsbedingten Bodenabtrages (NB) spezifisch für jedes Raster berechnet:

$$\text{ER} = 2,53 \cdot \text{NB}^{-0,21} \quad (\text{Gl. 17})$$

Der Nährstoffgehalt des Oberbodens wird, wenn keine lokalspezifischen Informationen vorliegen, modellintern nach der LN vergeben. Für Stickstoff erfolgt diese Vergabe anhand der Bodentypen, für Phosphor in Abhängigkeit der LN (s. Tab. A 5).

### 2.2.5 Nährstoffauswaschung

In STOFFBILANZ wird für jedes Raster eine Stickstoffauswaschung berechnet. Für die einzelnen LN geschieht dies auf verschiedenen Wegen.

Auf Ackerflächen und Grünland wird zunächst der Stickstoffüberschuss berechnet. Als Bilanzglieder gehen pro Fruchtartengruppe (Tab. A 6) mineralische und organische Düngung, N-Nachlieferung, sowie atmosphärische Deposition, Gründüngung und Stickstofffixierung ein, dazu der Ernteentzug. Die Modellphilosophie setzt dabei voraus, dass bei den Gesamtdüngeangaben im Sinne einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft eine N-Vorbelastung des Bodens berücksichtigt wird (die N-Vorbelastung kann anhand mittlerer standortspezifischer  $N_{\text{min}}$ -Frühjahrswerte abgeschätzt werden; modellintern wird vereinfachend davon ausgegan-

gen, dass diese N-Vorbelastung konstant bleibt, weshalb dieser Term bei der N-Bilanz nicht berücksichtigt wird).

Die  $N_{\min}$ -Nachlieferung wird für Ackerflächen nach SML (1997) modellintern anhand der Fruchtartengruppe und des Bodentyps (s. Tab. A 7) sowie der Exposition und der Hangneigung (s. Tab. A 9) festgelegt. Für Grünland, Körner- und Futterleguminosen sowie Brachland wird konstant von 20 kg/ha·a ausgegangen.

Eine N-Fixierung wird modellintern für die Leguminosen sowie Grünland (differenziert nach extensiver und intensiver Nutzung) berücksichtigt (GEBEL, 2000).

Die Gründüngung wird ebenfalls modellintern abgeleitet, Grundlage hierfür sind das fruchtartenspezifische Verhältnis von Haupt- und Nebenfrucht sowie der Ertrag.

Die Angabe der atmosphärischen N-Deposition sollte unter Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten nutzungsspezifisch anhand von vorliegenden Mess- oder Literaturdaten erfolgen.

Aus dieser N-Bilanz ergibt sich die N-Auswaschung ( $N_{\text{Ausw}}$ ) für die LN Acker und Grünland wie folgt:

$$N_{\text{Ausw}} = (N_{\text{Fix}} + DN_{\min} + 0,5 \cdot DN_{\text{org}} - 0,7 \cdot N_{\text{grün}} - N_{\text{Ernte}} + N_{\text{nach}} - \text{Deni}) \cdot \frac{(1 - 0,75 \cdot VG)}{100} \quad (\text{Gl. 18})$$

Mit:

- $N_{\text{Fix}}$  = N-Fixierung [kg/ha·a],
- $DN_{\min}$  = mineralische N-Düngung [kg/ha·a],
- $DN_{\text{org}}$  = organische N-Düngung [kg/ha·a],
- $N_{\text{grün}}$  = N-Gründüngung [kg/ha·a],
- $N_{\text{Ernte}}$  = N-Ernteentzug [kg/ha·a],
- $N_{\text{nach}}$  = N-Nachlieferung [kg/ha·a] und
- $\text{Deni}$  = Denitrifikation [kg/ha·a].

Liegt für die Ackerflächen ein  $N_{\min}$ -Frühjahrswert vor, kann dieser berücksichtigt werden, allerdings wird dann die Nitratauswaschung unter Berücksichtigung eines Auswaschungsfaktors (abgeleitet aus der Austauschhäufigkeit des Bodens = Quotient aus Sickerwasserrate und Feldkapazität) berechnet. Von diesem alternativen Berechnungsansatz rät GEBEL (2003, pers. Mitteilung) ab, da er die Verwendung eines Faktors für einen eher dynamischen Prozess wie die Auswaschung und die daraus folgende Quantifizierung der Nitratauswaschung für problematisch hält.

Liegen keine Angaben zum Ernteertrag vor, kann modellintern eine Ertragsschätzung durchgeführt werden; diese ist als stark vereinfachend anzusehen und orientiert sich an der Bodenartengruppe und den Hydromorphiebedingungen (in Anlehnung an KINDLER, 1992). Die Modellentwickler empfehlen, nach einer Ertragsschätzung modellintern eine Düngeschätzung durchzuführen. Hierzu stehen zwei Varianten zur Verfügung: Die erste geht von einer ertragsabhängigen Düngung im Sinne der Düngeverordnung zur „guten fachlichen Praxis“ aus, in der zweiten werden diese Düngegaben im Sinne einer „umweltgerechten Landwirtschaft“ um 20 % reduziert.

Bei den LN Siedlung, Wald und Devastierung ergibt sich die N-Auswaschung aus der atmosphärischen Deposition abzüglich der Denitrifikation, bei Wasserflächen ist sie gleich der atmosphärischen Deposition.

Die Denitrifikation in der Bodenzone berechnet STOFFBILANZ für die LN Acker, Wald, Grünland, Devastierung und Siedlung nach einer Methode von KÖHNE (in KÖHNE & WENDLAND, 1992) unter Berücksichtigung der Michaelis-Menten-Kinetik nach folgender Gleichung:

$$\text{Denitrifikation} = \frac{D_{\max} \cdot ((DN_{\min} + 0,5 \cdot DN_{\text{org}} + 0,3 \cdot N_{\text{grün}} + N_{\text{atm}} + N_{\text{nach}}) / 7,5)}{K + ((DN_{\min} + 0,5 \cdot DN_{\text{org}} + 0,3 \cdot N_{\text{grün}} + N_{\text{atm}} + N_{\text{nach}}) / 7,5)} \quad (\text{Gl. 19})$$

Mit:  $D_{\max}$  = maximale Denitrifikationsrate und  
K = Konstante nach Denitrifikationsbedingungen.

Die maximale Denitrifikationsrate  $D_{\max}$  und die Konstante K werden dabei in Abhängigkeit der Denitrifikationsbedingungen anhand des Bodentyps nach Tab. 6 festgelegt.

Tab. 6: STOFFBILANZ: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach GEBEL, 2000)

Denitrifikationsbedingung	$D_{\max}$ [kg/ha·a]	K	Bodentypen (nach AG Boden, 1994)
Günstig	50	6,7	T#, A#, S#, G#, HN, HH
Mittelmäßig	30	4,0	RR, RZ, D#, B#, L#, SS-##, GG-##, Y#, C#
Ungünstig	10	2,5	F#, O#, RN, RQ, P#, PP-BB

Die Berechnung der P-Auswaschung bzw. der P-Einträge erfolgt in STOFFBILANZ in Abhängigkeit der LN auf zwei verschiedenen Wegen.

Für die LN Acker und Wald, für die partikuläre Einträge separat berechnet werden, werden die gelösten P-Einträge in den Vorfluter für die einzelnen Abflusspfade ermittelt, indem den Abflusspfaden gemäß Tab. A 12 nach LN und für Ackerflächen zusätzlich nach Bodenarten-Gruppe P-Konzentrationen zugeordnet werden. Diese P-Konzentrationen orientieren sich an Angaben von BEHRENDT ET AL. (1999)<sup>1</sup>.

Für die LN Grünland, Siedlung und Devastierung werden dagegen spezifische P-Einträge in die Gewässer in kg/ha·a nach Tab. 7 angenommen, die nicht nach Abflusspfaden separiert, sondern lediglich summarisch erfasst werden. Aufgrund dieses Vorgehens werden die P-Einträge von diesen LN im Ergebnisteil als Rest bezeichnet.

Tab. 7: STOFFBILANZ: Diffuse P-Einträge von den LN Grünland, Siedlung und Devastierung

Hauptnutzungsform	P-Eintrag [kg/ha·a]
Grünland (Hangneigung: 0 - 2°)	0,3
Grünland (Hangneigung: 2 - 5°)	0,4
Grünland (Hangneigung: > 5°)	0,5
Siedlung	1,5
Devastierung	1,5

<sup>1</sup>: Anmerkung: In der aktuellsten Version von STOFFBILANZ (Stand: Ende 2003), die bei dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden konnte, sind diese P-Konzentrationen nach Angaben von HALBFAß (2004) modifiziert, wobei zusätzlich nach konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung differenziert wird. Weitere Informationen hierzu sind der Programmerläuterung unter [www.stoffbilanz.de](http://www.stoffbilanz.de) zu entnehmen



Modellintern wird davon ausgegangen, dass diese P-Einträge je zur Hälfte partikulär und gelöst sind. Sie werden vom Ursprung zu 25 % der atmosphärischen Deposition und zu 75 % dem Eintrag aus tierischen Exkrementen, pflanzlichen Abfällen sowie dem Straßenverkehr zugeordnet.

Für die LN Gewässer ergeben sich nur P-Einträge über die atmosphärische Deposition (s. Kap. 2.2.2).

### 2.2.6 Nährstoffeinträge über unterirdische Eintragspfade

Die unterirdischen Stickstoffeinträge ergeben sich direkt aus der N-Auswaschung. Die Aufteilung auf die Abflusspfade Grund-, Zwischen- und Dränabfluss orientiert sich für jedes Raster an der Wasserbilanz und erfolgt prozentual zum Anteil des Abflusspfades:

$$N_X = A_N \cdot Q_X / Q_{Ges} \cdot \text{Raster} \quad (\text{Gl. 20})$$

Mit:  $N_X$  = N-Eintrag in das Gewässer über Grund-, Zwischen- bzw. Dränabfluss [kg],  
 $A_N$  =  $N_{min}$ -Austrag [kg/ha·a],  
 $Q_X$  = Grund-, Zwischen- bzw. Dränabfluss [mm],  
 $Q_{Ges}$  = Gesamtabfluss [mm] und  
 Raster = Rastergröße [ha].

Für diesen Berechnungsansatz gibt es in einer Programmversion, die für diese Arbeit nicht zur Verfügung stand, eine Ausnahme: Bei kristallinem Ausgangsgestein wird hier davon ausgegangen, dass sich die grundwasserbürtige Fracht aufgrund von Denitrifikationsprozessen um 30 % verringert, bevor sie den Vorfluter erreicht.

Bei der Ermittlung der unterirdischen P-Einträge sind gemäß Kap. 2.2.5 zwei verschiedene Ansätze etabliert. Für die LN Acker und Wald ergeben sich die P-Einträge direkt aus den spezifischen Konzentrationen (s. Tab. A 12) und den zugehörigen Abflussanteilen unter Berücksichtigung der versiegelten Fläche nach:

$$P_X = Q_X \cdot CP_{X,LN} / 100 \cdot (1 - 0,75 \cdot VG / 100) \cdot \text{Raster} \quad (\text{Gl. 21})$$

Mit:  $P_X$  = P-Eintrag in das Gewässer über Grund-, Zwischen- bzw. Dränabfluss [kg],  
 $CP_{X,LN}$  = P-Konzentration im Grund-, Zwischen- bzw. Dränabfluss nach LN [mg/l].

Bei den übrigen LN sind die P-Einträge unabhängig von der Wasserbilanz modellintern festgelegt (s. Tab. 7).

### 2.2.7 Retention im Gewässersystem

STOFFBILANZ berücksichtigt modellintern einen Nährstoffrückhalt und -abbau im Gewässersystem. Die Höhe der Retention wird für jedes Raster für N und P getrennt in Abhängigkeit des Gesamtabflusses pro Raster festgelegt (in Anlehnung an BEHRENDT ET AL., 1999, Tab. 8).

Tab. 8: STOFFBILANZ: Abhängigkeit der Nährstoffretention im Fließgewässer vom Gesamtabfluss

Gesamtabfluss [mm]	N-Retention [%]	Gesamtabfluss [mm]	P-Retention [%]
≤ 100	55	≤ 100	90
> 100 ≤ 300	25	> 100 ≤ 200	70
> 300	15	> 200 ≤ 300	50
-	-	> 300	30

Zu beachten ist, dass in der Ergebnisausgabe von STOFFBILANZ direkt die zu erwartenden Nährstofffrachten am Gebietsauslass, also die Immissionen angegeben werden. Der Nährstoffeintrag in die Gewässer, die Emissionen, müssen bei Bedarf manuell aus diesen Ergebnissen unter Berücksichtigung der Retentionsfaktoren ermittelt werden.

### 2.3 MODIFFUS

Das Modell MODIFFUS (**Modell zur Abschätzung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer**) wurde anfangs der neunziger Jahre an der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL Zürich-Reckenholz) entwickelt (BRAUN ET AL., 1991; PRASUHN & BRAUN, 1994) und kam in seiner neuesten Version (PRASUHN & MOHNI, 2003; PRASUHN & MÜLLER, 2003) zum Einsatz.

MODIFFUS wurde als Expertenmodell entwickelt und ist nicht für eine breite Anwendung durch „Laien“ konzipiert worden. Die Grobstruktur des Modellansatzes ist vorgegeben, ansonsten ist das Modell jedoch sehr flexibel gehandhabt. Die Ausrichtung ist auf verfügbare Daten in der Schweiz ausgelegt, was eine Anwendung in Deutschland z.T. erschwert, da Daten entsprechend angepasst werden müssen. Ziel von MODIFFUS ist es, alle verfügbaren Grundlegendaten so gut wie möglich zu nutzen. So ist die räumliche Auflösung (Hektarraster: PRASUHN & MOHNI, 2003; 25x25m-Raster: PRASUHN, 2003b; Gemeinden: PRASUHN, 2003a) abhängig von Datenverfügbarkeit, Gebietsgrößen und Ziel des Auftraggebers bzw. Anwenders.

Da das Modell auf klimatisch-hydrologische Bedingungen der Schweiz ausgelegt ist, lassen sich verschiedene Faktoren nicht uneingeschränkt auf das Nord- und Ostdeutsche Flach- und Hügelland übertragen. Bei Niederschlagsmengen von 900 bis > 2000 mm herrschen bezüglich Verdunstung, Grundwasserneubildung, Oberflächenabfluss und Erosion andere Bedingungen. Nitratauswaschungsfrachten und Bodenerosionsmengen wurden aufgrund von Feldmessungen in der Schweiz abgeleitet und entsprechen den dortigen naturräumlichen und betriebstechnischen und -strukturellen Gegebenheiten.

Eine Retention im Fließgewässer wird aufgrund der hohen Abflussmengen und Fließgeschwindigkeiten in der Schweiz als vernachlässigbar klein angesehen und wird daher im Modell nicht berücksichtigt.

Mit MODIFFUS kann zudem die natürliche Hintergrundlast (unter potenziell natürlicher Vegetation, ohne Luftverschmutzung) abgeschätzt werden. Dies erlaubt, den diffusen anthropogenen Anteil (= überwiegend Landwirtschaft) zu berechnen, der als Grundlage für Maßnahmenplanungen dient (PRASUHN ET AL., 1997; BRAUN ET AL., 1997) und für See-Sanierungsprojekte in der Schweiz mehrfach genutzt wurde.

In Bild 3 ist die Modellstruktur von MODIFFUS dargestellt. Es werden Grundlegendaten in Form digitaler Karten benötigt, die hier als Niederschlag, Landnutzung, Neigung, Bodenkarte, Dränageflächen, hydrologisches EZG und Gemeinden aufgeführt sind. Diese digitalen Karten werden in einem Geographischen Informationssystem (GIS) auf Rasterbasis verschnitten (Selektivprinzip) und dienen als Grundtabelle für den eigentlichen Rechenkern des Modells, in dem die Stoffflüsse und die Wasserflüsse errechnet werden.

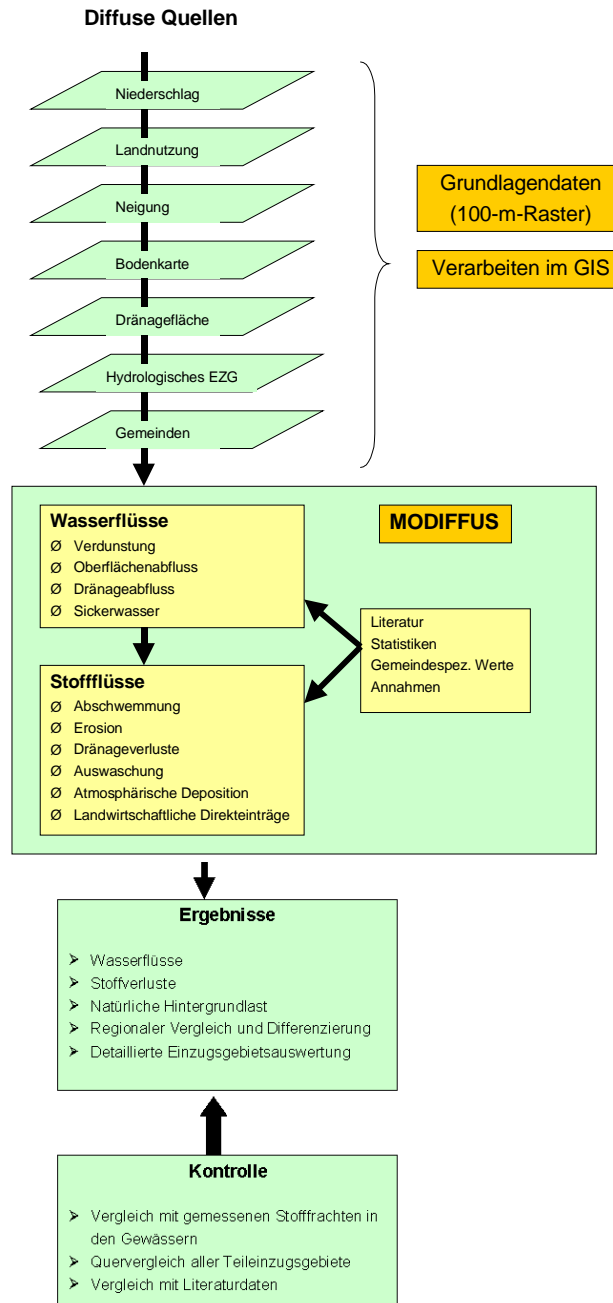


Bild 3: MODIFFUS: Modellstruktur (nach SCHMID & PRASUHN, 2000)

Im Rechenkern werden weitere wichtige Angaben benötigt, welche mit in die Berechnung eingehen. Diese basieren auf Daten und Statistiken, die überwiegend von den Landesämtern zur Verfügung gestellt werden, z.T. auf wissenschaftlichen Untersuchungen oder Annahmen. Hier sind zu nennen: Fruchtfolgen und angebaute Kulturarten pro Gemeinde, der Hofdüngen-

anteil pro Gemeinde, nutzungsabhängige Verdunstung, Gemeindefläche im EZG, Phosphor- und Stickstoffgehalt im Oberboden und weitere Daten.

Auf der Grundlage der Wasserflüsse werden die Stoffflüsse kalkuliert. Als Ergebnis liegen Stoffeinträge pro Eintragspfad und pro Raster vor. Diese Stoffeinträge werden nutzungsbezogen ausgegeben.

Einige Flächeninformationen müssen vor der Modellanwendung aufbereitet werden, da MODIFFUS vom Entwicklungsansatz her auf die Datengrundlage der Schweiz zurückgreift. Weitere Informationen, die für die Modellanwendung erforderlich sind, sind die Zuordnung der Raster zu Erosionsgefährdungs-, Abschwemmungs- und Auswaschklassen sowie Angaben zur Dränage und zur Vernässung. Die Berechnungen hierfür sind nicht im Modell implementiert und müssen vom Anwender separat in ArcView oder EXCEL durchgeführt werden.

Es ist zu beachten, dass EXCEL nur eine begrenzte Anzahl von Zeilen bearbeiten kann. Da jede Zeile ein Hektarraster definiert, muss das EZG eventuell in TEZG partitioniert werden, welche separat berechnet werden. Die in MODIFFUS verwendeten Formeln sind sehr speicherplatzintensiv, so dass es teilweise trotz 512 MB RAM nicht möglich war, die den Werten zugrunde liegenden Formeln beizubehalten. Stattdessen mussten Teile des Datenblattes über Einfügen der Zahlen als Werte eingerichtet werden, bzw. das EZG in TEZG aufgeteilt werden.

### **Datenbedarf**

Die für MODIFFUS notwendigen Grundlagendaten sind in Tab. A 13 zusammengefasst. Bei der Berechnung der diffusen Einträge im EZG der Uecker ist Folgendes zu beachten:

Die Datenanforderungen von MODIFFUS entsprachen vielfach nicht den vorliegenden Daten zum EZG der Uecker. Zwar lagen auch in den anderen EZG die Datenanforderungen und der Datenbedarf nicht kongruent vor, jedoch lassen sich viele Daten ableiten. In Bezug auf das EZG der Uecker ist zu bemerken, dass ein DGM als Punktshape, welches als Grundlage für MODIFFUS zu sehen ist, nicht vorlag. Es war nur ein DGM 1000 als Raster vorhanden, das keine genaue Ableitung von Hangneigung und Ausrichtung zuließ. MODIFFUS erfordert ein DGM 100 als Punktshape, bei dem mit einer „Punkt zu Polygonverbindung“ an den jeweiligen Punkten die zugehörigen Attributtabelle wie Landnutzung anhängt werden. Zur Lösung des Problems wurde mit dem Skript „PointGrid/TicsMaker“ (<http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=11610>) ein Punkthema erstellt, wobei ein xy-Abstand von 100 Einheiten vorgegeben wurde. Nachfolgend wurden alle für das Modell benötigten GIS-Karten mit diesem Punktshape verbunden. Hierzu müssen die Shapes an der selben Stelle lokalisiert sein. Da dies nicht gegeben war, wurden mit der ArcView Erweiterung „Theme“ die Shapes in XY-Richtung verschoben und nachfolgend gedreht.

Folgende für MODIFFUS wichtige Informationen waren nicht vorhanden:

- Pflanzennutzbare Gründigkeit: Hier wurde nach HENNINGS (1994) die effektive Durchwurzelungstiefe bei einjährigen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen zugrunde gelegt.
- Feuchtestufen: In Anlehnung an HENNINGS (1994) kann die bodenkundliche Feuchtestufe ermittelt werden.

- Für das EZG war ausschließlich ein DGM 1000 (statt wie vorgesehen ein DGM 50 /DGM 100) vorhanden, auf dessen Grundlage Neigung und Exposition mit der entsprechenden Nivellierung abgeleitet werden mussten.
- Referenzverdunstung für Wald: Hier wurde ein Mittelwert für ein bekanntes Einzugsgebiet mit der vorherrschenden Verdunstung korreliert und der Wert auf das EZG der Uecker angewendet.
- Problematik geringer Abflüsse: In der Formelgrundlage bei MODIFFUS kommt es teilweise bei nicht vorhandenen Abflüssen zur Division durch 0. Hier musste die Formel durch die Erweiterung einer  $> 0$  Prüfung ergänzt werden.
- Angaben zum Wirtschaftsdünger lagen für das EZG der Uecker nur auf Kreisebene vor. Hier wurde die Düngermenge flächenanteilig den Gemeinden zugesprochen.

### 2.3.1 Wasserbilanz

Die Berechnung des Abflusses erfolgt bei MODIFFUS rasterbezogen. Im ersten Schritt wird der Abfluss als Jahresniederschlag abzüglich der Verdunstung nach amtlichen Daten ermittelt (Modul Ausgangsdaten).

$$Q_{\text{Jahr}} = NS_J - Verd_J \quad (\text{Gl. 22})$$

Mit:  $Q_{\text{Jahr}}$  = Jahresabfluss [mm/a],  
 $NS_J$  = Jahresniederschlag [mm/a] und  
 $Verd_J$  = Jahresverdunstung [mm/a].

Es erfolgt eine weitere Berechnung des Abflusses anhand der Verdunstung über Wald bezogen auf 7 Niederschlagsklassen. Diese sind bei MODIFFUS mit für die Schweiz angepassten Werten vorbelegt, können und müssen aber vom Anwender angepasst werden (Tab. 9).

Tab. 9: MODIFFUS: Voreingestellte Werte der Verdunstung über Wald bezogen auf die Niederschlagsmenge

Verdunstung [mm/a]	Verdunstung Wald bezogen auf Niederschlag
750	Niederschlagsmenge < 1000 mm
700	Niederschlagsmenge 1000 mm - 1500 mm
650	Niederschlagsmenge 1500 mm - 1800 mm
600	Niederschlagsmenge 1800 mm - 2000 mm
500	Niederschlagsmenge 2000 mm - 2200 mm
400	Niederschlagsmenge 2200 mm - 2400 mm
350	Niederschlagsmenge > 2400 mm

Darauf aufbauend werden landnutzungsspezifische Zu- bzw. Abschläge für Acker, Grasland, Gewässer und vegetationslose Böden abgeleitet. Auch sie sind in MODIFFUS vorbelegt und müssen vom Anwender angepasst werden (Tab. 10).

Tab. 10: MODIFFUS: Voreingestellte Werte der Zu- bzw. Abschläge der Verdunstung nach Landnutzung

Reduktion/Zuschlag	Verdunstung Wald als Bezugsbasis
-200	Reduktion Verdunstung Acker
-350	Reduktion Verdunstung Acker > 2400 mm
-150	Reduktion Verdunstung Grasland
+100	Zuschlag Verdunstung Gewässer
-250	Reduktion Verdunstung Vegetationslos

Ausgehend von dieser tatsächlichen Verdunstung/Abfluss wird die Wasserbilanz in die Abflusspfade Oberflächenabfluss, Sickerwasser und Dränage differenziert.

Der Oberflächenabfluss ( $Q_{Ober}$ ) berechnet sich nach:

$$Q_{Ober} = (Q_{Mod} \cdot 10 \cdot Ober_{RedLN1} \cdot Ober_{Red} \cdot Ab_{Gef}) + (Q_{Mod} \cdot 10 \cdot Ober_{RedLN2}) \quad (Gl. 23)$$

- Mit:
- $Q_{Ober}$  = Oberflächenabfluss [ $m^3/ha \cdot a$ ],
  - $Q_{Mod}$  = Abfluss spezifisch nach Exposition und Landnutzung [ $mm/ha \cdot a$ ],
  - $Ober_{RedLN1,2}$  = Faktoren für landnutzungsspezifische Oberflächenreduktion,
  - $Ober_{Red}$  = Faktor für Oberflächenreduktion und
  - $Ab_{Gef}$  = Faktor für Abschwemmungsgefährdung.

Die verschiedenen Annahmen und Bedingungen für diese Gleichung sind MODIFFUS direkt zu entnehmen.

Die Berechnung des Dränageabflusses ( $Q_{Drän}$ ) erfolgt in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge nach:

$$Q_{Drän} = (Q_{DränMin} + (Q_{DränMax} - Q_{DränMin}) / (NS_{Min} - NS_{Max}) \cdot (Q_{Mod} - (Q_{Ober} / 10) - NS_{Max})) \cdot (Q_{Mod} - (Q_{Ober} / 10)) \cdot 10 \quad (Gl. 24)$$

- Mit:
- $Q_{Drän}$  = Dränabfluss [ $m^3/ha \cdot a$ ],
  - $Q_{DränMin}$  = Faktor für minimalen Dränabfluss,
  - $Q_{DränMax}$  = Faktor für maximalen Dränabfluss,
  - $NS_{Min}$  = untere Niederschlagsgrenze [ $mm$ ] und
  - $NS_{Max}$  = obere Niederschlagsgrenze [ $mm$ ].

Hier sind die Werte für den minimalen bzw. maximalen Dränabfluss sowie die untere und obere Niederschlagsgrenze in MODIFFUS vorgelegt (Tab. 11). Alle Werte und Faktoren können vom Anwender angepasst werden.

Tab. 11: MODIFFUS: Voreingestellte Faktoren und Werte für den Dränabfluss

Faktor/Wert	Dimension	Bezeichnung
0,60	-	Dränage Abfluss, Minimum
0,80	-	Dränage Abfluss, Maximum
1600	mm	Obere Niederschlagsgrenze
400	mm	Untere Niederschlagsgrenze

Aus obiger Formel sowie den voreingestellten Werten bzw. Faktoren ergibt sich eine lineare Abhängigkeit von Dränabfluss und Niederschlag.

Der Sickerwasserabfluss berechnet sich nach MODIFFUS aus der Bilanz von landnutzungs- und expositionsspezifischen Abfluss abzüglich des ermittelten Oberflächenabflusses und des Dränageabflusses (wenn vorhanden). Das Sickerwasser beinhaltet die Abflusspfade Grund- und Zwischenabfluss, da nach Einschätzung der Modellentwickler z.Z. kein Verfahren zur Trennung dieser Pfade verfügbar ist.

$$Q_{\text{Sicker}} = Q_{\text{Mod}} \cdot 10 - Q_{\text{Ober}} - Q_{\text{Drän}} \quad (\text{Gl. 25})$$

Die so ermittelte Wasserbilanz und Abflusspfadaufteilung wird von MODIFFUS mit den berechneten Stofffrachten gekoppelt.

### 2.3.2 Direkteinträge

MODIFFUS unterscheidet bei den Direkteinträgen in die Gewässer verschiedene Pfade: Atmosphärische Deposition, Verluste von Hofflächen, Einträge durch Weiden direkt am Gewässer und Weidebetrieb auf Straßen, Düngeraustrag entlang von Gewässern und Straßen sowie sonstige Direkteinträge (u.a. Laub- und Streueintrag).

Die atmosphärische Deposition setzt sich aus nassen und trockenen sowie gasförmigen Anteilen zusammen. Der nasse und trockene Anteil wird direkt aus Konzentrationsmesswerten bzw. nach Angaben von PRASUHN & BRAUN (1994) und der Niederschlagsmenge ermittelt.

Die Verluste von Hofflächen berechnen sich nach:

$$\text{Verlust}_{\text{Hof}} = \text{Düng}_{\text{Hof}} / A_{\text{TEZG}} \quad (\text{Gl. 26})$$

Mit:  $\text{Verlust}_{\text{Hof}}$  = Verlust von Hofflächen [kg/ha·a],  
 $\text{Düng}_{\text{Hof}}$  = Hofdüngereintrag [t/a] und  
 $A_{\text{TEZG}}$  = Fläche TEZG [ha].

Direkteinträge beim Weiden entlang von Gewässern (exklusive alpwirtschaftliche Nutzfläche) berechnen sich wie folgt:

$$\text{Direkt}_{\text{Weid,N,P}} = (\text{DGEV}_{\text{Bes}} \cdot \text{RGEV}_{\text{Weid}} \cdot (T_{\text{Bew}} / 365) \cdot \text{Anf}_{\text{N,P}} \cdot T_{\text{Gew}} \cdot \text{Zug}_{\text{Gew}}) / A_{\text{TEZG}} \quad (\text{Gl. 27})$$

Mit:  $\text{Direkt}_{\text{Weid,N,P}}$  = Direkteinträge beim Weiden entlang von Gewässern [kg/ha·a],  
 $\text{DGEV}_{\text{Bes}}$  = Viehbesatz im TEZG,  
 $\text{RGEV}_{\text{Weid}}$  = Prozentualer Anteil weidender RGVE am effekt. Viehbestand (RGVE) [%],  
 $T_{\text{Bew}}$  = durchschnittliche Beweidungsdauer [d],  
 $\text{Anf}_{\text{N,P}}$  = Nährstoffanfall [kg N,P / RGVE·a],  
 $T_{\text{Gew}}$  = prozentualer Zugang einer GVE pro Tag zum Gewässer [%],  
 $\text{Zug}_{\text{Gew}}$  = Zugangsmöglichkeit zum Gewässer [%] und  
 $A_{\text{TEZG}}$  = Fläche TEZG [ha].

Die Werte sind von MODIFFUS vorgelegt, können jedoch vom Anwender angepasst werden (Tab. 12).

Tab. 12: MODIFFUS: Voreingestellte Werte für Direkteinträge beim Weiden entlang von Gewässern

Parameter	Wert	Einheit	Beschreibung
Anf <sub>N</sub>	105	[kg N /RGVE/ha·a]	Nährstoffanfall pro Jahr und RGVE
Anf <sub>P</sub>	15	[kg P /RGVE/ha·a]	Nährstoffanfall pro Jahr und RGVE
RGEV <sub>Weid</sub>	0,57	[%]	Prozentualer Anteil weidender RGVE am effektiven Viehbestand (RGVE), Abminderung wegen Eingrasung und Alpung
RGVE	0,5	RGVE/ha	durchschnittl. Beweidung alpwirtschaftl. Nutzflächen
T <sub>BewAlp</sub>	100	Tage	Beweidungsdauer
Zug <sub>Gew</sub>	0,4	[%]	Zugang ist nur zu 40 [%] der Gewässer möglich

### 2.3.3 Nährstoffeinträge über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird bei MODIFFUS der Transport von nicht an Bodenpartikel gebundenen Nährstoffen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Die Abschwemmung ist somit unabhängig von der Erosion. Abgeschwemmt werden überwiegend Nährstoffe, die sich auf der Boden- und Pflanzenoberfläche befinden (nach der Düngung) sowie die im Niederschlag enthaltenen Nährstoffe selbst.

Die Berechnung der Nährstoffeinträge über Abschwemmung erfolgt unterschiedlich für die verschiedenen LN.

Für die Nutzungen Wald, extensive Wiesen und Weiden, alpwirtschaftliche Nutzung, Straßen und Wege sowie Vegetationslos erfolgt die Berechnung direkt über die Konzentration der atmosphärischen Deposition (nass und trocken) durch spezifische Faktoren pro Nutzung und Nährstoff.

Für die restlichen Nutzungen wird eine vorgegebene Ausgangskonzentration (Tab. 13) durch verschiedene Faktoren (Anteil an der LN, Hofdünger, Niederschlag und P-Testzahl) korrigiert.

Die Hofdüngereinträge berechnen sich folgendermaßen:

$$\text{HoF}_{N,P} = (\text{HoA}_{N,P} / a + b) / c \quad (\text{Gl. 28})$$

Mit: HoF<sub>N,P</sub> = Hofdüngereinträge für N oder P,  
HoA<sub>N,P</sub> = Hofdüngereinträge für N oder P [kg/ha·a],  
a = 117 für N, 18 für P,  
b = 2 für N, 1 für P und  
c = 3 für N, 2 für P.



Der Niederschlagsfaktor ergibt sich aus:

$$NSF_{N,P} = (Depo_{N,P} / a + b) / c \tag{Gl. 29}$$

- Mit: NSF<sub>N,P</sub> = Niederschlagsfaktor für N oder P,  
 Depo<sub>N,P</sub> = nasse und trockene Deposition für N oder P [mg/l],  
 a = 0,9 für N, 0,04 für P,  
 b = 1 für N, 3 für P und  
 c = 2 für N, 4 für P.

Der P-Testfaktor folgt aus:

$$PF_P = 0,9 + (1,1 - 0,9) / (20 - 10) \cdot (PTZ - 10) \tag{Gl. 30}$$

- Mit: PF<sub>P</sub> = P-Testfaktor für P und  
 PTZ = P-Testzahl.

Tab. 13: MODIFFUS: Ausgangskonzentrationen und Korrekturfaktoren zur Ermittlung der Abschwemmung nach LN

Landnutzung	Ausgangswert [mg/l]		Korrekturfaktoren
	N	P	
Acker	1,6	0,8	(1 - AT <sub>KW</sub> ) · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
Reben	1,6	0,8	(1 - AT <sub>KW</sub> ) · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
Gartenbau	1,6	0,8	(1 - AT <sub>KW</sub> ) · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
Dauerwiesen	1,6	1,2	AT <sub>DW</sub> · HoF <sub>N,P</sub> · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
wenig intensive Wiesen	0,8	0,6	AT <sub>Wi</sub>
Kunstwiese	1,6	1,2	AT <sub>KW</sub> · HoF <sub>N,P</sub> · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
Heimweiden	1,6	1,2	HoF <sub>N,P</sub> · NF <sub>N,P</sub> · PF <sub>P</sub>
Obstbau	1,6	1,2	HoF <sub>N,P</sub> · NF <sub>N,P</sub>
Wald	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,1; P = 2
extensive Wiesen und Weiden	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,2; P = 8
unproduktive Vegetation	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,1; P = 2
Straßen und Wege	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,1; P = 2
Vegetationslos	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,1; P = 1 / 5
alpenwirtschaftliche Nutzflächen	Depo <sub>N</sub>	Depo <sub>P</sub>	N = 1,2; P = 8

Des Weiteren geht in die Berechnung der Abschwemmung die Abschwemmungsgefährdung der Böden mit ein. Sie wird anhand von Wasserhaushaltsgruppen, der Lagerungsdichte und der Bodenart ermittelt. Es werden bis zu 7 Klassen gebildet, die mit entsprechenden Faktoren belegt werden (vgl. SCHMID & PRASUHN, 2000).

Bei der Zuordnung der Abschwemmungsklassen in MODIFFUS mussten Bodenarten und Wasserhaushalt vom System der Schweiz in ein deutsches System konvertiert werden. Berücksichtigt wurden der Skelettgehalt des Bodens, der Anteil organischen Materials, die Grundwasserstufe, die Sickerwasserstufe und die mittlere Feinbodenart der Oberschicht. Die Berücksichtigung der Lagerungsdichte war wegen mangelnder Datenverfügbarkeit jedoch nicht in allen EZG möglich.

### 2.3.4 Nährstoffeinträge über Erosion

In MODIFFUS werden die Nährstoffeinträge über Erosion in 2 Pfade differenziert: Eine anthropogen verursachte und nutzungsbedingte Bodenerosion von Ackerflächen sowie die sonstige (eher natürliche) Erosion durch z.B. Verwitterungsprozesse (PRASUHN & BRAUN, 1994, in Anlehnung an SCHWERTMANN, 1973 und HAMM, 1976).

#### 2.3.4.1 Erosion von Ackerflächen

Nach PRASUHN (1991) bezeichnet die Bodenerosion von Ackerflächen den Bodenabtrag, der durch menschliche Bewirtschaftung ausgelöst wird. Berücksichtigung findet hier die wasserbürtige Erosion.

Ermittelt werden die erosiven Nährstoffeinträge über Erosion nach der Gleichung:

$$E_{\text{Ero,N,P}} = C \cdot R \cdot BA_{\text{Slope}} \cdot KI_{\text{Ero}} \cdot G_{\text{Oberb}} \cdot ER \cdot R\ddot{u} \cdot 10 \quad (\text{Gl. 31})$$

Mit:	$E_{\text{Ero,N,P}}$	= erosiver N- bzw. P-Eintrag in die Gewässer [t/a],
	C	= Bodenbewirtschaftungsfaktor,
	R	= Regenerositätsfaktor,
	$BA_{\text{Slope}}$	= Bodenabtrag nach Hangneigungsklasse [t/ha·a],
	$KI_{\text{Ero}}$	= Bodenerodierbarkeitsfaktor (Erosionsgefährdungsklasse),
	$G_{\text{Oberb}}$	= mittlerer N- bzw. P-Gehalt im Oberboden [%],
	ER	= Enrichment Ratio und
	R $\ddot{u}$	= Faktor für Bodenrückhalt.

Modellintern festgelegt sind der Bodenrückhaltfaktor (0,2, d.h. 20 % des erodierten Bodenmaterials erreicht das Gewässer) und die ER (1,86 nach WILKE & SCHAUB, 1996).

Der Regenerositätsfaktor (R-Faktor, vgl. SCHWERTMANN ET AL., 1990 und HENNINGS, 1994) ist extern zu berechnen (in Abhängigkeit der klimatischen Verhältnisse ggf. differenziert für TEZG). Der Bodenbewirtschaftungsfaktor (C-Faktor) ist ebenfalls extern gemeindespezifisch über die prozentualen Anteile der Kulturen an der Ackerfläche und den zugehörigen kulturspezifischen C-Faktoren (nach SCHWERTMANN ET AL., 1990; MOSIMANN & RÜTTIMANN, 1996 oder MOSIMANN & RÜTTIMANN, 1999) abzuleiten.

Angaben zum mittleren N- bzw. P-Gehalt des Oberbodens sollten regionalspezifisch vorliegen (Literaturangaben oder über sekundäre Informationen wie z.B. Bodenkarten (BÜK für N-Gehalt) und Düngebilanzen (für P-Gehalt), vgl. auch BEHRENDT ET AL., 1999).

Die Erodibilität des Bodens wird in Form einer Risikoklassierung abgeschätzt (vgl. SCHMID & PRASUHN 2000): Ausgangspunkt hierbei ist die Körnung des Oberbodens. Jede Bodenart wird in Abhängigkeit ihres Bodenerodierbarkeitsfaktors ( $K_B$ ) (in Anlehnung an SCHWERTMANN ET AL., 1990 und HENNINGS, 1994) in eine von 5 Klassen eingeteilt. Eine Hoch- bzw. Zurückstufung um eine Klasse ergibt sich bei labilaggregiertem Gefüge bzw. bei einem Skelettgehalt von > 10 %. Jeder Klasse (1 = sehr geringe bis 5 = sehr hohe Erosionsgefährdung) ist ein Faktor zugeordnet (Klasse 3 = 1, sonst +/- 0,05 pro Klasse)<sup>2</sup>.

Letztlich fehlt noch die Angabe eines Bodenabtrages pro Hangneigungsklasse. Tab. 14 zeigt die Klasseneinteilung mit den zugehörigen Bodenabträgen. Zu beachten ist, dass die Daten-

<sup>2</sup>: Anmerkung: Die von SCHMID & PRASUHN (2000) dargestellte Einteilung der Bodenarten in Gefährdungsklassen musste zur Übertragung ins deutsche System angepasst werden.

vorgaben, die auf die Verhältnisse der Schweiz ausgerichtet sind, in Rücksprache mit dem Modellentwickler angehoben wurden (um den Faktor 3). Damit soll die Anwendbarkeit in den Untersuchungsgebieten gewährleistet werden.

Tab. 14: MODIFFUS: Bodenabtrag pro Hangneigungsklasse (Datenvorgaben und berücksichtigte Abträge)

Klasse	Hangneigung [%]	Bodenabtrag [t/ha·a]	
		Datenvorgabe	Berücksichtigte Abträge
1	< 2	0	0
2	2 - 4	0,4	1,2
3	4 - 6	0,6	1,8
4	6 - 7	1	3
5	7 - 10	1,4	4,2
6	10 - 15	1,8	5,4
7	> 15	2,2	6,6

Insgesamt wird in MODIFFUS, ausgehend von einem vorgegebenen Bodenabtrag in Abhängigkeit der Hangneigungsklasse, zunächst ein durch C- und R-Faktor sowie Erosionsgefährdungsstufe und Rückhalt korrigierter Bodeneintrag berechnet. Durch Berücksichtigung des Nährstoffgehaltes im Oberboden und des ER ergibt sich der erosive Nährstoffeintrag in die Gewässer.

Der hier beschriebene Berechnungsansatz für erosive Nährstoffeinträge gilt neben den Ackerflächen auch für die LN Reb- und Gartenbau.

### C-Faktor pro Gemeinde

Der C-Faktor ist ein in der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) implementierter Faktor, welcher Kulturartenanbau bzw. Bodenbedeckung berücksichtigt. Aufgrund dieser Bodenbedeckung liegt ein kulturartenspezifischer Erosionswiderstand vor, der den Bodenabtrag vermindert. Standardmäßig wird in der amtlichen Erosionsgefährdungskarte von einer potenziellen Erosionsgefährdung ausgegangen und der C-Faktor auf 1 gesetzt. Bei einer Ackerbewirtschaftung im Jahresverlauf leisten die angebauten Kulturarten eine unterschiedliche Erosionsverminderung, die auf der Vegetationsperiode, Bewuchsdichte usw. basiert. In MODIFFUS wird der C-Faktor gemeindespezifisch berechnet und berücksichtigt. Hierfür ist die Angabe des prozentualen Anteils der Kulturarten und der Brache in der Gemeinde nötig. MODIFFUS berücksichtigt hierbei 40 verschiedene Bewirtschaftungsformen. Nach Rücksprache mit dem Entwickler wurden die in MODIFFUS zugrunde gelegten Faktoren teilweise nach MOSIMANN ET AL. (1991) sowie RÜTTIMANN & MOSIMANN (1996) überarbeitet. Dieser C-Faktor ist nicht zu verwechseln mit dem in STOFFBILANZ verwendeten C-Faktor, der nicht kulturartenspezifisch sondern lediglich nutzungsspezifisch ist und somit auf anderen Ausgangsannahmen basiert.

In der Voreinstellung von MODIFFUS werden maximal 2,42 t/ha·a Bodenabtrag angenommen (Hangneigung > 15°, C-Faktor = 1, R-Faktor = 1, Risikostufe 5). Diese Einstellung wurde für alle Hangneigungen > 2° um den Faktor 3 hoch gesetzt.

### 2.3.4.2 Sonstige Erosion

Neben der Bodenerosion auf Ackerland wird in MODIFFUS auch eine sonstige (eher natürliche) Erosion, verursacht durch z.B. Verwitterungsprozesse oder Erosion von unbefestigten Feld- und Forstwegen, berücksichtigt. Berechnet wird sie für alle Flächen mit Ausnahme der Siedlungsfläche und der stehenden Gewässer. In exponentieller Abhängigkeit zum R-Faktor wird ein Bodenabtrag in t/ha·a ermittelt. Durch Multiplikation mit einem programminternen Faktor von 0,0004 für Phosphor (0,04 % des Bodenabtrages ist P-Eintrag) und 0,0015 für Stickstoff wird der Nährstoffeintrag in kg/ha·a berechnet.

### 2.3.5 Nährstoffeinträge über unterirdische Nährstoffeintragspfade

MODIFFUS differenziert die unterirdischen Eintragspfade in Sickerwasser und Dränage. Bei der Ermittlung der unterirdischen Nährstoffeinträge geht MODIFFUS von festen Mittelwerten für die Landnutzungen aus (Tab. 15). Diese können vom Anwender bei Bedarf angepasst werden. Ausnahme ist die Auswaschung von Stickstoff unter Acker: Hier erfolgt die Ermittlung des Ausgangswertes über eine Nitratmatrix, welche in Abhängigkeit von Kulturart und Fruchtfolge einen mittleren Austrag als Ausgangswert bereitstellt (s.u.).

Tab. 15: MODIFFUS: Vorgaben für die N- und P-Auswaschungen nach LN (Ausgangswerte)

Landnutzung	N-Auswaschung [kg/ha·a]	P-Auswaschung [g/ha·a]
Acker	Nitratmatrix	80,0
Grünland, Heimweiden, Obstbau	13,0	70,0
Wald, unproduktive Vegetation, Straßen und Wege	9,0	50,0
Siedlungsgrün	25,0	80,0
Rebbau	30,0	80,0
Gartenbau	45,0	80,0
Alpenwirtschaftliche Nutzflächen	13,0	60,0

#### 2.3.5.1 Nährstoffeinträge über Sickerwasser

Die Ermittlung der Nährstoffeinträge in die Gewässer über den Pfad Sickerwasser verläuft bei MODIFFUS nach folgendem Schema: Der Ausgangswert (s. Tab. 15), der als mittlere Nährstoffauswaschung für die jeweilige Nutzung zu verstehen ist, wird anhand verschiedener Faktoren, die u.a. die spezifische Sickerwassermenge, das Auswaschungsrisiko und - für Stickstoff - die Denitrifikationsbedingungen charakterisieren, für jedes Raster (1 ha) standort-spezifisch in Nährstoffeinträge umgerechnet.

Hierfür sind im Modell folgende Ansätze für N und P implementiert:

$$\text{Eintrag}_{\text{SW,N}} = \text{AGW} \cdot \text{SF} \cdot \text{HöF} \cdot \text{BF} \cdot \text{HoF}_N \cdot \text{GF} \cdot \text{DeF} \quad (\text{Gl. 32})$$

$$\text{Eintrag}_{\text{SW,P}} = \text{AGW} \cdot \text{SF} \cdot \text{BF} \cdot \text{HoF}_P \cdot \text{DBF} \cdot \text{PF} \quad (\text{Gl. 33})$$

- Mit: Eintrag<sub>SW,N,P</sub> = N- oder P-Eintrag in die Gewässer über Sickerwasser [kg/a],  
 AGW = Ausgangswert der Nährstoffauswaschung nach Tab. 15 [kg/ha·a],  
 SF = Sickerwasserfaktor,  
 HöF = Höhenfaktor,  
 BF = Bodenfaktor,  
 HoF<sub>N,P</sub> = Hofdüngerfaktor,  
 GF = Graslandfaktor,  
 DeF = Denitrifikationsfaktor,  
 DBF = Düngebilanzfaktor und  
 PF = P-Testzahlfaktor.

Die Auswaschungsgefährdung wird in 5 Klassen eingeteilt. Jeder Klasse wird ein Faktor für die Auswaschungsgefährdung zugewiesen. Die Ermittlung der Auswaschungsgefährdung erfolgt anhand von Sonderbedingungen des Bodentyps, der Wasserhaushaltsgruppe und einer Einteilung der Bodenart, wobei Unterboden und Oberboden getrennt einfließen. In Bild 4 ist das Schema zur Berechnung der Auswaschungsgefährdung des Bodens nach MODIFFUS dargestellt. Es ist zu beachten, dass sich die Bezeichnungen hier am System der Schweiz orientieren.

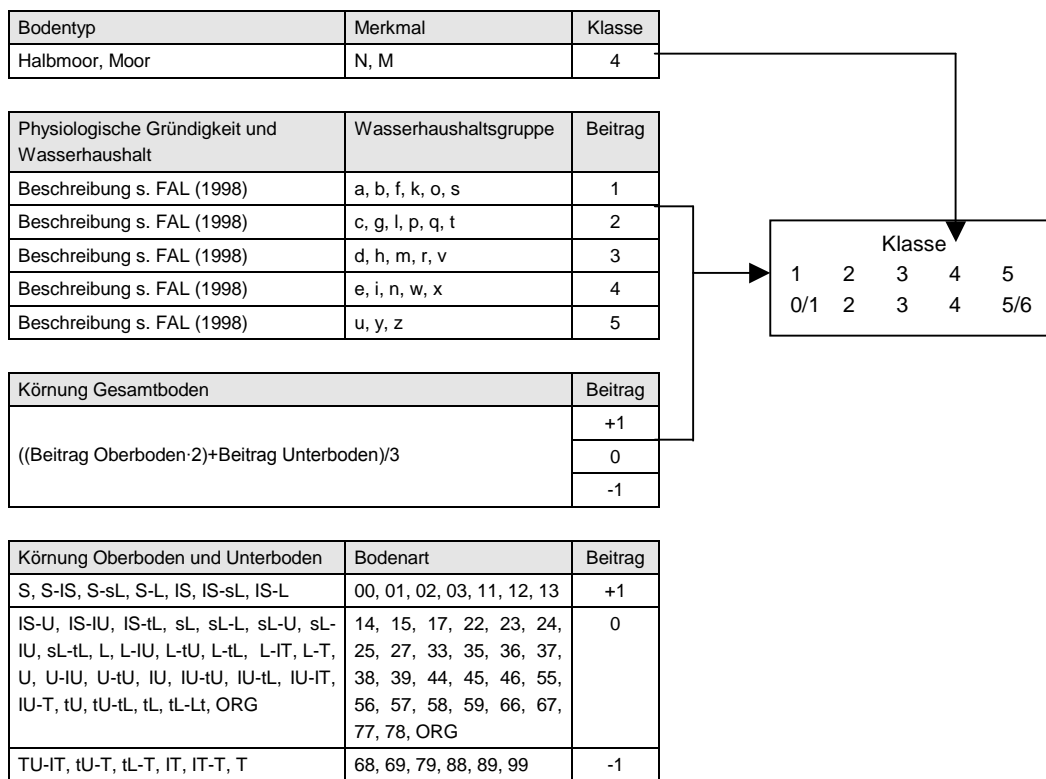


Bild 4: MODIFFUS: Schema zur Berechnung der Auswaschungsgefährdung des Bodens. Klasse 1 bedeutet geringeres Risiko, Klasse 5 sehr hohes Risiko (nach SCHMID & PRASUHN, 2000)

Bei der Zuordnung der Auswaschungsklassen in MODIFFUS mussten die Bodenarten und der Wasserhaushalt vom System der Schweiz in ein deutsches System konvertiert werden. Die Auswaschung wurde in Stufen klassifiziert, die auf der Basis des Bodentypes (Halbmoor, Moor), der physiologischen Gründigkeit und des Wasserhaushaltes sowie der Bodenart des

Ober- und des Unterbodens erstellt werden. Damit liegt zu jedem Hektarraster die Information der Auswaschungsgefährdung vor.

Bei der Berechnung der Nährstoffeinträge über Sickerwasser für die Landnutzung Acker wird der Nitratwert als Ausgangswert genommen, welcher anhand einer Nitratmatrix pro Gemeinde ermittelt wird. Diese Nitratmatrix beruht auf Lysimetermessungen und Analogieschlüssen und gibt für mögliche Fruchtfolgen den unter Acker ausgewaschenen Nitratwert in der Schweiz an (eine vereinfachte Form der Nitratmatrix ist in Tab. 16 dargestellt). Der gegebene Nitratwert wird dann als Ausgangswert je nach Gegebenheiten mit Abschlägen versehen (siehe oben).

Tab. 16: MODIFFUS: Vereinfachte Nitratmatrix, Auswaschkoeffizienten für ausgewählte Kulturübergänge in [kg/ha·a]

Nachkultur	Vorkultur (und Zwischenkultur)												
	KW1	KW2+	Getr	Getr + ZK	Ra	Ra + ZK	Ka	Ka + ZK	EE	EE + ZK	ZR	SM	KM
Ra	70	80	70	---	40	20	140	---	120	80	30	50	---
WiGe	90	100	90	50	50	20	140	100	120	80	30	50	40
SoGe	40	50	90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
EE	40	50	90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
Ka	40	50	90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
ZR	40	50	90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
KW1*	---	---	90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
SM	50	60	100	50	30	30	160	110	140	90	50	70	60
KM	50	60	100	50	30	30	160	110	140	90	50	70	60

EE = Eiweisserbsen; Getr = Getreide; Ka = Kartoffeln; KM = Körnermais; KW1 = Kunstwiese im 1. Hauptnutzungsjahr; KW2+ = Kunstwiese im 2. oder einem folgenden Hauptnutzungsjahr; Ra = Raps; SM = Silomais; SoGe = Sommergetreide; WiGe = Wintergetreide; ZR = Zuckerrüben; ZK = Zwischenkultur (Gründüngung oder Zwischenfutterbau)

\* Vorkultur - KW: Kunstwiesenansaat im Frühling nach Winterbrache;  
Vorkultur + ZK - KW: Kunstwiesenansaat im Herbst

Lesebeispiel: Fruchtfolge Kartoffeln - Wintergetreide: Wert 140 kg/ha für Kartoffeln  
Fruchtfolge Kartoffeln - Silomais: Wert 160 kg/ha für Kartoffeln  
Fruchtfolge Kartoffeln - ZK - Wintergetreide: Wert 100 kg/ha für Kartoffeln

Bei der Ermittlung des Nitratwertes wurden die Fruchtfolgen in den EZG aufgrund mangelhafter Daten abgeschätzt. Diese Abschätzung lässt einigen Interpretationsspielraum zu und kann die Ergebnisse verändern. Weiterhin ist zu beachten, dass über die Übertragbarkeit der Nitratmatrix von der Schweiz in die untersuchten EZG nichts bekannt ist.

Die Denitrifikation wird bei MODIFFUS separat für dränierte bzw. undränierte Böden berücksichtigt. Hierbei wird die Denitrifikationsrate pro Raster jeweils in Abhängigkeit der Vernässungsstufe des Bodens einer Klasse zugeordnet. Pro Klasse gelten feste Denitrifikationsraten.

Hierbei wurde die Voreinstellung von MODIFFUS nicht übernommen, da mit den modellinternen Datenvorgaben zu hohe Stickstoffeinträge berechnet wurden. Die Denitrifikationsraten wurden daher erhöht.

### 2.3.5.2 Nährstoffeinträge über Dränabfluss

Die räumliche Zuteilung der Dränageflächen erfolgt bei MODIFFUS extern.

Auf der Grundlage von Landnutzung, Neigung und Vernässung wird eine Zufallsverteilung der Dränageflächen vorgenommen. Es wird angenommen, dass sich in starker Hanglage unter Acker und Grünland 50 % der Flächen selbst entwässern. Mit der EXCEL-Funktion ZUFALLSBEREICH(0,1) werden diese Flächen bestimmt und weiterführend nach dem Grad der Vernässung zugeordnet. Damit sind alle Flächen determiniert, unter denen potenziell Dränage auftreten könnte. Mit der EXCEL Funktion ZUFALLSZAHL() werden diesen Flächen linear verteilte Werte von 0 und 1 zugeordnet. Es lagen bei den Einzugsgebieten Angaben der prozentualen Dränflächen bei landwirtschaftlich genutzten Flächen vor. Demzufolge wurde iterativ bestimmt, ab welchem Wert den potenziellen Dränageflächen der Wert 1 und 0 (für Dränage ja/nein) zugewiesen werden muss, um die prozentuale Dränagefläche unter Acker bei den Flächen zu erhalten, die von ihrer Vernässung her potenziell dräniert sind. Diesen dränierten Flächen wird dann im Nährstoffaustrag über Sickerwasser mittels Faktoren eine Eintragsminderung zugesprochen.

### 2.3.6 Naturnahe Hintergrundbelastung

Bei der Berechnung der natürlichen Hintergrundlast wird in MODIFFUS nach SCHMID & PRASUHN (2000) von der vermeintlich natürlichen LN Wald anstelle von Acker- und Grünland sowie Siedlungen ausgegangen. Weitere mögliche LN sind nur noch unproduktive Vegetation und Gewässer.

Als Eintragspfade werden Auswaschung über Sickerwasser, sonstige Erosion, atmosphärische Deposition und Blattfall berücksichtigt. Die Ermittlung der Nährstoffeinträge hat die Annahmen und Ergebnisse der „normalen“ Kalkulation der diffusen Einträge als Grundlage. Verändert sind die LN und die daraus folgenden Wasserflüsse. Bei den zugrunde gelegten Einträgen bzw. Nährstoffkonzentrationen erfolgt für alle Eintragspfade außer der P-Auswaschung über Sickerwasser eine prozentuale Verminderung, mit welcher der anthropogene Einfluss bereinigt wird. Diese Verminderung beträgt für die Stickstoffeinträge über Sickerwasser 50 %, ebenso für die P-Einträge über atmosphärische Deposition. Die N-Einträge über atmosphärische Deposition werden dagegen in Anlehnung an RIHM (1996) um 90 % reduziert. Bei der sonstigen Erosion wird davon ausgegangen, dass 20 % anthropogenen Ursprungs sind, entsprechend werden die Einträge um diesen Faktor reduziert. Letztlich wird noch der Eintragspfad Blattfall berücksichtigt. Er wird für alle Flächen mit Ausnahme der Gewässerflächen berechnet, wobei die Werte der „sonstigen diffusen Direkteinträge“ übernommen werden.

Bei der P-Auswaschung über Sickerwasser werden die gleichen Werte wie in der Hauptberechnung verwendet.

### 2.3.7 Retention im Gewässersystem

Um die Modelle über den Pegelabgleich mit hochgerechneten Frachten am Gebietsauslasspegel vergleichen zu können, ist es nötig, die Retention im Gewässer zu berücksichtigen. Eine Retention im Fließgewässer wird jedoch von den Modellentwicklern aufgrund der hohen Abflussmengen und Fließgeschwindigkeiten in der Schweiz, dem Entwicklungsgebiet von

MODIFFUS, als vernachlässigbar klein angesehen und wird daher bei MODIFFUS nicht berücksichtigt. Um eine Vergleichsmöglichkeit in den Untersuchungsgebieten zu gewährleisten, wurden die von den anderen Modellen angenommenen Retentionsangaben als Mittelwert übernommen.

## 2.4 MONERIS

Das Bilanzierungsmodell MONERIS (Modelling of Nutrient Emissions in River Systems) wurde für die Emissionsquantifizierung für Gebiete ab 500 km<sup>2</sup> aufwärts entwickelt. Es gibt die Ergebnisse als Mittelwert für TEZG aus, die einen Auslasspegel haben und differenziert das Ergebnis nicht nach Landnutzung. Daher kann dieses Modell nicht direkt mit den anderen, mesoskaligen Emissionsmodellen verglichen werden.

MONERIS ist ein auf der Tabellenkalkulation von Microsoft EXCEL basierendes Bilanzierungsmodell. Die Grundlagen für das Modell bilden einerseits Abflussdaten der zu untersuchenden Flussgebiete sowie ein Geographisches Informationssystem (GIS), in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche statistische Informationen integriert wurden (BEHRENDT ET AL., 1999).

Unter Berücksichtigung der Spezifika der einzelnen Eintragspfade sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt flussgebietsbezogene Abschätzungen für die Folgenden in Bild 5 schematisch dargestellten Pfade möglich: Punktquellen, atmosphärische Deposition, Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen und versiegelte urbane Flächen.

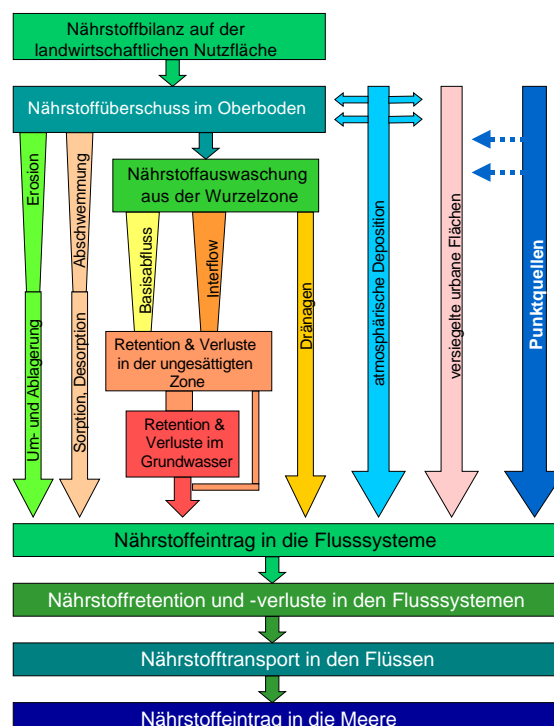


Bild 5: MONERIS: Pfade und Prozesse (nach BEHRENDT ET AL., 1999)

Mit MONERIS wurde versucht, vorhandene Ansätze zur großräumigen Modellierung der einzelnen Eintragspfade zu ergänzen, zu modifizieren und gegebenenfalls neue konzeptionelle Modelle abzuleiten (BEHRENDT ET AL., 1999).



MONERIS wurde in großen bis sehr großen Flussgebietseinheiten (1.000 bis > 10.000 km<sup>2</sup>) erfolgreich zur Identifikation und Lokalisierung von großräumigen Belastungsschwerpunkten eingesetzt. Maßnahmen zur Minderung der festgestellten Belastungen können auf Basis der bestehenden (großräumigen) Modelle jedoch nicht oder nur in pauschaler Form abgeleitet werden, da in der Regel auf räumlich und zeitlich stark aggregierte Eingangsdatensätze zurückgegriffen wird. Lokale oder regionale Besonderheiten der Einzugsgebiete werden hierbei stark nivelliert (nach HAHN & FUCHS, 2001).

Im Folgenden werden die bei MONERIS berücksichtigten Eintragspfade vorgestellt, wobei insbesondere die Berechnungsansätze und die zugrunde liegenden Modellvorstellungen betrachtet werden. Ergänzende Details zu diesen Betrachtungen sind BEHRENDT ET AL. (1999) zu entnehmen.

### 2.4.1 Wasserbilanz

Die Wasserbilanz wird in MONERIS modellhaft beschrieben nach:

$$Q = Q_{\text{GW}} + Q_{\text{Drän}} + Q_{\text{Ober}} + Q_{\text{URB}} + Q_{\text{AD}} \quad (\text{Gl. 34})$$

Mit:  $Q$  = mittlerer (gemessener) Abfluss [m<sup>3</sup>/s],  
 $Q_{\text{GW}}$  = Basisabfluss [m<sup>3</sup>/s],  
 $Q_{\text{Drän}}$  = Dränabfluss [m<sup>3</sup>/s],  
 $Q_{\text{Ober}}$  = Oberflächenabfluss [m<sup>3</sup>/s],  
 $Q_{\text{URB}}$  = Abfluss von versiegelten Flächen [m<sup>3</sup>/s] und  
 $Q_{\text{AD}}$  = atmosphärischer Zufluss (Bilanz des direkten Niederschlages auf die Gewässerfläche und der Verdunstung von diesen Flächen) [m<sup>3</sup>/s].

Die Angaben zum Drän- und Oberflächenabfluss sind Kap. 2.4.3 und Kap. 2.4.6 zu entnehmen. Die Abflussspende von versiegelten urbanen Flächen berechnet sich nach HEANEY ET AL. (1976):

$$q_{\text{UBBV}} = a_{\text{URBV}} \cdot \text{NS}_{\text{Winter}} \quad (\text{Gl. 35})$$

Mit:  $q_{\text{UBBV}}$  = spezifischer Abfluss von der versiegelten urbanen Fläche [mm/m<sup>2</sup>·a],  
 $a_{\text{URBV}}$  = Abflussbeiwert,  
 $\text{NS}_{\text{Winter}}$  = Jahresniederschlag im Winter [mm/m<sup>2</sup>·a].

Der Grundwasserabfluss, der hier wie bei MODIFFUS den natürlichen „Interflow“ (Zwischenabfluss) mit beinhaltet, errechnet sich aus der Differenz des gemessenen mittleren Abflusses und der übrigen Abflusskomponenten.

Anzumerken ist, dass die Abflussmenge der punktuellen Einleiter unberücksichtigt bleibt.

### 2.4.2 Direkteinträge

Die atmosphärische Deposition ist bei MONERIS der einzige berücksichtigte Pfad für Direkteinträge. Berechnet werden die Einträge in Abhängigkeit von der Wasseroberfläche (s.u.) und Modell- bzw. Literaturwerten für die N- bzw. P-Deposition. Für die N-Deposition werden in MONERIS die Ergebnisse von Modellberechnungen zur atmosphärischen Deposition von Stickoxiden und Ammonium berücksichtigt, die vom Det Norske Meteorologiske Institutt

(DNMI, Norwegen) im Rahmen des EMEP-Programmes für die Jahre 1985 (Ergebnisse im 150 km<sup>2</sup>-Raster) und 1996 (Ergebnisse im 50 km<sup>2</sup>-Raster) berechnet wurden (s. auch TSYRO, 1998a und b sowie BARTNICKI ET AL., 1998). Nach Angaben von BEHRENDT ET AL. (1999) ergibt sich aus diesen Daten für die alten Bundesländer ein Mittelwert von 24 kg/ha·a (entspricht den Angaben von WERNER ET AL., 1991) und für die neuen Bundesländer 22 kg/ha·a; BEHRENDT ET AL. (1994) ermittelten hier 19,5 kg/ha·a.

Während somit für die N-Deposition flächendeckende Daten vorliegen, die auf Mess- und Modellergebnissen beruhen, sind entsprechende Angaben für die P-Deposition kaum verfügbar. Die wenigen vorliegenden Messdaten erfassen in aller Regel nur die Nassdeposition, die Trockendeposition wird dagegen meist vernachlässigt (vgl. u.a. RIGLER, 1974; GOLTERMANN, 1976; BERNHARDT, 1978; AHL, 1979; PAULIUKEVICIUS ET AL., 1988).

Insgesamt zeigt sich eine erhebliche Schwankungsbreite der P-Depositionsrate: Eine wichtige Einflussgröße ist dabei die Nutzungsstruktur. Insbesondere in und um Ballungszentren der Industrie und Gebieten mit sehr hoher Bevölkerungsdichte sind hohe P-Depositionen zu erwarten (NOVOTNY & CHESTERS, 1981). Nach Auswertung zahlreicher Literaturdaten kommen BEHRENDT ET AL. (1999) zu dem Schluss, dass die gesamte P-Deposition in Abhängigkeit der Flächennutzung zwischen 0,3 und 3 kg/ha·a liegt (in Ballungszentren über 2 kg/ha·a). In MONERIS wird für den Betrachtungszeitraum 1983 - 87 für die neuen Bundesländer (NBL) eine P-Deposition von 0,7 kg/ha·a und für die alten Bundesländer (ABL) von 0,4 kg/ha·a (nach WERNER ET AL., 1991) zugrunde gelegt. Für den Betrachtungszeitpunkt 1995 gehen BEHRENDT ET AL. (1999) von einem Rückgang der P-Deposition aufgrund von reduzierten Staubemissionen (Quelle: Statistische Jahrbücher Deutschlands) aus. Da dieser Rückgang in den NBL erheblich höher ausfällt, ermittelten BEHRENDT ET AL. (1999) eine einheitliche P-Deposition für Deutschland von 0,37 kg/ha·a für 1995.

Bei der Ermittlung der für die atmosphärische Deposition relevanten Gewässerflächen wird in MONERIS (zu Recht) davon ausgegangen, dass die zur Verfügung stehenden Rohdaten (nach CORINE-Landcover und Gemeindestatistik) zu ungenau sind und daher modifiziert werden müssen: CORINE unterschätzt die Gewässerflächen aufgrund seiner Auflösung (alle Angaben (Flüsse) mit einer Breite < 100m werden nicht erfasst), die Gemeindestatistik dagegen überschätzt die Fläche, da auch Wasserflächen enthalten sind, die nicht an das Fließgewässersystem angeschlossen sind. Nach Untersuchungen von BEHRENDT & OPITZ (1999) hängt die Gewässerfläche des Flusssystemes von der Einzugsgebietsgröße ab. Eine aus diesem Zusammenhang abgeleitete und in BEHRENDT ET AL. (1999) dokumentierte Gleichung wurde zunächst in MONERIS implementiert. Nach BEHRENDT ET AL. (2001) zeigen neuere Untersuchungen jedoch, dass zusätzlich die Hangneigung für den genannten Zusammenhang bedeutsam ist. Daher ist in der aktuellen und in dieser Arbeit berücksichtigten Variante von MONERIS folgende Formel für die Bestimmung der Gewässerfläche implementiert:

$$A_W = A_{WCLC} + 0,0052 \cdot A_{CA}^{1,078} \cdot SL_{CA}^{-0,278} \quad (\text{Gl. 36})$$

Mit:  $A_W$  = Oberfläche Wasser total [km<sup>2</sup>],  
 $A_{WCLC}$  = Oberfläche Wasser nach CORINE-Landcover [km<sup>2</sup>],  
 $A_{CA}$  = Einzugsgebietsfläche [km<sup>2</sup>] und  
 $SL_{CA}$  = Mittlere Hangneigung des Einzugsgebietes [%].

### 2.4.3 Nährstoffeinträge über Dränage

MONERIS berechnet die Nährstoffeinträge über Dränage von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Anlehnung an die Abschätzungen von WERNER ET AL. (1991) und BEHRENDT ET AL. (1994) auf Basis des Anteils gedränter Fläche, der Dränspende und der mittleren Konzentration der Dränwässer.

Für die Abschätzung der Dränflächen werden aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlagen differierende Ansätze für die ABL und NBL gewählt.

Für die NBL standen Angaben der statistischen Jahrbücher der DDR (Dränflächen nach Bezirken auf Basis von Entwässerungsbaumaßnahmen der Jahre 1969 - 89) und Übersichtskarten der Meliorationsbetriebe der ehemaligen DDR (topographische Karten im Maßstab 1:10.000 bzw. 1:25.000, auf denen im Zeitraum 1960 - 89 realisierte Dränflächen eingezeichnet sind) zur Verfügung. Erstere Angaben liegen zwar flächendeckend vor, sind jedoch wegen des fehlenden Lagebezugs der Flächen nicht geeignet, da die Dränflächen räumlich nicht den Flussgebieten zugeordnet werden können. Die hoch aufgelösten Übersichtskarten der Meliorationsbetriebe, die für diese Fragestellung bestens geeignet sind, lagen nur für einige Teilgebiete vor (BEHRENDT ET AL., 1999). Um diese Angaben auf das gesamte Gebiet der NBL zu übertragen, wurden die vorliegenden Daten mit den Bodenstandorttypen der MMK (liegt für die NBL flächendeckend digital vor) verschnitten. Dieser Weg wurde gewählt, da die Bodenstandorttypen aufgrund ihrer Wasserverhältnisse Aussagen über den Vernäsungsgrad und somit über den Dränbedarf zulassen. Aus den Ergebnissen der Verschneidung der Dränflächen mit den Bodentypen wurden mittels linearer Ausgleichsrechnung Wichtungsfaktoren für die nach Gruppen zusammengefassten Bodenstandorttypen ermittelt. Anhand der Wichtungsfaktoren wurde folgende Gleichung zur Berechnung der Dränfläche für die NBL erstellt:

$$A_{\text{Drän}} = (A_{\text{MO}} \cdot 0,1059) + (A_{\text{AU}} \cdot 0,1158) + (A_{\text{STL}} \cdot 0,5045) + (A_{\text{GWS}} \cdot 0,0902) \quad (\text{Gl. 37})$$

Mit:  $A_{\text{Drän}}$  = gedrännte Fläche [km<sup>2</sup>],  
 $A_{\text{MO}}$  = Fläche der Moorstandorte [km<sup>2</sup>],  
 $A_{\text{AU}}$  = Fläche der Auenstandorte [km<sup>2</sup>],  
 $A_{\text{STL}}$  = Fläche der staunassen Tieflehm- und Lehnstandorte [km<sup>2</sup>] und  
 $A_{\text{GWS}}$  = Fläche der Grundwassersandstandorte [km<sup>2</sup>].

Für die ABL standen die Modellentwickler vor dem Problem, dass „weder bei den entsprechenden Behörden noch bei Forschungseinrichtungen Dränflächenkataster, Karten oder ähnliche Datenquellen abrufbar sind, aus denen Angaben zum Anteil dränierter Flächen für größere Gebiete entnommen werden könnten“ (BEHRENDT ET AL., 1999).

BACH ET AL. (1998) starteten daher eine Umfrage bei allen Landwirtschaftsämtern, um von den dort ansässigen Fachleuten Angaben zum Anteil gedränter Fläche auf Acker- und Grünland zu erhalten. Als räumlicher Bezug wurden die naturräumlichen Einheiten nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1957) sowie MEYNEN ET AL. (1959/1961) vorgegeben. Aufgrund eines relativ geringen Rücklaufes konnten nur für ca. 22 % der Naturräume Angaben zum Dränflächenanteil erzielt werden; der Dränflächenanteil lag für diese Flächen bei ca. 18 % der Landwirtschaftsfläche.

Aus diesen Angaben versuchten BACH ET AL. (1998) den Anteil gedränter Landwirtschaftsfläche für alle Naturräume der ABL abzuleiten, wobei die Autoren von der Hypothese ausgin-

gen, „dass der Anteil gedränter Fläche maßgeblich von den klimatischen, geomorphologischen und agrarstrukturellen Verhältnissen im Naturraum bestimmt wird“. Diese Hypothese wurde anhand ausgewählter Parameter mit verschiedenen statistischen Verfahren (s. BACH ET AL., 1998) überprüft. Es zeigte sich jedoch, dass zwischen dem Dränflächenanteil und den Standortfaktoren eines Naturraumes keine statistisch nachweisbaren Zusammenhänge bestehen. Die Autoren erklären dies damit, dass „die Entscheidung über Dränmaßnahmen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in den westlichen Ländern von „weichen“ Faktoren (mit-)bestimmt wird, die sich einer statistischen Analyse entziehen“.

Es wurden daher die Dränflächenanteile der Naturräume, für die keine Angaben vorlagen, quantitativ geschätzt. Hierzu wurden die Ergebnisse der Umfrage auf benachbarte Naturräume mit gleicher oder ähnlicher Ausprägung übertragen. Bei den Naturräumen, die abweichende Standortfaktoren aufweisen, wurden auf Basis des „Anteils entwässerungsbedürftiger Böden“ Zu- oder Abschläge vorgenommen.

Aus dieser Schätzung ergab sich ein durchschnittlicher Dränflächenanteil von 11,6 % der Landwirtschaftsfläche in den ABL.

Die nach den vorgestellten Methodiken ermittelten Dränflächenanteile werden in MONERIS als Mittelwert für die gewählte Raumeinheit (in aller Regel Teileinzugsgebiete) eingegeben. Die Eingabe in MONERIS erfolgt jedoch nicht in der hier ermittelten Form (also  $\text{km}^2$ ), sondern als prozentualer Anteil des Ackerlandes im Teileinzugsgebiet.

Die Dränspende wird in MONERIS in Anlehnung an KRETZSCHMAR (1977) folgendermaßen berechnet:

$$q_{\text{Drän}} = 0,5 \cdot \text{NS}_{\text{Winter}} + 0,1 \cdot \text{NS}_{\text{Sommer}} \quad (\text{Gl. 38})$$

Mit:  $q_{\text{Drän}}$  = spezifischer Dränabfluss [ $\text{mm}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ],  
 $\text{NS}_{\text{Winter}}$  = Niederschlag im Winter [ $\text{mm}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ] und  
 $\text{NS}_{\text{Sommer}}$  = Niederschlag im Sommer [ $\text{mm}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ].

Der gewählte Bezug der Dränspende zu den Winter- und Sommerniederschlagsmengen erlaubt eine regional unterschiedliche Abbildung, wie sie auch in der Literatur beschrieben wird.

Die Bestimmung der Nährstoffkonzentration in Dränauslässen erfolgt in MONERIS nach getrennten Ansätzen für N und P.

Zur Berechnung der P-Konzentration wurden zunächst anhand von Literaturangaben (u.a. DRIESCHER & GELBRECHT, 1993; FOERSTER & NEUMANN, 1981; RADERSCHALL, 1994; WERNER ET AL., 1991; BRAUN ET AL., 1991) die P-Konzentrationen in Dränauslässen für verschiedene Bodentypen angesetzt (s. Tab. 17).

Tab. 17: MONERIS: Verwendete P-Konzentrationen im Dränwasser für verschiedene Bodentypen in [mg/l] (ergänzt nach BEHRENDT ET AL., 1999)

Bodentyp	Bezeichnung	Konzentrationsbereich nach Literatur	Konz. Drän <sub>P</sub> in MONERIS
Sandboden	C <sub>DränS,P</sub>	0,1 - 0,7	0,20
Lehm, Ton, Schluff	C <sub>DränL,P</sub>	0,05 - 0,77	0,06
Niedermoor	C <sub>DränNM,P</sub>	0,2 - 4,61	0,30
Hochmoor	C <sub>DränHM,P</sub>	4,0 - 14,9	10,00

Anhand dieser P-Konzentrationen und den aus der BÜK abgeleiteten Flächen der jeweiligen Bodentypen wird die P-Konzentration (als flächengewichtetes Mittel) nach folgender Formel berechnet:

$$C_{\text{Drän,P}} = \frac{(0,2 \cdot A_{\text{DränS}} + 0,06 \cdot A_{\text{DränL}} + 0,3 \cdot A_{\text{DränNM}} + 10 \cdot A_{\text{DränHM}})}{(A_{\text{DränS}} + A_{\text{DränL}} + A_{\text{DränNM}} + A_{\text{DränHM}})} \quad (\text{Gl. 39})$$

Mit:  $A_{\text{DränS}}$  = Fläche der gedränten Sandstandorte [km<sup>2</sup>],  
 $A_{\text{DränL}}$  = Fläche der gedränten Lehm-, Ton- und Schluffstandorte [km<sup>2</sup>],  
 $A_{\text{DränNM}}$  = Fläche der gedränten Niedermoorstandorte [km<sup>2</sup>] und  
 $A_{\text{DränHM}}$  = Fläche der gedränten Hochmoorstandorte [km<sup>2</sup>].

Die Berechnung der N-Konzentration im Dränauslass erfolgt in der aktuellen Version von MONERIS abweichend von den Angaben in BEHRENDT ET AL. (1999) nach:

$$C_{\text{Drän,NO}_3\text{-N}} = ((N_{\text{ÜLN}})^{\text{DR}} \cdot 100) / q_{\text{Drän}} \quad (\text{Gl. 40})$$

Mit:  $N_{\text{ÜLN}}$  = Stickstoffüberschuss auf der LN [kg N/(ha·a)],  
 $\text{DR}$  = Exponent zur Berücksichtigung der Denitrifikation = 0,85 und  
 $q_{\text{Drän}}$  = spezifischer Dränabfluss [mm/(m<sup>2</sup>·a)] (nach Gl. 38).

Für den Stickstoffüberschuss ist hier der aktuelle Wert des Untersuchungsjahres (bzw. Zeitraumes) einzusetzen. Dieser Wert unterscheidet sich in aller Regel von dem bei der Berechnung der Sickerwasserkonzentration (s.u.) zu verwendenden Stickstoffüberschuss, der, außer bei GW-Verweilzeiten von < 5 Jahren, ein Langzeitüberschuss und nicht der aktuelle ist. Der Denitrifikationsexponent wurde von BEHRENDT ET AL. (1999) anhand von Parallelberechnungen mit 0,85 ermittelt. Die ursprüngliche Festlegung einer festen Denitrifikationsrate nach FREDE & DABBERT (1999) von 30 kg N/(ha·a) erwies sich für einige Flussgebiete (insbesondere in Schleswig-Holstein) als unzweckmäßig, da sich dort nach diesem Ansatz negative Konzentrationen ergaben.

Die Nährstoffeinträge über Dränage ( $E_{\text{Drän,N,P}}$ ) berechnen sich letztlich nach:

$$E_{\text{Drän,N,P}} = C_{\text{Drän,N,P}} \cdot Q_{\text{Drän}} \cdot 86,4 \cdot 0,365 \quad (\text{Gl. 41})$$

Mit:  $C_{\text{Drän,N,P}}$  = N- bzw. P-Konzentration im Dränabfluss [mg/l] und  
 $Q_{\text{Drän}}$  = Dränabfluss des Teileinzugsgebietes [m<sup>3</sup>/s].

Hierbei berechnet sich  $Q_{\text{Drän}}$  nach:

$$Q_{\text{Drän}} = q_{\text{Drän}} \cdot A_{\text{Drän}} \cdot 1000 / 86400 / 365 \quad (\text{Gl. 42})$$

MONERIS berücksichtigt Drainageeinträge nur von Ackerflächen.

#### 2.4.4 Nährstoffeinträge über Grundwasser

Die Nährstoffeinträge über Grundwasser werden bei MONERIS für die Parameter Stickstoff und Phosphor mit unterschiedlichen Ansätzen berechnet.

Der Stickstoffeintrag über Grundwasser ( $E_{GW,N}$ ) ergibt sich aus:

$$E_{GW,N} = N_{konz}GW \cdot Q_{GW} \cdot 86,4 \cdot 0,365 \quad (\text{Gl. 43})$$

Der zu berücksichtigende Grundwasserabfluss  $Q_{GW}$  berechnet sich dabei aus dem spezifischen Grundwasserabfluss (SGD) und der grundwasserwirksamen Fläche (Gesamtfläche abzüglich Wasser- und Dränflächen sowie versiegelter und Tagebauflächen).

Die Grundlage für die Ermittlung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser ( $N_{konz}GW$ ) stellt der N-Bilanzüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) (ohne Dränflächen) dar. Dieser N-Bilanzüberschuss wird nach BACH ET AL. (1998) u.a. unter Berücksichtigung von organischer und mineralischer N-Düngung, symbiontischer N-Fixierung sowie dem N-Entzug durch Ernte berechnet (Detail s. BACH ET AL., 1998).

Dabei wird der aktuelle N-Bilanzüberschuss des Bilanzzeitraumes bei der Ermittlung der N-Einträge über GW nur berücksichtigt, wenn die Grundwasserverweilzeit (GWVZ) kleiner als 5 Jahre ist. Die Abschätzung der GWVZ erfolgt dabei modellintern vereinfacht anhand des kalkulierten spezifischen GW-Abflusses (korrigiert um das Verhältnis von langjährigem Niederschlag und Niederschlag im Untersuchungszeitraum). Ist die GWVZ höher als 5 Jahre, wird je nach berechneter Verweilzeit (> 5, > 10, > 20, > 30 oder > 50 Jahre) ein entsprechender extern zu ermittelnder mittlerer N-Bilanzüberschuss für die entsprechende Zeitspanne berücksichtigt.

Wird dieser mittlere N-Bilanzüberschuss der LNF inklusive der mittleren N-Deposition auf die grundwasserwirksame Fläche bezogen, ergibt sich der gesamte N-Überschuss ( $N_{über,total}$ ), der die Grundlage für die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser ( $N_{konz}SW$ ) darstellt:

$$N_{konz}SW = N_{über,total} \cdot 100 / SGD \quad (\text{Gl. 44})$$

Nach dieser Gleichung wird der N-Überschuss vollständig ausgewaschen und ergibt unter Berücksichtigung des spezifischen Grundwasserabflusses die N-Konzentration im Sickerwasser.

Diese Sickerwasserkonzentration stellt zusammen mit den Anteilen von 4 verschiedenen hydrogeologischen Gesteinsschichten (HGS, je eine gut und schwach durchlässige für den Locker- und Festgesteinsbereich) die Basis für die Ermittlung der Nitratkonzentration im Grundwasser ( $N_{konz}GW$ ) dar:

$$N_{konz}GW = 1 / (1 + k_1 \cdot SGD^{d1} \cdot HGS_1 / 100 + \dots + 1 / (1 + k_4 \cdot SGD^{d4} \cdot HGS_4 / 100) \cdot N_{konz}SW^a \quad (\text{Gl. 45})$$

Die Koeffizienten  $a$ ,  $k_1$  bis  $k_4$  und  $d_1$  bis  $d_4$  sind modellintern vorgegeben und beschreiben den Denitrifikationsverlust während der Bodenpassage in Abhängigkeit der Sickerwasserkonzentration und der Anteile der hydrogeologischen Gesteinsschichten.

Für die Berechnung der Phosphoreinträge über Grundwasser wird zunächst die Phosphor-Grundwasserkonzentration für die landwirtschaftliche Nutzfläche ( $P_{\text{konzGWLNF}}$ ) in Abhängigkeit verschiedener Bodentypen berechnet:

$$P_{\text{konzGWLNF}} = \frac{P_{\text{konzS}} \cdot A_S + P_{\text{konzL}} \cdot A_L + P_{\text{konzNM}} \cdot A_{\text{NM}} + P_{\text{konzHM}} \cdot A_{\text{HM}}}{A_S + A_L + A_{\text{NM}} + A_{\text{HM}}} \quad (\text{Gl. 46})$$

Mit:  $P_{\text{konzS}}$  = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Sandböden [0,1 mg/l],  
 $P_{\text{konzL}}$  = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Lehm Böden [0,03 mg/l],  
 $P_{\text{konzNM}}$  = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Niedermoore [0,1 mg/l],  
 $P_{\text{konzHM}}$  = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Hochmoore [2,0 mg/l],  
 $A_S$  = Fläche der Sandstandorte [ $\text{km}^2$ ],  
 $A_L$  = Fläche der Lehmstandorte [ $\text{km}^2$ ],  
 $A_{\text{NM}}$  = Fläche der Niedermoorstandorte [ $\text{km}^2$ ] und  
 $A_{\text{HM}}$  = Fläche der Hochmoorstandorte [ $\text{km}^2$ ].

Die den einzelnen Bodentypen zugeordneten P-Konzentrationen im Grundwasser (unter der landwirtschaftlichen Nutzfläche) wurden nach Angaben von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) sowie Literaturwerten (u.a. WERNER ET AL., 1991 und BRAUN ET AL., 1991) angesetzt. Unter Berücksichtigung der restlichen grundwasserwirksamen Flächen (vor allem Wald und offene Flächen) ergibt sich die Phosphor-Grundwasserkonzentration nach:

$$P_{\text{konzGW}} = P_{\text{konzGWLNF}} \cdot A_{\text{LNF}} + P_{\text{konzGWWAof}} \cdot A_{\text{Waof}} / A_{\text{LNF}} + A_{\text{Waof}} \quad (\text{Gl. 47})$$

Mit:  $P_{\text{konzGWWAof}}$  = Phosphor-Grundwasserkonzentration für Wald und offene Flächen [0,01 mg/l],  
 $A_{\text{Waof}}$  = Wald und offene Fläche [ $\text{km}^2$ ].

Um dem Umstand gerecht zu werden, dass bei anaeroben Grundwässern insbesondere aus tieferen Schichten nach Daten des Grundwasserbeobachtungsprogrammes Mecklenburg-Vorpommern und Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) ein deutlicher Unterschied zwischen den standardmäßig gemessenen Konzentrationen von anorganisch gelöstem Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor ( $P_{\text{ges}}$ ) besteht ( $P_{\text{ges}}$  liegt demnach um den Faktor 2 bis 5 höher als SRP), ist in MONERIS ein Korrekturfaktor berücksichtigt.

Anwendung findet dieser Korrekturfaktor von 2,5, wenn mit hoher Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen im Grundwasser vorherrschen und zudem der Lockergesteinsanteil > 60 % liegt. Das Vorliegen anaerober Verhältnisse wird dabei über das Verhältnis der Stickstoffkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser abgeschätzt: Liegt dieses Verhältnis < 0,5 ist von anaeroben Bedingungen im Grundwasser auszugehen.

Der Phosphoreintrag über Grundwasser ( $E_{\text{GW, P}}$ ) berechnet sich letztlich nach:

$$E_{\text{GW, P}} = P_{\text{konzGWkorri}} \cdot Q_{\text{GW}} \cdot 86,4 \cdot 0,365 \quad (\text{Gl. 48})$$

### 2.4.5 Nährstoffeinträge über Erosion

Für die Berechnung der Nährstoffeinträge über Erosion werden für MONERIS Angaben zur Nährstoffkonzentration im Oberboden, zum Sedimenteintragsverhältnis (SED), zur Enrichment Ratio (ER) und für TEZG mit einer mittleren Höhe von > 1000 m zudem Angaben zum natürlichen Bodenabtrag benötigt.

Gemäß der Modellphilosophie von MONERIS sollen diese Informationen aus bundesweit vorliegenden Rohdaten abgeleitet werden.

Anhand vielfältiger Überlegungen, der Modifikation vorhandener Ansätze und Kalibrierung verschiedener Faktoren werden die Stickstoff- und Phosphoreinträge über Erosion in MONERIS folgendermaßen berechnet:

$$E_{\text{Ero, N,P}} = C_{\text{N,Ober}} / 1000000 \cdot \text{SED} \cdot \text{ER} + \text{BA}_{\text{nat}} \cdot x / 1000000 \quad (\text{Gl. 49})$$

Mit:  $E_{\text{Ero N,P}}$  = Stickstoff- bzw. Phosphoreintrag über Erosion [t/a],  
 $C_{\text{N,Ober}}$  = N-Gehalt im Oberboden [%],  
 SED = Sedimenteintrag [t/a],  
 ER = Anreicherungsverhältnis,  
 $\text{BA}_{\text{nat}}$  = natürlicher Bodenabtrag [t/a] (nur ab mittlerer Höhe > 1000 m) und  
 x = Faktor für N- bzw. P-Eintrag.

Der Nährstoffgehalt im Oberboden wird anhand der folgenden Gleichung ermittelt:

$$\text{N,P}_{\text{Boden}} = A_{\text{Acker}} \cdot \text{N,P}_{\text{Acker}} + A_{\text{Geb}} \cdot \text{N,P}_{\text{Geb}} \quad (\text{Gl. 50})$$

Mit:  $\text{N,P}_{\text{Boden}}$  = mittlerer Nährstoffgehalt des Oberbodens [kg],  
 $A_{\text{Acker}}$  = Ackerfläche [ha],  
 $\text{N,P}_{\text{Acker}}$  = mittlerer Nährstoffgehalt der Ackerböden [kg],  
 $A_{\text{Geb}}$  = Gebirgsfläche [ha] und  
 $\text{N,P}_{\text{Geb}}$  = mittlerer Nährstoffgehalt der Gebirgsflächen [kg].

Während der N-Gehalt der Ackerböden hierbei direkt der BÜK entnommen wird, wird für den P-Gehalt auf Basis der jährlichen P-Überschüsse eine P-Akkumulation im Ackerboden berücksichtigt. Für die Ermittlung des Startwertes für das Jahr 1955 wurde der P-Gehalt in Abhängigkeit des Tongehaltes herangezogen (vgl. BEHRENDT ET AL., 1999).

Der Sedimenteintrag (SED) berechnet sich nach:

$$\text{SED} = \text{BA} \cdot \text{SDR} / 100 \quad (\text{Gl. 51})$$

Mit: BA = Bodenabtrag [t/a] und  
 SDR = Sedimenteintragsverhältnis.

Die in MONERIS verwendeten Bodenabträge entstammen verschiedenen Datengrundlagen, die alle auf der ABAG beruhen: Für die NBL wurden vorliegende Angaben nach DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) verwendet (Auflösung: Gemeindeebene), für Baden-Württemberg wurde auf den „Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg“ nach GÜNDRA ET AL. (1995) zurückgegriffen (Auflösung: 2 km<sup>2</sup>-Raster) und für die restlichen Gebiete wurden Karten vom Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Auflösung: 1 km<sup>2</sup>-Raster) aufgearbeitet.

Die Aufarbeitung der Bodenabtragskarten des Fraunhofer Instituts vollzog sich in 2 Schritten: Zuerst mussten die als potenzielle Bodenabträge vorliegenden Informationen durch Berück-



sichtigung gemeindespezifischer C-Faktoren (in Anlehnung an DEUMLICH & FRIELINGHAUS, 1994) gemäß der ABAG zu langjährigen, mittleren Abträgen umgerechnet werden. Im zweiten Schritt wurden die detailliert vorliegenden Bodenabträge für die NBL und für Baden-Württemberg als Referenz für die modifizierten Angaben vom Fraunhofer Institut verwendet. Die Anpassung letzterer erfolgte durch nichtlineare Regression. Ein Abgleich der angepassten Werte mit den Referenzwerten ergab ein überwiegend zufriedenstellendes Ergebnis. Lediglich bei einem geringen Anteil der Daten ergaben sich deutliche Abweichungen. Anhand dieser Ergebnisse wurde eine Bodenabtragskarte für ganz Deutschland erstellt, die für die NBL und Baden-Württemberg die vorliegenden Daten von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) sowie GÜNDRA ET AL. (1995), für das restliche Bundesgebiet die angepassten Bodenabträge auf Grundlage des Fraunhofer Instituts enthält.

Somit fehlt zur Bestimmung des Sedimenteintrages noch das Sedimenteintragsverhältnis. Da die hierfür typischerweise verwendete Sedimenteintragsgleichung nach AUERSWALD (1992) in ihrer Anwendbarkeit zumindest für das Nordostdeutsche Tiefland fragwürdig ist (vgl. HUBER & BEHRENDT, 1997), wurde für MONERIS ein neues Modell zur Ermittlung des Sedimenteintragsverhältnisses (SDR) entwickelt (Details s. BEHRENDT ET AL., 1999):

$$\text{SDR} = 0,012 \cdot (\text{SL} - 0,25)^{0,3} \cdot A_{\text{Acker}}^{1,5} \quad (\text{Gl. 52})$$

Mit: SL = Hangneigung nach USGS-DHM [%].

Insgesamt ergibt sich demnach ein Sedimenteintrag in allen TEZG mit einer mittleren Hangneigung nach USGS-DHM von > 0,25 %; seine absolute Höhe hängt neben dem ermittelten BA nur von dem Anteil der Ackerfläche und der mittleren Hangneigung im TEZG ab.

Für die Berechnung der erosiven Nährstoffeinträge ist ferner die Enrichment Ratio (ER) bedeutsam. Nach AUERSWALD (1989a) können die erosiven Nährstoffeinträge nicht direkt über den Bodeneintrag und den Nährstoffgehalt des Bodens berechnet werden. Grund hierfür ist, dass der Transport des erodierten Bodenmaterials ein selektiver Prozess ist, bei dem sich feinere Kornfraktionen anreichern (WERNER ET AL., 1991). Da die Nährstoffe im Oberboden überwiegend an die Tonfraktion gebunden sind, kommt es so zu einer Nährstoffanreicherung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992). Die Enrichment Ratio (ER) wird meist folgendermaßen nach AUERSWALD (1989a) aus dem langjährigen mittleren Bodenabtrag berechnet:

$$\text{ER} = 2,53 \cdot \text{BA}^{-0,21} \quad (\text{Gl. 53})$$

Untersuchungen von BEHRENDT ET AL. (1999) zeigten jedoch, dass mit diesem Ansatz die gemessenen Nährstofffrachten nicht immer zufriedenstellend abgebildet werden können. Sie entwickelten daher ein eigenes ER-Modell für MONERIS:

$$\text{ER} = a \cdot \text{SED}_{\text{spez}}^{-0,47} \quad (\text{Gl. 54})$$

Mit: a = Faktor, 18 für Phosphor und 7,7 für Stickstoff und  
 SED<sub>spez</sub> = spezifischer Sedimenteintrag pro [km<sup>2</sup>] im TEZG.

### 2.4.6 Nährstoffeinträge über Abschwemmung

Bei den Nährstoffeinträgen über Abschwemmung werden in MONERIS nur gelöste Nährstoffkomponenten berücksichtigt. Ferner wird davon ausgegangen, dass sich die Nährstoffkonzentration im Oberflächenabfluss flächengewichtet aus den für den Oberflächenabfluss relevanten Flächennutzungen zusammensetzt.

Somit werden Angaben zu den Nährstoffkonzentrationen der verschiedenen Flächennutzungen (Berücksichtigung finden: Acker- und Grünland, Wald sowie offene Flächen) und zur Oberflächenabflussmenge benötigt.

Da sich der in der verwendeten, aktuellen Version von MONERIS realisierte Berechnungsweg zur Ermittlung der Nährstoffeinträge über Abschwemmung von den Angaben in BEHRENDT ET AL. (1999) unterscheidet, wird er im Folgenden vorgestellt.

Der Oberflächenabfluss berechnet sich in Anlehnung an die Berechnungsansätze des US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972) und des DVWK (1984) nach:

$$Q_{\text{Ober}} = 2 \cdot 10^{-6} \cdot (NS_J - 500)^{1,65} \cdot Q_{\text{NettoTEZG}} \quad (\text{Gl. 55})$$

Mit:  $Q_{\text{Ober}}$  = Oberflächenabfluss [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  
 $NS_J$  = mittlerer Jahresniederschlag [ $\text{mm}/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ ] und  
 $Q_{\text{NettoTEZG}}$  = Netto-Abfluss im Teileinzugsgebiet [ $\text{m}^3/\text{s}$ ].

Die für die Berechnung notwendigen Nährstoffkonzentrationen der verschiedenen Flächennutzungen sind Tab. 18 zu entnehmen. Sie beruhen auf Literaturangaben und Annahmen der Verfasser (Details hierzu sind BEHRENDT ET AL., 1999 zu entnehmen).

Tab. 18: Nährstoffkonzentrationen für Ackerland, Grünland, Wald und offene Flächen zur Ermittlung der Einträge über Abschwemmung (verändert und aktualisiert nach BEHRENDT ET AL., 1999)

Nutzung	Stickstoff [ $\text{g N}/\text{m}^3$ ]	Phosphor [ $\text{g P}/\text{m}^3$ ]
Ackerland	$0,3 + C_{N, \text{Depo}}$	0,8
Grünland	$C_{N, \text{Depo}}$	0,2
Wald	$C_{N, \text{Depo}}$	0,05
Offene Flächen	$C_{N, \text{Depo}}$	0,01

Die flächengewichtete N-Konzentration im Oberflächenabfluss berechnet sich nach:

$$C_{\text{Ober,N}} = \frac{(0,3 + C_{N, \text{Depo}}) \cdot A_{\text{Acker}} + C_{N, \text{Depo}} \cdot (A_{\text{Grün}} + A_{\text{Wald}} + A_{\text{Of}})}{(A_{\text{Acker}} + A_{\text{Grün}} + A_{\text{Wald}} + A_{\text{Of}})} \quad (\text{Gl. 56})$$

Mit:  $C_{\text{Ober,N}}$  = mittlere flächengewichtete N-Konzentration im Oberflächenabfluss [ $\text{mg}/\text{l}$ ],  
 $C_{N, \text{Depo}}$  = Konzentration der atmosphärischen N-Deposition [ $\text{mg}/\text{l}$ ],  
 $A_{\text{Acker}}$  = Fläche des Ackerlandes [ $\text{km}^2$ ],  
 $A_{\text{Grün}}$  = Fläche des Grünlandes [ $\text{km}^2$ ],  
 $A_{\text{Wald}}$  = Waldfläche [ $\text{km}^2$ ] und  
 $A_{\text{Of}}$  = offene Fläche [ $\text{km}^2$ ].

Die flächengewichtete P-Konzentration im Oberflächenabfluss berechnet sich nach:

$$C_{\text{Ober,P}} = \frac{(0,8 \cdot A_{\text{Ac ker}} + 0,2 \cdot A_{\text{Grün}} + 0,05 \cdot A_{\text{Wald}} + 0,01 \cdot A_{\text{Of}})}{(A_{\text{Ac ker}} + A_{\text{Grün}} + A_{\text{Wald}} + A_{\text{Of}})} \quad (\text{Gl. 57})$$

Die über den Oberflächenabfluss eingetragene Nährstofffracht ergibt sich somit aus:

$$\text{Abschw}_{\text{N,P}} = Q_{\text{Ober}} \cdot C_{\text{Ober,N,P}} \cdot 86,4 \cdot 0,365 \quad (\text{Gl. 58})$$

Mit:  $\text{Abschw}_{\text{N,P}}$  = Nährstofffracht (N bzw. P) über Abschwemmung [t/a],  
 $Q_{\text{Ober}}$  = Oberflächenabfluss [ $\text{m}^3/\text{a}$ ] und  
 $C_{\text{Ober,N,P}}$  = mittlere Nährstoffkonzentration (N bzw. P) im Oberflächenabfluss [mg/l].

### 2.4.7 Nährstoffeinträge von urbanen Flächen

MONERIS berücksichtigt bei der Berechnung der Nährstoffeinträge von urbanen Flächen verschiedene Eintragspfade:

- ∅ Einträge von Haushalten, die weder an eine Kanalisation noch an eine Kläranlage (KA) angeschlossen sind,
- ∅ Einträge von Mischkanalisationsüberläufen,
- ∅ Einträge von Haushalten und von versiegelten Flächen, die an eine Kanalisation aber nicht an eine KA angeschlossen sind und
- ∅ Einträge von versiegelten Flächen über Trennkanalisation.

Die Einträge von unversiegelten urbanen Flächen sind bereits beim Grundwasser, die Einträge von versiegelten Flächen über die Mischkanalisation sind bei den punktuellen Einträgen berücksichtigt.

Die einzelnen, z.T. sehr umfangreichen Berechnungsansätze sind BEHRENDT ET AL. (1999) zu entnehmen.

### 2.4.8 Naturnahe Hintergrundbelastung

In der aktuellen Version von MONERIS wird die naturnahe Hintergrundbelastung berechnet, also die Nährstoffbelastungen unter potenziell natürlichen Bedingungen (vgl. BEHRENDT ET AL., 2002). Hierfür ist es erforderlich, Randbedingungen für den potenziell natürlichen Zustand zu definieren. Bei MONERIS wird davon ausgegangen, dass alle Flächen, die heute urban oder landwirtschaftlich genutzt werden, ursprünglich bewaldet waren. Die Eintragspfade Punktquellen, urbane Flächen und Dränagen existieren nicht, Erosion wird nur für die Alpen und deren Randgebiete angenommen (natürlicher Bodenabtrag, vgl. Kap. 2.4.5), ansonsten wird der erosive Bodenabtrag als vernachlässigbar klein angesehen. Die atmosphärische N-Deposition wird einheitlich auf 5 kg/ha·a festgesetzt. Schließlich wird definiert, dass die P-Konzentration im Grundwasser von Hoch- und Niedermooren identisch ist und dass das Verhältnis von gesamter zu gelöster P-Konzentration in anaeroben Grundwässern 1,5 beträgt (statt 2,5, vgl. Kap. 2.4.4).

Entsprechend dieser Randbedingungen werden potenziell natürliche Nährstoffbelastungen über die Pfade Grundwasser, Oberflächenabfluss, atmosphärische Deposition und natürliche

Erosion ermittelt. Eine Retention im Gewässersystem wird nicht berücksichtigt, so dass die berechneten Einträge und die daraus resultierenden Konzentrationen in den Gewässern als obere Grenzwerte der potenziell natürlichen Belastungssituation zu verstehen sind.

### 2.4.9 Retention im Gewässersystem

MONERIS berechnet modellintern Nährstoffrückhalte und -verluste im Flusssystem. Dies geschieht separat für den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) sowie für  $N_{\text{ges}}$  und  $P_{\text{ges}}$ . Dabei sind für DIN und  $P_{\text{ges}}$  zwei verschiedene Ansätze etabliert, die entweder den spezifischen Abfluss  $l/\text{km}^2\cdot\text{s}$  oder die hydraulische Fracht  $m/a$  als Ausgangspunkt verwenden; die zu berücksichtigende Retention ergibt sich hier aus dem Mittelwert der beiden Ansätze. Für  $N_{\text{ges}}$  ist bisher ein Ansatz über die hydraulische Fracht berücksichtigt. Alle 5 Ansätze für die Ermittlung der Retention (RET) der Nährstoffe im Flusssystem entsprechen folgender Gleichung:

$$\text{RET} = \text{Emi}_{\text{ges}} \cdot \left(1 - \frac{1}{1 + a \cdot x^b}\right) \quad (\text{Gl. 59})$$

Mit: RET = Nährstoffretention [t/a],  
 $\text{Emi}_{\text{ges}}$  = gesamte Nährstoffemission [t/a],  
 a = nährstoff- und ansatzspezifischer Koeffizient,  
 x = nach Ansatz spez. Abfluss [ $l/\text{km}^2\cdot\text{s}$ ] oder hydraulische Fracht [m/a] und  
 b = nährstoff- und ansatzspezifischer Koeffizient.

### 2.5 Nährstofffrachten am Gebietsauslass

Zur Bestimmung der Nährstofffrachten am Gebietsauslass anhand von Messwerten (Nährstoffkonzentrationen und Abfluss) wurde für alle Untersuchungsgebiete auf eine Methodik nach OSPAR (1996) zurückgegriffen:

$$L_{J,N,P} = \frac{Q_{\text{TGL}}}{Q_{\text{MEß}}} \cdot \left( \frac{1}{J} \cdot \sum_{n=1}^J CT_{N,P} \cdot Q_t \cdot U_f \right) \quad (\text{Gl. 60})$$

Mit:  $L_{J,N,P}$  = jährliche Nährstofffracht [g/s],  
 $Q_{\text{TGL}}$  = mittlerer jährlicher Abfluss täglicher Durchflussmessungen [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  
 $Q_{\text{MEß}}$  = mittlerer jährlicher Abfluss für die Tage der Gütemessungen im Untersuchungszeitraum [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  
 n = Anzahl der Messwerte pro Jahr J,  
 $CT_{N,P}$  = Nährstoffkonzentration zum Messzeitpunkt t [mg/l],  
 $Q_t$  = Abfluss zum Messzeitpunkt t [ $\text{m}^3/\text{s}$ ] und  
 $U_f$  = Umrechnungsfaktor vom Durchfluss- zum Gütepegel.

Diese Methode war bei einer Untersuchung von LITTLEWOOD (1995), bei der 5 verschiedene Frachtberechnungsverfahren für Flüsse in England vergleichend betrachtet wurden, die einzige, die weitgehend zuverlässige Ergebnisse lieferte.

Diesen positiven Befund bestätigen auch BEHRENDT ET AL. (1999) nach umfangreichen Analysen zu Nährstofffrachten.

## 2.6 Die Untersuchungsgebiete

In den folgenden Kapiteln werden die bei dieser Untersuchung berücksichtigten Einzugsgebiete einzeln vorgestellt. Berücksichtigung finden hierbei u.a. Angaben von HARTMANN & SCHOPPE (2003) für das EZG der Ilmenau und von GEBEL & GRUNEWALD (2002b) für das EZG der Oberen Werre.

### 2.6.1 EZG der Ilmenau

#### Regionale Zuordnung

Das erste untersuchte Gebiet stellt das Einzugsgebiet (EZG) der Ilmenau bis zum Pegel Bienenbüttel, südlich von Lüneburg, dar. Es repräsentiert die naturräumlichen Regionen Lüneburger Heide und Wendland im nordöstlichen Teil Niedersachsens.

Das EZG der Ilmenau liegt fast vollständig im Landkreis Uelzen, schneidet jedoch in kleinen Bereichen die weiteren Landkreise Lüneburg, Soltau-Fallingb., Celle, Lüchow-Dannenberg und Gifhorn (Bild 6). Diese unterliegen bis auf Gifhorn dem niedersächsischen Regierungsbezirk Lüneburg.

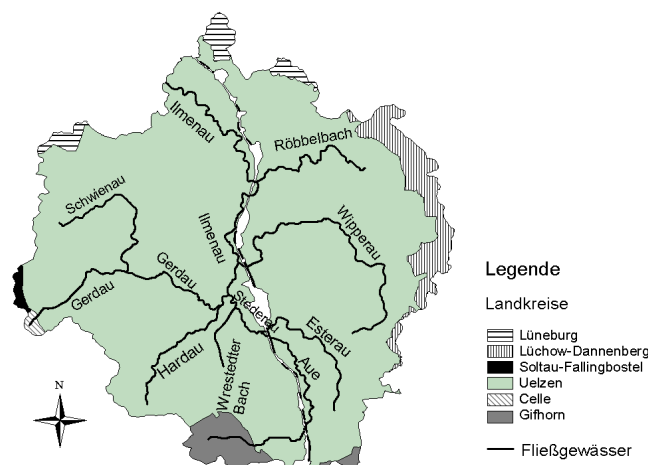


Bild 6: Ilmenau: EZG mit Landkreisen und Flüssen

Der Landkreis Uelzen gilt mit seinen ca. 98.000 Einwohnern als dünn besiedeltes Gebiet (ca. 67 Einwohner/km<sup>2</sup>). Die größte Stadt stellt Uelzen mit ca. 36.000 Einwohnern dar. Die nächst größere Stadt ist Bad Bevensen mit knapp 9.000 Einwohnern.

#### Gewässer, Hydrologie und Klima

Aus dem Gebiet der Lüneburger Heide ist die Ilmenau mit einer Fließstrecke von 85 km der bedeutendste Zufluss der Elbe. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über das Einzugsgebiet der Ilmenau bis zum Pegel Bienenbüttel und weist eine Fläche von 1.434 km<sup>2</sup> auf (NLÖ, 1995). Die eigentliche Ilmenau entsteht erst durch den Zusammenfluss der Quellflüsse Gerdau und Stederau südlich von Uelzen, die wiederum erst durch den Zusammenlauf vieler Bäche (z.B. Hardau, Aue und Wrestedter Bach) entstanden sind. Die Ilmenau quert mehrfach den Elbe-Seitenkanal, der bis Bad Bevensen im Ilmenautal verläuft (SEEDORF & MEYER, 1992).

Die Ilmenau und ihre Quellbäche fließen streckenweise noch im gewundenen Verlauf in ihrem natürlichen Flussbett. Stellenweiser Ausbau und Begradigungen sind vor allem in bebauten Gebieten vorzufinden. So wird beispielsweise die Aue im Düker unter dem Elbe-Seitenkanal hindurch geführt.

Die Nährstoffbelastung der Gewässer in der Lüneburger Heide ist gering (SEEDORF & MEYER, 1996). Der Ilmenau und ihren Nebenflüsse wird überwiegend die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) zugeteilt (RASPER ET AL., 1991 und NLÖ, 2000).

Wasserstandsschwankungen bleiben vergleichsweise gering, da durch Grundwasserzuströme in die Gewässer auch im Sommer keine extremen Niedrigwasserstände auftreten. Starke Hochwasserereignisse treten hier aufgrund der niedrigen Erhebungen und sandigen Böden, die eine hohe Versickerung ermöglichen, selten auf (GERDES, 1999).

Im Untersuchungsgebiet führen sowohl die Entnahme von Grundwasser zur Trinkwassergewinnung und zur Beregnung landwirtschaftlich genutzter Flächen, als auch ein Abstrom von Grundwasser in den Elbe-Seitenkanal dazu, dass nicht die gesamte Grundwasserneubildung (GWN) den Messpegel Bienenbüttel erreicht, sondern nur etwa 80 % der Sickerwassermenge (FEHR, 2000). Das hier vorherrschende saaleiszeitliche Geesthochgebiet ist für die Trinkwassergewinnung von großer Bedeutung, da es sich durch besonders günstige Versickerungsverhältnisse, aufnahmefähige Grundwasserspeicher und mäßigen Oberflächenabfluss auszeichnet.

In dieser Region beträgt der mittlere Abfluss (MQ) am Gebietsauslass Bienenbüttel 8,3 m<sup>3</sup>/s, der Basisabfluss 5,7 m<sup>3</sup>/s und der gebietsspezifische Abfluss 5,9 l/s·km<sup>2</sup>. Die durchschnittliche jährliche Grundwasserneubildung macht 178 mm/a aus (FEHR, 2000). Diese Werte beziehen sich auf die Jahre 1989 - 1994.

## Geologie

Das Einzugsgebiet der Ilmenau liegt hauptsächlich im so genannten „Uelzener Becken“. Ein breiter saaleiszeitlicher Endmoränenkranz, der bei Breitenhees eine Höhe von 136 m üNN erreicht, umschließt das in der Eiszeit entstandene Uelzener Gletscherzungenbecken. Die zahlreichen Quellflüsse sammeln sich in der Beckenmitte. Von dort fließt die Ilmenau schließlich dem tiefsten Punkt des Einzugsgebietes am Nordrand zu (16 m üNN bei Bienenbüttel) und wird zur Elbe hin entwässert (NLS, 1998).

Insgesamt weist das Gebiet wenig Erhebungen auf. Beinahe 75 % der Ackerflächen haben eine Hangneigung von weniger als 1°, die maximale Neigung liegt hier bei lediglich 4,9° (abgeleitet aus dem DGM 50); die maximale Neigung im EZG beträgt 7°.

Der Endmoränenkranz besteht aus Stauchendmoränen, wohingegen das Gletscherzungenbecken von welligen Grundmoränenplatten und von bewaldeten Sandflächen eingenommen ist, in die sich die Ilmenau und ihre Nebenbäche mit Talauen eingeschnitten haben. An verschiedenen Stellen, vorwiegend im Lee der Endmoränenzüge, wurde während der ausgehenden Weichseleiszeit Sandlöss abgelagert (Flotssand). Die Böden dieses vom Wind abgelagerten Materials sind wie Lössböden steinfrei und zeichnen sich durch eine hohe Fruchtbarkeit aus. Sie werden im Uelzener Gebiet wegen ihrer klebrigen Beschaffenheit „Klei“ oder auch „Gley“ genannt (SEEDORF & MEYER, 1996). Aus dem eiszeitlichen Geschiebelehm, den Flotssanden und Schmelzwassersanden bildeten sich im Verlauf der Bodenentwicklung überwiegend Braunerden über Sandlöss, die teilweise großräumig podsoliert sind oder

unter dem Einfluss von Staunässe stehen (FEHR & FÖHSE., 1997). Vereinzelt findet man Moorböden vor.

Die Bodentypen Braunerde (B#), Podsol (P#) sowie Gley (G#) und Pseudogley (S#) machen ca. 95 % der Gesamtfläche aus. Das Gebiet zeichnet sich durch einen hohen Anteil sandiger Bodenarten (ss, ls und us) von über 81 % aus.

### Landnutzung

Die Wirtschaftsstruktur des Gebietes ist stark von der Landwirtschaft geprägt (Bild 7).

Grund für die intensive Landnutzung sind die meist fruchtbaren Böden des „Uelzener Beckens“ sowie die Einführung der Gründüngung und des künstlichen Düngers, die der Landwirtschaft einen enormen Impuls gaben (SEEDORF & MEYER, 1996). Die intensive Beregnung auf mehr als 60 % der Ackerflächen trägt entscheidend dazu bei, dass in dieser Region, trotz der teilweise leichten Böden, hohe Erträge erzielt werden.

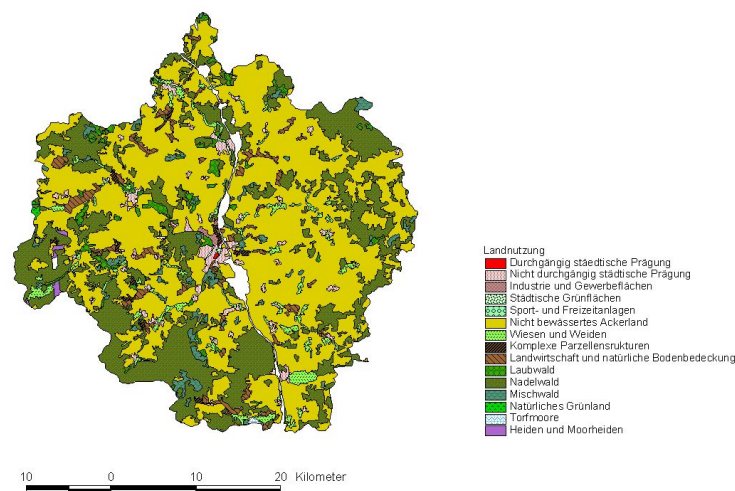


Bild 7: Ilmenau: Landnutzungsverteilung nach CORINE

Bezogen auf die Gesamtfläche werden 64 % landwirtschaftlich genutzt, von der das Grünland jedoch nur einen geringen Teil einnimmt. Dies liegt unter anderem daran, dass sich die Erträge auf den Grünlandflächen nicht annähernd so stark steigern ließen wie auf den Ackerflächen. Sie sind umgebrochen und dräniert worden (SEEDORF & MEYER, 1996).

Für das untersuchte Gebiet ergibt sich diese Landnutzungsverteilung: Den größten Anteil verzeichnen die landwirtschaftlich genutzten Flächen mit 64 %, davon 3,4 % Grünland. Der Waldanteil liegt bei 33 %, der der Siedlungen bei 2,5 %.

Weizen, Gerste, Zuckerrüben und Kartoffeln stellen auf den nährstoffreichen Sandlössböden sowie auf den Geschiebelehm Böden die am meisten angebauten Fruchtarten dar. Eine häufig vorkommende Fruchtfolge ist laut FEHR & FÖHSE (1997) die Abfolge von Kartoffeln, Zuckerrüben und Gerste.

Der Wald hat erst während der letzten 150 Jahre unter Zurückdrängung der Heideflächen eine herausragende Stellung erobert. Große Teile dieser Wälder sind mittlerweile reine Kiefernmonokulturen (früher: Eichen-Birkenwald). Vorzufinden sind diese Waldgebiete meist dort, wo die Böden von Geschiebedecksanden überlagert sind, und auf den Höhenzügen der Endmoräne (SEEDORF, 1977).

Die Erlenbruchwälder in den versumpften Niederungen der Bachtäler wichen den landwirtschaftlichen Nutzflächen (NLS, 1998).

Die Abwässer der Siedlungen sowie der indirekt einleitenden Industriebetriebe, zu denen die Uelzener Zuckerfabrik zählt, werden über die Kläranlagen (KA) als punktuelle Belastungsquelle ins Gewässer eingeleitet. Im EZG der Ilmenau wurden 18 kommunale KA mit 403.000 Einwohnergleichwerten, sowie Kleinkläranlagen, an die insgesamt 6.800 Einwohner angeschlossen sind, für die Ermittlung der punktuellen Nährstoffeinträge berücksichtigt.

## 2.6.2 EZG der Uecker

### Regionale Zuordnung

Das EZG der Uecker mit einer Fläche von etwa 2440 km<sup>2</sup> ist im Nordosten Deutschlands an der Grenze zu Polen lokalisiert. Es liegt jeweils etwa zur Hälfte im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Das EZG wird von der Uecker und von der Randow entwässert. Die Uecker entspringt bei Angermünde und erreicht nach 94 km bei Ueckermünde das Stettiner Haff, während die Randow den östlichen Teil entwässert.

### Landnutzung

Das Gebiet ist stark landwirtschaftlich geprägt. Eine Analyse der Landnutzung nach CORINE im Bilanzierungsgebiet ergab folgende prozentuale Verteilung der Hauptnutzungsformen:

- ∅ Ackerland zu 64,4 %,
- ∅ Wald / Forst zu 17,9 %,
- ∅ Siedlung zu 2,8 %,
- ∅ Grünland zu 10,5 %,
- ∅ Gewässerfläche 2,3 %.

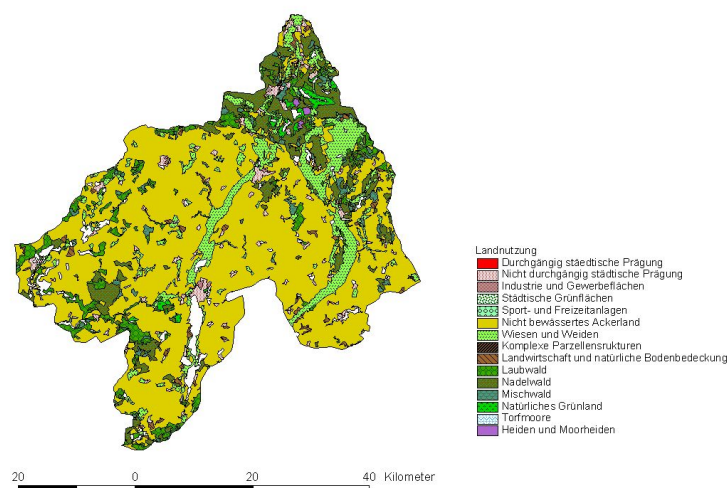


Bild 8: Uecker: Landnutzung nach CORINE

Wie in Bild 8 zu sehen, sind die Ackerflächen - mit Ausnahme der nördlichen Regionen, in denen Wälder Wiesen und Weiden vorherrschend sind - im gesamten EZG die dominante Hauptnutzungsform. Diese Nutzungsverteilung lässt hohe diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft erwarten. Deutlich ist zu erkennen, dass die Ackerflächen von Wiesen und



Weiden durchbrochen sind. Hier sind die Flussläufe lokalisiert. Im Süden und Osten des Gebietes liegen einige größere Seen.

### Geologie

Das im ehemaligen Urstromstal gelegene EZG der Uecker ist mit 43 m üNN und höchsten Erhebungen von knapp 150 m relativ flach. Das Landschaftsbild ist durch die Eiszeit wesentlich beeinflusst und liegt in einer Jungmoränenlandschaft. Hydrogeologisch ist das Gebiet überwiegend dem grundwasserfernen Lockergestein zuzuordnen. Die im Gebiet vorherrschende Bodenart ist lehmiger Sand mit ca. 42 %, gefolgt von Niedermoortorf mit gut 22 %.

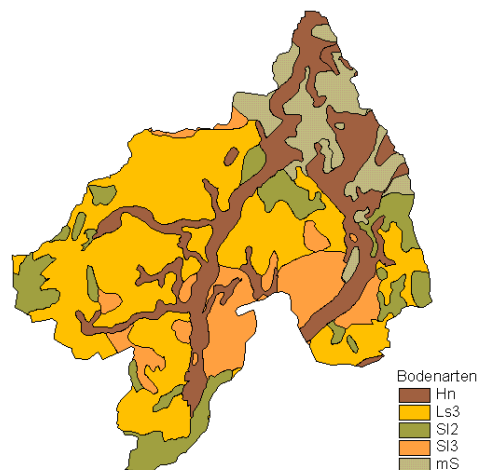


Bild 9: Uecker: Bodenarten im EZG nach BÜK 1000

In den nördlichen Teilen des EZG sind Mittelsande und Niedermoortorf vorherrschend, während in der mittleren Region mittel bis schwach lehmiger Sand dominiert. Diese Flächen sind durchbrochen von Niedermoortorf-Regionen, in denen das Flusssystem liegt. Im Allgemeinen gelten Sande zwar als auswaschungsgefährdeter als Schluffe oder Tone, jedoch sind sie weniger abschwemmungsgefährdet (Bild 9).

### 2.6.3 EZG der Oberen Werre

#### Regionale Zuordnung

Das Einzugsgebiet der Oberen Werre als Nebenfluss der Weser liegt in Ostwestfalen zwischen dem Teutoburger Wald (Südabschnitt) und dem Wesergebirge. Größere Ortslagen sind Detmold, Lage, Lemgo und Bad Salzuflen.

Das etwa 593 km<sup>2</sup> große Untersuchungsgebiet soll im Folgenden hinsichtlich der Nutzungsgegebenheiten, der Reliefgegebenheiten sowie des Bodenformeninventars (Bodenart, Bodentyp) vorgestellt werden.

#### Landnutzung

Die Auswertung der CORINE-Daten ergab folgende prozentuale Verteilung der Hauptnutzungsformen:

- Ø Ackerland zu 67,2 %,
- Ø Wald / Forst zu 18,6 %,
- Ø Siedlung zu 12,8 %,
- Ø Grünland zu 1,4 %.

Die heutige Landnutzung im Untersuchungsgebiet wird zu zwei Dritteln von Ackerbau bestimmt. Relevante Grünlandanteile finden sich erwartungsgemäß vor allem in den Flussauen. Waldflächen konzentrieren sich mit einem Anteil von 18,6 % auf die stärker reliefierten Bereiche des Teutoburger Waldes sowie des Lipper Berglandes. Siedlungsflächen nehmen trotz der ländlichen Strukturierung des Untersuchungsgebietes einen relativ hohen Anteil von 12,8 % ein.

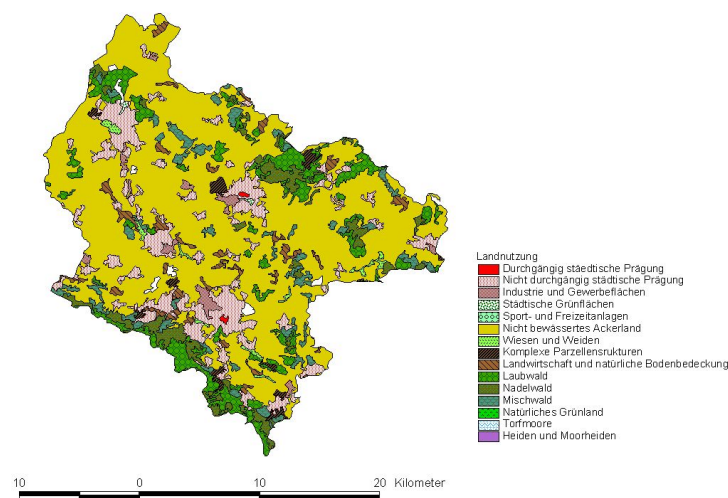


Bild 10: Obere Werre: Landnutzungsverteilung nach CORINE

## Böden

Infolge der bodenbildenden Bedingungen, die im Gebiet vor allem vom Substrat abhängig sind, dominieren die Bodentypen Braunerde und Parabraunerde, wobei letztere in feuchteren Lagen zur Stauvernässung (Pseudogley-Parabraunerden) neigen bzw. sich zu Pseudogleyen entwickelt haben. Podsole und Ranker treten vor allem auf forstlich genutzten Flächen im Bereich des Teutoburger Waldes auf, Grundgleye, Grundgley-Subtypen und Auenböden sind erwartungsgemäß im direkten Umfeld der Fließgewässer vorzufinden. Beachtenswert ist das stärkere Auftreten von Plaggenesch-Böden, während Kolluvisole, Moorböden und Gewässerböden flächenmäßig unbedeutend sind.

Als Bodenartengruppen dominieren Tonschluffe, vereinzelt auch Tonlehme den überwiegenden Teil der keupergeprägten Einzugsgebietsteile. Sande, Lehmsande bzw. Sandlehme finden sich im Bereich größerer Täler als fluviatile Bildungen. Weiterhin treten Normallehme in geringerem Umfang auf. Flächenmäßig unbedeutend sind subhydrische Bodenarten sowie Torfbildungen.

## Klimaparameter

Die mittleren Jahresniederschläge nehmen von Süd nach Nord ab. Sie betragen im Zeitraum 1996 bis 1997 (hydrologische Jahre) im TEZG Obere Werre oberhalb Detmold 758,5 mm/a

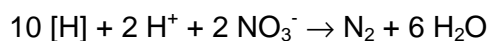
(Sommerniederschlag 432 mm/a, Winterniederschlag 326,5 mm/a). Im Teileinzugsgebiet Obere Werre unterhalb Detmold liegen sie bei 687,5 mm/a (Sommerniederschlag 414,5 mm/a, Winterniederschlag 273 mm/a), im TEZG Bega wurden 669 mm/a (Sommerniederschlag 400 mm/a, Winterniederschlag 269 mm/a) gemessen.

## 2.7 Grundlagen der Denitrifikation

Als Denitrifikation wird die mikrobielle Reduktion von oxidierten N-Verbindungen (Nitrat, Nitrit) zu elementarem Stickstoff ( $N_2$ ) bezeichnet. Die Denitrifikation ist der einzige biologische Prozess, durch den gebundener Stickstoff zu molekularem umgesetzt wird und in Folge dessen dem Wasser-Bodenkörpersystem entweichen kann.

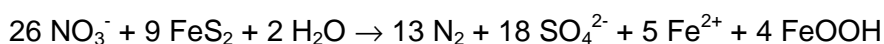
Grundsätzlich zu unterscheiden sind - anhand des Stoffwechselltypus der beteiligten Bakterien - die heterotrophe und die autotrophe Denitrifikation.

Bei der heterotrophen Denitrifikation dient den Bakterien in Abwesenheit von freiem Sauerstoff (anoxisches Milieu, d.h. nur gebundener Sauerstoff liegt vor) Nitrat als terminaler Wasserstoffakzeptor (Nitratatmung); diese Reaktion ist auf die Verfügbarkeit (leicht abbaubarer) organischer Kohlenstoffverbindungen angewiesen. Diese fakultativ anaeroben Bakterien können Nitrat über Nitrit zu gasförmigem Distickstoffoxid ( $N_2O$ ) und Stickstoff ( $N_2$ ) reduzieren. Die vereinfachte stöchiometrische Gleichung dieser Reaktion lautet (SCHLEGEL, 1995):



Daneben ist auch eine aerobe Denitrifikation beschrieben, die jedoch weitaus unbedeutender ist und zu der nur wenige Organismen, wie z.B. *Paracoccus denitrificans*, befähigt sind (vgl. HELMER ET AL., 1999).

Neben der heterotrophen Denitrifikation kann vor allem unter C-limitierten Bedingungen auch eine chemolithoautotrophe Denitrifikation beobachtet werden, bei der der Energiebedarf durch die Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen (Pyrit, Melnikovit etc.) gedeckt wird (POTH, 1986; KÖLLE, 1987; KÖLLE ET AL., 1990). Auch hier wird - genau wie bei der heterotrophen Denitrifikation - die Induktion der notwendigen Enzyme durch Sauerstoff inhibiert. Die chemolithoautotrophe Denitrifikation ist daher vor allem in reduzierten Grundwasserleitern anzutreffen (KÖLLE ET AL., 1985; POSTMA ET AL., 1991; BÖTTCHER, 1992; ROLLAND, 1995); sie lässt sich am Beispiel von Pyrit ( $FeS_2$ ) als Energiequelle wie folgt darstellen (KÖLLE ET AL., 1990):



Näheres zur Reaktionskinetik der chemolithoautotrophen Denitrifikation ist BÖTTCHER ET AL. (1985, 1989) zu entnehmen.

Neben den genannten Formen der Denitrifikation existiert zudem eine Chemodenitrifikation, bei der keine Mikroorganismen an den ablaufenden anorganischen Redoxreaktionen beteiligt sind. Da die Chemodenitrifikation entweder auf Nitrit als Reduktionsmittel oder auf einen Katalysator (Cu) angewiesen ist, ist sie im Boden nicht von Bedeutung, da diese Stoffe dort nur in sehr geringer Konzentration vorhanden sind. Ein Überblick über mögliche Reaktionswege ist KNOWLES (1982) zu entnehmen.

## **Einflussfaktoren auf die Denitrifikation**

Die wesentlichen Einflussgrößen auf die Denitrifikation sind:

- Ø Sauerstoffgehalt
- Ø Temperatur
- Ø Wassergehalt
- Ø Substratangebot
- Ø Nitratgehalt
- Ø pH-Wert

Der Sauerstoffgehalt übt einen wesentlichen Einfluss auf die Denitrifikation aus. Wie bereits oben dargelegt, ist die Abwesenheit bzw. begrenzte Verfügbarkeit von molekularem Sauerstoff eine Grundvoraussetzung für die heterotrophe und chemolithoautotrophe Denitrifikation. Im Porensystem von Böden können aerobe und anoxische Bedingungen in unmittelbarer Nähe zueinander auftreten, beispielsweise aerobe Bedingungen in Grobporen und anoxische Bedingungen durch Wassersättigung in Fein- und Mittelporenbereichen (KAYSER, 2003). Auch durch unsachgemäße Bodenbearbeitung oder bei Staunässe (z.B. nach starken Niederschlägen) können großflächig anoxische Verhältnisse im Boden entstehen, da die Grobporen entweder zerstört oder mit Wasser gefüllt sind (LEIDIG, 1997).

Darüber hinaus begünstigen alle Prozesse, die den Anteil an leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Böden erhöhen (z.B. organische Düngung, Einarbeitung von Ernterückständen, Ausscheidung von Wurzelexudaten) durch die hieraus folgende Erhöhung der mikrobiellen Aktivität und der damit verbundenen Sauerstoffzehrung die Ausbildung anoxischer Bodenzonen (MCKENNY ET AL., 1993; DOSCH & GUTSER, 1995; SMITH, 1994). Daneben ist für die heterotrophe Denitrifikation die Anwesenheit von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen erforderlich (MUDRACK & KUNST, 1994).

Weiterhin ist zu beachten, dass in Bodensystemen durch die Ausbildung zonierter Biofilme sehr kleinräumig anoxische Zonen und somit Bereiche für die Denitrifikation existieren können (HORN, 1982).

Da die Denitrifikation ein biochemischer Prozess ist, besteht eine Temperaturabhängigkeit. Das Optimum liegt bei ca. 37 °C, unterhalb von 0 bis 5 °C findet keine Denitrifikation mehr statt (LENSI & CHALAMET, 1982; SMID & BEAUCHAMP, 1976). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) ist bereits bei Temperaturen unter 10 °C mit einer starken Abnahme der Denitrifikation im Boden zu rechnen.

Nach BROADBENT (1951) und BERGSTROM & BEAUCHAMP (1993) kann bei relativ hohen Nitratgehalten - wie sie für landwirtschaftliche Nutzflächen typisch sind - keine Abhängigkeit der Nitratreduktion vom Nitratgehalt festgestellt werden; es handelt sich somit um eine Reaktion 0. Ordnung. Ist Nitrat dagegen limitierender Faktor, ist eine Reaktion 1. Ordnung zu beobachten (REDDY ET AL., 1982). Diese beiden Phänomene lassen sich prinzipiell durch Verwendung einer Michaelis-Menten-Kinetik abbilden, da diese für sehr geringe Konzentrationen von einer Reaktion 0. Ordnung in eine Reaktion 1. Ordnung übergeht und somit den gesamten Konzentrationsbereich abdeckt (KOHL ET AL., 1976; GRANT, 1991).

Das Optimum des pH-Wertes für die Denitrifikation liegt bei pH 7 bis 8 (BRENNER & SHAW, 1958; KNOWLES, 1982). Nach RHEINHEIMER ET AL. (1988) findet im Bereich von pH 5,8 bis 9,2 eine Denitrifikation statt, wobei die zunehmende Abweichung vom Optimum zu einem Rück-

gang der Denitrifikationsraten führt. Nach Untersuchungen von KOSKINEN & KEENEY (1982) ist auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht damit zu rechnen, dass der pH-Wert einen limitierenden Faktor für die Denitrifikation darstellt.

### 3 Ergebnisse

In den folgenden Kapiteln werden die mit den 4 Modellen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten erzielten Ergebnisse für die diffusen Nährstoffeinträge vorgestellt.

Dabei werden für die einzelnen Untersuchungsgebiete jeweils getrennt die kalkulierten Stickstoff- bzw. Phosphoreinträge betrachtet. Berücksichtigung finden bei der Ergebnisdarstellung neben der Summe der diffusen Einträge auch die von den Modellen berechneten Einträge für die verschiedenen Eintragspfade sowie für die unterschiedlichen Landnutzungen. Hierbei kommt es allerdings, z.T. bedingt durch unterschiedliche Modellphilosophien, zu Ungleichförmigkeiten, die die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschweren. Bei den Stickstoffeinträgen wird dies besonders bei den unterirdischen Eintragspfaden deutlich: Zu unterscheiden ist hier beim Wasserfluss grundsätzlich, neben dem Dränabfluss, der von allen Modellen berücksichtigt wird, zwischen einem (sehr) langsam abfließendem Anteil (Grundwasser, Verweilzeit Monate bis Jahrhunderte) und einem weitaus schneller abfließendem Anteil (Interflow bzw. Zwischenabfluss, Verweilzeit Stunden bis Tage); diese Differenzierung wird nur von MOBINEG und STOFFBILANZ vollzogen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Aufteilung des Sickerwasserabflusses auf die beiden Pfade problematisch ist (vgl. KUNKEL & WENDLAND, 1998).

Bedeutsam ist diese Differenzierung vor allem vor den Hintergrund des zu erwartenden Rückhaltes durch Denitrifikation. Diese Reaktion ist neben den Milieubedingungen (u.a. Temperatur, anoxische Verhältnisse, Anwesenheit von (leicht) abbaubaren Kohlenstoffverbindungen als Elektronendonator) auch von der Reaktionszeit abhängig. Weitaus unbedeutender ist die aerobe Denitrifikation, zu der nur wenige Organismen wie z.B. *Paracoccus denitrificans* befähigt sind. Folglich ist bei ansonsten vergleichbaren Verhältnissen beim Abflusspfad Grundwasser von einem höherem Nitratabbau (Rückhalt) auszugehen. Zur Berücksichtigung dieses Sachverhaltes ist daher eine Differenzierung zwischen Grundwasser- und Zwischenabfluss grundsätzlich wünschenswert (geschieht bei MOBINEG und STOFFBILANZ). Die beiden anderen Modelle fassen diese Abflussanteile unter der Bezeichnung Sickerwasser bzw. Grundwasser zusammen (bedingt u.a. durch die Modellannahme, dass es in der Mesoskala, also auf Basis der Auflösung der zugrunde liegenden Eingangsdaten, nicht möglich ist, die genannten Abflussanteile zu separieren. Entsprechend werden die Denitrifikationsraten auch nicht differenziert). Als Folge dieser unterschiedlichen Modellansätze lassen sich die Modellergebnisse direkt nur vergleichen, wenn jeweils die Nährstoffeinträge über Sickerwasser, bei MOBINEG und STOFFBILANZ folglich die Summe aus Grundwasserabfluss und Zwischenabfluss, betrachtet werden.

Auch bei den Phosphoreinträgen wird ein wichtiger Eintragspfad, die Erosion, von den Modellen unterschiedlich abgebildet. Abgesehen von den differierenden Ansätzen zur Ermittlung des Bodenabtrages und des Anteils des Abtrages, der das Gewässer erreicht (vgl. Kap. 2), unterscheiden sich die Ansätze auch hinsichtlich der Landnutzungen, von denen erosive Einträge angenommen bzw. berücksichtigt werden: Während MOBINEG und MONERIS ausschließlich die Erosion von Ackerflächen berechnen, ermittelt STOFFBILANZ zusätzlich erosive Einträge aus Wäldern. MODIFFUS dagegen berechnet neben der Erosion von Acker eine „natürliche“ Erosion. Insofern sind nur die aufgeführten Erosionsanteile von der LN Acker direkt zu vergleichen.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass sich bei den Modellen beispielsweise hinter dem Eintragspfad Direkteinträge unterschiedliche Einträge verbergen. Während dieser Pfad bei allen Modellen die atmosphärische Deposition beinhaltet (und bei STOFFBILANZ und MONERIS auch nicht mehr), berücksichtigen MOBINEG und MODIFFUS hier weitere Einträge (s. auch Kap. 2.1.2 und 2.3.2).

Ferner sind in den Ergebnisdarstellungen Eintragspfade aufgeführt, die nicht von allen Modellen berücksichtigt werden. Dies betrifft den Pfad Abschwemmung, der von MOBINEG nicht berechnet wird und den Pfad Urban Systems, der bei MONERIS auftritt und bei MOBINEG sein Pendant in dem Pfad Ortskanalisation, der dort allerdings zu den Punktquellen gerechnet wird, findet (vgl. Kap. 5.5). Bei STOFFBILANZ werden diese Einträge indirekt bei der Landnutzung Stadt berücksichtigt, lediglich bei MODIFFUS finden Einträge „aus der Kanalisation“ keine Beachtung.

Die Ergebnisdarstellung nach Landnutzung wird in diesem Kapitel nur für 3 Modelle durchgeführt, da bei MONERIS ist eine solche Auswertung anhand der Ergebnisausgabe des Modells nicht vorgesehen ist. Dies bedeutet aber nicht, dass MONERIS die diffusen Nährstoffeinträge unabhängig von der Landnutzung berechnet.

Einen Sonderfall bei der Ergebnisdarstellung nimmt das Modell MOBINEG ein:

Bei der Untersuchung hat sich herausgestellt, dass MOBINEG im Vergleich zu den anderen Modellen auffällig hohe Einträge über Erosion berechnet. Bedingt ist dies durch den Berechnungsansatz: Bei MOBINEG wird der Bodenabtrag ohne einen kulturartenspezifischen C-Faktor berechnet, d.h. der potenzielle Bodenabtrag über Schwarzbrache wird als Grundlage genommen. Ausgangspunkt ist ein Ansatz nach HENNINGS (1994), bei dem die potenzielle (maximale) Erosion ermittelt wird. Dieser Ansatz ist grundsätzlich plausibel und positiv zu bewerten. Allerdings darf er nicht ohne Korrektur (eben um den C-Faktor), wie in MOBINEG vorgesehen, für die Berechnung der „realen“ Erosion verwendet werden. Demnach ist der Berechnungsansatz bei MOBINEG verbesserungsbedürftig. Werden gemeindespezifische C-Faktoren nachträglich berücksichtigt (dies ist aber im Modell nicht vorgesehen und wird auch im Handbuch nicht dokumentiert), verringern sich die Einträge über den Pfad Erosion in den Untersuchungsgebieten fast um den Faktor 10 und erreichen eine realistischere Größenordnung. Um diesen Sachverhalt deutlich zu machen, werden bei den tabellarischen Ergebnisübersichten neben den original berechneten auch die nachträglich korrigierten erosiven Einträge aufgeführt. Letztere ergeben insbesondere für Phosphor weitaus plausiblere Gesamteinträge. Bei der Berechnung der Immissionen für den Frachtabgleich sowie für die Bewertung der Modelle werden jedoch ausschließlich die originalen, viel zu hohen Erosionseinträge berücksichtigt.

Im gesamten Ergebnisteil, mit Ausnahme der Kapitel zu den Frachtabgleichen, werden die von den Modellen berechneten Nährstoffemissionen, also die Einträge in die Vorfluter bzw. die Austräge aus der Fläche betrachtet. Bei der Ergebnisinterpretation ist Folgendes zu berücksichtigen: Die Emissionen unterliegen im Gewässersystem noch einen Stoffrückhalt und -abbau, der jedoch nur schwer zu bestimmen ist (dies ist der Grund, weshalb hier die Emissionen verglichen werden; aufgrund der sehr unterschiedlichen Annahmen der Modelle für die Retentionsprozesse ist ein direkter Vergleich der Immissionen nur sehr eingeschränkt möglich).

In den folgenden Kapiteln werden die mit den 4 Emissionsverfahren in den Untersuchungsgebieten erzielten Ergebnisse vorgestellt.

Die Ergebnisdarstellung erfolgt dabei differenziert nach den Kriterien:

- Ø Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfad,
- Ø Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung,
- Ø Räumliche Differenzierung der diffusen Nährstoffeinträge,
- Ø Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten.

Eine weitergehende Analyse und Bewertung der einzelnen Eintragspfade nach Landnutzung für die 4 Modelle erfolgt in Kap. 5.

### 3.1 Ilmenau: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge im EZG der Ilmenau für den Untersuchungszeitraum 1989 - 1994 ergab mit den 4 Modellen sehr unterschiedliche Ergebnisse. Sie werden in den folgenden Kapiteln getrennt für Stickstoff und Phosphor sowie differenziert nach den oben genannten Kriterien vorgestellt.

#### 3.1.1 Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Ilmenau mit den 4 Modellen ergab die in Tab. 19 vorgestellten Ergebnisse. Auffällig sind die großen Unterschiede zwischen den Modellen: Es ergeben sich nicht nur in der Summe der quantifizierten diffusen Stickstoffeinträge erhebliche Differenzen (zwischen 1052 und 1796 t/a), sondern auch für die einzelnen Eintragspfade sowie für die Einträge nach Landnutzung (s. Kap. 3.2.1).

Nachfolgend werden die mit den 4 Modellen erzielten Ergebnisse einer vergleichenden Betrachtung unterzogen.

Tab. 19: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
<b>Diffuse Einträge</b>	<b>1653</b>	100	<b>1455</b>	100	<b>1490</b>	100	<b>1796</b>	100	<b>1052</b>	100
Direkteinträge	142	8,6	142	9,7	0,0	0,0	31,3	1,7	15,5	1,5
Erosion	222	13,4	24,2	1,7	3,3	0,2	27,6	1,5	36,7	3,5
Acker	222	(13,4)	24,2	(1,7)	2,7	(0,18)	12,0	(0,7)	36,7	(3,5)
sonstige	-	-	-	-	0,6	(0,04)	15,6	(0,9)	-	-
Abschwemmung	-	-	-	-	0,0	0,0	0,9	0,05	2,5	0,2
Dränabfluss	83,9	5,1	83,9	5,8	28,3	1,9	254	14,2	40,3	3,8
Grundwasser	628	38,0	628	43,2	1312	88,0	-	-	913	86,8
Zwischenabfluss	577	34,9	577	39,7	146	9,8	-	-	-	-
Sickerwasser	1205	72,9	1205	82,2	1458	97,8	1482	82,5	913	86,8
Urban Systems	-	-	-	-	-	-	-	-	43,9	4,2

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert



Es wird deutlich, dass MOBINEG (ohne Korrektur) und MODIFFUS bei den absoluten Einträgen vergleichbare Ergebnisse liefern. Gleiches gilt auf niedrigerem Niveau für STOFFBILANZ und MOBINEG (nachträglich C-Faktor berücksichtigt), während MONERIS die weitaus geringsten Einträge quantifiziert.

Für einzelne Eintragspfade ergibt sich ein breites Ergebnisspektrum. Besonders deutlich wird dies bei der Erosion: MOBINEG kalkuliert hier erheblich höhere Einträge als die anderen Modelle. Wird bei MOBINEG jedoch der C-Faktor nachträglich berücksichtigt, ergibt sich ein anderes Bild: Nun ermitteln MOBINEG und MODIFFUS fast identische Ergebnisse, MONERIS liegt etwa 50 % höher, STOFFBILANZ dagegen etwa 8-fach niedriger. Etwas anders sieht es aus, wenn nur die erosiven Einträge von der LN Acker betrachtet werden: Während sich bei MOBINEG und MONERIS gemäß der Modellphilosophie nichts ändert, weisen STOFFBILANZ und vor allem MODIFFUS hier niedrigere Einträge aus. Demnach berechnet MODIFFUS nur die Hälfte an erosiven Einträgen von der LN Acker im Vergleich zu MOBINEG und nur ein Drittel im Vergleich zu MONERIS. Insgesamt wird deutlich, dass STOFFBILANZ die N-Einträge über Erosion (prozentual) im EZG der Ilmenau offenbar vergleichbar deutlich unterschätzt, wie sie MOBINEG ohne Korrektur überschätzt. Hervorgerufen wird dies bei STOFFBILANZ durch die Nivellierung der an sich hoch aufgelöst vorliegenden Information zur Hangneigung durch die Verwendung relativ großer Raster und den daraus folgenden geringen Bodenabträgen (vgl. Kap. 5.2.2.3).

Beim Sickerwasser erzielen STOFFBILANZ und MODIFFUS sehr ähnliche Ergebnisse (1458 bzw. 1482 t/a), MOBINEG liegt mit 1205 t/a etwa 20 % niedriger, während MONERIS mit 913 t/a die deutlich geringsten Einträge kalkuliert. Die beiden Modelle, die diesen Pfad in Grundwasser- und Zwischenabfluss differenzieren (MOBINEG und STOFFBILANZ), zeigen sehr unterschiedliche Verhältnisse: Bei MOBINEG sind die beiden Pfade etwa gleichbedeutend, bei STOFFBILANZ dagegen werden 90 % der Einträge über Sickerwasser dem Grundwasser zugeordnet. Auffallend sind ferner die sehr großen Unterschiede bei den Direkteinträgen: Während bei STOFFBILANZ überhaupt keine Direkteinträge bilanziert werden (sehr ungenaue Erfassung der Gewässerflächen, Information aus den CORINE-Daten geht durch große Raster und Methodik des Dominanzprinzipes verloren), ermittelt MOBINEG 10 mal bzw. 5 mal mehr als MODIFFUS bzw. MONERIS. Dies ist jedoch nicht überraschend, da die Modelle bei den Direkteinträgen unterschiedlich viele Pfade berücksichtigen (vgl. Kap. 5). Die kalkulierten Einträge über Drainage sind ebenfalls sehr unterschiedlich. Werden sie prozentual zum Gesamteintrag betrachtet, liegen sie bei MODIFFUS mit ca. 14 % deutlich am höchsten. MOBINEG und MONERIS berechnen 5 bzw. 4 %, während sie bei STOFFBILANZ nur 2 % betragen.

Zur besseren Übersicht sind die prozentualen Anteile ausgewählter, wichtiger Eintragspfade an den diffusen Gesamteinträgen für die 4 Modelle in Bild 11 dargestellt.

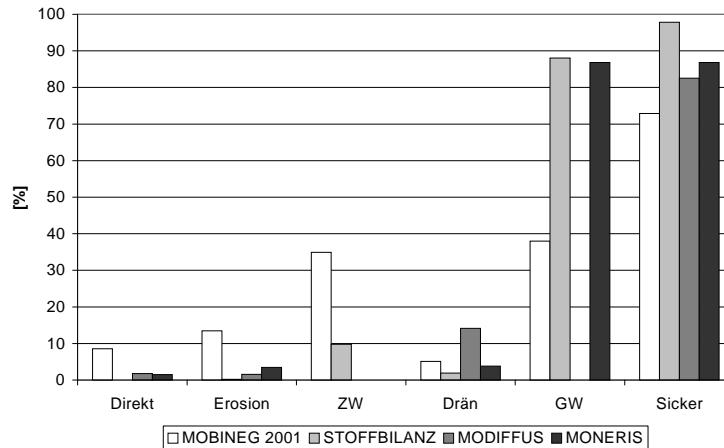


Bild 11: Ilmenau: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1989 - 1994) nach den 4 Modellen

Für MODIFFUS sei darauf hingewiesen, dass die oben aufgeführten Ergebnisse nicht die ursprünglichen Bilanzierungsergebnisse darstellen. Verschiedene Eingabeparameter wurden modifiziert, um das Modell an die Gebietsspezifika anzupassen (Sprung von Verhältnissen der Schweiz ins Flachland und Hügelland, s. Kap. 2.3). Die Ergebnisse der Erstberechnung sind in Tab. 20 aufgeführt. Diese ursprünglichen Ergebnisse liegen gut 2,5-fach höher als die Endergebnisse, ausschließlich verursacht durch erheblich höher kalkulierte Einträge über den Pfad Sickerwasser. Der entscheidende Faktor für die deutliche Reduzierung der Sickerwassereinträge war eine in Rücksprache mit dem Modellentwickler vollzogene Anpassung der Denitrifikationsraten (Erhöhung von 15 bis 45 % auf 48 bis 66 %).

Tab. 20: MODIFFUS: Ergebnisse der Erstberechnung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) vor Anpassung der Denitrifikationsraten

Pfad	MODIFFUS	
	[t/a]	[%]
<b>Diffuse Einträge</b>	<b>4918</b>	100
Direkteinträge	31,3	0,6
Erosion	27,6	0,6
Abschwemmung	0,9	0,02
Dränabfluss	254	5,2
Sickerwasser	4603	93,6

### 3.1.2 Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Phosphoreinträge im EZG der Ilmenau mit den 4 Modellen ergab die in Tab. 21 vorgestellten Ergebnisse. Auffällig sind auch hier die großen Unterschiede zwischen den Modellen: Es ergeben sich in der Summe der quantifizierten diffusen Phosphoreinträge erhebliche Differenzen (zwischen 28 und 127 t/a). Verursacht werden diese unterschiedlichen Ergebnisse vor allem durch erhebliche Schwankungen bei den Eintragspfaden Erosion und Grund- bzw. Sickerwasser. Daneben treten aber auch bei den an-

deren Eintragungspfad sowie bei den Einträgen nach Landnutzung (s. Kap. 3.2.2) große Unterschiede auf.

Nachfolgend werden die mit den 4 Modellen erzielten Ergebnisse einer vergleichenden Betrachtung unterzogen.

Tab. 21: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Ilmenau (1989 - 1994) pro Eintragungspfad für Phosphor in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Diffuse Einträge	<b>127</b>	100	<b>43,3</b>	100	<b>28,1</b>	100	<b>28,7</b>	100	<b>74,8</b>	100
Direkteinträge	27,6	21,8	27,6	63,8	0,0	0,0	3,5	12,1	0,3	0,4
Erosion	94,0	74,0	10,3	23,7	1,7	6,0	9,9	34,6	44,1	59,0
Acker	94,0	(74,0)	10,3	(23,7)	1,6	(5,6)	5,8	(20,1)	44,1	(59,0)
Sonstige	-	-	-	-	0,1	(0,4)	4,2	(14,4)	-	-
Abschwemmung	-	-	-	-	0,0	0,0	0,6	2,1	0,4	0,6
Dränabfluss	0,3	0,2	0,3	0,6	2,3	8,0	5,6	19,3	0,4	0,6
Grundwasser	2,6	2,1	2,6	6,1	14,1	50,0	-	-	25,4	34,0
Zwischenabfluss	2,5	2,0	2,5	5,8	4,3	15,3	-	-	-	-
Sickerwasser	5,1	4,0	5,1	11,9	18,4	65,3	9,2	32,0	25,4	34,0
„Rest“	-	-	-	-	5,81	20,7	-	-	-	-
Urban Systems	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	5,5

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Es wird deutlich, dass STOFFBILANZ und MODIFFUS bei den absoluten Einträgen fast identische Ergebnisse liefern. Sie liegen allerdings erheblich niedriger als bei den beiden anderen Modellen. MOBINEG (ohne Korrektur) berechnet etwa 4,5 mal höhere Einträge als STOFFBILANZ und MODIFFUS, gegenüber MONERIS beträgt dieser Faktor noch 1,7. Aus den bereits oben genannten Gründen sind die berechneten Einträge von MOBINEG aber unrealistisch. Ein sinnvoller Vergleich mit den Ergebnissen der anderen Modelle ist nur möglich, wenn die viel zu hohen Einträge über den Pfad Erosion nachträglich durch die Berücksichtigung gemeindespezifischer C-Faktoren korrigiert werden. Dadurch verringern sich die diffusen P-Einträge von 127 auf gut 43 t/a und erreichen so einen weitaus realistischeren Wert. Folglich kalkuliert nun MONERIS mit fast 75 t/a die mit Abstand höchsten Einträge.

Für die einzelnen Eintragungspfade ergibt sich ein breites Ergebnisspektrum. Besonders deutlich wird dies, wie bereits angedeutet, bei der Erosion: MOBINEG ermittelt hier mit 94 t/a unrealistisch hohe Einträge, die erheblich höher liegen als bei den anderen Modelle. Mit C-Faktor verringern sich die erosiven P-Einträge bei MOBINEG fast um den Faktor 10 auf 10,3 t/a und es ergibt sich ein anderes Bild: Nun berechnen MOBINEG und MODIFFUS fast identische Ergebnisse, MONERIS liegt mehr als 4-fach höher, STOFFBILANZ dagegen etwa 6-fach niedriger. Anders sieht es aus, wenn nur die erosiven Einträge von der LN Acker betrachtet werden: Während sich bei MOBINEG und MONERIS gemäß der Modellphilosophie nichts ändert, weisen STOFFBILANZ und vor allem MODIFFUS hier niedrigere Einträge aus. Demnach berechnet MODIFFUS nur gut die Hälfte an erosiven Einträgen von der LN Acker wie MOBINEG und nur knapp ein Achtel im Vergleich zu MONERIS.

Die geringen erosiven P-Einträge von MODIFFUS sind durch den geringen Bodenabtrag bedingt, welcher mit maximal 7,26 t/ha-a angenommen wird (Hangneigung > 15°, C-Faktor = 1, R-Faktor = 1, Risikostufe 5, s. auch Kap. 2.3.4.1). Insgesamt wird deutlich, dass STOFFBILANZ auch die P-Einträge über Erosion (prozentual) im EZG der Ilmenau offenbar vergleichbar deutlich unterschätzt, wie sie MOBINEG ohne Korrektur überschätzt. Der Grund hierfür wurde bereits bei den erosiven N-Einträgen genannt.

Auch beim Eintragspfad Sickerwasser erzielen die 4 Modelle sehr unterschiedliche Ergebnisse (5,1 bis 25,4 t/a). Die beiden Modelle, die diesen Pfad in Grundwasser- und Zwischenabfluss differenzieren (MOBINEG und STOFFBILANZ), zeigen sehr uneinheitliche Verhältnisse. Bei MOBINEG sind die beiden Pfade etwa gleichbedeutend, bei STOFFBILANZ dagegen werden 77 % der Einträge über Sickerwasser dem Grundwasser zugeordnet.

Die kalkulierten P-Einträge über Dränage sind, wie schon beim Stickstoff, sehr unterschiedlich. Auffallend bei MODIFFUS ist der - relativ zu den anderen Modellen - hohe Eintrag von ca. 14 %, der auf die modellinternen Berechnungsfaktoren zurückzuführen ist (diese sind für die Anwendung in der Schweiz validiert und wurden wegen fehlender Informationen in der Voreinstellung belassen). Bei STOFFBILANZ sind die Dränageeinträge mit 8 % noch durchaus bedeutsam, während sie bei MOBINEG und MONERIS, bezogen auf den Gesamteintrag, unbedeutend sind.

Wegen der geringen Hangneigungen im EZG ist der Eintrag über Abschwemmung (sofern die Modelle diesen Pfad berücksichtigen) vernachlässigbar gering.

Auffallend sind ferner die sehr großen Unterschiede bei den Direkteinträgen. Während bei STOFFBILANZ wiederum wie für Stickstoff überhaupt keine Direkteinträge bilanziert werden, ermittelt MOBINEG knapp 8 mal bzw. 91 mal mehr als MODIFFUS bzw. MONERIS. Auch wenn hier durch die bei den Modellen unterschiedliche Anzahl an berücksichtigten Eintragspfaden differierende Ergebnisse zu erwarten sind, überrascht der enorm hohe Anteil bei MOBINEG doch schon sehr (prozentual liegen die Direkteinträge bei fast 64 % der gesamten diffusen P-Einträge, d.h., dass sich der Haupteintragspfad von Erosion zu den Direkteinträgen verschiebt). Daher erscheint es als sehr wahrscheinlich, dass MOBINEG die diffusen P-Einträge über die Direkteinträge im EZG der Ilmenau stark überschätzt. Hieraus folgt zudem, bei einem Blick auf den Frachtabgleich (s. Kap. 3.4.2), dass MOBINEG die P-Einträge über die restlichen Pfade in diesem Untersuchungsgebiet erheblich unterschätzt.

Eine Besonderheit von STOFFBILANZ ist in der Tab. 21 durch den vermeintlichen Eintragspfad „Rest“ gekennzeichnet. Dahinter verbergen sich P-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade von den LN Wald, Grünland, Stadt und sonstige LN, die modellintern nicht einzelnen Pfaden zugeordnet werden, sondern lediglich als Summe ausgegeben werden.

Zur besseren Übersicht sind die prozentualen Anteile ausgewählter, wichtiger Eintragspfade an den diffusen Gesamteinträgen für die 4 Modelle in Bild 12 dargestellt.

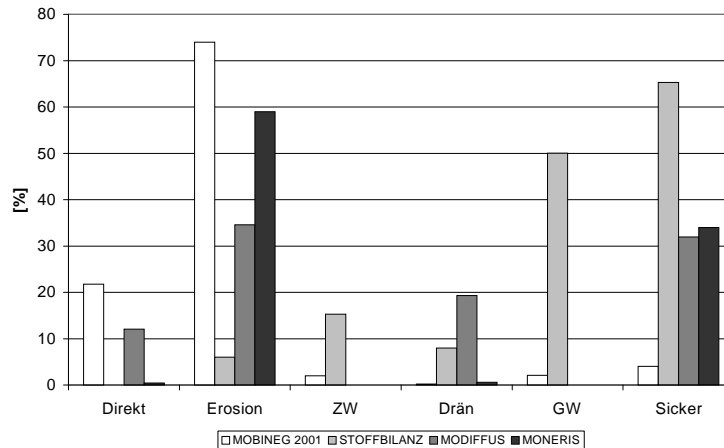


Bild 12: Ilmenau: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1989 - 1994) nach den 4 Modellen

### 3.2 Ilmenau: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung

Bevor die mit den 4 Modellen ermittelten diffusen Nährstoffeinträge im EZG der Ilmenau betrachtet werden, ist zunächst zu klären, inwieweit die Modelle die Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet abbilden. Tab. 22 zeigt, dass sie von den Modellen fast identisch erfasst wird. Dies ist durchaus erstaunlich, da die Modelle, begründet in ihren unterschiedlichen Modellphilosophien, verschiedene Wege beschreiten, um die Grundlageninformationen aus den CORINE-Daten (liegen als Polygon-Shape vor) abzubilden. Bei MOBINEG und MONERIS werden die Informationen 1:1 übernommen, bei STOFFBILANZ dagegen, dass auf Rasterbasis arbeitet, werden die Grundinformationen nach dem Dominanzprinzip jedem Raster zugeordnet. Somit ist bei zunehmender Rastergröße (hier 25 ha) mit einem erhöhten Informationsverlust zu rechnen. Letzteres ist bei MODIFFUS, dass auch auf Rasterbasis arbeitet, nicht zu erwarten. Hier ist die Rastergröße mit 1 ha vorgegeben, so dass nur unbedeutende Abweichungen vom originalen Polygon-Shape zu erwarten sind. Entsprechend sind die mit MODIFFUS ermittelten Landnutzungsanteile auch fast mit denen (originalen) bei MOBINEG identisch. Bei STOFFBILANZ sind geringe, wenn auch hier unbedeutende Abweichungen festzustellen.

Anzumerken ist jedoch, dass bereits die CORINE-Daten mit Ungenauigkeiten behaftet sind. Die Methodik zur Erfassung der Landnutzungsdaten basiert auf einer Auflösung von 100 m, so dass kleinräumigere Strukturen nicht erfasst werden.

Tab. 22: Landnutzungsverteilung im EZG der Ilmenau nach den Modellen

LN	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
	[%]	[%]	[%]	[%]
Acker	60,9	60,3	60,8	61,0
Wald	32,8	33,7	33,0	32,8
Grünland	3,4	3,4	3,3	3,4
Stadt	2,5	2,5	2,6	2,7
Gewässer	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonstige	0,3	0,1	0,3	0,1

### 3.2.1 Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung

Die Summe der diffusen Stickstoffeinträge sowie ihre prozentuale Verteilung nach Landnutzung für das EZG der Ilmenau ist in Tab. 23 dargestellt. Berücksichtigung finden hier nur die Modelle MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS, da bei MONERIS eine Differenzierung nach Landnutzung modellintern bei der Ergebnisausgabe nicht vorgesehen ist.

Tab. 23: Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1989 - 1994)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]
Acker	1309	79,2	14,8	1111	76,3	12,6	935	62,8	10,9	1567	87,2	18,2
Wald	287	17,4	6,0	287	19,7	6,0	420	28,2	8,8	192	10,7	4,1
Grünland	50,4	3,1	10,3	50,4	3,5	10,3	100	6,7	20,7	34,2	1,9	7,4
Stadt	7,1	0,4	2,2	7,1	0,5	2,2	32,9	2,2	9,3	1,1	0,1	0,3
Gewässer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	3,3	1,6	0,1	3,6
EZG	1654	100	11,4	1456	100	10,0	1489	100	10,5	1796	100	12,7

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Erwartungsgemäß sind nach allen Modellen die Stickstoffeinträge von der LN Acker dominant. Verantwortlich ist hierfür neben dem ebenfalls dominanten Flächenanteil die Düngegabe. Allerdings weisen die Modelle sehr unterschiedliche Einträge vom Acker aus: Sie reichen von 935 bis 1587 t/a und betragen zwischen 62,8 und 87,2 % der Gesamteinträge. Da der Anteil der Ackerflächen bei den Modellen nahezu identisch ist (s.o.), werden diese Unterschiede ausschließlich durch differierende Modellannahmen und Berechnungsansätze verursacht. Hierauf wird detailliert in Kap. 5 eingegangen.

Weiterhin wird deutlich, dass die prozentuale Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge nach Landnutzung bei den 3 Modellen unterschiedlich ist. Zwar ist die Rangfolge der Bedeutung der Landnutzungen für die Einträge bei allen Modellen gleich (der Großteil der Einträge stammt vom Acker, gefolgt von der LN Wald, die restlichen LN sind vergleichbar unbedeutend), es ergeben sich jedoch deutliche Unterschiede: MODIFFUS berechnet gut 8 mal mehr Stickstoffeinträge vom Acker als von der LN Wald (87,2 % zu 10,7 %), bei STOFFBILANZ beträgt dieses Verhältnis dagegen nur 2,2 (62,8 % zu 28,2 %). MOBINEG nimmt hier mit 79,2 % bzw. 17,4 % (Verhältnis 4,5), wie bei allen anderen LN, den mittleren Platz ein.

Besonders auffällig ist der Unterschied der prozentualen Verteilung bei der LN Stadt. Hier ist der Anteil, den STOFFBILANZ ermittelt, gut 20 mal höher als bei MODIFFUS und etwa 5 mal höher als bei MOBINEG. Die Gründe für diese erheblichen Unterschiede bei der LN Stadt werden in Kap. 5.5 erläutert.

### 3.2.2 Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung

Die Verteilung der diffusen P-Einträge für 3 Modelle nach Landnutzung (bei MONERIS ist eine solche Differenzierung modellintern nicht vorgesehen) für das EZG der Ilmenau zeigt Tab. 24. Dominierend ist jeweils der Eintrag über Ackernutzung (73 bis 94 %). Bei MOBINEG ist ohne die Berücksichtigung des C-Faktors bei der Ermittlung der erosiven Einträge die Überschätzung der P-Einträge über Acker nicht zu vermeiden. Im Gegensatz zu der Situati-

on bei den N-Einträgen zeigen sich für die LN Grünland fast identische spezifische P-Einträge wie von der LN Acker, nach STOFFBILANZ und MODIFFUS sind sie sogar höher. Dagegen sind die Einträge von der LN Wald nach MOBINEG und MODIFFUS mit einem zweistelligen Anteil an den gesamten diffusen P-Einträgen zwar relevant, verursacht wird dies jedoch ausschließlich durch den hohen Flächenanteil der LN Wald im EZG. Die spezifischen P-Einträge aus dem Wald sind erwartungsgemäß gering. Auffallend sind wiederum die vergleichsweise hohen Einträge von der LN Stadt nach STOFFBILANZ. Erklärungen für die z.T. deutlichen Unterschiede zwischen den Modellen sind Kap. 5 zu entnehmen.

Tab. 24: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1989 - 1994)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]
Acker	119	94,1	1,35	35,7	82,6	0,40	20,6	73,1	0,24	22,7	78,9	0,26
Wald	5,4	4,3	0,11	5,4	12,5	0,11	1,7	6,2	0,04	4,7	16,4	0,10
Grünland	1,8	1,4	0,37	1,8	4,2	0,37	1,5	5,2	0,30	1,3	4,4	0,28
Stadt	0,3	0,3	0,10	0,3	0,8	0,10	4,1	14,6	1,16	0,0	0,0	0,00
Gewässer	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,00
Sonstige	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0,00	0,3	0,9	1,50	0,0	0,9	0,09
EZG	127	100	0,88	43,3	100	0,30	28,1	100	0,20	28,7	100	0,20

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

### 3.3 Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Nährstoffeinträge

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die mit den 4 Modellen quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge im EZG Ilmenau differenziert nach Summe, Eintragspfaden und Landnutzung vorgestellt. Hierbei wurden erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen deutlich. Hinsichtlich der Anforderungen der WRRL sind jedoch nicht nur diese Eintragungssummen von Bedeutung, vielmehr sollte vor dem Hintergrund der ggf. notwendigen Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen die Frage nach der räumlichen Verteilung der Einträge von den Modellen zufriedenstellend beantwortet werden. Hierbei ist jedoch unbedingt zu beachten, dass die z.T. sehr hohe Auflösung der Modellergebnisse zu den Nährstoffemissionen eine Genauigkeit der räumliche Schärfe suggeriert, die so nicht gegeben ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass maßgebliche Eingangsvariablen, wie z.B. die Düngeangaben oder die C-Faktoren bestenfalls in einer Auflösung auf Gemeindelevel vorliegen. Folglich ist die Aussagekraft von Ergebnissen, die höher aufgelöst sind als die maßgeblichen Eingangsvariablen stark eingeschränkt: Belastungsschwerpunkte können in einer solch hohen Auflösung nicht identifiziert werden, Belastungspotenziale hingegen schon (zur Differenzierung dieser Begriffe und für weitere Informationen zur Problematik der Herkunftsanalyse s. Kap. 6.4).

Bei der vergleichenden Darstellung der diffusen Nährstoffemissionen in kg/ha·a der Modelle wird für eine bessere Vergleichbarkeit eine einheitliche Skalierung gewählt. Diese Darstellung hat den Nachteil, dass die berechneten Einträge in festen Stufen klassifiziert werden, die z.T. relativ weit auseinander liegen. Folglich sind Einträge im Grenzbereich zwischen einer Klassifizierungsstufe zur nächsten, obgleich von der „Eintragsqualität“ her als fast gleichwertig anzusehen, trotzdem visuell getrennt. Ferner sind folglich auch unterschiedlich

hohe Einträge innerhalb einer Klassifizierungsstufe visuell nicht zu trennen. Daher ist zu bedenken, dass homogen erscheinende Flächen z.B. in der Klassifizierungsstufe von 7,5 bis 20 kg/ha·a weitaus differenziertere Einträge beinhalten, als es die Abbildung erscheinen lässt. Insgesamt ist der Informationsgehalt der abgebildeten Grafiken stark von der Klassifizierung abhängig.

### 3.3.1 Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Stickstoffeinträge

Die räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge in kg/ha·a im EZG der Ilmenau nach den 4 Modellen ist Bild 13 zu entnehmen (für MOBINEG sind die nachträglich korrigierten Einträge berücksichtigt). Es wurde jeweils die gleiche Skalierung gewählt.

Die Identifikation von Gebieten mit hohen Stickstoffeinträgen (> 20 kg/ha·a) ist bei den Modellen z.T. uneinheitlich (Bild 13). Zwar wird von MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS ein relativ einheitlicher Schwerpunkt auf Ackernutzung südöstlich von Uelzen identifiziert (Markierungen in Bild 13), weitere eintragsstarke Gebiete lassen sich jedoch nicht bei allen Modellen wiederfinden.

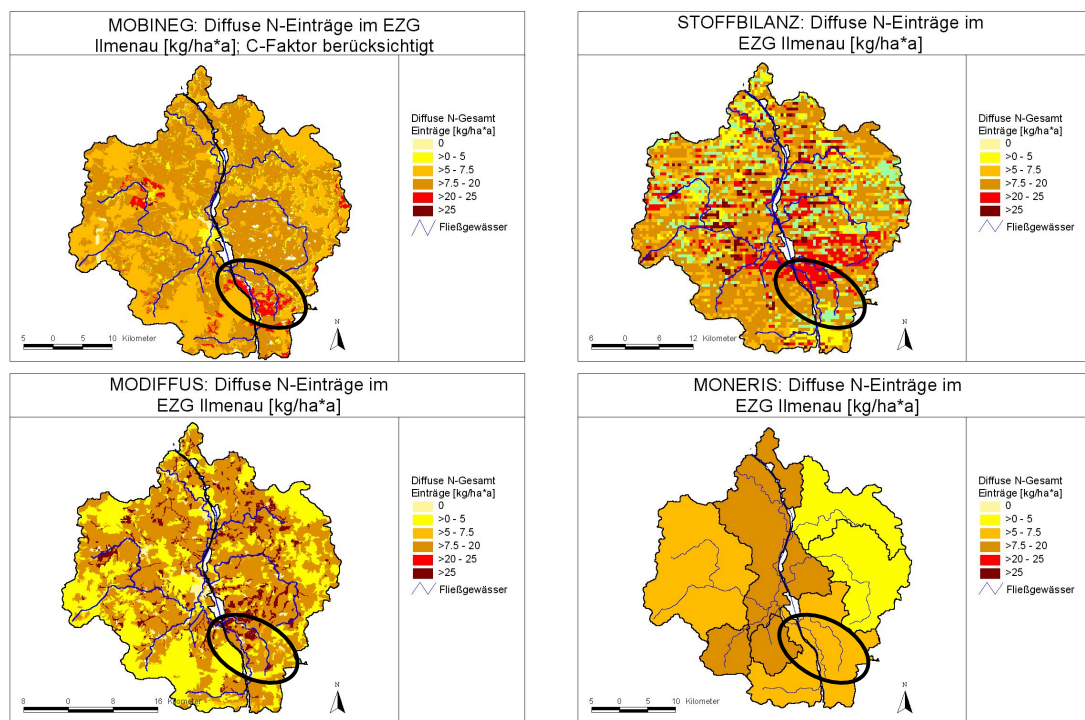


Bild 13: Ilmenau: Diffuse Stickstoffeinträge (1989 - 1994) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung)

Nach MOBINEG spiegelt die in 6 Klassen dargestellte räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge weitgehend die Landnutzungsverteilung wider. Der Großteil der Ackerflächen und alle Grünlandflächen verursachen mittelhohe Stickstoffeinträge (zwischen 7,5 und 20 kg/ha·a). Alle Waldflächen und wenige Ackerflächen (z.B. im östlichen EZG) weisen geringe Einträge zwischen 5 und 7,5 kg/ha·a auf. Sehr geringe Einträge von < 5 kg/ha·a sind vor allem der städtischen LN zuzuschreiben. Die wenigen Gebiete mit hohen Einträgen (> 20 kg/ha·a), die sich überwiegend im mittleren Westen und Süden befinden, sind aus-



schließlich Ackerflächen. Verursacht werden diese hohen Emissionen hier durch eine (modellintern) festgestellte hohe Auswaschungsgefährdung.

STOFFBILANZ dagegen zeigt ein ganz anderes Bild der räumlichen Verteilung der Stickstoffeinträge, die bei MOBINEG festzustellende starke Bindung an die Landnutzungen ist hier nicht vorhanden. Auffällig ist, dass von vielen Ackerflächen - vor allem im östlichen und nordwestlichen EZG - sehr geringe ( $< 5 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ ) oder gar negative Einträge kalkuliert werden. Die meisten Gebiete mit mittelhohen bis hohen Einträgen befinden sich in der Südhälfte des EZG, die zugehörigen LN sind Acker und Wald.

Die Ergebnisse nach MODIFFUS gleichen tendenziell denen von MOBINEG: Alle Waldflächen, aber auch einige Acker- und Grünlandflächen verursachen sehr geringe Einträge. Sie liegen überwiegend an den westlichen, südwestlichen und nordöstlichen Rändern des EZG. Die meisten Ackerflächen im Zentrum und Norden des EZG liegen dagegen im Bereich 7,5 bis  $20 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ . Ackerflächen mit hohen Einträgen ( $> 20 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$ ) sind nicht sehr häufig und über das gesamte EZG verteilt. Gehäuft treten diese Flächen vor allem südöstlich von Uelzen auf. Verursacht werden diese hohen Austräge durch Dränagen.

Nach MONERIS ist im östlichen EZG nur mit sehr geringen Einträgen, im westlichen und südöstlichen EZG mit geringen Einträgen zu rechnen. Das restliche EZG weist mittelhohe Stickstoffeinträge auf.

Deutlich ist die grobe Ergebnisdarstellung von MONERIS zu erkennen. Nach der Modellphilosophie von MONERIS werden Einträge pro TEZG (mit Abflusspegel) als Gebietseinheit quantifiziert, d.h. es werden nur mittlere Einträge für diese TEZG berechnet. Eine räumliche Differenzierung innerhalb der TEZG ist daher nicht möglich. Eintragsstarke Bereiche lassen sich demnach nur als Mittelwert für große Gebiete (und für mehrere Landnutzungen) ausweisen.

Daher kann es leicht passieren, dass Teilflächen, die sehr hohe Einträge verursachen, bei diesem Vorgehen nicht identifiziert werden können: Liegen sie beispielsweise in einem stark bewaldeten TEZG, in dem die Einträge ansonsten folglich eher gering sind, wird auch der Mittelwert des TEZG (entspricht der Ergebnisausgabe bei MONERIS) relativ niedrig liegen. Die eintragsstarken Teilflächen verschwinden somit in diesem Mittelwert.

### 3.3.2 Ilmenau: Räumliche Differenzierung der diffusen Phosphoreinträge

Bei der Darstellung der räumlichen Verteilung der diffusen Phosphoreinträge in  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$  werden in Bild 14 zunächst die beiden Ergebnisvarianten von MOBINEG (d.h. die originalen ohne C-Faktor und die korrigierten mit C-Faktor) verglichen.

Die originalen Ergebnisse weisen hohe Einträge (rot dargestellt) in weiten Teilen des EZG, besonders im mittleren Westen und Süden, aus. Als eintragsschwach sind vor allem die gelb erscheinenden Flächen (Ortschaften) zu erkennen (vgl. Landnutzungsverteilung in Bild 7). Gleichförmige Einträge befinden sich hauptsächlich in Waldgebieten, da hier vereinfachend eine feste Auswaschung pro Landnutzung angenommen wird.

Die rechte Abbildung in Bild 14 mit den korrigierten Ergebnissen zeigt bei gleicher Skalierung ein völlig anderes Bild. Jetzt sind die hohen Einträge auf wenige Gebiete beschränkt, die sich alle durch eine erhöhte Hangneigung auszeichnen. Die homogenen Flächen der Waldgebiete sind wie zu erwarten gleich geblieben, haben jetzt aber im Vergleich zu Ackerflächen mit sehr geringer Hangneigung ( $< 1^\circ$ ) einen höheren Austrag. Insgesamt ergibt diese Darstellung

der nachträglich korrigierten P-Einträge ein weitaus realistischeres Bild der Teilflächen mit hohem Belastungspotenzial. Dies belegt den Fehler von MOBINEG bei der Quantifizierung der Einträge von Ackerflächen über den Pfad Erosion. Es ist jedoch festzuhalten, dass jetzt die Phosphoreinträge für Waldflächen oftmals höher berechnet werden als für Ackerflächen. Dies erscheint nicht plausibel.

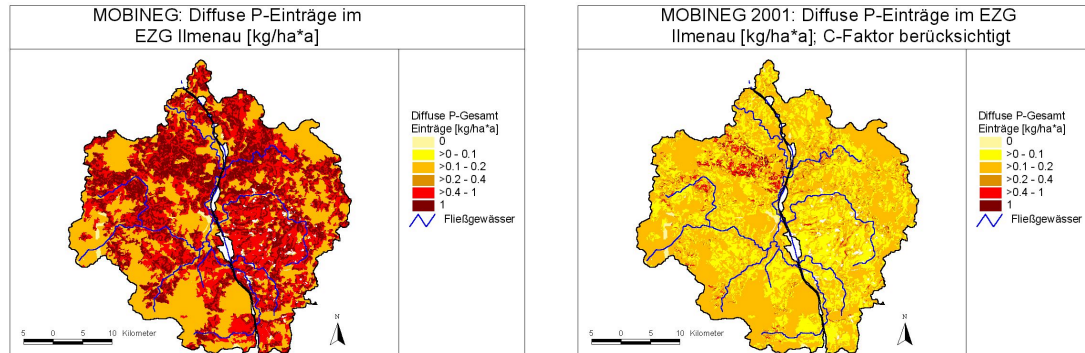


Bild 14: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge (1989 - 1994) nach MOBINEG, originale und nachträglich korrigierte Ergebnisse

Bild 15 zeigt die räumliche Verteilung der diffusen Phosphoreinträge in  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$  nach den 4 Modellen. MODIFFUS und MOBINEG weisen ähnliche Teilgebiete mit hohen Einträgen aus, STOFFBILANZ dagegen andere (Markierungen in Bild 15). Das liegt u.a. daran, dass bei STOFFBILANZ - anders als bei MOBINEG und MODIFFUS - der Eintrag über Erosion keine entscheidende Rolle spielt. Tatsächlich vorhandene starke Hangneigungen werden bei STOFFBILANZ wegen der Rastergröße und des Dominanzprinzipes abgeschwächt und nicht plausibel berücksichtigt, so dass der dort zu erwartende erhöhte erosive Eintrag von STOFFBILANZ nicht abgebildet wird. Stattdessen sind bei diesem Modell Grundwasser und Ortschaften die Haupteintragspfade für Phosphor. Deutliche Unterschiede zeigen sich auch für die LN Wald: MOBINEG geht hier von einem festen Wert von  $0,1 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$  aus, während bei MODIFFUS ein Wert von  $0,5 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$  voreingestellt ist, welcher wiederum durch Gebietsspezifika variiert wird (u.a. Sickerwassermenge, Auswaschungsgefährdungsklassen). Der Eintrag bei STOFFBILANZ über Wald wird über feste Konzentrationen im Grund- und Zwischenabfluss berechnet ( $0,01\text{-}0,05 \text{ mg/l}$ ). Hier sind die Einträge gegenüber den Ackerflächen deutlich geringer.

Nach der Berechnungsmethodik von MONERIS ist auch hier eine detaillierte Betrachtung nicht möglich, die Einträge lassen sich nur als Mittelwert für große Gebiete ausweisen. Bei MONERIS wird deutlich, dass in dem Gebiet mit den hohen Hangneigungen die Darstellungseinheit ein Belastungspotenzial erkennen lässt. Dies erlaubt jedoch keine räumlich detaillierte Aussage.

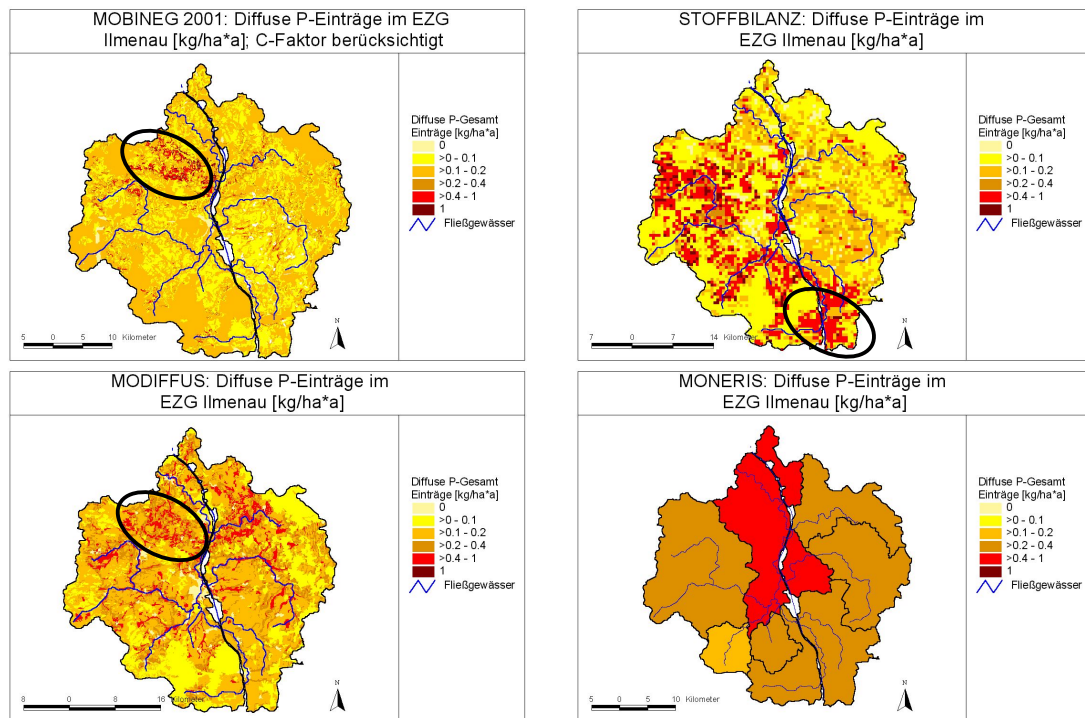


Bild 15: Ilmenau: Diffuse Phosphoreinträge (1989 - 1994) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung)

### 3.4 Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten

Eine der wenigen Möglichkeiten, die Modellergebnisse zu den Nährstoffeinträgen im EZG der Ilmenau zu bewerten, liegt in einem Vergleich mit anhand von Güteuntersuchungen am Auslasspegel Bienenbüttel hochgerechneten Nährstofffrachten.

Dieser Vergleich ist jedoch mit verschiedenen Problemen behaftet:

- ∅ Die am Pegel hochgerechneten Frachten beruhen nur auf wenigen Güteuntersuchungen (hier 56 für den 6-jährigen Untersuchungszeitraum) und sind somit vor allem für die P-Fracht ungenau (bedeutende erosive Einträge sind ereignisabhängig, daher relativ selten im Jahr und werden somit nur zufällig erfasst).
- ∅ Der berechnete Wert der Pegelfracht schwankt je nach Rechenweg erheblich, hier kann nur eine ungefähre Größenordnung angegeben werden.
- ∅ Informationen über die Nährstoffretention im Fließgewässer liegen nicht vor, zudem verwenden die Modelle verschiedene Retentionsfaktoren.
- ∅ Es müssen neben den diffusen auch die punktuellen Einträge berücksichtigt werden, die nur relativ grob abgeschätzt wurden.

Aus den genannten Problematiken ergibt sich, dass der Vergleich der mit den Verfahren ermittelten Nährstoffimmissionen mit den Pegeldaten nur auf Basis von Größenordnungen geschehen kann. Um diesen Vergleich zu vereinheitlichen, wurden die Frachten mit der gleichen Methodik berechnet (OSPAR, 1998, vgl. Kap. 2.5).

Für die Ilmenau konnten Frachten für die Parameter  $N_{\text{ges}}$ ,  $N_{\text{gel}}$ ,  $P_{\text{ges}}$  und  $P_{\text{gel}}$  ermittelt werden.

Neben den diffusen müssen auch die punktuellen Nährstoffeinträge für diesen Frachtabgleich berücksichtigt werden. Hierfür wurden für die Einträge aus Kläranlagen (KA) die Modellergebnisse von MOBINEG für alle Modelle verwendet. Anders wurde dagegen bei den Einträgen aus der Kanalisation vorgegangen:

- ∅ MOBINEG berechnet diesen Pfad modellintern. Er zählt zu den punktuellen Einträgen. Die Ergebnisse wurden direkt übernommen.
- ∅ Bei STOFFBILANZ sind die entsprechenden Einträge bereits bei den diffusen Einträgen aus Siedlungen enthalten.
- ∅ MONERIS berechnet diesen Pfad ebenfalls modellintern, allerdings zählt er hier zu den diffusen Einträgen (Urban Systems).
- ∅ MODIFFUS berechnet keine Einträge über diesen Pfad. Es wird daher der Mittelwert der Ergebnisse von MOBINEG und MONERIS angesetzt.

Folglich unterscheiden sich bei den 4 Modellen die angesetzten Nährstoffeinträge für den Pfad Kanalisation.

Ferner ist für die Umrechnung der Modellergebnisse (Emissionen) in Immissionen eine Berücksichtigung der Nährstoffretention (differenziert nach N und P) im Fließgewässer erforderlich. MONERIS und STOFFBILANZ berechnen diese Retentionen modellintern, bei MOBINEG sind dagegen feste Parameter implementiert. Einzig bei MODIFFUS wird die Retention nicht berechnet oder angegeben. Ersatzweise wird hier jeweils der Mittelwert der 3 anderen Modelle berücksichtigt.

Bei der Berechnung der gelösten Nährstofffrachten wurde bei den Modellergebnissen (vereinfachend) davon ausgegangen, dass alle Emissionen mit Ausnahme der erosiven - sie werden vollständig als partikulär angenommen - gelöst sind.

Der Abgleich der Modellergebnisse mit den Nährstofffrachten am Gebietsauslass wird in den folgenden Kapiteln getrennt für Stickstoff und Phosphor vorgestellt.

### **3.4.1 Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen**

Die Grundlage für diesen Abgleich stellen die Modellergebnisse zu den diffusen und punktuellen N-Emissionen sowie die Angaben zur Retention dar. Die diffusen N-Emissionen sind Kap. 3.1.1 zu entnehmen, die Einträge über KA wurden mit 220,9 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 49,8 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies, als Mittelwert von MOBINEG und MONERIS, 46,9 t/a. Als Retention wurde für MODIFFUS 26,0 % berechnet, insgesamt liegt sie bei den 4 Modellen zwischen 25 und 27,1 % (s. Tab. 25).

Die berechnete  $N_{\text{ges}}$ -Fracht am Auslasspegel Bienenbüttel beträgt 1116 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse liegen zwischen 940 und 1527 t/a. Folglich weist nur MODIFFUS mit 36,8 % eine relativ hohe Abweichung zum Pegelwert auf. Die anderen Modelle treffen den Pegelwert mit Abweichungen zwischen 15,8 und 29,2 % gut.

Ein anderes Bild zeigt sich bei den gelösten N-Frachten. Während MONERIS den Pegelwert von 922 t/a mit 913 t/a hervorragend widerspiegelt, werden nach MOBINEG und STOFFBI-

LANZ Abweichungen von 38,4 bzw. 35,2 % berechnet. Dies ist lediglich bedingt zufriedenstellend. MODIFFUS weist mit 63,3 % die deutlich größte Abweichung auf.

Tab. 25: Ilmenau: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1989 - 1994)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS*	MONERIS	Pegel
Immission N <sub>ges</sub> [t/a]	1443	1249	1527	940	1116
Abweichung [%]	29,2	11,9	36,8	-15,8	-
Immission N <sub>gel</sub> [t/a]	1276	1247	1506	913	922
Abweichung [%]	38,4	35,2	63,3	-1,0	-
Punktuell [t/a]	203	161	198	163	-
Diffus N <sub>ges</sub> [t/a]	1240	1088	1329	777	
Diffus N <sub>gel</sub> [t/a]	1073	1085	1308	750	-
Retention [%]	25,0	27,0	26,0	26,1	-
<b>GW</b>	<b>MOBINEG</b>	<b>STOFFBILANZ</b>	<b>MODIFFUS</b>	<b>MONERIS</b>	<b>SOLL</b>
Konz. NO <sub>3</sub> -N GW [mg/l]	3,42	5,52	6,09	3,61	2,71
Abweichung [%]	26,1	103,6	124,6	33,4	-

\*: Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

Als weiteres Kriterium für den Abgleich der Modellergebnisse dient die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Grundwasser. Der SOLL-Wert wurde dabei aus den mittleren NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Vorfluter bei geringen Abflüssen und Temperaturen unter 10 °C als Maß für die tatsächliche NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Grundwasser abgeleitet.

Als mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Grundwasser wurde für das EZG der Ilmenau 2,71 mg/l ermittelt. MOBINEG und MONERIS liegen mit 3,42 bzw. 3,61 mg/l in diesem Bereich, während nach STOFFBILANZ und MODIFFUS mehr als die doppelte Konzentration errechnet wird.

Werden alle drei Kriterien berücksichtigt, erzielt MONERIS beim Abgleich der Modellergebnisse das deutlich beste, MODIFFUS dagegen das deutlich schlechteste Ergebnis. STOFFBILANZ trifft die N<sub>ges</sub>-Fracht gut, ermittelt jedoch die mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Grundwasser viel zu hoch.

### 3.4.2 Ilmenau: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten

Die für den Abgleich der Phosphorfrachten notwendigen diffusen P-Emissionen sind Kap. 3.1.2 zu entnehmen. Die Einträge über KA wurden mit 22,7 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 6,8 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies, erneut als Mittelwert von MOBINEG und MONERIS, 5,4 t/a. Als Retention wurde für MODIFFUS 50,2 % berechnet, insgesamt liegt sie bei den 4 Modellen zwischen 49,7 und 50,9 % (s. Tab. 26).

Die berechnete P<sub>ges</sub>-Fracht am Auslasspegel Bienenbüttel beträgt 64,2 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse liegen zwischen 24,9 und 78,2 t/a. Dabei erreichen MOBINEG und MONERIS mit Abweichungen von 21,9 und -23,6 % zum Pegelwert gute Ergebnisse. Bei STOFFBILANZ und MODIFFUS dagegen sind die Abweichungen mit deutlich über 50 % zu hoch und daher nicht zufriedenstellend.

Ein weitaus besseres Bild zeigt sich bei den gelösten P-Frachten. Hier weisen STOFFBILANZ und MODIFFUS nur geringfügige Abweichungen zum Pegelwert auf. Bei MONERIS ist sie mit knapp 30 % zufriedenstellend. Mit einer Abweichung von über 50 % überschätzt MOBINEG den Pegelwert deutlich.

Tab. 26: Ilmenau: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1989 - 1994)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	MOBINEG*	STOFFBILANZ	MODIFFUS**	MONERIS	Pegel
Immission P <sub>ges</sub> [t/a]	78,2	36,4	24,9	28,3	49,0	64,2
Abweichung [%]	21,9	-43,3	-61,1	-55,9	-23,6	-
Immission P <sub>gel</sub> [t/a]	31,3	31,3	24,1	23,4	26,9	20,7
Abweichung [%]	50,6	50,6	16,2	12,7	29,5	-
Punktuell [t/a]	14,7	14,7	11,1	14,0	11,4	-
Diffus P <sub>ges</sub> [t/a]	63,5	21,6	13,8	14,3	37,6	-
Diffus P <sub>gel</sub> [t/a]	16,5	16,5	13,0	9,4	15,4	-
Retention [%]	50,0	50,0	50,9	50,2	49,7	-

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

\*\* : Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

### 3.5 Uecker: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge im EZG der Uecker für den Untersuchungszeitraum 1993 - 1997 ergab mit den 4 Modellen sehr unterschiedliche Ergebnisse. Sie werden in den folgenden Kapiteln getrennt für Stickstoff und Phosphor sowie differenziert nach den oben genannten Kriterien vorgestellt.

#### 3.5.1 Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Uecker mit den 4 Modellen hat die in Tab. 27 vorgestellten Ergebnisse ergeben. Auffällig sind wiederum (wie im EZG der Ilmenau) die großen Unterschiede zwischen den Modellen. Die 4 Modelle ermitteln nicht nur in der Summe der quantifizierten diffusen Stickstoffeinträge erhebliche Differenzen (zwischen 1307 und 2826 t/a), sondern auch für die einzelnen Eintragspfade sowie für die Einträge nach Landnutzung (s. Kap. 3.6.1).

Nachfolgend werden die mit den 4 Modellen erzielten Ergebnisse einer vergleichenden Betrachtung unterzogen.

Es wird deutlich, dass alle Modelle außer MONERIS bei den absoluten Einträgen im gleichen Größenbereich von 2500 - 2800 t/a liegen (maximale Abweichung untereinander von 260 t/a bzw. 10 %, s. Tab. 27). MOBINEG berechnet 2668 t/a (mit potenzieller Erosionsgefährdung). Unter Berücksichtigung der gemeindespezifischen C-Faktoren verringern sich die kalkulierten Einträge um über 400 auf 2241 t/a. Die Differenz zu dem Ergebnis von STOFFBILANZ beträgt jetzt mehr als 300 t/a (entspricht 13 % weniger), gegenüber MODIFFUS ist dies um fast 600 t/a bzw. gut 20 % geringer. Dennoch liegen diese Ergebnisse nach wie vor in der gleichen Größenordnung. Demgegenüber ermittelt MONERIS nur 1307 t/a, liegt also mehr

als 1000 t/a geringer als die anderen Modelle. Prozentual sind dies zwischen 49 und 54 % weniger.

Tab. 27: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Uecker (1993 - 1997) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Diffuse Einträge	<b>2668</b>	100	<b>2241</b>	100	<b>2565</b>	100	<b>2826</b>	100	<b>1307</b>	100
Direkteinträge	261	9,8	261	11,6	74,6	2,9	185	6,5	143	10,9
Erosion	476	17,8	49,0	2,2	1,1	0,04	43,0	1,5	41,7	3,2
Acker	476	(17,8)	49,0	(2,2)	1,1	(0,04)	16,7	(0,6)	41,7	(3,2)
sonstige	-	-	-	-	0,0	(0,0)	26,3	(0,9)	0,0	-
Abschwemmung	-	-	-	-	0,0	0,0	1,3	0,05	0,8	0,1
Dränabfluss	89,8	3,4	89,8	4,0	180	7,0	115	4,1	759	58,0
Grundwasser	1278	47,9	1278	57,0	1917	74,7	-	-	314	24,0
Zwischenabfluss	563	21,1	563	25,1	392	15,3	-	-	-	-
Sickerwasser	1841	69,0	1841	82,2	2309	90,0	2482	87,8	314	24,0
Urban Systems	-	-	-	-	-	-	-	-	50,0	3,8

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Für einzelne Eintragspfade ergibt sich ein breites Ergebnisspektrum. Besonders deutlich wird dies bei der Erosion: MOBINEG kalkuliert hier erneut erheblich höhere Einträge als die anderen Modelle (mind. 11 mal höhere). Wird bei MOBINEG jedoch der C-Faktor nachträglich berücksichtigt, ergibt sich ein anderes Bild. Nun ermitteln MOBINEG, MODIFFUS und MONERIS fast identische Ergebnisse (zwischen 41,7 und 49 t/a). Lediglich STOFFBILANZ weicht von dieser Größenordnung mit nur 1,1 t/a erheblich ab. Somit unterschätzt STOFFBILANZ auch im EZG der Uecker, wie zuvor im EZG der Ilmenau, die N-Einträge über Erosion (prozentual) offenbar vergleichbar deutlich, wie sie MOBINEG ohne Korrektur überschätzt. Hervorgerufen wird dies bei STOFFBILANZ erneut durch die Nivellierung der an sich hoch aufgelöst vorliegenden Information zur Hangneigung durch die hier großen Raster (über 100 ha) und den daraus folgenden geringen Bodenabträgen.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich, wenn nur die erosiven Einträge von der LN Acker betrachtet werden. Während sich bei MOBINEG und MONERIS gemäß der Modellphilosophie nichts ändert, weist vor allem MODIFFUS hier niedrigere Einträge aus. Im Vergleich zu MOBINEG und MONERIS berechnet MODIFFUS nur 34 bzw. 40 % an erosiven Einträgen von der LN Acker. Die restlichen erosiven Einträge werden bei MODIFFUS der „natürlichen Erosion“ zugerechnet.

Beim Eintragspfad Sickerwasser erzielen STOFFBILANZ und MODIFFUS erneut (wie im EZG der Ilmenau) sehr ähnliche Ergebnisse (2309 bzw. 2482 t/a, entspricht 90 bzw. 87,8 % der gesamten diffusen N-Einträge), MOBINEG liegt mit 1841 t/a gut 20 % niedriger (69 bzw. mit C-Faktor 82,2 % der diffusen N-Einträge). Bei diesen 3 Modellen ist somit Sickerwasser eindeutig der dominante Eintragspfad. Ganz anders verhält es sich bei MONERIS: Hier wird nicht nur der Eintrag über Grundwasser mit 314 t/a (24 % der gesamten diffusen N-Einträge) weitaus geringer kalkuliert, sondern zudem ist der Dränabfluss mit 759 t/a (entspricht 58 % der N-Einträge) dominanter Eintragspfad.

Die quantifizierten N-Direkteinträge liegen zwischen 75 und 261 t/a. Sie sind insgesamt bedeutsamer als in den anderen beiden EZG, hervorgerufen durch einen höheren Anteil an Gewässerflächen. Der auch hier große Unterschied bei den Direkteinträgen ist überwiegend durch die unterschiedliche Anzahl berücksichtigter Pfade und verschiedene Berechnungsansätze verursacht (vgl. entsprechende Abschnitte in Kap. 2 und Kap. 5).

Auffallend sind ferner die sehr großen Unterschiede bei den Einträgen über Dränage. Sie betragen zwischen 90 und 759 t/a. Bei MONERIS ist dieser Pfad dominant, während er bei den anderen Modellen unbedeutend ist.

Zur besseren Übersicht sind die prozentualen Anteile ausgewählter, wichtiger Eintragspfade an den diffusen N-Gesamteinträgen für die 4 Modelle in Bild 16 dargestellt.

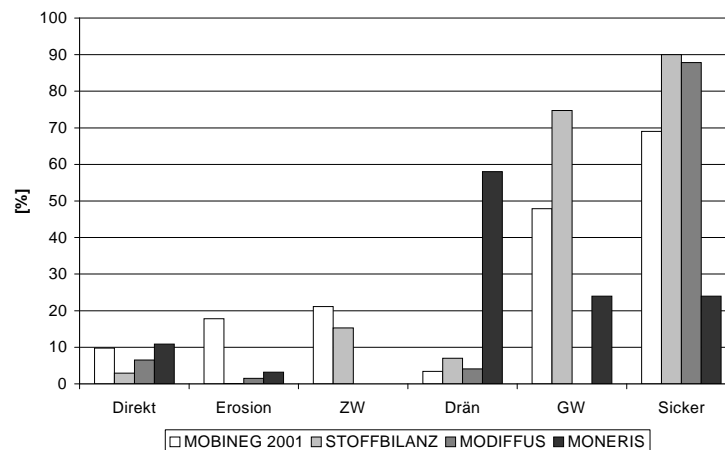


Bild 16: Uecker: Prozentualer Anteil wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1993 - 1997) nach den 4 Modellen

### 3.5.2 Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Phosphoreinträge im EZG der Uecker mit den 4 Modellen ergab die in Tab. 28 dargestellten Ergebnisse. Deutlich werden erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen. Dies bezieht sich auf die Summe der quantifizierten diffusen P-Emissionen (liegt zwischen 38 und 260 t/a) und auf einzelne Eintragspfade.

Nachfolgend werden die mit den 4 Modellen erzielten Ergebnisse vergleichend betrachtet.

Die gesamten diffusen P-Emissionen liegen bei den Modellen, wenn die korrigierten Ergebnisse von MOBINEG Berücksichtigung finden, zwischen 38 und 94 t/a, wobei STOFFBILANZ und MODIFFUS fast identische Ergebnisse liefern. MOBINEG weist auch in der korrigierten Variante mit 94 t/a die höchsten P-Einträge aus. Die originalen Ergebnisse von MOBINEG liegen mit 260 t/a im unrealistischen Bereich. MONERIS erzielt mit 77,5 t/a ein mittleres Ergebnis.

Verursacht werden dies sehr unterschiedlichen Ergebnisse durch erhebliche Differenzen bei den einzelnen Eintragspfaden. Erosive P-Einträge sind laut STOFFBILANZ im EZG der Uecker völlig unbedeutend, während sie bei den anderen Modellen von großer bis überragender Bedeutung sind. Auffallend ist ferner, dass bei MODIFFUS die erosiven Einträge von der LN Acker nur etwa die Hälfte der gesamten erosiven Einträge ausmachen. Der rest-



liche Anteil - immerhin 7 t/a - ist auf natürliche Erosion zurückzuführen, einen Eintragspfad, der von den anderen Modellen unberücksichtigt bleibt, möglicherweise aber nicht unbedeutend ist. Folgendes ist bei den ermittelten erosiven Einträge im EZG der Uecker zu berücksichtigen: Die Datengrundlage war zumindest für STOFFBILANZ und MODIFFUS unbefriedigend. Im Gegensatz zu den anderen Untersuchungsgebieten stand hier nur ein DGM 1000 zur Verfügung. Entsprechend sind die Höhendaten aufgrund der Nivellierung erheblich ungenauer als bei einem DGM 50, welches vorzugsweise die Datengrundlage für die Berechnung des Bodenabtrages bei diesen beiden Modellen darstellt. Folglich sind die berechneten Bodenabträge und die daraus abgeleiteten erosiven P-Einträge weitaus ungenauer, als modelltechnisch vorgesehen. Besonders deutlich wirkt sich dies offensichtlich bei STOFFBILANZ aus, aber auch mit MODIFFUS wären bei einem besser aufgelösten DGM höhere Einträge über Erosion zu erwarten. Näheres zu den Unterschieden und den Datenabhängigkeiten der Modellansätze ist Kap. 5 zu entnehmen.

Tab. 28: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Uecker (1993 - 1997) pro Eintragspfad für Phosphor in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Diffuse Einträge	<b>260</b>	100	<b>94,1</b>	100	<b>38,4</b>	100	<b>40,7</b>	100	<b>77,5</b>	100
Direkteinträge	66,0	25,3	66,0	70,1	1,8	4,8	7,0	17,2	3,3	4,3
Erosion	185	71,2	19,1	20,3	0,5	1,3	15,0	36,9	34,6	44,6
Acker	185	(71,2)	19,1	(20,3)	0,49	(1,26)	8,0	(19,7)	34,6	(44,6)
Sonstige	-	-	-	-	0,02	(0,04)	7,0	(17,3)	-	-
Abschwemmung	-	-	-	-	0,0	0,0	0,8	2,0	0,1	0,2
Dränabfluss	0,4	0,1	0,4	0,4	1,2	3,1	2,5	6,1	7,1	9,2
Grundwasser	5,9	2,3	5,9	6,3	14,8	38,6	-	-	27,5	35,5
Zwischenabfluss	2,7	1,1	2,7	2,9	2,8	7,2	-	-	-	-
Sickerwasser	8,7	3,3	8,7	9,2	17,6	45,8	15,4	37,8	27,5	35,5
„Rest“	-	-	-	-	17,3	45,0	-	-	-	-
Urban Systems	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	6,3

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Die Direkteinträge werden bei den korrigierten Ergebnissen von MOBINEG als dominanter Eintragspfad ausgewiesen, bei STOFFBILANZ und MONERIS sind sie hingegen unbedeutend, bei MODIFFUS erreichen sie einen Anteil von 17 % der diffusen Gesamteinträge. Auch wenn die Anzahl der berücksichtigten Pfade bei den Direkteinträgen unterschiedlich ist, und somit die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar sind, überrascht doch, wie bereits im EZG der Ilmenau, der erneut sehr hohe Eintrag nach MOBINEG. Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass MOBINEG die Direkteinträge überschätzt. Dagegen unterschätzt MOBINEG die diffusen P-Einträge über Sickerwasser offensichtlich: Sie sind mit knapp 9 t/a nur von geringer Bedeutung, während die anderen Modelle zwischen 15,4 und 27,5 t/a kalkulieren, womit Sickerwasser mit einem Anteil an den diffusen Gesamteinträgen zwischen 35,5 und 45,8 % jeweils zu den beiden dominanten Eintragspfaden zählt. Auf die Besonderheit der als „Rest“ bezeichneten Einträge bei STOFFBILANZ wurde bereits in Kap. 3.1.2 eingegangen.

Zur besseren Übersicht sind die prozentualen Anteile ausgewählter Eintragspfade an den diffusen P-Einträgen für die 4 Modelle in Bild 17 dargestellt.

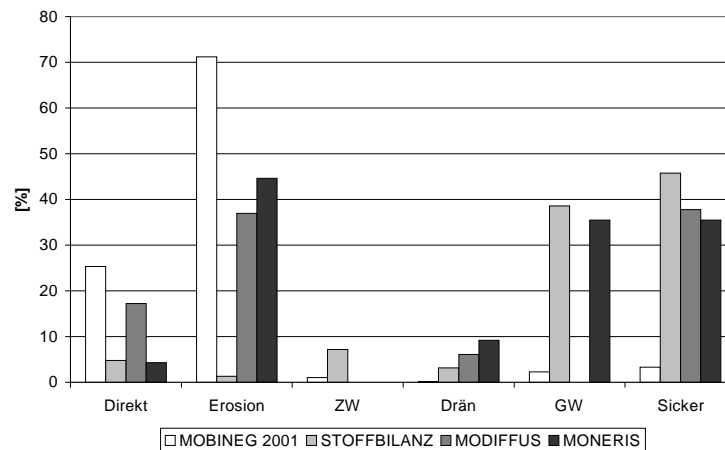


Bild 17: Uecker: Prozentualer Anteil wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1993 - 1997) nach den 4 Modellen

### 3.6 Uecker: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung

Vor der Betrachtung der im EZG der Uecker ermittelten diffusen Nährstoffeinträge nach Landnutzung wird erneut überprüft, ob die Landnutzungsverteilung von den 4 Modellen gleichförmig abgebildet wird (auf die diesbezüglichen Unterschiede der Modelle wurde bereits in Kap. 3.2 hingewiesen). Tab. 29 zeigt, dass sie im EZG Uecker mit den 4 Modellen zu fast identischen Ergebnissen führt. Lediglich bei den Ackerflächen und - prozentual gesehen - bei der LN Stadt gibt es gewisse Abweichungen.

Tab. 29: Uecker: Landnutzungsverteilung nach den Modellen

LN	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
	[%]	[%]	[%]	[%]
Acker	69,0	69,1	65,1	63,8
Wald	16,6	16,6	17,2	18,1
Grünland	10,3	9,4	11,6	11,9
Stadt	1,4	1,4	2,7	2,9
Gewässer	1,9	1,9	2,3	2,3
Sonstige	0,8	1,7	1,1	0,9

#### 3.6.1 Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung

Die prozentuale Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Uecker nach Landnutzung ist in Tab. 30 dargestellt. Berücksichtigung finden hier nur die Modelle MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS, da bei MONERIS die Differenzierung der Ergebnisse nach Landnutzung anhand der Ergebnisausgabe des Modells nicht vorgesehen ist.

Erwartungsgemäß sind auch im EZG der Uecker die Stickstoffeinträge von der LN Acker dominierend. Die 3 Modelle weisen hierfür recht einheitlich einen Anteil zwischen 76 und 82 % aus. Auch die absoluten N-Einträge vom Acker sind hier, im Gegensatz zum EZG der Ilmenau, bei den 3 Modellen in der gleichen Größenordnung. Dagegen ist die Bedeutung der

folgenden eintragsrelevanten Landnutzungen Wald und Grünland nicht einheitlich. Bei MOBINEG und MODIFFUS sind diese beiden LN mit jeweils fast gleichen Anteilen - wenn auch auf unterschiedlichem Niveau - an den Einträgen beteiligt, STOFFBILANZ dagegen ermittelt einen deutlich höheren Anteil von der LN Wald als vom Grünland. Allerdings sind die spezifischen Einträge bei allen Modellen von der LN Grünland höher als beim Wald, wenn auch bei STOFFBILANZ nur sehr geringfügig. Die N-Einträge auf Gewässerflächen sind in Bezug auf die Gesamteinträge eher unbedeutend, im Vergleich zu den anderen EZG jedoch aufgrund der größeren Wasserfläche im EZG der Uecker relativ hoch. Zudem ermitteln hier die Modelle die höchsten spezifischen N-Einträge.

Tab. 30: Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1993 - 1997)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha-a]	[t/a]	[%]	[kg/ha-a]	[t/a]	[%]	[kg/ha-a]	[t/a]	[%]	[kg/ha-a]
Acker	2129	79,8	12,4	1702	75,9	9,9	2004	78,1	11,7	2329	82,4	15,2
Wald	232	8,7	5,6	232	10,3	5,6	265	10,3	6,4	161	5,7	4,0
Grünland	241	9,0	9,4	241	10,8	9,4	153	6,0	6,6	140	5,0	5,2
Stadt	7,3	0,3	2,2	7,3	0,3	2,2	37,4	1,5	10,8	55,7	2,0	8,7
Gewässer	59	2,2	12,8	59	2,6	12,8	74,6	2,9	16,2	132	4,7	24,2
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30,2	1,2	7,2	8,1	0,3	3,2
EZG	2668	100	10,7	2241	100	9,0	2565	100	10,3	2826	100	12,0

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

### 3.6.2 Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung

Die Verteilung der diffusen P-Einträge für 3 Modelle nach Landnutzung (bei MONERIS ist eine solche Differenzierung modellintern nicht vorgesehen) zeigt Tab. 31. Dominierend ist erneut der Eintrag über Ackernutzung, bei STOFFBILANZ ist dies jedoch mit einem Anteil von 48 % bei weitem nicht so deutlich wie bei den anderen Modellen (75 bis 93 %). Begründet ist dies in der Unterschätzung der erosiven P-Einträge nach STOFFBILANZ. Bei der originalen MOBINEG Berechnung dagegen (ohne Berücksichtigung des C-Faktors) werden die erosiven P-Einträge überschätzt, weshalb hier der Emissionsanteil mit 93 % übermäßig hoch ist.

Aber auch die korrigierten Ergebnisse nach MOBINEG weisen für die LN Acker erheblich höhere P-Einträge aus als STOFFBILANZ und MODIFFUS. Verursacht werden sie überwiegend durch die höher angenommenen Direkteinträge.

MOBINEG und MODIFFUS ermitteln, wie schon im EZG der Ilmenau, fast gleiche P-Einträge über die LN Wald, bei STOFFBILANZ liegen sie dagegen erheblich niedriger. Unerwartet große Unterschiede zwischen den Modellergebnissen sind auch für die LN Grünland zu verzeichnen (4 bis 11,6 t/a). Für die LN Stadt ermittelt STOFFBILANZ erneut weitaus höhere Einträge als die beiden anderen Modelle. Ursachen für diese Unterschiede sind Kap. 5 zu entnehmen. Die auffällig hohen P-Einträge über sonstige LN bei STOFFBILANZ werden durch die Kategorie „Devastierung“ verursacht, der modellintern sehr hohe spezifische P-Emissionen zugeordnet werden. Eine vergleichbare Kategorie ist bei den anderen Modellen nicht vorgesehen.

Tab. 31: Uecker: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1993 - 1997)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]
Acker	242	93,1	1,4	76,3	81,0	0,44	18,5	48,3	0,11	30,5	74,8	0,2
Wald	4,5	1,7	0,11	4,5	4,8	0,11	0,7	1,9	0,02	4,1	10,1	0,1
Grünland	11,6	4,5	0,45	11,6	12,4	0,45	7,0	18,2	0,3	4,0	9,7	0,15
Stadt	0,3	0,1	0,10	0,3	0,4	0,10	5,2	10,4	1,16	0,7	1,8	0,12
Gewässer	1,3	0,5	0,29	1,3	1,4	0,29	1,8	4,8	0,4	1,2	2,9	0,22
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	16,3	1,5	0,2	0,6	0,09
EZG	260	100	1,05	94,1	100	0,38	38,4	100	0,15	40,7	100	0,17

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

### 3.7 Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Nährstoffeinträge

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die mit den 4 Modellen quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge im EZG Uecker differenziert nach Summe, Eintragspfaden und Landnutzung vorgestellt. Hierbei wurden erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen deutlich. Hinsichtlich der Anforderungen der WRRL sind jedoch nicht nur diese Eintragungssummen von Bedeutung, vielmehr sollte vor dem Hintergrund der ggf. notwendigen Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen die Frage nach der räumlichen Verteilung der Einträge von den Modellen zufriedenstellend beantwortet werden. Hierbei ist jedoch unbedingt zu beachten, dass die z.T. sehr hohe Auflösung der Modellergebnisse zu den Nährstoffemissionen eine Genauigkeit der räumliche Schärfe suggeriert, die so nicht gegeben ist. Näheres zu dieser Problematik ist Kap. 3.3 und Kap. 6.4 zu entnehmen.

#### 3.7.1 Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Stickstoffeinträge

Die räumliche Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge in kg/ha·a im EZG der Uecker nach den 4 Modellen ist Bild 18 zu entnehmen (für MOBINEG sind die nachträglich korrigierten Einträge berücksichtigt). Es wurde jeweils die gleiche Skalierung gewählt.

Bei MOBINEG ist in weiten Teilen des EZG ein mittelhoher Stickstoffeintrag zwischen 7,5 und 20 kg/ha·a zu verzeichnen. Der Abgleich mit der Landnutzungsverteilung (Bild 8) zeigt, dass es sich hierbei um Acker- und Grünland handelt. Gebiete mit höheren Einträgen existieren laut MOBINEG in diesem EZG nicht. Alle Waldflächen sowie einige Ackerflächen verursachen nach MOBINEG geringe Einträge zwischen 5 und 7,5 kg/ha·a, sie liegen vor allem im Norden und Südwesten des EZG. Sehr geringe Einträge von kleiner 5 kg/ha·a sind abgesehen von einzelnen Ackerflächen ausschließlich den LN Stadt, Sumpf und Wasserflächen zuzuordnen.

STOFFBILANZ dagegen zeigt eine ganz andere Verteilung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Uecker: Im Gegensatz zu MOBINEG werden eine ganze Reihe von Teilflächen als eintragsstark (mehr als 20 kg/ha·a) ausgewiesen. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um Gebiete, in denen die Bodenart Hn (Niedermoortorf) und Ackernutzung oder Grünlandnutzung bzw. sandige oder lehmige Böden auftreten. Der überwiegende Anteil der restlichen

Acker- und Grünlandflächen verursacht laut STOFFBILANZ geringe Einträge (zwischen 5 und 7,5 kg/ha·a), einige gar negative Einträge (vgl. hierzu Kap. 5).

Sehr geringe Einträge von kleiner 5 kg/ha·a treten demnach entlang der Hauptflussläufe (LN Grünland) und vor allem im Norden des EZG auf, wo die LN Grünland und Wald vorherrschen.

Diese sehr geringen Einträge sind nach MODIFFUS fast im gesamten nördlichen EZG sowie entlang der Flussläufe und zu einem nicht unbedeutenden Anteil im südwestlichen EZG zu erwarten, also dort, wo die LN Grünland und Wald dominieren. Dagegen weist MODIFFUS nur wenige Gebiete mit hohen Einträgen (> 20 kg/ha·a) aus. Hierbei handelt es sich überwiegend um gedrängte Ackerflächen. Vergleichbar mit MOBINEG wird dem Großteil der Ackerflächen ein mittelhoher Stickstoffeintrag (zwischen 7,5 und 20 kg/ha·a) zugewiesen.

MONERIS weist für die beiden TEZG jeweils einen geringen Eintrag aus. Eine weitergehende Betrachtung ist anhand der Ergebnisausgabe von MONERIS nicht möglich, auf die damit möglicherweise verbundenen Ungenauigkeiten wurde bereits in Kap. 3.3 hingewiesen.

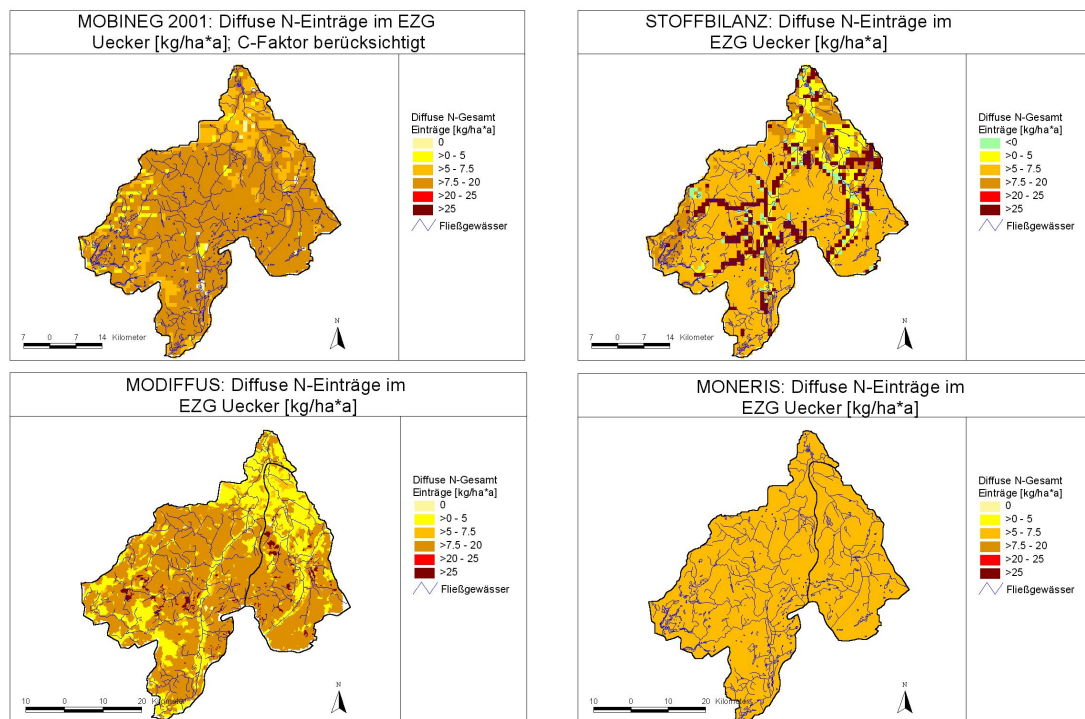


Bild 18: Uecker: Diffuse Stickstoffeinträge (1993 - 1997) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung)

### 3.7.2 Uecker: Räumliche Differenzierung der diffusen Phosphoreinträge

Die räumliche Verteilung der diffusen Phosphoreinträge in kg/ha·a im EZG der Uecker nach den 4 Modellen ist Bild 19 zu entnehmen (für MOBINEG sind die nachträglich korrigierten Einträge berücksichtigt). Es wurde jeweils die gleiche Skalierung gewählt.

Die Modelle STOFFBILANZ und MODIFFUS weisen Teilgebiete mit hohen P-Einträgen (> 0,4 kg/ha·a) aus. Allerdings sind diese Gebiete nicht identisch.

Nach MOBINEG sind in weiten Teilen des EZG geringe P-Einträge der Klassifizierungsstufe 0,1 - 0,2 kg/ha·a zu erwarten, vereinzelt auch Einträge < 0,1 kg/ha·a. Lediglich im östlichen und nordwestlichen EZG ist mit mittelhohen Einträgen zwischen 0,2 und 0,4 kg/ha·a zu rechnen.

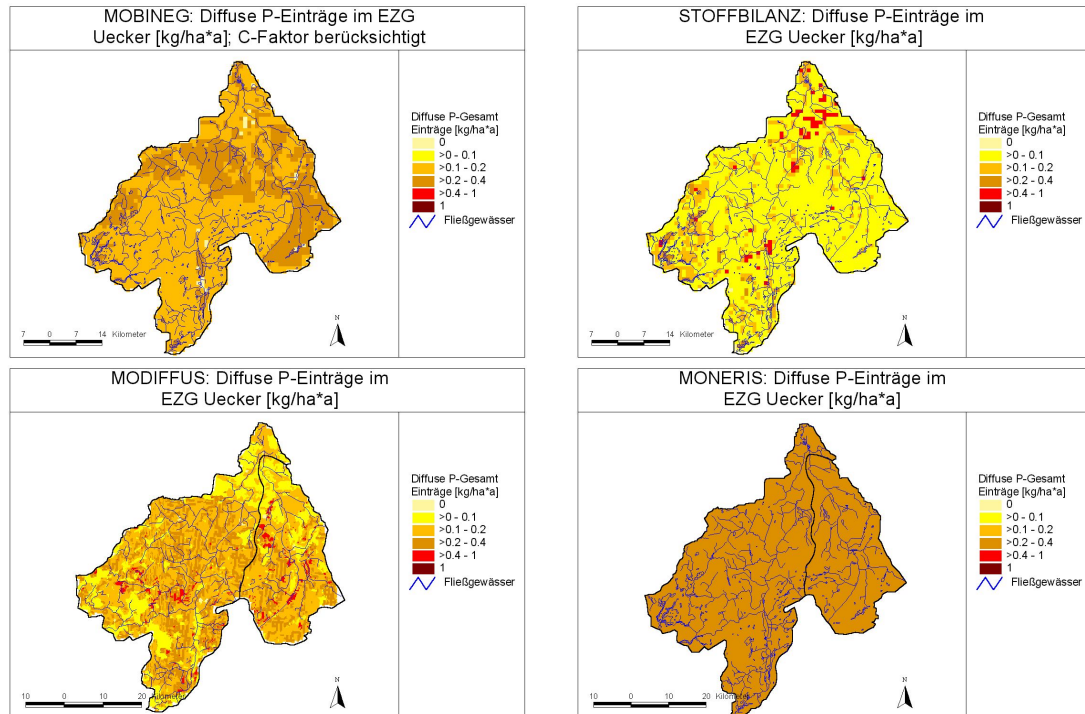


Bild 19: Uecker: Diffuse Phosphoreinträge (1993 - 1997) nach den Modellen MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (gleiche Skalierung)

Ganz anders ist das Ergebnis nach STOFFBILANZ. Demnach sind im Großteil des EZG nur sehr geringe P-Einträge von < 0,1 kg/ha·a zu erwarten, einzelne Flächen - vor allem im südwestlichen EZG - weisen geringe Einträge aus. Deutlich zu erkennen sind über das ganze EZG verteilt liegende Gebiete mit hohen Einträgen von 0,4 - 1 kg/ha·a, die folglich drei Stufen über den meisten anderen Einträgen liegen. Verursacht werden sie durch die LN Stadt und Devastierung, denen modellintern gleichförmig hohe P-Einträge zugewiesen sind. Wald- und Grünlandflächen werden bei der gewählten Darstellung nicht differenziert, da sie überwiegend in die gleiche Klassifizierung wie die Ackerflächen fallen.

Bei MODIFFUS sind analog zu den Stickstoffeinträgen Einträge von gedrähten Äckern als besonders hoch ausgewiesen. Weiterhin sind die Ackerflächen in der gewählten Skalierung differenziert dargestellt, d.h. aber nicht, dass hier zwangsläufig große Unterschiede zu verzeichnen sind. Es können durchaus große Sprünge in homogenen Bereichen auftreten, die aber nicht dargestellt werden, während geringe Sprünge, die die Klassifizierungsebene wechseln lassen, auffällig sind. Wald und Grünlandflächen fallen überwiegend in die gleiche Klasse und sind eintragungsschwächer als die Ackerflächen, aber hier nicht zu differenzieren.

Bei den Phosphoreinträgen muss nochmals auf die oben erwähnte Datengrundlage hingewiesen werden, die nicht in der von MODIFFUS geforderten Auflösung vorhanden war und zu einer gravierenden Nivellierung der Hangneigung führt. Demnach werden bei dieser Berechnung die Einträge über Erosion wahrscheinlich deutlich unterschätzt.

Genau wie bei der Quantifizierung der Stickstoffeinträge sind die mit MONERIS ermittelten diffusen Phosphoreinträge in den beiden berücksichtigten TEZG in der gleichen Klassifizierungsstufe. Eine nähere Differenzierung der Eintragungssituation im Untersuchungsgebiet ist somit anhand der Ergebnisausgabe von MONERIS erneut nicht möglich. Auf die damit unter Umständen einhergehenden Ungenauigkeiten wurde bereits in Kap. 3.3 hingewiesen.

### 3.8 Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten

Auch im EZG der Uecker soll die Möglichkeit genutzt werden, die mit den Modellen quantifizierten Nährstoffeinträge zu bewerten. Hierzu werden die anhand von Güteuntersuchungen am Auslasspegel Ueckermünde hochgerechneten Nährstofffrachten herangezogen. Auf die Schwierigkeiten und Ungenauigkeiten, die ein solcher Abgleich mit sich bringt, wurde bereits in Kap. 3.4 eingegangen.

#### 3.8.1 Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen

Die Grundlage für diesen Abgleich stellen die Modellergebnisse zu den diffusen und punktuellen N-Emissionen sowie die Angaben zur Retention dar. Die diffusen N-Emissionen sind Kap. 3.5.1 zu entnehmen, die Einträge über KA wurden mit 156,2 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 50,4 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies 50,2 t/a (Mittelwert von MOBINEG und MONERIS). Als Retention wurde für MODIFFUS 38,1 % berechnet. Insgesamt liegt sie bei den 4 Modellen relativ weit auseinander, zwischen 25 und 55,2 % (s. Tab. 32).

Tab. 32: Uecker: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1993 - 1997)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS*	MONERIS	Pegel
Immission $N_{ges}$ [t/a]	2156	1790	1876	656	911
Abweichung [%]	136,5	96,4	105,9	-28,0	-
Immission $N_{gel}$ [t/a]	1799	1790	1850	638	759
Abweichung [%]	137,1	135,9	143,8	-15,9	-
Punktuell [t/a]	155	103	128	70	-
Diffus $N_{ges}$ [t/a]	2001	1688	1749	586	
Diffus $N_{gel}$ [t/a]	1644	1687	1722	568	-
Retention [%]	25,0	34,2	38,1	55,2	-
GW	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS	SOLL
Konz. $NO_3-N$ GW [mg/l]	7,37	8,71	11,14	1,80	1,47
Abweichung [%]	400	491	656	22,1	-

\*: Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

Die berechnete  $N_{ges}$ -Fracht am Auslasspegel Ueckermünde beträgt 911 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse unterscheiden sich sehr deutlich und liegen zwischen 656 und 2156 t/a. Lediglich MONERIS, das den Pegelwert um 29 % unterschätzt, erzielt bei diesem Abgleich ein gutes Ergebnis. Die anderen 3 Modelle überschätzen die  $N_{ges}$ -Fracht in der Uecker mit 96 bis 137 % erheblich.

Kaum anders ist das Ergebnis bei den gelösten N-Frachten: MONERIS weist nur eine sehr geringe Abweichung zum Pegelwert auf (17 %). Die anderen Modelle überschätzen die Fracht fast gleichförmig um über 1000 t/a, erzielen also weitaus mehr als das Doppelte der berechneten Fracht.

Als mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser wurde für das EZG der Uecker 1,47 mg/l ermittelt. Wie aus Tab. 32 ersichtlich, liegt lediglich MONERIS mit 1,8 mg/l dicht an diesem Wert. Die anderen Modelle überschätzen die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser dagegen mindestens um den Faktor 4.

Insgesamt wird deutlich, dass im EZG der Uecker nur MONERIS gute Ergebnisse beim Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und der Grundwasserkonzentration erzielt.

### 3.8.2 Uecker: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten

Die für den Abgleich der Phosphorfrachten notwendigen diffusen P-Emissionen sind Kap. 3.5.2 zu entnehmen. Die Einträge über KA wurden mit 15,45 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 6,7 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies 5,8 t/a (Mittelwert von MOBINEG und MONERIS). Als Retention wurde für MODIFFUS 66,9 % berechnet, insgesamt liegt sie bei den 4 Modellen zwischen 50 und 83,2 %. Verursacht wird diese große Diskrepanz durch unterschiedliche Modellansätze.

Tab. 33: Uecker: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1993 - 1997)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	MOBINEG*	STOFFBILANZ	MODIFFUS**	MONERIS	Pegel
Immission $P_{\text{ges}}$ [t/a]	141,2	58,2	17,8	20,5	15,6	39,1
Abweichung [%]	261,0	48,6	-54,4	-47,6	-60,1	-
Immission $P_{\text{gel}}$ [t/a]	48,6	48,6	17,7	15,5	9,8	13,4
Abweichung [%]	261,7	261,7	31,4	15,5	-27,0	-
Punktuell [t/a]	11,1	11,1	5,0	7,0	2,6	-
Diffus $P_{\text{ges}}$ [t/a]	130,2	47,1	12,8	13,5	13,0	
Diffus $P_{\text{gel}}$ [t/a]	37,5	37,5	12,7	8,5	7,2	-
Retention [%]	50,0	50,0	67,6	66,9	83,2	-

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

\*\* : Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

Die berechnete  $P_{\text{ges}}$ -Fracht am Auslasspegel Ueckermünde beträgt 39,1 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse liegen zwischen 15,6 und 141,2 bzw. 58,2 t/a, wenn für MOBINEG die korrigierten Ergebnisse berücksichtigt werden. Alle Modelle weisen erhebliche Abweichungen zur berechneten Fracht am Auslasspegel auf. Auffällig ist, dass die Modelle, abgesehen von MOBINEG, die  $P_{\text{ges}}$ -Frachten vergleichbar stark unterschätzen, während MOBINEG sie je nach Variante zwischen etwa 50 und 260 % überschätzt.

Für die gelösten P-Frachten erzielen STOFFBILANZ und MONERIS gute Ergebnisse, MODIFFUS sogar ein sehr gutes. Einzig MOBINEG weist hier eine sehr hohe Abweichung auf; verursacht wird sie vor allem durch die zu hoch kalkulierten Direkteinträge (vgl. Kap. 3.5.2).



Insgesamt erzielt MODIFFUS im EZG der Uecker die besten Ergebnisse beim Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten, auch wenn die  $P_{\text{ges}}$ -Fracht immer noch deutlich abweicht. STOFFBILANZ und MONERIS bilden die gelösten P-Frachten zufriedenstellend ab, die  $P_{\text{ges}}$ -Frachten werden jedoch erheblich unterschätzt.

### 3.9 Obere Werre: Diffuse Nährstoffeinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge im EZG der Oberen Werre für den Untersuchungszeitraum 1996 - 1997 ergab mit den 4 Modellen sehr unterschiedliche Ergebnisse. Sie werden in den folgenden Kapiteln getrennt für Stickstoff und Phosphor sowie differenziert u.a. nach Eintragspfaden und Landnutzung vorgestellt.

Durchgeführt wurden diese Untersuchungen im Rahmen einer von der FGG Weser (vormals ARGE Weser) geförderten Studie (SCHEER ET AL., 2002). Die Ergebnisse mit dem Modell STOFFBILANZ wurden dabei von GEBEL & GRUNEWALD (2002b) ermittelt.

#### 3.9.1 Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Eintragspfaden

Bei der Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge im EZG der Oberen Werre wurden mit den 4 Modellen die in Tab. 34 dargestellten Ergebnisse erzielt.

Wie bereits in den anderen EZG werden auch hier erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen deutlich. Werden für MOBINEG nur die nachträglich korrigierten Angaben berücksichtigt, weist erneut MODIFFUS mit 1382 t/a die mit Abstand höchsten diffusen N-Einträge aus. STOFFBILANZ und MONERIS ermitteln mit 1027 bzw. 1001 t/a fast identische N-Einträge, während sie bei MOBINEG mit 667 t/a deutlich am geringsten sind.

Tab. 34: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) pro Eintragspfad für Stickstoff in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Diffuse Einträge	<b>1259</b>	100	<b>667</b>	100	<b>1027</b>	100	<b>1382</b>	100	<b>1001</b>	100
Direkteinträge	46,0	3,7	46,0	6,9	0,0	0,0	11,7	0,8	9,4	0,9
Erosion	662	52,5	69,4	10,4	158	15,4	36,4	2,6	12,6	1,3
Acker	662	(52,5)	69,4	(10,4)	135	(13,2)	30,6	(2,2)	12,6	(1,3)
sonstige	-	-	-	-	22,3	(2,2)	5,8	(0,4)	-	-
Abschwemmung	-	-	-	-	5,8	0,6	3,0	0,2	5,2	0,5
Dränabfluss	106	8,4	106	15,8	60,3	5,9	166	12,0	431	43,0
Grundwasser	155	12,3	155	23,2	558	54,3	-	-	497	49,7
Zwischenabfluss	291	23,1	291	43,6	245	23,9	-	-	-	-
Sickerwasser	446	35,4	446	66,9	803	78,2	1165	84,3	497	49,7
Urban Systems	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	46,1	4,6

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Bei den Eintragspfaden zeigen sich erhebliche Unterschiede. Auch wenn bei allen Modellen der Pfad Sickerwasser dominant ist, sind die berechneten Einträge mit 446 bis 1165 t/a sehr unterschiedlich, wobei MOBINEG und MONERIS fast identische Ergebnisse erzielen. MOBINEG und STOFFBILANZ, die beiden Modelle die in Grund- und Zwischenabfluss differen-

zieren, weisen für den Zwischenabfluss vergleichbare Einträge aus, beim Grundwasser liegen sie dagegen um den Faktor 3,6 auseinander.

Beim Eintragspfad Dränabfluss sind ebenfalls erhebliche Diskrepanzen festzustellen. Die Modelle quantifizieren hier N-Einträge zwischen 60 und 431 t/a. Entsprechend ist dieser Pfad laut STOFFBILANZ mit knapp 6 % der diffusen Gesamteinträge unbedeutend, während er bei MONERIS mit 43 % fast die gleiche Bedeutung wie der dominante Eintragspfad Sickerwasser hat.

Die für den Eintragspfad Abschwemmung ermittelten Einträge zeigen, dass dieser Pfad im EZG der Oberen Werre unbedeutend ist. Anders ist die Situation bei der Erosion: Hier liegen die Ergebnisse der 4 Modelle sehr weit auseinander. Selbst wenn für MOBINEG nur die nachträglich korrigierten Einträge Berücksichtigung finden, unterscheiden sich die quantifizierten Einträge von der LN Acker mit 12,6 bis 135 t/a immer noch um den Faktor 10,7. Allerdings ist davon auszugehen, dass bei STOFFBILANZ die Hangneigung in diesem hügeligen EZG aufgrund von Nivellierungen und Klassenbildung auf Rasterbasis überschätzt wird. Insofern erscheinen erosive N-Einträge zwischen 12,6 und 69,4 t/a für dieses EZG realistisch. Sie sind insgesamt vergleichsweise unbedeutend.

Letzteres gilt noch deutlicher für die Direkteinträge, die lediglich mit 0 bis 46 t/a quantifiziert werden. Gründe für diese erheblichen Unterschiede wurden bereits in den vorherigen Kapiteln erläutert.

Zur besseren Übersicht werden die Anteile ausgewählter Eintragspfade an den diffusen N-Einträgen für die 4 Modelle in Bild 20 dargestellt.

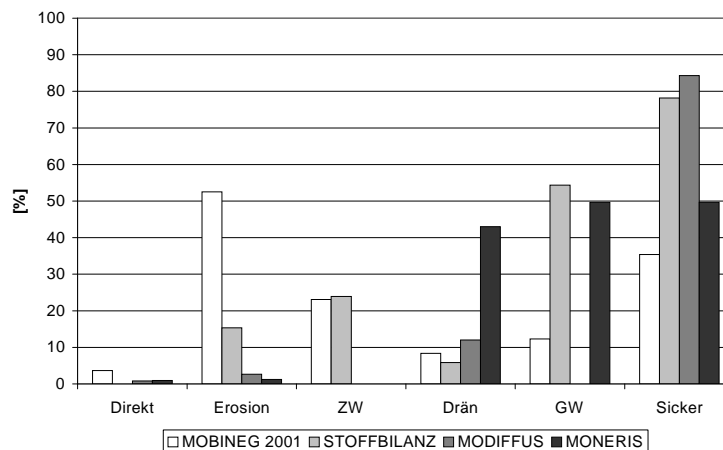


Bild 20: Obere Werre: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Stickstoffeinträgen (1996 - 1997) nach den 4 Modellen

### 3.9.2 Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Eintragspfaden

Die Quantifizierung der diffusen Phosphoreinträge im EZG der Oberen Werre mit den 4 Modellen ergab die in Tab. 35 dargestellten Ergebnisse. Es sind erneut deutliche Unterschiede zwischen den Modellen zu verzeichnen: Dies bezieht sich auf die Summe der quantifizierten diffusen P-Emissionen (liegt zwischen 25 und 267 t/a) und auf einzelne Eintragspfade.

Nachfolgend werden die mit den 4 Modellen erzielten Ergebnisse einer vergleichenden Betrachtung unterzogen.

Tab. 35: Ergebnisse der 4 Emissionsverfahren im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997) pro Eintragspfad für Phosphor in [t/a] und [%]

Pfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]	[t/a]	[%]
Diffuse Einträge	<b>267</b>	100	<b>42,4</b>	100	<b>87,3</b>	100	<b>25,5</b>	100	<b>27,3</b>	100
Direkteinträge	13,3	5,0	13,3	31,3	0,0	0,0	1,3	5,1	0,0	0,0
Erosion	251	94,0	26,4	62,2	73,2	83,9	16,2	63,7	16,9	61,7
Acker	251	(94,0)	26,4	(62,2)	68,1	(78,0)	14,7	(57,6)	16,9	(61,7)
Sonstige	-	-	-	-	5,1	(5,8)	1,6	(6,1)	-	-
Abschwemmung	-	-	-	-	0,4	0,4	2,2	8,6	0,9	3,2
Dränabfluss	0,35	0,1	0,35	0,8	0,8	0,9	2,2	8,6	1,3	4,7
Grundwasser	0,9	0,3	0,9	2,1	1,6	1,8	-	-	3,0	11,1
Zwischenabfluss	1,5	0,6	1,5	3,5	2,2	2,5	-	-	-	-
Sickerwasser	2,4	0,9	2,4	5,6	3,8	4,3	3,6	14,1	3,0	11,1
„Rest“	0,0	0,0	0,0	0,0	9,2	10,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Urban Systems	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	19,4

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

Es wird deutlich, dass MOBINEG ohne Korrektur die P-Einträge offenbar erheblich überschätzt. Werden dagegen die korrigierten Ergebnisse von MOBINEG berücksichtigt, liegen sie mit 42,4 t/a im mittleren Bereich der 4 Modelle: MODIFFUS und MONERIS erzielen deutlich die geringsten, jedoch mit 25,5 bzw. 27,3 t/a fast identische Ergebnisse, STOFFBILANZ dagegen quantifiziert mit 87,3 t/a 2 bzw. 3 mal mehr P-Einträge als die anderen Modelle.

Die Ursache für diese großen Unterschiede wird bei Betrachtung der einzelnen Eintragspfade deutlich: Die erosiven P-Einträge werden von den Modellen völlig unterschiedlich eingeschätzt. Zwar werden sie einheitlich mit einem Anteil von 62 bis 84 % der gesamten diffusen P-Einträge als dominanter Eintragspfad bestimmt, die quantifizierten absoluten Einträge liegen jedoch mit 14,7 bis 68,1 t/a sehr weit auseinander. Bemerkenswert ist, dass MODIFFUS und MONERIS fast identische erosive P-Einträge ermitteln: Sie sind fast 4,5 mal niedriger als bei STOFFBILANZ, das offenbar diese P-Einträge aufgrund der bereits oben erläuterten modellinternen Problematiken erheblich überschätzt.

Während die 4 Modelle beim Sickerwasser vergleichbare Ergebnisse erzielen, zeigen sich bei den Pfaden Abschwemmung und Dränabfluss wiederum große Unterschiede. Hier quantifiziert beide Male MODIFFUS deutlich die höchsten Einträge.

Nicht mehr überraschend sind die Differenzen bei den Direkteinträgen. Aus den bereits genannten Gründen (s.o.) liegen sie bei MOBINEG mit Abstand am höchsten und werden offensichtlich überschätzt.

Auf die Besonderheit der als „Rest“ bezeichneten Einträge bei STOFFBILANZ wurde bereits in Kap. 3.1.2 eingegangen.

Zur besseren Übersicht werden die Anteile ausgewählter Eintragspfade an den diffusen P-Einträgen für die 4 Modelle in Bild 20 dargestellt.

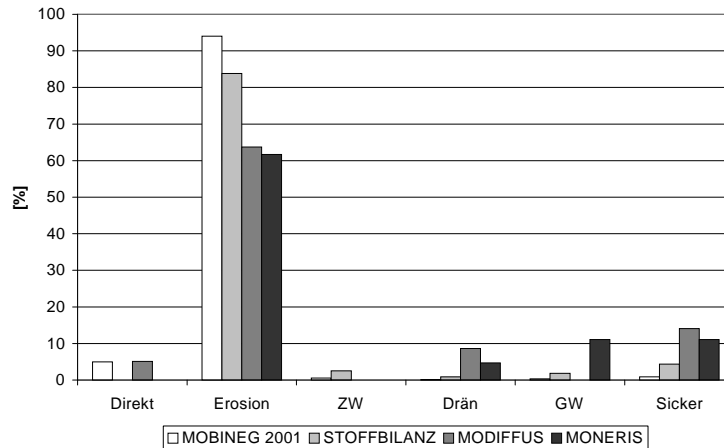


Bild 21: Obere Werre: Prozentuale Anteile wichtiger Eintragspfade an den gesamten diffusen Phosphoreinträgen (1996 - 1997) nach den 4 Modellen

### 3.10 Obere Werre: Diffuse Nährstoffeinträge nach Landnutzung

Vor der Betrachtung der im EZG der Oberen Werre ermittelten diffusen Nährstoffeinträge nach Landnutzung wird erneut geprüft, ob die Landnutzungsverteilung von den 4 Modellen gleichförmig abgebildet wird (auf die diesbezüglichen Unterschiede der Modelle wurde bereits in Kap. 3.2 hingewiesen). Tab. 36 zeigt, dass sie im EZG Oberen Werre mit den 4 Modellen für alle Landnutzungen zu fast identischen Ergebnissen führt.

Tab. 36: Obere Werre: Landnutzungsverteilung nach den Modellen

LN	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
	[%]	[%]	[%]	[%]
Acker	67,5	67,2	67,4	68,0
Wald	18,3	18,6	18,3	17,8
Grünland	0,8	1,4	0,7	0,8
Stadt	13,5	12,8	13,6	13,5
Gewässer	0,0	0,1	0,0	0,0
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0

#### 3.10.1 Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung

Die Summe der diffusen Stickstoffeinträge sowie ihre prozentuale Verteilung nach Landnutzung für das EZG der Oberen Werre sind in Tab. 37 dargestellt. Berücksichtigung finden können hier nur die Modelle MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS, da bei MONERIS eine Differenzierung nach Landnutzung von der Ergebnisausgabe nicht vorgesehen ist.

Erwartungsgemäß sind auch im EZG der Oberen Werre die Stickstoffeinträge von der LN Acker dominierend. Die 3 Modelle weisen hierfür Anteile zwischen 76 und 95 % aus. Dagegen werden für die absoluten diffusen N-Einträge von dieser LN erhebliche Unterschiede zwischen den 3 Modellen deutlich: Die korrigierten Ergebnisse nach MOBINEG sind mit 574 t/a um mehr als den Faktor 2 niedriger als bei MODIFFUS, wonach 1310 t/a diffuse N-Einträge von der LN Acker zu erwarten sind.

In der Summe sind ferner die Einträge von der LN Wald nicht unerheblich, doch ist dies überwiegend auf den relativ großen Waldanteil im Untersuchungsgebiet zurückzuführen. Lediglich nach STOFFBILANZ sind von dieser LN auch hohe spezifische N-Einträge zu erwarten. Die LN Grünland ist dagegen aufgrund des geringen Flächenanteils vergleichsweise unbedeutend. Allerdings werden hier nach MOBINEG und insbesondere STOFFBILANZ vergleichbare spezifische N-Einträge wie von der LN Acker berechnet, nach MODIFFUS sind sie dagegen im Vergleich deutlich niedriger.

Auffällig ist der Unterschied der prozentualen Verteilung bei der LN Stadt: Hier ist der Anteil, den STOFFBILANZ ermittelt, sehr viel höher als bei MODIFFUS und MOBINEG. Die Gründe für diese erheblichen Unterschiede bei der LN Stadt werden in Kap. 5.5 erläutert.

Tab. 37: Obere Werre: Diffuse Stickstoffeinträge nach Landnutzung (1996 - 1997)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]
Acker	1166	92,6	29,0	574	86,1	14,3	776	75,6	19,5	1310	94,8	32,6
Wald	72,9	5,8	6,7	72,9	10,9	6,7	155	15,1	14,1	62,8	4,5	5,8
Grünland	5,3	0,4	11,9	5,3	0,8	11,9	16,0	1,6	19,3	3,6	0,3	8,3
Stadt	14,8	1,2	1,8	14,8	2,2	1,8	78,6	7,7	10,0	5,2	0,4	0,6
Gewässer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EZG	1259	100	21,1	667	100	11,2	1026	100	17,3	1382	100	23,3

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

### 3.10.2 Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung

Die Summe der diffusen Phosphoreinträge sowie ihre prozentuale Verteilung nach Landnutzung für das EZG der Oberen Werre sind in Tab. 38 dargestellt. Berücksichtigung finden hier erneut nur die Modelle MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS (s.o.).

Erwartungsgemäß sind auch im EZG der Oberen Werre die Phosphoreinträge von der LN Acker dominierend, ähnlich deutlich wie dies bereits für die Stickstoffeinträge der Fall war. Die 3 Modelle weisen hierfür Anteile zwischen 73 und 95 % aus, bei den nicht korrigierten Ergebnissen von MOBINEG sogar 99,2 %. Verursacht werden sie überwiegend durch erosive P-Einträge, wobei diese bei den originalen MOBINEG Ergebnissen aufgrund der fehlenden Berücksichtigung des C-Faktors unrealistisch hoch sind und in diesem EZG auch von STOFFBILANZ wahrscheinlich erheblich überschätzt werden (s. Kap. 3.9.2).

Von allen anderen LN sind nur geringe diffuse P-Einträge zu erwarten, wengleich von der LN Grünland und nach STOFFBILANZ ebenfalls von Waldflächen noch nennenswerte spezifische P-Einträge zu verzeichnen sind.

Auffällig ist wiederum der Unterschied der prozentualen Verteilung bei der LN Stadt: Hier ist der Anteil, den STOFFBILANZ ermittelt sehr viel höher als bei MODIFFUS und MOBINEG. Die Gründe für diese erheblichen Unterschiede bei der LN Stadt werden in Kap. 5.5 erläutert.

Tab. 38: Obere Werre: Diffuse Phosphoreinträge nach Landnutzung (1996 - 1997)

LN	MOBINEG			MOBINEG*			STOFFBILANZ			MODIFFUS		
	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]	[t/a]	[%]	[kg/ha·a]
Acker	265	99,2	6,6	40,2	94,9	1,0	72,7	83,3	1,83	24,1	94,7	0,6
Wald	1,3	0,5	0,12	1,3	3,1	0,12	5,4	6,2	0,49	1,1	4,1	0,1
Grünland	0,2	0,1	0,39	0,2	0,4	0,39	0,3	0,4	0,4	0,1	0,4	0,22
Stadt	0,7	0,3	0,08	0,7	1,6	0,08	8,8	10,1	1,16	0,2	0,8	0,0
Gewässer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
EZG	267	100	4,49	42,4	100	0,71	87,3	100	1,47	25,5	100	0,43

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

### 3.11 Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Nährstofffrachten

Auch im EZG der Oberen Werre soll die Möglichkeit genutzt werden, die mit den Modellen quantifizierten Nährstoffeinträge zu bewerten. Hierzu werden die anhand von Güteuntersuchungen am Auslasspegel Ahmsen hochgerechneten Nährstofffrachten herangezogen. Auf die Schwierigkeiten und Ungenauigkeiten, die ein solcher Abgleich mit sich bringt, wurde bereits in Kap. 3.4 eingegangen.

#### 3.11.1 Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und Grundwasserkonzentrationen

Die Grundlage für diesen Abgleich stellen die Modellergebnisse zu den diffusen und punktuellen N-Emissionen sowie die Angaben zur Retention dar. Die diffusen N-Emissionen sind Kap. 3.9.1 zu entnehmen, die Einträge über KA wurden mit 502 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 105 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies 75,4 t/a (Mittelwert von MOBINEG und MONERIS). Als Retention wurde für MODIFFUS 25,1 % berechnet. Insgesamt liegt die Retention bei den 4 Modellen im EZG der Oberen Werre damit sehr dicht zusammen, zwischen 24,8 und 25,5 % (s. Tab. 39).

Die berechnete  $N_{\text{ges}}$ -Fracht am Auslasspegel Ahmsen beträgt 1144 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse unterscheiden sich im Vergleich zu den Ergebnissen an der Uecker weitaus geringer. Sie liegen zwischen 1178 und 1507 t/a. STOFFBILANZ und MONERIS erzielen bei diesem Abgleich mit Abweichungen unter 5 % sehr gute Ergebnisse, bei MOBINEG und MODIFFUS sind sie mit 25,7 bzw. 31,7 % noch gut bzw. zufriedenstellend.

Anders ist das Ergebnis bei den gelösten N-Frachten: MOBINEG erreicht hier ein sehr gutes Ergebnis, STOFFBILANZ ein gutes und MONERIS ein zufriedenstellendes. Lediglich MODIFFUS überschätzt die gelöste N-Fracht deutlich.

Als mittlere  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser wurde für das EZG der Oberen Werre 6,1 mg/l ermittelt. Wie aus Tab. 39 ersichtlich, liegt lediglich MONERIS mit 4,9 mg/l relativ dicht an diesem Wert. Die anderen Modelle weichen dagegen jeweils um etwa 50 % vom SOLL-Wert ab; dies ist als nicht zufriedenstellend einzustufen.

Tab. 39: Obere Werre: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Stickstofffrachten am Auslasspegel und mit der Grundwasserkonzentration (1996 - 1997)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS*	MONERIS	Pegel
Immission N <sub>ges</sub> [t/a]	1439	1178	1507	1196	1144
Abweichung [%]	25,7	2,9	31,7	4,5	-
Immission N <sub>gel</sub> [t/a]	943	1061	1480	1187	911
Abweichung [%]	3,5	16,5	62,5	30,3	-
Punktuell [t/a]	494	413	472	417	-
Diffus N <sub>ges</sub> [t/a]	945	765	1035	779	-
Diffus N <sub>gel</sub> [t/a]	448	648	1008	769	-
Retention [%]	25,0	25,5	25,1	24,8	-
GW	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS	SOLL
Konz. NO <sub>3</sub> -N GW [mg/l]	2,54	9,25	8,97	4,86	6,11
Abweichung [%]	-58,5	51,3	46,8	-20,4	-

\*: Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

Insgesamt erreicht im EZG der Oberen Werre nur MONERIS gute Ergebnisse beim Abgleich der Modellergebnisse mit Stickstofffrachten und der Grundwasserkonzentration.

### 3.11.2 Obere Werre: Abgleich der Modellergebnisse mit Phosphorfrachten

Die für den Abgleich der Phosphorfrachten notwendigen diffusen P-Emissionen sind Kap. 3.9.2 zu entnehmen. Die Einträge über KA wurden mit 23,4 t/a ermittelt. Hierzu kommen bei MOBINEG weitere 14,3 t/a über den Pfad Ortskanalisation, bei MODIFFUS sind dies 9,8 t/a (Mittelwert von MOBINEG und MONERIS). Als Retention wurde für MODIFFUS 53,2 % berechnet, insgesamt liegt sie bei den 4 Modellen zwischen 39,5 und 70 %. Verursacht wird diese große Diskrepanz durch die unterschiedlichen Modellansätze.

Tab. 40: Obere Werre: Vergleich der Modellergebnisse (Immissionen) mit Phosphorfrachten am Auslasspegel (1996 - 1997)

Fracht Auslasspegel	MOBINEG	MOBINEG*	STOFFBILANZ	MODIFFUS**	MONERIS	Pegel
Immission P <sub>ges</sub> [t/a]	152,5	40,0	33,2	27,5	30,7	-
Abweichung [%]	-	-	-	-	-	-
Immission P <sub>gel</sub> [t/a]	26,8	26,8	11,4	19,9	20,5	14,1
Abweichung [%]	90,9	90,9	-19,1	41,3	45,7	-
Punktuell [t/a]	18,8	18,8	7,0	15,5	14,1	-
Diffus P <sub>ges</sub> [t/a]	133,7	21,2	26,2	11,9	16,5	-
Diffus P <sub>gel</sub> [t/a]	8,0	8,0	4,4	4,3	6,3	-
Retention [%]	50,0	50,0	70,0	53,2	39,5	-

\*: Einträge über Erosion nachträglich korrigiert

\*\* : Retention als Mittelwert der anderen Modelle angenommen

Eine P<sub>ges</sub>-Fracht konnte am Auslasspegel Ahmsen mangels Datengrundlage nicht ermittelt werden. Die P<sub>gel</sub>-Fracht beträgt 14,1 t/a, die entsprechenden Frachten auf Basis der Modellergebnisse liegen zwischen 11,4 und 26,8 t/a. Wie Tab. 40 zeigt, erzielt lediglich STOFFBILANZ mit einer Abweichung zum Pegelwert von knapp 20 % ein gutes Ergebnis, die anderen Modelle weisen große bis erhebliche Abweichungen auf. Allerdings ist hierbei zu berücksich-

tigen, dass die stark differierenden Angaben zur Retention eine deutliche Auswirkung auf die Ergebnisse haben: Setzte man sie beispielsweise bei allen Modellen auf 70 %, erzielte MODIFFUS mit nur noch 10 % Abweichung vor MOBINEG mit 14 % Abweichung das beste Ergebnis. Dies zeigt, wie bedeutsam der Einfluss der Retention auf die Modellergebnisse beim Pegelabgleich ist.

Insgesamt erzielt nur STOFFBILANZ beim Abgleich der Modellergebnisse mit der Phosphorfracht im EZG der Oberen Werre ein gutes Ergebnis, für MODIFFUS ist es noch zufriedenstellend.



## 4 Bewertung von Nährstoffeinträgen anhand von Signifikanzkriterien in Anlehnung an die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie

Nach der WRRL ist es erforderlich, signifikante anthropogene Belastungen zu identifizieren und ihrem Ursprungsort zuzuordnen. Dies stellt die Grundlage zur Eingrenzung von Teilflächen eines EZG dar, in denen vornehmlich Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verringerung der Belastungssituation durchzuführen sind.

In den folgenden Kapiteln werden verschiedene Ansätze zur Identifizierung und Bewertung signifikanter Belastungen vorgestellt und beispielhaft in einem EZG angewendet.

Die Grundlage hierfür stellen die in den 3 Untersuchungsgebieten erzielten Ergebnisse der Nährstoffquantifizierung. Dabei wird auch untersucht, inwieweit die 4 Modelle trotz der erheblichen Unterschiede bei der Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge für diese Fragestellung vergleichbare Aussagen liefern.

Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse dieser Untersuchung keine direkten Rückschlüsse auf die Befähigung der Modelle zur Herkunftsanalyse gemäß Kap. 6.4 zulassen, da hier nur ein EZG exemplarisch betrachtet wird und somit keine Datengrundlage für eine grundsätzliche Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf andere EZG gegeben ist.

Zunächst ist es erforderlich, ein geeignetes Testgebiet auszuwählen, das möglichst hohen anthropogenen Belastungen ausgesetzt ist. Als Auswahlkriterien dienen dabei das Verhältnis der Nährstofffracht zur natürlichen Hintergrundlast (als Mittelwert der Modellergebnisse von MODIFFUS und MONERIS unter Berücksichtigung der mittleren Retention in den Untersuchungsgebieten), die flächenspezifischen Nährstoffimmissionen sowie die mittleren Nährstoffkonzentrationen am Auslasspegel.

Für das Verhältnis zwischen der (gemessenen) Nährstofffracht und der natürlichen Hintergrundlast gilt dabei: Je stärker die Nährstofffracht die natürliche Hintergrundlast überhöht (prozentual), desto wahrscheinlicher ist eine hohe anthropogene Belastung in dem EZG. Die entsprechenden Daten sind Tab. 41 zu entnehmen.

Tab. 41: Natürliche Hintergrundlast (nach Modellergebnissen von MODIFFUS und MONERIS) und Nährstofffrachten in den EZG sowie Angabe der Überhöhung der natürlichen Hintergrundlast

EZG	Natürliche Hintergrundlast		Nährstofffracht am Auslasspegel		Faktor der Überhöhung der Hintergrundlast	
	N [t/a]	P [t/a]	N [t/a]	P [t/a]	N	P
Ilmenau	156	2,6	1116	64,2	7,2	24,4
Uecker	77	1,5	911	39,1	11,8	26,2
Werre	119	1,3	1144	-	9,6	-

Demnach ist die anthropogen bedingte Überhöhung der Hintergrundlast für den Parameter Stickstoff im EZG der Uecker gefolgt vom EZG der Oberen Werre am höchsten. Für Phosphor zeigen sich fast gleiche Bedingungen in den EZG Ilmenau und Uecker, während für das EZG der Oberen Werre keine Aussage getroffen werden kann, da keine Angaben zu der  $P_{\text{ges}}$ -Fracht vorliegen. Als Folge dieser Ergebnisse kommen die EZG Uecker und Obere Werre

re für die weitergehenden Betrachtungen in Frage. Für die endgültige Auswahl des Testgebietes werden die weiteren Kriterien herangezogen.

Dabei werden die flächenspezifischen Nährstoffimmissionen sowie die mittleren Nährstoffkonzentrationen am Auslasspegel betrachtet. Es gilt: Je höher die Werte in einem EZG sind, desto eher ist mit signifikanten Belastungen zu rechnen. Die entsprechenden Angaben sind Tab. 42 zu entnehmen.

Sie zeigen, dass sowohl die flächenspezifischen Nährstoffimmissionen als auch die mittleren Konzentrationen im Untersuchungsgebiet Obere Werre vor allem für Stickstoff deutlich höher als in den anderen beiden Gebieten liegen. Aber auch für den Parameter Phosphor sind die ermittelten Werte im EZG der Oberen Werre am höchsten, vor allem weitaus höher als im EZG der Uecker.

Tab. 42: Flächenspezifische Nährstoffimmissionen [kg/ha·a] auf Basis der Frachten am Auslasspegel und mittlere Nährstoffkonzentrationen [mg/l] am Auslasspegel in den 3 Untersuchungsgebieten

EZG	Gesamt-N		Gelöst-N		Gesamt-P		Gelöst-P	
	[kg/ha·a]	[mg/l]	[kg/ha·a]	[mg/l]	[kg/ha·a]	[mg/l]	[kg/ha·a]	[mg/l]
Ilmenau	7,71	4,28	6,37	3,54	0,44	0,25	0,14	0,08
Uecker	3,67	4,16	3,05	3,46	0,16	0,18	0,05	0,06
Werre	19,20	7,36	17,74	6,80	0,46*	-	0,24	0,09

\*: Es konnte aufgrund fehlender Messdaten keine Fracht berechnet werden. Als partikulärer Anteil wurde die berechnete Erosion (Mittelwert der 4 Modelle, MOBINEG mit C-Faktor) berücksichtigt

Folglich wird als Ergebnis dieser Betrachtungen das EZG der Oberen Werre als Testgebiet für die Anwendung der verschiedenen Ansätze zur Identifizierung und Bewertung signifikanter Belastungen ausgewählt.

Bei den Ansätzen handelt es sich um Untersuchungen zu:

- ∅ Umweltrelevanten Aktivitäten,
- ∅ Gesamtbelastungen (bezogen auf Konzentration und Fläche),
- ∅ Diffusen Belastungen (bezogen auf Konzentration und Fläche),
- ∅ Diffusen Belastungen einzelner Eintragspfade (bezogen auf Konzentration).

Sie werden in den folgenden Kapitel vorgestellt.

#### 4.1 Umweltrelevante Aktivitäten („Driving Forces“)

Nach LAWA (2003) sind in den EZG umweltrelevante Aktivitäten („Driving Forces“) zu erfassen. Hierunter ist eine relativ grobe Bewertung anhand der folgenden leicht erfassbaren Eigenschaften zu verstehen:

- ∅ Anteil Ackerfläche > 40 %,
- ∅ Anteil urbaner Fläche > 15 %,
- ∅ Anteil Hackfrüchte inkl. Mais > 20 % der Ackerfläche,
- ∅ Anteil Sonderkulturen (Obst, Wein, Hopfen, Gemüse) > 5 % der Ackerfläche,
- ∅ Viehbestandsdichte in GVE pro Hektar LN > 1,5.

„Driving Forces“ liegen vor, wenn mindestens eine der oben genannten Eigenschaften für das Untersuchungsgebiet zutreffend ist. Die Betrachtungsebene stellen die TEZG dar. Die Ergebnisse der Untersuchung auf „Driving Forces“ zeigt Bild 22 für das EZG der Oberen Werre. Demnach sind in 60 der 67 TEZG (96 % der EZG-Fläche) umweltrelevante Aktivitäten zu verzeichnen. Hervorgerufen werden sie durch einen zu hohen Anteil an Ackerflächen (62 %), von urbanen Flächen (9 %) bzw. durch die Kombination von Beidem (25 %). Dagegen liegen die Anteile von Hackfrüchten und Sonderkulturen sowie die Viehbestandsdichte unter den angegebenen Grenzwerten.

Driving Forces im EZG Obere Werre

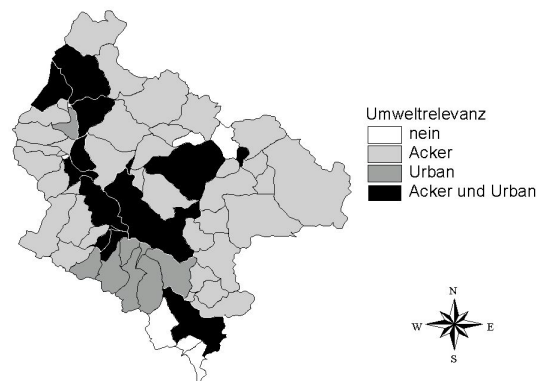


Bild 22: Umweltrelevante Aktivitäten („Driving Forces“) im EZG der Oberen Werre

Diese erste, relativ grobe Betrachtung mit vergleichsweise weichen Kriterien deutet darauf hin, dass in weiten Teilen des Einzugsgebietes mit erhöhten Nährstoffeinträgen zu rechnen ist. Begründet ist dies durch den hohen Anteil an Ackerflächen im EZG der Oberen Werre. Eine Antwort auf die Frage, inwieweit diese Flächen tatsächlich signifikante Belastungen verursachen, ist anhand dieser Kriterien jedoch nicht möglich. Ebenso erlaubt die Untersuchung auf umweltrelevante Aktivitäten keine direkten Aussagen darüber, ob erhöhte Stickstoff- und/oder Phosphorbelastungen zu erwarten sind. Hierfür ist eine Prüfung nach signifikanten Belastungen notwendig.

## 4.2 Signifikante Nährstoffbelastungen

Nach LAWA (2003) sind unter signifikanten Belastungen alle Belastungen zu verstehen, die allein oder in Kombination mit anderen zu einer Gefährdung der Zielerreichung nach WRRL führen können. Bei der Signifikanzprüfung ist dabei zunächst die Wirkung auf den unmittelbar betroffenen Wasserkörper zu betrachten, später sind auch ober- und unterliegende Wasserkörper zu berücksichtigen.

In LAWA (2003) werden Kriterien für die Beurteilung der Auswirkungen von stofflichen Belastungen auf Fließgewässer vorgegeben: Für die Nährstoffkonzentrationen wird davon ausgegangen, dass die Umweltqualitätsziele gemäß WRRL möglicherweise nicht erreicht werden, wenn folgende Konzentrationen als Mittelwerte überschritten werden:

Ø Orthophosphat-P	≤ 0,1 mg/l,
Ø Gesamt-P	≤ 0,15 mg/l,
Ø Nitrat-N	≤ 5,0 mg/l und
Ø Gesamt-N	≤ 6,0 mg/l.

Diese Schwellen- oder Grenzwerte wurden in Anlehnung an die chemische Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) mit den entsprechenden Werten für die Güteklasse II für die Phosphorparameter und Güteklasse II-III für die Stickstoffparameter festgelegt.

Aus diesen Daten ergeben sich für das Untersuchungsgebiet Obere Werre und den Untersuchungszeitraum 1996/97 mit einem MQ = 4,93 m<sup>3</sup>/s folgende maximale Nährstofffrachten, die zur Einhaltung der Umweltqualitätsziele nicht überschritten werden sollten:

Ø Orthophosphat-P	≤ 15,6 t/a,
Ø Gesamt-P	≤ 23,3 t/a,
Ø Nitrat-N	≤ 778 t/a und
Ø Gesamt-N	≤ 934 t/a.

Wie die Ergebnisse in Kap. 3.9 zeigen, werden die Nährstofffrachten im EZG der Oberen Werre z.T. deutlich überschritten.

Es wird daher Ziel der folgenden Kapitel sein, zu überprüfen, ob und ggf. wo im EZG der Oberen Werre signifikante Nährstoffbelastungen auftreten.

Hierfür ist es zum Einen notwendig, Kriterien festzulegen, ab wann in einem der zu betrachtenden 67 TEZG die Nährstoffbelastungen signifikant sind, und zum Anderen, auf welcher Datengrundlage diese Untersuchung überhaupt durchgeführt werden soll.

Gemäß der Vorgaben der LAWA (2003) werden zunächst die Nährstoffkonzentrationen betrachtet. In Anlehnung an RUF ET AL. (2003) wird festgelegt, dass ein TEZG signifikante Belastungen verursacht, wenn die mittlere aus diesem Gebiet stammende Nährstoffkonzentration den zu definierenden Schwellenwert um mindestens 15 % überschreitet. Als Schwellenwerte böten sich prinzipiell die oben genannten Grenzwerte nach LAWA (2003) an. Als Datengrundlage für die Untersuchung sollen die Ergebnisse der 4 Modelle dienen. Die Modelle ermitteln in erster Linie Emissionen in die Fließgewässer, was einen direkten Abgleich mit den Immissions-Grenzwerten nach LAWA (2003) nicht zulässt, da dafür die Retention im Fließgewässer, die nur sehr schwierig ermittelt werden kann (SCHÖNBORN, 1992), eingerechnet werden müsste. Zwar ermitteln 3 der 4 Modelle modellintern Retentionsfaktoren, doch diese Ansätze sind z.T. sehr vereinfacht und führen auch überwiegend zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Als Folge dieser Unterschiede führen von den Modellen identisch berechnete Emissionen zu stark differierenden Immissionen und folglich auch zu entsprechend variierenden Konzentrationen in den Fließgewässern. Dies wiederum würde die Aussagekraft der einzelnen Modellergebnisse, auf denen die Untersuchung hinsichtlich der signifikanten Belastungen beruhen soll, nicht mehr vergleichbar machen. Es werden daher die von den Modellen berechneten Emissionen für diese Untersuchung berücksichtigt. Dies erfordert nun, die Konzentrationsgrenzwerte dieser Datenbasis anzupassen. Es wurden daher einheitlich für N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub> die Kenngrößen der Gewässergüteklasse II-III (deutliche Belastung bis zweifacher Wert der Zielvorgabe) als Grenzkonzentrationen festgelegt.

Für die Bewertung von signifikanten Belastungen ergibt sich hiernach Folgendes:

Ein TEZG verursacht signifikante Belastungen, wenn die aus ihm resultierenden Nährstoffemissionen in Verbindung mit den entsprechenden Wasserflüssen zu Konzentrationen führen, die mindestens 15 % höher liegen als  $6 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$  bzw.  $0,3 \text{ mg/l P}_{\text{ges}}$ .

Diese Betrachtung wurde separat für Stickstoff und Phosphor für die gesamten Nährstoffbelastungen inkl. der punktuellen, sowie zusätzlich nur für die diffusen Nährstoffbelastungen für die 67 TEZG im Untersuchungsgebiet der Oberen Werre, durchgeführt. Hierbei wurden jeweils die entsprechenden Wasserflüsse berücksichtigt.

Die Ergebnisse werden in den beiden folgenden Kapiteln getrennt für Stickstoff und Phosphor vorgestellt.

Anzumerken ist, dass bei diesen Untersuchungen zu signifikanten Belastungen die Ergebnisse der 4 Modelle unabhängig von der Plausibilität ihrer Berechnungsansätze (vgl. Kap. 5 und 6.2) gleich behandelt werden. Hiermit soll auch überprüft werden, inwieweit die Modelle trotz ihrer z.T. gravierenden Unterschiede - insbesondere hinsichtlich der Vereinfachung der Berechnungsansätze und z.T. Vernachlässigung wichtiger standorttypischer (Umsatz-) Prozesse - bei einer solchen Untersuchung zu vergleichbaren Ergebnissen kommen. Im Idealfall wären die Unterschiede zwischen den Modellen marginal. Dies bedeutete, dass dann womöglich mehrere oder alle 4 Modelle gut zur Identifizierung signifikanter Belastungen in Einzugsgebieten geeignet wären.

Zu berücksichtigen ist ferner, dass die hier erzielten Ergebnisse zu den signifikanten Belastungen im Untersuchungsgebiet Obere Werre nur auf den Modellergebnissen, die aufgrund der fehlenden Datenlage nicht auf TEZG-Ebene überprüft werden können, und auf den definierten Grenzen der Signifikanzprüfung basieren. Insofern sind die Aussagen der einzelnen Modelle zu signifikanten Belastungen in TEZG nicht zu belegen Sie sind folglich hypothetischer Natur. Insbesondere, aber nicht nur, ist zumindest bei den Modellen, die z.T. erhebliche Defizite bei der Plausibilität der Berechnungsansätze aufweisen, mit fehlerhaften Einschätzungen zu rechnen.

Um diese Problematik abzufedern und die Wahrscheinlichkeit der Aussage zu erhöhen, ob in einem TEZG signifikante Belastungen erwartet werden müssen, werden jeweils am Ende jeder der im Folgenden vorgestellten Ansätze die Ergebnisse nach den 4 Modellen modellübergreifend aggregiert.

Dabei wird für die Bewertung signifikanter TEZG Folgendes definiert:

- Ø Ein TEZG verursacht mit hoher Wahrscheinlichkeit signifikante Belastungen, wenn 3 oder alle 4 Modellergebnisse dies anzeigen.
- Ø Zeigen 2 Modellergebnisse signifikante Belastungen an, wird von einer unklaren Belastungssituation für das TEZG ausgegangen.
- Ø Ein TEZG verursacht mit hoher Wahrscheinlichkeit keine signifikante Belastungen, wenn 3 oder alle 4 Modellergebnisse dies anzeigen.

### 4.2.1 Stickstoff: Signifikante gesamte und diffuse Belastung

In Tab. 43 sind die Ergebnisse der Untersuchung zu den signifikanten gesamten und diffusen Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre dargestellt.

Sie weisen (erzielt auf Basis der Modellergebnisse) bei Betrachtung der Gesamtemissionen eine recht einheitliche Tendenz auf. Der überwiegende Anteil der TEZG sowie der EZG-Fläche verursachen demnach signifikante Stickstoffbelastungen. Dies betrifft zwischen 48 und 56 der 67 TEZG bzw. zwischen 83,7 und 94 % der EZG-Fläche. Werden für MOBINEG jedoch die nachträglich modifizierten, realistischeren Ergebnisse herangezogen, ergeben sich deutlich geringere Anteile als bei den drei anderen Modellen.

Tab. 43: Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997)

Signifikante Belastung	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]
Gesamt	56	94,0	33	67,0	55	91,6	48	83,7	49	84,9
Diffus	50	83,5	18	38,9	54	87,4	48	80,4	49	83,6

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

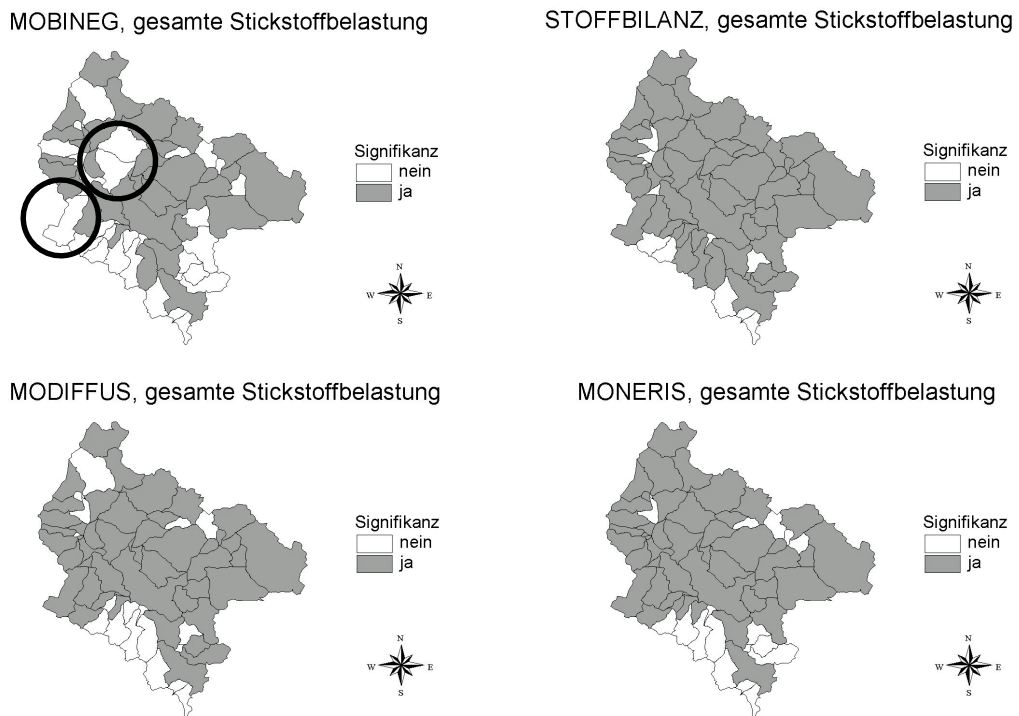


Bild 23: Signifikante gesamte Stickstoffbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Bild 23 zeigt die Ergebnisse der Signifikanzprüfung auf Basis der verschiedenen Modellergebnisse für die gesamte Stickstoffbelastung, wobei bei MOBINEG die nachträglich modifizierten Ergebnisse Berücksichtigung finden. Es wird deutlich, dass STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS zu fast identischen Aussagen kommen. Lediglich in einzelnen TEZG

weisen diese drei Modelle voneinander abweichende Ergebnisse auf. Die Ergebnisse von MOBINEG führen dagegen in einigen Fällen zu völlig von den anderen Modellen abweichenden Aussagen (markierte TEZG in Bild 23). Dennoch lässt sich festhalten, dass ganz offensichtlich in weiten Teilen des Untersuchungsgebietes mit hohen Stickstoffeinträgen in die Gewässer zu rechnen ist. Diese Betrachtung erlaubt jedoch noch keine Aussage darüber, ob diese signifikanten Belastungen durch punktuelle oder diffuse Einträge verursacht werden. Um diese Trennung zu erreichen, werden daher als nächstes nur die diffusen Stickstoffeinträge für die entsprechende Untersuchung herangezogen.

Die Ergebnisse der Untersuchung zu den signifikanten diffusen Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre sind Tab. 43 zu entnehmen.

Die Modelle STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS erzielen hier fast die identischen Ergebnisse wie für die Gesamteinträge. Dies bezieht sich vor allem auf die Anzahl der betroffenen TEZG, aber ebenso auf die EZG-Fläche. Allerdings ist hier zu beachten, dass - im Vergleich von MODIFFUS und MONERIS, bei denen die Anzahl der TEZG jeweils identisch ist - der Anteil der Fläche mit signifikanten diffusen Belastungen geringfügig niedriger liegt, als bei den Gesamtbelastungen. Dies belegt, dass nicht die identischen TEZG betroffen sind. Insgesamt zeigen diese Ergebnisse der drei genannten Modelle deutlich, dass für die Signifikanz der Stickstoffeinträge fast ausschließlich die diffusen Einträge verantwortlich sind. Für MOBINEG gilt dies ebenso, wenn auch nicht ganz so eindeutig. Ein anderes Bild ergibt sich nur bei den nachträglich korrigierten Ergebnissen von MOBINEG: Hier sind die diffusen Stickstoffeinträge bei der Signifikanzprüfung mit 18 TEZG und knapp 40 % der Fläche vergleichsweise unbedeutend, während den punktuellen Einträgen weitaus mehr Bedeutung zukommt.

Bild 24 zeigt die Ergebnisse der Signifikanzprüfung auf Basis der verschiedenen Modellergebnisse, wobei bei MOBINEG die nachträglich modifizierten Ergebnisse Berücksichtigung finden. Es ergibt sich fast das gleiche Bild wie bei den Gesamtbelastungen: STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS kommen wiederum zu fast identischen Ergebnissen, die lediglich in einzelnen TEZG voneinander abweichen. Die Ergebnisse von MOBINEG führen dagegen zu deutlich abweichenden Aussagen. Allerdings werden, von einer Ausnahme abgesehen, alle TEZG, die MOBINEG als signifikant ausweist, auch von allen drei anderen Modellen entsprechend ausgewiesen.

Ein Abgleich der beiden vorgestellten Untersuchungen ermöglicht jetzt eine Aussage darüber, aus welchen TEZG nach den einzelnen Modellergebnissen nur mit diffusen, nur mit punktuellen oder mit beiden Formen von signifikanten Belastungen zu rechnen ist.

Auch wenn die Übereinstimmung der Ergebnisse der 4 Modelle bei der Signifikanzprüfung der N-Belastung erstaunlich hoch ist, zeigen sich doch für Teilgebiete Unklarheiten.

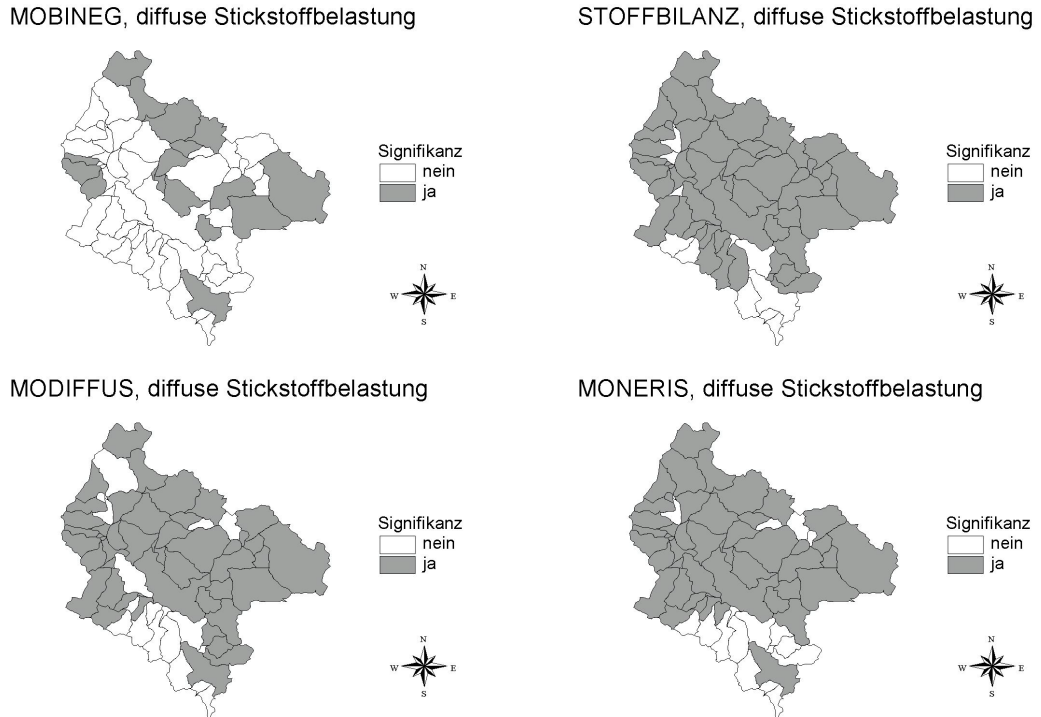


Bild 24: Signifikante diffuse Stickstoffbelastungen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Um zu möglichst belastbaren Aussagen hinsichtlich der Signifikanz zu kommen, werden daher die bisher getrennt betrachteten Ergebnisse der 4 Modelle aggregiert. Das Ergebnis der modellübergreifenden Bewertung der Signifikanz der N-Gesamtbelastung und der diffusen N-Belastung ist in Bild 25 für die 67 TEZG im EZG der Oberen Werre dargestellt.

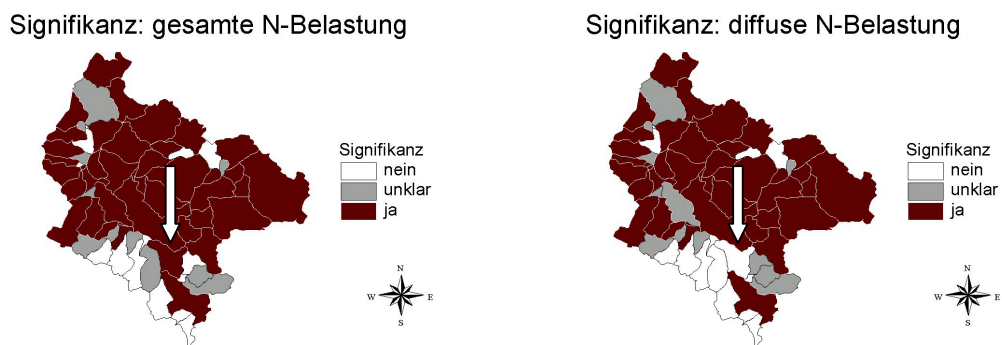


Bild 25: Signifikante gesamte und diffuse Stickstoffbelastungen: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

Demnach ist lediglich für 14 TEZG mit 10,0 % der EZG-Fläche nicht mit signifikanten Gesamtbelastungen zu rechnen. Für 11 TEZG (10,9 % der Fläche) ergibt sich eine unklare Aussage, d.h. signifikante Belastungen können nicht ausgeschlossen werden. Für 42 TEZG mit einer Fläche von etwa 470 km<sup>2</sup> (79,1 % der Fläche) ist somit mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer signifikanten N-Belastung auszugehen.



Bei der diffusen N-Belastung ist ebenfalls für 14 TEZG mit 13,1 % der EZG-Fläche nicht mit signifikanten Belastungen zu rechnen. Für 12 TEZG (11,9 % der Fläche) ergibt sich eine unklare Aussage, d.h. signifikante Belastungen können nicht ausgeschlossen werden. Dagegen ist für 41 TEZG mit einer Fläche von etwa 450 km<sup>2</sup> (75,0 % der Fläche) mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer signifikanten diffusen N-Belastung auszugehen. Lediglich im Südwesten des EZG kann dies relativ großflächig ausgeschlossen werden.

Der Abgleich der beiden Ergebnisse weist auf ein TEZG hin, in dem eine signifikante punktuelle N-Belastung vorliegt, jedoch keine Belastung durch diffuse Einträge (Markierungen in Bild 25). In den meisten TEZG sind dagegen signifikante diffuse N-Belastungen zu erwarten. Inwieweit in diesen TEZG auch signifikante punktuelle N-Belastungen eine Rolle spielen, lässt sich erst klären, wenn zusätzlich die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade untersucht worden ist. Dies geschieht in Kap. 4.3.1.

Dort wird auch geklärt werden, inwieweit die diffusen N-Belastungen durch einzelne Eintragspfade geprägt sind.

#### 4.2.2 Phosphor: Signifikante gesamte und diffuse Belastung

Im Gegensatz zu den Ergebnissen beim Stickstoff zeigt die Untersuchung der spezifischen Gebietsbelastung hinsichtlich signifikanter Belastungen beim Phosphor sehr unterschiedliche Ergebnisse für die 4 Modelle (vgl. Tab. 44). Bei den Gesamtemissionen weisen MOBINEG und STOFFBILANZ für knapp 100 bzw. 87 % der Gebietsfläche signifikante P-Belastungen aus, während hiervon bei MODIFFUS und MONERIS nur jeweils 8 TEZG (18,9 bzw. 25,8 % der Gebietsfläche) betroffen sind.

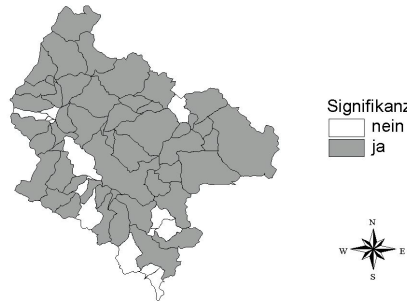
Tab. 44: Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997)

Signifikante Belastung	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]
Gesamt	65	99,5	52	89,3	51	87,0	8	18,9	8	25,8
Diffus	63	97,4	28	65,9	50	86,8	0	0,0	2	3,9

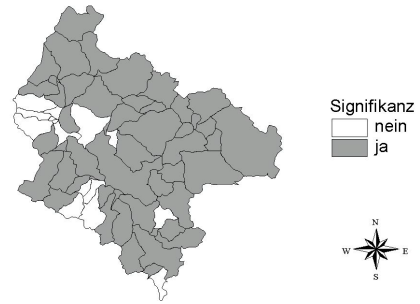
\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

Dieser Sachverhalt sowie die räumliche Verteilung der signifikant belasteten TEZG ist für die 4 Modelle in Bild 26 dargestellt. Hier erscheinen die Unterschiede der Modelle noch deutlicher. Die Ergebnisse der beiden Modelle, die einen überwiegenden Anteil an signifikant belasteten TEZG ausweisen, unterscheiden sich vor allem bei der Ausweisung nicht signifikant belasteter TEZG: Nur in 8 Fällen, die lediglich 4,3 % der Gebietsfläche ausmachen, kommen die beiden Modelle hier zur gleichen Aussage, während sie demgegenüber in 14,1 % der Fläche (15 TEZG) zu gegensätzlichen Ergebnissen kommen. MODIFFUS und MONERIS weisen je 8 TEZG als signifikant belastet aus. Bild 26 zeigt, dass es sich hierbei jedoch nicht um die identischen TEZG handelt. Lediglich 4 TEZG werden von beiden ausgewiesen, sie betreffen 9,8 % der Gebietsfläche. Dagegen ermitteln die beiden Modelle in 25 % der Gebietsfläche (8 TEZG) gegenläufige Aussagen.

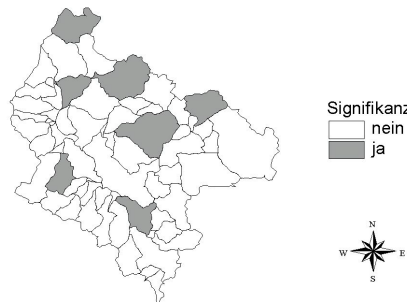
MOBINEG, gesamte Phosphorbelastung



STOFFBILANZ, gesamte Phosphorbelastung



MODIFFUS, gesamte Phosphorbelastung



MONERIS, gesamte Phosphorbelastung

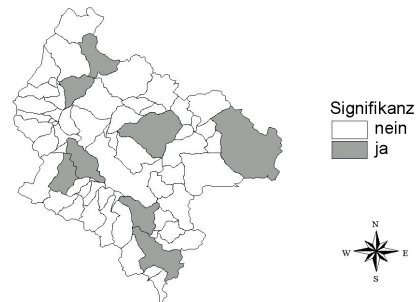
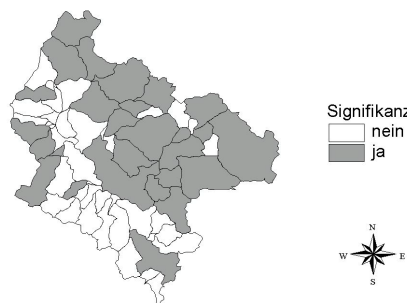
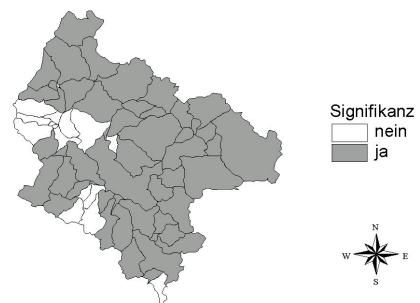


Bild 26: Signifikante gesamte Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Weser nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

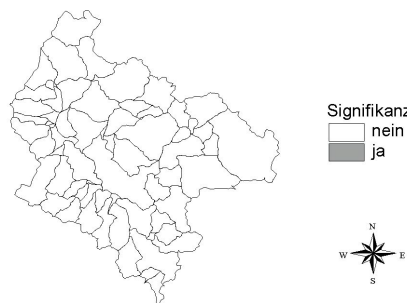
MOBINEG, diffuse Phosphorbelastung



STOFFBILANZ, diffuse Phosphorbelastung



MODIFFUS, diffuse Phosphorbelastung



MONERIS, diffuse Phosphorbelastung

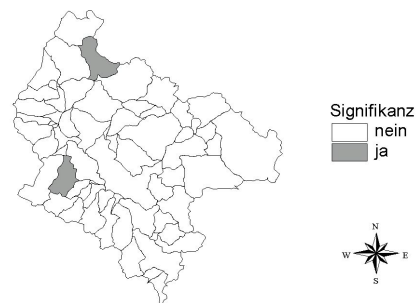


Bild 27: Signifikante diffuse Phosphorbelastungen im EZG der Oberen Weser nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Die Untersuchung der spezifischen Gebietsbelastung hinsichtlich signifikanter diffuser Belastungen beim Phosphor zeigt wiederum, noch stärker als bei der Gesamtbelastung, sehr unterschiedliche Ergebnisse für die 4 Modelle (vgl. Tab. 44 und Bild 27). Während MOBINEG und STOFFBILANZ bedeutende Gebietsflächen als signifikant belastet ausweisen und somit den diffusen Einträgen eine hohe Bedeutung zuweisen, sind diese Einträge nach MODIFUS und MONERIS eher unbedeutend. Letztere Ergebnisse weisen zudem auf eine nicht unerhebliche Bedeutung der punktuellen Einträge hin, die immerhin in jeweils etwa 20 % der Gebietsfläche zu signifikanten Einträgen beitragen. Dies ist vergleichbar auch den nachträglich korrigierten Ergebnissen von MOBINEG zu entnehmen. Nach den originalen Ergebnissen von MOBINEG und denen von STOFFBILANZ scheinen die punktuellen P-Einträge dagegen nur in maximal 2 % der Gebietsfläche zu signifikanten Belastungen beizutragen.

Insgesamt ist die Übereinstimmung der Ergebnisse bei der Signifikanzprüfung der P-Belastung gering. Bild 28 zeigt die modellübergreifende Bewertung der Signifikanz der P-Gesamtbelastung für die 67 TEZG im EZG der Oberen Werre. Auffällig ist vor allem, dass für gut die Hälfte der Gebietsfläche (34 TEZG, 51,1 % der Fläche) keine klare Aussage getroffen werden kann. Dies ist sehr unbefriedigend. Immerhin lässt sich für 22 TEZG mit einem Gebietsflächenanteil von 16,3 % eine signifikante P-Belastung mit einer hohen Wahrscheinlichkeit ausschließen, während eine solche Belastung in 32,7 % der Fläche (11 TEZG) dagegen sehr wahrscheinlich ist.

Bild 28 zeigt zudem die modellübergreifende Bewertung der Signifikanz der diffusen P-Belastung. Auffällig ist vor allem, dass für fast zwei Drittel der Gebietsfläche (26 TEZG, 63,8 % der Fläche) keine klare Aussage getroffen werden kann. Dies ist ebenfalls sehr unbefriedigend. Verursacht wird diese unklare Aussage durch die sehr unterschiedlichen Modellergebnisse. Immerhin lässt sich für 40 TEZG mit einem Gebietsflächenanteil von 33,9 % eine signifikante P-Belastung mit einer hohen Wahrscheinlichkeit ausschließen, während eine solche Belastung dagegen lediglich in 1 TEZG (2,2 % der Fläche) wahrscheinlich ist.

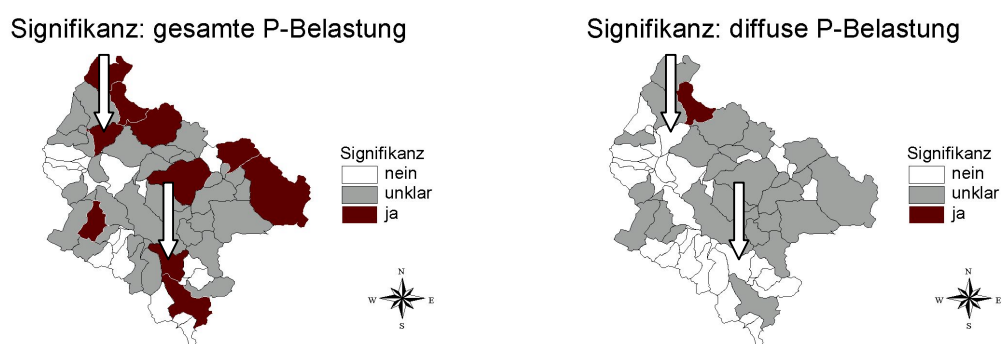


Bild 28: Signifikante gesamte und diffuse Phosphorbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle im EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

Der Abgleich der beiden Ergebnisse weist auf 2 TEZG hin, in denen ausschließlich signifikante punktuelle P-Belastungen zu erwarten sind (s. Markierungen in Bild 28).

Für die TEZG, in denen eine signifikante gesamte P-Belastung, aber nur eine unklare Beteiligung der diffusen P-Einträge daran, ausgewiesen ist, kann anhand dieser Ergebnisse noch nicht gesagt werden, ob die punktuellen P-Einträge allein bereits zu signifikanten Belastungen führen.

Hierfür ist erneut die Betrachtung der Einzelpfade notwendig, die in Kap. 4.3.2 durchgeführt wird.

Weiterhin wird deutlich, dass die diffuse P-Belastung in diesem EZG wahrscheinlich eher unbedeutend ist. Diese Einschränkung ist an dieser Stelle notwendig, da aufgrund der sehr unterschiedlichen Modellergebnisse eine eindeutige Aussage für einen bedeutenden Flächenanteil nicht möglich ist. Eine nähere Analyse hierzu ist u.U. nach der Betrachtung der Einzelpfade möglich.

### 4.3 Signifikante Belastungen über Einzelpfade

In den vorangegangenen Kapiteln wurde untersucht, welche TEZG im EZG der Oberen Werre signifikanten Belastungen ausgesetzt sind. Dabei zeigte sich, dass hinsichtlich der N-Belastung der Großteil der TEZG, hinsichtlich der P-Belastung dagegen nur einzelne TEZG signifikant sind. Weiterhin wurden insbesondere für die P-Belastung Unterschiede zwischen den signifikanten diffusen und den signifikanten Gesamtbelastungen deutlich.

In diesem Kapitel werden die Ursachen für diese signifikanten Belastungen näher betrachtet, indem der Einfluss einzelner Eintragspfade auf sie untersucht wird. Dieser zweite Schritt ist vor allem vor dem Hintergrund einer gezielten Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen von großer Bedeutung: Nicht die signifikante Belastung an sich ist hierfür zielführend, sondern erst die Kenntnis des oder der verantwortlichen Eintragspfade erlaubt es (in Kombination mit weiteren Gebietsinformationen wie z.B. der Bodenkarte), konkrete Maßnahmen abzuleiten.

Zunächst ist es erforderlich zu definieren, wann ein Eintragspfad signifikante Belastungen verursacht. Erste Voraussetzung ist, dass in einem TEZG eine signifikante Gebietsbelastung gemäß Kap. 4.2 festgestellt wurde. Ist zudem in einem solchen TEZG ein einzelner Eintragspfad mit mindestens 15 %<sup>3</sup> an dieser Belastung beteiligt, wird er als signifikant angesehen.

In den folgenden Kapiteln werden die TEZG der Oberen Werre gemäß dieser Definition hinsichtlich signifikanter Eintragspfade untersucht. Dies erfolgt getrennt nach Stickstoff- und Phosphoreinträgen. Anzumerken ist noch Folgendes: Die punktuellen Einträge werden als ein Eintragspfad betrachtet, unabhängig davon, ob sie nur durch Kläranlagen oder auch durch Einträge aus der Kanalisation verursacht werden (dies geschieht für jedes Modell gemäß der jeweiligen Definition von punktuellen Quellen). Die Prüfung der Signifikanz orientiert sich hier an der Gesamtbelastung. Anders bei den diffusen Nährstoffeinträgen, wo die Prüfung anhand der Bedingungen erfolgt, die für die diffusen Belastungen definiert wurden.

---

<sup>3</sup>: RUF ET AL. (2003) haben einen Anteil von 10 % als Signifikanzschwelle vorgeschlagen. Dieser Wert erscheint jedoch als Kriterium für die Prüfung auf Signifikanz zu gering.

### 4.3.1 Signifikante Stickstoffbelastung über einzelne Eintragspfade

Die Ergebnisse der Untersuchung zu den signifikanten Stickstoffbelastungen über einzelne Eintragspfade für das EZG der Oberen Werre sind Tab. 45 zu entnehmen.

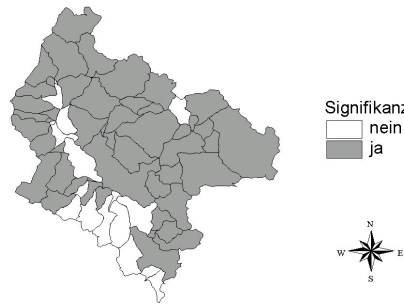
Tab. 45: Signifikante Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997)

Eintragspfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]
Direkt	0	0,0	0	0,0	0	0,00	0	0,0	0	0,0
Erosion	50	83,5	3	7,2	29	64,1	0	0,0	0	0,0
Abschwemmung	0	0,0	0	0,0	0	0,00	0	0,0	0	0,0
Dränage	23	46,4	17	36,7	12	16,7	34	60,7	49	83,6
Sickerwasser	50	83,5	18	38,9	54	87,4	48	80,4	49	83,6
Punktuell	20	34,3	16	17,9	11	17,9	11	24,8	5	13,5

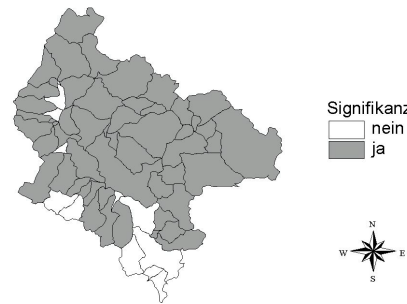
\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

Während die Eintragspfade Direkteinträge und Abschwemmung von allen Modellen als völlig unbedeutend in diesem EZG eingestuft werden, verursacht der Pfad Sickerwasser in 80,4 bis 87,4 % der Gebietsfläche signifikante N-Belastungen, lediglich nach den korrigierten Ergebnissen von MOBINEG beträgt dieser Anteil nur knapp die Hälfte. Bild 29 zeigt, dass die Ergebnisse der Signifikanzprüfung für den Pfad Sickerwasser bei den 4 Modellen sehr ähnlich sind.

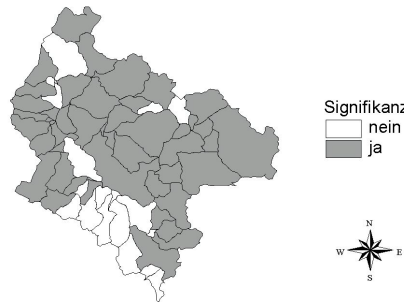
MOBINEG, N-Belastung über Sickerwasser



STOFFBILANZ, N-Belastung über Sickerwasser



MODIFFUS, N-Belastung über Sickerwasser



MONERIS, N-Belastung über Sickerwasser

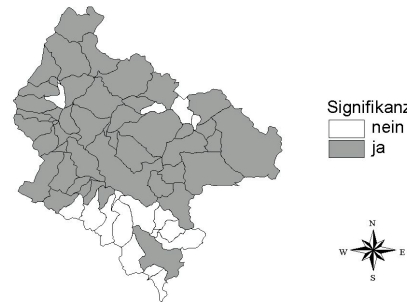


Bild 29: Signifikante Stickstoffbelastungen über den Pfad Sickerwasser im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Besonders deutlich wird dies, wenn die modellübergreifende Bewertung der Signifikanz für den Eintragspfad Sickerwasser berücksichtigt wird: Bild 30 zeigt, dass nur in 12 TEZG (12,5 % der Gebietsfläche), die überwiegend im südlichen EZG liegen, nicht mit signifikanten N-Belastungen über Sickerwasser gerechnet werden muss. Lediglich in 4 TEZG ergibt sich eine unklare Aussage. Dagegen ist in 51 TEZG mit einem Flächenanteil von 84,5 % mit hoher Wahrscheinlichkeit von signifikanten N-Belastungen über den Pfad Sickerwasser auszugehen. Die Gleichförmigkeit dieser Ergebnisse der 4 Modelle ist vielleicht überraschend, wenn man die doch sehr unterschiedlichen Ergebnisse der Modelle für den Pfad Sickerwasser berücksichtigt (zwischen 446 und 1164 t/a, vgl. Kap. 3.9.1). Letztlich wird jedoch deutlich, dass diese absoluten Zahlen in ihrer Aussagekraft nicht überschätzt werden sollten. Wichtiger als der Gesamteintrag ist, inwieweit dieser Pfad zu signifikanten Einträge beiträgt bzw. sie erst verursacht. Hier zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Modellen.

Signifikanz: N-Belastung über Sickerwasser

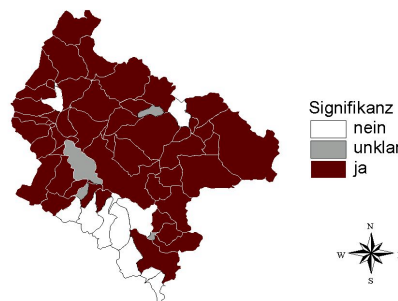


Bild 30: Signifikante Stickstoffbelastung über Sickerwasser: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Weser (1996 - 1997)

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass der Pfad Sickerwasser in den meisten TEZG erheblich zu der signifikanten diffusen N-Belastung beiträgt.

Durch Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verringerung der N-Einträge über diesen Pfad könnte die N-Belastung der Gewässer folglich reduziert werden.

Berücksichtigt werden muss, dass hier bis jetzt nur die nach den Modellergebnissen resultierenden N-Konzentrationen des Sickerwassers als Kriterium herangezogen wurden. Für eine gezielte Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen - vor allem in den TEZG, die besonders hohe Belastungen verursachen - ist eine Kopplung an die N-Flächenbelastung sinnvoll: In TEZG, in denen diese N-Flächenbelastung besonders hoch ist und zudem auch die resultierende N-Konzentration im Sickerwasser - in denen also davon ausgegangen werden muss, dass die Denitrifikationsverluste während der Untergrundpassage nicht ausreichen, die hohen N-Flächenbelastungen zu kompensieren - wären Bewirtschaftungsmaßnahmen besonders effektiv.

Es wird daher an dieser Stelle auf die abschließende Betrachtung in Kap. 4.5 verwiesen, in der diese Aspekte in einem aggregierten Ansatz zusammengeführt werden.

Grundsätzlich zu bedenken bleibt, dass alle Maßnahmen, die die Einträge über das Grundwasser verringern sollen, aufgrund der oft sehr hohen Grundwasserverweilzeiten nicht umgehend zu einer Verbesserung der N-Belastung der Fließgewässer führen werden, sondern erst in einem entsprechenden Zeitraum.

Ganz anders ist dies bei den N-Einträgen über den Pfad Dränage: Hier führen Maßnahmen aufgrund des schnellen Abflusses fast umgehend zum gewünschten Erfolg. Daher werden als nächstes die Ergebnisse der Signifikanzprüfung für den Pfad Dränage mit den 4 Modellen überprüft. Sie sind in Bild 31 dargestellt. Hier werden im Gegensatz zum Sickerwasser große Unterschiede zwischen den Modellen deutlich. Laut MONERIS werden mit fast 84 % erheblich größere Anteile des EZG der Oberen Werre durch den Eintragspfad Dränage signifikant belastet als bei den anderen Modellen. STOFFBILANZ weist lediglich 16,4 % entsprechender Flächen aus.

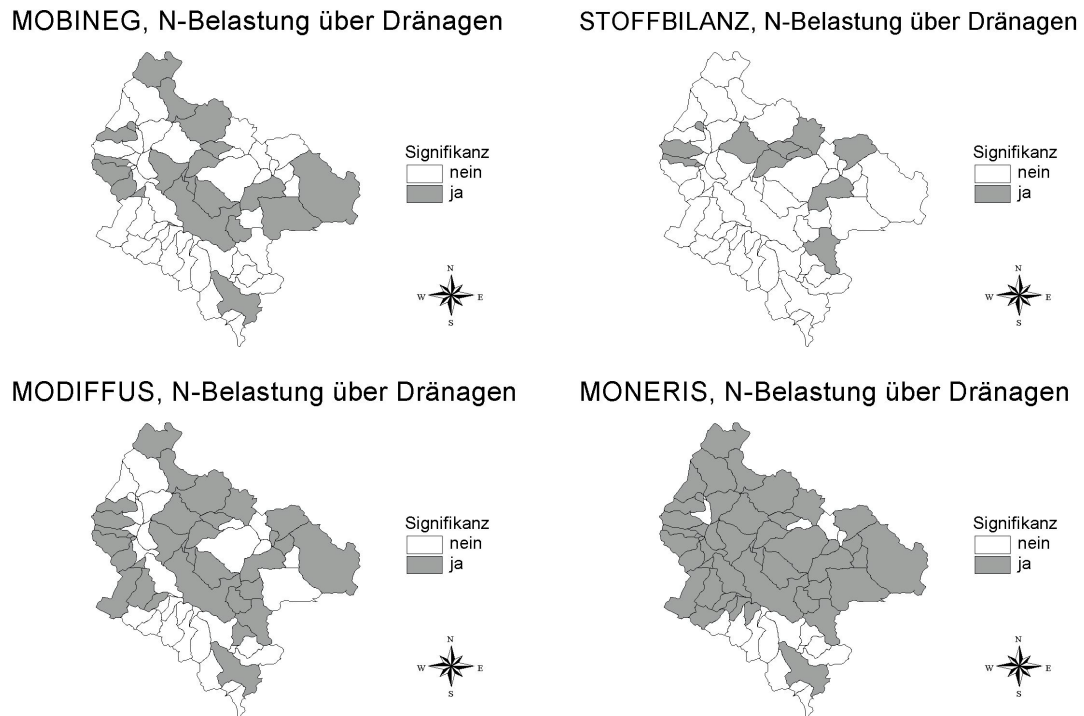


Bild 31: Signifikante Stickstoffbelastungen über Dränagen im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Die modellübergreifende Bewertung der Signifikanz für den Eintragspfad Dränage ist in Bild 32 dargestellt. Demnach verursachen Dränagen in 27 TEZG (Flächenanteil: 52,9 %) signifikante N-Belastungen, in 35,6 % der Fläche (32 TEZG) dagegen nicht, für die restlichen TEZG bleibt dies unklar.

Somit leisten nach diesen Ergebnissen in gut der Hälfte der TEZG die N-Einträge über Dränage einen Anteil von über 15 % an den durch die diffusen Belastungen erhöhten N-Konzentrationen im Gewässer.

In diesen TEZG könnten folglich durch entsprechende Maßnahmen die N-Konzentration im Fließgewässer zeitnah verbessert werden. Inwieweit dies auch ausreicht, um die festgestellte signifikante Belastung durch die diffusen Quellen insgesamt zu verhindern, lässt sich durch Berücksichtigung der jetzt verringerten Fracht mit dem vorgestellten Ansatz abschätzen.

Für die Auswahl der TEZG, in denen Maßnahmen besonders effektiv durchzuführen sind, gilt prinzipiell das bereits beim Sickerwasser Angemerkte.

Signifikanz: N-Belastung über Dränagen

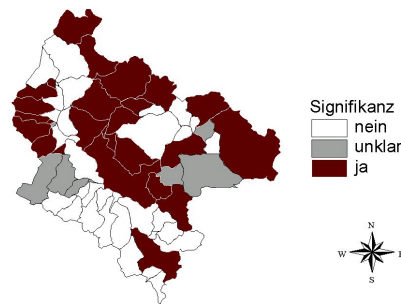
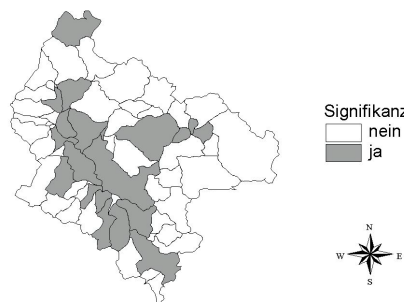


Bild 32: Signifikante Stickstoffbelastung über Dränagen: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

Bei weitem nicht so unterschiedlich wie bei den Einträgen über Drainage ist die Situation bei den punktuellen Einträgen, auch wenn dennoch Unterschiede auszumachen sind. Die Ursache dafür liegt vor allem bei den N-Einträgen über Kanalisation, die von den Modellen, wenn überhaupt, unterschiedlich kalkuliert werden, und im Fall MONERIS und STOFFBILANZ überhaupt nicht zu den punktuellen Einträgen zählen. Diese Einträge werden im EZG der Oberen Werre von MOBINEG mehr als doppelt so hoch berechnet wie die vergleichbaren Einträge von MONERIS über Urban Systems. Daher weist, wie Bild 33 zeigt, MOBINEG die meisten TEZG als signifikant belastet aus (16 TEZG, 30,6 % der Fläche). STOFFBILANZ und MONERIS schätzen dagegen mit 17,9 bzw. 13,5 % der Fläche (11 bzw. 5 TEZG) den Einfluss der punktuellen N-Belastungen deutlich geringer ein.

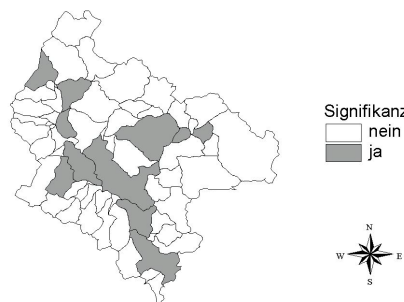
MOBINEG, punktuelle Stickstoffbelastung



STOFFBILANZ, punktuelle Stickstoffbelastung



MODIFFUS, punktuelle Stickstoffbelastung



MONERIS, punktuelle Stickstoffbelastung

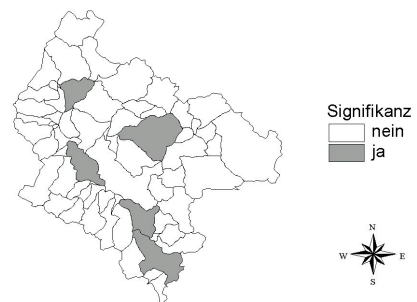


Bild 33: Signifikante Stickstoffbelastung durch punktuelle Einträge im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)



Bild 34 zeigt das Ergebnis der modellübergreifenden Bewertung der Signifikanz der punktuellen N-Belastungen für die 67 TEZG im EZG der Oberen Werre. Demnach ist in 10 TEZG mit 18,8 % der Gesamtfläche mit signifikanten N-Einträgen über diesen Pfad zu rechnen. Lediglich in einem TEZG (5,9 % der Fläche) ist die Aussage unklar, während in den restlichen TEZG (75,6 % der Gebietsfläche) mit hoher Wahrscheinlichkeit keine signifikanten N-Belastungen durch punktuelle Einträge verursacht werden.

Dieses Ergebnis macht deutlich, dass neben dem einen TEZG, das bereits durch den Abgleich der gesamten und diffusen N-Belastungen als nur durch punktuelle N-Einträge belastet ausgewiesen werden konnte, in 9 weiteren TEZG punktuelle N-Einträge für die zu hohe N-Konzentration in den Fließgewässer mitverantwortlich sind. In diesen TEZG kann folglich auch durch die Verringerung der punktuellen N-Einträge eine Verbesserung der Gewässerqualität erreicht werden.

Signifikanz: N-Belastung über punktuelle Quellen

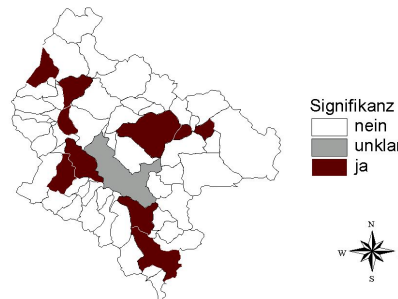


Bild 34: Signifikante Stickstoffbelastungen durch punktuelle Einträge: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

### 4.3.2 Signifikante Phosphorbelastung über einzelne Eintragspfade

Die Ergebnisse der Untersuchung zu den signifikanten Phosphorbelastungen über einzelne Eintragspfade sind Tab. 46 zu entnehmen.

Tab. 46: Signifikante Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997)

Eintragspfad	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]
Direkt	59	91,8	59	91,8	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Erosion	63	97,4	28	65,9	49	86,2	0	0,0	2	3,9
Abschwemmung	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Dränage	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Sickerwasser	0	0,0	0	0,0	5	3,7	0	0,0	0	0,0
punktuell	42	69,0	38	62,9	13	29,4	7	14,9	6	21,9

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

Es sind für einzelne Eintragspfade deutliche Unterschiede zwischen den Modellen zu erkennen. Während bei STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS die Direkteinträge keine Rolle spielen, sorgen sie laut MOBINEG fast im gesamten Untersuchungsgebiet für signifikante Belastungen. Dies zeigt, dass MOBINEG die P-Direkteinträge offensichtlich erheblich überschätzt (vgl. Kap. 5.2.2).

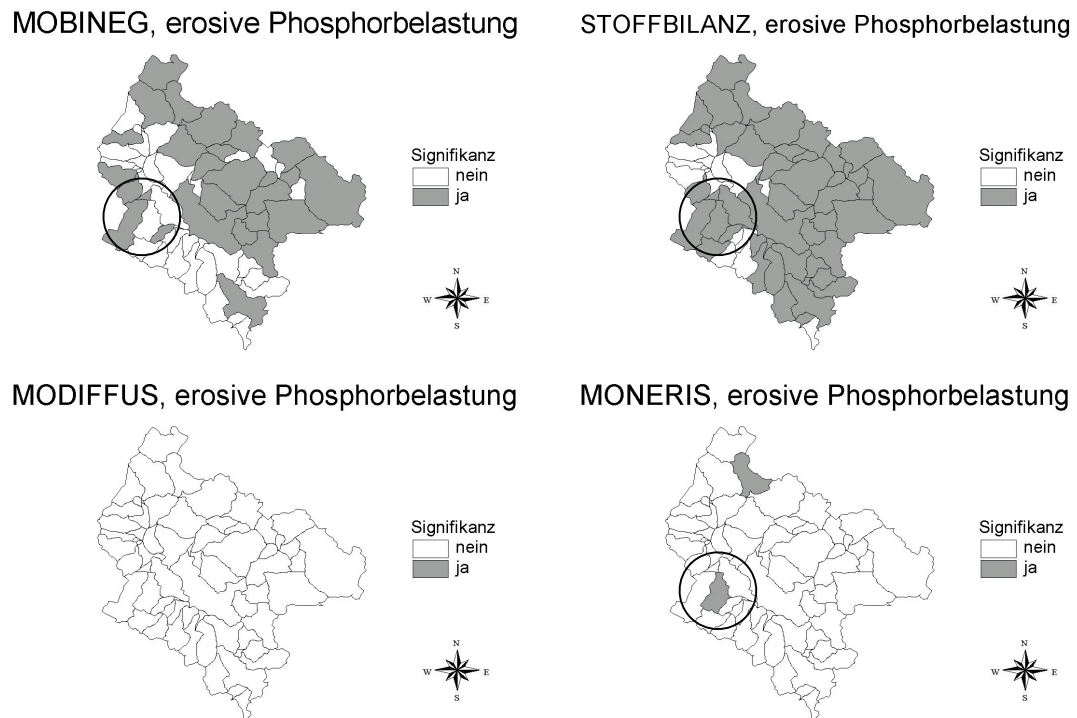


Bild 35: Signifikante Phosphorbelastung durch Erosion im EZG der Oberen Weser nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Auch beim Eintragspfad Erosion ergeben sich gravierende Unterschiede. Nach den originalen Ergebnissen von MOBINEG und denen von STOFFBILANZ verursachen erosive P-Einträge im überwiegenden Teil der Gebietsfläche, nach den korrigierten Ergebnissen von MOBINEG immerhin noch in einem Großteil der Gebietsfläche, signifikante Belastungen. Dem gegenüber sind erosive P-Einträge laut MODIFFUS völlig und nach MONERIS fast unbedeutend. Bild 35 visualisiert dieses Ergebnis. Überraschend ist, dass ausgerechnet eines der beiden signifikanten TEZG nach MONERIS laut MOBINEG nicht signifikant ist.

Als Folge hiervon verursacht bei der modellübergreifenden Bewertung, wie Bild 36 zeigt, nur ein 13,2 km<sup>2</sup> großes TEZG mit hoher Wahrscheinlichkeit signifikante erosive P-Belastungen. Während für 40 TEZG (33,9 % der Gebietsfläche) signifikante erosive P-Einträge weitgehend ausgeschlossen werden können, ergibt sich, aufgrund der sehr unterschiedlichen Modellergebnisse, für 63,8 % der Fläche eine unklare Aussage.

## Signifikanz: erosive Phosphorbelastung

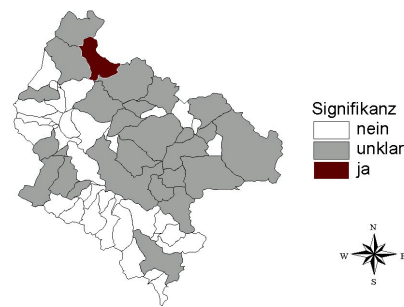


Bild 36: Signifikante Phosphorbelastung durch Erosion: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

Das hier erzielte Ergebnis ist deckungsgleich mit der Untersuchung der diffusen P-Belastung. Dies belegt, dass in dem jeweils ausgewiesenen TEZG die festgestellte signifikante P-Belastung maßgeblich auf den Pfad Erosion zurückzuführen ist. Daher erscheinen in diesem TEZG Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der erosiven Einträge zielführend für eine Verringerung der Gewässerbelastung zu sein.

Die große Anzahl von TEZG, in denen die Aussage unklar bleibt, ist u.a. darin begründet, dass STOFFBILANZ die erosiven P-Einträge im EZG der Oberen Werre überschätzt (vgl. Kap. 5.2.2.3). Daher werden nach diesen Modellergebnissen sehr wahrscheinlich zu viele TEZG als durch erosive P-Einträge signifikant belastet ausgewiesen.

Anders ist die Situation bei MOBINEG: Die insgesamt quantifizierten erosiven P-Einträge liegen für die korrigierte Variante, auf Basis eines Abgleiches mit den anderen Modellergebnissen, in einer realistischen Größenordnung, auch wenn sie etwa 10 t/a höher als bei MODIFFUS und MONERIS sind. Insofern ist es auch möglich, dass die beiden letztgenannten Modelle diese Einträge unterschätzen.

Letztlich bleibt hier eine Unsicherheit bezüglich des Anteils der TEZG, von denen signifikante erosive P-Belastungen ausgehen.

Die Eintragungspfade Abschwemmung und Dränage sind nach allen Modellen völlig unbedeutend, Sickerwasser wird nur von STOFFBILANZ in 5 TEZG mit lediglich 3,7 % der Gebietsfläche als signifikanter Eintragungspfad ausgewiesen, bei den anderen 3 Modellen spielt dieser Pfad keine Rolle. Folglich ist auch er unbedeutend.

Anders ist die Situation dagegen bei den punktuellen Einträgen. Auch wenn die Modelle hier vor allem aufgrund der differierenden Definitionen der punktuellen Nährstoffeinträge unterschiedliche Ergebnisse ergeben, wird doch deutlich, dass es sich hierbei um den wohl bedeutendsten P-Eintragungspfad handelt. Bild 37 zeigt die Verhältnisse für die 4 Modelle. Auffällig ist vor allem das Ergebnis von MOBINEG. Hier werden weit mehr TEZG als signifikant belastet durch punktuelle P-Einträge ausgewiesen als bei den anderen Modellen. Die Ursache dafür liegt bei den P-Einträgen über Kanalisation. Sie werden im EZG der Oberen Werre von MOBINEG weit höher berechnet als die vergleichbaren Einträge von MONERIS über Urban Systems.

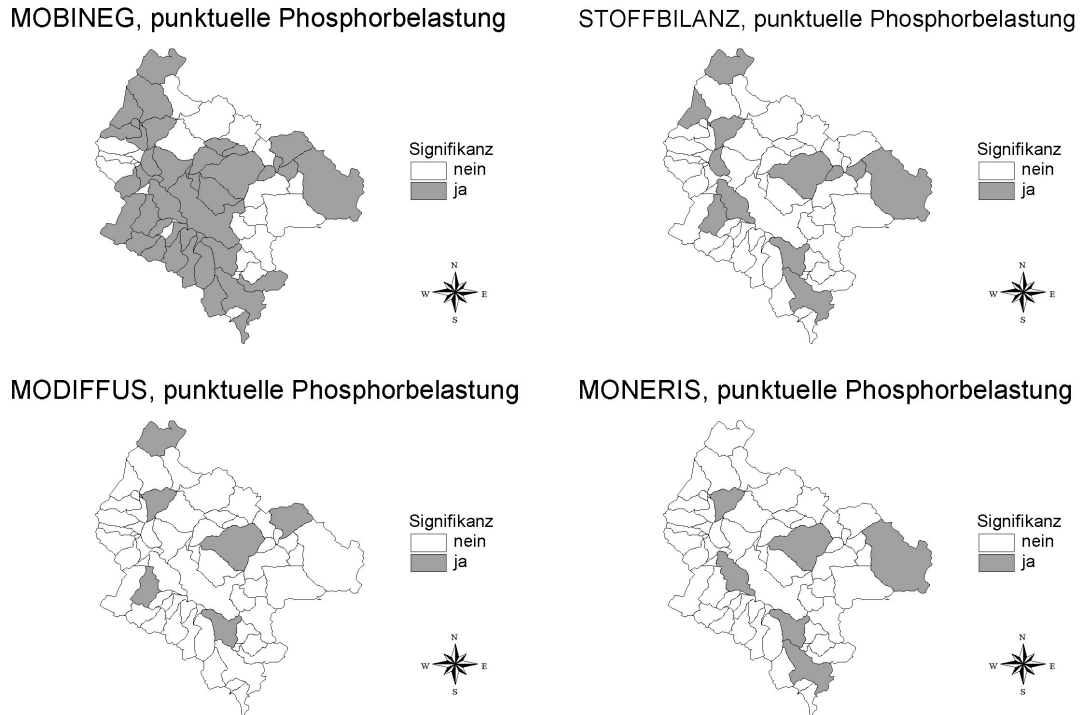


Bild 37: Signifikante Phosphorbelastung durch punktuelle Einträge im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Bild 38 zeigt das Ergebnis der modellübergreifenden Bewertung der Signifikanz der punktuellen P-Belastungen für die 67 TEZG im EZG der Oberen Werre. Demnach ist in 8 TEZG mit 24,1 % der Gesamtfläche mit signifikanten P-Einträgen über diesen Pfad zu rechnen. Lediglich in 8,1 % der Fläche (6 TEZG) ist die Aussage unklar, während in 67,8 % des EZG mit hoher Wahrscheinlichkeit keine signifikanten P-Belastungen durch punktuelle Einträge verursacht werden.

Auch hier zeigt sich, dass von mehr als den beiden bereits identifizierten TEZG eine signifikante P-Belastung durch punktuelle Quellen ausgeht (vgl. Kap. 4.2.2).

Signifikanz: P-Belastung über punktuelle Quellen

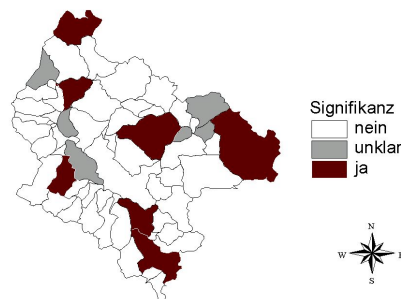


Bild 38: Signifikante Phosphorbelastung durch punktuelle Einträge: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

#### 4.4 Signifikante Flächenbelastung

Die bisherigen Betrachtungen zur Ermittlung signifikanter Belastungen auf TEZG-Ebene bezogen sich ausschließlich auf festgesetzte Grenzkonzentrationen, für einzelne Pfade zusätzlich auf definierte Frachtanteile.

Bei diesem Vorgehen liegt bei der Bewertung der Signifikanz somit immer eine direkte Abhängigkeit zum Abfluss des TEZG vor: So führen in abflussarmen TEZG bereits Nährstoffeinträge zu signifikanten Belastungen, die in abflussstarken TEZG akzeptabel wären. Folglich ist es möglich, dass Teilflächen, die für sehr hohe Belastungen verantwortlich zeichnen, aufgrund dieser Betrachtung, die trotz der Verwendung der Emissionen aufgrund der Bewertung auf Basis von Konzentrationen formal fast einer Immissionsbetrachtung gleicht, nicht als problematisch erkannt werden.

Wird zudem berücksichtigt, dass die Berechnung des Abflusses auf TEZG-Ebene durchaus mit Ungenauigkeiten einhergeht, erscheint eine - zumindest ergänzende - Betrachtung und Bewertung von flächenhaften Nährstoffemissionen wünschenswert. Auf diesem Weg können Gebiete identifiziert werden, die aufgrund ihrer hohen Emissionen potenziell zu der hohen Belastung der Vorfluter beitragen. Berücksichtigt werden muss dabei jedoch, dass die Aussagekraft räumlich zugeordneter Modellergebnisse vor allem aufgrund der räumlichen Auflösung wichtiger Eingangsdaten z.T. stark eingeschränkt ist (vgl. Kap. 6.4).

Die Grundlagen für die Bewertung signifikanter Flächenbelastungen werden im Folgenden vorgestellt.

Den Ausgangspunkt für die Bewertung stellen Grenzemissionen in t/a dar, nach denen das Gesamtgebiet nicht signifikant belastet ist. Sie werden auf Basis der oben genannten Schwellenkonzentrationen sowie der modellinternen Abflussmengen - separat für den Gesamtabfluss und den diffusen Abfluss - ermittelt. Dieser Bezug zu den modellinternen Abflussmengen erlaubt es, die z.T. sehr unterschiedlichen Modellergebnisse direkt hinsichtlich der Fragestellung zu vergleichen. Dies wäre dagegen bei einem einheitlichen Bezugspunkt, wie dem gemessenen Abfluss, nicht möglich: Hier würden z.B. die Modelle, die modellintern einen höheren Abfluss und daraus folgend höhere diffuse Einträge berechnen, weitaus mehr signifikante TEZG ausweisen, als es die Modellergebnisse zulassen. Aus den Grenzemissionen, also den mittleren tolerablen Nährstoffemissionen, können mittlere tolerable Gebietsbelastungen für die Modelle abgeleitet werden (Tab. 47).

Tab. 47: Tolerable mittlere Nährstoffemissionen [t/a] und Flächenbelastungen [kg/ha·a] für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997), basierend auf den modellinternen Abflussberechnungen und den Schwellenkonzentrationen der Signifikanzprüfung

	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]
	Stickstoff							
Gesamt	916	15,4	855	14,4	1188	19,9	995	16,8
Diffus	766	12,8	701	11,8	1034	17,3	836	14,1
	Phosphor							
Gesamt	45,8	0,77	42,8	0,72	59,4	1,00	49,8	0,84
Diffus	38,3	0,64	35,0	0,59	51,7	0,87	41,8	0,70

Zur Bewertung der Nährstoffflächenausträge wird Folgendes definiert: Ein TEZG ist signifikant belastet, wenn der mittlere Flächenaustrag mehr als 15 % höher als der tolerable mittlere Flächenaustrag nach Tab. 47 ist.

Die Ergebnisse der Signifikanzprüfung sind Tab. 48 zu entnehmen.

Tab. 48: Stickstoff- und Phosphorflächenausträge im EZG der Oberen Werre: Anzahl der signifikant belasteten TEZG und betroffene EZG-Fläche [%] pro Modell (1996 - 1997)

	MOBINEG		MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]	Anzahl TEZG	EZG [%]
Stickstoffflächenaustrag										
Gesamt	47	86,7	13	21,3	40	70,4	50	83,7	19	31,8
Diffus	45	81,9	6	8,3	48	82,0	46	74,3	39	67,3
Phosphorflächenaustrag										
Gesamt	64	98,2	27	66,5	44	84,5	10	16,4	6	14,1
Diffus	63	97,4	16	44,6	45	85,2	0	0,0	1	2,2

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

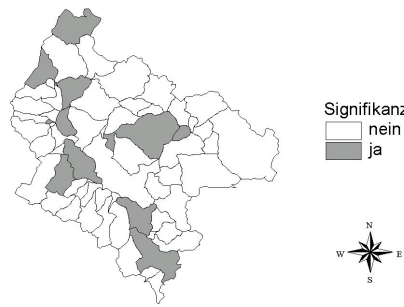
#### 4.4.1 Signifikante Stickstoffflächenbelastung

Beim N-Flächenaustrag zeigen sich erhebliche Unterschiede bei den Modellen (s. Tab. 48 und Bild 39).

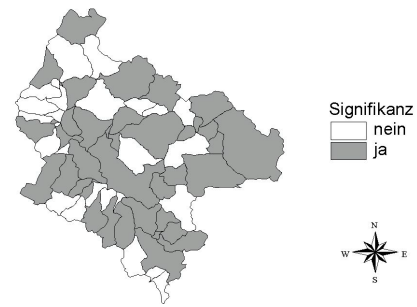
Nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS ist ein Großteil der Untersuchungsfläche signifikant belastet (40 bis 50 der 67 TEZG sowie 70,4 bis 86,7 % der Fläche). Bei den nachträglich korrigierten Ergebnissen von MOBINEG und bei MONERIS ist dagegen nur ein vergleichsweise geringer Anteil der Gebietsfläche signifikant belastet (13 bzw. 19 der 67 TEZG sowie 21,3 bzw. 31,8 % der Fläche).

Ebenso uneinheitlich ist das Ergebnis, wenn nur die diffusen N-Emissionen zur Prüfung herangezogen werden: Es werden 6 bis 48 TEZG bzw. 8,3 bis 82,0 % der Fläche als signifikant belastet ausgewiesen (vgl. Bild 40). Auffällig ist, dass bei STOFFBILANZ und MONERIS deutlich mehr TEZG und Gebietsanteile als signifikant ausgewiesen werden als bei den Gesamtemissionen. Hierbei handelt es sich um TEZG, in denen diffuse N-Einträge dominieren. Durch die Herabsetzung der tolerablen mittleren Nährstoffemission im Vergleich zur Betrachtung der Gesamtausträge (verursacht durch den jetzt geringeren Abfluss) wird der Schwellenwert zur Signifikanz (mind. 15 % über den tolerablen N-Emissionen, s.o.) nun überschritten. Während bei MODIFFUS und den originalen Ergebnissen von MOBINEG diese beiden Betrachtungen zu fast identischen Aussagen führen, weist das Ergebnis des korrigierten MOBINEG bei den diffusen N-Flächenausträgen nur 6 TEZG im Vergleich zu 13 bei den gesamten N-Flächenausträgen aus: Hier führen demnach mehrfach ausschließlich punktuelle N-Emissionen zu signifikanten Belastungen, während die diffusen N-Flächenausträge nach diesem Modell vergleichsweise unbedeutend sind.

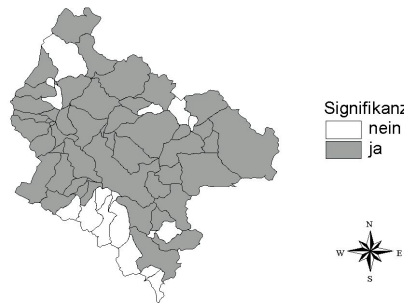
MOBINEG, gesamte N-Flächenbelastung



STOFFBILANZ, gesamte N-Flächenbelastung



MODIFFUS, gesamte N-Flächenbelastung

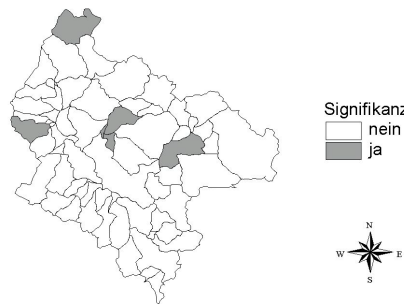


MONERIS, gesamte N-Flächenbelastung

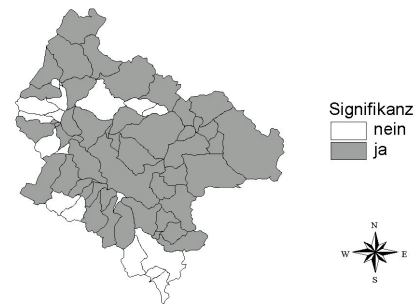


Bild 39: Signifikante gesamte Stickstoffflächenbelastung im EZG der Oberen Weser nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

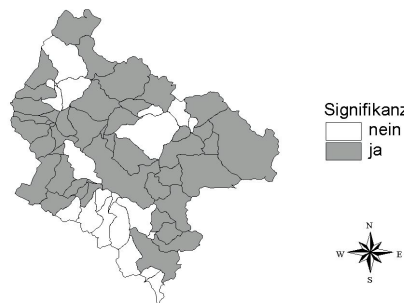
MOBINEG, diffuse N-Flächenbelastung



STOFFBILANZ, diffuse N-Flächenbelastung



MODIFFUS, diffuse N-Flächenbelastung



MONERIS, diffuse N-Flächenbelastung

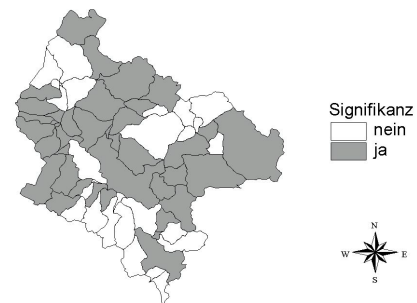


Bild 40: Signifikante diffuse Stickstoffflächenbelastung im EZG der Oberen Weser nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Insgesamt zeigen sich bei den N-Flächenbelastungen z.T. ganz andere Ergebnisse als bei den entsprechenden Untersuchungen zu den N-Belastungen. Auch wenn die erzielten Aussagen u.a. von den jeweils definierten Grenzen abhängen, können diese Unterschiede nicht überraschen, da zwischen den hier ermittelten N-Flächenbelastungen und den resultierenden Konzentrationen im Sicker- oder Grundwasser kein kausaler Zusammenhang besteht (HASENPUSCH, 1995).

Bei der modellübergreifenden Bewertung der Signifikanz der gesamten und diffusen N-Flächenbelastung (Bild 41) werden erhebliche Unterschiede zwischen diesen beiden Untersuchungen deutlich. Bei der gesamten N-Flächenbelastung werden 18 TEZG mit einem Gebietsanteil von 27,7 % als signifikant ausgewiesen, bei der diffusen N-Flächenbelastung sind es dagegen 28 TEZG auf 54,6 % der Fläche. Weitaus bemerkenswerter als der unterschiedliche Anteil der Gebietsflächen ist sicher die Tatsache, dass bei den beiden Untersuchungen oftmals verschiedene TEZG als signifikant ausgewiesen werden. Hierfür sind zwei Randbedingungen verantwortlich: Die höheren Schwellenwerte bei der Betrachtung der gesamten N-Flächenbelastung sowie die dortige Berücksichtigung der punktuellen Quellen. Als Folge davon werden hier auch TEZG als signifikant ausgewiesen, in denen ein hoher Anteil punktueller Einträge vorliegt: Er beträgt zwischen 35 und 90 %, in den nicht als signifikant ausgewiesenen TEZG dagegen lediglich zwischen 0,1 und 22 %. Insgesamt ist die Untersuchung der gesamten N-Flächenbelastung hinsichtlich der Signifikanz zumindest im EZG der Oberen Werre somit in mehreren TEZG nur sensitiv für erhöhte punktuelle Einträge. Stehen die diffusen Belastungen im Mittelpunkt des Interesses, liefert diese Betrachtung folglich nur bedingt Erkenntnisse: In diesem, in der Praxis bei der Analyse vieler EZG sicherlich realistischen Fall ist die Bewertung der diffusen N-Flächenbelastung unabdingbar. Bild 41 zeigt, dass nun, vor allem bedingt durch den geringeren Schwellenwert, auch ganz andere TEZG eine signifikante Belastung aufweisen. Durch Kombination der hier und in den vorherigen Kapiteln erzielten Aussagen können TEZG abgeleitet werden, in den vorrangig Maßnahmen zu Verringerung der diffusen N-Emissionen durchgeführt werden sollten. Dies geschieht in Kap. 4.5.

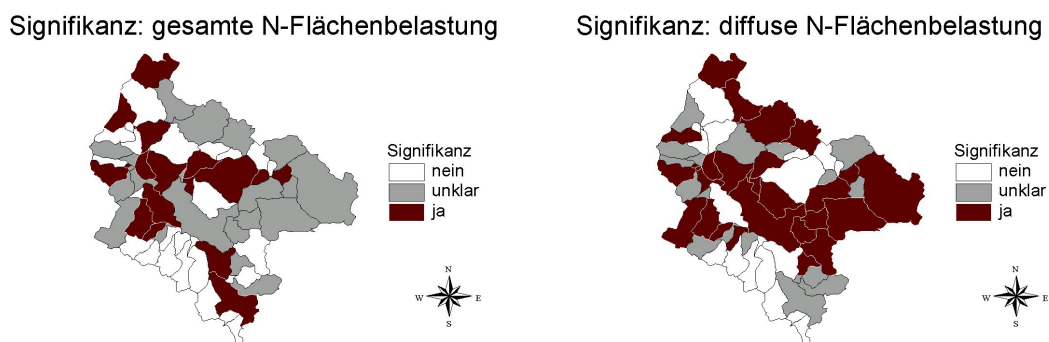


Bild 41: Signifikante gesamte und diffuse Stickstoffflächenbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)



#### 4.4.2 Signifikante Phosphorflächenbelastung

Die Ergebnisse der Untersuchung des spezifischen Flächenausstrages der Gesamtposphoremissionen sind in Tab. 48 und Bild 42 dargestellt. Werden die originalen Ergebnisse von MOBINEG aufgrund der massiven Überschätzung der erosiven P-Einträge vernachlässigt, ist Folgendes festzustellen: MODIFFUS und MONERIS erzielen fast identische Ergebnisse, 16,4 bzw. 14,1 % der Gebietsfläche werden als signifikant ausgewiesen. Dem gegenüber dominieren bei den anderen beiden Modellen diese Flächen: Bei STOFFBILANZ ist fast das gesamte EZG betroffen (84,5 %), beim korrigierten MOBINEG sind es 66,5 %.

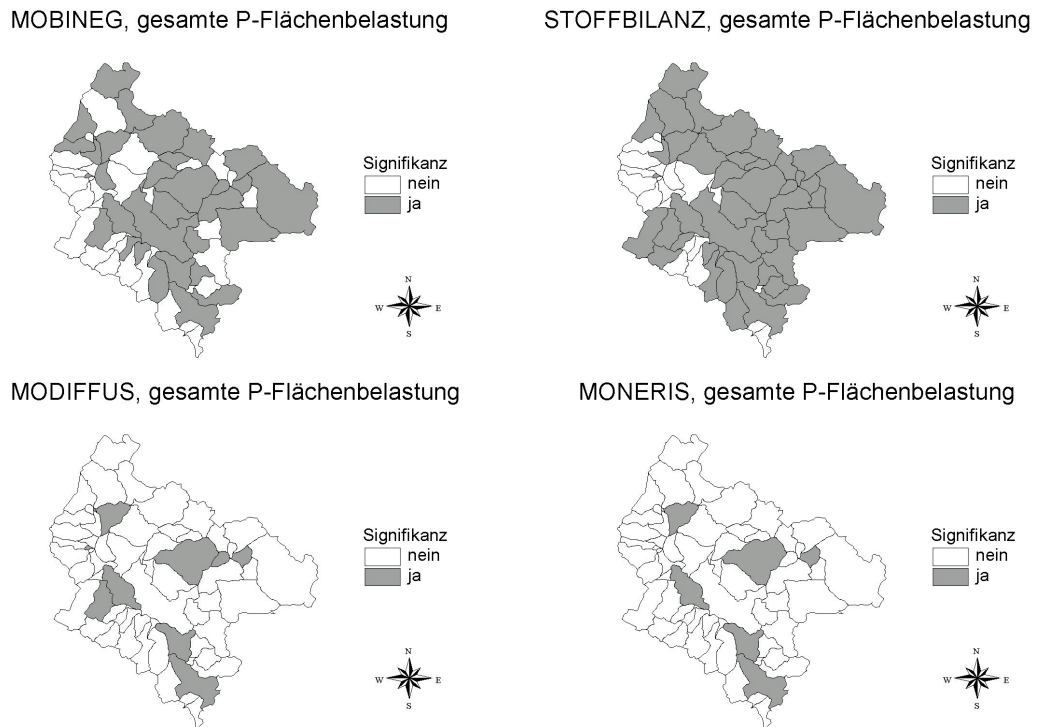


Bild 42: Signifikante gesamte Phosphorflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Werden dagegen nur die diffusen P-Emissionen zur Prüfung herangezogen, verringert sich die Anzahl der TEZG mit signifikanten Belastungen bei MOBINEG, MODIFFUS und MONERIS deutlich (vgl. Tab. 48 und Bild 43). Dies spricht erneut für einen erheblichen Einfluss punktueller P-Belastungen im EZG. Nach MODIFFUS und MONERIS spielen diffuse P-Emissionen im EZG der Oberen Werre keine Rolle, bei STOFFBILANZ sind sie dagegen absolut dominant und führen in 85,2 % der Gebietsfläche zu signifikanten Belastungen. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass STOFFBILANZ die erosiven P-Einträge im EZG der Oberen Werre erheblich überschätzt (vgl. Kap. 3.9.2. und Kap. 5.2.2.3). Dies erklärt einerseits die hier erzielten Ergebnisse, schränkt aber zugleich deren Zuverlässigkeit erheblich ein. Für MOBINEG gilt dies sinngemäß für die P-Direkteinträge (s. Kap.5.2.2).

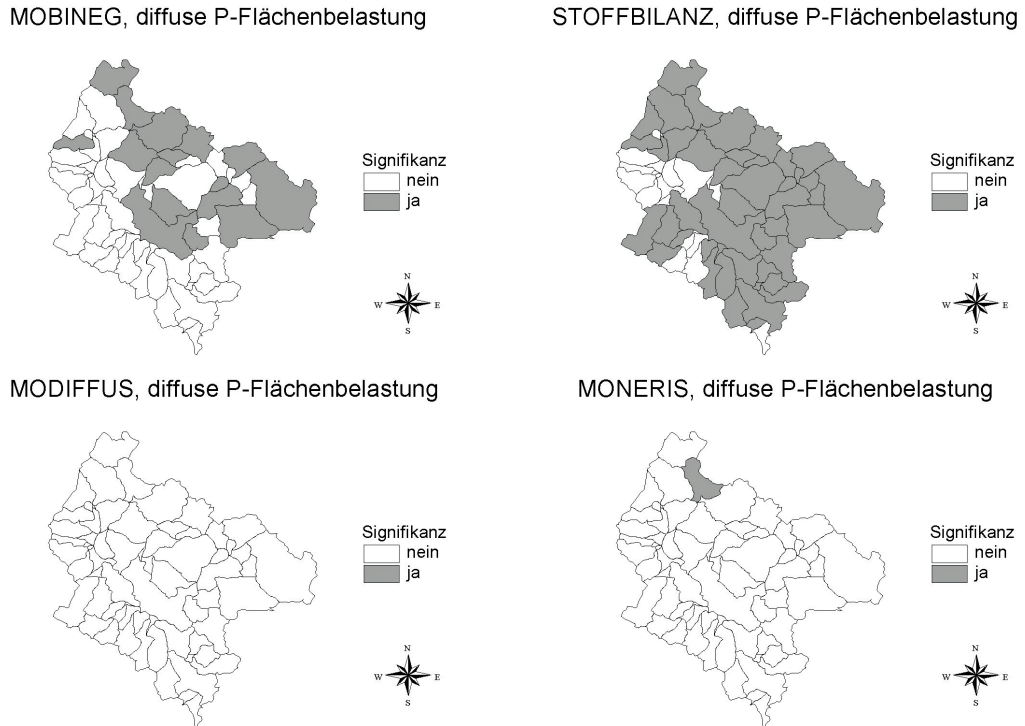


Bild 43: Signifikante diffuse Phosphorflächenbelastung im EZG der Oberen Werre nach den Modellergebnissen von MOBINEG (C-Faktor berücksichtigt), STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

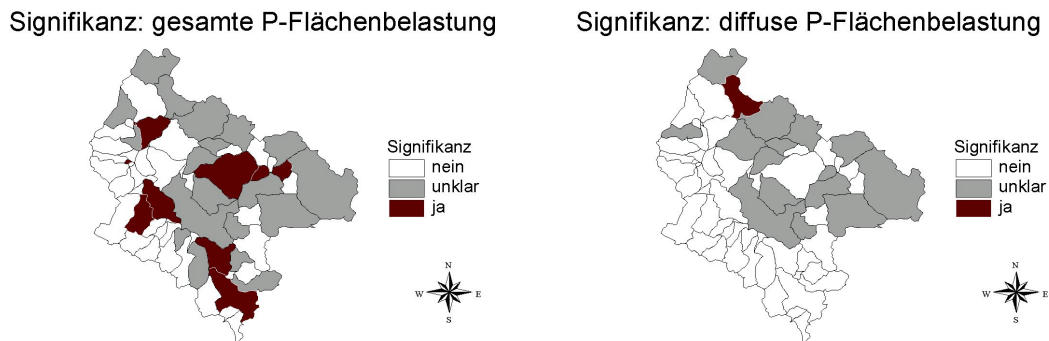


Bild 44: Signifikante gesamte und diffuse Phosphorflächenbelastung: Aggregierte Bewertung auf Basis der Ergebnisse aller Modelle für das EZG der Oberen Werre (1996 - 1997)

Bei der modellübergreifenden Bewertung der Signifikanz der gesamten und diffusen P-Flächenbelastung (Bild 44) werden wiederum erhebliche Unterschiede zwischen diesen beiden Untersuchungen deutlich: Bei der gesamten P-Flächenbelastung werden 10 TEZG mit einem Gebietsanteil von 16,4 % als signifikant und 38 TEZG (36,3 % der Fläche) als nicht signifikant belastet ausgewiesen, bei der diffusen P-Flächenbelastung ist dagegen nur 1 TEZG (2,2 % der Fläche) signifikant, aber 55,4 % der Gebietsfläche (51 TEZG) sind demnach nicht signifikant belastet. Bei den gesamten P-Flächenausträgen werden hier ausschließlich TEZG als signifikant ausgewiesen, in denen ein hoher Anteil punktueller Einträge vorliegt: Er beträgt zwischen 48 und 86 %, in den nicht als signifikant ausgewiesenen TEZG dagegen lediglich zwischen 0,4 und 44 %. Insgesamt ist die Untersuchung der gesamten P-

Flächenbelastung hinsichtlich der Signifikanz zumindest im EZG der Oberen Werre somit nur sensitiv für erhöhte punktuelle Einträge.

Auch hier wird auf die Kombination der vorgestellten Ansätze in Kap. 4.5 verwiesen.

#### **4.5 Abschließende Identifizierung signifikant belasteter TEZG und der hierfür verantwortlichen Eintragspfade durch Kombination der Ansätze**

Die Kapitel 4.1 und 4.2 haben gezeigt, dass im EZG der Oberen Werre erhöhte und somit signifikante Nährstoffbelastungen, insbesondere für Stickstoff, zu verzeichnen sind.

Es wurden verschiedene Wege vorgestellt, mit deren Hilfe anhand definierter Kriterien abgeschätzt werden kann, ob ein TEZG signifikant belastet ist. Neben der Untersuchung auf umweltrelevante Aktivitäten, die als erste grobe Bewertung zu verstehen ist (s. unten), wurde exemplarisch das EZG der Oberen Werre hinsichtlich signifikanter Nährstoffbelastungen, differenziert nach den gesamten und diffusen Belastungen, den Flächenbelastungen und den signifikanten Einzelpfaden untersucht.

Die Betrachtung der umweltrelevanten Aktivitäten ergab, dass fast im gesamten EZG mit erhöhten Nährstoffeinträgen zu rechnen ist. Eine Differenzierung hinsichtlich Stickstoff- und Phosphoreinträgen ist hiermit jedoch nicht möglich, ebenso wenig wie eine konkrete Aussage über besonders belastete Teilgebiete. Folglich ist dieser Ansatz zur Ableitung von TEZG, in denen vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen erforderlich sind, kaum geeignet und wird daher bei den weiteren Betrachtungen nicht mehr berücksichtigt.

Die anderen vorgestellten Ansätze, mit denen unterschiedliche Kriterien für eine mögliche signifikante Belastung untersucht wurden, werden im Folgenden kombiniert (aggregiert): Dabei werden die z.T. unterschiedlichen Ergebnisse der einzelnen Ansätze so zusammengeführt, dass nur noch identische Aussagen hinsichtlich signifikanter Belastungen Berücksichtigung finden. Dieses Vorgehen wird anhand der verschiedenen Kriterien für die signifikanten Belastungen in nächsten Kapitel am Beispiel der diffusen Stickstoffbelastungen erläutert.

##### **4.5.1 Signifikante Stickstoffbelastung**

Für jedes der 4 Modelle und zudem aggregiert für alle 4 Modelle wurden die TEZG identifiziert, in denen entweder eine signifikante diffuse N-Belastung oder eine signifikante diffuse N-Flächenbelastung zu erwarten ist.

Im einem ersten Schritt werden nun diese Informationen zusammengeführt und jeweils die TEZG herausgefiltert, in denen beide Kriterien erfüllt sind.

Diese TEZG verursachen nach den Modellergebnissen folglich zum Einen hohe Stickstoffkonzentrationen beim Eintritt in das Fließgewässer, zum Anderen geht von ihnen auch eine überdurchschnittlich hohe Belastung pro Flächeneinheit aus.

In diesen TEZG ist daher zu erwarten, dass Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der Emissionen und somit zur Verbesserung der Eintragungssituation besonders erfolgversprechend sind.

Tab. 49: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Stickstoffbelastung im EZG der Oberen Werre für die 4 Modelle und aggregiert für alle Modelle, Angabe der jeweils betroffenen EZG und der Flächenanteile am EZG (1996 - 1997)

Signifikanzkriterien	MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS		Alle Modelle	
	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]
Diffuse Belastung	18	38,8	54	88,5	48	80,4	49	83,3	41	75,0
Diffuse Flächenbelastung	6	8,3	48	83,1	46	74,3	39	67,0	28	54,6
Übereinstimmung	6	8,3	47	81,1	45	74,0	37	66,1	27	53,8
Verursacht durch:										
Nur SW	-	-	20	20,4	12	13,6	-	-	-	-
Nur Dränage	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SW und Dränage	4	3,3	1	0,1	33	60,4	37	66,1	5	3,4
SW und Erosion	-	-	21	50,1	-	-	-	-	-	-
Alle 3	2	5,0	5	10,5	-	-	-	-	-	-
vornehmlich SW	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2,1
vornehmlich SW und Dränage	-	-	-	-	-	-	-	-	18	43,8
unklar	2	5,0	5	10,5	-	-	-	-	1	4,6

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

Die Ergebnisse dieses Schrittes in Tab. 49 zeigen, dass - sowohl für die einzelnen Modelle, als auch für die aggregierte Betrachtung - die Übereinstimmung der beiden Kriterien fast genau die Anzahl der TEZG betrifft, von denen eine signifikante N-Flächenbelastung ausgeht.

Im zweiten Schritt werden die gerade erzielten Ergebnisse mit denen der Untersuchung auf signifikante diffuse Eintragspfade verschnitten. Als Ergebnis liegen jetzt Informationen darüber vor, welche Eintragspfade laut der Modellergebnisse hauptverantwortlich für diese signifikanten N-Belastungen in den einzelnen TEZG sind.

Sofern nachgewiesen werden könnte, dass ein Modell hier zuverlässige Aussagen erlaubt, bedeutete dies für die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen, dass sie nicht nur gezielt auf TEZG, sondern zudem auch auf einzelne Eintragspfade ausgerichtet werden könnten.

Bild 45 zeigt die durch die Kombination der Ansätze erzielten Ergebnisse für die 4 Modelle.

Auffällig ist, dass nach MOBINEG weitaus weniger TEZG signifikante Belastungen verursachen als bei den übrigen 3 Modellen. Weiterhin zeigen die Ergebnisse deutlich die weitgehende Übereinstimmung zwischen den Aussagen von MODIFFUS und MONERIS: Dies betrifft nicht nur die Anzahl und Lage der signifikant belasteten TEZG, sondern zumeist auch die hierfür verantwortlichen Eintragspfade Sickerwasser und Dränagen. Lediglich vereinzelt weist MODIFFUS stattdessen oder zusätzlich nur durch Sickerwasser verursachte signifikante Belastungen aus. Mit Blick auf die von den beiden Modellen erzielten N-Einträge über die betroffenen Pfade, die sich deutlich unterscheiden (s. Tab. 34), erscheint diese große Übereinstimmung zunächst überraschend. Letztlich sind für die hier angewendete Methode zur Identifizierung signifikant belasteter TEZG jedoch nicht (nur) die absoluten Einträge bedeutsam, sondern daneben zudem die relativen Einträge bezogen auf den jeweils ermittelten

Abfluss, der prozentuale Anteil einzelner Pfade an den modellintern ermittelten N-Emissionen und der ebenfalls aus den einzelnen Modellergebnissen abgeleitete tolerable Flächeneintrag.

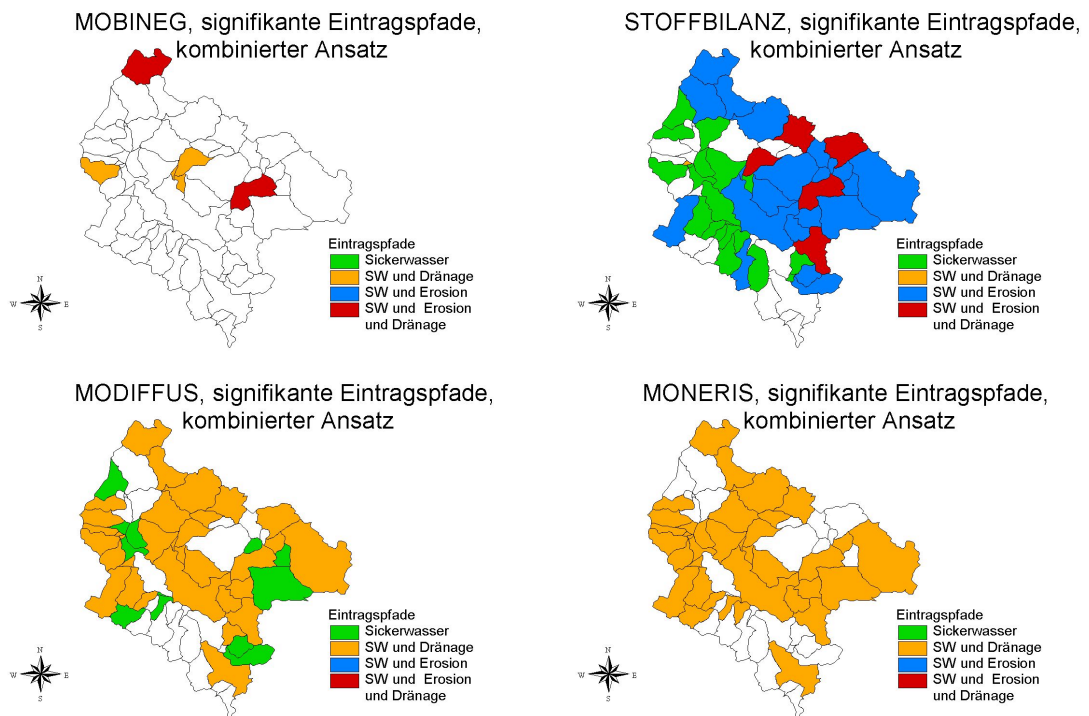


Bild 45: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Stickstoffbelastung: Signifikante diffuse Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre nach MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Gerade diese Vorgehensweise ermöglicht es, die Aussage der einzelnen Modellergebnisse z.T. unabhängig von den absoluten Ergebnissen hinsichtlich der hier relevanten Fragestellung zu vergleichen. Konkret auf die Ergebnisse von MODIFFUS und MONERIS bezogen bedeutet dies, dass die beiden Modelle - in diesem Untersuchungsgebiet - die beiden Eintragspfade Sickerwasser und Dränage zumindest gleichförmig als wichtige Belastungspfade identifizieren.

Völlig anders sind dagegen die Ergebnisse nach STOFFBILANZ: Auch wenn der als signifikant belastete Flächenanteil vergleichbar ist, ist nach STOFFBILANZ zumindest der Eintragspfad Dränage eher unbedeutend (vgl. Tab. 49), während N-Einträge über Erosion in über 60 % des EZG demnach signifikante Belastungen verursachen. Wie bereits mehrfach angemerkt, ist dies nur auf die Überschätzung der erosiven Einträge durch STOFFBILANZ in diesem EZG zurückzuführen (vgl. Kap. 5.2.2.3) und daher eher unrealistisch. Vergleichbar dagegen mit den Ergebnissen von MODIFFUS und MONERIS sind die Flächenanteile, in denen Sickerwasser ein signifikanter Eintragspfad ist. Somit erzielen bei diesem Punkt 3 der 4 Modelle vergleichbare Aussagen. Lediglich nach den hier mit MOBINEG erzielten Ergebnissen wären N-Einträge über Sickerwasser in dem Untersuchungsgebiet unbedeutend.

Eine konkrete Bewertung dieser unterschiedlichen Ergebnisse der 4 Modelle kann aufgrund fehlender Messdaten nicht vorgenommen werden. Daher ist ebenso wenig zu überprüfen, ob

von den ausgewiesenen TEZG tatsächlich eine besonders hohe Belastung ausgeht und ob dann die hier ermittelten Eintragspfade hauptverantwortlich dafür sind.

Neben den fehlenden Messdaten liegt dies zudem daran, dass maßgebliche Eingangsdaten, die einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse der Modelle ausüben, räumlich nicht hochaufgelöst verfügbar sind. Dies gilt insbesondere für Angaben zu den N-Bilanzüberschüssen. Dadurch wird die Aussagekraft der erzielten Ergebnisse zwangsläufig eingeschränkt.

Folglich sind die Aussagen der Modellergebnisse nur als Hinweis darauf zu verstehen, wo im Untersuchungsgebiet signifikante Belastungen auftreten könnten, bzw. wo sie unwahrscheinlich sind. Eine konkrete Eignung einzelner Modelle zur Herkunftsanalyse von Stickstoffbelastungen lässt sich daraus nicht ableiten (s. Erläuterung am Beginn von Kap. 4).

Dennoch ist es auf Basis der Erkenntnisse der Plausibilitätsprüfung der Eintragspfade der Modelle möglich, Rückschlüsse zu ziehen, welche der erzielten Aussagen wahrscheinlich eher die Belastungssituation im Untersuchungsgebiet widerspiegelt.

Für den Eintragspfad Drainageabfluss (vgl. Kap. 5.2.1.2) hat diese Prüfung ergeben, dass MOBINEG und STOFFBILANZ die N-Einträge wahrscheinlich unterschätzen, bei STOFFBILANZ wird zudem wahrscheinlich die N-Konzentration im Drainageabfluss unterschätzt; in diesem Untersuchungsgebiet liegt sie nach STOFFBILANZ im Mittel bei unter 4 mg N/l. MODIFFUS und MONERIS ermitteln dagegen mittlere N-Konzentrationen von etwa 17 bzw. 20 mg N/l.

Unter Berücksichtigung der im EZG der Oberen Werre vorherrschenden Bodentypen und -arten sowie der Anbaustruktur liegen die von MONERIS und MODIFFUS ermittelten Konzentrationen wahrscheinlich in der zutreffenderen Größenordnung. Da zudem die Plausibilitätsprüfung für diese beiden Modelle die besten Ergebnisse erbracht hat, ist dies ein Indiz dafür, dass N-Einträge über Drainage in diesem EZG in größerem Umfang zu signifikanten Belastungen beitragen.

Weitaus eindeutiger sind die Aussagen der Modellergebnisse zu der Belastung durch Sickerwasser, so dass hier ein erheblicher Einfluss auf die Gewässerbelastung, überwiegend hervorgerufen durch eine (zu) hohe Flächenbelastung in weiten Teilen des EZG, unterstellt werden kann.

Unter der Voraussetzung, dass die lokalen N-Bilanzüberschüsse genauer abgeschätzt werden könnten - ggf. durch Erkundigungen vor Ort - und unter Berücksichtigung des standortspezifischen Denitrifikationspotenzials ließen sich somit die TEZG ableiten, in denen Bewirtschaftungsmaßnahmen besonders effektiv durchgeführt werden können.

Im folgenden Schritt werden die Ergebnisse wiederum für alle Modelle aggregiert. Dabei werden diesmal nicht nur die diffusen, sondern auch die punktuellen N-Belastungen berücksichtigt. Ziel ist hierbei, die TEZG zu identifizieren, in denen nur diffuse oder punktuellen und in denen signifikante Belastungen beider Art zu erwarten sind.

In Bild 46 sind die Ergebnisse der modellübergreifenden Aggregation für die punktuellen und diffusen signifikanten N-Belastungen dargestellt. Demnach ist in 2 TEZG nur mit punktuellen und in 24 TEZG nur mit diffusen signifikanten N-Belastungen zu rechnen. In 3 TEZG dagegen treten die beiden Einflüsse nebeneinander auf (linke Abbildung in Bild 46). Rechts sind die für die diffusen Belastungen verantwortlichen Eintragspfade dargestellt.

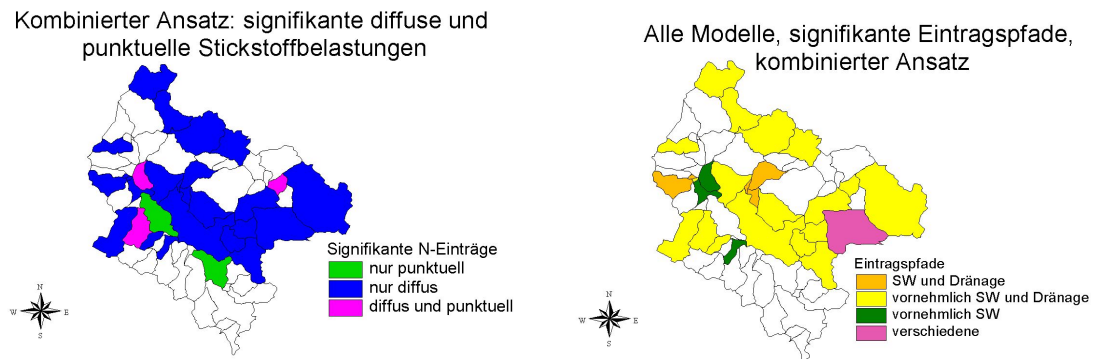


Bild 46: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten Stickstoffbelastung: Signifikante punktuelle und diffuse Stickstoffeintragspfade im EZG der Oberen Werre auf Basis der Ergebnisse aller Modelle (1996 - 1997)

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse, dass im EZG der Oberen Werre überwiegend mit signifikanten diffusen Stickstoffbelastungen zu rechnen ist; die punktuellen Belastungen sind dagegen eher unbedeutend. Auch wenn diese letzte Aggregation aufgrund der sehr unterschiedlichen Modellergebnisse dazu führt, dass der Flächenanteil, von dem diffuse signifikante Belastungen zu erwarten sind, möglicherweise unterschätzt wird, werden so die TEZG selektiert, in denen signifikante Belastungen am wahrscheinlichsten sind: Sie erfüllen nach mindestens 3 der Modelle alle Signifikanzkriterien. Die differenzierte Auswertung der erzielten Ergebnisse ermöglicht es folglich - mit der Einschränkung, dass die Modellergebnisse nicht verifiziert werden können - TEZG zu identifizieren, in denen Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung vorrangig durchzuführen sind. Darüber hinaus können die Eintragspfade identifiziert werden, die maßgeblich für diese Belastungen verantwortlich sind.

Nach den vorliegenden Ergebnissen dieser Arbeit sind dies im EZG der Oberen Werre vor allem Stickstoffeinträge über Sickerwasser und Dränage.

Nach LAWA (2002b) sind u.a. folgende Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen über Sickerwasser und Dränagen geeignet:

- ∅ Begrenzung der Stickstoffbilanzüberschüsse in Abhängigkeit des Standortes, der Fruchtfolge und der Betriebsform,
- ∅ Vorhalten von ausreichender Güllekapazität von mindestens 6 Monaten zur Sicherstellung eines termin- und bedarfsgerechten Ausbringens,
- ∅ Nutzungseinschränkungen auf wasserwirtschaftlichen und für den Stoffrückhalt bedeutsamen Flächen,
- ∅ Verstärkte Förderung von Beratung und Kooperation durch Einbeziehung von Umweltaspekten in die Agrarberatung,
- ∅ Stärkere Ausrichtung der Düngebedarfsermittlung an den realistischen Ertragserwartungen und in Abhängigkeit vom Wasservorrat der Böden,
- ∅ Rückbau von Dränageeinleitungen in Gewässer in den nach WRRL gefährdeten Gebieten.

Weitergehende Informationen zu diesen Themenbereichen sind u.a. ZALF (2000), MÜHLE (2002), WEINGARTEN (1996), FELDWISCH & FREDE (1995), LAWA (2000), HAAS ET AL. (1998), DVWK (1994), FRANKO ET AL. (1997), VOGEL (1999), BMELF (1999) und BARUNKE (2002) zu entnehmen.

Letztlich lässt sich festhalten, dass die vorgestellte Methodik, vor allem durch die parallele Berücksichtigung der Aspekte Belastung und Flächenbelastung, grundsätzlich sehr gut zur Identifizierung signifikant belasteter TEZG und zur differenzierten Identifizierung der verursachenden Eintragspfade geeignet ist. Daneben zeigen die mit den 4 Modellen erzielten, sehr unterschiedlichen Ergebnisse dieser Arbeit aber auch, dass die Grundvoraussetzung zur Anwendung dieser Methodik ist, dass ein Emissionsmodell zur Verfügung steht, mit dem die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig quantifiziert werden können (zudem müssen die maßgeblichen Eingangsvariablen für das Modell in hoher räumlicher Auflösung vorliegen). Erst wenn diese Voraussetzungen erfüllt sind, lassen sich mit der vorgestellten Methodik zuverlässig signifikant belastete TEZG identifizieren.

#### 4.5.2 Signifikante Phosphorbelastung

Auch für die abschließende Bewertung der Phosphorbelastung werden die Daten der einzelnen Ansätze, wie in Kap. 4.5 erläutert, aggregiert. Die daraus folgenden Ergebnisse sind Tab. 50 zu entnehmen. Die Anzahl der signifikant belasteten TEZG definiert sich über die Übereinstimmung von signifikanter diffuser Belastung und signifikanter diffuser Flächenbelastung.

Tab. 50: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Phosphorbelastung im EZG der Oberen Werre für die 4 Modelle und aggregiert für alle Modelle, Angabe der jeweils betroffenen EZG und der Flächenanteile am EZG (1996 - 1997)

Signifikanzkriterien	MOBINEG*		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS		Alle Modelle	
	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]	Anzahl TEZG	Fläche [%]
Diffuse Belastung	28	65,8	50	87,8	-	-	2	3,9	1	2,2
Diffuse Flächenbelastung	16	44,6	45	86,1	-	-	1	2,2	1	2,2
Übereinstimmung	16	44,6	45	86,1	-	-	1	2,2	1	2,2
Verursacht durch:										
Nur Erosion	-	-	43	82,6	-	-	1	2,2	1	2,2
Nur Sickerwasser	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nur Dränage	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Direkt und Erosion	16	44,6	-	-	-	-	-	-	-	-
SW und Erosion	-	-	2	3,3	-	-	-	-	-	-

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

Demnach sind laut MOBINEG noch 16 TEZG signifikant belastet, verursacht jeweils durch die Eintragspfade Erosion und Direkteinträge, alle anderen diffusen Eintragspfade sind somit nicht relevant. Auf die wahrscheinliche Überschätzung der Direkteinträge durch MOBINEG wurde bereits hingewiesen. Nach MONERIS ist jetzt nur noch ein TEZG durch Erosion signifikanten P-Belastungen ausgesetzt. Das auffälligste Ergebnis zeigt STOFFBILANZ, wonach auch nach der Aggregation immer noch über 80 % des EZG durch erosive P-Einträge signifikant belastet ist, zudem 2 TEZG durch Sickerwasser und Erosion. Auf die Überschätzung der erosiven P-Einträge in diesem Untersuchungsgebiet durch STOFFBILANZ wurde in



Kap. 4.3.2 genauso wie auf die nicht auszuschließende Unterschätzung dieses Pfades durch MODIFFUS und MONERIS hingewiesen.

Die durch die Kombination der Ansätze für die 4 Modelle erzielten Ergebnisse zu den diffusen signifikanten P-Belastungen zeigt zusammengefasst Bild 47. Hier sind neben den betroffenen TEZG auch jeweils die verantwortlichen Eintragspfade dargestellt.

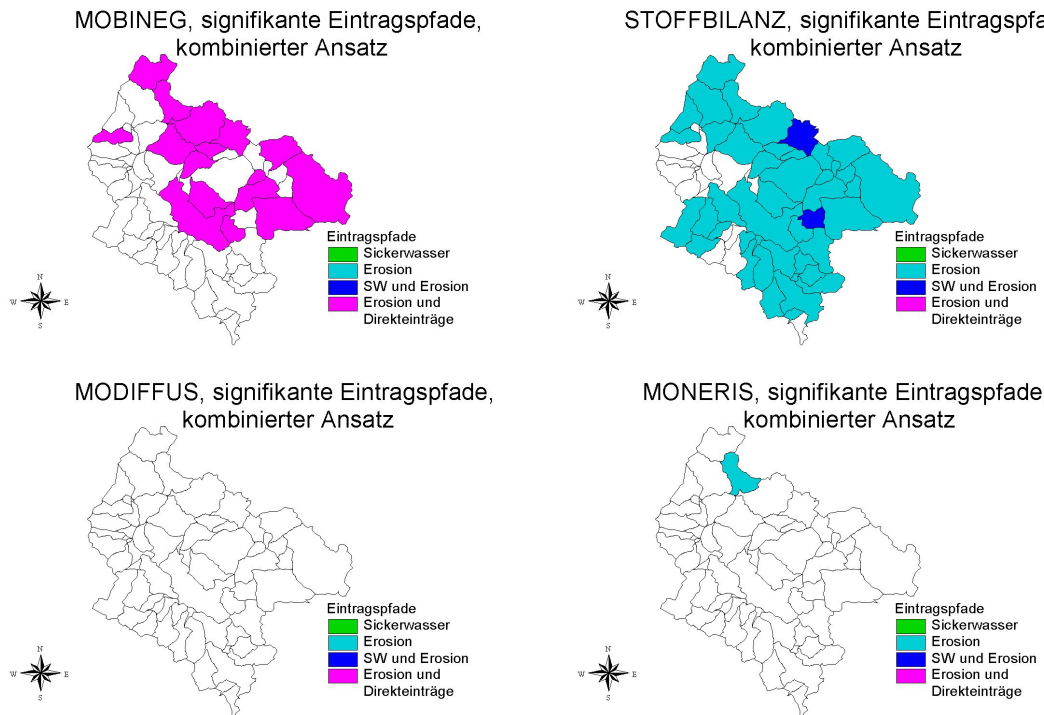


Bild 47: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten diffusen Phosphorbelastung: Signifikante diffuse Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre nach MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS (1996 - 1997)

Die entsprechende modellübergreifende Aggregation zeigt Bild 48. Wie anhand der zuvor erzielten Ergebnisse nicht anders zu erwarten, ist lediglich 1 TEZG durch signifikante diffuse P-Belastungen geprägt, verursacht durch Erosion.

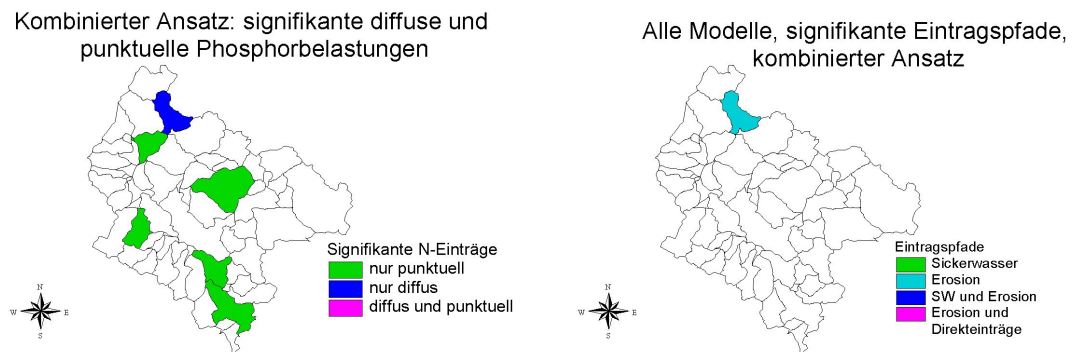


Bild 48: Kombination der Kriterien zur Bewertung der signifikanten Phosphorbelastung: Signifikante punktuelle und diffuse Phosphoreintragspfade im EZG der Oberen Werre auf Basis der Ergebnisse aller Modelle (1996 - 1997)

Insgesamt zeigen diese Ergebnisse, dass im EZG der Oberen Werre kaum mit signifikanten diffusen Phosphorbelastungen zu rechnen ist; die punktuellen Belastungen sind dagegen nicht unbedeutend.

Nach LAWA (2002b) sind u.a. folgende Maßnahmen zur Reduzierung von erosiven Phosphoreinträgen geeignet:

- Ø Verbesserte Gestaltung der ackerbaulichen Anbaufolge zur Integration bodenbedeckender Kulturen (Vermeidung von Bodenabträgen),
- Ø Umwandlung von zur Erosion neigenden Flächen in Grünland, Wald oder Ödland,
- Ø Deutliche Verringerung der Bodenverdichtungen durch eine Begrenzung der tolerierbaren Druckbelastung der Böden und der spezifischen Bodenfeuchte, bis zu der Böden befahren bzw. bearbeitet werden dürfen,
- Ø Einrichtung von Gewässerrandstreifen von mindestens 10 m Breite.

Vertiefende Informationen hierzu sind u.a. MOSIMANN ET AL. (1991) und DVWK (1997) zu entnehmen.

## 5 Analyse und Bewertung der ermittelten diffusen Nährstoffeinträge nach Landnutzungen und Eintragspfaden

Bei der Anwendung der 4 Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge wurden in den einzelnen Untersuchungsgebieten erhebliche Unterschiede zwischen den erzielten Ergebnissen deutlich. Dies bezieht sich neben den Gesamteinträgen insbesondere auf die quantifizierten Nährstoffeinträge nach Landnutzung und die Einträge nach Eintragspfaden. In den folgenden Kapiteln werden diese Ergebnisse daher genauer analysiert und bewertet. Berücksichtigung finden hierbei die verwendeten Modellansätze bzw. die zugrunde liegende Modellphilosophie inklusive der Modellannahmen und Auswertungen von wichtigen Zwischenergebnissen der Modelle sowie ein Vergleich mit Literaturangaben. Dies stellt die Grundlage für die abschließende Bewertung der Modelle hinsichtlich der Plausibilität der Berechnungsansätze dar, deren Ergebnisse in Kap. 6.2 präsentiert werden.

Anzumerken ist, dass MONERIS als einziges Modell die Ergebnisse nicht getrennt nach Landnutzungen ausgibt, obwohl sie modellintern bei der Berechnung der Nährstoffeinträge anhand spezifischer Parameter berücksichtigt werden. Da die Einträge über die verschiedenen Pfade jedoch, unabhängig von der Anzahl der dazu beitragenden Landnutzungen, jeweils in einem komplexen Ansatz ermittelt werden, ist eine nachträgliche Separation erschwert. Um hier jedoch alle 4 Modelle gegenüberstellen zu können, wurden die Ergebnisse von MONERIS recht aufwändig durch eine „Auftrennung“ der Berechnungsansätze nach Landnutzung weitgehend separiert.

### 5.1 Unterschiede der Modellansätze bei der Berücksichtigung der Denitrifikation

Für die Quantifizierung der diffusen Stickstoffeinträge über die unterirdischen Pfade Grundwasser- und Zwischenabfluss bzw. Sickerwasserabfluss sowie Drainageabfluss spielt der Verlust durch Denitrifikation eine entscheidende Rolle. Erst unter Berücksichtigung dieses Verlustes kann abgeschätzt werden, welcher Anteil des in den Boden eingetragenen N-Überschusses z.B. das Grundwasser erreicht und welche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser dadurch verursacht wird. Hieraus lässt sich anschließend abschätzen, wie viel  $\text{NO}_3\text{-N}$  über diesen Pfad tatsächlich den Vorfluter erreicht. Eine Literaturswertung von SCHEFFER (1990) ergab für den Denitrifikationsverlust im Boden Werte zwischen 10 und 60  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$ , nach AMT DER NÖ LREG (1988) ist mit Verlusten von 20 bis 80  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$  in Boden und Grundwasser zu rechnen. BRAUN ET AL. (1994) haben eine Abhängigkeit der Denitrifikationsverluste von der Flächenkategorie vorgeschlagen und setzen dafür 5 bis 75  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$  an, nach BÜTOW & HOMANN (1992) ist die Denitrifikation in Abhängigkeit der Ausbildung der Deckschicht der Grundwasserleiter (Verschmutzungsempfindlichkeit) abzuschätzen und liegt zwischen 0 und 60  $\text{kg/ha}\cdot\text{a}$ . KÖHNE & WENDLAND (1992) entwickelten einen Ansatz, mit dem der Nitratabbau durch Denitrifikation unter Berücksichtigung der Nitratkonzentration und den unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen in Abhängigkeit verschiedener Bodentypen abgeschätzt werden kann.

Diese Angaben zeigen, dass mit einer großen Streuung der Denitrifikation im Boden gerechnet werden muss, so dass ein differenzierter Ansatz nötig ist, der dies auch entsprechend abzubilden vermag.

Die Höhe des Denitrifikationsverlustes im Boden ist maßgeblich vom Sauerstoff- und Bodenwassergehalt, von der Nitratkonzentration sowie von der Verfügbarkeit von abbaubaren Kohlenstoffverbindungen, der Temperatur und dem pH-Wert abhängig (nach KÖHNE & WENDLAND, 1992). Der Einfluss der einzelnen Faktoren wurde von LEIDIG (1997) untersucht. Er kommt zu dem Ergebnis, dass die Denitrifikationsverluste und -raten im Boden in erster Linie vom Grad der Wassersättigung und den vorliegenden Substratgehalten bestimmt wird. Neben dieser heterotrophen Denitrifikation ist in einem reduzierten Grundwasserleiter bei der Anwesenheit von Pyrit auch mit einer autotrophen Denitrifikation zu rechnen (KÖLLE, 1989). Die hier zugrunde liegende Reaktionskinetik wurde von BÖTTCHER ET AL. (1985, 1989) bestimmt. WENDLAND & KUNKEL (1999) haben ein Verfahren entwickelt, mit dem die verschiedenen Grundwässer anhand von hydrogeologischen Eigenschaften den Typen „nitratabbauend“, „Mischtyp“ und „nichtnitratabbauend“ zugeordnet werden können.

Die Grundlagen der Denitrifikation sind Kap. 2.7, allgemeine mikrobiologische Grundlagen hierzu sind SCHLEGEL (1985) und BROCK & MADIGAN (1991) zu entnehmen.

Aufgrund der genannten vielfältigen Einflussfaktoren ist die modelltechnische Umsetzung des Denitrifikationsprozesses auf der Ebene von EZG zwangsläufig von erheblichen Vereinfachungen begleitet, da der Datenanspruch von hochauflösenden Modellen, die versuchen die Prozesskinetik detailliert zu beschreiben, normalerweise nicht zu erfüllen ist (vgl. HERRMANN, 1995; CHO & MILLS, 1979; SCHULZ, 1996).

Entsprechend wird auch bei den 4 hier untersuchten Modellen verfahren, die schließlich allesamt den Anspruch erheben, lediglich Daten zu benötigen, die grundsätzlich flächendeckend zur Verfügung stehen (die Ansätze der 4 Modelle zur Berücksichtigung der Denitrifikation wurden in Kap. 2 detailliert vorgestellt).

Dabei unterscheidet sich der Grad der Vereinfachung bei den hier betrachteten Modellen jedoch erheblich. Gemeinsam ist den Modellen dagegen, dass sie die Denitrifikationsverluste für den Eintragspfad Grundwasser nicht getrennt für die durchwurzelte Bodenzone, die ungesättigte Zone und den Grundwasserleiter berechnen, sondern dass jeweils ein Ansatz gewählt wurde, der alle Einflüsse berücksichtigen soll. Dabei handelt es sich um Kompartimente, in denen prinzipiell unabhängig voneinander hohe oder niedrige Denitrifikationskapazitäten vorliegen können. So kann bereits in der durchwurzelten Bodenzone, bei guten Abbaubedingungen und einer geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, eine vollständige Denitrifikation eintreten, bevor das eingetragene Nitrat den Aquifer erreicht (HOFFMANN, 1991). Tritt dagegen der entgegengesetzte Fall ein, also dass hohe Nitrateinträge in das Grundwasser zu verzeichnen sind, ist ein reduzierter (nitratabbauender) Aquifer und ggf. eine hohe Aufenthaltszeit in selbigem erforderlich, um das eingetragene Nitrat vollständig zu denitrifizieren (nach WENDLAND & KUNKEL, 1999). Zu berücksichtigen ist allerdings, dass auch in solchen Aquiferen das Denitrifikationspotenzial nicht unerschöpflich ist (VORREYER, 1987; WENDLAND & KUNKEL, 1999).

**MOBINEG** vereinfacht den Denitrifikationsverlust im Sickerwasser am stärksten: In Anlehnung an WENDLAND ET AL. (1993) wird davon ausgegangen, dass 50 % des in die ungesättigte Bodenzone ausgewaschenen Stickstoffes dort auch denitrifiziert wird. Daher gilt dieser Wert für den Zwischen- und Dränabfluss. Völlig unberücksichtigt bleiben bei diesem Vorgehen standortspezifische Denitrifikationsbedingungen, die, wie oben dargestellt, einen erheblichen Einfluss ausüben können. Ein weiterer Beleg hierfür sind Untersuchungen von HEIS-

SENHUBER ET AL. (1994) und BENCKISER ET AL. (1987), die entsprechende Verluste im Wurzelraum von bis zu 30 % bzw. zwischen 1 und 16 % ermittelt haben. Der Verlust über den Pfad Grundwasser wird bei MOBINEG aufgrund der verlängerten Aufenthaltszeit pauschal mit 75 % angesetzt. Aus den genannten Gründen ist auch hier ein fester Wert nicht geeignet, da er die Variationsbreite der Denitrifikationsbedingungen im Grundwasserleiter nicht widerspiegeln kann. Insgesamt ist die Berücksichtigung der Denitrifikation bei MOBINEG zu stark vereinfachend und vermag die vielfältigen Einflüsse auf die Denitrifikationsverluste nicht hinreichend abzubilden.

Anders ist die Situation bei den 3 anderen Modellen. Hier sind jeweils Ansätze etabliert, die die Denitrifikationsverluste in Abhängigkeit verfügbarer Bodeninformationen, hydrologischer und/oder hydrogeologischer Randbedingungen variabel festlegen.

**STOFFBILANZ** verwendet einen Ansatz nach KÖHNE & WENDLAND (1992). Hierbei werden den Bodentypen (nach AG BODEN, 1994) in Abhängigkeit der Vernässung und der Substratverfügbarkeit maximale Denitrifikationsraten zugeordnet und unter Berücksichtigung der Michaelis-Menten-Kinetik für jedes Raster ein standortspezifischer Denitrifikationsverlust ermittelt. Die Zuordnung von Denitrifikationskapazität und -rate deckt sich dabei weitgehend mit Angaben von BECKER (1993) (ergänzt in FREDE & DABBERT, 1999), lediglich die Extrema „keine“ oder „bis vollständige Denitrifikation“ werden ausgespart. Bei der Berechnung der standortspezifischen Denitrifikationsraten wird von STOFFBILANZ neben den bodentypabhängigen Parametern zusätzlich das Stickstoffangebot im Boden berücksichtigt. Hierbei wird ein Ansatz verwendet, der auf dem von BOWMANN & FOCHT (1994) vorgeschlagenen beruht und auch von HIRT (2003) angewendet wurde. Somit werden in dem Ansatz von STOFFBILANZ wichtige Einflussfaktoren auf die Denitrifikationsrate berücksichtigt: über den Bodentyp sind dies der Bodenwassergehalt, die Verfügbarkeit von organischem Substrat, die Temperatur und der pH-Wert, dazu der Nitratgehalt im Sickerwasser. Insgesamt ist der Ansatz von STOFFBILANZ zur Berücksichtigung der Denitrifikation im Boden plausibel. Fragwürdig erscheint jedoch, dass für die relativ schnell abfließenden Anteile Zwischen- und Dränabfluss die gleichen Verluste ermittelt werden wie für den Grundwasserabfluss. Weiterhin ist festzustellen, dass der u.U. bedeutende weitere Nitratabbau im Aquifer (vgl. WENDLAND ET AL., 2002; WENDLAND & KUNKEL, 1999) nicht berücksichtigt wird<sup>4</sup>.

**MODIFFUS** berechnet die Denitrifikationsverluste variabel in Abhängigkeit der Bodentypen und des Vernässungsgrades. Insoweit ist der Ansatz mit dem von STOFFBILANZ vergleichbar und berücksichtigt grundsätzlich wichtige Einflussfaktoren der Denitrifikation. Allerdings werden bei MODIFFUS den verschiedenen Bodentypenklassen vereinfachend feste prozentuale Denitrifikationsverluste zugeordnet, wodurch zudem auch eine lineare Abhängigkeit des Nitratabbaus von der Nitratkonzentration im Sickerwasser berücksichtigt wird. Weiterhin ist es als problematisch anzusehen, dass die prozentualen Verluste für die einzelnen Klassen vom Anwender prinzipiell für jedes EZG angepasst werden müssen (vgl. in Kap. 3.1.1 die Ergebnisse der Erstberechnung vor Anpassung der Denitrifikationsraten mit den späteren Ergebnissen), um realistischere N-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade zu erzie-

---

<sup>4</sup>: Anmerkung: In einer Programmversion, die für die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit noch nicht zur Verfügung stand, berücksichtigt STOFFBILANZ einen Denitrifikationsverlust von einheitlich 30 % in kristallinem Festgestein (STOFFBILANZ, 2003)

len. Hier sollten zumindest modellintern naturraumspezifische Raten vorgegeben werden, da ansonsten die Übertragbarkeit des Modells auf Naturräume mit unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen nicht unerheblich eingeschränkt ist. Besser als in STOFFBILANZ ist dagegen die Differenzierung der Denitrifikation für die schnell und langsam abfließenden Anteile etabliert: Für den Drainageabfluss werden weitaus geringere Verluste angesetzt (je nach Klasse bis zu 5-fach niedriger). Ein weiterer Nitratabbau im Aquifer wird wie bei STOFFBILANZ nicht berücksichtigt, was wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, dass MODIFFUS für den Festgesteinsbereich entwickelt wurde, wo derartige Einflüsse aufgrund der in der Regel geringen Grundwasserflurabstände und der meist geringmächtigen Aquifere vergleichsweise unbedeutend sind. Insgesamt erlaubt es der Ansatz von MODIFFUS - im Gegensatz zu dem von MOBINEG - unterschiedliche Denitrifikationsverluste in der Bodenzone, hervorgerufen durch Standortbedingungen wie Bodenart und Vernässung, die die Umsatzrate beeinflussen, zu berücksichtigen.

**MONERIS** beschreitet einen ganz anderen Weg als die anderen Modelle. Ausgehend von umfangreichen Untersuchungen, bei denen auf EZG-Ebene ein Zusammenhang zwischen dem Verhältnis der Nitratkonzentrationen von Sicker- und Grundwasser zur Sickerwassermenge festgestellt wurde (BEHRENDT ET AL., 1999), wurde in Anlehnung an die Vorgehensweise bei der Ableitung der Rückhaltefunktionen bei Seen (Massenbilanz in einem durchmischten Reaktor für „steady state“-Bedingungen, VOLLENWEIDER, 1969) und Flüssen (BEHRENDT, 1996a sowie BEHRENDT & OPITZ, 1999) ein Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Sicker- und Grundwasser postuliert, der nicht linear von den hydrogeologischen Bedingungen, der spezifischen Sickerwassermenge und der Nitratkonzentration im Sickerwasser abhängt. Dafür wurden 4 hydrogeologische Klassen definiert (je eine gut bzw. schwach durchlässige für den Locker- und Festgesteinsbereich). Die Modellkoeffizienten für die verschiedenen Denitrifikationsbedingungen wurden aus dem empirischen Zusammenhang abgeleitet.

Somit ist prinzipiell, wenn auch vereinfachend, den Ergebnissen von WENDLAND & KUNKEL (1999) Rechnung getragen, wonach die dort untersuchten hydrogeologischen Gesteinseinheiten den Typen „nitratabbauend“, „nichtnitratabbauend“ und „Mischtyp“ zuzuordnen sind. Positiv zu bewerten ist an diesem Ansatz, dass, im Gegensatz zu den anderen Modellen, wenn auch wiederum vereinfacht, die Aufenthaltszeit im Grundwasserleiter berücksichtigt wird. Ist diese größer als 5 Jahre, wird zur Berechnung der Sickerwasserkonzentration nicht der für den Untersuchungszeitraum berechnete, sondern der diesem Zeitraum entsprechende mittlere N-Überschuss verwendet. Damit wird eine Grundwasserkonzentration ermittelt, bei der auch die historische Eintragssituation Berücksichtigung findet.

Der genannte Ansatz zur Ermittlung der Denitrifikationsverluste für die Einträge in das Grundwasser berechnet den Gesamtabbau des Nitrats im Boden, ungesättigter Zone und Grundwasser.

Für die Ermittlung des Denitrifikationsverlustes über den Drainageabfluss ist in MONERIS ein zweiter Ansatz etabliert, der nur den Nitratabbau in der durchwurzelten Bodenzone berücksichtigt. Er wird über einen festen Exponenten direkt aus dem aktuellen N-Überschuss und dem Drainabfluss ermittelt. Dieser Denitrifikationsexponent wurde von BEHRENDT ET AL. (2000) anhand von Parallelberechnungen mit 0,85 ermittelt (für den Pfad Grundwasser liegt der Exponent bei 0,64). Dieser Ansatz ergibt folglich deutlich geringere Denitrifikationsver-

luste als der Ansatz für die Grundwasserkonzentration. Dies ist aufgrund der weitaus geringeren Aufenthaltszeit als beim Grundwasser plausibel. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass ein solcher Ansatz, der den Denitrifikationsverlust in der durchwurzelten Bodenzone ausschließlich über die Nitratkonzentration abbildet, nicht die lokalen Bodeneigenschaften berücksichtigt. Nach KÖHNE & WENDLAND (1992) üben jedoch auch sie einen deutlichen Einfluss auf die Umsatzrate aus. Folglich vermag es dieser Ansatz nicht, diese lokalen Abhängigkeiten auf den Denitrifikationsverlust abzubilden.

Insgesamt ermöglichen die Ansätze von MONERIS eine variable Berücksichtigung der Denitrifikationsverluste für den Grundwasser- und Drainageabfluss.

Es bleibt festzuhalten, dass die 4 Modelle sehr unterschiedliche Ansätze zur Berücksichtigung der Denitrifikationsverluste verwenden. Sie abstrahieren die prozessbestimmenden Parameter nicht nur unterschiedlich stark, sondern ermitteln auch sehr unterschiedliche Denitrifikationsverluste. Kein Modell berücksichtigt gleichermaßen detailliert die Denitrifikationsverluste in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasserleiter.

Bei **MOBINEG** sind die Ansätze für alle 3 berücksichtigten unterirdischen Abflusspfade zu stark vereinfacht mit festen prozentualen Denitrifikationsverlusten festgesetzt. Dieser Ansatz differenziert folglich überhaupt nicht nach den prozessbestimmenden Parametern (s.o.) und kann daher die Variationsbreite möglicher Denitrifikationsverluste nicht nachzeichnen.

Bei **MODIFFUS** wird dagegen in Abhängigkeit des standortbedingten Vernässungsgrades differenziert, so dass dieser Ansatz bereits diesen für die Umsatzrate wichtigen Einfluss berücksichtigt, wenn auch über feste Raten und ohne Berücksichtigung der zugrunde liegenden Michaelis-Menten-Kinetik. Allerdings wird weder die vermeintliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser berücksichtigt, noch wird ein weiterer Umsatz im Aquifer eingerechnet. Zudem müssen die Modellvorgaben für die Denitrifikationsraten der verschiedenen Klassen (vgl. Kap. 2.3.5) vor allem für den Sickerwasserabfluss oftmals an das untersuchte EZG angepasst werden, da ansonsten die Verluste nicht in der erforderlichen Größenordnung eingeschätzt werden können (vgl. Kap. 3.1.1). Insofern erscheint der von MODIFFUS gewählte Ansatz verbesserungsbedürftig, insbesondere, da der im Lockergesteinsbereich oftmals auf den Nitratabbau dominierende Einfluss reduzierter Aquifere nicht berücksichtigt wird. Daher ist es wahrscheinlich, dass MODIFFUS nur im Festgesteins- und Übergangsbereich die Größenordnung des Denitrifikationsverlustes wiedergibt.

Der bei **STOFFBILANZ** gewählte Ansatz bildet den Denitrifikationsverlust in der Bodenzone sehr differenziert anhand wichtiger prozessbestimmender Parameter unter Verwendung der Michaelis-Menten-Kinetik ab. Allerdings wird er gleichermaßen für den langsam und schnell abfließenden Grundwasser- und Drainageabfluss angewendet, obwohl die Aufenthaltszeit sehr wohl einen großen Einfluss auf den Umsatz ausübt. Hier wäre eine differenziertere Betrachtung erforderlich. Ferner wird auch bei STOFFBILANZ ein weiterer Umsatz im Grundwasser nicht berücksichtigt, wodurch auch hier der im Lockergesteinsbereich oftmals auf den Nitratabbau dominierende Einfluss reduzierter Aquifere nicht berücksichtigt wird und daher in solchen Gebieten der Denitrifikationsverlust wahrscheinlich deutlich unterschätzt wird.

**MONERIS** verwendet für den Grundwasser- und Drainageabfluss getrennte Ansätze, die jeweils die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser berücksichtigen. Für den Grundwasserabfluss, der modellintern den natürlichen Interflow (Zwischenabfluss) beinhaltet, werden zu-

sätzlich die Denitrifikationsbedingungen im Untergrund anhand von 4 Klassen der hydrogeologischen Bedingungen charakterisiert. Hierdurch werden, im Gegensatz zu den anderen Modellen, die sehr unterschiedlichen Denitrifikationspotenziale der Aquifere (vereinfachend) berücksichtigt. Dies ist positiv zu bewerten, zumal auch nur über einen solchen Ansatz ein fast vollständiger Nitratumsatz, wie offensichtlich z.B. im EZG der Uecker vorliegend, abgebildet werden kann. Modellintern wird für den weitaus schneller abfließenden Zwischenabfluss der gleiche Denitrifikationsverlust wie für den Grundwasserabfluss eingerechnet. Begründet wird dies damit, dass keine flächendeckenden Modellergebnisse über den Anteil des Interflows am Gesamtabfluss vorliegen und daher diese Abflussanteile nicht aufgetrennt werden können. Da der Zwischenabfluss jedoch regional durchaus von Bedeutung sein kann (vgl. BEHRENDT ET AL., 1999), wird zumindest in solchen Gebieten der Denitrifikationsverlust durch den gewählten Ansatz wahrscheinlich überschätzt.

Darüber hinaus berücksichtigt MONERIS nicht die lokalen Abhängigkeiten des Denitrifikationsverlustes von den Bodeneigenschaften (s.o.). Daher ist die Übertragbarkeit dieses Ansatzes auf sehr kleine Raumeinheiten wahrscheinlich eingeschränkt. Zudem wird dadurch die Möglichkeit zur Ableitung kleinräumiger Bewirtschaftungsszenarien, insbesondere, wenn im Aquifer nur sehr geringe Denitrifikationspotenziale vorliegen, u.U. stark eingeschränkt.

Der Hauptgrund hierfür ist in der eher geringen räumlichen Auflösung von MONERIS zu sehen, da aufgrund der Modellphilosophie bei MONERIS mittlere Denitrifikationsverluste für die Abflusspfade auf Ebene von EZG oder TEZG ermittelt werden (nach BEHRENDT ET AL., 2002 konnten mit MONERIS in Raumeinheiten bis ca. 50 km<sup>2</sup> gute Ergebnisse für den Stickstoffeintrag in die Gewässer und somit indirekt auch für die Denitrifikation erzielt werden).

Im Vergleich zu STOFFBILANZ ist festzustellen, dass der gesamte zu erwartende Denitrifikationsverlust insbesondere für den Grundwasserpfad von MONERIS offenbar weitaus besser abgebildet wird. Der Abgleich der modellintern ermittelten NO<sub>3</sub>-N-Einträge in das Grundwasser (auf Basis der Konzentration) mit den hypothetischen NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Grundwasser ergibt für alle Untersuchungsgebiete die weitaus plausibelsten Ergebnisse für MONERIS (vgl. Kap. 3.4.1, Kap. 3.8.1 und Kap. 3.11.1).

## 5.2 Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Acker

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen für alle Modelle und alle Untersuchungsgebiete, dass ein Großteil der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und vor allem von der LN Acker stammen. Dieses Ergebnis deckt sich mit zahlreichen Untersuchungen in landschaftlich vergleichbar strukturierten Gebieten (u.a. RADERSCHALL, 1996; BACHOR, 1996; LAUN, 1996).

Insbesondere für die diffusen N-Einträge, die überwiegend durch die unterirdischen Eintragspfade verursacht werden, ist zu erwarten, dass sich auch in Jahren und Jahrzehnten wenig an der hohen Belastung ändern wird. Auch wenn der N-Bilanzüberschuss auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den letzten Jahren rückläufig ist (von 118 auf 79 kg/ha-a als Mittelwert für Deutschland, aus BEHRENDT ET AL. (2002), ermittelt nach den Methoden von BACH ET AL. (1998) und für die östlichen Bundesländer und 1985 nach BECKER (1996)), wird es vor dem Hintergrund der oftmals sehr langen Verweilzeiten in den Grundwasserleitern (zum Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses s. auch KUNKEL & WEND-



LAND, 1999) noch lange dauern, bis diese Verringerung tatsächlich Auswirkung in den Fließgewässern zeigt.

Verursacht werden diese diffusen Nährstoffeinträge von der LN Acker über verschiedene Eintragspfade, von denen für die N-Einträge vor allem der Sicker- bzw. Grundwasserabfluss und der Drainageabfluss, für die P-Einträge insbesondere die Erosion sowie der Sicker- bzw. Grundwasserabfluss verantwortlich sind.

Auch wenn bei allen Modellen jeweils die diffusen Nährstoffeinträge von der Landnutzung Acker dominieren, zeigen die Ergebnisse sehr deutlich, dass sich in den einzelnen Untersuchungsgebieten sowohl die quantifizierten absoluten als auch die Nährstoffeinträge über die verschiedenen Pfade erheblich unterscheiden. Hervorgerufen wird dies vor allem durch differierende Berechnungsansätze für die Pfade, aber auch dadurch, dass die Modelle eine unterschiedliche Anzahl von Eintragspfaden berücksichtigen. Diese Zusammenhänge werden in den nächsten Kapiteln getrennt für die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge betrachtet. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die oben genannten dominierenden Eintragspfade gelegt.

### 5.2.1 Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Stickstoffeinträge von der LN Acker sind zusammen mit der jeweils modellintern ermittelten Ackerfläche Tab. 51 zu entnehmen.

Tab. 51: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	883	1111	857	935	863	1567	879	862
Uecker	1716	1702	1717	2004	1528	2329	1554	1081
Obere Werre	402	574	398	776	402	1310	404	869

Es werden, bei fast identischen Flächenanteilen (lediglich im EZG der Uecker ergeben sich nennenswerte Differenzen), erhebliche Unterschiede deutlich: MODIFFUS ermittelt in allen Untersuchungsgebieten die höchsten Stickstoffeinträge. Bei MONERIS werden die beiden LN Acker und Grünland modellintern zusammengefasst, da davon ausgegangen wird, dass die der Berechnung zugrunde liegenden N-Bilanzüberschüsse für diese LN gleich sind; ausgewiesen sind in Tab. 51 und Tab. 53 die Anteile von der LN Acker.

Erwartungsgemäß sind bei allen Modellen die N-Einträge über die unterirdischen Eintragspfade Sickerwasser und Drainage dominant (vgl. Tab. 52 und Tab. 53). Auf diese Eintragspfade wird daher ausführlich in den Kapiteln 5.2.1.1 und 5.2.1.2 eingegangen.

Tab. 52: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG				STOFFBILANZ			MODIFFUS				
	SW	Drä-nage	Ero-sion	Direkt	SW	Drä-nage	Ero-sion	SW	Drä-nage	Ero-sion	Direkt	Nat. Erosion
Ilmenau	962	80,2	24,2	44,3	938	-5,0	2,7	1284	241	12,0	19,5	9,7
Uecker	1473	78,5	49,0	102	1860	143	1,1	2152	106	16,7	34,5	17,2
Obere Werre	376	105	69,4	24,1	601	35,9	135	1098	165	30,6	9,1	4,5

Tab. 53: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MONERIS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MONERIS		
	SW	Dränage	Erosion
Ilmenau	785	40,3	36,7
Uecker	280	759	41,7
Obere Werre	425	431	12,6

Erosive N-Einträge sind dagegen vergleichsweise unbedeutend. Dieser Eintragspfad wird daher nur bei den P-Einträgen von der LN Acker, wo er sehr wohl bedeutsam ist, betrachtet (s. Kap. 5.2.2.3). Gerechtfertigt ist dies zudem dadurch, dass die von den Modellen verwendeten Berechnungsansätze für die N- und P-Einträge über Erosion nahezu identisch sind. Die Direkteinträge von der Landnutzung Acker sind unbedeutend und werden nicht weiter betrachtet.

### 5.2.1.1 Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker über Sickerwasser

Die Daten in Tab. 52 und Tab. 53 zeigen, dass die 4 Modelle in den 3 Untersuchungsgebieten sehr unterschiedliche Ergebnisse für die diffusen Stickstoffeinträge über den Pfad Sickerwasser erzielen. Auffällig ist, dass MODIFFUS in allen Gebieten die höchsten Einträge ermittelt, an der Oberen Werre gar mindestens 80 % mehr als die anderen Modelle. Lediglich im EZG der Ilmenau sind die quantifizierten Einträge über diesen Pfad in etwa vergleichbar, besonders deutliche Unterschiede ergeben sich dagegen im EZG der Uecker: Hier ermitteln MODIFFUS und STOFFBILANZ mit 2125 bzw. 1860 t/a die höchsten Einträge, MOBINEG mit 1473 t/a liegt ebenfalls in diesem Bereich. Ganz anders ist das Ergebnis von MONERIS, wonach lediglich 280 t/a über diesen Pfad in die Vorfluter eingetragen werden.

Diese Differenzen erfordern es, die Modellansätze genauer zu untersuchen, denn derartige Unterschiede sind bei den gleichen Ausgangsdaten zunächst sehr überraschend. Verantwortlich hierfür müssen gravierende Unterschiede bei den Berechnungsschritten N-Bilanzüberschuss, Nitratauswaschung und/oder Denitrifikationsverlust sein.

Allerdings sorgen die unterschiedlichen Modellphilosophien dafür, dass ein direkter Vergleich für alle drei Teilschritte nicht möglich ist. Einen N-Bilanzüberschuss geben nur MOBINEG und MONERIS aus. MONERIS berechnet ihn nach BACH ET AL. (1998), MOBINEG in Anlehnung an BACH (1987), wobei bei MOBINEG fälschlicherweise für das Bilanzglied minerali-

sche Düngung die (Gesamt-) Düngung nach Düngeverordnung angesetzt wird. Insofern ist hier zu erwarten, dass der N-Bilanzüberschuss überschätzt wird. Die entsprechenden Daten sind Tab. 54 zu entnehmen. Sie sind jeweils, wie alle Angaben in dieser Tabelle, auf die undrännierte Ackerfläche bezogen.

Tab. 54: Diffuse N-Einträge von der Landnutzung Acker bzw. bei MONERIS von der landwirtschaftlichen Nutzfläche über Sickerwasser: Unterschiede der 4 Modelle bei den Berechnungsschritten N-Bilanzüberschuss, N-Auswaschung und Denitrifikationsverlust sowie bei der resultierenden  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser am Beispiel des EZG der Uecker

	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
N-Überschuss [t/a]	9331	-	-	13828
N-Auswaschung in die Bodenzone [t/a]	4384	5837	4379	(13828)
Denitrifikation [t/a]	3607	3977	2262	13533
Denitrifikation [%]	66,4	68,1	51,7	97,9
N-Emission in Gewässer SW [t/a]	1473	1860	2152	295
Konz. $\text{NO}_3\text{-N}$ GW [mg/l]	7,37	8,71	11,14	1,80
Abweichung vom SOLL-Wert [%]	400	491	656	22,1

Entgegen der Erwartung ist demnach der N-Bilanzüberschuss bei MOBINEG weitaus geringer als bei MONERIS. Hierfür gibt es jedoch eine Begründung: MONERIS berücksichtigt bei der Ermittlung des N-Bilanzüberschusses auf undrännierten Ackerflächen (und Grünlandflächen) gemäß seiner Modellphilosophie die Grundwasserverweilzeit. Liegt sie bei über 5 Jahren, wird anstatt des aktuellen - wie dies bei MOBINEG geschieht - ein mittlerer N-Bilanzüberschuss für den entsprechenden Zeitraum berücksichtigt. Die mittlere Grundwasserverweilzeit im EZG der Uecker wurde mit über 30 Jahren ermittelt, wodurch anstelle des aktuellen N-Überschusses von 53,7 kg/ha·a der diesem Zeitraum entsprechende von 88,7 kg/ha·a festgesetzt wird. Diese Vorgehensweise von MONERIS bei diesem Schritt ist empfehlenswert, da nur so die für die aktuelle  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser äußerst bedeutsame historische N-Eintragsituation berücksichtigt werden kann. Letztlich ist dies die Voraussetzung dafür, dass ein realistischer Eintrag in die Vorfluter über den Grundwasserpfad ermittelt wird. Dies gilt immer dann, wenn die Grundwasserverweilzeit länger ist als der Untersuchungszeitraum, aus dem die mittleren Eingangsdaten stammen. Eine besondere Bedeutung kommt einem solchen Ansatz dann zu gute, wenn Szenarien berechnet werden sollen, beispielsweise mit folgender Ausgangssituation: Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser ist zu hoch, in welchem Zeitraum greifen geplante Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der N-Belastung, d.h., wann ist die Zielkonzentration erreicht? Mit MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS schlägt jede diesbezügliche Änderung der Eingangsdaten - da immer „steady state“-Bedingungen vorausgesetzt werden - direkt in das Ergebnis durch: Prinzipiell ergäbe demnach eine Reduzierung der N-Belastung sofort eine entsprechende Änderung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser und somit der Einträge in den Vorfluter (dies gilt so genau genommen nur bei identischer Wasserbilanz in den Zeiträumen). Nur mit MONERIS kann, eben aufgrund der Berücksichtigung der „historischen“ Eintragsituation, die allmähliche Änderung der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Grundwasser verfolgt und letztlich ein Zeitpunkt abschätzt werden, wann die Zielgröße erreicht ist. Vor dem Hintergrund der ent-

sprechenden Anforderungen der WRRL erscheint es folglich unbedingt notwendig, dass die Grundwasserverweilzeit in dem Berechnungsansatz berücksichtigt wird.

Doch zurück zum Vergleich des N-Bilanzüberschusses von MOBINEG und MONERIS: Rechnet MONERIS wie MOBINEG mit dem aktuellen Überschuss, ergäbe dies für das EZG der Uecker eine Summe von ca. 8350 t/a und läge damit erwartungsgemäß niedriger als MOBINEG, obwohl hier zusätzlich die Grünlandflächen mit in die Bilanz eingehen.

Die in MONERIS verwendete Methodik zur Bilanzierung der N-Überschüsse nach BACH ET AL. (1998) ist weitgehend akzeptiert. Die N-Bilanzüberschüsse stellen im Strategiepapier „Nachhaltige Entwicklung für Deutschland“ eine maßgebliche Kenngröße zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Landwirtschaft in Deutschland dar (BUNDESREGIERUNG, 2002). Ferner stützt sich die Verifikation der Umsetzung der EG-Nitratrichtlinie in Deutschland unter anderem auf die Trendentwicklung der N-Überschüsse (BACH & FREDE, 2001). BACH ET AL. (2003) schätzen ihre Methodik zur Berechnung von N-Flächenbilanzüberschüssen für die Gemeinden eines Landes auf Basis der Agrarstrukturerhebung als praktikabel und zu insgesamt plausiblen und tragfähigen Ergebnissen führend ein. Sie wurde von BACH & FREDE (1996) anhand eines Vergleiches mit einer empirisch ermittelten Bilanz überprüft. Dazu wurden ihre Ergebnisse von N-Flächenbilanzen auf Gemeindeebene mit empirisch erhobenen Daten aus unterschiedlichen Regionen von verschiedenen Autoren verglichen, die im Regelfall auf Betriebsunterlagen zurückgingen. Dabei betrug die Abweichung zwischen berechnetem und empirisch ermitteltem N-Überschuss im Mittel von 31 Gemeinden (überwiegend in Niedersachsen) weniger als 1 kg/ha Landfläche; in 60 % der Fälle betrug die absolute Abweichung weniger als  $\pm 20$  kg/ha LF; ein systematischer Fehler trat nicht in Erscheinung (nach BACH ET AL., 2003).

Den zweiten (bzw. für STOFFBILANZ und MODIFFUS den ersten, s.u.) Teilschritt für die Berechnung der diffusen N-Einträge stellt die N-Auswaschung in die Bodenzone dar. MOBINEG verwendet hierfür einen Austauschfaktor, der als Zeiger für die Nitratauswaschungsfähigkeit dient (in Anlehnung an BACH, 1987 und DBG, 1992, vgl. Kap. 2.1.4.1). STOFFBILANZ ermittelt die N-Auswaschung in die Bodenzone dagegen direkt aus den Daten zur N-Bilanz. Lediglich wenn  $N_{\min}$ -Werte vorliegen, wird auch hier ein Auswaschungsfaktor verwendet (vgl. Kap. 2.2.5). Von diesem alternativen Berechnungsansatz rät GEBEL (2003) jedoch ab, da er die Verwendung eines Faktors für einen eher dynamischen Prozess wie die Auswaschung und die daraus folgende Quantifizierung der Nitratauswaschung für problematisch hält. Auch BACH & FREDE (2002) weisen darauf hin, dass eine Schätzung der Nitratauswaschung aus dem N-Flächenbilanzüberschuss problematisch ist. Sie begründen dies damit, dass die N-Bilanzierung als methodisches Instrument für derartige Aussagen nicht konzipiert sei und ferner, dass „der Prozess der N-Umsetzungen und gasförmigen N-Verluste im Oberboden und in der ungesättigten Zone viel zu komplex ist und von viel zu vielen Faktoren gesteuert wird (Klima, Boden, Fruchtfolge, Art Menge und Termine der N-Düngung), als dass die Nitratgehalte (im Grundwasser) durch den N-Überschuss mehr oder weniger monokausal „erklärt“ werden könnten“. Trotz dieser berechtigten Anmerkungen ist insbesondere die Verwendung des Auswaschungsfaktors weit verbreitet (u.a. HIRT, 2003; WEISS, 2000; BECKER, 1996). MONERIS dagegen geht davon aus, dass der gesamte N-Überschuss in den Boden ausgewaschen wird. Auch dieser Ansatz ist nicht unproblematisch, z.B. wenn die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im effektiven Wurzelraum deutlich unter 100 % liegt.

Ferner wird nicht berücksichtigt, welche Anteile des N-Überschusses als gasförmige Verluste abgeführt bzw. in der organischen Substanz akkumuliert werden (vgl. WEISS, 2000). Allerdings ist eine hinreichend genaue Abschätzung dieser Prozesse z.Z. allenfalls unter Verwendung komplexer, prozessorientierter Simulationsmodelle möglich. Sie können daher von einem mesoskaligen Modell nicht abgebildet werden.

Aus den genannten Gründen ist es daher möglich, dass MONERIS die N-Auswaschung in den Wurzelraum zumindest bei Vorliegen der genannten Randbedingungen überschätzt.

Im Gegensatz zu den 3 anderen Modellen verfolgt MODIFFUS eine völlig andere Modellphilosophie zur Ermittlung der N-Auswaschung in die Bodenzone. Hier werden den verschiedenen Kulturfolgen spezifische N-Auswaschungen zugeordnet. Den Ausgangspunkt hierfür stellt die von den Modellentwicklern konzipierte Nitratmatrix dar. Sie basiert auf zahlreichen Lysimetermessungen, Erfahrungswerten und Analogieschlüssen über die mittlere Nitrat-Auswaschung in Abhängigkeit der - ggf. abgeleiteten - Fruchtfolge. Der so ermittelte Ausgangswert wird anschließend anhand von Faktoren (vgl. Kap. 2.3.5) standortspezifisch angepasst. Somit ist MODIFFUS, anders als die anderen Modelle, unabhängig von Informationen über die aufgebrachte Düngemenge und somit auch von N-Bilanzen. Hierbei ist zu bedenken, dass wichtige Eingangsdaten für solche N-Flächenbilanzen insbesondere für die räumliche Bezugsgröße Gemeinde mit z.T. nicht unerheblichen Fehlern behaftet sein können. Dies bezieht sich neben der Agrarstatistik, die dem Betriebsprinzip folgt (d.h. alle Bilanzglieder werden der territorialen Einheit zugeschrieben, in der der Landwirtschaftsbetrieb seinen Sitz hat, unabhängig davon, wo die Landwirtschaftsflächen tatsächlich liegen. Dies betrifft ebenso MODIFFUS), vor allem auf den in der Regel für die N-Bilanz äußerst bedeutenden Term Mineraldünger. Hierfür stehen keine statistischen Primärdaten auf Gemeinde- oder Kreisebene zur Verfügung, so dass die Höhe der Mineraldüngung aus anderen Größen abgeschätzt werden muss (Angaben nach BACH ET AL., 1998). Aus den genannten Gründen muss die Vorgehensweise von MODIFFUS grundsätzlich positiv bewertet werden. Ungeklärt ist z.Z. jedoch noch, inwieweit die auf Basis der Nitratmatrix ermittelten Ausgangswerte auch tatsächlich die Bedingungen in den verschiedenen EZG widerspiegeln, da die grundlegenden Daten und Untersuchungen die Verhältnisse in der Schweiz repräsentieren.

Die Ergebnisse der Modelle für den Teilschritt N-Auswaschung in Tab. 54 zeigen, dass MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS trotz ihrer sehr unterschiedlichen Berechnungsansätze im EZG der Uecker vergleichbare Werte liefern: MOBINEG und MODIFFUS erzielen sogar quasi identische Ergebnisse, STOFFBILANZ liegt ein Drittel höher. Die Angabe bei MONERIS ist dagegen weitaus höher und entspricht dem N-Bilanzüberschuss. Modellintern wird hier nicht mehr mit einem Auswaschungsfaktor gerechnet, sondern die Sickerwasserkonzentration wird direkt aus dem N-Überschuss abgeleitet (von der Modellphilosophie her handelt es sich hierbei um eine virtuelle Konzentration, die sich ohne den Einfluss von Denitrifikation ergeben würde). Entsprechend ist diese auch weitaus höher als bei den anderen Modellen (zu einer möglichen Überschätzung dieser Konzentration s.o.).

Dennoch berechnet MONERIS die weitaus geringsten N-Einträge in das Grundwasser. Verursacht wird dies letztlich durch die sehr unterschiedlichen Ansätze zur Berücksichtigung des Denitrifikationsverlustes (vgl. Kap. 5.1).

Dieser letzte Teilschritt bei der Berechnung der diffusen N-Einträge stellt sich folglich insbesondere für das hier betrachtete EZG der Uecker als der entscheidende für die Höhe der von

den 4 Modellen kalkulierten Einträge heraus. Die Differenzen für den berechneten Denitrifikationsverlust sind erheblich: Sie liegen zwischen 2262 t/a (51,7 % Verlust) bei MODIFFUS und 13533 t/a (97,9 % Verlust) bei MONERIS.

Wie sind diese Ergebnisse zu bewerten? Nach WENDLAND ET AL. (2002) sind im EZG der Uecker überwiegend reduzierte Aquifere vorzufinden, d.h. die O<sub>2</sub>-Konzentration liegt meist unter 2 mg/l, die von Fe(II) und Mn(II) überwiegend höher als 0,2 bzw. 0,05 mg/l. Die Grundwasserverweilzeit wurde mit etwa 20 Jahren (Median) ermittelt.

Folglich ist unter diesen Bedingungen mit hohen Denitrifikationsverlusten zu rechnen. Nach WENDLAND ET AL. (2002) liegen sie nach dem verwendeten Modell WEKU (KUNKEL & WENDLAND, 1997) bei über 90 %. Für die Abbildung der Prozesse in der Bodenzone wurde bei dieser Untersuchung das Modell SOIL-N (JOHNSON ET AL., 1987) vorgeschaltet. Hiermit wurden mittlere N-Auswaschungen in den Grundwasserleiter von etwa 30 kg/ha-a bei Berücksichtigung der Denitrifikation im Wurzelraum ermittelt.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse von WENDLAND ET AL. (2002) nur geringe Abweichungen (10 bis 20 %) zu den gemessenen NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen in den Grundwasserleitern. Folglich ist davon auszugehen, dass die dort berücksichtigten Denitrifikationsverluste (in der Summe größer 90 %) in der richtigen Größenordnung liegen. Übertragen auf die im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse bedeutet dies folglich, dass MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS die Denitrifikationsverluste im EZG der Uecker offensichtlich deutlich unterschätzen (Begründung s. Kap. 5.1) und als Folge dessen die N-Einträge in das Grundwasser sowie die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im selben, die mit ca. 1,4 mg/l abgeleitet wurde (vgl. Kap. 3.8.1), überschätzen.

Auch in den anderen Untersuchungsgebieten zeigt der Abgleich mit den NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Grundwasser, dass MONERIS diese Konzentrationen und somit auch die N-Einträge über Sickerwasser von der LN Acker am plausibelsten berechnet (vgl. Tab. 25, Tab. 32 und Tab. 39).

Anzumerken ist ferner, dass STOFFBILANZ z.T. negative Emissionen von Ackerflächen ermittelt. Hier wird bei der Modellberechnung angenommen, dass der Bedarf das Angebot übersteigt. Diese negativen Einträge gehen in die Gesamtbilanz ein und verfälschen (reduzieren) dort die „realen“ Einträge der restlichen Gebietsfläche. Die Ausweisung von Flächen mit einem Nährstoffdefizit ist durchaus sinnvoll, die Emissionen von diesen Flächen sollten dann jedoch mit Null angesetzt werden.

### **5.2.1.2 Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Acker über Dränage**

Die Daten in den Tab. 52 und Tab. 53 zeigen, dass die 4 Modelle in den 3 Untersuchungsgebieten sehr unterschiedliche Ergebnisse für die diffusen Stickstoffeinträge über den Pfad Dränage erzielen. Auffällig sind hier vor allem die im Vergleich zu den anderen Modellen sehr hohen N-Einträge von MONERIS in den EZG Uecker und Obere Werre. Im EZG der Uecker stellen die N-Einträge über Dränage bei MONERIS sogar den dominanten Eintragspfad dar, während dies bei den anderen Modellen jeweils die Einträge über Sickerwasser sind. Im EZG der Ilmenau erzielt dagegen MODIFFUS die deutlich höchsten N-Einträge über Dränage. Auffällig sind ferner die vergleichsweise sehr niedrigen N-Einträge bei STOFFBILANZ im EZG der Oberen Werre und insbesondere im EZG der Ilmenau, wo STOFFBILANZ sogar negative Einträge über diesen Pfad bilanziert.

Verursacht wird dies dadurch, dass STOFFBILANZ auch für den Eintragspfad Dränage negative Frachten von einzelnen Rastern berechnet. Diese negativen Frachten gehen mit in die Bilanz ein, wodurch die ausgewiesene Fracht über diesen Eintragspfad verringert wird. Dieses in der Modellphilosophie begründete Phänomen, das nur sehr eingeschränkt nachvollziehbar ist, führt im EZG der Ilmenau dazu, dass für Acker insgesamt ein N-Eintrag von minus 5,0 t/a über Dränage ausgewiesen wird. Modellintern ermittelt STOFFBILANZ durchaus N-Einträge über Dränage. Sie betragen 11,7 t/a, allerdings überwiegen die negativen Einträge mit 16,8 t/a, was in der Summe die genannte Fracht ergibt. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass STOFFBILANZ modellintern z.T. weitaus höhere N-Einträge über Dränage berechnet, als in den Ergebnisprotokollen ausgewiesen werden. Für das EZG der Ilmenau liegen diese N-Einträge für alle insgesamt bei 45,1 t/a, also um den Faktor 1,6 höher, als es die Ergebnisse von STOFFBILANZ - 28,3 t/a, vgl. Tab. 19 - suggerieren (vergleiche hierzu auch die entsprechenden Anmerkungen im Kapitel 5.2.1.1).

Wie bereits bei den N-Einträgen über Sickerwasser erfordern es die deutlichen Differenzen in den Ergebnissen auch hier, die Ursachen dafür zu untersuchen. Hierfür werden wiederum die Berechnungsansätze der einzelnen Modelle genauer betrachtet.

Prinzipiell verwenden die 4 Modelle für die Berechnung der N-Einträge über Dränage die gleichen Teilschritte wie beim Sickerwasser. Wichtige Unterschiede bestehen lediglich bei den berücksichtigten Denitrifikationsraten, bei MONERIS zusätzlich bei den N-Bilanzüberschüssen. Zudem wird bei MODIFFUS der Ansatz um einen Denitrifikationsfaktor ergänzt. Doch nicht nur die Berechnungsansätze unterscheiden sich. Bereits bei der Ermittlung des gedrännten Flächenanteils im EZG und der nachfolgenden räumlichen Zuordnung dieser Flächen sind entscheidende Unterschiede zwischen den Modellen zu verzeichnen.

Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, dass vor allem in den westlichen Bundesländern keine detaillierten Angaben zum Flächenumfang bzw. zur Lage von Dränflächen verfügbar sind (BACH ET AL., 1998). Wesentliche und somit auch die Ergebnisse beeinflussende Unterschiede der Modelle werden daher am Beispiel des EZG der Ilmenau vorgestellt. Tab. 55 zeigt den von den 4 Modellen berücksichtigten Anteil gedränkter Flächen für die verschiedenen LN in diesem EZG.

Tab. 55: Ilmenau: Stickstoffeinträge über Dränage: Modellintern berücksichtigter Anteil dränkter Fläche nach den 4 Modellen

Landnutzung	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[%]	[km <sup>2</sup> ]	[%]	[km <sup>2</sup> ]	[%]	[km <sup>2</sup> ]	[%]
Acker	132,4	15	209,3	24,4	106,0	12,3	9,7	1,1
Grünland	7,4	15	11,8	24,2	22,4	48,4	-	-
Wald	-	-	127,0	26,5	-	-	-	-
Summe der LN	139,8	9,7	348,1	24,5	128,4	9,1	9,7	0,01

Nach FEHR (2000) wurde die gedrännte Fläche durch Befragung der Außenstellen der Landwirtschaftskammern ermittelt, es ergab sich dabei ein Anteil von jeweils 15 % für Acker- und Grünlandflächen (FEHR, 1999). Diese Daten wurden entsprechend für MOBINEG übernommen. Modellintern werden sie hier gleichförmig auf alle Acker- und Grünlandflächen verteilt. Somit wird zwar der vorgegebene Gesamtanteil der Dränfläche verarbeitet, die räumliche

Zuordnung besagt jedoch, dass prinzipiell jede Acker- und jede Grünlandfläche jeweils zu dem vorgegebenen Anteil drainiert ist. Eine solche Zuordnung spiegelt in keine Weise die Bedingungen (Vernässung) wider, unter denen Dränagen angelegt wurden oder werden (vgl. LECHER ET AL., 2001). Letztlich führt dies zudem bei der räumlichen Bewertung der ermittelten Nährstoffeinträge zu Fehleinschätzungen.

Auch bei MODIFFUS ist die externe Bereitstellung des Dränflächenanteils vorgesehen, es wurde daher die von FEHR (1999) ermittelte Gesamtfläche von ca. 140 km<sup>2</sup> angesetzt. Modellintern wird diese Fläche bei MODIFFUS den Standorten zugeteilt, an denen aufgrund der Standortbedingungen Dränagen am wahrscheinlichsten sind. Berücksichtigung finden hierbei u.a. der Bodentyp, der Vernässungsgrad und die Hangneigung. Die Angaben in Tab. 55 zeigen, dass damit der vorgegebene Anteil für Ackerflächen relativ gut getroffen wird, während der Anteil der betroffenen Grünlandflächen für dieses EZG überschätzt wird. Insgesamt wird dieser Ansatz auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten als plausibel eingeschätzt.

STOFFBILANZ verwendet modellintern einen ähnlichen Ansatz: Die Drainageflächen werden in Abhängigkeit der Bodentypen ermittelt, denen 0, 10 oder 50 % Dränanteil zugewiesen wird (vgl. Kap. 2.2.1). Dieser Ansatz, bei dem ebenso wie bei MODIFFUS berücksichtigt wird, dass die Bodenstandorttypen aufgrund ihrer Wasserverhältnisse Aussagen über den Vernässungsgrad und damit über den Drainagebedarf zulassen (BEHRENDT ET AL., 1999), ist daher grundsätzlich plausibel (zu möglichen Einschränkungen dieser Aussage s.u.). Der von STOFFBILANZ gewählte Ansatz entspricht dem, der bei MONERIS für die Abschätzung des Dränanteils in den neuen Bundesländern gewählt wird. Hier konnte er mit vorliegenden Angaben zum Drainageumfang der ehemaligen Meliorationsbetriebe der DDR abgeglichen werden. Dabei zeigte sich eine sehr gute Übereinstimmung (vgl. BEHRENDT ET AL., 1999 und BACH ET AL. 1998). Da ein solcher Abgleich für die alten Bundesländer aufgrund der fehlenden Verfügbarkeit von Vergleichsdaten nicht möglich ist, werden bei MONERIS für diese Gebiete Eingangsdaten verwendet, die auf Umfragen bei den zuständigen Ämtern basieren, oder, da dort oftmals keine Angaben vorlagen, abgeschätzt wurden (vgl. Kap. 2.4.3 und BEHRENDT ET AL., 1999 sowie BACH ET AL., 1998). Auf Basis dieses Ansatzes wurde von BACH ET AL. (1998) der Dränflächenanteil für das EZG der Ilmenau weitaus geringer abgeschätzt (Tab. 55). Somit ergibt sich für dieses EZG eine erhebliche Diskrepanz zwischen einerseits den Einschätzungen der genannten Autoren über den Dränflächenanteil und andererseits des von STOFFBILANZ abgeleiteten Anteils. Werden auch für MONERIS 15 % drainierter Fläche als Berechnungsgrundlage angenommen, erhöht sich der N-Eintrag über diesen Pfad auf fast 550 t/a.

Insgesamt zeigt dies die erhebliche Problematik, für die alten Bundesländer den Dränflächenanteil in einem EZG zutreffend zu erfassen. Da dies aber eine absolut notwendige Voraussetzung dafür ist, auch die Nährstoffeinträge über diesen Eintragspfad treffend zu quantifizieren, ist die vorliegende Situation sehr unbefriedigend und kann folglich zu erheblichen Fehleinschätzungen der tatsächlichen Einträge führen.

Weiterhin lassen die dargestellten Ergebnisse für das EZG der Ilmenau vermuten, dass der in STOFFBILANZ verwendete Ansatz tatsächlich nicht ohne weiteres auf die alten Bundesländer übertragen werden kann: Wird davon ausgegangen, dass die Schätzungen der genannten Autoren so zu interpretieren sind, dass der Anteil drainierter Flächen bei maximal 15 % liegt, dann überschätzt STOFFBILANZ den Anteil klar.



In den beiden anderen Untersuchungsgebieten werden für MOBINEG, MODIFFUS und MONERIS jeweils identische Dränflächenanteile berücksichtigt, bei STOFFBILANZ dagegen die modellintern berechneten.

Tab. 56: Ilmenau: Stickstoffeinträge über Dränage: Modellintern ermittelte Stickstoffeinträge nach den 4 Modellen und spezifischer Eintrag pro Hektar Dränfläche

Landnutzung	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]	[t/a]	[kg/ha·a]
Acker	80,2	6,4	-5,0	-0,2	241	22,6	40,3	41,7
Grünland	3,7	5,0	3,0	2,6	14	6,3	-	-
Wald	-	-	26,4	2,1	-	-	-	-
EZG	83,9	0,6	24,4	0,2	254	1,8	40,3	0,3

Somit hat, wie oben dargestellt, der berücksichtigte Dränflächenanteil einen erheblichen Einfluss auf das jeweilige Ergebnis der einzelnen Modelle (vgl. Tab. 56).

Die weiteren Schritte bei der Berechnung der N-Einträge von den gedränten Flächen gehen bei den Modellen jeweils von der ermittelten N-Auswaschung in die Bodenzone aus (die Unterschiede der Modelle zur Ermittlung dieser Auswaschung wurden bereits in Kap. 5.2.1.1 diskutiert). Bei MONERIS ist dies immer der aktuell berechnete N-Bilanzüberschuss des Untersuchungszeitraumes (und nicht wie beim Grundwasser ein mittlerer in Abhängigkeit der Grundwasserverweilzeit), da dieser für den weitaus schneller abfließenden Dränageabfluss maßgeblich ist.

Gemäß der unterschiedlichen Philosophien bei der Berechnung dieser N-Auswaschungen treten hier für die gedränten Flächen bereits erhebliche Unterschiede bei den 4 Modellen auf. Dies ist ein erster Grund für die deutlichen Unterschiede bei den letztendlich quantifizierten N-Einträgen über Dränagen. Auch diese Zusammenhänge wurden bereits beim Eintragspfad Sickerwasser in Kap. 5.2.1.1 diskutiert.

Der nächste Schritt für die Ermittlung der N-Einträge liegt darin abzuschätzen, welcher Anteil dieser N-Auswaschung über Dränagen abfließt. Auch hier treten Unterschiede bei den Modellen auf.

MONERIS und STOFFBILANZ wählen hierfür einen Ansatz nach KRETZSCHMAR (1977), in dem die Dränspende in Bezug zu den Winter- und Sommerniederschlagsmengen berechnet wird. Dieser Ansatz erlaubt es offenbar weitgehend, in der Literatur beschriebene regionale Unterschiede der Dränspende abzubilden: BEHRENDT ET AL. (1999) haben mit diesem Ansatz für die meisten Gebiete der ABL ein Verhältnis Dränspende zu GWN von 0,8 ermittelt. Dies kommt somit den Angaben von NOLTE & WERNER (1991) sehr nahe, der für die Dränspende im Elbeeinzugsgebiet im Bereich der ehemaligen DDR 80 % der GWN angesetzt hat. Die von SCHOLZ (1997) für die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern ermittelte Dränspende, die das 1,55-fache der Abflussspende beträgt, bildet dieser Ansatz ebenfalls gut ab. Für die nordöstlichen Teile Deutschlands konnte ein Wert von 1,34 ermittelt werden, der somit den Angaben von SCHOLZ (1997) sehr nahe kommt. Für den Südwesten Deutschlands wurde mit diesem Ansatz eine Dränspende erzielt, die bei 29 % des Jahresniederschlages liegt, und somit näherungsweise den von PRASUHN & BRAUN (1994) für das Rheineinzugsgebiet der Schweiz angegebenen Werten von 35 % entspricht (Angaben nach BEHRENDT ET AL., 1999).

Der entscheidende Unterschied zwischen STOFFBILANZ und MONERIS liegt darin, dass bei STOFFBILANZ von dränierten Flächen neben dem berechneten Dränabfluss auch ein Anteil Grundwasserabfluss ermittelt wird und die N-Auswaschung prozentual auf diese beiden Pfade verteilt wird, während bei MONERIS die gesamte N-Auswaschung dem Pfad Dränage zugerechnet wird. Die ermittelte Dränspende dient lediglich der Berechnung der N-Konzentration im Dränageabfluss. Diese Annahme von MONERIS, dass immer die gesamte N-Auswaschung (abzüglich der Denitrifikation) den Dränageabfluss erreicht, erscheint unrealistisch und widerspricht auch den Angaben von NOLTE & WERNER (1991) für das Elbeeinzugsgebiet (vgl. auch HASENPUSCH, 1995; EGGELSMANN, 1981; PRASUHN, 1999). Daher ist anzunehmen, dass mit MONERIS zumindest dort, wo nicht das gesamte Sickerwasser über Dränagen abfließt, die Einträge über Dränage überschätzt werden. Unterstützt wird diese These durch Untersuchungen von HIRT (2003), wonach MONERIS im EZG der Mulde die N-Einträge über Dränagen - Referenz waren hier umfangreiche Messungen - deutlich überschätzt hat.

Bei MOBINEG ersetzt der Dränabfluss auf dränierten Flächen den Zwischenabfluss, wobei die Separierung zum Grundwasserabfluss über das Verhältnis Basis- zu mittlerem Abfluss vorgenommen wird. Entsprechend unterschätzt MOBINEG den Dränabfluss und damit auch den N-Eintrag in die Gewässer über diesen Pfad, da auch die N-Auswaschung im gleichen Verhältnis wie Grundwasser- und Dränabfluss aufgeteilt wird.

MODIFFUS ermittelt den Dränabfluss ebenfalls in Abhängigkeit der Niederschlagsbedingungen. Dabei wird in Anlehnung an WERNER & WODSAK (1994) davon ausgegangen, dass er 60 bis 80 % der Sickerwasserrate beträgt. In den hier untersuchten Gebieten ist der Dränabfluss daher immer etwas geringer als bei STOFFBILANZ und MONERIS. Die Berechnung des N-Eintrages über diesen Pfad verläuft prinzipiell analog zum Sickerwasserpfad unter Berücksichtigung von standorttypischen Bedingungen, zusätzlich wird jedoch davon ausgegangen, dass es hier zu einer erhöhten Nitrat Auswaschung kommt, weshalb der entsprechende Wert um 10 % erhöht wird.

Der letzte Schritt zur Bilanzierung der N-Einträge über Dränage liegt in der Berücksichtigung der Denitrifikation, die aufgrund der weitaus kürzeren Verweilzeiten niedriger als beim Grundwasser liegt. Bei MOBINEG werden hierfür pauschal 50 % angesetzt. MODIFFUS setzt in Abhängigkeit der Standortbedingungen 10 bis 28 % an, MONERIS berechnet den Denitrifikationsverlust mittels eines empirischen Ansatzes von BEHRENDT ET AL. (1999) in Abhängigkeit der Nitratkonzentration. In den Untersuchungsgebieten ergab sich damit ein Verlust zwischen 45 und 49 %. Bei STOFFBILANZ kommt dagegen der gleiche Ansatz wie für das Grundwasser zum Einsatz, weshalb hier die Denitrifikationsverluste wahrscheinlich überschätzt werden.

Die genannten Unterschiede zwischen den Modellen ergeben für die Bewertung der Berechnungsansätze Folgendes:

**MOBINEG** unterschätzt den Dränabfluss, was modellintern zur Folge hat, dass ebenso der über den Dränageabfluss abfließende Auswaschungsanteil unterschätzt wird. Darüber hinaus vermag es der Ansatz zur Berücksichtigung der Denitrifikationsverluste (fester Wert von 50 %) nicht, die anhand verschiedener Bodenverhältnisse zu erwartende Schwankungsbreite dieses Verlustes abzubilden. Folglich ist es unwahrscheinlich, dass die N-Einträge über Drä-

nageabfluss in die Gewässer mit MOBINEG in der richtigen Größenordnung berechnet werden.

Der Ansatz von **STOFFBILANZ** ist deutlich plausibler als der von MOBINEG, vor allem, da der Anteil der N-Auswaschung, der über Dränagen abfließt, gut abgebildet wird. Dagegen überschätzt STOFFBILANZ wahrscheinlich die Denitrifikation. Hier sollte ein anderer Ansatz als für den Grundwasseranteil gewählt werden.

Dies geschieht zwar bei **MODIFFUS**, doch müssen die Denitrifikationsraten vorgeben werden und werden nicht modellintern berechnet, was ebenfalls eine große Fehlerquelle darstellt. Da, den oben genannten Literaturangaben folgend, MODIFFUS den Dränabfluss in den Untersuchungsgebieten offensichtlich unterschätzt, ist der gewählte Ansatz nicht zufriedenstellend. Sehr plausibel ist dagegen, dass MODIFFUS sehr kleinräumig standorttypische Bodeneigenschaften, die vor allem einen Einfluss auf die Denitrifikationsrate ausüben, ableitet und berücksichtigt. Gemeinsam ist diesen 3 Modellen, dass sie - wenn auch aus unterschiedlichen Gründen - die N-Einträge über Dränagen eher unterschätzen.

Auch wenn **MONERIS** die N-Einträge über Dränagen tendenziell eher überschätzt, ist es insgesamt der plausibelste Ansatz. Eine Bestätigung finden die im Vergleich zu den anderen Modellen sehr viel höheren Werte von MONERIS zumindest für das EZG der Uecker durch eine frühere Untersuchung. Hier wurde der N-Eintrag über Dränagen auf Basis vielfältiger Messungen von THIELE ET AL. (1995), die durch Ergebnisse von BOCKHOLT ET AL. (1993), KAPPES & BOCKHOLT (1995) und GRÜN ET AL. (1995) bestätigt werden können, abgeschätzt. Die erzielten Ergebnisse liegen zwar niedriger als die von MONERIS (658 anstelle von 758 t/a), doch absolut in der gleichen Größenordnung und vor allem weitaus höher als die der anderen 3 Modelle.

### 5.2.2 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Phosphoreinträge von der LN Acker sind in Tab. 57 dargestellt. Wie bereits beim Stickstoff sind auch hier wieder erhebliche Unterschiede in den einzelnen EZG zwischen den Modellen festzustellen. Die Tab. 58 und die Tab. 59 zeigen, dass hierfür verschiedene Eintragspfade verantwortlich sind, vor allem die quantifizierten P-Einträge über Erosion und Sickerwasser, den beiden offensichtlich dominanten Eintragspfaden. Auf sie wird deshalb, ebenso wie auf den Pfad Dränage, der zumindest bei bestimmten Standortbedingungen (hoher Anteil von Hoch- oder Niedermooren) relevant sein kann, in gesonderten Kapiteln eingegangen.

Tab. 57: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	883	35,7	857	20,6	863	22,7	879	67,7
Uecker	1716	76,3	1717	18,5	1528	30,5	1554	62,1
Obere Werre	402	40,2	398	72,7	402	24,1	404	20,6

Tab. 58: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG				STOFFBILANZ			MODIFFUS				
	SW	Drä-nage	Ero-sion	Direkt	SW	Drä-nage	Ero-sion	SW	Drä-nage	Ero-sion	Direkt	Nat. Erosion
Ilmenau	2,7	0,23	10,3	22,5	16,7	2,2	1,6	6,8	4,8	5,8	2,2	2,6
Uecker	4,9	0,26	19,1	52,1	16,9	1,2	0,49	11,2	2,0	8,0	3,8	4,6
Obere Werre	1,2	0,34	26,4	12,3	3,4	0,77	68,1	3,1	2,2	14,7	1,0	1,2

Tab. 59: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Acker pro Eintragspfad nach MONERIS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MONERIS		
	SW	Dränage	Erosion
Ilmenau	23,2	0,43	44,1
Uecker	20,4	7,1	34,6
Obere Werre	2,4	1,3	16,9

Doch auch bei den übrigen von den Modellen jeweils berücksichtigten Eintragspfaden zeigen sich z.T. erhebliche Differenzen. Besonders deutlich wird das bei den Direkteinträgen. Während sie nach STOFFBILANZ und MONERIS unbedeutend sind, stellen sie nach MOBINEG in den EZG Ilmenau und Uecker, also den Gebieten mit vergleichsweise geringen erosiven Einträgen, den wichtigsten Eintragspfad dar. Dies erscheint zunächst überraschend, doch nach WERNER & WODSAK (1994) sind die potenziellen P-Direkteinträge durch landwirtschaftliche Betriebe nicht zu unterschätzen. Basis für die Berechnung der Direkteinträge über die Pfade „Weidewirtschaft“ und „landwirtschaftliche Betriebe“ stellen bei MOBINEG Angaben von HAMM (1991) dar, wonach maximal 0,5 % des Wirtschaftsdüngers durch weidendes Vieh und maximal 1 % des Wirtschaftsdüngers z.B. durch Spülen von Güllebehältern oder Abspritzen der Hoffläche in die Gewässer gelangt. Da diese Maximalwerte in die Berechnung übernommen werden, ist davon auszugehen, dass MOBINEG die Einträge überschätzt, möglicherweise sogar massiv. Hierfür sprechen auch die Ergebnisse von MODIFFUS: Danach sind die berechneten Direkteinträge immer mindestens 10 mal geringer als bei MOBINEG und betragen nur etwa 10 - 13 % der gesamten P-Einträge von der LN Acker. Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass MOBINEG die Direkteinträge deutlich überschätzt. Dennoch erscheint es grundsätzlich erforderlich, diese Eintragspfade zu berücksichtigen und nicht wie STOFFBILANZ und MONERIS zu vernachlässigen, auch wenn sie meist nur eine geringe Relevanz aufweisen (SCHMID & PRASUHN, 2000). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass es für die tatsächliche Größenordnung dieser Direkteinträge bisher keine fundierte Datengrundlage gibt (die oben zitierten Angaben nach HAMM (1991) und WERNER & WODSAK (1994) beruhen auf Schätzungen). Dies stellte aber die Voraussetzung für eine realitätsnahe Abschätzung dieser Einträge dar.

Als einziges Modell berechnet MODIFFUS P-Einträge über „natürliche“ Erosion (von allen Flächen außer Siedlungsflächen und stehenden Gewässern. Beschrieben werden hiermit verschiedene Prozesse, vgl. PRASUHN & BRAUN, 1994). Auch wenn dieser Pfad nach den

Ergebnissen von MODIFFUS eher unbedeutend ist (ca. 10 - 15 % der P-Einträge), sollte er genau wie die Direkteinträge nicht ignoriert werden.

### 5.2.2.1 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Dränage

Im Gegensatz zum Stickstoff sind die P-Einträge über Dränage eher unbedeutend. Lediglich im EZG der Ilmenau (nach MODIFFUS, wegen der uneinheitlichen Annahme über den Dränflächenanteil in diesem EZG ist auch Kap. 5.2.1.2 zu beachten) und im EZG der Uecker (nach MONERIS) erreichen sie einen zweistelligen Anteil an den Gesamteinträgen. Dennoch sind hier wiederum erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen auffällig, nach MOBINEG ist dieser Eintragspfad völlig unbedeutend.

Die Ursache für diese Unterschiede ist in den Modellannahmen für diesen Pfad begründet:

**MOBINEG** geht von einer festen P-Auswaschung für alle unterirdischen Pfade aus, die 1 % des P-Überschusses auf Ackerflächen beträgt, bei der Modellvorgabe von 10 kg/ha·a folglich 0,1 kg/ha·a. Diese P-Auswaschung wird auf den Grund-, Zwischen- und Dränabfluss verteilt, wobei der Dränabfluss auf dränierten Flächen den Zwischenabfluss ersetzt. Zusätzlich wird ein Rückhalt von 50 % auf diesem Pfad angenommen. Folglich ist der Eintrag über Dränage bei MOBINEG abhängig vom für das gesamte EZG identischen P-Bilanzüberschuss (eine differenziertere Eingabe dieses Wertes ist nicht möglich) und dem Verhältnis von Grundwasserabfluss zum MQ. Als Folge dieses Ansatzes wird, da zudem die dränierten Ackerflächen gleichförmig auf die gesamte Ackerfläche verteilt werden (s. Kap. 5.2.1.2), für alle Ackerflächen ein identischer P-Austrag berechnet, völlig unabhängig von standortspezifischen Parametern. Insgesamt unterschätzt MOBINEG die P-Einträge über Dränage, verantwortlich hierfür ist neben dem pauschalen P-Rückhalt die Unterschätzung des Anteils des Dränabflusses (vgl. WERNER & WODSAK, 1994 und SCHOLZ, 1997).

**STOFFBILANZ** ermittelt die P-Einträge über Dränage in Abhängigkeit des berechneten Dränabflusses pro Raster und fest zugeordneten P-Konzentrationen, die für sandige Böden 0,2, für alle anderen 0,06 mg/l betragen (angesetzt nach Angaben von BEHRENDT ET AL., 1999). Diese Konzentrationsannahmen sind folglich identisch mit denen von MONERIS für Sandböden und lehmige Böden.

Weiterhin differenziert **MONERIS** jedoch in Hoch- und Niedermoore, denen modellintern 1,0 bzw. 0,3 mg/l zugeordnet werden. Die Grundlage hierfür stellten standortdifferenzierte Literaturangaben dar (u.a. DRIESCHER & GELBRECHT, 1993; FOERSTER & NEUMANN, 1981; FOERSTER, 1988; WERNER ET AL., 1991; RADERSCHALL, 1994). Insbesondere die für Hoch- und Niedermoore höher angesetzten P-Konzentrationen werden auch durch aktuelle Untersuchungen von SCHEFFER & BLANKENBURG (2004) bestätigt, die für Hochmoore mit der LN Acker entsprechende mittlere Austräge von 8 - 20 kg/ha·a und für Niedermoore 1,3 kg/ha·a ermittelt haben. FOERSTER ET AL. (1985) haben im Königsmoor, einem Hochmoor, eine  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von 8,6 mg/l gemessen, in einem Niedermoor trotz intensiver Gülledüngung dagegen nur 0,06 mg/l.

Die geschilderten Unterschiede zwischen STOFFBILANZ und MONERIS sind hauptverantwortlich für die festgestellten Unterschiede bei den quantifizierten P-Einträgen über Dränage, zumal beide den gleichen Ansatz nach KRETZSCHMAR (1977) zur Berechnung der Dränspen-

de verwenden. Dies gilt insbesondere für das EZG der Uecker, in dem über 20 % moorige Standorte zu verzeichnen sind. Folglich ist davon auszugehen, dass MONERIS die diffusen P-Einträge in solchen EZG zutreffender abbildet, während die beiden Modelle überall dort, wo sandige und lehmige Standorte stark dominieren, vergleichbare Einträge quantifizieren. Dennoch bleibt zu berücksichtigen, dass eine feste Zuordnung von P-Konzentrationen nach Bodenarten oder -typen aufgrund der großen Variationsbreite der vermeintlich standorttypischen P-Konzentration (vgl. Angaben der oben genannten Autoren) lediglich als Annäherung zu verstehen ist. FRÜCHTENICHT (1999) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass festgestellte Variationsbreiten der P-Konzentration im Dränwasser bis zum Faktor 50 weder durch die Bodenart noch durch die Düngung zu erklären sind und „offenbar die speziellen Bedingungen im Unterboden eine wichtige Rolle spielen“. Nach WERNER (1998) ist dies u.a. damit zu erklären, dass die P-Konzentration in der Bodenlösung in Beziehung mit dem sorbierten, anorganischen P steht (s. auch FRITSCH & WERNER, 1985; WELP ET AL., 1983). Darüber hinaus ist nach WERNER (1998) zudem der bereits vorliegende P-Sättigungsgrad der für die P-Sorption wesentlichen Sorbenten in der jeweiligen Bodenschicht bedeutsam, da es bei einer Zunahme der relativen P-Sättigung zu einem exponentiellen Anstieg der P-Konzentration der Bodenlösung kommen kann (vgl. FRITSCH & WERNER, 1986; FRITSCH ET AL., 1989; REIJERINK & BREEUSWMA, 1992). In tieferen Bodenschichten stellt sich dann wieder in Abhängigkeit der vorliegenden P-Sättigung ein neues Gleichgewicht zwischen sorbierter und gelöster P-Menge ein, so dass sehr unterschiedliche Mengen P in den Dränageabfluss, aber auch in das Grundwasser gelangen können (nach WERNER, 1998).

Bedeutsamer für dieses Phänomen dürfte jedoch der mögliche Makroporenfluss sein, durch den hohe Konzentrationen im Oberboden direkt in die Dränagen verfrachtet werden können (GÖBEL, 2000).

Dies erklärt auch, warum nach Untersuchungen von FURRER & STAUFER (1987) und VETTER & STEFFENS (1981) kein direkter Bezug zwischen einer hohen P-Anreicherung der Oberböden und einer erhöhten P-Verlagerung in das Grund- oder Dränagewasser festgestellt werden konnte. Nach BREEUSWMA ET AL. (1989 und 1990) und BEHRENDT ET AL. (1996) ist vor allem dann mit hohen P-Austrägen zu rechnen, wenn die Böden durch langjährige intensive P-Zufuhr bereits eine hohe P-Sättigung zeigen und eine geringe Feldkapazität mit einem hohen Grundwasserstand oder einer flach verlegten Dränage zusammenfällt.

Ansätze dieser Erkenntnisse werden bei **MODIFFUS** für die Berechnung der P-Einträge über Dränage berücksichtigt. Ausgangspunkt ist zunächst eine feste P-Auswaschung von 0,08 kg/ha-a von der LN Acker, die anhand verschiedener standorttypischer Faktoren angepasst wird. Berücksichtigung finden hier Faktoren für das Auswaschungsrisiko (sie beschreiben u.a. die Feldkapazität und indirekt den Grundwasserstand), den Hofdüngeranfall, den P-Bilanzüberschuss und die P-Anreicherung im Boden. Für die Verteilung auf die unterirdischen Abflusspfade wird ein Ansatz gewählt, der in Abhängigkeit der Niederschlagsbedingungen einen Anteil zwischen 60 und 80 % dem Dränabfluss zuschlägt und damit in etwa den Angaben von WERNER & WODSAK (1994) folgt. Zudem wird die sich ergebende Konzentration noch um den Faktor 7 erhöht, um die erhöhte P-Konzentration im Dränageabfluss im Vergleich zum Sickerwasserabfluss zu berücksichtigen. Mit diesem Ansatz wird versucht, verschiedene Einflussfaktoren - und nicht nur die Bodenart oder den Bodentyp - auf die P-Auswaschung über Dränagen zu erfassen und insgesamt eine größere Breite an möglichen

Konzentrationen abzubilden. Insgesamt ist der Ansatz durchaus plausibel, insbesondere da wichtige und verfügbare Einflussfaktoren auf die P-Konzentration berücksichtigt werden. Die allgemeine Verwendung des Faktors 7 zur Erhöhung der P-Konzentration im Drainageabfluss im Vergleich zu der, die das Grundwasser erreicht, erscheint dagegen fragwürdig. Weiterhin verbesserungsbedürftig ist, dass mit diesem Ansatz die in der Literatur beschriebenen (s.o.) sehr hohen Einträge vor allem aus Hochmooren nicht abgebildet werden können, auch wenn der Bodentyp Moor modellintern zu einer leicht erhöhten Auswaschung führt.

Letztlich ist festzustellen, dass keiner der Ansätze es vermag, die für die P-Auswaschung verantwortlichen komplexen Vorgänge in der Bodenzone abzubilden. Dies ist allerdings auch nicht das Ziel von einem mesoskaligen Modell. Dennoch lassen sich die 4 Modelle basierend auf den vorgestellten Unterschieden hinsichtlich der Plausibilität ihrer Berechnungsansätze einordnen: MOBINEG unterschätzt die P-Einträge über Drainage aus den genannten Gründen deutlich, STOFFBILANZ und MONERIS gleichen sich in vielen Annahmen, jedoch berücksichtigt MONERIS zusätzlich Eintragsbedingungen, die zu sehr hohen Einträgen führen können (s. oben). Daher vermag es MONERIS, im Gegensatz zu STOFFBILANZ, die Variationsbreite der vermeintlichen Einträge widerzuspiegeln. Bei MODIFFUS wird positiv bewertet, dass wichtige Einflussfaktoren für die P-Konzentration im Drainageabfluss bei der Berechnung berücksichtigt werden und nicht nur, wie bei STOFFBILANZ und MONERIS, feste Konzentrationen einfließen. Hierdurch erscheint grundsätzlich eine differenzierte Aussage über viele standortspezifische P-Austräge möglich. Insbesondere aber hohe Einträge aus Mooregebieten, wie sie z.B. im EZG der Uecker zu erwarten sind, vermag MODIFFUS in der vorliegenden Form nicht abzubilden.

### 5.2.2.2 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Sickerwasser

Die von den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten P-Einträge über Sickerwasser sind Tab. 58 und Tab. 59 zu entnehmen. Während sich die ermittelten P-Einträge im EZG der Oberen Werre noch ähneln und vor allem im Vergleich zu den Gesamteinträgen eher unbedeutend sind (verursacht durch die dort hohen erosiven Einträge), zeigen sich in den beiden anderen EZG deutliche Unterschiede zwischen den Modellen. Bei MOBINEG sind sie vergleichsweise sehr niedrig und machen weniger als 10 % der Gesamteinträge aus, bei STOFFBILANZ dagegen werden sie 6 bzw. 3,5 mal höher ermittelt und stellen den Großteil der diffusen P-Einträge dar. Die höchsten P-Einträge über Sickerwasser quantifiziert in diesen beiden EZG MONERIS, wobei sie hier etwa ein Drittel der Gesamteinträge ausmachen. Letzteres ergibt sich auch bei MODIFFUS, jedoch auf deutlich niedrigerem Niveau.

Die Ursachen für diese erheblichen Unterschiede liegen wiederum in den Modellannahmen und Berechnungsansätzen begründet. Sie entsprechen weitgehend den bereits bei den P-Einträgen über Drainage im vorherigen Kapitel vorgestellten. Bei MOBINEG wird lediglich der Auswaschungswert auf den Grundwasseranteil bezogen und ein höherer Rückhalt von 75 % angenommen. Verantwortlich für die sehr niedrigen Ergebnisse von MOBINEG ist vor allem der berücksichtigte Rückhalt, der bei den anderen Modellen nicht in die Berechnung eingeht und auch Ergebnissen von RÖMER (1997) widerspricht, wonach das im Sickerwasser enthaltene P bei der Bodenpassage nicht adsorbiert wird. Allerdings ist es u.a. in Abhängigkeit der geologischen Bodenverhältnisse, des pH-Wertes und des Redoxpotenzials sowie der histori-

schen Düngesituation vor allem in tiefen Bodenschichten möglich, dass noch P-Bindungskapazitäten (auch durch Fe-/Al-Oxide oder  $\text{CaCO}_3$ , vgl. WELP ET AL., 1983 und SCHACHTSCHABEL ET AL., 1984) vorhanden sind, die einen Rückhalt bewirken können. Dies wird in dieser Form jedoch von keinem Modell berücksichtigt.

Ohne diesen in der Höhe fragwürdigen Rückhaltsfaktor lägen die Ergebnisse von **MOBINEG** folglich weitaus dichter an denen der anderen Modelle. Die übrigen Grundannahmen von **MOBINEG** zum P-Überschuss und dem Auswaschungsanteil sind nach FREDE & DABBERT (1999) bzw. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) als mittlere Angaben insbesondere für die westlichen Bundesländer realistisch. Neben dem bereits angesprochenen Rückhalt ist bei dem Ansatz von **MOBINEG** vor allem kritisch zu betrachten, dass die vielfach nachgewiesenen, überwiegend standortbedingten Unterschiede des P-Eintragsverhaltens in das Grundwasser völlig unberücksichtigt bleiben (vgl. u.a. DRIESCHER & GELBRECHT, 1993). Somit sind in dem Ansatz keine Abhängigkeiten enthalten, die die Eintragssituation in unterschiedlichen Naturräumen abbilden können. Er liefert für alle Ackerflächen identische P-Austräge und unterschätzt zudem die Einträge.

**MONERIS** und **STOFFBILANZ** verwenden zur Quantifizierung der diffusen P-Einträge in das Grundwasser prinzipiell die gleichen Ansätze wie für den Drainageabfluss. Lediglich den verschiedenen Bodenstandorten werden andere P-Konzentrationen zugeordnet, die auf Angaben von DRIESCHER & GELBRECHT (1993), WERNER ET AL. (1991) und BRAUN ET AL. (1991) beruhen, wobei **MONERIS** erneut - im Gegensatz zu **STOFFBILANZ**, das ansonsten die in **MONERIS** verwendeten Angaben übernommen hat - die besonderen Verhältnisse in Hoch- und Niedermooren berücksichtigt. Der entscheidende Unterschied zwischen den beiden Modellen besteht jedoch darin, dass **MONERIS** - als einziges Modell - zusätzlich noch die Bedingungen im Grundwasserleiter berücksichtigt: Basierend auf Daten der Grundwasserbeobachtungsprogramme und Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) wird davon ausgegangen, dass in anaeroben Grundwässern eine Diskrepanz zwischen den Konzentrationen von anorganisch gelöstem P (quasi der zuvor berechnete P-Eintrag) und vom Gesamtphosphor besteht. Letztere ist nach Ergebnissen von BEHRENDT (1996b) und DRIESCHER & GELBRECHT (1993) 2 bis 5-fach höher, weshalb anaerobe Aquifere somit auch höhere P-Einträge in die Vorfluter verursachen. Modellintern berücksichtigt werden diese Erkenntnisse, indem überall dort, wo anaerobe Grundwasserleiter wahrscheinlich sind, die ursprünglich ermittelte P-Konzentration um den Faktor 2,5 erhöht wird. Die Ableitung des potenziell anaeroben Grundwassers erfolgt dabei über den Anteil des Lockergesteins (> 60 %) und dem Verhältnis der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in Grund- und Sickerwasser (< 0,05) als Maß für das Redoxpotenzial.

Die Differenzen in den Ergebnissen von **STOFFBILANZ** und **MONERIS** lassen sich folglich anhand der geschilderten Unterschiede bei den Modellansätzen erklären, wobei nicht vergessen werden darf, dass auch die modellintern ermittelte Menge des Sickerwasserabflusses (hierzu gehört bei **STOFFBILANZ** noch der Zwischenabfluss, dem etwas höhere P-Konzentrationen zugeordnet sind, vgl. Kap. 2.3.5) einen nicht unerheblichen Einfluss auf die quantifizierten P-Einträge haben kann. Insgesamt bildet der Ansatz von **MONERIS** die Variationsbreite der möglichen P-Einträge aufgrund der zusätzlichen Berücksichtigung der spezifischen Eintragsverhältnisse von Hoch- und Niedermooren sowie der besonderen Bedingungen in anaeroben Aquiferen wahrscheinlich treffender ab als **STOFFBILANZ**.



**MODIFFUS** wählt für die Quantifizierung der P-Einträge über Sickerwasser prinzipiell den gleichen Ansatz wie beim Drainageabfluss, die entsprechende Einschätzung ist Kap. 5.2.2.1 zu entnehmen.

Die 4 Modelle lassen sich basierend auf den vorgestellten Unterschieden hinsichtlich der Plausibilität ihrer Berechnungsansätze folgendermaßen einordnen: Aus den genannten Gründen vermag es MOBINEG nicht, die Eintragungssituation in unterschiedlichen Naturräumen abzubilden und unterschätzt zudem die zu erwartenden P-Einträge wahrscheinlich deutlich. Für STOFFBILANZ und MONERIS gilt grundsätzlich das Gleiche wie bereits beim Drainageabfluss (sie gleichen sich in vielen Annahmen, jedoch berücksichtigt MONERIS zusätzlich Eintragsbedingungen, die zu sehr hohen Einträgen führen können), weshalb MONERIS auch bei diesem Eintragungspfad - im Gegensatz zu STOFFBILANZ - die Variationsbreite möglicher Einträge eher erfasst. Positiv wird bei MONERIS zudem bewertet, dass die spezifischen Verhältnisse anaerober Grundwasserleiter berücksichtigt werden. Für MODIFFUS ergibt sich prinzipiell die gleiche Einschätzung wie beim Drainageabfluss.

### 5.2.2.3 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Acker über Erosion

Die von den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten P-Einträge über Erosion sind Tab. 58 (für MOBINEG sind die nachträglich korrigierten P-Einträge über Erosion aufgeführt, s.u.) und Tab. 59 zu entnehmen. Sie zählen in den 3 Untersuchungsgebieten grundsätzlich zu den dominanten diffusen Eintragungspfaden (lediglich der Pfad Sickerwasser und bei MOBINEG die Direkteinträge erreichen ähnlich hohe Einträge), nur nach STOFFBILANZ trifft dies im EZG der Ilmenau und im EZG der Uecker nicht zu.

Trotz dieser scheinbaren Gemeinsamkeit zeigen die Ergebnisse der 4 Modelle in den einzelnen Untersuchungsgebieten außergewöhnlich große Unterschiede. Besonders deutlich wird dies im EZG der Ilmenau, wo 3 Modelle eher geringe erosive Einträge von 1,6 bis 10,3 t/a ermitteln, während MONERIS hier 44,1 t/a quantifiziert. Aber auch in den beiden anderen EZG ist die Streuung mit 0,5 bis 34,6 t/a (Uecker) und 14,7 bis 68,1 t/a (Obere Werre) sehr groß.

Diese Differenzen erfordern es erneut, die Modellansätze genauer zu untersuchen. Hierfür werden insbesondere die relevanten Berechnungsschritte herangezogen. Dies sind Bodenabtrag, Bodenrückhalt und Sediment- bzw. Nährstoffeintrag.

Für die Berechnung des Bodenabtrages stehen eine Vielzahl von Modellen zur Verfügung, die überwiegend den Gruppen der empirischen und deterministischen Modelle zugeordnet werden können. Empirische Modelle bestehen meist aus einfachen Gleichungssystemen, mit denen Zusammenhänge zwischen Struktur-, Prozess- oder Bilanzgrößen und einer oder mehreren Einflussgrößen erfasst werden. Das wahrscheinlich bekannteste empirische Bodenerosionsmodell ist die seit den 50er Jahren in den USA entwickelte Universal Soil Loss Equation (USLE) (WISCHMEIER & SMITH, 1965 und 1978). Eine Adaptation an bayerische Verhältnisse erfolgte durch SCHWERTMANN ET AL. (1990). Sie findet als Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) breite Anwendung in Deutschland. Diese beiden Modelle sind ursprünglich für die Abschätzung des Bodenabtrages einzelner (ungegliederter) Hänge konzipiert. Verschiedene Modifikationen der USLE erlauben differenzierte Betrachtungen der Abtragsverhältnisse: RUSLE (RENARD ET AL., 1997) ermöglicht bereits die Ermittlung des Bo-

denabtrages von gegliederten Hängen, dABAG (AUERSWALD ET AL., 1988; NEUFANG ET AL., 1989) erlaubt eine flächendifferenzierte Berechnung des Bodenabtrages unter Einsatz digitaler Reliefmodelle und Geographischer Informationssysteme, MUSLE87 (HENSEL & BORK, 1988) ist für EZG konzipiert und ermöglicht darüber hinaus die Ermittlung von Erosions-Akkumulationsbilanzen (nach DUTTMANN, 1999 und MICHAEL, 2000). Weitere empirische Modelle sind z.B. CREAMS (KNISEL, 1980), ANSWERS (BEASLEY & HUGGINS, 1982) und AGNPS (YOUNG ET AL., 1987). Bei den deterministischen Modellen, bei denen die Prozesszusammenhänge physikalischen Gesetzmäßigkeiten folgen, seien WEPP (LANE & NEARING, 1989) und Erosion 3D (VON WERNER, 1995) genannt. Übersichten über die verfügbaren Erosionsmodelle sind u.a. SCHRAMM (1994), VON WERNER (1995), SCHMIDT (1996), DEINLEIN & SCHÖGER (1997) und MICHAEL (2000) zu entnehmen.

Die zeitliche Diskretisierung der genannten Modelle erstreckt sich von Einzelereignissen bis hin zur mittleren langjährigen Schätzung, wobei die höhere Auflösung immer mit enorm erhöhtem Datenbedarf einhergeht. Zudem sind die für diese Modelle erforderlichen Parameter und Variablen in der Regel für größere Gebiete nicht verfügbar (LANG, 1997). Unter Berücksichtigung der Anforderungen an ein praxistaugliches mesoskaliges Modell, das entsprechend durch hohe Datenverfügbarkeit und einfache Anwendbarkeit geprägt sein muss, kann es kaum verwundern, dass bei den hier untersuchten Modellen die ABAG bzw. an die ABAG angelehnte Verfahren verwendet werden, zumal sie zum größten Teil bereits verifiziert ist (AUERSWALD ET AL., 1988). Auch wenn die ABAG ursprünglich für Einzelschläge konzipiert wurde, wird sie schon lange auch für größere Gebiete angewendet, z.B. für Bayern von AUERSWALD & SCHMIDT (1986) und Baden-Württemberg von GÜNDRA ET AL. (1995). Auf die Problematiken zur korrekten Übertragung in eine größere räumliche Skala weist LANG (1997) hin. Nach GÜNDRA ET AL. (1995) ist zu bedenken, dass bereits 4 km<sup>2</sup> große Rasterzellen außerhalb der empirisch abgesicherten Grenzen der ABAG liegen.

Ein nicht unerhebliches Defizit der ABAG liegt in ihrer eingeschränkten Übertragbarkeit, da ihre Faktoren nur für den Wertebereich und innerhalb der Region (Bayern) gelten, in der sie auch abgeleitet wurden. Insofern ist es dringend geboten - soweit wie möglich - regional angepasste Faktoren zu verwenden, die insbesondere für den R-Faktor oftmals verfügbar sind (s. auch HENNINGS, 1994; SAUERBORN, 1994; SCHWERTMANN ET AL., 1990), da ansonsten mit erheblichen Fehlern bei den Ergebnissen zu rechnen ist. VOLK ET AL. (2001) zeigen die Varianz der Ergebnisse der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages aufgrund verschiedener Varianten zur Ableitung der Einzelfaktoren der ABAG auf. Eine weitere Schwäche der ABAG ist darin zu sehen, dass die Einträge über Erosionsrinnen nur ungenügend berücksichtigt werden, obwohl sie nach Untersuchungen von z.B. KASTELL & STÜDEMANN (1993, im EZG der Warnow) nicht unbedeutend sind.

Trotz dieser Einschränkungen stellen die ABAG und ihre Varianten z.Z. die akzeptierteste Möglichkeit dar, für mesoskalige EZG mit vertretbarem Aufwand (und verfügbaren Daten) die Bodenabträge zu quantifizieren.

Darin ist auch der Grund zu sehen, dass alle 4 hier betrachteten Modelle prinzipiell auf der ABAG basieren.

**MOBINEG** berechnet ausschließlich die Erosion von Ackerflächen, die Ansätze für die erosiven P- und N-Einträge sind dabei identisch. Ausgangspunkt hierbei ist ein extern zu beziehender „Shape“ zur „potenziellen Erosionsgefährdung durch Wasser“ (Methodik z.B. nach

HENNINGS, 1994, nicht bundesweit erhältlich). Dieser Ansatz ist sehr eng an die ABAG angelehnt, äußerst schlüssig und beschreibt den potenziellen Bodenabtrag auf Schwarzbrache. Entsprechend ist bei diesem Ansatz der C-Faktor der ABAG mit 1 festgelegt. Ein Emissionsmodell zur Quantifizierung erosiver Einträge muss jedoch die erosionsvermindernde Wirkung der Kulturpflanzen berücksichtigen, wodurch der C-Faktor kleiner und der kalkulierte Bodenabtrag erheblich geringer wird. Als Folge dieses Vorgehens werden mit MOBINEG in allen Untersuchungsgebieten die Einträge über Erosion massiv überschätzt (eine Überarbeitung der Ergebnisse unter Berücksichtigung gemeindespezifischer C-Faktoren - dies ist in MOBINEG bisher nicht vorgesehen - ergibt weitaus realistischere Einträge, die bis zu 90 % niedriger liegen als die original berechneten). Entsprechend führt der nicht berücksichtigte C-Faktor zur Abwertung. Eine weitere Vereinfachung bei MOBINEG ist, dass der Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht, für das gesamte EZG mit einem pauschalen Wert von 50 % festgelegt ist. Dies ist als realitätsfern einzustufen. Weiterhin berechnet MOBINEG den Nährstoffeintrag in direkter Abhängigkeit des ermittelten Sedimenteintrages, was nach AUERSWALD (1989a) nicht zulässig ist. Stattdessen muss hier das Anreicherungsverhältnis (Enrichment Ratio, ER) berücksichtigt werden: Der Transport des erodierten Materials ist ein selektiver Prozess, bei dem sich die feinen Kornfraktionen anreichern (WERNER ET AL., 1991). Folglich kommt es auch zu einer Nährstoffanreicherung, da die Nährstoffe im Oberboden vorwiegend an die Tonfraktion gebunden sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992). Ferner fehlt bei MOBINEG - wie übrigens bei allen Modellen - eine Abschätzung, inwieweit ein ermittelter Bodenabtrag überhaupt ein Gewässer erreichen kann, d.h. die Berücksichtigung der Anbindung erosiver Flächen an die Gewässer.

Insgesamt ist der Ansatz von MOBINEG zur Ermittlung der erosiven P-Einträge aus den genannten Gründen zu stark vereinfacht. Auch wenn der C-Faktor nachträglich berücksichtigt wird, ohne den die Einträge massiv überschätzt werden, kann auf Basis dieses Ansatzes höchstens eine grobe Annäherung an die realistischen P-Einträge erwartet werden. Hierfür sind vor allem die viel zu pauschale Abschätzung des Anteils, der das Gewässer erreicht und die Nichtberücksichtigung des ER verantwortlich. Folglich vermag es dieser Ansatz nicht, die richtige Größenordnung der erosiven Einträge abzubilden, vor allem wenn - wie laut Handbuch vorgesehen - der C-Faktor ignoriert wird.

**STOFFBILANZ** berechnet erosive P-Einträge von Ackerflächen und aus dem Wald, der Ansatz für die erosiven N-Einträge ist prinzipiell gleich. Verwendet wird das Verfahren nach MARKS ET AL. (1992) zur Bewertung der Disposition gegenüber Bodenerosion durch Wasser. Dieses Verfahren ist eng an die ABAG angelehnt. FRIELINGHAUS & WINNIGE (1999) merken hierzu allerdings an, dass der ermittelte Bodenabtragswert in erster Linie zur Festlegung des gesuchten Erosionswiderstandes und nicht als absoluter Abtragswert dient. Die einzelnen Schritte dieses Ansatzes sind Kap. 2.2.4 zu entnehmen.

Bei der Berechnung des Bodenabtrages werden anstelle gemeindespezifischer C-Faktoren lediglich stark vereinfachte Nutzungsfaktoren (feste Werte nach Landnutzung) verwendet. Dies wird als nicht zufriedenstellend angesehen, da es zwangsläufig zu nicht notwendigen Ungenauigkeiten führt. Das auffälligste Defizit dieses Ansatzes in STOFFBILANZ ist jedoch die modellinterne Berücksichtigung der Hangneigung: Sie wird pro Raster aus einem DGM (hier DGM 50) abgeleitet, wobei das Dominanzprinzip Verwendung findet. Hierdurch wird die ermittelte Neigung mit steigender Rastergröße bei inhomogenen Höhenverhältnissen unge-

nauer (zum Informationsverlust bei steigender Rastergröße s. auch KUNKEL & WENDLAND, 1998 und LANG, 1997). Dies hat z.B. im EZG der Werre (Hügelland) zu einer deutlichen Überschätzung und in den EZG der Ilmenau und der Uecker (Norddeutsches Flachland) zu einer ebenso starken Unterschätzung der Erosionseinträge geführt. Bezüglich der mit steigender Rastergröße verbundenen Informationsnivellierung wurden mit STOFFBILANZ im EZG der Ilmenau die erosiven Einträge mit den Rastergrößen von 5 ha und 14,4 ha ermittelt. Hierbei ergab sich eine klare Diskrepanz von Faktor 2,5 bzw. 2 zwischen den Ergebnissen für den Bodenabtrag und den daraus resultierenden erosiven P-Einträgen (HARTMANN & SCHOPPE, 2003). Differenzierter als bei MOBINEG wird von STOFFBILANZ dagegen der Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht, abgeschätzt: Prozentual ansteigend mit zunehmender Hangneigung(-sklasse). Allerdings stellt dies immer noch eine starke Vereinfachung dar. Das am weitesten verbreitete Verfahren zur Abschätzung des Sedimenteintragsverhältnisses ist sicher das nach AUERSWALD (1992). Er hat dieses Verhältnis aus den Beziehungen der gesamten Schwebstofffracht bayerischer Flüsse und den nach ABAG berechneten Bodenabträgen abgeleitet. Nach Erkenntnissen von HUBER (1996) und HUBER & BEHRENDT (1997) ist dieser Ansatz aber zumindest auf das Nordostdeutsche Flachland nicht übertragbar, da mit ihm hier viel zu hohe Sedimenteinträge ermittelt werden. Anzumerken ist, dass in die aktuellste Version von STOFFBILANZ, die hier noch nicht berücksichtigt und bewertet werden konnte, ein neuer Ansatz zur Abschätzung des Sedimenteintrages in die Gewässer in Abhängigkeit der Anbindung der Flächen an das Vorfluternetz etabliert werden wird. Dieser Ansatz beruht auf Arbeiten von HALBFAß (2004) und VOGES (1999) und leitet GIS-gestützt die Wahrscheinlichkeit einer hydrologischen Anbindung u.a. unter Berücksichtigung der mittleren Gebietshöhe und der mittleren Gebietsdistanz ab. Dieser Ansatz liefert - ebenso wie der nach DEUMLICH (2002) - wahrscheinlich erheblich genauere Angaben über den tatsächlichen Sedimenteintrag in ein Gewässer und stellt daher einen Fortschritt dar. Allerdings bleibt zu berücksichtigen, dass hierfür ein möglichst hoch aufgelöstes DGM erforderlich ist, da es ansonsten wiederum zu erheblichen Ungenauigkeiten kommt. Die Nährstoffanreicherung wird bei STOFFBILANZ im Gegensatz zu MOBINEG in Abhängigkeit des nutzungsbedingten Bodenabtrages nach AUERSWALD (1989b) ermittelt. Auch wenn dieser Ansatz etabliert ist, muss bedacht werden, dass er die für die Anreicherung des partikulären P im Sediment ursächliche und von der Abtragsintensität abhängige Anreicherung von Ton und organischer Substanz nicht berücksichtigt (DUTTMANN, 1999). Insgesamt weist der Ansatz von STOFFBILANZ zur Quantifizierung der erosiven Einträge vor allem aufgrund des stark vereinfachten Nutzungsfaktors und insbesondere wegen des mit steigender Rastergröße zunehmenden Informationsverlustes der Hangneigung Defizite auf. Sie führen dazu, dass es zu einer erheblichen Fehleinschätzung der erosiven Einträge kommen kann.

**MODIFFUS** berechnet die Erosion von Ackerflächen sowie eine „natürliche“ Erosion, die Ansätze für die N- und P-Einträge sind identisch. Der Ansatz für die Erosion von Acker ist prinzipiell an die ABAG angelehnt, allerdings mit einem entscheidenden Unterschied: Während mit der ABAG der Bodenabtrag berechnet wird, wird bei MODIFFUS ein nach Hangneigungsklassen differenzierter Bodenabtrag vorgegeben, der anschließend mit Faktoren der ABAG wie Bodenerodierbarkeit (K-Faktor), Erosivität der Niederschläge (R-Faktor) und Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (C-Faktor) standorttypisch angepasst wird (Details hierzu in Kap. 2.3.4 und in SCHMID & PRASUHN, 2000). Kritisch ist bei diesem Ansatz

folglich die notwendige Vorgabe des mittleren Bodenabtrages pro Hangneigungsklasse. Diese Werte müssen charakteristisch für das Untersuchungsgebiet sein, da ansonsten keine realistischen Bodenabträge mit MODIFFUS berechnet werden können. In Rücksprache mit dem Modellentwickler wurden die im Modell implementierten Datenvorgaben hierfür, die ursprünglich auf Verhältnisse in der Schweiz ausgerichtet sind, angehoben (um den Faktor 3), um die Anwendbarkeit in den Untersuchungsgebieten zu gewährleisten. Dies ist jedoch als starke Vereinfachung zu betrachten. Insgesamt stellt die Notwendigkeit zur Vorgabe von Bodenabträgen eine große Fehlerquelle dar und ist daher nicht zufriedenstellend. Dagegen werden die genannten Korrekturfaktoren weitaus differenzierter als bei STOFFBILANZ ermittelt (in Anlehnung an SCHWERTMANN ET AL., 1990; HENNINGS, 1994; MOSIMANN & RÜTTIMANN, 1999). Der Sedimenteintrag ist bei MODIFFUS ebenso stark vereinfachend wie bei MOBINEG durch einen festen Faktor (20 %) berücksichtigt. Das Anreicherungsverhältnis wird bei MODIFFUS nach WILKE & SCHAUB (1996) angesetzt (fester Faktor). Differenziert berücksichtigt wird der P-Gehalt des Oberbodens, der nach Literaturangaben regionalspezifisch vorliegen sollte (abgeleitet über P-Gehaltsklasse oder langjährige Düngebilanzen, vgl. VDLUFA, 1999; BEHRENDT ET AL., 1999). Insgesamt zeigen sich somit auch bei MODIFFUS erhebliche Defizite, die die Zuverlässigkeit der quantifizierten erosiven Einträge durchaus in Frage stellen, verursacht vor allem durch den vorzugebenden Bodenabtrag und die zu pauschale Abschätzung des Sedimentrückhaltes.

Bei der Kalkulation der „natürlichen“ Erosion wird der Bodenabtrag - stark vereinfacht - über die Niederschlagssituation (R-Faktor) ermittelt.

**MONERIS** berechnet nur die Erosion von Ackerflächen. Ähnlich wie bei MOBINEG wird als Ausgangspunkt eine externe Bodenabtragskarte verwendet. Dabei kommen unterschiedliche Ansätze auf Basis der ABAG zur Anwendung: Für die neuen Bundesländer liegen die Bodenabträge nach der Methodik von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994) auf Gemeindeebene vor, für Baden-Württemberg wird auf den „Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg“ nach GÜNDRA ET AL. (1995) zurückgegriffen (Auflösung: 2x2 km-Raster), ansonsten überwiegend auf eine Karte des Fraunhofer Instituts für Umweltchemie und Ökotoxikologie (Auflösung: 1 km-Rasterweite).

Solange uneinheitliche Datengrundlagen (verschiedene Maßstabsebenen, leicht variierende Methodiken) verwendet werden, ist dieser Ansatz durchaus problematisch. Dennoch wurde der Berechnungsansatz insgesamt relativ zufriedenstellend bewertet, da u.a. die Berücksichtigung gemeindespezifischer C-Faktoren sinnvoll ist. Im Gegensatz zu den anderen Modellen wird bei MONERIS der auf Basis der ABAG ermittelte Bodenabtrag, der einen langjährigen Mittelwert widerspiegelt, für den Untersuchungszeitraum korrigiert: Hierzu wird in einem einfachen Ansatz der Faktor des Verhältnisses von Niederschlag im Untersuchungszeitraum zum langjährigen Niederschlag verwendet.

Wie bei allen Modellen fehlt auch bei MONERIS die Berücksichtigung der konkreten räumlichen Anbindung erosiver Flächen an ein Gewässer. Allerdings wird mittels einer empirischen Formel in Abhängigkeit des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der mittleren Hangneigung (ermittelt anhand eines DGM 1000) pro TEZG ein Sedimenteintragsverhältnis (SDR) berechnet. Diese Angabe einer mittleren am Eintragsgeschehen beteiligten Fläche dient zur Ermittlung des Anteils des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht. Somit er-

laubt das SDR keine Aussage darüber, von welchen Ackerflächen tatsächlich ein erosiver Eintrag zu erwarten ist.

Im Gegensatz zu den drei anderen Modellen unterscheiden sich bei MONERIS die Berechnungsansätze für die N- und P-Einträge: Für P wird ein langjähriger Überschuss im Boden berücksichtigt. Dies ist plausibel und führt daher zu einer Aufwertung im Vergleich zu MOBINEG und STOFFBILANZ, die diesen Umstand nicht beachten.

Für die Berechnung der Nährstoffanreicherung (ER) wurde in MONERIS ein neuer Ansatz etabliert, da mit der Methodik nach AUERSWALD (1989a, b) eine deutliche Unterschätzung zu gemessenen Phosphor- und Stickstofffrachten festgestellt wurde. Die ER kann danach maximal den Faktor 18 erreichen.

Die Auswirkungen der geschilderten Unterschiede in den Berechnungsansätzen der 4 Modelle sind exemplarisch für die erzielten Ergebnisse zum Bodenabtrag (BA), Sedimentrückhalt und Sedimenteintrag (SE) sowie zum erosiven P-Eintrag am Beispiel des EZG der Oberen Werre in Tab. 60 dargestellt.

Tab. 60: Erosion: Bodenabtrag von der Landnutzung Acker, Sedimentrückhalt, Sedimenteintrag und erosive P-Einträge nach den Modellen am Beispiel des EZG der Oberen Werre

	MOBINEG	MOBINEG*	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
BA <sub>Acker</sub> [t/a]	661590	69438	344726	60823	71634
BA <sub>Acker</sub> [t/a]**	-	-	-	-	59985
BA <sub>EZG</sub> [t/a]	661590	69438	344726	60823	59985
BA <sub>EZG</sub> [t/ha·a]	11,1	1,17	8,6	1,02	1,01
Rückhalt [%]	50	50	87,8	80,0	94,8
SE <sub>EZG</sub> [t/a]	330795	34719	42057	12211	3132
SE <sub>EZG</sub> [t/ha·a]	5,55	0,58	1,06	0,20	0,05
SE <sub>EZG</sub> [t/ha·a]	5,55	0,58	1,06	0,20	0,05
P-Eintrag [t/a]	251	26,4	71,2	14,7	16,9

\*: C-Faktor nachträglich berücksichtigt

\*\* : Nach Niederschlagsverhältnissen im Untersuchungszeitraum modellintern korrigiert und für weitere Berechnung berücksichtigt

Wird bei MOBINEG der C-Faktor berücksichtigt, werden für den BA fast identische Ergebnisse wie bei MONERIS erzielt. Auch MODIFFUS liegt trotz des differierenden Ansatzes in diesem Bereich. STOFFBILANZ dagegen überschätzt den Bodenabtrag offenbar deutlich. Die erheblichen Unterschiede bei der Kalkulation des Sedimentrückhaltes führen im nächsten Schritt zu erheblichen Unterschieden bei MOBINEG, MODIFFUS und MONERIS. Letztlich sind die erosiven P-Einträge von MONERIS – trotz eines fast vierfach geringeren Sedimenteintrages - höher als bei MODIFFUS. Die Ursache hierfür liegt vor allem bei den differierenden Ansätzen zur Bestimmung der Nährstoffanreicherung.

Insgesamt ist festzustellen, dass die von MOBINEG und STOFFBILANZ verwendeten Ansätze zur Quantifizierung erosiver Nährstoffeinträge aus den genannten Gründen zu erheblichen Fehleinschätzungen der Eintragssituation führen. Wird bei MOBINEG der C-Faktor nachträglich berücksichtigt, was unbedingt erforderlich ist, so sind die erzielten Ergebnisse weitaus realistischer. Jedoch führt auch dann der vereinfachend als pauschal angenommene

Sedimentrückhalt dazu, dass die erosiven P-Einträge wahrscheinlich nicht zutreffend abgebildet werden.

Die vermutlich realistischsten Ergebnisse werden mit MODIFFUS (s. oben wegen der Problematik zum Bodenabtrag) und MONERIS erzielt. Dabei erscheint der Ansatz von MONERIS insgesamt plausibler als der von MODIFFUS, vor allem aufgrund der differenzierteren Annahmen zum Sedimentrückhalt und Anreicherungsverhältnis.

### 5.3 Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Grünland

Die Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge von der Landnutzung Grünland ergab in den 3 Untersuchungsgebieten mit den verschiedenen Modellen z.T. sehr unterschiedliche Ergebnisse. Hervorgerufen werden sie durch die berücksichtigten Eintragspfade, die bei den Modellen nicht identisch sind, sowie durch differierende Berechnungsansätze für die Pfade. Diese Zusammenhänge werden in den nächsten Kapiteln getrennt für die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge betrachtet.

#### 5.3.1 Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Grünland

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Stickstoffeinträge von der LN Grünland sind zusammen mit der jeweils modellintern ermittelten Grünlandfläche Tab. 61 zu entnehmen. Bei MONERIS werden die Einträge von der LN Grünland im Gegensatz zu den anderen Modellen in einem Ansatz gemeinsam mit den Einträgen von der LN Acker berechnet. Dabei wird davon ausgegangen, dass der N-Bilanzüberschuss auf Acker- und Grünlandflächen gleich ist. Entsprechend lassen sich die berechneten N-Einträge - bei Grünland ist nur der Pfad Grundwasser betroffen - nachträglich auftrennen.

Tab. 61: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Grünland nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	49,2	50	48,5	100	46,3	34	49,6	40
Uecker	256	241	233	153	271	140	290	15
Obere Werre	4,5	5,3	8,3	16,0	4,4	3,6	4,5	5

Die Ergebnisse der Modelle weisen z.T. deutliche Unterschiede in den Untersuchungsgebieten auf. Dies bezieht sich nicht nur auf die gesamten diffusen N-Einträge, sondern auch auf die einzelnen Eintragspfade (Tab. 61 und Tab. 62).

Tab. 62: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Grünland pro Eintragungspfad nach MOBINEG, MODIFFUS und STOFFBILANZ für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG			STOFFBILANZ		MODIFFUS			
	SW	Dräna- ge	Direkt	SW	Dränage	SW	Dräna- ge	Direkt	Nat. Erosion
Ilmenau	44,2	3,7	2,5	97,4	3,0	18,6	14,0	1,0	0,5
Uecker	212	11,3	17,7	129	23,7	122	8,8	6,1	3,2
Obere Werre	4,0	1,1	0,2	13,3	2,6	3,2	0,25	0,01	0,01

Den relevantesten Eintragungspfad von Grünland stellt der Sickerwasser- bzw. Grundwasserabfluss dar. Die deutlichen Unterschiede der von den Modellen für diesen Pfad ermittelten N-Einträge lassen sich erneut durch differierende Annahmen bei den Berechnungsansätzen erklären. Während MONERIS und STOFFBILANZ die N-Auswaschung wie beim Ackerland direkt aus der N-Bilanz herleiten (wobei hier bei MONERIS im Gegensatz zu STOFFBILANZ von gleichen N-Bilanzüberschüssen dieser beiden Landnutzungen ausgegangen wird), setzen MOBINEG und MODIFFUS zunächst eine feste N-Auswaschung in den Boden von 29 bzw. 13 kg/ha·a an. Dieser Ausgangswert wird bei MOBINEG in Abhängigkeit des Tierbestandes erhöht, bei MODIFFUS werden die gleichen standortbedingten Einflussfaktoren wie bei der Auswaschung von Ackerland berücksichtigt.

Die modellintern berücksichtigten Denitrifikationsverluste werden bei allen Modellen nach den gleichen Ansätzen wie bei den entsprechenden Austrägen von Ackerland berechnet.

Auffällig ist, dass einzig MONERIS davon ausgeht, dass die N-Auswaschung unter Grünland für die Bilanzierungseinheiten (Gemeinden oder Kreise) identisch mit der unter Acker ist. Die anderen 3 Modelle setzen hierfür dagegen unterschiedliche Auswaschungen an. Die Frage, welcher dieser Ansätze am plausibelsten ist, lässt sich nicht allgemeingültig beantworten. Grundsätzlich erscheint die Berücksichtigung einer N-Flächenbilanz, wie dies bei STOFFBILANZ und MONERIS geschieht, sinnvoll, um die N-Bilanzüberschüsse auf Grünland zu ermitteln. Dabei sollten jedoch 2 Einflüsse unbedingt berücksichtigt werden: Da Grünlandflächen ganzjährig eine Bodenbedeckung aufweisen (im Gegensatz zu Ackerflächen, auf denen dies häufig nur während der Vegetationsperiode der Fall ist), ist dort auch ganzjährig von einer N-Aufnahme der Vegetation auszugehen. Nach Ergebnissen von BARRACLOUGH ET AL. (1983) ermöglicht dieser Umstand einen nahezu vollständigen N-Entzug selbst bei hohen Düngegaben von 250 kg/ha·a. STICKSEL (1995) und KLEMP (1997) erklären die geringeren N-Austräge unter Grünland dagegen durch eine erhöhte Denitrifikation im Vergleich zu Ackerland; sie kann u.a. dadurch begründet werden, dass aufgrund der dichteren und ganzjährigen Bodenbedeckung der Bodenfeuchtegehalt höher ist und somit bessere Denitrifikationsbedingungen vorherrschen.

Da auch nach Angaben von WERNER & OLFS (1990) sowie FEICHTINGER (1998) die N-Austräge unter Grünland geringer als unter Acker sind, erscheint die Annahme von MONERIS zumindest fragwürdig, zumal hier nicht nur die N-Auswaschung der von Ackerflächen entspricht, sondern auch, wie dies bei den anderen Modellen ebenfalls der Fall ist, der gleiche Denitrifikationsansatz gewählt wird. Folglich werden die N-Austräge über Sickerwasser bei MONERIS für Grünland- und Ackerflächen identisch berechnet, so dass am gleichen Standort auch die gleichen Austräge ermittelt werden.



Im Gegensatz zu MONERIS ergibt die N-Bilanz sowie die N-Auswaschung auf Grünland bei STOFFBILANZ andere Werte als auf Ackerland. Zusätzlich kann hier, wie auch bei MODIFFUS, zwischen extensiver und intensiver Grünlandnutzung differenziert werden. Auch wenn für eine solche Differenzierung sicher nicht immer die entsprechende Datengrundlage vorliegen wird, ermöglicht es dieser Ansatz dennoch grundsätzlich, die nach PAMPERIN (2002) und WHITEHEAD (1995) zu erwartenden deutlich unterschiedlichen N-Austräge unter extensiven und intensiven Grünland näherungsweise abzubilden; folglich erscheint diese Differenzierung grundsätzlich geeignet, die zu erwartende Variationsbreite möglicher N-Austräge unter Grünland abzubilden.

Ganz anders dagegen die Vorgehensweise bei MOBINEG: Die Annahme einer festen N-Auswaschung unter Grünland, die lediglich durch einen unterschiedlichen Tierbesatz variiert wird, ist viel zu stark vereinfacht und kann die Breite möglicher Eintragsverhältnisse nicht widerspiegeln. Letzteres vermag dagegen MODIFFUS, da hier der feste Ausgangswert durch die für MODIFFUS typischen standortbedingten Einflussfaktoren stark variiert wird.

Anzumerken ist ferner, dass einzig MONERIS keine Einträge von der LN Grünland über den Pfad Drainage berechnet. Für die anderen Modelle gelten für diesen Pfad überwiegend die bereits in Kap. 5.2.1.2 getroffenen Aussagen, lediglich die oben genannten Besonderheiten zu der N-Auswaschung bzw. N-Bilanzierung fließen zusätzlich mit ein.

### 5.3.2 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Grünland

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Phosphoreinträge von der LN Grünland sind zusammen mit der jeweils modellintern ermittelten Grünlandfläche in Tab. 63 dargestellt. Im Vergleich zu den Gesamteinträgen sind sie eher unbedeutend. Für die gesamten diffusen P-Einträge von der LN Grünland zeigen die Modelle in den EZG der Ilmenau und der Oberen Werre keine bedeutenden Unterschiede. Im EZG der Uecker dagegen liegen die Einträge nach MOBINEG weit über denen von STOFFBILANZ und MONERIS und insbesondere von MODIFFUS.

Tab. 63: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Grünland nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	49,2	1,8	48,5	1,5	46,3	1,3	49,6	1,2
Uecker	256	11,6	233	7,0	271	4,0	290	5,1
Oberer Werre	4,5	0,17	8,3	0,33	4,4	0,09	4,5	0,04

Werden die ermittelten Einträge differenzierter nach den berücksichtigten Pfaden betrachtet (Tab. 64), wird deutlich, wodurch die erheblichen Differenzen begründet sind. Nach MOBINEG ist der Großteil der Einträge den Direkteinträgen zuzuordnen. Dieser Eintragspfad wird hier aus den gleichen Gründen wie schon bei der LN Acker wahrscheinlich deutlich überschätzt. Die entsprechenden Einträge nach MODIFFUS liegen daher, auch wenn sie ebenfalls auf Basis von Schätzwerten ermittelt wurden, wahrscheinlich näher an den zu erwartenden Einträgen (s.o.).

Tab. 64: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Grünland pro Eintragspfad nach MOBINEG, STOFFBILANZ und MODIFFUS für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG			STOFFBILANZ	MODIFFUS			
	SW	Dräna- ge	Direkt	Summe	SW	Dräna- ge	Direkt	Nat. Erosion
Ilmenau	0,46	0,04	1,3	1,5	0,25	0,74	0,12	0,14
Uecker	2,2	0,12	9,3	7,0	1,9	0,5	0,68	0,81
Obere Werre	0,04	0,01	0,11	0,33	0,03	0,01	0,01	0,01

Im Gegensatz zu der LN Acker verzichtet STOFFBILANZ für die LN Grünland auf eine Differenzierung der Eintragspfade und berechnet die P-Einträge summarisch in Abhängigkeit der Hangneigung. Dabei werden sehr geringen Hangneigungen Einträge von 0,3, mittleren von 0,4 und großen von 0,5 kg/ha·a zugeordnet<sup>5</sup>, weitere Einflüsse werden nicht berücksichtigt. Ganz ähnlich ist der Ansatz von MOBINEG für die unterirdischen P-Einträge, wobei hier für alle Grünlandflächen ein identischer P-Eintrag von 0,3 kg/ha·a in die Bodenzone angesetzt wird. Die Verteilung auf die verschiedenen Abflusspfade geschieht analog dem bei der LN Acker bereits geschilderten Vorgehen, womit wiederum der Dränabfluss unterschätzt wird. Die insgesamt weitaus geringeren Einträge im Vergleich zu STOFFBILANZ werden hier erneut durch die Annahme eines Rückhaltes während der Bodenpassage verursacht, die Fragwürdigkeit der Höhe dieses Rückhaltes wurde bereits in Kap. 5.2.2.2 diskutiert.

Bei MODIFFUS ist der Berechnungsansatz analog zur Vorgehensweise bei der LN Acker, lediglich der Ausgangswert für die P-Auswaschung ist mit 0,07 kg/ha·a geringfügig niedriger. Bei MONERIS werden die P-Einträge von der LN Grünland identisch wie die vom Acker berechnet, der einzige Eintragspfad ist wiederum Grundwasser.

Abschließend lassen sich die verschiedenen Berechnungsansätze der 4 Modelle folgendermaßen bewerten: MOBINEG vereinfacht die Ermittlung der P-Einträge in die Bodenzone mit der Annahme eines identischen Wertes für alle Flächen zu stark. Der Anteil des Dränabflusses wird unterschätzt (vgl. Kap. 5.2.2.1), der P-Rückhalt während der Bodenpassage wahrscheinlich überschätzt (vgl. Kap. 5.2.2.2). Weiterhin werden verfügbare Informationen z.B. der Bodenkarte zur Differenzierung der P-Austräge in Abhängigkeit der Standortbedingungen ignoriert. Die Direkteinträge werden wahrscheinlich massiv überschätzt. Insgesamt sind diese Ansätze folglich nicht zufriedenstellend. Dies gilt für die P-Austräge von der LN Grünland ebenso für STOFFBILANZ, auch wenn sie immerhin in 3 Stufen differenziert werden und hier auch der Anteil des Dränabflusses weitaus plausibler berücksichtigt wird (vgl. Kap. 5.2.2.1). Die Berechnungsansätze von MODIFFUS sind dagegen erheblich plausibler, da viele verfügbare und standorttypische Informationen Berücksichtigung finden. Aufgrund der Analogie der Berechnungsansätze zu denen von der LN Acker sei auf die ausführlichen Anmerkungen dort verwiesen; dies gilt insbesondere für MONERIS, da die Berechnungsansätze hier für Grün- und Ackerland identisch sind.

<sup>5</sup>: Nach STOFFBILANZ (2003) ist dieser Ansatz in der neusten Version modifiziert worden: Bei hydromorphen und halbhydromorphen Grünlandflächen wird jetzt von einem P-Eintrag von 0,7, 0,9 bzw. 1,1 kg/ha·a ausgegangen, bei terrestrischen reduziert er sich um 50 %.

## 5.4 Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Wald

Die Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge von der Landnutzung Wald ergab in den 3 Untersuchungsgebieten mit den verschiedenen Modellen z.T. sehr unterschiedliche Ergebnisse. Hervorgerufen werden sie durch die berücksichtigten Eintragspfade, die bei den Modellen nicht identisch sind, sowie durch differierende Berechnungsansätze für die Pfade.

Diese Zusammenhänge werden in den nächsten Kapiteln getrennt für die diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge betrachtet.

### 5.4.1 Diffuse Stickstoffeinträge von der Landnutzung Wald

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Stickstoffeinträge von der LN Wald sind zusammen mit der jeweils modellintern ermittelten Waldfläche in Tab. 65 dargestellt. Es werden, bei fast identischen Flächenanteilen (lediglich im EZG der Uecker ergeben sich nennenswerte Differenzen), erhebliche Unterschiede deutlich: STOFFBILANZ ermittelt in allen Untersuchungsgebieten die höchsten Stickstoffeinträge, jeweils gefolgt von MOBINEG, MODIFFUS und MONERIS. Bei MONERIS sind die Einträge wiederum nachträglich berechnet worden. Sie resultieren ausschließlich aus dem Eintragspfad Grundwasser (vgl. Kap. 5.2.1.1).

Tab. 65: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Wald nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	475,3	287	479,3	420	468,1	192	471,8	84
Uecker	413,1	232	413,1	265	403,8	161	440,9	15
Obere Werre	108,8	73	110,5	155	108,9	63	105,6	45

Die Ursache für diese erheblichen Unterschiede liegt u.a. in der Anzahl der berücksichtigten Eintragspfade. Sie sind Tab. 66 zusammen mit den jeweiligen Einträgen zu entnehmen. Während alle Modelle inklusive MONERIS diffuse Stickstoffeinträge über den Pfad Sickerwasser berechnen, berücksichtigen nur MOBINEG und MODIFFUS Direkteinträge durch Waldstreu. STOFFBILANZ ermittelt als einziges Modell von der LN Wald Einträge über Drainage und Erosion, während MODIFFUS, wie von allen nicht versiegelten Flächen, Einträge über den Pfad natürliche Erosion berechnet.

Erwartungsgemäß ist bei allen Modellen der Pfad Sickerwasser dominant. Auffällig ist, dass MOBINEG und MODIFFUS für diesen Pfad trotz unterschiedlicher Berechnungsansätze (s.u.) in allen 3 Untersuchungsgebieten fast identische Einträge berechnen. STOFFBILANZ liegt dagegen immer deutlich höher (Faktor 1,7 bis 2,2). MONERIS erzielt im EZG der Obere Werre ein ähnliches Ergebnis wie MOBINEG und MODIFFUS. Im EZG der Uecker liegen die kalkulierten Einträge dagegen mit nur ca. 15 t/a mindestens um den Faktor 10 niedriger als bei den 3 anderen Modellen. Was verursacht diese Unterschiede? Zur Beantwortung dieser Frage ist eine Betrachtung der Berechnungsansätze unerlässlich.

Tab. 66: Diffuse Stickstoffeinträge von der LN Wald pro Eintragspfad nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ			MODIFFUS			MONERIS
	SW	Direkt	SW	Dränage	Erosion	SW	Direkt	Nat. Erosion	SW
Ilmenau	192	95,1	393	26,4	0,6	176	10,6	5,3	84
Uecker	149	82,6	255	10,7	0,0	147	9,1	4,5	15
Obere Werre	51,2	21,8	123	9,0	22,3	59,5	2,5	1,2	45

Bei MOBINEG ist der Berechnungsansatz für den Pfad Sickerwasser sehr vereinfacht. Ausgangspunkt ist eine feste Nitratauswaschung von 12 kg/ha·a für alle Waldflächen. Der N-Verlust durch Denitrifikation wird über feste Raten für Grundwasser- und Zwischenabfluss (75 bzw. 50 %) berücksichtigt. Da das Verhältnis zwischen diesen Abflusspfaden für alle Flächen in einem EZG identisch ist (vgl. Kap. 2.1.1), sind dies auch die N-Einträge über Sickerwasser. Da zudem die N-Einträge über Waldstreu bei MOBINEG immer 2 kg/ha·a betragen, ergibt sich für alle Waldflächen eines EZG jeweils ein identischer Eintrag, dessen absolute Höhe ausschließlich vom Verhältnis Grundwasser- zu Zwischenabfluss abhängt. Dabei sind die Einträge um so höher, je höher der Anteil des Zwischenabflusses ist.

Dieser Ansatz ist insgesamt zu stark vereinfacht: Eine feste Auswaschung ohne Berücksichtigung standortspezifischer Bedingungen - etwa durch variierende Denitrifikationsraten in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse (die hierfür nötigen Informationen liegen in aller Regel in Form von gut aufgelösten Bodenkarten vor) - ist als Berechnungsgrundlage nicht zufriedenstellend.

Bei MODIFFUS beginnt die Berechnung der Sickerwassereinträge von der LN Wald, vergleichbar mit MOBINEG, mit einem festen Ausgangswert für die Nitratauswaschung von 9 kg/ha·a. Im Gegensatz zu MOBINEG wird dieser Ausgangswert anhand der für MODIFFUS typischen Faktoren (u.a. variable Denitrifikationsraten in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse, s. Kap. 2.3.5.1) standortspezifisch modifiziert. Hierdurch werden variable N-Einträge über Sickerwasser berechnet, die - im Gegensatz zu MOBINEG - unterschiedliche Bedingungen im Untersuchungsgebiet abbilden können. Insgesamt ist dieser Berechnungsansatz aus den genannten Gründen weitaus plausibler als der von MOBINEG.

Letzteres gilt auch für STOFFBILANZ und MONERIS, denen gemeinsam ist, dass sie die N-Einträge über den Pfad Sickerwasser direkt aus der atmosphärischen Deposition ableiten. Dadurch ist bei ihnen, unter der Voraussetzung, dass diese Daten entsprechend räumlich aufgelöst vorliegen, grundsätzlich ein standorttypischer und variabler Ausgangswert gegeben.

Allerdings ist dabei zu beachten, dass die N-Deposition in Waldökosystemen höher ist als beispielsweise auf Ackerflächen. Nach WALTER (1995) und DVWK (1990) ist in Wäldern mit 2 bis 4 mal höheren Belastungen zu rechnen, nach WERNER & WODSAK (1994) liegen die gemessenen N-Bestandsdepositionen im Wald im Mittel 1,5-fach höher als im Freiland; dieser Faktor stimmt gut mit den mittleren Ergebnissen von BRECHTEL (1989) und BALAZS (1991) überein. Gründe, warum die Standardmessungen der N-Deposition für die Bedingungen in Wäldern zu niedrige Werte ergeben, werden von HIRT (2003) genannt: Die Kronendeposition und die feuchte Deposition (durch Nebel) bleiben meist unberücksichtigt, zudem wird die

Aufnahme von elementarem Stickstoff aus der Luft nicht eingerechnet (nach BITÖK, 2000; BRUCKNER, 1996; VOLZ, 1994 und SMUL, 2000).

Diese Sachverhalte bleiben bei MONERIS unberücksichtigt, STOFFBILANZ geht dagegen immerhin von einer verdoppelten N-Deposition in Wäldern aus. Zudem kann in STOFFBILANZ optional in die Kategorien Laub- und Nadelwald differenziert werden. Die Berechnungen folgen dann dem „Critical-Load“-Konzept (vgl. NAGEL & GREGOR, 1999 und UBA, 1996) und wurden für die Verwendung in STOFFBILANZ angepasst (KAISER, 2002). „Critical Loads“ geben die Schwelle an, unterhalb der kaum ein N-Austrag festzustellen ist (FLAIG & MOHR, 1996). Nach BITÖK (2000) und DISE & WRIGHT (1995) liegt diese Schwelle bei einer N-Zufuhr von ca. 15 - 20 kg/ha·a. Wird diese Schwelle dauerhaft überschritten, kann nach NILSSON ET AL. (1987) in vielen Fällen mit einem N-Austrag in die Gewässer von bis zu mehr als 50 % der N-Deposition gerechnet werden.

Untersuchungen von BITÖK (2000), MATSCHONAT (1995), BÜTTNER (1992), BRECHTEL (1989) und NILSSON ET AL. (1987) zeigen, dass keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen den N-Einträgen und Standortfaktoren wie Bestandsalter, Substrateigenschaften oder C/N-Verhältnis im Boden nachweisbar sind (nach HIRT, 2003).

Insgesamt ist festzustellen, dass die Berechnungsansätze der 4 Modelle zu stark vereinfacht sind, um die komplexen und stark variierenden Bedingungen im System Wald abzubilden.

Die deutlichen Unterschiede zwischen STOFFBILANZ und MONERIS bei den quantifizierten N-Einträgen über Sickerwasser (vgl. Tab. 65 und Tab. 66) werden weitgehend durch die differierenden Ansätze zur Ermittlung des Denitrifikationsverlustes verursacht. Dieser wird bei STOFFBILANZ differenziert für jedes Raster u.a. auf Basis der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und der Denitrifikationsbedingungen berechnet und beträgt im Mittel für die Waldflächen der EZG zwischen 55 und 60 %. MONERIS dagegen ermittelt den Denitrifikationsverlust auf TEZG-Ebene für das gesamte Sickerwasser. Berücksichtigung finden dabei ebenfalls die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration sowie die hydrogeologischen Bedingungen. Der Rückhalt durch Denitrifikation ist nach MONERIS weitaus höher und liegt in den Untersuchungsgebieten zwischen 82 und 98 %.

Die Auswirkung dieser Unterschiede sei anhand eines Beispiels demonstriert: Im EZG der Oberen Werre ermitteln STOFFBILANZ und MONERIS vergleichbare N-Einträge über atmosphärische Deposition von 276 bzw. 257 t/a. Der mittlere Verlust über Denitrifikation liegt nach STOFFBILANZ bei 55,4 %, also 153 t/a, nach MONERIS bei 82,6 %, was 212 t/a entspricht. Dies zeigt erneut deutlich, welchen großen Einfluss die Ansätze zur Berücksichtigung der Denitrifikation auf die quantifizierten N-Einträge haben.

Die übrigen von den Modellen berücksichtigten Eintragspfade sind relativ unbedeutend. Einzig die von MOBINEG ermittelten Direkteinträge über Waldstreu sind erwähnenswert. Allerdings erscheint es hier als wahrscheinlich, dass diese Einträge von MOBINEG überschätzt werden. Der angenommene Eintrag von 2 kg/ha·a ist im Vergleich zu Literaturangaben, die eher bei 0,2 kg/ha·a liegen (vgl. WERNER ET AL., 1991) offensichtlich zu hoch angesetzt. Daher erscheinen die von MODIFFUS ermittelten Direkteinträge, die verschiedene Pfade beinhalten, realistischer. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass es sich auch bei MODIFFUS nur um Schätzwerte handelt, die nicht durch Messungen untermauert sind.

N-Einträge von Waldflächen über den Pfad Erosion werden nur von STOFFBILANZ berücksichtigt (der Eintragspfad natürliche Erosion bei MODIFFUS ist damit nicht vergleichbar). Aus

den bereits oben genannten Gründen (vgl. Kap.5.2.2.3) sind die hier von STOFFBILANZ ermittelten Einträge unzuverlässig. Weiterhin ist anzumerken, dass STOFFBILANZ als einziges Modell Einträge von der LN Wald über den Pfad Dränage berechnet. Auch wenn nach GEBEL (2004) in Wäldern zur intensiven Holzgewinnung Dränagen angelegt wurden, erscheint die Berücksichtigung dieses Eintragspfades sehr fragwürdig, vor allem, wenn neben der modellinternen Vergabe der Dränflächen in STOFFBILANZ, die sich ausschließlich am Bodentyp nicht an der LN orientiert, (vgl. Kap. 5.2.1.2) berücksichtigt wird, dass Dränagen in Wäldern doch eher eine Seltenheit darstellen.

### 5.4.2 Diffuse Phosphoreinträge von der Landnutzung Wald

Die mit den Modellen in den Untersuchungsgebieten quantifizierten diffusen Phosphoreinträge von der LN Wald sind zusammen mit der jeweils modellintern ermittelten Waldfläche in Tab. 67 dargestellt. Während MOBINEG und MODIFFUS in den 3 Untersuchungsgebieten jeweils fast gleiche Ergebnisse ermitteln, erzielen STOFFBILANZ und MONERIS hier völlig andere Einträge. Bei MONERIS ist erneut zu berücksichtigen, dass die Einträge nachträglich berechnet wurden. Sie resultieren ausschließlich aus dem Eintragspfad Grundwasser. In der Summe sind die P-Einträge von der LN Wald erwartungsgemäß sehr gering, dies wird vor allem deutlich, wenn die großen Waldanteile in den EZG berücksichtigt werden.

Tab. 67: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Wald nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	475,3	5,4	479,3	1,7	468,1	4,7	471,8	0,9
Uecker	413,1	4,5	413,1	0,7	403,8	4,1	440,9	1,8
Obere Werre	108,8	1,3	110,5	5,4	108,9	1,1	105,6	0,3

Die Ursache für diese erheblichen Unterschiede zwischen den Modellen liegt u.a. in der Anzahl der berücksichtigten Eintragspfade. Sie sind Tab. 68 zusammen mit den jeweiligen Einträgen zu entnehmen. Die Pfade sind identisch mit denen bei den Stickstoffeinträgen, mit Ausnahme der Dränage bei STOFFBILANZ: Hier werden im Gegensatz zum Stickstoff für Phosphor keine Einträge angenommen.

Tab. 68: Diffuse Phosphoreinträge von der LN Wald pro Eintragspfad nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete in [t/a]

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ			MODIFFUS			MONERIS
	SW	Direkt	SW	Dränage	Erosion	SW	Direkt	Nat. Erosion	SW
Ilmenau	1,6	3,8	1,6	0,0	0,1	2,1	1,2	1,4	0,9
Uecker	1,2	3,3	0,7	0,0	0,02	1,8	1,0	1,2	1,8
Obere Werre	0,4	0,9	0,4	0,0	5,1	0,5	0,27	0,33	0,3

Der dominante Eintragspfad ist, mit Ausnahme von MOBINEG und im EZG der Oberen Werre STOFFBILANZ, grundsätzlich Sickerwasser. Bei MOBINEG sind es dagegen die Direktinträge über Waldstreu. Sie werden modellintern mit 0,08 kg/ha·a angesetzt. Dieser Wert ist

fast dreimal höher als vergleichbare Angaben von BERNHARDT (1978) und WERNER ET AL. (1991), die bei MODIFFUS verwendet werden. Vermutlich überschätzt MOBINEG diese Einträge daher deutlich.

Die Berechnungsansätze für die P-Einträge über Sickerwasser sind folgende: MONERIS geht nach der bereits in Kap. 5.2.2.2 erwähnten Literaturrecherche von einer P-Konzentration von 0,01 mg/l aus. Dieser Wert wird bei STOFFBILANZ ebenfalls für den Grundwasseranteil verwendet, dem Zwischenabfluss wird dagegen eine höhere Konzentration von 0,05 mg/l zugesprochen. Entsprechend sind die von STOFFBILANZ in den EZG der Ilmenau und der Oberen Werre ermittelten höheren P-Einträge überwiegend durch den Zwischenabfluss verursacht. Im EZG der Uecker sind dagegen nach MONERIS die P-Einträge höher. Der Grund hierfür liegt darin, dass MONERIS bei anaeroben Grundwasserleitern, wie sie für das EZG der Uecker modellintern angenommen werden, von einem 2,5-fach höheren Eintrag ausgeht (vgl. Kap. 5.2.2.2). Dies trifft in diesem EZG auf die gesamte Fläche zu, evtl. bedingt dadurch, dass das EZG aufgrund der Datenlage und der Modellanforderungen von MONERIS nur in 2 TEZG differenziert werden konnte.

Bei MOBINEG und MODIFFUS sind die Berechnungsansätze prinzipiell wie beim Grünland: MOBINEG geht von einer festen P-Auswaschung von 0,1 kg/ha·a aus, MODIFFUS verwendet als Ausgangswert hierfür 0,05 kg/ha·a und modifiziert diesen standorttypisch.

Daher gilt für die Bewertung der Berechnungsansätze für diese beiden Modelle das gleiche wie für die LN Grünland, d.h. MOBINEG vereinfacht zu stark und ist daher nicht zufriedenstellend, MODIFFUS dagegen verwendet einen Ansatz, der wichtige standorttypische Randbedingungen berücksichtigt (vgl. Kap. 5.2.2.2) und daher weitaus plausibler ist. STOFFBILANZ setzt lediglich feste Konzentrationen für den Grundwasser- und Zwischenabfluss an, weshalb auch dieser Ansatz weniger plausibel als der von MODIFFUS ist, da jegliche standortbedingte Variation unterbleibt (etwa in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse). Auch MONERIS bildet diesen Pfad sehr vereinfacht über eine feste Konzentration ab, lediglich die nachträgliche Erhöhung der Einträge bei anaeroben Aquiferen ist eine Anpassung an die Standortbedingungen (vgl. Kap. 5.2.2.2).

## 5.5 Diffuse Nährstoffeinträge von der Landnutzung Stadt

In Kap. 3 wurde gezeigt, dass die Modelle für die LN Stadt sehr unterschiedliche diffuse Nährstoffeinträge quantifizieren.

Die Gründe für diese erheblichen Unterschiede liegen vor allem in den verschiedenen Modellphilosophien und den differierenden Definitionen der Modellautoren für diffuse Quellen. In MODIFFUS wird davon ausgegangen, dass, ausgenommen von der LN Siedlungsgrün, keinerlei diffuse Nährstoffeinträge von urbanen Flächen verursacht werden; solche Einträge werden als punktuell angesehen und müssen separat quantifiziert werden. Dies wird von den anderen Modellautoren anders gesehen: Bei ihnen werden diffuse Nährstoffeinträge aus Siedlungen berechnet, allerdings besteht auch hier durchaus Uneinigkeit bei der Definition diffuser und punktueller Einträge. MONERIS quantifiziert explizit diffuse Einträge von Urban Systems, ein Pfad, der vergleichbar mit dem punktuellen Eintragspfad Kanalisation bei MOBINEG ist, sich aber intern in vier verschiedene Pfade entsprechend der Kanalisationsart und des Anschlusses aufteilt. Beide berechnen zudem Einträge über Grundwasser- und/oder Zwischenabfluss von unversiegelten urbanen Flächen. Auch STOFFBILANZ ermittelt diffuse

Einträge aus Siedlungen. Hier werden im Gegensatz zu den anderen Modellen jedoch die Einträge von unversiegelten und versiegelten Flächen in einem berechnet, wobei letztere den Einträgen über Kanalisation bzw. Urban Systems entsprechen.

Diese Unterschiede und ihre Auswirkungen auf die erzielten Ergebnisse werden im Folgenden Kapitel exemplarisch für die diffusen Stickstoffeinträge betrachtet.

### 5.5.1 Diffuse Stickstoffeinträge von urbanen Flächen

Die von den 4 Modellen in den 3 Untersuchungsgebieten erzielten Ergebnisse für die diffusen Stickstoffeinträge von urbanen Flächen sind Tab. 69 zu entnehmen. Zu berücksichtigen sind dabei die oben dargelegten Unterschiede bei der Definition der diffusen Einträge der Modelle sowie die jeweils berücksichtigten Landflächen.

Tab. 69: Diffuse Stickstoffeinträge von urbanen Flächen nach den 4 Modellen für alle 3 Untersuchungsgebiete

EZG	MOBINEG		STOFFBILANZ		MODIFFUS		MONERIS	
	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]	[km <sup>2</sup> ]	[t/a]
Ilmenau	36,7	7,1	35,3	32,9	37,5	1,1	38,3	48,4
Uecker	34,5	7,3	34,5	37,4	63,8	55,7	70,2	54,2
Obere Werre	80,7	14,8	75,7	78,6	80,8	5,2	80,3	68,1

Sofort fallen die erheblichen Unterschiede zwischen den Modellen in den Untersuchungsgebieten auf, worauf unten eingegangen wird. Zunächst sollen die einzelnen Modelle näher unter die Lupe genommen werden. Hierzu sind in Tab. 70 die minimalen, mittleren und maximalen spezifischen diffusen Stickstoffeinträge der Modelle in den 3 Untersuchungsgebieten dargestellt. Dabei zeigt sich, dass MOBINEG und STOFFBILANZ jeweils nahezu identische mittlere N-Einträge in den Gebieten berechnen, wobei diese bei STOFFBILANZ etwa 5 mal höher liegen als bei MOBINEG. Für MODIFFUS ergeben sich hierbei sehr unterschiedliche Werte (zwischen 0,3 und 8,7 kg/ha·a). Die Angaben für MONERIS schwanken zwischen 7,3 und 12,6 kg/ha·a und liegen jeweils zwischen den Ergebnissen von MOBINEG und STOFFBILANZ.

Tab. 70: Spezifische Stickstoffeinträge von der Landnutzung Stadt, minimale, mittlere und maximale Werte nach 3 Modellen in den 3 Untersuchungsgebieten

EZG	MOBINEG			STOFFBILANZ			MODIFFUS			MONERIS		
	min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	Max
	[kg/ha·a]			[kg/ha·a]			[kg/ha·a]			[kg/ha·a]		
Ilmenau	0,0	2,1	2,2	6,5	9,3	14,9	0,0	0,3	11,6	7,4	12,6	28,9
Uecker	2,2	2,2	2,2	7,8	10,8	20,0	0,0	8,7	20,9	6,6	7,3	8,9
Obere Werre	0,0	1,8	2,2	8,8	10,0	18,7	0,0	0,6	16,2	1,9	8,5	59

Erklären lassen sich diese Differenzen nur, wenn neben den oben skizzierten Unterschieden bei der Definition der diffusen Eintragspfade sowie den jeweils berücksichtigten Landflächen auch die einzelnen Modellansätze betrachtet werden.



MOBINEG berechnet ausschließlich Einträge von der Landnutzungskategorie 112 nach CO-RINE (nicht durchgängig städtische Prägung) über Sickerwasser. Dabei wird von einer festen N-Auswaschung von 6,5 kg/ha·a sowie einer festen Verteilung auf die Abflusspfade Grundwasser- und Zwischenabfluss ausgegangen. Da für diese Pfade auch feste Denitrifikationsraten vergeben werden, ergibt sich für alle Flächen der Kategorie 112 immer ein identischer N-Eintrag von 2,2 kg/ha·a. Somit hängt bei MOBINEG sowohl der mittlere spezifische als auch der diffuse N-Gesamteintrag von urbanen Flächen ausschließlich vom Anteil der Landnutzungskategorie 112 an der Siedlungsfläche ab.

In Tab. 71 sind die gesamten N-Emissionen von den urbanen Flächen (ohne KA) nach den 4 Modellen dargestellt. Die Angaben in Klammern bei MODIFFUS stellen die separat ermittelten Einträge von versiegelten Flächen dar (Mittelwert der entsprechenden Einträge über Kanalisation von MOBINEG und Urban Systems von MONERIS).

Diese Daten relativieren die Angaben aus Tab. 69 und die zugehörigen Aussagen zu den diffusen N-Emissionen von der LN Stadt erheblich: Werden alle N-Emissionen von urbanen Flächen (außer über KA) berücksichtigt, erzielen die 4 Modelle weitaus übereinstimmendere Ergebnisse. Die scheinbar deutlichen Unterschiede in Tab. 69 werden überwiegend durch die verschiedenen Modellphilosophien und Differenzierungen in diffuse und punktuelle Quellen verursacht. Werden diese Unstimmigkeiten ausgeglichen, nähern sich die Ergebnisse in allen Untersuchungsgebieten weitgehend an. Allerdings ist dabei zu berücksichtigen, dass in allen 3 Untersuchungsgebieten die Trennkanalisation überwiegt. Inwieweit es in einem Gebiet mit vorwiegend Mischkanalisation möglicherweise zu deutlich abweichenden Ergebnissen käme, kann anhand der hier erzielten Ergebnisse nicht eingeschätzt werden.

Tab. 71: Stickstoffemissionen von urbanen Flächen im EZG der Ilmenau (ohne KA) nach den 4 Modellen

Einträge LN Stadt	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Diffus Sickerwasser	7,1	32,9	1,1	4,5
Diffuser Pfad Urban Systems	-	-	-	43,9
Punktuell (ohne KA)	49,8	0	0 (46,9)	0
Summe	56,9	32,9	1,1 (48,0)	48,4
Mittel [kg/ha·a]	15,5	9,3	0,3 (12,7)	12,6
Anteil Gesamteintrag [%]	3,0	1,9	0,1 (2,3)	3,8

## 6 Endbewertung der 4 mesoskaligen Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge

Für die Endbewertung der 4 untersuchten Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge ist es erforderlich, Bewertungskriterien und ein Bewertungssystem festzulegen.

Die Bewertungskriterien lassen sich aus den Anforderungen ableiten, die die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie an Emissionsmodelle stellt: Es ist erforderlich, dass die diffusen Nährstoffeinträge möglichst zuverlässig quantifiziert werden. Dies bezieht sich nicht nur auf die Summe der Einträge, sondern vor allem auf die einzelnen Eintragspfade. Ohne Kenntnis ihres Anteils an der Belastung lassen sich keine Maßnahmen zur Verringerung der Einträge ableiten. Für letzteres ist es zudem erforderlich, den Ursprungsort der Belastung möglichst flächenscharf zu kennen, denn erst aus der Synthese dieser beiden Informationen lassen sich zielgerichtete Bewirtschaftungsmaßnahmen ableiten.

Für die Bewertung der Modelle bedeutet dies, dass die plausible, d.h. möglichst zuverlässige Abbildung der einzelnen Eintragspfade und die Fähigkeit zur Zuordnung der Belastungen zum Herkunftsort die für die Umsetzung der Anforderungen der WRRL bedeutendsten Kriterien sind. Darüber hinaus ist es für einen weiten Einsatz von Modellen für diese Fragestellungen erforderlich, dass die notwendigen Daten verfügbar sind und dass die Anwendbarkeit der Modelle weitgehend problemlos ist.

Für die vergleichende Bewertung der vier untersuchten Emissionsmodelle wurden daher folgende Kriterien festgelegt und entsprechend ihrer Bedeutung gewichtet (prozentuale Angabe):

1. **Plausibilität** der Berechnungsansätze (40 %),
2. **Pegelabgleich**: Summe der kalkulierten diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge (differenziert für N und P) inklusive Abgleich mit Messdaten am Pegel (10 %),
3. **Herkunftsanalyse**, Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen (25 %),
4. **Datenverfügbarkeit** (10 %),
5. **Anwendbarkeit** (15 %).

Das zu verwendende Bewertungssystem muss es gewährleisten, dass die Modelle nach den genannten Kriterien, die sich wiederum aus mehreren bis vielen nach Relevanz gewichteten Teilaspekten zusammensetzen, einzeln für die Parameter diffuse Stickstoff- und Phosphoreinträge bewertet werden können. Nur so ist es möglich, die Modelle differenziert für diese relevanten Fragestellungen zu bewerten und entscheidende Unterschiede hinsichtlich der Eignung zur Umsetzung der skizzierten Anforderungen der WRRL zwischen den Modellen herauszuarbeiten. Darüber hinaus soll eine aggregierte Bewertung für die Parameter Stickstoff und Phosphor sowie eine Gesamtbewertung der Modelle ermöglicht werden. Weiterhin erscheint es erforderlich, dass, sofern die Modelle an sie gestellte Anforderungen - und sei es nur für Teilaspekte - nicht erfüllen, eine zusätzliche Abwertung erfolgt. Erst hierdurch können etwaige Unzulänglichkeiten der Modelle sowie die Unterschiede in der Eignung für die hier relevanten Fragestellungen verdeutlicht werden.

Um diesen Ansprüchen zu genügen, muss das Bewertungssystem vielschichtig sein und, für die Aggregation der Teilergebnisse, einen „Bewertungsfluss“ gewährleisten. Daher erscheint ein Punktbewertungs- bzw. Matrixverfahren geeignet (vgl. MAGIERA, 2002).

Da von den in der Literatur beschriebenen Bewertungssystemen keines geeignet erscheint, den genannten komplexen und differenzierten Bewertungsansatz zu ermöglichen, wurde ein neues Bewertungssystem in Form einer Bewertungsmatrix erstellt. Diese Bewertungsmatrix wird im folgenden Kapitel vorgestellt.

## 6.1 Die Bewertungsmatrix

Die Bewertungsmatrix (s. Schema in Bild 49) gliedert sich in 4 Ebenen, die miteinander verknüpft sind und einen „Bewertungsfluss“ von unten (ausführliche Detailinformationen: Ebene 4 bzw. Ebene 3) nach oben ermöglichen. Sie mündet hier in der Bewertung des Gesamtmodells in einer Endnote (Ebene 1).

Die einzelnen Ebenen beinhalten folgende Aussagen:

1. Ebene: Endnote für jedes Modell, ergibt sich aus Endnoten der Ebene 2.
2. Ebene: Endnote getrennt für die N- und P-Einträge jedes Modells, ergibt sich nach der oben genannten Wichtung aus den Endnoten der Bewertungskriterien der Ebene 3.
3. Ebene: Nach Relevanz gewichtete Bewertungsparameter mit Einzelnoten, die in einer Endnote für die ausgewählten Bewertungskriterien münden:
  - Ø Plausibilität (für alle relevanten diffusen N- bzw. P-Eintragspfade, Endnoten aus Ebene 4),
  - Ø Pegelabgleich,
  - Ø Herkunftsanalyse,
  - Ø Datenverfügbarkeit,
  - Ø Anwendbarkeit.
4. Ebene: Nach Relevanz gewichtete Bewertungsparameter bzw. Teilaspekte mit Einzelnoten, die in einer Endnote für die Plausibilität der einzelnen Eintragspfade münden.

In Ebene 4 wird getrennt für die N- und P-Einträge die Plausibilität der Berechnungsansätze pro Eintragspfad bewertet.

Berücksichtigt werden hierbei die verwendeten Rohdaten, eine etwaige Variabilität sowie die Verknüpfung im Berechnungsansatz.

Hierfür wird jeweils eine Note zwischen 1 (äußerst plausibel) und 5 (nicht plausibel) vergeben.

Der Notenschlüssel ist folgendermaßen zu verstehen:

- 1 = äußerst plausibel bzw. sehr gut
- 2 = plausibel bzw. gut
- 3 = Mindestanforderung erfüllt bzw. gerade zufriedenstellend
- 4 = Mindestanforderung nicht erfüllt bzw. nicht zufriedenstellend
- 5 = nicht plausibel bzw. mangelhaft.

Jeder Teilaspekt geht abschließend mit einer vorgegebenen Wichtung in das Endergebnis der Plausibilitätsprüfung für den betrachteten Berechnungsansatz ein. Dieses Vorgehen gilt sinngemäß für alle Ebenen.

In jeder Ebene werden Noten für Teilaspekte vergeben, die dann unter Berücksichtigung der Bedeutung des Teilaspektes (Wichtung) eine Endnote ergeben.

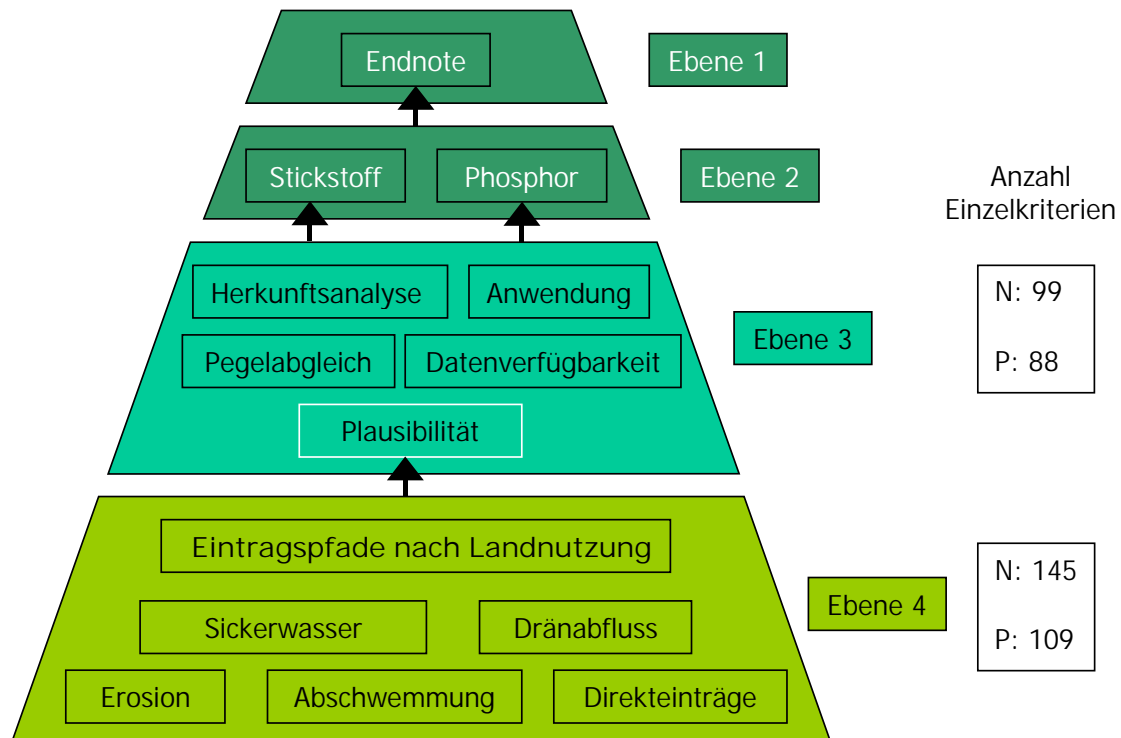


Bild 49: Bewertungsmatrix, vereinfacht (nach SCHEER ET AL., 2004a)

Zusätzlich wurde die Möglichkeit einer nachträglichen Abwertung der Modelle berücksichtigt: Hierbei wird davon ausgegangen, dass jeder Teilaspekt als Mindestanforderung die Note 3,0 (plausibel bzw. zufriedenstellend) erreichen muss. Ist dies nicht der Fall, wird die Endnote der Ebene entsprechend der Bedeutung (absoluten Wichtigkeit) des Teilaspektes und unter Berücksichtigung der Note (4 bzw. 5) zusätzlich abgewertet.

Dies sei anhand eines Beispiels dargestellt:

In der Ebene 4 wird z.B. die Plausibilität für Phosphor, Erosionseinträge von der LN Acker, bewertet. Ein entscheidender Aspekt hierbei ist die Ermittlung des Bodenabtrages. Dieser Themenkomplex geht daher mit 60 % in die Endnote der Ebene ein. Für die Bestimmung des Bodenabtrages wiederum ist die Hangneigung bedeutsam: Sie wird hier mit 15 % relativer Wichtigkeit angesetzt, was 9 % absoluter Wichtigkeit (für den gesamten Eintragspfad) entspricht. Nach verschiedenen Kriterien bekommt nun der Parameter Hangneigung eine Note. Durch Multiplikation mit der relativen Wichtigkeit ergibt sich der Bewertungsfaktor. Die Summe der Bewertungsfaktoren ergeben pro Teilaspekt (hier: Bodenabtrag) eine Zwischennote. Die Zwischennoten der Teilaspekte ergeben unter Berücksichtigung der Wichtigkeiten die Endnote. Ausnahme: Es werden für einen oder mehrere Parameter die Noten 4 und/oder 5 vergeben. Da die Mindestanforderung nun nicht erfüllt ist, wird zusätzlich abgewertet: Dies geschieht entsprechend der absoluten Wichtigkeit (bei der Hangneigung z.B. 9 %) und den Faktoren 0,5 bzw. 1 für die Noten 4 bzw. 5. Am Beispiel der Hangneigung bedeutet dies: Bei der Note 4 wird die Endnote der Ebene um 0,045 und bei der Note 5 um 0,09 zusätzlich abgewertet.

In den Ebenen 1 und 2 sowie für das Kriterium „Plausibilität“ bereits in Ebene 3, also überall dort, wo bereits zusammenfassende Aspekte bewertet werden (vgl. auch Bild 49), wurden die Abwertungsgrenzen auf 3,4 bzw. 4,4 festgelegt (Abwertung um 50 bzw. 100 % der abso-

luten Wichtung). Gemäß der definierten Mindestanforderung - also Note 3,0 - hätten die Abwertungsgrenzen auch bei 3,0 bzw. 4,0 liegen können. Dadurch hätten jedoch Abwertungen auf der darunter liegenden Ebene ein zu hohes Gewicht bekommen. Somit werden durch die (höher) festgesetzten Grenzen Mehrfachabwertungen reduziert.

Durch diese zusätzlichen Abwertungen können sich Zwischen- oder Endnoten ergeben, die höher liegen als 5.

Insgesamt werden in der Bewertungsmatrix für jedes Modell 229 Bewertungskriterien für die Stickstoffeinträge und 184 für die Phosphoreinträge berücksichtigt; davon entfallen allein 145 beim Stickstoff und 109 beim Phosphor auf die Plausibilitätsprüfung in Ebene 4 (s. auch Tab. A 14 und Tab. A 15).

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Bewertung der 4 Modelle für die oben genannten Bewertungsparameter vorgestellt.

Zur besseren Übersicht wird dort auf die Angabe der erzielten Noten verzichtet und stattdessen eine qualitative Bewertung vorgenommen. Die hierbei berücksichtigten Bewertungsstufen sowie die zugehörigen Notenbereiche sind Tab. 72 zu entnehmen. Die nicht zufriedenstellenden Bewertungen werden im Folgenden, wie in der Tabelle dargestellt, farbig hervorgehoben.

Tab. 72: Qualitative Bewertung der 4 Modelle: berücksichtigte Bewertungsstufen und zugehörige Notenbereiche

Bewertungsstufe	Bewertungssymbol	Notenbereich
äußerst plausibel bzw. sehr gut	++	≤ 1,4
plausibel bzw. gut	+	≥ 1,4 - 2,4
gerade zufriedenstellend	o	≥ 2,4 - 3,4
nicht zufriedenstellend	-	≥ 3,4 - 4,4
nicht plausibel bzw. mangelhaft	--	≥ 4,4

Angaben zu den einzelnen Noten sowie zu den (z.T. unterschiedlichen) Wichtungen für die Bewertungsparameter bzw. die Teilaspekte finden sich im Anhang (Tab. A 14 bis Tab. A 17).

## 6.2 Plausibilität der Berechnungsansätze

Die Plausibilität der Berechnungsansätze ist das wichtigste Bewertungskriterium für die 4 untersuchten Emissionsmodelle und wird daher mit 40 % gewichtet. Die Bedeutung dieses Kriteriums erklärt sich durch den Umstand, dass eine Überprüfung der Modellergebnisse an realen Messwerten nur sehr eingeschränkt möglich ist und daher die Plausibilität der Berechnungsansätze sowie der verwendeten Berechnungsgrundlagen für die Bewertung der „Güte“ der Emissionsmodelle entscheidend ist.

Um dieser Bedeutung gerecht zu werden, wurde in der Bewertungsmatrix für diese Fragestellung eine 4. Ebene eingeführt, in der jeder Eintragspfad der Modelle getrennt für Stickstoff und Phosphor hinsichtlich seiner Plausibilität überprüft und bewertet wird. Bei der Bewertung selbst werden mehrere Aspekte herangezogen:

- ∅ Verwendung welcher spezifischer Datengrundlagen für die Berechnung oder ggf. auch Nicht-Verwendung (z.T. ist auch die Datenauflösung von großer Bedeutung),
- ∅ Eingang der Daten als pauschale oder variable Werte in die Berechnung,
- ∅ Verknüpfung dieser Informationen in der jeweils verwendeten Formel.

Insgesamt vollzieht sich die Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze nach dem in Bild 50 dargestellten Bewertungsschema.

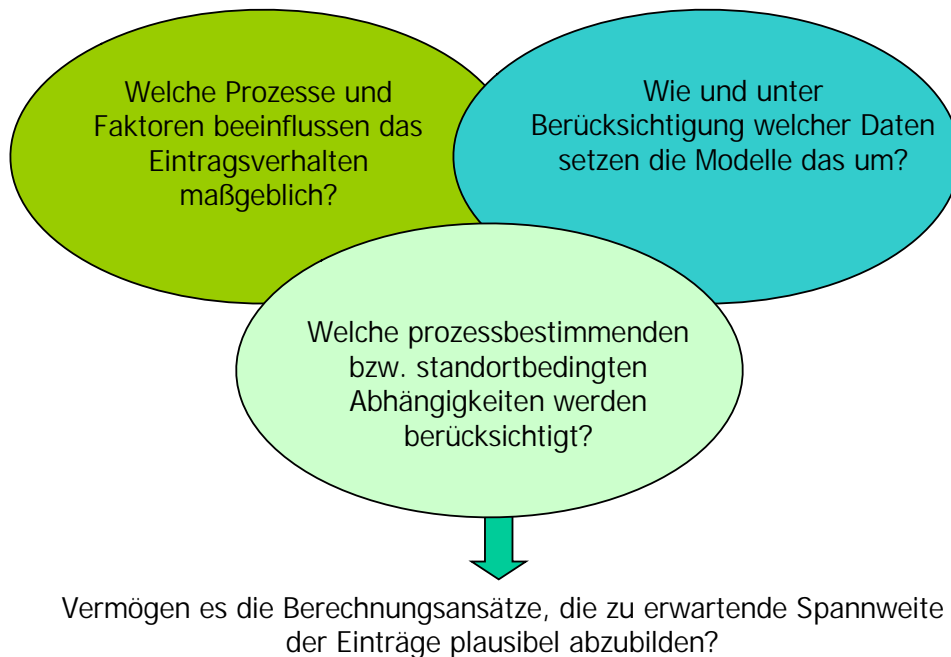


Bild 50: Schema für die Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze

Pro Bewertungsparameter werden Noten zwischen 1 (sehr gut bzw. äußerst plausibel) und 5 (mangelhaft bzw. unplausibel) vergeben. Wichtiger als die exakte Note ist hierbei oftmals, für einen Teilaspekt die Abstufungen in der Plausibilität des Ansatzes pro Modell abzubilden.

Durch die unterschiedlichen Modellphilosophien lassen sich nicht immer alle Bewertungspunkte gemeinsam für alle Modelle bewerten. So entfällt beispielsweise die Bewertung des N-Bilanzüberschusses für MODIFFUS. In diesem Fall wird der entsprechende Auswaschungswert (der für Acker auf der Nitratmatrix basiert) entsprechend gewichtet.

Die Ergebnisse der Ebene 4 für die einzelnen Eintragspfade (differenziert nach Abflusspfad und/oder Landnutzung) laufen anschließend in der 3. Ebene zu je einer Note für N bzw. P zusammen. Hierbei sind die einzelnen Eintragspfade entsprechend ihrer Bedeutung unterschiedlich gewichtet (s. Tab. A 14 und Tab. A 15 im Anhang).

Im Folgenden werden Gründe für die z.T. sehr unterschiedlichen Benotungen für die einzelnen Eintragspfade vorgestellt.

Die wichtigsten Eintragspfade wurden bereits in Kap. 5 ausführlich diskutiert. Die Bewertung für die Eintragspfade pro Modell in den folgenden Kapiteln beruht auf den dort dokumentierten Erkenntnissen. Eine zusammenfassende Übersicht der Noten der Plausibilitätsprüfung inklusive der Zwischennoten für wichtige Teilaspekte ist Tab. A 16 und Tab. A 17 im Anhang zu entnehmen.

### 6.2.1 Direkteinträge

Die Direkteinträge stellen einen vergleichsweise unbedeutenden Eintragspfad der diffusen Nährstoffeinträge dar; daher gehen sie auch nur mit jeweils 2,5 % in die Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze der diffusen Stickstoff- und Phosphoreinträge ein.

Die 4 Modelle unterscheiden sich bei der Berechnung der Direkteinträge vor allem hinsichtlich der berücksichtigten Eintragspfade. Während MOBINEG 5 verschiedene Pfade für die Direkteinträge berücksichtigt, sind es bei den anderen Modellen nur 1 - 4 Pfade (s. Tab. 73).

Einzig der Eintragspfad „atmosphärische Deposition ins Gewässer“ wird von allen 4 Modellen abgebildet (und wird daher deutlich am höchsten gewichtet: 60 % der Note, die übrigen Pfade je 10 %). Hierbei wirkt sich vor allem die Erfassung der Wasserflächen bei den Modellen unterschiedlich aus: Es wird jeweils von CORINE-Daten ausgegangen, bei STOFFBILANZ geht diese Information aber wegen des Raster- und Dominanzprinzipes bei kleinen Wasserflächen leicht verloren. Daher wird STOFFBILANZ als einziges Modell für diesen Punkt leicht abgewertet. MONERIS korrigiert die Grundinformation noch nachträglich, was jedoch nur zu einer geringfügigen Erhöhung der Fläche führt (vgl. Kap. 2.4.2). Insgesamt ist der Ansatz von MONERIS jedoch der plausibelste für den Pfad „atmosphärische Deposition“.

Tab. 73: Direkteinträge: Berücksichtigte Eintragspfade der 4 Modelle

Pfad	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Atm. Deposition	60	ja	ja	ja	ja
Waldstreu	10	ja	nein	ja	nein
Mineraldünger	10	ja	nein	nein	nein
Weidewirtschaft	10	ja	nein	ja	nein
Landw. Betriebe	10	ja	nein	ja	nein

Nicht berücksichtigte Eintragspfade werden mit 5 bewertet. Insgesamt ergibt sich damit die in Tab. 74 dargestellte Bewertung.

Tab. 74: Bewertung des Eintragspfades Direkteinträge für die 4 Modelle

Direkteinträge	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Stickstoff	-	-	o	-
Phosphor	-	-	o	-

Folglich erreicht für den Eintragspfad Direkteinträge nur MODIFFUS die Mindestanforderung. Die von MODIFFUS erfassten Eintragspfade werden sämtlich als plausibel abgebildet angesehen. Anders ist die Situation dagegen bei MOBINEG: Lediglich die Pfade „atmosphärische Deposition“ und „Mineraldünger“ ergeben realistische Einträge, bei den 3 anderen Pfaden werden die Direkteinträge wahrscheinlich deutlich überschätzt (vgl. Kap. 5.2.2, Kap. 5.3.2, Kap. 5.4.1 und Kap. 5.4.2).

Die vergleichsweise schlechte Bewertung von MONERIS und insbesondere STOFFBILANZ ergeben sich aus der Nichtberücksichtigung der Pfade „Waldstreu“, „Weidewirtschaft“ und „landwirtschaftliche Betriebe“ (vgl. auch Tab. A 16 und Tab. A 17).

### 6.2.2 Abschwemmung

Der Eintragspfad Abschwemmung spielt in den hier berücksichtigten Einzugsgebieten nur eine untergeordnete Rolle. Daher erhielt dieser Eintragspfad in der Bewertungsmatrix lediglich eine geringe Wichtung (je 2,5 % für N und P). In anderen EZG, vor allem alpinen, kann die Abschwemmung von weitaus größerer Bedeutung für die diffusen Nährstoffeinträge sein. Abgesehen von MOBINEG, das diesen Eintragspfad nicht berücksichtigt (= Note 5), unterscheiden sich die Modelle hier nur marginal. Dies gilt für die N- und P-Einträge. Entscheidend für die schlechtere Bewertung von MONERIS für die N-Einträge (vgl. Tab. A 16) ist die Nichtberücksichtigung der Hangneigung. Bei den P-Einträgen schneidet STOFFBILANZ relativ schlecht ab, da die Ermittlung der P-Konzentration im Oberflächenabfluss sehr vereinfacht erfolgt. Das Ergebnis der qualitativen Bewertung ist Tab. 75 zu entnehmen.

Tab. 75: Bewertung des Eintragspfades Abschwemmung für die 4 Modelle

Abschwemmung	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Stickstoff	--	o	o	o
Phosphor	--	o	o	o

Demnach eignet sich MODIFFUS für diesen Eintragspfad am besten, STOFFBILANZ und MONERIS eingeschränkt und MOBINEG überhaupt nicht (da dieser Pfad hier nicht berücksichtigt wird).

### 6.2.3 Erosion

Diffuse Nährstoffeinträge über Erosion sind in vielen EZG vor allem für Phosphor von großer bis gar dominanter Bedeutung. Entsprechend werden die erosiven Eintragspfade bei der Plausibilitätsprüfung für Phosphor mit 50 % gewichtet. Für die diffusen N-Einträge sind die erosiven Eintragspfade dagegen weitaus unbedeutender, weshalb sie dort nur mit 15 % in die Bewertung einfließen.

Die Berechnung der Erosionseinträge basiert bei allen Modellen prinzipiell auf der ABAG. Dennoch ergeben sich erhebliche Unterschiede bei den erzielten Ergebnissen und bei der Bewertung.

Dies liegt zum einen daran, dass die Modelle z.T. nur erosive Einträge von Ackerflächen berechnen; wünschenswert wäre die zusätzliche Berücksichtigung von Waldflächen bzw. eine Abschätzung der „natürlichen“ Erosion (fehlen diese Betrachtungen, wird einmal die Note 5 vergeben).

Die abschließende Bewertung der Modelle für die erosiven Eintragspfade ist Tab. 76 und Tab. 77 zu entnehmen. Die Ursachen für die unterschiedlichen Bewertungen wurden in Kap. 5.2.2.3 diskutiert.



Tab. 76: Bewertung des Eintragspfades Erosion (Stickstoff) für die 4 Modelle

Stickstoff	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	12	--	-	-	o
Bodenabtrag	(60)	o	-	o	o
Regionale Anpassung	(10)	--	--	--	-
Rückhalt	(30)	--	o	-	o
Wald	3	--	-	nein	--
natürliche Erosion	3	nein	nein	--	nein
<b>Erosion</b>	<b>15</b>	<b>--</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

Tab. 77: Bewertung des Eintragspfades Erosion (Phosphor) für die 4 Modelle

Phosphor	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	45	--	-	-	o
Bodenabtrag	(60)	o	-	o	o
Regionale Anpassung	(10)	--	--	--	-
Rückhalt	(30)	--	o	-	o
Wald	5	--	-	nein	--
natürliche Erosion	5	nein	nein	--	nein
<b>Erosion</b>	<b>50</b>	<b>--</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>o</b>

Nachfolgend werden einzeln für die 4 Modelle Erläuterungen für die Bewertung zusammengefasst aufgeführt. Die Hintergründe für diese Bewertungen sind der Diskussion in Kap. 5.2.2.3 zu entnehmen.

**MOBINEG:** Die N- und P-Einträge werden nach einem identischen Ansatz ermittelt. Es wird ausschließlich die Erosion von Acker berechnet. Ausgangspunkt hierbei ist ein extern zu beziehender Shape zur „potenziellen Erosionsgefährdung durch Wasser“ (Methodik z.B. nach HENNINGS, 1994, nicht bundesweit erhältlich). Dieser Ansatz ist an sich sehr schlüssig und beschreibt den potenziellen Bodenabtrag auf Schwarzbrache. Entsprechend ist bei diesem Ansatz der C-Faktor der ABAG mit 1 festgelegt. Ein Emissionsmodell zur Quantifizierung erosiver Einträge muss jedoch die erosionsvermindernde Wirkung der Kulturpflanzen berücksichtigen, wodurch der C-Faktor kleiner und der kalkulierte Bodenabtrag erheblich geringer wird. Als Folge dieses Vorgehens werden mit MOBINEG in den Untersuchungsgebieten die Einträge über Erosion massiv überschätzt (eine Überarbeitung der Ergebnisse unter Berücksichtigung gemeindespezifischer Faktoren - dies ist in MOBINEG bisher nicht vorgesehen - ergibt weitaus realistischere Einträge, die bis zu 90 % niedriger liegen als die original berechneten). Entsprechend führt der nicht berücksichtigte C-Faktor zur Abwertung (Note 5). Eine weitere übertriebene Vereinfachung bei MOBINEG ist, dass der Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht, für das gesamte EZG mit einem pauschalen Wert festgelegt ist. Dies wurde ebenso mit 5 bewertet wie die, übrigens bei allen Modellen, fehlende Einschätzung, inwieweit ein ermittelter Bodenabtrag überhaupt ein Gewässer erreichen kann (Anbindung der erosiven Flächen an die Gewässer).

Insgesamt ist der Ansatz von MOBINEG zur Ermittlung der erosiven Nährstoffeinträge aus den genannten Gründen zu stark vereinfacht, so dass kaum mit einer realistischen Abbildung der erosiven Einträge gerechnet werden kann.

**STOFFBILANZ:** Die N- und P-Einträge werden prinzipiell gleich ermittelt. Es wird die Erosion von Acker und Wald berechnet. Eng angelehnt an die ABAG wird der Bodenabtrag nach MARKS ET AL. (1992) berechnet. Hierbei werden anstelle differenzierter C-Faktoren lediglich stark vereinfachte Nutzungsfaktoren (feste Werte nach Landnutzung) verwendet; dies wird als nicht zufriedenstellend angesehen. Nicht plausibel ist die modellinterne Berücksichtigung der Hangneigung (den Hangneigungsklassen werden feste Bodenabträge zugeordnet): Sie wird pro Raster aus einem DGM abgeleitet, entsprechend wird die ermittelte Neigung mit steigender Rastergröße bei inhomogenen Höhenverhältnissen ungenauer. Dies hat z.B. im EZG der Oberen Werre (Hügelland) zu einer deutlichen Überschätzung und in den EZG der Ilmenau und der Uecker (Nord- bzw. Nordostdeutsches Flachland) zu einer ebenso starken Unterschätzung der Erosionseinträge geführt. Bezüglich der mit steigender Rastergröße verbundenen Informationsnivellierung wurden parallel zu dieser Arbeit Emissionsmodellierungen mit STOFFBILANZ im EZG der Ilmenau mit den Rastergrößen von 5 ha und 14,44 ha durchgeführt. Es ergab sich eine klare Diskrepanz zwischen den Ergebnissen im Bodenabtrag (HARTMANN & SCHOPPE, 2003). Weiterhin fehlt auch hier die Berücksichtigung der Anbindung erosiver Flächen an ein Gewässer. Eleganter als bei den anderen Modellen wird hier dagegen der Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht, über einen prozentualen Anstieg mit zunehmender Hangneigung(-sklasse) abgeschätzt. Dies führt entsprechend zu einer Aufwertung.

Insgesamt weist der Ansatz von STOFFBILANZ zur Quantifizierung der erosiven Nährstoffeinträge vor allem aufgrund des stark vereinfachten Nutzungsfaktors und insbesondere wegen des mit steigender Rastergröße zunehmenden Informationsverlustes der berücksichtigten Hangneigung Defizite auf. Hierdurch kann es zu einer erheblichen Fehleinschätzung der erosiven Einträge kommen.

**MODIFFUS:** Es wird die Erosion von Acker sowie die „natürliche“ Erosion berechnet. Die N- und P-Einträge werden jeweils nach einem identischen Ansatz ermittelt. Der Ansatz für die Erosion von Acker ist größtenteils an die ABAG angelehnt, allerdings müssen modellintern nach Hangneigungsklassen differenzierte Bodenabträge vorgegeben werden, die anschließend mit den Faktoren der ABAG standorttypisch angepasst werden. Im Gegensatz zu den vorgenannten Modellen wird ein gemeindespezifischer C-Faktor berücksichtigt. Zur Abwertung führen die fehlende Berücksichtigung der Anbindung erosiver Flächen an ein Gewässer, die Vereinfachung bei der Ermittlung des ER sowie die stark schematisierte Berücksichtigung des Bodenrückhaltes. Bei der Kalkulation der „natürlichen“ Erosion wird der Bodenabtrag - sehr stark vereinfachend - nur über die Niederschlagsituation (R-Faktor) ermittelt. Entsprechend wird dieser Eintragspfad weitaus schlechter bewertet.

Insgesamt zeigt der Ansatz zur Ermittlung der erosiven Nährstoffeinträge von MODIFFUS somit ebenfalls Defizite auf - verursacht vor allem durch den vorzuziehenden Bodenabtrag und die zu pauschale Abschätzung des Sedimentrückhaltes -, die die Zuverlässigkeit der quantifizierten erosiven Einträge durchaus in Frage stellen.

**MONERIS:** Es wird nur die Erosion von Acker berechnet. Ähnlich wie bei MOBINEG wird als Ausgangspunkt eine externe Bodenabtragskarte verwendet. Solange uneinheitliche Datengrundlagen (verschiedene Maßstabsebenen, leicht variierende Methodiken) verwendet werden, ist dieser Ansatz durchaus problematisch. Dennoch wurde der Berechnungsansatz insgesamt relativ zufriedenstellend bewertet, da u.a. eine Berücksichtigung gemeindespezifi-

scher C-Faktoren erfolgt. Wie bei allen Modellen ist auch hier die fehlende Berücksichtigung der konkreten räumlichen Anbindung erosiver Flächen an ein Gewässer unbefriedigend. Allerdings wird mittels einer empirischen Formel in Abhängigkeit des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) und der mittleren Hangneigung (ermittelt anhand eines DGM 1000) pro TEZG ein Sedimenteintragsverhältnis (SDR) berechnet; diese Angabe einer mittleren am Eintragsgeschehen beteiligten LNF dient zur Ermittlung des Anteils des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht. Somit erlaubt das SDR keine Aussage darüber, von welchen Ackerflächen tatsächlich ein erosiver Eintrag zu erwarten ist.

Im Gegensatz zu den drei anderen Modellen unterscheiden sich die Berechnungsansätze für die N- und P-Einträge: für P wird ein langjähriger Überschuss im Boden berücksichtigt; dies erscheint sehr plausibel und führt daher zu einer Aufwertung im Vergleich zu den anderen Modellen, die diesen Umstand so nicht direkt beachten.

Insgesamt hat die Plausibilitätsprüfung der Berechnungsansätze der 4 Modelle für die erosiven Nährstoffeinträge Folgendes ergeben:

Die von MOBINEG und STOFFBILANZ verwendeten Ansätze zur Quantifizierung erosiver Nährstoffeinträge führen zu erheblichen Fehleinschätzungen der Eintragungssituation. Wird bei MOBINEG der C-Faktor nachträglich berücksichtigt, was unbedingt erforderlich ist, so sind die erzielten Ergebnisse weitaus realistischer. Jedoch führt auch dann der vereinfachend als pauschal angenommene Sedimentrückhalt dazu, dass die erosiven Einträge wahrscheinlich nicht zutreffend abgebildet werden.

Die vermutlich realistischsten Ergebnisse werden mit MODIFFUS (s. oben wegen der Problematik zum Bodenabtrag) und MONERIS erzielt. Dabei erscheint der Ansatz von MONERIS insgesamt plausibler als der von MODIFFUS, vor allem aufgrund der differenzierteren Annahmen zum Sedimentrückhalt und zum Anreicherungsverhältnis.

#### **6.2.4 Sickerwasser**

Der Eintragungspfad Sickerwasser ist insbesondere für die diffusen Stickstoffeinträge von großer, oftmals dominanter Bedeutung. Entsprechend wird er bei der Plausibilitätsprüfung für Stickstoff mit insgesamt 60 % gewichtet (vgl. Tab. 78). Für Phosphor ist dieser Eintragungspfad, sofern ein erhöhter Einfluss erosiver Einträge vorliegt, von eher geringer Bedeutung; seine Wichtung beträgt 30 %.

Bedeutende Stickstoffeinträge über Sickerwasser sind vor allem von der LN Acker, aber auch von den LN Grünland und Wald zu erwarten. Entsprechend finden diese 3 LN Berücksichtigung bei der Bewertung. Die entscheidenden Berechnungsschritte zur Ermittlung der N-Einträge über Sickerwasser sind bei den Modellen der N-Bilanzüberschuss und/oder die Nitratauswaschung sowie der Denitrifikationsverlust (die Noten hierfür sind Tab. A 16 zu entnehmen).

Die abschließende Bewertung der Modelle für die Stickstoffeinträge über den Pfad Sickerwasser ist inklusive der Wichtungen für die verschiedenen LN in Tab. 78 dargestellt.

Die Ursachen für die unterschiedlichen Bewertungen wurden in Kap. 5.1 für die Denitrifikationsansätze und in den Kapiteln 5.2.1.1, 5.3.1 und 5.4.1 für die einzelnen LN diskutiert.

Tab. 78: Bewertung des Eintragspfades Sickerwasser (Stickstoff) für die 4 Modelle

Stickstoff	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	40	--	-	-	o
Grünland	15	--	-	-	-
Wald	5	--	-	-	-
<b>Sickerwasser</b>	<b>60</b>	<b>--</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

Im Folgenden werden für die einzelnen Modelle Erläuterungen für die Bewertung zusammengefasst dargelegt. Die Hintergründe für hierfür sind den genannten Kapiteln in der Diskussion zu entnehmen.

**MOBINEG:** Für die LN Acker wird ein N-Bilanzüberschuss ermittelt. MOBINEG überschätzt jedoch die Gesamtdüngemenge, da für das Bilanzglied mineralische Düngung die (Gesamt-) Düngung nach Düngeverordnung angesetzt wird. Hinzu kommen dann noch Wirtschaftsdünger und organische Dünger; diese Anteile werden plausibel ermittelt, sollten jedoch eigentlich von den Angaben aus der Düngeverordnung abgezogen werden. Dieser Bilanzierungsansatz von MOBINEG wurde daher abgewertet. Für die LN Grünland wird von einer festen Nitrat- auswaschung ausgegangen, die lediglich in Abhängigkeit des Viehbesatzes leicht modifiziert wird, für die LN Wald gilt eine immer identische Nitratauswaschung. Da zudem der berücksichtigte Denitrifikationsverlust für den Grundwasser- und Zwischenabfluss mit festen Raten belegt ist, sind die Ansätze insgesamt viel zu stark vereinfacht: Wichtige Bodenparameter wie Bodenart und Vernässung, aber auch die Grundwasserverweilzeit, die einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartenden N-Einträge über Sickerwasser ausüben, bleiben unberücksichtigt. All diese Punkte führen zu Abwertungen.

Insgesamt berücksichtigt MOBINEG bei den Berechnungsansätzen zur Ermittlung der N-Einträge über den Pfad Sickerwasser bei den Prozessen, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages ausüben, viel zu wenig oder gar keine Abhängigkeiten, die die unterschiedliche Eintragssituation in verschiedenen Naturräumen abzubilden vermögen. Folglich kann die Spannweite möglicher Ergebnisse von MOBINEG nicht wiedergegeben werden. Daher sind auch die Summen der berechneten Einträge fragwürdig. Die Berechnungsansätze für den Pfad Sickerwasser sind insgesamt unbefriedigend.

**STOFFBILANZ:** Die Nitratauswaschung für die LN Acker und Grünland wird nach einem Ansatz berechnet, der die entscheidenden Terme einer N-Flächenbilanz sowie landnutzungsspezifische Faktoren berücksichtigt. Für die LN Wald wird entweder die doppelte Deposition als Nitratauswaschung angenommen, oder es wird optional ein Ansatz gewählt, der die Nitratauswaschung differenziert für Laub- und Nadelwälder nach dem „Critical-Load“-Konzept berechnet. Diese Ansätze sind insgesamt plausibel. Zur Abwertung führt dagegen, dass, ebenso wie bei MOBINEG und MODIFFUS, die Grundwasserverweilzeit bei der Ermittlung der N-Einträge nicht berücksichtigt wird. Liegt sie deutlich über mehreren Jahren, ist nicht die aktuelle N-Bilanz des Untersuchungszeitraumes maßgeblich für die Einträge verantwortlich, sondern der Bilanzzeitraum, der der GW-Verweilzeit entspricht.

Der Denitrifikationsansatz von STOFFBILANZ beruht auf einer Michaelis-Menten-Kinetik und berücksichtigt wichtige Abhängigkeiten wie Bodentyp und Nitratkonzentration, die einen maßgeblichen Einfluss auf den zu erwartenden Denitrifikationsverlust ausüben. Allerdings wird er gleichermaßen für den langsam und schnell abfließenden Grundwasser- und Zwi-

schenabfluss verwendet, obwohl die Aufenthaltszeit sehr wohl einen großen Einfluss auf den Umsatz ausübt. Ferner berücksichtigt STOFFBILANZ keinen weiteren Nitratabbau im Grundwasser. Hierdurch kann der im Lockergesteinsbereich auf den Nitratabbau oftmals dominierende Einfluss reduzierter Aquifere nicht abgebildet werden. Beide Aspekte werden entsprechend abgewertet.

Insgesamt berücksichtigt STOFFBILANZ bei den Berechnungsansätzen zur Ermittlung der N-Einträge über den Pfad Sickerwasser wichtige landnutzungs- und standortspezifische Abhängigkeiten, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages ausüben. Dies gilt vor allem für den Festgestein- und Übergangsbereich. Hier ermöglichen es die Modellansätze weitgehend, die Spannweite der zu erwartenden Ergebnisse wiederzugeben. Insbesondere aber den Einfluss reduzierter Aquifere (s.o.) vermag STOFFBILANZ nicht abzubilden, so dass unter solchen Bedingungen im Lockergesteinsbereich mit erheblichen Fehleinschätzungen der N-Einträge über Grundwasser gerechnet werden muss.

**MODIFFUS:** Im Gegensatz zu den anderen Modellen wird in MODIFFUS keine N-Flächenbilanz berechnet. Stattdessen wird anhand einer Nitratmatrix die Nitratauswaschung von Ackerflächen ermittelt. Hierbei wird basierend auf umfangreichen Messungen (Lysimeter) jeder Fruchtfolge eine mittlere Nitratfracht zugeordnet, die anschließend in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse und weiterer Einflüsse noch modifiziert wird. Dieses Vorgehen bietet den Vorteil, von den nur unzureichend vorliegenden Düngeangaben unabhängig zu sein und relativ kleinräumig spezifische Frachten ermitteln zu können. Dieser an sich gute Ansatz wurde allerdings abgewertet, da die Übertragbarkeit der zugrunde liegenden Lysimeterdaten (in der Schweiz erhoben) auf die unterschiedlichsten Naturräume zumindest fragwürdig ist (vergleichbare Daten liegen für Deutschland nicht ausreichend vor). Für die LN Grünland und Wald werden zunächst feste Ausgangswerte für die Nitratauswaschung angenommen. Sie werden anschließend anhand standortspezifischer Faktoren modifiziert.

Abgesehen von der Unklarheit über die Gültigkeit der Nitratmatrix für die Untersuchungsgebiete sind die Ansätze bis hierher als überwiegend plausibel anzusehen. Differenzierter und kleinräumiger als bei den anderen Modellen werden bei MODIFFUS spezifische Standorteigenschaften berücksichtigt. Hierdurch kann grundsätzlich die unterschiedliche Eintragungssituation in verschiedenen Naturräumen abgebildet werden.

Die Denitrifikationsverluste werden bei MODIFFUS in Abhängigkeit der Bodentypen und des Vernässungsgrades mit festen prozentualen Werten für verschiedene Bodentypenklassen berücksichtigt. Hierdurch wird eine lineare Abhängigkeit des Nitratabbaus von der Nitratkonzentration vorausgesetzt; dies entspricht jedoch nicht der Realität (weitaus realitätsnäher ist die Annahme einer Michaelis-Menten-Kinetik wie bei STOFFBILANZ). Weiterhin ist es als problematisch anzusehen, dass die prozentualen Denitrifikationsverluste prinzipiell vom Anwender für jedes Untersuchungsgebiet angepasst werden müssen. Dies schränkt die Übertragbarkeit des Modells auf unterschiedliche Naturräume erheblich ein. Wie bereits bei MOBINEG und STOFFBILANZ wird auch bei MODIFFUS kein weiterer Nitratabbau im Aquifer berücksichtigt (Problematik s.o.).

Insgesamt berücksichtigen die in MODIFFUS etablierten Berechnungsansätze zur Ermittlung der N-Einträge über den Pfad Sickerwasser viele wichtige landnutzungs- und standortspezifische Abhängigkeiten, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages ausüben. Allerdings schränkt vor allem die nicht zufriedenstellende Abbildung des Denitrifika-

tionsverlustes, insbesondere in Gebieten mit reduzierten Aquiferen, die Zuverlässigkeit der berechneten N-Einträge über diesen Pfad ein.

**MONERIS:** Es wird pro Betrachtungsgebiet bzw. TEZG ein N-Bilanzüberschuss für die landwirtschaftliche Nutzfläche (Acker- und Grünland) berechnet. Hierbei wird im Gegensatz zu den anderen Modellen bei Grundwasserverweilzeiten größer als 5 Jahren der mittlere Überschuss des entsprechenden Zeitraumes, der maßgeblich für die aktuelle Nitratkonzentration im Grundwasser verantwortlich ist, berücksichtigt. Für die LN Wald wird stark vereinfacht die N-Deposition als Eintrag in den Boden angenommen.

Der Denitrifikationsverlust wird für die Bodenzone und ggf. für den Grundwasserleiter in Abhängigkeit der vorliegenden hydrogeologischen Bedingungen und der Nitratkonzentration im Sickerwasser in einem Ansatz für die gesamte grundwasserwirksame Fläche jedes Betrachtungsgebietes berechnet. Da modellintern kein Zwischenabfluss separiert wird, gilt dieser Nitratabbau für das gesamte Sickerwasser, unabhängig davon, welcher Anteil schnell abfließt und somit einen geringeren Denitrifikationsverlust erwarten lässt. Hierdurch kann dieser Verlust ggf. überschätzt werden.

Insgesamt berücksichtigt MONERIS zur Ermittlung der N-Einträge über den Pfad Sickerwasser, wenn auch in größerer Auflösung als die anderen Modelle, wichtige standortspezifische Abhängigkeiten, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages ausüben. Als einziges Modell vermag es MONERIS, die sehr unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen im Grundwasserleiter näherungsweise abzubilden. Der Abgleich mit den  $\text{NO}_3$ -N-Konzentrationen im Grundwasser in den Untersuchungsgebieten zeigt, dass MONERIS diese Konzentrationen und somit auch die N-Einträge über Sickerwasser am plausibelsten berechnet.

Phosphoreinträge über Sickerwasser sind vor allem von den LN Acker, Grünland und Wald zu erwarten. Entsprechend finden diese 3 LN Berücksichtigung bei der Bewertung.

Die abschließende Bewertung der Modelle für die Phosphoreinträge über den Pfad Sickerwasser ist inklusive der Wichtungen für die verschiedenen LN Tab. 79 zu entnehmen.

Die Ursachen für die unterschiedlichen Bewertungen wurden in den Kapiteln 5.2.2.2, 5.3.2 und 5.4.2 für die einzelnen LN diskutiert.

Die folgende Tabelle zeigt ausgewählte Teilergebnisse der Bewertungsmatrix.

Tab. 79: Bewertung des Eintragspfades Sickerwasser (Phosphor) für die 4 Modelle

Stickstoff	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	15	--	-	-	o
Grünland	10	-	--	o	o
Wald	5	--	-	o	-
<b>Sickerwasser</b>	<b>30</b>	--	-	-	-

Im Folgenden werden für die einzelnen Modelle Erläuterungen für die Bewertung zusammengefasst dargelegt. Die Hintergründe für die Bewertungen sind den genannten Kapiteln in der Diskussion zu entnehmen.

**MOBINEG:** Es wird pro LN ein fester P-Eintrag angenommen. Standortbedingte Unterschiede des P-Eintragsverhaltens bleiben völlig unberücksichtigt. In den Berechnungsansätzen sind keine Abhängigkeiten enthalten, die die Eintragssituation in unterschiedlichen Natur-

räumen abbilden können. Insbesondere für Ackerflächen wird zudem der P-Eintrag wahrscheinlich deutlich unterschätzt.

Insgesamt sind die Berechnungsansätze von MOBINEG nicht dazu geeignet, die P-Einträge über den Pfad Sickerwasser zuverlässig zu ermitteln.

**STOFFBILANZ:** Für die LN Acker werden in Abhängigkeit der Bodenart 2 verschiedene P-Eintragskonzentrationen für das Grundwasser und eine feste Konzentration für den Zwischenabfluss angenommen, für die LN Wald wird jeweils eine feste Konzentration angesetzt. P-Einträge von der LN Grünland über Sickerwasser werden nicht separat berechnet. Hier werden die P-Einträge lediglich summarisch für alle Eintragspfade in Abhängigkeit der Hangneigung angenommen.

Insgesamt sind auch die Berechnungsansätze von STOFFBILANZ stark vereinfacht. Standortsspezifische Einflüsse auf das Eintragsverhalten werden kaum berücksichtigt.

**MODIFFUS:** Die Ermittlung der P-Einträge über Sickerwasser beginnt für jede LN zunächst mit einem festen Ausgangswert der P-Auswaschung. Dieser wird anschließend anhand verschiedener standorttypischer Faktoren (u.a. Auswaschungsrisiko, P-Bilanzüberschuss, P-Anreicherung) angepasst. Diese Berechnungsansätze erlauben es somit, eine große Breite an möglichen P-Konzentrationen im Sickerwasser abzubilden. Die in der Literatur beschriebenen z.T. sehr hohen P-Einträge aus Hochmooren vermag MODIFFUS nicht zu berücksichtigen.

Dennoch zeichnet sich MODIFFUS insgesamt dadurch aus, dass, im Gegensatz zu den anderen Modellen, weitaus differenzierter und kleinräumiger standortbedingte Einflüsse auf die P-Konzentration im Sickerwasser Berücksichtigung finden. Dadurch kann die Spannweite möglicher Ergebnisse weitgehend wiedergegeben werden.

**MONERIS:** Die P-Einträge über Sickerwasser werden für die LN Acker und Grünland über feste Konzentrationen für insgesamt 4 Bodenarten berechnet. Im Gegensatz zu den anderen Modellen finden hier auch sehr hohe Konzentrationen aus Hochmooren Berücksichtigung. Für die LN Wald wird vereinfachend von einer festen Konzentration ausgegangen. Weitere Bodenstandorteigenschaften, die das P-Eintragsverhalten beeinflussen, bleiben für alle LN unberücksichtigt. Zusätzlich ist in MONERIS ein Ansatz etabliert, der das spezifische Eintragsverhalten anaerober Grundwasserleiter durch nachträgliche Erhöhung der ermittelten P-Konzentration widerspiegeln soll.

Insgesamt erlauben es die Berechnungsansätze von MONERIS grundsätzlich, die Variationsbreite möglicher P-Einträge über den Pfad Grundwasser abzubilden. Allerdings bleiben standortbedingte Einflüsse auf die P-Einträge, wie sie bei MODIFFUS etabliert sind, weitgehend unberücksichtigt.

### 6.2.5 Dränabfluss

Der Eintragspfad Dränage kann insbesondere für die diffusen Stickstoffeinträge von großer Bedeutung sein. Er wird bei der Plausibilitätsprüfung für Stickstoff mit insgesamt 20 % gewichtet (vgl. Tab. 80). Für Phosphor ist dieser Eintragspfad, vor allem in EZG, in denen starke erosive Einträge auftreten, von eher geringer Bedeutung; seine Wichtung beträgt 15 %.

Bedeutende Stickstoffeinträge über Dränage sind vor allem von der LN Acker, daneben aber auch von der LN Grünland zu erwarten. Entsprechend finden diese beiden LN Berücksichtigung bei der Bewertung. Die entscheidenden Berechnungsschritte zur Ermittlung der N-Einträge über Dränage sind bei den Modellen der N-Bilanzüberschuss und/oder die Nitrat- auswaschung, der Denitrifikationsverlust und die Zuordnung der Dränflächen (die Noten hierfür sind Tab. A 16 zu entnehmen).

Die abschließende Bewertung der Modelle für die Stickstoffeinträge über den Pfad Dränage ist inklusive der Wichtungen für die beiden LN in Tab. 80 dargestellt.

Die Ursachen für die unterschiedlichen Bewertungen wurden in Kap. 5.1 für die Denitrifikationsansätze und in den Kapiteln 5.2.1.2 und 5.3.1 für die LN diskutiert.

Tab. 80: Bewertung des Eintragspfades Dränage (Stickstoff) für die 4 Modelle

Stickstoff	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	15	--	-	-	o
Grünland	5	--	-	-	--
<b>Dränage</b>	<b>20</b>	--	-	-	-

Im Folgenden werden für die einzelnen Modelle Erläuterungen für die Bewertung zusammengefasst dargelegt. Die Hintergründe für diese Bewertungen sind den genannten Kapiteln in der Diskussion zu entnehmen.

**MOBINEG:** Ausgangspunkt für die Berechnung der Stickstoffeinträge über Dränage sind die ermittelten Nitrat- auswaschungen für die LN. Der Anteil hiervon, der über Dränage abfließt, ist für alle Flächen identisch und wird unterschätzt. Der Rückhalt durch Denitrifikation ist mit einem festen Wert belegt, wodurch die zu erwartende Schwankungsbreite des Denitrifikationsverlustes, verursacht durch verschiedene Bodenverhältnisse, nicht abzubilden ist. Eine modellinterne Ableitung und räumliche Zuteilung von Dränflächen auf Basis von Standortbedingungen wird nicht berücksichtigt. Stattdessen wird die angenommene Dränfläche gleichförmig auf alle landwirtschaftlichen Nutzflächen verteilt.

Insgesamt sind die Berechnungsansätze bei MOBINEG zu stark vereinfacht und überhaupt nicht differenziert. All diese Punkte führen zu Abwertungen.

Als Folge dieser Vereinfachungen ist es unwahrscheinlich, dass mit MOBINEG die N-Einträge über Dränage in der richtigen Größenordnung ermittelt werden.

**STOFFBILANZ:** Der Anteil des N-Bilanzüberschusses, der über Dränage abfließt, ist direkt abhängig von der Wasserbilanz pro Teilfläche. Letztere wird nach einem plausiblen Ansatz berechnet. Allerdings wird der Rückhalt durch Denitrifikation identisch zum Grundwasser festgelegt, wodurch er hier wahrscheinlich überschätzt wird und zudem alle unterirdischen Abflusskomponenten die exakt gleiche Konzentration aufweisen. Dies ist nicht plausibel und wird an dieser Stelle abgewertet. Der Dränanteil und seine räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet kann von STOFFBILANZ, im Gegensatz zu MOBINEG, modellintern auf Basis des Hydromorphiegrades abgeleitet werden. Zur Abwertung führt, dass STOFFBILANZ modellintern auch in Wäldern Dränflächen annimmt.

Insgesamt sind die Berechnungsansätze von STOFFBILANZ zur Ermittlung der N-Einträge über Dränage, abgesehen von der Berücksichtigung des Denitrifikationsverlustes, weitgehend plausibel. Aus den genannten Gründen werden die N-Einträge jedoch unterschätzt.



**MODIFFUS:** Die Ermittlung der Nitratauswaschung über den Dränabfluss erfolgt prinzipiell analog zum Sickerwasserpfad unter Berücksichtigung verschiedener standorttypischer Bedingungen, die Auswaschung wird jedoch etwas erhöht. Der Denitrifikationsverlust wird weit aus geringer als beim Sickerwasser angesetzt, was aufgrund des erheblich schnelleren Abflusses plausibel ist. Differenziert wird er nach Standorteigenschaften, allerdings sind auch hier, wie beim Sickerwasser, die Raten für die einzelnen Bodentypenklassen ggf. vom Anwender anzupassen. Im übrigen gelten hier für die Plausibilität des Denitrifikationsansatzes und der Nitratmatrix, die die Basis für die N-Auswaschung unter Ackerflächen darstellt, die gleichen Einschränkungen wie beim Sickerwasserpfad.

Die Zuweisung der Dränflächen erfolgt plausibel u.a. anhand des Vernässungsgrades und der Hangneigung. Die Höhe des Dränabflusses kann mit dem gewählten Ansatz nicht für alle Regionen abgebildet werden.

Insgesamt erlauben es die Berechnungsansätze von MODIFFUS zur Ermittlung der N-Einträge über den Pfad Dränage eine hohe Variabilität möglicher Einträge abzubilden, da viele wichtige landnutzungs- und standortspezifische Abhängigkeiten, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages ausüben, berücksichtigt werden.

**MONERIS:** N-Einträge über Dränagen werden nur für Ackerflächen berechnet, der Eintragspfad von Grünland wird nicht berücksichtigt (führt zur Abwertung). Der N-Überschuss wird genau wie bei undrännierten Flächen berechnet. Der Ansatz für den Denitrifikationsverlust berücksichtigt, im Gegensatz zu dem für Grundwasser, nur den Nitratabbau in der durchwurzelten Bodenzone. Allerdings basiert er nur auf der Nitratkonzentration, so dass wichtige standortbedingte Einflüsse auf die Umsatzrate unberücksichtigt bleiben. Folglich vermag es dieser Ansatz nicht, diese lokalen Abhängigkeiten auf den Denitrifikationsverlust abzubilden. Im Gegensatz zu den anderen Modellen und im Widerspruch zu diversen Untersuchungen (s. Kap. 5.2.1.2) wird für gedränte Flächen angenommen, dass immer das gesamte Sickerwasser über Dränagen abfließt. Daher wird wahrscheinlich in Gebieten, in denen zumindest ein Teil des Sickerwassers dem Grundwasserabfluss zuzurechnen ist, der Eintrag über Dränage überschätzt. Eine modellinterne Ableitung von Dränflächen ist nicht etabliert.

Insgesamt vermag es nur der Ansatz von MONERIS, trotz der genannten Einschränkungen, sehr hohe N-Einträge über Dränage, wie sie z.B. im EZG der Uecker zu erwarten sind, in einer realistischen Größenordnung abzubilden.

Auch Phosphoreinträge über den Pfad Dränage sind vor allem von den LN Acker und Grünland zu erwarten. Entsprechend finden diese beiden LN Berücksichtigung bei der Bewertung. Die abschließende Bewertung der Modelle für die Phosphoreinträge über den Pfad Dränage ist inklusive der Wichtungen für die LN Tab. 81 zu entnehmen.

Die Ursachen für die unterschiedlichen Bewertungen wurden in den Kapiteln 5.2.2.1 und 5.3.2 diskutiert.

Die folgende Tabelle zeigt ausgewählte Teilergebnisse der Bewertungsmatrix.

Tab. 81: Bewertung des Eintragspfades Dränage (Phosphor) für die 4 Modelle

Phosphor	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker	10	--	-	o	o
Grünland	5	--	--	o	--
<b>Dränage</b>	<b>15</b>	--	-	<b>o</b>	-

Im Folgenden werden für die einzelnen Modelle Erläuterungen für die Bewertung zusammengefasst dargelegt. Die Hintergründe für diese Bewertungen sind den genannten Kapiteln in der Diskussion zu entnehmen.

**MOBINEG:** Die P-Einträge über Dränage werden prinzipiell wie beim Sickerwasserpfad berechnet. Der pro LN feste P-Eintrag entspricht dem Anteil, der bei undränierten Flächen über den Zwischenabfluss angenommen wird. Standortbedingte Unterschiede des P-Eintragsverhaltens bleiben somit auch hier völlig unberücksichtigt. In den Berechnungsansätzen sind erneut keine Abhängigkeiten enthalten, die die Eintragsituation in unterschiedlichen Naturräumen abbilden können. Insbesondere für Ackerflächen wird zudem auch der P-Eintrag über Dränage wahrscheinlich deutlich unterschätzt. Eine räumliche Zuordnung von Dränflächen erfolgt nicht.

Insgesamt sind die Berechnungsansätze von MOBINEG weder dazu geeignet, die P-Einträge über den Pfad Dränage zuverlässig zu ermitteln noch sie räumlich zuzuordnen.

**STOFFBILANZ:** Die P-Einträge über Dränage werden sehr vereinfacht kalkuliert, indem lediglich für die LN Acker nach Bodenart 2 verschiedene Konzentrationen angesetzt werden. P-Einträge von der LN Grünland über Dränage werden nicht separat berechnet. Hier werden die P-Einträge nur summarisch für alle Eintragspfade in Abhängigkeit der Hangneigung angenommen. Die Zuordnung der Dränflächen und die direkte Kopplung der Austräge an die Wasserbilanz ist weitgehend plausibel.

Insgesamt sind auch die Berechnungsansätze von STOFFBILANZ zu stark vereinfacht. Standortspezifische Einflüsse auf das Eintragsverhalten werden kaum berücksichtigt, wodurch nicht die gesamte Spannweite möglicher Einträge abgebildet werden kann.

**MODIFFUS:** Als einziges Modell berücksichtigt MODIFFUS verschiedene standorttypische Bedingungen zur Berechnung der P-Konzentration im Dränageabfluss. Der Berechnungsansatz entspricht weitgehend dem, der auch zur Ermittlung der P-Einträge über Sickerwasser Verwendung findet. Hauptunterschied ist, dass die zu erwartende höhere P-Konzentration im Dränageabfluss zusätzlich durch einen festen Faktor berücksichtigt wird. Diese Berechnungsansätze erlauben es somit, eine große Variation an möglichen P-Konzentrationen im Dränageabfluss abzubilden. Lediglich die in der Literatur beschriebenen z.T. sehr hohen P-Einträge aus Hochmooren vermag MODIFFUS nicht zu berücksichtigen.

Dennoch zeichnet sich MODIFFUS insgesamt dadurch aus, dass, im Gegensatz zu den anderen Modellen, weitaus differenzierter und kleinräumiger standortbedingte Einflüsse auf die P-Konzentration im Dränageabfluss abgebildet werden. Dadurch kann die Spannweite möglicher Ergebnisse weitgehend wiedergegeben werden.

**MONERIS:** Die P-Einträge über Dränage werden nur für die LN Acker über feste Konzentrationen für insgesamt 4 Bodenarten berechnet. Im Gegensatz zu den anderen Modellen werden hier auch sehr hohe Konzentrationen aus Hochmooren berücksichtigt. Weitere Bodeneigenschaften, die das P-Eintragsverhalten beeinflussen, bleiben unberücksichtigt. Insgesamt erlaubt es der Berechnungsansatz von MONERIS grundsätzlich, die Variationsbreite möglicher P-Einträge über den Pfad Dränage abzubilden. Allerdings bleiben standortbedingte Einflüsse auf die P-Einträge, wie sie bei MODIFFUS etabliert sind, weitgehend unberücksichtigt.

### 6.2.6 Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Eintragspfade der 4 Modelle in der Übersicht

Die beiden folgenden Tabellen dokumentieren die Ergebnisse der Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Eintragspfade für alle 4 Modelle. Dies erfolgt getrennt für Stickstoff und Phosphor.

Die verschiedenen Eintragspfade werden in den Tabellen jeweils in der Reihenfolge ihrer Bedeutung - abnehmend von oben nach unten - für die gesamten diffusen Nährstoffeinträge aufgelistet.

Tab. 82: Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Stickstoff-Eintragspfade der 4 Modelle und Angabe ihrer absoluten Wichtigung (= prozentualer Anteil an der Gesamtbewertung)

Stickstoff	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker, SW	16	--	-	-	o
Acker, Drainage	6	--	-	-	o
Grünland, SW	6	--	-	-	-
Acker, Erosion	4,8	--	-	-	o
Grünland, Drainage	2	--	-	-	--
Wald, SW	2	--	-	-	-
sonstige Erosion	1,2	--	-	--	--
Direkteinträge	1	-	-	o	-
Abschwemmung	1	--	o	o	o
<b>Plausibilität</b>	<b>40</b>	--	-	-	-

Tab. 83: Bewertung der Plausibilität der Berechnungsansätze für die diffusen Phosphor-Eintragspfade der 4 Modelle und Angabe ihrer absoluten Wichtigung (= prozentualer Anteil an der Gesamtbewertung)

Phosphor	Wichtung [%]	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Acker, Erosion	18	--	-	-	o
Acker, SW	6	--	-	-	o
Acker, Drainage	4	--	-	o	o
Grünland, SW	4	-	-	o	o
Grünland, Drainage	2	--	--	o	--
Wald, SW	2	--	-	o	-
sonstige Erosion	2	--	-	--	--
Direkteinträge	1	-	-	o	-
Abschwemmung	1	--	o	o	o
<b>Plausibilität</b>	<b>40</b>	--	--	-	-

Diese Übersicht zeigt, dass keines der 4 Modelle über zufriedenstellende Berechnungsansätze für alle diffusen Eintragspfade verfügt. Allerdings wird deutlich, dass als einziges Modell MONERIS vor allem die bedeutenden Eintragspfade weitgehend zufriedenstellend abbildet.

### 6.3 Pegelabgleich

Eine Möglichkeit, die 4 untersuchten Emissionsverfahren anhand ihrer Ergebnisse zu bewerten, liegt in der Bewertung ihrer Prognosegenauigkeit bei der Kalkulation der diffusen Nährstoffeinträge. Hierzu dient ein Vergleich ihrer Ergebnisse - als Immissionen - mit anhand von Güteuntersuchungen am Auslasspegel hochgerechneten Nährstofffrachten.

Ein solcher Vergleich (Pegelabgleich, gewichtet mit 10 % der Gesamtnote) ist jedoch mit verschiedenen Problemen behaftet, die sich vor allem auf die meist nur wenigen Güteuntersuchungen, das zu verwendende Rechenverfahren sowie auf die Berücksichtigung der Retention im Fließgewässersystem und die punktuellen Nährstoffeinträge beziehen (Details hierzu sind Kap. 3.4 zu entnehmen).

Aus den genannten Problematiken ergibt sich, dass der Vergleich der mit den Verfahren ermittelten Nährstoffimmissionen mit den Pegelraten (Tab. 84) nur auf Basis von Größenordnungen geschehen kann; um diesen Vergleich zu vereinheitlichen, wurden die Frachten mit der gleichen Methodik berechnet (OSPAR, 1998). Bewertet werden der direkte Vergleich der Ergebnisse mit den Frachten in den verschiedenen Einzugsgebieten (für N und P jeweils die Gesamtfracht und der gelöste Anteil für die EZG der Ilmenau, der Uecker und der Jahna<sup>6</sup>; für das EZG der Oberen Werre lagen für  $P_{ges}$  keine Daten vor) und die Berechnungsansätze für die Retention. Für den Parameter Stickstoff wurde zusätzlich das Kriterium  $NO_3$ -N-Konzentration im Grundwasser herangezogen (Vergleich der Modellergebnisse für den Grundwasserpfad mit der mittleren  $NO_3$ -N-Konzentration im Vorfluter bei geringen Abflüssen und Temperaturen unter 10 °C als Maß für die tatsächliche  $NO_3$ -N-Konzentration im Grundwasser).

Hierbei werden folgende Bewertungsgrundlagen herangezogen:

Kriterium für die Notenvergabe für den Bereich Pegelabgleich und ggf.  $NO_3$ -N im Grundwasser ist die prozentuale Abweichung von der mittleren hochgerechneten Fracht bzw. Konzentration. Um den oben genannten Schwierigkeiten für diesen Abgleich gerecht zu werden, wurden die Spannweiten der Abweichung für die einzelnen Noten relativ groß gewählt:

Note 1:	0 - 15 %,
Note 2:	> 15 - 30 %,
Note 3:	> 30 - 45 %,
Note 4:	> 45 - 60 %,
Note 5:	> 60 %.

Für die Bewertung der Retention wurden folgende Parameter herangezogen:

- ∅ Wird die Retention modellintern überhaupt berücksichtigt (wenn nicht, Note 5),
- ∅ ist die Retention pauschal mit festem Wert belegt (wenn ja, Note 5),
- ∅ wird die Retention variabel ermittelt (wenn ja, mind. Note 4).

<sup>6</sup>: Das EZG der Jahna wurde im Rahmen des federführend von der Universität Hannover durchgeführten LAWA-Projektes „Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche“ (SCHEER ET AL., 2004b) von der Universität Dresden bearbeitet. Die hier berücksichtigten Angaben entstammen dem gleichnamigen Abschlussbericht.

Die Ergebnisse der Bewertung des Pegelabgleichs für die 4 Modelle sind, getrennt für Stickstoff und Phosphor, Tab. 84 zu entnehmen.

Tab. 84: Bewertung des Pegelabgleichs für die 4 Modelle

Pegelabgleich	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
<b>Stickstoff</b>	<b>100</b>	-	-	--	+
N <sub>ges</sub>	35	o	+	o	+
N <sub>gel</sub>	25	o	o	-	+
NO <sub>3</sub> -N-Konz. GW	20	o	--	--	o
Retention	20	--	-	--	o
<b>Phosphor</b>	<b>100</b>	--	-	-	-
P <sub>ges</sub>	50	-	-	-	-
P <sub>gel</sub>	30	-	+	+	o
Retention	20	--	-	--	o

Die Bewertung zeigt, dass insbesondere für Phosphor keines der untersuchten Modelle zufriedenstellende Ergebnisse erzielt; für P<sub>gel</sub> erreichen alle Modelle außer MOBINEG gute bzw. zufriedenstellende, für P<sub>ges</sub> dagegen erzielen alle Modelle nicht zufriedenstellende Noten (vgl. auch Tab. A 17). Beim Frachtvergleich der Stickstoffeinträge ergibt sich ein weitaus ungleichförmigeres Bild: Während für den Parameter N<sub>ges</sub> alle Modelle (MODIFFUS jedoch nur mit Einschränkung) gute bzw. zufriedenstellende Ergebnisse erzielen, zeigt der Abgleich für N<sub>gel</sub> und vor allem für die NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im GW deutliche Unterschiede zwischen den Modellen (vgl. Tab. A 16). MONERIS erreicht bei beiden Parametern die plausibelsten Ergebnisse, MODIFFUS weist dagegen jeweils die größte Abweichung der Frachten bzw. Konzentrationen auf. Die Gesamtnoten für Stickstoff belegen deutlich, dass MONERIS in den Untersuchungsgebieten erstaunlich zuverlässige und die plausibelsten Ergebnisse liefert, während die der anderen Modelle, vor allem bei MODIFFUS, mehr oder weniger deutlich nicht zufriedenstellend und somit problematisch sind.

#### 6.4 Herkunftsanalyse

Ein wichtiges Kriterium zur Bewertung der Modelle ist die Herkunftsanalyse der Nährstoffeinträge und die Möglichkeit zur Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen (gewichtet mit 25 % der Gesamtnote). Unter Herkunftsanalyse ist die Differenzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge nach Pfaden und ihre Zuordnung zu Gebietsinformationen, wie z.B. den unterschiedlichen Landnutzungen, zu verstehen. Weiterhin sollte es möglich sein, Eintragschwerpunkte bzw. Belastungspotenziale in der graphischen Ergebnisdarstellung kleinräumig (sinnvoll) darzustellen. Auf der Basis dieser Informationen können unter Umständen Bewirtschaftungsmaßnahmen abgeleitet werden. Werden diese Bewirtschaftungsmaßnahmen in Bewirtschaftungsszenarien umgesetzt und berechnet, sollte sich eine Eintragsverminderung prognostizieren lassen (Bild 51).

Es sei darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse und Erkenntnisse aus Kap. 4 hier nicht berücksichtigt werden. Der Grund dafür ist, dass die in Kap. 4 vorgestellten Ansätze zur Identifizierung und Bewertung signifikanter Belastungen auf Basis von Modellergebnissen nur exemplarisch für ein EZG erprobt wurden. Daher ist keine ausreichende Datengrundlage für

eine Übertragbarkeit der erzielten Ergebnisse auf andere EZG gegeben. Weiterhin ist zu beachten, dass die Betrachtungen in Kap. 4 auf TEZG-Ebene durchgeführt wurden; die Bewertung der Herkunftsanalyse in diesem Kapitel basiert dagegen auf der Anforderung einer höheren Auflösung der Modellergebnisse.



Bild 51: Herkunftsanalyse und Bewirtschaftungsmaßnahmen (nach SCHEER ET AL., 2004b)

Die Möglichkeit zur Herkunftsanalyse ist somit ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung, ob und in welcher Qualität die Emissionsmodelle für die wasserwirtschaftliche Praxis ein Instrument zur Erfüllung der Anforderungen der WRRL sind.

Als Bewertungskriterien für die Herkunftsanalyse wurden folgende Aspekte herangezogen:

1. Räumlich differenzierte Identifizierung von **Belastungsschwerpunkten** und Zuordnung zu relevanten Eintragspfaden / Nutzung (Wichtung: 25 %).
2. Räumlich differenzierte Identifizierung von **Belastungspotenzialen** und Zuordnung zu relevanten Eintragspfaden / Nutzung (Wichtung: 45 %).
3. Möglichkeit zur Ableitung räumlich differenzierter **Bewirtschaftungsszenarien** (Wichtung: 30 %).

Die Differenzierung bei den Bewertungskriterien 1 und 2 in Belastungsschwerpunkte und Belastungspotenziale mag auf den ersten Blick verwundern. Für eine faire Bewertung der 4 Modelle ist diese Differenzierung jedoch unerlässlich, da nur so die vorhandenen Unterschiede der Modelle herausgearbeitet werden können. Die Gründe hierfür werden im Folgenden dargelegt.

Zunächst soll jedoch der Unterschied zwischen Belastungsschwerpunkt und Belastungspotenzial erläutert werden:

Ein Belastungsschwerpunkt weist eine Flächeneinheit aus, von der tatsächlich eine hohe Belastung ausgeht (betrachtet wird folglich die Immission, d.h. die Nährstoffmenge, die den Fluss erreicht). Um eine solche Fläche zuverlässig zu bestimmen, müssen folgende Anforderungen erfüllt sein:

- Die verwendeten Berechnungsansätze müssen plausibel sein.
- Die Ergebnisvariablen müssen in einer kleinräumigen Auflösung vorliegen.
- Die ermittelten Einträge müssen den verschiedenen Eintragspfaden und den verschiedenen Landnutzungen zugeordnet werden können.
- Die maßgeblichen Eingangsvariablen müssen ebenfalls kleinräumig vorliegen (gleiches Skalenniveau).

Ein hohes Belastungspotenzial dagegen zeigt an, welche Flächeneinheiten aufgrund spezifischer Gebietseigenschaften, wie z.B. LN, Hangneigung oder Denitrifikationsbedingungen, zu hohen Austrägen neigen (betrachtet wird hier folglich die potenzielle Emission).

Tab. 85 zeigt, dass die 4 Modelle bei der Identifizierung von Belastungsschwerpunkten fast gleichförmig abschneiden (nicht zufriedenstellend), während dagegen bei der Identifizierung von Belastungspotenzialen deutliche Unterschiede auftreten.

Tab. 85: Bewertung der Herkunftsanalyse für die 4 Modelle

Herkunftsanalyse	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
<b>Stickstoff</b>	<b>100</b>	<b>--</b>	<b>o</b>	<b>o</b>	<b>--</b>
Belastungsschwerpunkte	25	-	-	-	-
Belastungspotenziale	45	-	o	+	--
Szenarien	30	-	o	o	-
<b>Phosphor</b>	<b>100</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>o</b>	<b>--</b>
Belastungsschwerpunkte	25	-	-	-	-
Belastungspotenziale	45	o	o	+	--
Szenarien	30	-	o	o	-

Verantwortlich hierfür sind folgende Gegebenheiten:

Für die räumlich differenzierte Identifizierung von Belastungsschwerpunkten ist es, gemäß der oben aufgeführten Anforderungen, u.a. erforderlich, dass die maßgeblichen Eingangsvariablen kleinräumig vorliegen. Dies ist, vor allem auch für die Haupteintragspfade (N: unterirdische Pfade, P: meist Erosion), nicht der Fall. Für die unterirdischen N-Einträge ist der N-Bilanzüberschuss die maßgebliche Eingangsgröße; er kann jedoch in einer hinreichenden Genauigkeit nur auf Gemeindelevel (z.T. auch nur auf Kreisebene) ermittelt werden (oft liegen die notwendigen Rohdaten zwar genauer vor, werden von den zuständigen Ämtern aufgrund datenschutzrechtlicher Bestimmungen aber nicht zur Verfügung gestellt). Eine vergleichbare Einschränkung der Eingangsvariablen verhindert auch eine flächenscharfe Abbildung der erosiven P-Einträge: Hier ist es u.a. der C-Faktor, der in aller Regel nur auf Gemeindelevel ermittelt werden kann.

Folglich sind hier bereits wichtige Eingangsdaten, die nicht in der erforderlichen Auflösung vorliegen, für die schlechte Benotung der Modelle verantwortlich. Sie überlagern die anderen Kriterien, da für die Bewertung gilt, dass, sofern ein oder mehrere der oben genannten Kriterien nicht erfüllt sind, bestenfalls mit der Note 4 bewertet werden kann, da eine zufriedenstellende, d.h. zuverlässige Identifizierung von räumlich differenzierten Belastungsschwerpunkten dann nicht mehr gewährleistet ist.

Auffallend schlechte Bewertungen für das Kriterium „Identifizierung von Belastungspotenzialen“ erhalten MOBINEG und insbesondere MONERIS. Während bei MOBINEG verschiedene

Gründe zu den schlechten Noten führen (z.T. die mangelnde Plausibilität der Berechnungswege für einzelne Eintragspfade, aber auch die fehlende räumliche Differenzierung beispielsweise der Dränflächen, vgl. Tab. A 16 und Tab. A 17), ist der Hauptgrund hierfür bei MONERIS in der Modellphilosophie begründet: Die diffusen Einträge werden nicht räumlich hoch aufgelöst, sondern als mittlere Angaben für TEZG quantifiziert, wobei die berücksichtigten Eintragspfade in der Ergebnisausgabe nicht nach den verschiedenen Landnutzungen differenziert werden. Diese Umstände führen dazu, dass Belastungspotenziale räumlich differenziert kaum identifiziert werden können: MONERIS erlaubt lediglich eine Aussage darüber, in welchen TEZG im Mittel sehr hohe Einträge zu erwarten sind. Eine Zuordnung zu kleineren Gebietseinheiten ist nicht möglich. Ferner führt diese „Mittelwertbetrachtung“ auch dazu, dass Teilflächen, die für sehr hohe Belastungen verantwortlich sind, überhaupt nicht erkannt werden, wenn der „Mittelwert“ in den entsprechenden TEZG relativ niedrig liegt (verursacht etwa durch Waldflächen im TEZG, die durch ihre sehr niedrigen Einträge den Mittelwert erheblich senken können). Insgesamt ist somit mit MONERIS weder eine zufriedenstellende regionale Differenzierung relevanter Eintragspfade noch eine räumlich differenzierte Identifizierung von Belastungspotenzialen möglich. Als Folge hiervon ist zudem auch die Ableitung zielführender Bewirtschaftungsmaßnahmen sehr eingeschränkt.

Die anderen 2 Modelle erzielten eine weitaus bessere Bewertung als MOBINEG und MONERIS. Sie ermöglichen es aufgrund ihrer Modellkonzeption grundsätzlich, die Herkunft von Belastungspotenzialen räumlich zufriedenstellend abzubilden. Abwertungen gibt es bei diesen beiden Modellen daher nur für Eintragspfade, bei denen die Plausibilitätsprüfung zu nicht zufriedenstellenden Ergebnissen geführt hat.

Für das Bewertungskriterium „Möglichkeit zur Ableitung räumlich differenzierter Bewirtschaftungsszenarien“ wurden folgende Anforderungen definiert:

- Ableitung aus Eintragsanalyse,
- Hintergrundlast,
- Szenarien bereits im Modell implementiert,
- GW-Verweilzeit (nur für Stickstoff).

Beim ersten Punkt wird bewertet, inwieweit es die Grundlagen- und Ergebnisvariablen der Modelle zulassen, zielgerichtet Teilflächen zu identifizieren, in denen vorrangig Bewirtschaftungsmaßnahmen durchzuführen sind. Der zweite Punkt (potenzielle natürliche Hintergrundlast) dient dazu, den anthropogen bedingten Anteil der diffusen Nährstoffeinträge abzuschätzen. Dies ist insofern sinnvoll, als dass nur so beurteilt werden kann, inwieweit Maßnahmen überhaupt zu einer Verringerung der Belastungen führen können (nur MODIFFUS und MONERIS berechnen die Hintergrundlast; bei den beiden anderen Modellen wurde entsprechend abgewertet). Dagegen ist der vierte Punkt (GW-Verweilzeit) u.a. ein entscheidender Parameter bei der Frage, von welchem zeitlichen Rahmen ausgegangen werden muss, bis sich Maßnahmen zur Verringerung der Einträge ins GW im Gewässer bemerkbar machen. Berücksichtigt wird die GW-Verweilzeit derzeit, wenn auch vereinfacht, nur von MONERIS (bei den anderen Modellen Note 5).

Insgesamt zeigt die Bewertung der Herkunftsanalyse deutliche Unterschiede zwischen den Modellen. Diese beziehen sich aber nur auf die Kriterien „Identifizierung von Belastungspotenzialen“ und „Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen“; hier erzielten vor allem



STOFFBILANZ und MODIFFUS gute Ergebnisse, insbesondere wegen der berücksichtigten Eintragspfade inkl. Differenzierung nach Landnutzung, der räumlich differenzierten Ergebnisausgabe, sowie der Möglichkeit zur Ableitung und Durchführung von Bewirtschaftungs-szenarien. Bei dem Kriterium „Identifizierung von Belastungsschwerpunkten“ sind die 4 Modelle dagegen vergleichbar ungeeignet.

## 6.5 Datenverfügbarkeit

Die Emissionsverfahren verwenden für die Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge eine Vielzahl unterschiedlicher Eingangsdaten. Diese liegen oftmals bei den zuständigen Ämtern vor, jedoch häufig nicht in der benötigten Form, d.h. die räumliche und/oder zeitliche Auflösung der Daten entspricht nicht den Anforderungen der Modelle. Als Folge dessen ist es häufig notwendig, die von den Ämtern bezogenen Daten - soweit möglich - nachträglich aufzuarbeiten. Bei der Datenverfügbarkeit werden die für die Modelle relevanten Datenanforderungen einzeln in Bezug auf Verfügbarkeit, Aufbereitung und Auflösung bewertet. Hierbei ist nicht die Situation in allen Bundesländern berücksichtigt, da die notwendigen Informationen nicht flächendeckend vorlagen. In die Gesamtwertung geht die Datenverfügbarkeit mit 10 % ein.

Die Datenverfügbarkeit bestimmt letztendlich die Anwendbarkeit der Modelle. Bei fehlenden Daten müssen Annahmen getroffen oder Werte anhand gängiger Methoden „zu Fuß“ berechnet werden, wie ggf. z.B. die Grundwasserneubildung. In die Bewertung fließt auch die Auflösung der vorhandenen Daten ein. Ist ein Datensatz nicht in der vom Modell geforderten Auflösung vorhanden, so kann das zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen. Die Ergebnisse zur Bewertung der Datenverfügbarkeit sind Tab. 86 zu entnehmen.

Tab. 86: Bewertung der Datenverfügbarkeit für die 4 Modelle

Datenverfügbarkeit	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Stickstoff	o	+	-	+
Phosphor	-	o	o	+

Die Ergebnisse der Bewertung der Datenverfügbarkeit zeigen, dass die von den Modellen benötigten Daten insbesondere für die Quantifizierung der Stickstoffeinträge relativ gut verfügbar sind. Die einzige Ausnahme stellt hier das Modell MODIFFUS dar: Die weitaus schlechteste Note im Vergleich ist vor allem auf die für die Bundesrepublik fehlende Verfügbarkeit der Grundinformationen für die bei MODIFFUS elementar wichtige Nitratmatrix zurückzuführen. Die relativ guten Bewertungen für die 3 anderen Modelle bedeuten jedoch nicht, dass diese Modelle in jedem EZG hinsichtlich dieser Fragestellung problemlos anwendbar sind: Die Datenverfügbarkeit ist für zumindest einzelne benötigte Grunddaten nicht in jedem Fall sichergestellt (z.B. für den Anteil dräniertes Flächen); in solchen Fällen wurde bei der Notenvergabe berücksichtigt, inwieweit es mit Hilfe der Modelle und/oder externer Berechnungsansätze möglich ist, die fehlenden Eingabedaten zu berechnen oder zumindest hinreichend genau abzuleiten.

Bei der Verfügbarkeit der für die Quantifizierung der Phosphoreinträge benötigten Eingabedaten zeigt sich ein anderes Bild als beim Stickstoff: Hier ergeben sich für MOBINEG deutlich die meisten Probleme (vor allem wegen der nicht in allen Bundesländern verfügbaren

Karte für die Erosionsgefährdungsklassen), während die anderen 3 Modelle in etwa gleich bewertet werden. Auch hier gilt wiederum, dass diese 3 Modelle trotz der relativ guten Noten für die Datenverfügbarkeit nicht in jedem EZG problemlos anwendbar sind.

Insgesamt wird deutlich, dass die Verfügbarkeit der notwendigen Daten zur Modellanwendung für STOFFBILANZ und insbesondere für MONERIS sehr hoch ist.

## 6.6 Anwendbarkeit

Die Bewertung der Anwendbarkeit der Modelle wird in verschiedene Unterpunkte differenziert (Zeitbedarf, Notwendigkeit von Fachpersonal, benötigte EDV-Kenntnisse, Bedienungs-freundlichkeit und Szenarien), welche mit unterschiedlicher Wichtung separat bewertet werden. In die Endnote fließt die Anwendbarkeit mit 15 % ein. Die einzelnen Bewertungsaspekte sind im Folgenden aufgelistet:

- ∅ Zeitbedarf (Wichtung: 15 %):
  - Rechenzeit im GIS,
  - Rechenzeit im Modell,
  - Rechenzeit von Szenarien,
  - Aufbereitung Rohdaten,
  - Ableitung Eingabedaten.
- ∅ Notwendigkeit von Fachpersonal (Wichtung: 30 %):
  - Aufbereitung Eingabedaten,
  - Kontrolle Eingabedaten,
  - Ergebnisbewertung.
- ∅ Benötigte EDV-Kenntnisse (Wichtung: 10 %):
  - ArcView,
  - Access,
  - Excel.
- ∅ Bedienungs-freundlichkeit (Wichtung: 45 %):
  - Handbuch,
  - Benutzeroberfläche,
  - Datenbank,
  - Ergebnisdarstellung.

Die Ergebnisse zur Bewertung der Anwendbarkeit, bei der ausnahmsweise nicht zwischen Stickstoff und Phosphor unterschieden wird, sind Tab. 87 zu entnehmen.

Tab. 87: Bewertung der Anwendbarkeit für die 4 Modelle

Anwendbarkeit	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Zeitbedarf	15	-	o	- -	+
Fachpersonal	30	o	o	-	o
EDV-Kenntnisse	10	+	+	o	+
Bedienungs-freundlichkeit	45	+	o	o	-
<b>Gesamt</b>	<b>100</b>	<b>+</b>	<b>o</b>	<b>-</b>	<b>o</b>

**MOBINEG** schneidet in dieser Rubrik relativ deutlich am besten ab. Hauptgrund hierfür sind die geringen erforderlichen EDV-Kenntnisse und die hohe Bedienungsfreundlichkeit (z.B. ist MOBINEG das einzige Modell, für das es ein Handbuch gibt). Dagegen ist vor allem die Rechenzeit bei größeren EZG z.T. erheblich.

**MODIFFUS** erhält für den Bereich Anwendbarkeit die schlechteste Bewertung, vor allem wegen des erheblichen Zeitbedarfs und der größten Notwendigkeit von Fachwissen zur Aufbereitung der Eingabedaten (insbesondere zur Anpassung der Bodeninformationen); auch die Bedienungsfreundlichkeit ist durch eine vergleichsweise unübersichtliche Datenbankstruktur sowie das Fehlen eines Handbuches nicht zufriedenstellend.

Insgesamt ist die Anwendbarkeit vor allem für den „Laien“ bei MODIFFUS erheblich eingeschränkt.

Eine solche Einschränkung gilt auch für **MONERIS**, hier jedoch vor allem aufgrund der mangelnden Dokumentation: Es gibt kein Handbuch, so dass, z.B. durch Unklarheiten, welche Parameter wo eingegeben werden sollen (verursacht durch unpräzise Tabellenüberschriften und z.T. fehlende Einheiten), insbesondere die Bedienungsfreundlichkeit und somit auch die gesamte Anwendbarkeit eingeschränkt ist.

**STOFFBILANZ** erreicht bei dieser Fragestellung eine vergleichsweise gute Benotung (vgl. Tab. A 16): Es ist insgesamt gut anwendbar, lediglich die Möglichkeiten zur Ergebnisbewertung und -darstellung sowie das Fehlen eines Handbuches erscheinen dringend verbesserungsbedürftig.

## 6.7 Endergebnisse der Bewertungsmatrix für die 4 Modelle

Die folgenden Tabellen zeigen die Endergebnisse der Bewertungsmatrix für die 4 Modelle getrennt für Stickstoff und Phosphor für Ebene 3 ( Tab. 88 und ), für Ebene 2 (Tab. 90) sowie die Gesamtbewertung pro Modell (Ebene 1, Tab. 91). Die Darstellung erfolgt wiederum qualitativ in Form der Bewertungsstufen (vgl. Tab. 72).

Eine zusammenfassende Bewertung der einzelnen Modelle folgt in Kap. 6.8.

Tab. 88: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 3 für die Emissionsmodelle für Stickstoff

Stickstoff	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Plausibilität	40	- -	-	-	-
Pegelabgleich	10	-	-	- -	+
Anwendbarkeit	15	+	o	-	o
Datenverfügbarkeit	10	o	+	-	+
Herkunftsanalyse	25	- -	o	o	- -

Tab. 89: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 3 für die Emissionsmodelle für Phosphor

Phosphor	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Plausibilität	40	--	--	-	-
Pegelabgleich	10	--	-	-	-
Anwendbarkeit	15	+	o	-	o
Datenverfügbarkeit	10	-	o	o	+
Herkunftsanalyse	25	-	-	o	--

Tab. 90: Ergebnisse der Bewertungsmatrix der Ebene 2 für die Emissionsmodelle für Stickstoff und Phosphor

Ebene 2	Wichtung (%)	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
Stickstoff	50	--	-	-	-
Phosphor	50	--	-	-	-

Tab. 91: Ergebnisse der Bewertungsmatrix für die Emissionsmodelle (Ebene 1)

Ebene 1	MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
<b>Gesamtbewertung</b>	--	--	--	--

Die Ergebnisse der Bewertungsmatrix (Tab. 88 bis Tab. 91) zeigen, dass kein Modell uneingeschränkt für die wasserwirtschaftliche Praxis empfohlen werden kann (s. folgendes Kapitel).

## 6.8 Abschließende Bewertung der 4 Modelle

In den folgenden Kapiteln werden die 4 betrachteten Modelle, basierend auf den komplexen Ergebnissen der Bewertungsmatrix, hinsichtlich der verschiedenen Bewertungsaspekte sowie in Hinblick auf ihre Eignung zur Erfüllung der Anforderungen der WRRL charakterisiert und bewertet.

### 6.8.1 MOBINEG

MOBINEG weist in zahlreichen Punkten gravierende Defizite auf. Dies bezieht sich insbesondere auf die **Plausibilität der Berechnungsansätze** für die einzelnen Eintragspfade (s. Kap. 6.2): MOBINEG berechnet viele Eintragspfade zu vereinfacht (vor allem die unterirdischen) und verzichtet oftmals auf wichtige und verfügbare Daten (z.B. aus der Bodenkarte). Da zudem die Faktoren für den Stoffrückhalt und -abbau nur sehr vereinfachend (z.B. konstante Denitrifikationsraten für die Abflusspfade, fester Rückhaltswert für Bodenabträge) berücksichtigt werden, führt dies zwangsläufig zu erheblichen Ungenauigkeiten bei den Ergebnissen.

Besonders auffällig ist bei MOBINEG, dass die Einträge über den Pfad Erosion sowohl für Phosphor als auch für Stickstoff viel zu hoch berechnet werden. Der Grund hierfür liegt in

einer fehlerhaften Annahme in der Erosionsberechnung: Es werden potenzielle und somit quasi maximale Erosionseinträge kalkuliert, da in der Berechnungsgrundlage keine Verminderung der Bodenabträge durch Kulturpflanzen berücksichtigt ist. Wird dieser „Fehler“ nachträglich per Hand korrigiert (z.B. durch die Berücksichtigung gemeindespezifischer C-Faktoren), ergeben sich weitaus plausible Nährstoffeinträge über den Pfad Erosion.

Die Berechnung der Wasserbilanz wird bei MOBINEG für die diffusen Einträge nicht benötigt. Alle differenziert einzugebenden Parameter, wie monatlicher Niederschlag oder monatliche Verdunstung, werden bei der Berechnung diffuser Nährstoffeinträge nicht berücksichtigt. Beim **Pegelabgleich** zeigen sich erhebliche Abweichungen zwischen den kalkulierten und hochgerechneten Frachten (s. Kap. 6.3). Dies gilt insbesondere für die P-Frachten. Hierdurch ist die Zuverlässigkeit der ermittelten Nährstoffeinträge fragwürdig.

Die **Datenverfügbarkeit** ist für die benötigten Eingangsdaten sehr unterschiedlich: In Niedersachsen, wo MOBINEG entwickelt wurde, sind praktisch alle notwendigen Daten problemlos verfügbar. Dies ist so jedoch nicht für alle Bundesländer gültig, so dass hier durchaus mit nicht unerheblichen Problemen bei der Datenbeschaffung bzw. Datenableitung gerechnet werden muss.

Die **Anwendbarkeit** ist bei MOBINEG relativ problemlos, die Datenbankstruktur und die Benutzeroberfläche sind vorbildlich, die Daten werden direkt als Polygone mit Flächeninformationen in das Modell eingegeben.

Hinsichtlich der **Herkunftsanalyse** werden alle wichtigen Eintragungspfade und Landnutzungen berücksichtigt. Eintragungsschwerpunkte und Belastungspotenziale lassen sich kleinräumig dennoch überwiegend nicht zuverlässig erfassen. Hauptgründe hierfür sind die mangelnde Plausibilität der Berechnungswege für viele Eintragungspfade, die fehlende räumliche Differenzierung beispielsweise der Dränflächen sowie, für die Belastungsschwerpunkte bedeutsam, die mangelnde Auflösung wichtiger Eingangsdaten.

Die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen ist nur bedingt möglich. Neben den genannten Defiziten bei der Herkunftsanalyse sind hierfür zudem u.a. folgende Gründe verantwortlich: Zu vereinfachte Berechnungsgrundlagen, so dass die Ergebnisse nicht mit bestimmten Gebietsinformationen (z.B. Hangneigung, Bodenart) in Zusammenhang gebracht werden können, die sehr stark überschätzten Erosionseinträge und die fehlende Berücksichtigung der GW-Verweilzeit.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass MOBINEG offensichtlich für die Bearbeitung der hier berücksichtigten, umfangreichen Anforderungen der WRRL eher ungeeignet ist.

## 6.8.2 STOFFBILANZ

Bei STOFFBILANZ zeigt die Prüfung der **Plausibilität der Berechnungsansätze** vor allem für die Phosphoreinträge, aber auch für die Stickstoffeinträge deutliche Defizite. Die unterirdischen Phosphoreinträge werden insgesamt vereinfacht abgebildet: Es werden kaum für das P-Eintragsverhalten verantwortliche standortbedingte Bodeneigenschaften berücksichtigt, so dass die Spannweite möglicher Einträge nur unzureichend abgebildet wird. Bei den entsprechenden Stickstoffeinträgen, die weitgehend plausibel abgebildet werden, wirkt sich vor allem die Berücksichtigung des Denitrifikationsverlustes negativ auf die Bewertung aus:

Der an sich gute Ansatz auf Basis der für diesen Prozess maßgeblichen Michaelis-Menten-Kinetik wird gleichförmig für die schnell und langsam abfließenden Abflussanteile verwendet; dies ist nicht plausibel. Weiterhin fehlt ein Ansatz, der den im Lockergesteinsbereich auf den Nitratabbau oftmals dominierenden Einfluss reduzierter Aquifere abbildet.

Auffallend ist ferner, dass die Nährstoffeinträge über Erosion von STOFFBILANZ außerhalb des Entwicklungsreferenzgebietes (EZG Große Röder und Schwarzer Schöps, vgl. MANNSELD ET AL., 1998) überwiegend schlecht abgebildet werden (sie werden je nach Gebietscharakteristik entweder deutlich über- oder unterschätzt, vgl. Kap. 5.2.2.3).

Beim **Pegelabgleich** werden sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor relativ unzufriedenstellende Ergebnisse erzielt. Allerdings erreicht STOFFBILANZ für die Parameter  $N_{ges}$  und  $P_{gel}$  durchaus gute Bewertungen.

Für die **Herkunftsanalyse** gilt Folgendes: Es werden alle wichtigen Eintragspfade und Landnutzungen berücksichtigt. Eintragungsschwerpunkte lassen sich, wie auch mit den anderen Modellen, kleinräumig nicht zuverlässig abbilden. Belastungspotenziale können dagegen, insbesondere für Stickstoff, räumlich zugeordnet werden. Die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen ist aufgrund der Defizite bei der Plausibilität der Berechnungsansätze, der fehlenden Berücksichtigung von GW-Verweilzeiten sowie wegen der sehr unsicheren Erosionseinträge zumindest z.T. fragwürdig (vgl. Kap. 6.4).

Die **Anwendbarkeit** ist bei STOFFBILANZ relativ problemlos, die Datenbankstruktur ist jedoch nicht so professionell gestaltet wie bei MOBINEG. Die Daten werden nicht direkt als Polygone mit Flächeninformation in das Modell eingegeben (Polygongrundlage ist möglich, laut Modellentwickler aber problematisch und deshalb nicht berücksichtigt), sondern nach dem Dominanzprinzip einer Rasterfläche zugeordnet. Die Größe der Raster ist vom Benutzer selbst zu wählen, bei zu kleinen Rastern (d.h. dann zu vielen) kann es bei mesoskaligen Gebieten jedoch zu Speicherfehlern kommen. Das Bilanzierungsgebiet kann dann nicht berechnet werden. Die meisten Faktoren können im Modell nicht vom Benutzer angepasst werden.

Die **Datenverfügbarkeit** ist bei STOFFBILANZ überwiegend gegeben.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass STOFFBILANZ für den Parameter Stickstoff die hier zugrunde gelegten Anforderungen der WRRL noch am ehesten erfüllt; allerdings zeigen die Mängel in der Plausibilitätsprüfung und im Pegelabgleich, dass auch hier noch ein erhebliches Verbesserungspotenzial vorhanden ist. Für den Parameter Phosphor sind die Ergebnisse nicht zufriedenstellend. In der Summe ergibt dies eine maximal eingeschränkte Eignung für die hier berücksichtigten, umfangreichen Anforderungen der WRRL.

### 6.8.3 MODIFFUS

Bei MODIFFUS zeigt die Prüfung der **Plausibilität der Berechnungsansätze** vor allem für den Parameter Stickstoff Defizite. Hauptgrund hierfür ist, neben der Unklarheit über die Gültigkeit der Nitratmatrix für die Untersuchungsgebiete, vor allem die nicht zufriedenstellende Abbildung des Denitrifikationsverlustes, insbesondere in Gebieten mit reduzierten Aquiferen. Die unterirdischen P-Einträge werden sehr variabel und weitgehend plausibel berechnet. Nicht abgebildet werden können sehr hohe Einträge, wie sie z.B. aus Hochmooren typisch

sind. Auch der Ansatz zur Ermittlung der erosiven Nährstoffeinträge von MODIFFUS zeigt Defizite auf - verursacht vor allem durch den vorzugebenden Bodenabtrag und die zu pauschale Abschätzung des Sedimentrückhaltes -, die die Zuverlässigkeit der quantifizierten erosiven Einträge durchaus in Frage stellen.

Dennoch zeichnet sich MODIFFUS insgesamt dadurch aus, dass, im Gegensatz zu den anderen Modellen, weitaus differenzierter und kleinräumiger standortbedingte Einflüsse auf die Nährstoffeinträge Berücksichtigung finden.

Bei der **Herkunftsanalyse** werden alle wichtigen Eintragspfade und Landnutzungen berücksichtigt, Eintragungsschwerpunkte lassen sich, wie auch mit den anderen Modellen, kleinräumig nicht zuverlässig abbilden. Die räumliche Zuordnung von Belastungspotenzialen ist möglich: MODIFFUS erzielt hier für Stickstoff und Phosphor die deutlich besten Ergebnisse. Entsprechendes gilt auch für die Ableitung von Bewirtschaftungsmaßnahmen, und dies, obwohl auch bei MODIFFUS die GW-Verweilzeit nicht berücksichtigt wird und zudem gewisse Defizite insbesondere in der Plausibilität der Berechnungsansätze für Stickstoff vorliegen (vgl. Kap. 6.4).

Die **Anwendbarkeit** ist bei MODIFFUS nicht unproblematisch. Die vorgegebene Bearbeitung auf Basis des 1 ha-Rasters hat eine hohe Auflösungsschärfe, aber auch einen hohen Bearbeitungsaufwand in größeren Flusseinzugsgebieten zur Folge. Das in EXCEL organisierte Modell lässt zwar eine erhebliche Transparenz zu, erschwert aber die Anwendung und das Datenhandling erheblich.

Die **Datenverfügbarkeit** ist bei MODIFFUS ein kritischer Punkt, da viele in der Schweiz vorhandenen Daten in Deutschland nicht, in anderer Auflösung oder mit anderer Bezeichnung vorliegen (z.B. Bodenart) und daher abgeleitet, „übersetzt“ oder schlimmstenfalls vernachlässigt werden müssen. Viele Eingabeparameter müssen außerhalb des Modells erstellt werden, wie z.B. der Anteil dräniertes Fläche oder die Gefährdungsklassifizierungen für Erosion, Abschwemmung und Auswaschung.

Der **Pegelabgleich** führt bei MODIFFUS für beide Nährstoffe zu schlechten Ergebnissen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass MODIFFUS ein durchaus plausibles Modell ist, dass jedoch aufgrund der genannten Defizite maximal eine eingeschränkte Eignung für die hier berücksichtigten, umfangreichen Anforderungen der WRRL aufweist; somit ist der Einsatz des Modells in der wasserwirtschaftlichen Praxis kritisch zu sehen.

#### 6.8.4 MONERIS

MONERIS erzielt bei dem wichtigen Bewertungskriterium **Plausibilität der Berechnungsansätze** für die Parameter Stickstoff und Phosphor die besten Ergebnisse. Vor allem die bedeutenden Eintragspfade werden überwiegend plausibel abgebildet. U.a. vermag es MONERIS als einziges Modell, die sehr unterschiedlichen Denitrifikationsbedingungen im Grundwasserleiter näherungsweise abzubilden. Dagegen basiert der Ansatz für den Denitrifikationsverlust in der durchwurzelten Bodenzone nur auf der Nitratkonzentration, so dass wichtige standortbedingte Einflüsse auf die Umsatzrate unberücksichtigt bleiben. Weiterhin werden Nährstoffeinträge über Dränagen nur für Ackerflächen berechnet, der Eintragspfad von Grünland wird nicht berücksichtigt. Im Gegensatz zu MODIFFUS bleiben differenzierte und kleinräumige standortbedingte Einflüsse auf die Nährstoffeinträge unberücksichtigt.

Anzumerken ist an dieser Stelle noch, dass das Modell auf die externe Berechnung elementarer Datengrundlagen, wie z.B. für den Bodenabtrag und den N-Überschuss, angewiesen ist; wünschenswert erscheint, dass solche Berechnungen in das Modell integriert sind.

Als vermeintlich größtes Defizit von MONERIS ist die **Herkunftsanalyse** und die Ableitung von **Bewirtschaftungsmaßnahmen** zu sehen: Beides ist aufgrund der (großräumigen) Modellphilosophie nur sehr eingeschränkt möglich (vgl. 6.4), da lediglich eine Betrachtung von in der Regel großen TEZG vorgenommen wird. Das macht das Modell für die entsprechenden Anforderungen der WRRL in der derzeitigen Form nicht geeignet.

Die **Anwendbarkeit** des Modells auf einer EXCEL-basierten Programmierung ist, durch z.T. fehlende Einheiten, unpräzise Tabellenüberschriften und Unklarheiten, welche Parameter tatsächlich eingegeben werden sollen, erschwert.

Insgesamt entspricht die programmtechnische Umsetzung nur bedingt den Anforderungen, die für eine externe Bearbeitung gefordert werden müssen.

Dagegen ist die **Datenverfügbarkeit** vor allem für die Berechnung der Stickstoffeinträge überwiegend gegeben.

Beim Bewertungskriterium **Pegelabgleich** zeigt sich ein inhomogenes Bild: Während MONERIS bei den Stickstofffrachten deutlich die besten und insgesamt sehr zufriedenstellende Ergebnisse erzielt, werden die Gesamtposphorfrachten in den Untersuchungsgebieten nur unbefriedigend abgebildet (s. auch Kap. 6.3).

Insgesamt zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass MONERIS, obwohl es in wichtigen Teilbereichen vergleichsweise gute Ergebnisse erzielt, offensichtlich für die Bearbeitung der hier berücksichtigten, umfangreichen Anforderungen der WRRL eher ungeeignet ist. Der Hauptgrund hierfür ist in der fehlenden Möglichkeit zur zufriedenstellenden räumlichen Abbildung von Belastungsschwerpunkten und Belastungspotenzialen zu sehen. Als Folge hiervon ist es zudem auch kaum möglich, konkrete Bewirtschaftungsszenarien abzuleiten.

## 6.9 Defizite und Optimierungsbedarf der Emissionsmodellierung

Anhand der im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse und insbesondere aus der Analyse der Defizite der z.Z. verfügbaren Emissionsmodelle ist deutlich geworden, dass es einer nicht unerheblichen Optimierung der mesoskaligen Emissionsmodellierung bedarf, um den Anforderungen der WRRL (vgl. Kap. 1.3) gerecht zu werden. Dies gilt vor allem auch für die Notwendigkeit, bei der Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge die Gebietscharakteristika unterschiedlicher Naturräume zu berücksichtigen und modellspezifisch zu erfassen; dies ist bisher nur bedingt gewährleistet.

Zusammengefasst lassen sich die bestehenden Defizite der mesoskaligen Emissionsmodellierung wie folgt charakterisieren:

- Kein Emissionsverfahren verfügt über empfehlenswerte Berechnungsansätze für alle bedeutenden diffusen N- und P-Eintragspfade,
- die Herkunftsanalyse der diffusen Nährstoffeinträge, insbesondere die Identifizierung von Belastungsschwerpunkten, ist bisher unzureichend,
- differenzierte Berechnungsansätze für unterschiedliche Naturräume (Flachland, Mittelgebirge, alpiner Raum) sind bisher nicht berücksichtigt,



- die Datenverfügbarkeit der Eingangsdaten muss sichergestellt sein (in den Bundesländern bzw. Flussgebieten),
- Retention / Rückhalt im Gewässer wird zu pauschal und undifferenziert abgeschätzt,
- Szenarien für differenzierte und praxisnahe Bewirtschaftungsmaßnahmen sind nicht oder nur unzureichend implementiert,
- die Anbindung erosiver Flächen an das Gewässernetz bleibt überwiegend unberücksichtigt.

Insgesamt ist zu erwarten, dass durch die Beseitigung der aufgeführten Defizite der derzeitigen Emissionsmodellierung eine erhebliche Verbesserung bei der Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge erzielt werden kann.

Ein solches optimiertes mesoskaliges Emissionsmodell würde ein wirksames Werkzeug zur Umsetzung der Anforderungen der WRRL darstellen. Dies betrifft insbesondere die

- zuverlässige Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge für alle bedeutenden Eintragspfade in unterschiedlichen Naturräumen,
- Identifizierung und räumliche Zuordnung von Belastungsschwerpunkten,
- Ableitung von wirksamen und akzeptierten Bewirtschaftungsmaßnahmen.

Der Stand der mesoskaligen Emissionsmodellierung sowie der Optimierungsansatz sind in Bild 52 schematisch dargestellt.

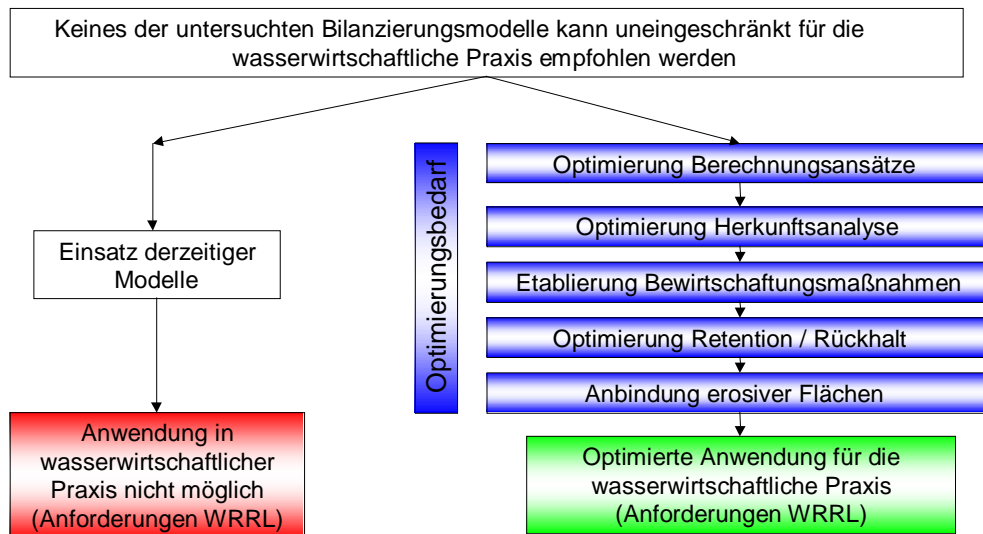


Bild 52: Stand der mesoskaligen Emissionsmodellierung und Optimierungsansatz

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden mesoskalige Emissionsmodelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer untersucht und vergleichend bewertet.

Den Hintergrund für diese Arbeit stellen die Umweltziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie dar. Sie können nur erreicht werden, wenn die Belastung der Gewässer durch diffuse Nährstoffeinträge - die heute zumeist einen Großteil der Gesamtbelastung der Gewässer verursachen - verringert wird.

Eine Grundvoraussetzung dafür ist, dass die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig quantifiziert und räumlich zugeordnet werden können. Erst auf Basis dieser Informationen können zielführende Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verringerung der Belastung abgeleitet werden.

Da diffuse Nährstoffeinträge messtechnisch kaum zu erfassen und die sie verursachenden Prozesse komplex sind, ist zu ihrer Quantifizierung der Einsatz von Modellen notwendig.

Die Zielsetzung der Arbeit bestand darin, bereits angewendete Modelle zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge dahingehend zu untersuchen und vergleichend zu bewerten, inwieweit sie zur Umsetzung der Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie geeignet sind, bzw. inwieweit hier noch Defizite vorhanden sind. Ein derart differenzierter Vergleich von mesoskaligen Modellen wurde bisher noch nicht durchgeführt, wodurch bei dem aktuellen Kenntnisstand noch Wissensdefizite hinsichtlich dieser Fragestellung existieren.

Für eine umfassende Bewertung der Modelle wurden Bewertungskriterien definiert, die die Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der wasserwirtschaftlichen Praxis widerspiegeln: „Plausibilität der Berechnungsansätze“, „Herkunftsanalyse“, „Pegelabgleich“, „Datenverfügbarkeit“ und „Anwendbarkeit“.

Um eine differenzierte und transparente Bewertung der Modelle auf Basis dieser Kriterien zu gewährleisten, wurde eine Bewertungsmatrix entwickelt, bei der zahlreiche Einzelaspekte dieser Kriterien entsprechend ihrer Relevanz gewichtet einfließen.

Diese Bewertungsmatrix erlaubt es, neben einer Gesamtbeurteilung der Modelle vor allem die Unterschiede zwischen den Modellen und ggf. bestehende Defizite für die verschiedenen Bewertungskriterien differenziert aufzuzeigen.

Anhand definierter Kriterien wurden die Emissionsmodelle MOBINEG, STOFFBILANZ, MODIFFUS und MONERIS für die Untersuchungen ausgewählt (Kap. 1.5). Diese Auswahl der Modelle orientierte sich vor allem an Kriterien, die sich aus den Anforderungen der WRRL (Kap. 1.3) sowie hinsichtlich einer weitgehend unproblematischen Anwendbarkeit ergeben.

Neben den Untersuchungsgebieten wurden in Kap. 2 die Modellgrundlagen, insbesondere die konkreten Berechnungsansätze der Modelle, umfassend vorgestellt. Diese bei den Modellen oftmals sehr unterschiedlichen Berechnungsansätze machen einen wesentlichen Bestandteil der späteren Bewertung der Modelle aus.

Die 4 Emissionsmodelle wurden jeweils parallel in 3 Untersuchungsgebieten - die verschiedene Naturräume repräsentieren - angewendet. Die dabei erzielten Ergebnisse offenbaren erhebliche Unterschiede zwischen den Modellen. Dies bezieht sich neben den absoluten Stickstoff- und Phosphoreinträgen ebenso auf einzelne Eintragspfade und Landnutzungen sowie auf den Abgleich mit an den Auslasspegeln ermittelten Frachten (Kap. 3).

Auf Grundlage der mit den Modellen erzielten Ergebnisse bei der Nährstoffquantifizierung wurde exemplarisch ein EZG hinsichtlich signifikanter Belastungen untersucht. Hierfür wurden geeignete Kriterien definiert: Zur Bewertung einer signifikanten Nährstoffbelastung der gesamten (diffusen) Einträge bzw. einzelner Pfade wurden Grenzkonzentrationen (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 4.3), zur Bewertung einer möglichen signifikanten Flächenbelastung (s. Kap. 4.4) mittlere tolerable Nährstoffemissionen abgeleitet.

Werden die mit den einzelnen Ansätzen und Modellen erzielten Ergebnisse aggregiert, d.h. so zusammengeführt, dass nur noch identische Aussagen hinsichtlich signifikanter Belastungen Berücksichtigung finden, lassen sich die TEZG selektierten, in denen signifikante Belastungen am wahrscheinlichsten sind (vgl. Kap. 4.5). Folglich können damit die TEZG identifiziert werden, in denen Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung vorrangig durchzuführen sind.

Es lässt sich festhalten, dass die vorgestellte Methodik, vor allem durch die parallele Berücksichtigung der Aspekte Belastung und Flächenbelastung, grundsätzlich sehr gut zur Identifizierung signifikant belasteter TEZG und zur differenzierten Identifizierung der verursachenden Eintragspfade geeignet ist. Daneben zeigen die mit den 4 Modellen erzielten, sehr unterschiedlichen Ergebnisse dieser Arbeit aber auch, dass die Grundvoraussetzung zur Anwendung dieser Methodik ist, dass ein Emissionsmodell zur Verfügung steht, mit dem die diffusen Nährstoffeinträge zuverlässig quantifiziert werden können (zudem müssen die maßgeblichen Eingangsvariablen für das Modell in hoher räumlicher Auflösung vorliegen). Erst wenn diese Voraussetzungen erfüllt sind, lassen sich mit der vorgestellten Methodik zuverlässig signifikant belastete TEZG identifizieren.

Die eingehende Analyse der Berechnungsansätze der 4 Modelle für die einzelnen Eintragspfade in Kap. 5 zeigt, dass die Differenzen der quantifizierten diffusen Nährstoffeinträge vor allem darauf zurückzuführen sind, inwieweit die Modelle Abhängigkeiten berücksichtigen, die die Eintragssituation in unterschiedlichen Naturräumen abzubilden vermögen. Fehlt hier die erforderliche Variabilität, kann die Spannweite möglicher Ergebnisse nicht wiedergegeben werden. Besonders bedeutsam ist dies bei den Prozessen, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Nährstoffeintrages über die einzelnen Pfade ausüben.

Für die unterirdischen Stickstoffemissionen ist vor allem die Denitrifikation von Bedeutung. Die auf der Mesoskala notwendigen Abstrahierungen dieses Prozesses führen bei den Modellen dazu, dass entweder die Variationsbreite in den unterschiedlichen Naturraumbedingungen nicht abgebildet wird (MOBINEG, MODIFFUS und STOFFBILANZ) oder die lokalen Bodeneigenschaften, die allein prozessbestimmend sein können, nicht oder kaum berücksichtigt werden (MOBINEG und MONERIS). Daher bestehen hier, vor allem für eine kleinräumige Belastungsanalyse, die für die Ableitung konkreter, lokaler Bewirtschaftungsmaßnahmen erforderlich ist, noch Defizite.

Hohe Phosphorbelastungen in den Fließgewässern sind dagegen besonders über den Eintragspfad Erosion zu erwarten. Einen entscheidenden Einfluss auf die Eintragssituation nimmt hier neben weiteren Faktoren das Geländere Relief. Es determiniert nicht nur maßgeblich die Höhe des Bodenabtrages, sondern vor allem auch, welcher Anteil davon das Gewässer erreicht. Diese Anbindung erosiver Flächen kann von den Modellen nicht abgebildet werden, so dass keine konkrete Zuordnung eintragsrelevanter Teilgebiete möglich ist.

Insgesamt ergibt die Plausibilitätsprüfung der Berechnungsansätze sowohl für die Stickstoff- als auch für die Phosphoreinträge erhebliche Unterschiede bei den 4 Modellen, insbesondere für die relevanten Eintragspfade.

Die Verfügbarkeit der für die Modellanwendungen notwendigen Datengrundlagen ist überwiegend gegeben, hier konnten lediglich wenige Einschränkungen festgestellt werden (Kap. 6.5). Auch die Anwendbarkeit der Modelle ist weitgehend unproblematisch, abgesehen von z.T. äußerst aufwändigen Datenaufbereitungen und der z.T. fehlenden Verfügbarkeit von Handbüchern (Kap. 6.6).

Die Untersuchung der Modelle hinsichtlich ihrer Fähigkeit, Belastungsschwerpunkte auszuweisen und auf Basis dieser Ergebnisse räumlich und eintragspfadspezifisch differenzierte Maßnahmen abzuleiten (Herkunftsanalyse) zeigte, dass dies vor allem aufgrund der ungenügenden Auflösung maßgeblicher Eingangsvariablen nicht zuverlässig möglich ist.

Dagegen erlauben es die Modelle bei spezifischen Standortbedingungen z.T., kleinräumig differenzierte Belastungspotenziale abzubilden. Solche Informationen können ggf. Hinweise darauf geben, wo Maßnahmen effektiv anzusetzen sind.

Anhand der im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse und insbesondere aus der Analyse der Defizite der Emissionsmodelle ist deutlich geworden, dass es einer nicht unerheblichen Optimierung der mesoskaligen Emissionsmodellierung bedarf, um den Anforderungen der WRRL gerecht zu werden. Dies gilt vor allem auch für die Notwendigkeit, bei der Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge die Gebietscharakteristika unterschiedlicher Naturräume zu berücksichtigen und modellspezifisch zu erfassen; dies ist bisher nur bedingt gewährleistet.

Zusammengefasst lassen sich die bedeutendsten Defizite der mesoskaligen Emissionsmodellierung wie folgt charakterisieren:

- Kein Emissionsverfahren verfügt über empfehlenswerte Berechnungsansätze für alle bedeutenden diffusen N- und P-Eintragspfade,
- die Herkunftsanalyse der diffusen Nährstoffeinträge, insbesondere die Identifizierung von Belastungsschwerpunkten, ist bisher unzureichend,
- Retention / Rückhalt im Gewässer wird zu pauschal und undifferenziert abgeschätzt,
- Szenarien für differenzierte und praxisnahe Bewirtschaftungsmaßnahmen sind nicht oder nur unzureichend implementiert,
- die Anbindung erosiver Flächen an das Gewässernetz bleibt überwiegend unberücksichtigt.

Insgesamt ist zu erwarten, dass durch die Beseitigung der aufgeführten Defizite der derzeitigen Emissionsmodellierung eine erhebliche Verbesserung bei der Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge erzielt werden kann.

Ein solches optimiertes mesoskaliges Emissionsmodell würde ein wirksames Werkzeug zur Umsetzung der Anforderungen der WRRL darstellen. Dies betrifft insbesondere die

- zuverlässige Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge für alle bedeutenden Eintragspfade in unterschiedlichen Naturräumen,
- Identifizierung und räumliche Zuordnung von Belastungsschwerpunkten,
- Ableitung von wirksamen und akzeptierten Bewirtschaftungsmaßnahmen.

## 8 Literatur

- AG BODEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl., Hannover.
- AG BODEN (1984): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.
- AG ELBE (HRSG.) (1995): Nährstoffstudie der Elbe. Teil 2: Von Schmilka bis zur See, Hamburg.
- AHL, T. (1979): Natural and human effects on trophic evolution. In: Arch. Hydrobiol. Beiheft Ergebnisse der Limnologie 13.
- AMT DER NÖ LREG (AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG) (1988): Bericht zum Nitratproblem aus Sicht der Wasserwirtschaft. Amt der NÖ Landesregierung - Abt. B/9, Wasserwirtschaft - Abfallwirtschaft. Sachbearbeiter: Odehnal, H. und Tschulik, M.
- AUERSWALD, K. (1992): Predicting and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. In: Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation, Karlsruhe.
- AUERSWALD, K. (1989a): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II.
- AUERSWALD, K. (1989b): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. Soil Techn. 2.
- AUERSWALD, K., FLACKE, W. & NEUFANG, L. (1988): Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. In: Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151, 369-373.
- AUERSWALD, K. & SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA Fachberichte 1. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- AUTORENKOLLEKTIV (2000): Ökologische Studie Jahna. Hrsg. vom Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft des Freistaates Sachsen, Dresden.
- BACH, M. (1987): Die potenzielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93.
- BACH, M. & FREDE, H.-G. (2002): Methodik zur Berechnung von Stickstoff- und Phosphorbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland (unveröffentlicht).
- BACH, M. & FREDE, H.-G. (2001): Nährstoffbilanzierung der landwirtschaftlich genutzten Fläche - Methodik und Detailergebnisse. In: Deutscher Bericht zur EG-Nitratrichtlinie - Anhang 3. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BACH, M. & FREDE, H.-G. (1996): Vergleich zwischen empirisch und statistisch ermittelten Stickstoffbilanzen auf Gemeindeebene. Z. für Kulturtechnik und Landentwicklung 37, 269-274.

- BACH, M., FREDE, H.-G., SCHWEIKART, U. & HUBER, A. (1998): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. Forschung- und Entwicklungsvorhaben 10204515 des Umweltbundesamtes.
- BACH, M., GRIMM, M. & FREDE, H.-G. (2003): Berechnung von Stickstoffflächenbilanzen für Gemeinden - Beispiel Hessen. *Wasser & Boden*, 55/7+8, 120-126. Blackwell-Verlag, Berlin.
- BACHOR, A. (1996): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990 - 1995. *Wasser & Boden*, 8/1996, S. 33-36.
- BALAZS, A. (1991): Niederschlagsdeposition in Waldgebieten des Landes Hessen - Ergebnisse von den Meß-Stationen der „Waldökosystemstudie Hessen“. *Forschungsberichte, Hessische Forstliche Versuchsanstalt*, Band 11.
- BARRACLOUGH, D., HYDEN, M.J. & DAVIES, G.P. (1983): Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. *Journal of Soil Science*, 34, 483-497.
- BARTH, F. (1998): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg. *Wasserwirtschaft* 88, 446-449.
- BARTNICKI, J., OLENDZYNSKI, K. JONSON, J. & UER, S. (1998): Description of the Eulerian Acid Deposition model. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP- MSC-W Status Report 1/98. Part 2*, Oslo.
- BARUNKE, A. (2002): Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft: Erfahrungen mit Stickstoffminderungspolitiken. HRSG.: P. WEINGARTEN, *Schriften zur Umweltökonomik*, Band 19, Universität Göttingen. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- BEASLEY, D.B. & HUGGINS, L.F. (1982): *ANSWERS - User Manual*. = US Environmental Protection Agency, Chicago.
- BECKER, K.-W. (1993): Bedingungen und Ausmaß der Denitrifikation als Nitratfilter im Wasserkreislauf. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72.
- BECKER, R. (1996): Regional differenzierte Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffüberschüssen mittels Stickstoff-Bilanzen. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften und Umweltsicherung der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- BEHRENDT, H. (1996a): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - a comparison for different river basins in central europe. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 33, No.4-5, 99-107.
- BEHRENDT, H. (1996b): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. In: *Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern*, Heft 2.
- BEHRENDT, H. (1993): Point and diffuse loads of selected pollutants in the river Rhine and its main tributaries. Research report RR-1-93, IIASA, Laxenburg, Austria.
- BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G. & WENDLAND, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Oberflächengewässer

- Deutschlands auf Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. Umweltbundesamt, UFOPLAN-Nr. 299 222 285.
- BEHRENDT, H., DANNOWSKI, R., DEUMLICH, D., DOLEZAL, F., KAJEWSKI, I., KORNMILCH, M., KOROL, R., MIODUSZEWSKI, W., OPITZ, D., STEIDL, J. & STONSKA, M. (2001): Investigation on the quality of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on water protection. Berlin.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (2000): Nutrient Emissions into river basins of Germany. UBA-Texte 23/00, Berlin.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin.
- BEHRENDT, H., LADEMANN, L., PAGENKOPF, W.-G. & PÖTHIG, R. (1996): Vulnerable areas of phosphor leaching - Detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. *Water, Science and Technology*, 33, 4-4, 175-181.
- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. In: *Hydrobiologia*, Vol. 410, 111-122.
- BEHRENDT, H., WODSAK, H.-P. & WERNER, W. (1994): Stickstoff- und Phosphoreinträge über sonstige diffuse Quellen im Gesamtgebiet der ehemaligen DDR. In: WERNER, W. & WODSAK, H.-P. (HRSG.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. *Agrarspectrum* 22, Frankfurt/M.
- BENCKISER, G., GAUS, G., SYRING, K.-M., HAIDER, K. & SAUERBECK, D.H. (1987): Denitrification losses from an inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 150, S. 241-248.
- BERGSTROM, D.W. & BEAUCHAMP, E.G. (1993): Relationships between denitrification rate and determinant soil properties under barley. *Canadian Journal of Soil Science*, 73, 567-578.
- BERNHARDT, H. (HRSG.) (1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Weinheim / New York.
- BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (2001): Modellhafte Erstellung eines Bewirtschaftungsplanes am Beispiel des Teileinzugsgebietes Große Aue im Flussgebiet Weser. Pilotprojekt zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Hannover/Detmold.
- BITÖK (BAYREUTHER INSTITUT FÜR TERRESTRICHE ÖKOSYSTEMFORSCHUNG) (HRSG.) (2000): Forschungsbericht 1999. Jahresbericht an das BMBF. BMBF-Vorhaben Nr. PT BEO 51 - 0339476, Bayreuth.
- BMELF (1999): Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitiken. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten, Angewandte Wissenschaft, Heft 482. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- BOCKHOLT, R., KOCH, G. & EBERT, W. (1993): Vergleichende Untersuchungen zum Nährstoffgehalt von Graben- und Dränwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen unter

- besonderer Berücksichtigung des Grünlandes. In: Ökologische Untersuchungen im Warnow-Einzugsgebiet, Heft 1 1993, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern.
- BÖTTCHER, J. (1992): Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden und Stoffumsetzungen in einem Lockergesteins-Aquifer. Habilitationsschrift, Universität Hannover.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O. & DUYNISVELD, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch, Reihe C 51, 3-40, Hannover.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O. & DUYNISVELD, W.H.M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Z. dt. geol. Ges., 136, 543-552, Hannover.
- BOWMANN, R.A. & FOCHT, D.D. (1994): The Influence of glucose and nitrat concentrations upon denitrification rates in sandy soils. Soil biol. biochem. 6.
- BRAUN, M., FREY, M., HURNI, P. & SIEBER, U. (1991): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1986). Bern.
- BRAUN, M., HURNI, P. & SPIESS, E. (1994): Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Abschätzung für die Schweiz und das Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen. HRSG.: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene.
- BRAUN, M., KOPSE ROLLI, D. & PRASUHN, V. (1997): Verminderung des Nährstoffeintrags in Gewässer durch Maßnahmen in der Landwirtschaft. Bericht einer Studie über das Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 293, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL), Bern.
- BRECHTEL, H.-M. (1989): Stoffeinträge in Waldökosysteme. - Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. In: BRECHTEL, H.-M. (HRSG.): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden. - Gefahr für die Gewässer? Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Band 8.
- BREEUSWMA, A., REIJERINK, J.G.A. & SCHOUMANS, O.F. (1990): Fosfaatverzadigte gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk Zandgebied. Rapport 68, Staring Centrum, Wageningen.
- BREEUSWMA, A., REIJERINK, J.G.A., SCHOUMANS, O.F., BRUS, D.J. & VAN HET LOO, H. (1989): Fosfaatbelasting van bodem, grond-en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Rapport 10, Staring Centrum, Wageningen.
- BRENNER, J.M. & SHAW, K. (1958): Denitrification in soils. I. Methods of investigation. II. Factors affecting denitrification. J. Agric. Sci. 51, 22-52.
- BROADBENT, F.E. (1951): Denitrification in some California soils. Soil Sci., 72, 129-137.
- BROCK, T.D. & MADIGAN, M.T. (1991): Biology of Microorganisms. 6. Edition.



- BRUCKNER, G. (1996): Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und partikelförmigem Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem. In: Bayreuther Forum Ökologie 29, Bayreuth.
- BUNDESREGIERUNG (2002): Perspektiven für Deutschland: Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Deutsche Bundesregierung, Rat für Nachhaltige Entwicklung.
- BÜTOW, E. & HOMANN, H. (1992): Quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers im Verursacherbereich Landwirtschaft. Endbericht im Rahmen des TA-Projektes „Grundwasserschutz und Wasserversorgung“, Berlin.
- BÜTTNER, G. (1992): Stoffeinträge und ihre Auswirkungen in Fichtenökosystemen im nordwestdeutschen Küstenraum. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 84, Göttingen.
- BUWAL (1996): Strategie zur Reduktion von Stickstoffemissionen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 273. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- CHO, C.M. & MILLS, J.G. (1979): Kinetic formulation of the denitrification processes in soil. *Can. J. Soil Sci.* 59, 249-257.
- DBG (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Hrsg. von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, AG Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten.
- DECOURSEY, D.G. (1985): Mathematical models of nonpoint water pollution control. *J. Soil Water Conserv.*, 40 (5), 408-413.
- DEINLEIN, R. & SCHÖGER, H. (1997): Concept Erosion damages assessment. IBW Umwelttechnik, Wolf-Blumenthal-Ingenieurbüro, Nürnberg.
- DEUMLICH, D. (2002): Relevante Standorte für Gewässerbelastungen für erosionsbedingte Nährstoffausträge im brandenburgischen Elbeinzugsgebiet. In: ZALF: Wasser- und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeinzugsgebietes. Schlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt, FKZ: 0339585, Müncheberg.
- DEUMLICH, D. & FRIELINGHAUS, M. (1994): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: WERNER, W. & WODSAK, H.-P. (HRSG.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. *Agrarspektrum* 22, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M.
- DISE, N.B. & WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. In: *Forest Ecology and Management* 71.
- DOSCH, P. & GUTSER, R. (1995): N<sub>2</sub>O-Freisetzung nach Applikation von Gülle zu Mais und Grünland. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 76, 535-538.
- DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Sub-surface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany). In: OLEM, H. (HRSG.): Diffuse Pollution, Proceedings of the IAWQ 1<sup>st</sup> International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution, Chicago, USA, 19-24 September 1993.

- DUTTMANN, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften: Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. Veröffentlichungen der Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Universität Hannover, Geosynthesis, Heft 10, Hannover.
- DVWK (1997): Filterwirkungen von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen. DVWK-Mitteilungen 28, Paul Parey.
- DVWK (1996): Wasserwirtschaftliche Forderungen an die Landnutzungsplanung zur Vermeidung des Nitrataustrages insbesondere aus Wasserschutzgebieten. DVWK-Schriften 111, Bonn.
- DVWK (1994): Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele. DVWK-Schriften 106, Bonn.
- DVWK (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. DVWK-Schriften, 91/1990, Paul Parey.
- DVWK (1984): Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten Teil II: Synthese. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 113.
- EGGELSMANN, R. (1981): Dränanleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau. Parey Verlag, Hamburg.
- ENDE, H.P., JOCHHEIM, H. & LÜTTSCHWAGER, D. (1995): Nitratausträge unter Wald. In: BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & WENKEL, K.-O.: Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland, Berlin.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - EG-Wasserrahmenrichtlinie. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L327.
- F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001): MOBINEG 2001 - Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer - Handbuch. F & N Umweltconsult, Hannover.
- FEHR, G. (HRSG.) (2000): Nährstoffbilanz für Flusseinzugsgebiete. Ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden.
- FEHR, G. (1999): persönliche Mitteilung.
- FEHR, G. & FÖHSE, D. (1997): Ökonomische Effektivitätskontrolle von Gewässerschutzmaßnahmen in der Europäischen Gemeinschaft. EU-LIFE- Projekt.
- FEICHTINGER, F. (1998): Simulationsrechnungen zur Auswirkung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Nitrataustrag. In: BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 7, 75-88, A-Petzenkirchen.

- FELDWISCH, N. & FREDE, H.-G. (1995): Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft. DVWK-Materialien 2, Bonn.
- FLAIG, H. & MOHR, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina 70, Halle.
- FOERSTER, P. (1988): Stoffgehalt und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland und Acker- nutzung in der nordwestdeutschen Geest. In: Kali-Briefe 19.
- FOERSTER, P. & NEUMANN, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirt- schaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands. Mitteilungen aus dem Nieder- sächsischen Wasseruntersuchungsamt in Hildesheim, Heft 7.
- FOERSTER, P., SCHEFFER, B. & NEUHAUS, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z. dt. Geol. Ges. 136, 497-504, Hannover.
- FRANKO, U., SCHENK, S., DEBEVC, D., PETERSOHN, P. & SCHRAMM, G. (1997): Einfluß von Standort und Bewirtschaftung auf den N-Austrag aus Agrarökosystemen. UFZ- Bericht Nr. 10/1997. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (HRSG.) (1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Land- wirtschaft. 2. Auflage. Landsberg.
- FREY, W. & HOFFMANN, H. (1997): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“. Gewäs- serbeschaffenheit und Nährstoffbilanz eines kleinen, technisch ausgebauten Fließ- gewässers. Teil 2: Nährstoffbilanz für die Oster. Berichte des Fachgebietes Was- serbau und Wasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Bericht 6, 115-180.
- FRIELINGHAUS, M. & WINNIGE, B. (1999): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung - Erarbeitung eines Bewertungs- und Entscheidungshilfesystems (In- dikation der Wassererosion). Forschungsvorhaben Nr. 29847132 im Auftrag des Umweltbundesamtes, ZALF, Müncheberg.
- FRITSCH, F., WERNER, W. & STRASSER, H. (1989): Zur Wirkung langjähriger Düngung mit verschiedenen Phosphatformen auf die Ertragsbildung und die Verfügbarkeit der angereicherten Bodenphosphate. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkunde 33 (3), 169-177.
- FRITSCH, F. & WERNER, W. (1986): Zur Mobilität des Bodenphosphates - eine Quantitäts- Intensitäts-Beziehung. Transact. XIII Congr. Internat. Soc. Soil Sci., Hamburg, Vol. III, 739-740.
- FRITSCH, F. & WERNER, W. (1985): Charakterisierung der Mobilität des langjährig mit ver- schiedenen Phosphatformen angereicherten anorganischen Bodenphosphates. Mit- teilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 43/I, 49-56.
- FRÜCHTENICHT, K. (1999): Phosphorgehalt und Phosphorverlagerung nordwestdeutscher Böden. In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und For- schungsanstalten. Hohe P-Gehalte im Boden - mögliche Folgen für die Umwelt - Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln. VDLUFA- Schriftenreihe 50/1999. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

- FURRER, O.J. & STAUFER, W. (1987): Phosphat-Verlagerung im Boden und Auswaschung. FAC-Oktoberagung 1987: Phosphat in Landwirtschaft und Umwelt, Liebefeld-Bern, 1987, 83-90.
- GÄTH, S., FABIS, J. & FREDE, H.-G. (1992): Erfassung langjähriger Stickstoff- und Phosphorfrachten im Wassereinzugsgebiet der Stever und des Haltener Mühlenbachs. Wasserwirtschaft 82/1.
- GEBEL, M. (2004): persönliche Mitteilung.
- GEBEL, M. (2003): persönliche Mitteilung.
- GEBEL, M. (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. Dresdener Geographische Beiträge 6, TU Dresden, Selbstverlag, zugleich Dissertation TU Dresden.
- GEBEL, M. & GRUNEWALD, K. (2002a): Quantifizierung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge im Mittelsächsischen Lösshügelland. Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Dresden (unveröff. Abschlussbericht).
- GEBEL, M. & GRUNEWALD, K. (2002b): Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge im Flusseinzugsgebiet der Werre mit dem Modell STOFFBILANZ. Studie im Auftrag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Dresden (unveröffentlicht).
- GERDES, P. (1999): Bewertung der Wirksamkeit von Phosphoreinträgen in Fließgewässer. Dissertation im Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover.
- GÖBEL, B. (2000): Stickstoff-Austragsverhalten einer gedrähten Fläche in Schleswig-Holstein. Wasser & Boden 52/10, 33-36. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- GOLTERMANN, H.L. (1976): Fosfaaten in het nederlandse opper-vlak-tewater. Raport van de „Stuur-groep Fosfaaten“.
- GRANT, R.F. (1991): A technique for estimating denitrification rates at different soil temperatures, water contents and nitrate concentrations. Soil Sci., 152, 41-52.
- GRÜN, M., BRUCHLOS, P., PODLESAK, W. & HEROLD, L. (1995): Kontrollsystem der nährstoffbedingten Umweltbelastung. F & E-Bericht, IPE Jena (unveröffentlicht).
- GRUNEWALD, K., GEBEL, M., PAVLIK, D. & MANNSFELD, K. (2000): Weiterführende stoffhaushaltliche Untersuchungen im natürlichen Einzugsgebiet des Speichers Radeburg II, F & E-Bericht im Auftrag der LTV Sachsen, Dresden/Pirna (unveröffentlicht).
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHRÖDER, M. & DIKAU, R. (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Stuttgart.
- HAAS, G., BERG, M. & KÖPKE, U. (1998): Grundwasserschonende Landnutzung: Vergleich der Ackernutzungsformen konventioneller, integrierter und organischer Landbau, Vergleich der Landnutzungsformen Ackerbau, Grünland (Wiese) und Forst (Aufforstung). Schriftenreihe des Institutes für Organischen Landbau, Universität Bonn, Köster-Verlag, Berlin.

- HAHN, H.H. & FUCHS, S. (2001): Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen (Vorprojekt). Endbericht BWC 2003, Uni Karlsruhe.
- HALBFAß, S. (2004): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Beiträge zur Landschaftsforschung Band 1, Dresden.
- 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, Akademie Verlag, Sankt Augustin.
- HAMM, A. (1976): Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen. Flächenbezogene P-Angaben - eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung. Z. Wasser- und Abwasserforschung 9/1.
- HARTMANN, M. & SCHOPPE, A. (2003): Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge im EZG der Ilmenau mit dem Emissionsverfahren STOFFBILANZ. Diplomarbeit im Fachbereich Bauingenieurwesen, Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (unveröffentlicht).
- HASENPUSCH, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete. Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen. HRSG.: Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 158, Braunschweig.
- HEANEY, J.P., HUBER, W.C. & NIX, S.J. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275.
- HEISSENHUBER, A., MAIDLE, F.X., KÖBLER, M. & BRUNNER, H. (1994): Untersuchungen zur Begriffsbestimmung einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung im Sinne des Gewässerschutzes sowie daraus abgeleitete Auswirkungen auf die Ausgleichleistungen für Bewirtschaftungsauflagen in Trinkwasserschutzgebieten. Materialien 32, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- HELMER, C., TROMM, C., HIPPEL, A., ROSENWINKEL, K.-H., SEYFRIED, C.F. & KUNST, S. (1999): Einstufige biologische Stickstoffelimination durch Nitrifikation und anaerobe Ammonium-Oxidation im Biofilm. Gwf Wasser Abwasser, 140 (9), 622-632.
- HENNINGS, V. (KOORDINATOR) (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Heft 31, Hannover.
- HENSEL, H. & BORK, H.-R. (1988): EDV-gestützte Bilanzierung von Erosion und Akkumulation in kleinen Einzugsgebieten unter Verwendung der modifizierten Universal Soil Loss Equation. In: Landschaftsökologisches Messen und Auswerten, Heft 2/3, Braunschweig, 107-136.

- HERRMANN, S. (1995): Quantifizierung von Nährstoffeinträgen in Kleinstrukturen einer Löß-Agrarlandschaft: Methodik und Anwendung eines modellanalytischen Ansatzes. Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main.
- HIRT, U. (2003): Regional differenzierte Abschätzung der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer der mittleren Mulde. Bericht der Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Nr. 3/2003. Zugleich Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften/Geographie der Johann Wolfgang Goethe Universität Frankfurt am Main.
- HOFFMANN, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, Umweltbundesamt, Berlin.
- HORN, H. (1982): Simultane Nitrifikation und Denitrifikation in einem hetero-/autotrophen Biofilm unter Berücksichtigung der Sauerstoffprofile. Gwf Wasser Abwasser, 133 (6), 287-292.
- HOUBEN, G. (2000): Modellansätze zur Prognose der langfristigen Entwicklung der Grundwasserqualität - Fallbeispiel Bourtanger Moor (Emsland). Dissertation an der Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen. Aachener Geowissenschaftliche Beiträge, Band 36. Wissenschaftsverlag Mainz.
- HUBER, P. (1996): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragungspotentials in Fließgewässer am Beispiel der Erpe. Diplomarbeit, Institut für Geographie, Freie Universität Berlin.
- HUBER, P. & BEHRENDT, H. (1997): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragungspotentials in Fließgewässer. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 83.
- JOHANSSON, P.O., BERGSTRÖM, H.L. & JANSSON, P.-E. (1987): Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 18, 333-356.
- KAISER, K. (2002): Überprüfung des Modells STOFFBILANZ für eine Anwendung im Mittelgebirgsraum am Beispiel des Einzugsgebietes Rauschenbach im Osterzgebirge. Diplomarbeit, Institut für Geographie, TU Dresden (unveröffentlicht).
- KAPPES, K. & BOCKHOLT, R. (1995): Quantifizierung der Stoffausträge über Dräne und Gräben aus Flächen mit unterschiedlicher Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung im Warnoweinzugsgebiet. Teilbericht im Rahmen des BMBF-Projektes, Universität Rostock.
- KASTELL, S. & STÜDEMANN, O. (1993): On- und off-side-Erscheinungen und Wirkungen der Bodenerosion - eine Zielfunktion landschaftsökologischer Komplexanalyse. In: Ökologische Untersuchungen im Warnow-Einzugsgebiet, Heft 1 1993, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 33-45.
- KAYSER, K. (2003): Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 121, Hannover.

- KILLE, K. (1970): Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Sonderheft Hydrogeologie/Hydrochemie, Hannover.
- KINDLER, R. (1992): Ertragsschätzung in den neuen Bundesländern. Verlag Pflug und Feder, St. Augustin.
- KLEMP, L. (1997): Ermittlungen zum Nitrataustrag aus Dauergrünland unter Weidennutzung auf Flußmarsch unter besonderer Berücksichtigung von Exkrementstellen. Ökologie und Umweltsicherung, 13, Kassel.
- KNISEL, W.G. (1980): CREAMS - A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. = US Department of Agriculture, Conserv. Res. Report, No. 26, Tucson.
- KNOWLES, R. (1982): Denitrification. In: PAUL, E.A. & ADD, J.N. (Editors): Soil Biochemistry 5, New York, 323-369.
- KOHL, D.H., VITHAQYATHIL, F., WHITHLOW, P., SHEARER, G. & CHIEN, S.H. (1976): Denitrification kinetics in soil systems: The significance of good fits of data to mathematical forms. Soil Sci. Soc. Am., 40, 249-253.
- KÖHNE, CH. & WENDLAND, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. Interner Bericht KFA.STE-IB 1/92, Forschungszentrum Jülich, Jülich.
- KÖLLE, W. (1989): Stickstoffverbindungen im Grund- und Rohwasser. Weiterbildendes Studium Bauingenieurwesen, Wasserwirtschaft, Universität Hannover, Kurs SW 23, Hannover.
- KÖLLE, W. (1987): Natürliche Denitrifikation durch Schwefel-Eisen-Verbindungen im Aquifer. Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik. Vulkan-Verlag, Essen.
- KÖLLE, W., STREBEL, O. & BÖTTCHER, J. (1990): Reduced Sulfur compounds in sandy aquifers and their interaction with groundwater. Proc. of the Dresden Symposium: Groundwater monitoring and management. IAHS Publ. 173, 23-30.
- KÖLLE, W., STREBEL, O. & BÖTTCHER, J. (1985): Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. Wat. Supply, 3, 35-40.
- KOSKINEN, W.C. & KEENEY, D.R. (1982): Effect of pH on the rate of gaseous products of denitrification and aerobic respiration in soil. Biol. Fert. Soils, 2, 15-21.
- KRETZSCHMAR, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 19, Jülich.
- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 12, Jülich.

- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1997): WEKU – a GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. *Envir. Geol.*, 30 (1/2), 1-9.
- LANE, L.J. & NEARING, M.A. (1989): USDA Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile version model documentation. = USDA-ARS, National Soil Erosion Research Report, 2, West Lafayette, Indiana.
- LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. FAM-Bericht 19, Shaker Verlag, Aachen.
- LAUN (LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN) (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/96, Gülzow.
- LAWA (2003): Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Stand: 12.03.2003.
- LAWA (2002a): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bearbeitungsstand: 27.02.2002.
- LAWA (2002b): Gemeinsamer Bericht von LAWA und LABO zu Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie, Hannover.
- LAWA (2000): Gewässerschützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten, Bonn.
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Arbeitskreis Zielvorgaben, Kulturbuchverlag, Berlin.
- LAWA (1997): Nationale Gewässerschutzkonzeption - Aktuelle Schwerpunkte. Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.09.1996, Berlin-Köpenick.
- LECHER, K., LÜHR, H.-P. & ZANKE, U.C.E. (HRSG.) (2001): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Paul Parey Verlag.
- LEIDIG, E. (1997): Quantifizierung und modellhafte Beschreibung der Stickstoffverluste durch Denitrifikation im Bearbeitungshorizont landwirtschaftlich genutzter Flächen. *Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie*, Heft 35.
- LENSI, R. & CHALAMET, A. (1982): Denitrification in waterlogged soils: In situ temperature-dependent variations. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 51-55.
- LIEBSCHER, H.-J. & KELLER, R. (1979): Abfluss. In: *Hydrologischer Atlas der BRD (Textband)*, herausgegeben im Auftrag der Dt. Forschungsgemeinschaft, Bonn.
- LITTLEWOOD, I.G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies and assessment of errors in mass load estimates für United Kingdom rivers. In: *Environment International* 21 (2).



- MAGIERA, P. (2002): GIS-gestützte Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe C, Heft SC 3, Hannover.
- MANNSELD, K., GRUNEWALD, K., GEBEL, M. & FRIESE, H. (1998): Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer - Beispielbearbeitungen in den Flussgebieten Große Röder und Schwarzer Schöps, Materialien zur Wasserwirtschaft. Hrsg. vom Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- MARKS, R., MÜLLER, M., LESER, H. & KLINK, H.-J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftswasserhaushaltes (BA LVL). Forschung zur Deutschen Landeskunde, Band 229, Zentralausschuss für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- MATSCHONAT, G. (1995): Zur  $\text{NH}_4$ -Sorption und  $\text{NH}_4$ -Fixierung in europäischen Waldböden. Dissertation Universität Bayreuth.
- MCKENNY, D.J., WANG, S.W., DRURY, C.F. & FINDLAY, W.I. (1993): Denitrification and Mineralization in Soil Amended with Legume, Grass and Corn Residues. Soil Sci. Am. J., 57, 1013-1020.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1953-1957): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 1-5. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., MÜLLER-MINY, H., NEEF, E. & SCHULTZE, H.J. (1959/1961): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band 6 + 7. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- MICHAEL, A. (2000): Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells Erosion 2D/3D - Empirische Ansätze zur Ableitung der Modellparameter. Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg.
- MOSIMANN, T., MAILLARD, A., MUSY, A., NEYROUD, J.-A., RÜTTIMANN, M. & WEISSKOPF, P. (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten: Prozesse und Ursachen der Bodenerosion - Bodenerhaltungsziel - Gefährdungsschätzung - Schutzmaßnahmen im Landwirtschaftsbetrieb und im Einzugsgebiet. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes „Nutzung des Bodens in der Schweiz“, Liebefeld-Bern.
- MOSIMANN, T. & RÜTTIMANN, M. (1999): Bodenerosion selber abschätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbaugebiete des zentralen Mittellandes. Finanzdepartement Aargau Abteilung Landwirtschaft, Abteilung Umwelt und Landwirtschaft des Kantons Bern, Landwirtschaftsamt des Kantons Luzern und Amt für Umweltschutz und Amt für Landwirtschaft des Kantons Solothurn.
- MOSIMANN, T. & RÜTTIMANN, M. (1996): Abschätzung der Bodenerosion und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit: Grundlagen zum Schlüssel für Betriebsleiter und Berater mit den Schätztabelle für Südniedersachsen. Veröffentlichungen der Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie am Geographischen Institut der Universität Hannover, Geosynthesis, Heft 9, Hannover.

- MUDRACK, K. & KUNST, S. (1994): Biologie der Abwasserreinigung. 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MÜHLE, H. (HRSG.) (2002): Dauerhaft umweltgerechte Landwirtschaft. Kenntnisstand, Instrumente, Forschungsbedarf. UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.
- NAGEL, H.D. & GREGOR, H.D. (HRSG.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads & Levels). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- NEUFANG, L., AUERSWALD, K. & FLACKE, W. (1989): Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG - ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung. In: Bayer. Landwirtschaftliches Jahrbuch, Band 66, Heft 7, 771-789 (a).
- NILSSON, J., ANDERSEN, B., DICKSON, W., ERIKSSON, E., HENRIKSEN, A., KÄMÄRI, J. & NILSSON, I. (1987): Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a nordic working group.
- NLÖ (2000): Gewässergütekarte 2000. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- NLÖ (1995): Gewässergütebericht. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- NLS (1998): Niedersachsen, das Land und seine Regionen. Niedersächsisches Landesamt für Statistik (NLS) und Landesvermessung + Geobasisinformation Niedersachsen (LGN).
- NOLTE, C. & WERNER, W. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Schriftenreihe Agrarspectrum 19, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M.
- NOVOTNY, V. & CHESTERS, G. (1981): Handbook of Nonpoint Pollution. New York, London, Melbourne.
- NUSCH, E.A. (1974): Nährstoffaustrag aus Waldboden. DVWG-Schriftenreihe 1.
- OSPAR (OSLO-PARIS-KOMMISSION) (1996): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).
- OSTERTAG, S. & ECK-DUPONT, M. (1989): Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff in Oberflächengewässern. UBA-Forschungsbericht 10204364.
- PAMPERIN, L. (2002): Nitratverlagerung in Abhängigkeit von der Bodennutzung, den Standorteigenschaften und der Grundwasserneubildung eines stauwasser-beeinflussten Grundmoränenstandortes. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften und Geographie der Universität Hannover.
- PANCKOW, N. (2002): Gewässergütesimulation im Einzugsgebiet der Ilmenau unter besonderer Berücksichtigung diffuser Einträge. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (unveröffentlicht).
- PAUKNER-RUZICKA, A., LEHMANN, R. & STÖTTER, J. (1999): GIS-gestützte Erfassung diffuser Phosphoreinträge und deren Bewertung. Wasser & Boden, 51/1+2, 14-18.

- PAULIUKVICIUS, G., GULBINAS, Z., DILYS, A., BAUBINAS, R. & GRABAUSIENE, I. (1988): Phosphorus migration in lake landscapes of Lithuania. In: TIESSEN, H. (1988): Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems, Proceedings of SCOPE workshop, University Saskatchewan, Saskatoon, Canada.
- POTH, M. (1986): Dinitrogen production from nitrite by a nitrosomonas isolate. *Applied and Environmental Microbiology*, 52, 957-959.
- POSTMA, D., BOESEN, C., KRISTIANSEN, H. & LARSEN, F. (1991): Nitrate reduction in an unconfined aquifer: Water chemistry, reduction processes and geochemical modelling. *Wat. Res.*, 27, 2027-2045.
- PRASUHN, V. (2003a): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht z.H. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich (AWEL).
- PRASUHN, V. (2003b): Entwicklung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen 1985, 1986, 2001. Bericht z.H. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- PRASUHN, V. (1999): Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. Bericht Int. Gewässerschutzkommission Bodensee, 51.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Baseler Tafeljura (Raum Anwil, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. *Physiographica* 16, Basel.
- PRASUHN, V. & BRAUN, M. (1994): Abschätzung der Phosphor und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kanton Berns. Schriftenreihe der FAC Nr. 17, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarchemie und Umwelthygiene; Liebefeld-Bern.
- PRASUHN, V., BRAUN, M. & KOPSE ROLLI, D. (1997): Maßnahmen zur Verringerung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer, dargestellt am Beispiel von 20 hydrologischen Einzugsgebieten im Kanton Bern. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft, Bern.
- PRASUHN, V. & HURNI, P. (1999): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen (Stand 1996). Interner Bericht Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut der Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL-Liebefeld), i.A. des BUWAL, Bern.
- PRASUHN, V. & HURNI, P. (1998): Abschätzung der Stickstoff- und Phosphorverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer und Maßnahmen zu deren Verminderung im Klettgau. Entwicklungskonzeption Klettgaurinne. Interreg II EG/EU. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), Liebefeld, Bern.
- PRASUHN, V. & MOHNI, R. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoff-einträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Bericht z.H. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Kanton Bern (GSA).

- PRASUHN, V. & MÜLLER, K. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Zugersee. Bericht z.H. Amt für Umweltschutz Kanton Zug.
- PRASUHN, V., SPIESS, E. & BRAUN, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee. Bericht Int. Gewässerschutzkommission Bodensee, 45.
- RADERSCHALL, R. (1996): Abschätzung der diffusen Stoffeinträge in die Hunte über Ergebnisse aus Modell-Einzugsgebieten. Wasserwirtschaft 86 (1), 14-18.
- RADERSCHALL, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. Berichte aus der Agrarwissenschaft, Aachen.
- RASPER, M., SELLHEIM, P. & STEINHARDT, B. (1991): Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem - Grundlagen für ein Schutzprogramm. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen (25/1). Herausgeben von der Niedersächsischen Landesverwaltung - Fachbehörde für Naturschutz.
- REDDY, K.R., PATRICK, W.H.JR. & PHILLIPS, R.E. (1982): Evaluation of selected processes controlling nitrogen loss in a flooded soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 1241-1246.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Lahn, Gießen.
- REIJERINK, J.G.A. & BREEUWSMA, A. (1992): Ruimtelijk beeld van de fosfaatverzading in mestoverschotgebieden. DLO-Staring Centrum, Wageningen, Rapport 222.
- RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K. & YODER, D.C. (COORDINATORS) (1997): Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). = Agriculture Handbook No. 703, Agriculture Research Service, US Department of Agriculture, Tucson.
- RENGER, M., WESSOLEK, G., KÖNIG, F., SWATJES, C., FAHRENHORST, B. & KASCHANIAN, 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.
- RHEINHEIMER, G., HEGEMANN, W., RAFF, J. & SEKULOV, I. (1988): Stickstoffkreislauf im Wasser. Oldenbourg, München, Wien.
- RIGLER, F.H. (1974): Phosphorus cycling in lakes. In: RUTTER, F. (1974): Fundamentals of Limnology, Toronto.
- RIHM, B. (1996): Critical loads of nitrogen and their exceedances. Environmental Series No. 275. Federal Office Of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Berne.
- RÖDER, M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes - dargestellt am Beispiel der Westlausitz. Dissertation, TU Dresden.
- ROLLAND, W. (1995): Organotrophe und chemolithoautotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zone - Messung und Simulation -. Dissertation TU Braunschweig.

- RÖMER, W. (1997): Phosphoraustrag aus der Landwirtschaft in Gewässer. *Wasser & Boden*, 49/8, 51-54.
- RUF, J., HAAS, B. & SCHREINER, H. (2003): Bewertung von diffusen und punktförmigen Quellen am Beispiel des Projektgewässers Tauber. *Wasserwirtschaft* 11/2003, 54-58.
- RUHE, C. (1997): Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flußgebietes. Dissertation, Universität Hannover.
- SAUERBORN, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 13.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.P., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. ENKE-Verlag.
- SCHEER, C. (1999): Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. *DVWK-Materialien* 5/1999.
- SCHEER, C. & KUNST, S. (2001): Kombination von ATV-Gewässergütemodell und Emissionsverfahren: ein Instrument für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. ATV-Bundes- und Landestagung in Freiburg im Breisgau am 27./28. September, 166-180.
- SCHEER, C., PANCKOW, N. & KUNST, S. (2004a): Signifikante Nährstoffausträge aus der Fläche. F & E-Projekt im Auftrag der LAWA. HRSG.: ATV-DVWK, Hennef.
- SCHEER, C., PANCKOW, N. & KUNST, S. (2004b): Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche. Kurzfassung des gleichnamigen Abschlussberichtes. *Wasserwirtschaft* 5, 42-45.
- SCHEER, C., PANCKOW, N. & KUNST, S. (2002): Bewertung verschiedener Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Flussgebieten hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit und Aussagekraft. Abschlussbericht, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (unveröffentlicht).
- SCHEER, C. & PINZ, K. (2002): Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung von Tagesganglinien diffuser Nährstoffeinträge: ein Instrument für die fließgewässerbezogene Bewirtschaftung von Einzugsgebieten. ATV-DVWK-Arbeitsbericht, Hennef.
- SCHEFFER, B. (1990): Stickstoffumsetzungen im Boden beim Einsatz mineralischer und organischer Dünger. In: WALTHER, W. (HRSG.): Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen - Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien -, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Heft 48, Technische Universität Braunschweig.
- SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. *Wasserwirtschaft*, Band 94, Heft 3, 28-32.
- SCHEFFER, B. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHILLINGER, M.P. & SCHULZ, K. (1997): Modellierung der flächigen Stickstoffdynamik eines überwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes: BMBF-Verbundvorhaben: Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet; Schlussbericht Teilprojekt 17.

- SCHLEGEL, H.-G. (1985): Allgemeine Mikrobiologie. 6. Auflage. Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- SCHMID, C. & PRASUHN, V. (2000): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich. Schriftenreihe der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL) 35, Zürich-Reckenholz.
- SCHMIDT, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berliner Geographische Abhandlungen, Heft 61.
- SCHOLZ, G. (1997): Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit, Institut für Geographische Wissenschaften, Freie Universität Berlin.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- SCHRAMM, M. (1994): Ein Erosionsmodell mit räumlich und zeitlich veränderlicher Rillenmorphologie. Dissertation am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- SCHULZ, K. (1996): Stickstoffdynamik-Modelle: Dynamit. Tagungsunterlagen der Zwischenpräsentation des BMBF-Verbundprojektes „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus kleinen Einzugsgebieten“, Karlsruhe, 10.12.1996, 221-226.
- SCHWERTMANN, U. (1973): Der landwirtschaftliche Anteil am Phosphat-Eintrag in Gewässer (Literaturübersicht) und die Bedeutung des Bodens hierfür. Z. Wasser- und Abwasserforschung 6.
- SCHWEIGERT, P. (1996): Der Stickstoffgehalt des landwirtschaftlich geprägten Wassereinzugsgebietes der Innerste im nordwestlichen Harzvorland bei Hildesheim. Dissertation, Universität Hannover.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SEEDORF, H.H. (1977): Landeskunde. Topographischer Atlas Niedersachsen und Bremen. HRSG.: Nieders. Landesverwaltungsamt - Landesvermessung.
- SEEDORF, H.H. & MEYER, H.-H. (1996): Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Band 2: Niedersachsen als Wirtschafts- und Kulturraum, Bevölkerung, Siedlung, Wirtschaft, Verkehr und kulturelles Leben, Wachholtz Verlag Neumünster.
- SEEDORF, H.H. & MEYER, H.-H. (1992): Landeskunde Niedersachsen. Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Band 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung, Wachholtz Verlag Neumünster.
- SMID, A.E. & BEAUCHAMP, E.G. (1976): Effect of temperature and organic matter on denitrification in soil. Can. J. Soil Sci., 56, 385-391.

- SMITH, J.L. (1994): Cycling of nitrogen through microbial activity. In: HATFIELD, J.L. & STEWART, B.A. (Editors): Soil biology: Effects on soil quality, 91-119.
- SML (1997): Ordnungsgemäßer Einsatz von Düngern entsprechend der Düngeverordnung. Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten des Freistaates Sachsen, Dresden.
- SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT) (HRSG.) (2000): Waldzustandsbericht 2000. Dresden.
- STALZER, W., SPATZIERER, G. & WENNINGER, U. (1985): Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland, Sonderband 72, 123-133.
- STICKSEL, E. (1995): Experimentelle Untersuchungen und Modellrechnungen zum boden- und nutzungsbedingten Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet. Dissertation Universität München, Freising-Weihenstephan.
- STOFFBILANZ (2003): Modelldokumentation, unter [www.stoffbilanz.de](http://www.stoffbilanz.de).
- THIELE, V., MEHL, D., BARTOLOMAEUS, W., BEHRENDT, H., BOCKHOLT, R., BÖNSCH, R., BÖRNER, R., DANCKERT, H., FADSCHILD, K., GOSSELCK, F. & SCHLUNGBAUM, G. (1995): Ökologisch begründetes Sanierungskonzept für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2, 1995.
- TSYRO, S.G (1998a): Transboundary fluxes in large river basins. Linköping Studies in Arts and Sciences.
- TSYRO, S.G (1998b): Description of the Lagrangian Acid Deposition model. In: Transboundary acidifying Air Pollution in Europe. EMEP/MSC-W Status Report 1/98. Part 2, Oslo.
- UBA (2001): Umwelt-Barometer: Wasser, Stand: 01.12.01.
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Coordination Center for Effects and the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe. UBA-Texte 71/96, Berlin.
- US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972): National engineering handbook, US Dept. Agriculture, Washington.
- VDLUFA (1999): Hohe P-Gehalte im Boden - mögliche Folgen für die Umwelt - Konsequenzen für die Ausbringung von phosphorhaltigen Düngemitteln. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- VETTER, H. & STEFFENS, G. (1981): Phosphorus accumulation in soil profiles and phosphorus losses after the application of animal manure. In: HUCKER, T.W.G. & CASTROUX, G.: Phosphorus in sewage sludge and animal waste slurries. R. Reidel Publishing Company, Dordrecht, NL.

- VOGEL, S. (1999): Umweltbewußtsein und Landwirtschaft. Theoretische Überlegungen und empirische Befunde. Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung 34, Margraf Verlag, Weikersheim.
- VOGES, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässern. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften und Geographie der Universität Hannover.
- VOLK, M., STEINHARDT, U., GRÄNITZ, S. & PETRY, D. (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der ABAG. Wasser & Boden, 53/12, 24-30.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1969): Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. In: Arch. Hydrobiol. 66.
- VOLZ, H.-A. (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, 443. Landwirtschaftsverlag Münster.
- VORREYER, C. (1987): Anforderungen an den Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln in der Landwirtschaft. In: 1. Boden-Grundwasser-Forum Berlin. IWS-Schriftenreihe 3, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- WALTHER, W. (1995): Über den Stoffhaushalt der Landschaft und über die diffuse Belastung von Böden, Fließgewässern und Grundwasser, dargestellt an ausgewählten Standorten. Mitteilungen des Leichtweiss-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig, 129, Braunschweig.
- WEINGARTEN, P. (1996): Grundwasserschutz und Landwirtschaft: Eine quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen. HRSG.: H. DE HAEN, Schriften zur Umweltökonomik, Band 13, Universität Göttingen. Wissenschaftsverlag Vauk, Kiel.
- WEISS, U. (2000): Eignung von praxisorientierten Modellansätzen zur Schätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Band 54, Kiel.
- WELP, G., HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1983): Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 146.
- 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. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- WENDLAND, F. & KUNKEL, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Band 13, Jülich.



- WENDLAND, F., KUNKEL, R., GRIMVALL, A., KRONVANG, B. & MÜLLER-WOHLFEIL, D.I. (2002): The SOIL-N/WEKU model system - a GIS-supported tool for the assessment and management of diffuse nitrogen leaching at the scale of river basins. *Water Science and Technology*, Vol. 45, No. 9, 285-292.
- WERNER, M. VON (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation FU Berlin.
- WERNER, W. (1998): Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphatsorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser. *Forschungsberichte der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn*, Heft Nr. 64, Bonn.
- WERNER, W. & OLFS, H.-W. (1990): Stickstoff- und Phosphorbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)schaft und die Möglichkeit zu ihrer Verminderung. *Wasser Berlin 1989*, Erich Schmidt Verlag, S. 488-502.
- WERNER, W., OLFS, H.-W., AUERSWALD, K. & ISERMANN, K. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen“. In: HAMM, A. (1991): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*, Sankt Augustin.
- WERNER, W. & WODSAK, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. *Schriftenreihe Agrarspektrum 22*, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M.
- WESSOLEK, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (unveröffentlicht).
- WHITEHEAD, D.C. (1995): *Grassland nitrogen*. Cab International, Wallingford.
- WILKE, B. & SCHAUB, D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellschaft 79*.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978): *Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning*. = *Agriculture Handbook No. 537*, Science and Education Administration, US Department of Agriculture, Washington, D.C.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1965): *Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains*. = *Agriculture Handbook No. 282*, US Department of Agriculture, Washington, D.C.
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & SOKOLLEK, V. (1992): *Landschaftswasserhaushalt: Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum; Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik*. Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.
- YOUNG, R.A., ONSTAD, C.A., BOSCH, D.D. & ANDERSON, W.P. (1987): *AGNPS, Agriculture Non-Point-Source Pollution Model. User's Manual*. = *Conserv. Research Report, NO. 35*, USDA, Washington, D.C.

---

ZALF (2000): Sanierung und Vermeidung flächenhafter Grundwasserkontaminationen durch Methoden des alternativen Landbaus. Abschlussbericht eines Forschungsprojektes im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ: 102 02 630, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg.

## Anhang

Tab. A 1: MOBINEG: Datenbedarf (überwiegend von Ämtern zu beziehen)

Datentyp	Auflösung
Eindeutige ID des EZG	Shapefile
10-stellige ID des EZG	Shapefile
Größe des Gemeindegebietes (im EZG bzw. TEZG)	Shapefile
Gemeindegrenzen mit Gemeindenummern	Shapefile
Erosionsgefährdung pro Teilstück	Shapefile
Landnutzung CORINE pro Teilstück	Shapefile
Teileinzugsgebietsgrenzen mit Nummern	Shapefile
Mittel der monatlichen Evapotranspiration im Bilanzzeitraum differenziert nach LN	Shapefile
Grundwasserneubildung pro Teilstück	Shapefile
nFKWe-Werte in Klassen pro Teilstück	Shapefile
Kläranlagennummer	zu integrieren
Einleitpunkte für KA	in Shapefile zu int.
Mittel des monatlichen Niederschlages im Bilanzzeitraum differenziert in Sommer-/Winterniederschlag	(Teil-) Einzugsgebiet
N-Düngeempfehlung (nach Landwirtschaftskammer)	Kreis- o. Gemeindeebene
N-Gehalt im Erntegut	Kreis- o. Gemeindeebene
Flächentyp, auf dem die Kulturart angebaut wird	Gemeindeebene
Größe der Fläche, auf der die jeweilige Kulturart angebaut wird	Gemeindeebene
Erntemenge	Gemeindeebene
N-Gehalt im Abwasser (KA und Klein-KA)	Gemeindeebene
P-Gehalt im Abwasser (KA und Klein-KA)	Gemeindeebene
Abwasseranfall (KA und Klein-KA)	Gemeindeebene
Anteil der versiegelten Flächen, bei denen das Regenwasser über die KA abfließt	Gemeindeebene
Einwohner, die an Klein-KA angeschlossen sind	Gemeindeebene
Anteil Drainage unter Acker	EZG-Ebene
Anteil Drainage unter Grünland	EZG-Ebene
N-Menge, die pro Flächentyp über die Kanalisation ins Gewässer gelangt	Gemeindeebene
P-Menge, die pro Flächentyp über die Kanalisation ins Gewässer gelangt	Gemeindeebene
N-Gehalt im Wirtschaftsdünger	Gemeindeebene
Menge an Wirtschaftsdünger	Gemeindeebene
Anteil der Ackerfläche, auf der Wirtschaftsdünger ausgebracht wird	EZG-Ebene
Anteil der Grünlandfläche, auf der Wirtschaftsdünger ausgebracht wird	EZG-Ebene
Grundwasserentnahmen	EZG-Ebene
P-Bilanzüberschuss auf Ackerflächen	EZG-Ebene

Tab. A 2: MOBINEG: Datenvorgaben bzw. Literaturdaten, z.T. spezifisch für das EZG der Oberen Werre

Datentyp	Vorlage
P-Abbau in der Wurzelzone	0,99
P-Abbau während des Drainageabflusses	0,5
N-Abbau während des Drainageabflusses	0,5
P-Abbau während des Zwischenabflusses	0,5
N-Abbau während des Zwischenabflusses	0,5
P-Abbau im Grundwasser	0,75
N-Abbau im Grundwasser	0,75
N-Gehalt des organischen Düngers in [kg N/(t-TS)]	40,73
Menge des aufgebrauchten organischen Düngers in [t TS/ha·a]	1,41
Anteil der organisch gedüngten Ackerflächen	0,05
Anteil der organisch gedüngten Grünflächen	0
Jahresabflussmenge der KA [m³/a]	-
Gesamt-P-Gehalt KA-Abfluss in [mg/l]	0,2-4
Gesamt-N-Gehalt KA-Abfluss in [mg/l]	7-48,3
MQ in [m³/s]	4,48
Basisabfluss in [m³/s]	1,93
Anteil vom Jahresniederschlag, der auf Ackerflächen direkt abfließt	0,15
Anteil vom Jahresniederschlag, der von versiegelten Flächen direkt abfließt	0,85
Anteil vom Jahresniederschlag, der aus der Vorstadt direkt abfließt	0,12
Grundwasserentnahmen in [m³/s]	0,178
N aus atmosphärischer Deposition in [kg/ha·a]	12,8
P aus atmosphärischer Deposition in [kg/ha·a]	0,29
N aus Waldstreu in [kg/ha·a]	2
P aus Waldstreu in [kg/ha·a]	0,08
N aus mineralischer Düngung, Direkteintrag in [kg/ha·a]	0,0241
P aus mineralischer Düngung, Direkteintrag in [kg/ha·a]	0,004
N-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Grünland in [kg/ha·a]	29
P-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Grünland in [kg/ha·a]	0,3
N-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Wald in [kg/ha·a]	12
P-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Wald in [kg/ha·a]	0,1
N-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Vorstadt in [kg/ha·a]	6,5
P-Auswaschung aus dem Wurzelraum unter Vorstadt in [kg/ha·a]	0,3
Erosionslevel in Klassen	0-5
N-Gehalt im Bodenabtrag in [kg/ha·a] pro Klasse	0-60
P-Gehalt im Bodenabtrag in [kg/ha·a] pro Klasse	0-22,6

Tab. A 3: MOBINEG: Modellinterne nFKWe-Klassen, nach F & N UMWELTCONSULT GMBH (2001)

nFKWe-Klasse	Wertebereich des nFKWe	Mittelwert des nFKWe
0	0	0
1	1 - 50	25
2	51 - 90	70
3	91 -135	115
4	136 - 205	170
5	206 - 270	235
6	> 270	300

Tab. A 4: STOFFBILANZ: Bodenartengruppen im Modell (vgl. AG BODEN, 1994), nach STOFFBILANZ (2003)

Bodenartengruppen aus der Menüauswahl von DATENSPEICHER STOFFBILANZ (Kurzzeichen)	Zugehörige Bodenartenuntergruppen (Kurzzeichen)
Ss	Ss, gS, mS, fS, ffS
Ls	Su2, Sl2, Sl3, St2
Us	Su3, Su4
Sl	Slu, St3, Sl4
Su	Us, Uu
Lu	Uls, Ut2, Ut3
LI	Ls2, Ls3, Ls4, Lt2
Tu	Ut4, Lu
TI	Ts3, Ts4, Lts
Ut	Tu3, Tu4, Lt3
Lt	Ts2, TI, Tu2, Tt
Hn (Niedermoortorf)	-
Hh (Hochmoortorf)	-
F# (subhydrische Bodenarten)	-

Tab. A 5: STOFFBILANZ: Modellinterne Kennzeichnung der Bodentypen (vgl. AG BODEN, 1994) und Nährstoffgehalt im Oberboden nach LN (nach STOFFBILANZ, 2003)

Bodentypen Modellintern	Bodentypen- bezeichnung	Nährstoffgehalt Oberboden			
		N <sub>Ober</sub> [kg/ha]		P <sub>Ober</sub> [mg/kg]	
		Acker	Wald	Acker	Wald
F#	Fels-, Skeletthumusboden	2000	2000	1000	400
O#	Syrosem, Lockersyrosem	2000	2000	1000	400
RN	Ranker	2000	2000	1000	400
RQ	Regosol	2000	2000	1000	400
P#	Podsol	2000	2000	1000	400
PP-BB	Podsol-Braunerde	2000	2000	1000	400
RR	Rendzina	4000	4000	1000	400
RZ	Pararendzina	4000	4000	1000	400
D#	Pelosol	4000	4000	1000	400
B#	Braunerde	4000	4000	1000	400
L#	Parabraunerde, Fahlerde	4000	4000	1000	400
T#	Tschernosem, Kalktschernosem	6000	6000	1000	400
SS-##	Pseudogley-Subtyp (z.B. SS-BB)	6000	6000	1000	400
GG-##	Gley-Subtyp (z.B. GG-BB)	6000	6000	1000	400
A#	Auenböden	6000	6000	1000	400
S#	Pseudogley	6000	6000	1000	400
G#	Gley	6000	6000	1000	400
HN	Niedermoor	6000	6000	1000	400
HH	Hochmoor	6000	6000	1000	400
J#	subhydrische Böden	-	-	-	-

Tab. A 6: STOFFBILANZ: Überblick über Fruchtartengruppen und zugehörige Fruchtarten

Fruchtartengruppe	Fruchtarten
Winterweizen (WW)	Winterweizen, Triticale
Wintergerste (WG)	Wintergerste
Winterroggen (WR)	Winterroggen
Sommergetreide (SG)	Sommer-, Hartweizen, Hafer, Sommerroggen, Sommermenggetreide, Dinkel
Silomais (SM)	Silomais, Corn-Cob-Mix
Körnermais (KM)	Körnermais
Raps (R)	Raps, Rübsen
Sonstige Ölfrüchte (ÖL)	Öllein, Körnersenf
Kartoffel (K)	Kartoffel
Sonstige Hackfrüchte (HF)	Zuckerrübe, Futterhackfrüchte
Sonnenblumen (SB)	Sonnenblumen
Körnerleguminosen (KL)	Ackerbohne, Erbse, Lupine (Süßlupine)
Futterleguminosen (FL)	Klee, Klee gras, Luzerne
Feldgras (FG)	Ackergras, Feldgras
Intensivgrünland (IG)	Wiesen, Mähweide, Dauerweide, Sonstige Grünlandfläche,
Extensivgrünland (EG)	Streuwiese, Hutung, Streuobstwiese

Tab. A 7: STOFFBILANZ:  $N_{\min}$ -Nachlieferung auf landwirtschaftlich genutzter Fläche nach Fruchtartengruppen und Bodentyp (Gebel, 2000, verändert nach SML, 1997; Niedermoor nach Frede & Dabbert, 1999)

Fruchtartengruppe	$N_{\min}$ -Nachlieferung in Abhängigkeit von der Bodenartengruppe für terrestrische bis halbhydromorphe Flächen [kg N/ha-a]		
ss, ls			
	Min.	Max.	terrestrisch, halbhydromorph
WW, WG, WR, SG	0	10	7,5
R, ÖL, FG	10	30	25
SM, KM, K	20	40	35
SB	30	50	45
HF	50	70	65
sl, us, su, ll, lu			
	Min.	Max.	terrestrisch, halbhydromorph
WW, WG, WR, SG	0	20	15
R, ÖL, FG	20	40	35
SM, KM, K	30	50	45
SB	40	60	55
HF	70	90	85
ut, tl, tu, lt			
	Min.	Max.	terrestrisch, halbhydromorph
WW, WG, WR, SG	10	30	25
R, ÖL, FG	30	50	45
SM, KM, K	40	60	55
SB	50	70	65
HF	80	100	95
Hn (Niedermoor)			
	Min.	Max.	
WW, WG, WR, SG	30	50	45
R, ÖL, FG	50	70	65
SM, KM, K	60	80	75
SB	70	90	85
HF	100	120	115

Tab. A 8: STOFFBILANZ: Ermittlung des Abflussquotienten  $A/A_G$  anhand von Bodentyp, Hydromorphiegrad und Hangneigungsklasse (verändert nach RÖDER, 1997)

Hydro- morphiegrad	Hangneigungsklassen							GWF- Abstand [m]	Bodentypen
	0 - 1°	> 1 - 2°	> 2 - 5°	> 5 - 10°	> 10 - 15°	> 15 - 20°	> 20°		
terrestrisch	1,1	1,2	1,4	1,6	1,8	2	2,3	> 1,5	F#, O#, RN, RQ, P#, RR, RZ, D#, B#, L#, T#
halbhydro- morph	2,0	2,0	2,0	2,0	2,1	2,3	2,3	0,8 - 1,5	SS-##, GG-##, A#
hydromorph	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	< 0,8	S#, G#, HN, HH, J#

Tab. A 9: STOFFBILANZ: Einfluss der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstand-orten mit Ackernutzung in Abhängigkeit von der Hangneigungsklasse (verändert nach WESSOLEK, 1997)

Hangexposition	0 - 1°	> 1 - 2°	> 2 - 5°	> 5 - 10°	> 10 - 15°	> 15°
Nord	1,00	1,03	1,06	1,13	1,20	1,32
Nordost	1,00	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Nordwest	1,00	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Süd	1,00	0,97	0,94	0,89	0,79	0,72
Südwest	1,00	0,98	0,95	0,90	0,81	0,75
Südost	1,00	0,98	0,95	0,90	0,81	0,75
Ost bzw. West	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Tab. A 10: STOFFBILANZ: Ableitung des bodenartbedingten Erosionswiderstandes BEW (nach MARKS ET AL., 1992)

Bodenartengruppen aus der Menüauswahl von DATENSPEICHER STOFFBILANZ (Kurzzeichen)	BEW-Klasse
Lt	1.0
ss, tl	2.1
ls, ll, sl	2.2
us, ut	3.1
su, lu, tu	4.1
Hn (Niedermoor), Hh (Hochmoor), F#	-



Tab. A 11: STOFFBILANZ: Ableitung des mittleren naturbedingten Bodenabtrages (nach MARKS ET AL., 1992)

BEW	R-Faktor	Mittlerer naturbedingter Bodenabtrag [t/ha·a]					
		Hangneigungsklasse					
		0 - 1°	1 - 2°	2 - 5°	5 - 10°	10 - 15°	> 15°
1.0	< 50	0	0,05	0,2	0,9	2,2	2,8
1.0	50 - 70	0	0,1	0,3	1,3	3,3	4,2
1.0	> 70	0	0,1	0,4	1,7	4,4	5,6
2.1	< 50	0	0,2	0,5	2,5	6,6	8,4
2.1	50 - 70	0	0,3	0,8	3,7	9,8	12,6
2.1	> 70	0	0,4	1,1	5,0	13,1	16,8
2.2	< 50	0	0,3	0,9	4,2	10,9	14,0
2.2	50 - 70	0	0,5	1,3	6,2	16,4	20,9
2.2	> 70	0	0,6	1,8	8,3	21,8	27,9
3.1	< 50	0	0,4	1,2	5,8	15,3	19,5
3.1	50 - 70	0	0,7	1,8	8,7	22,9	29,3
3.1	> 70	0	0,9	2,5	11,6	30,6	39,1
4.1	< 50	0	0,7	1,9	9,1	24,0	30,7
4.1	50 - 70	0	1,1	2,9	13,7	36,0	46,1
4.1	> 70	0	1,4	3,9	18,2	48,0	61,4

Tab. A 12: STOFFBILANZ: Angenommene P-Konzentrationen im Gebietsabfluss im Modell (nach STOFFBILANZ, 2003)

Hauptnutzungsform	P-Konzentrationen CP [mg/l]
CP <sub>Drän</sub> (Dränageabfluss)	
Acker (ss, ls, us)	0,2
Acker (sonstige Bodenartengruppen)	0,06
CP <sub>Ao</sub> (Oberflächenabfluss)	
Acker	0,8
CP <sub>Ag</sub> (Basisabfluss)	
Wald	0,01
Acker (ss, ls, us)	0,1
Acker (sonstige Bodenartengruppen)	0,03
CP <sub>Az</sub> (Zwischenabfluss)	
Wald	0,05
Acker	0,1

Tab. A 13: MODIFFUS: Datenbedarf (überwiegend von Ämtern zu beziehen)

Datentyp	Format
ID des EZG	Shapefile
Einzugsgebietsgrenzen, Teileinzugsgebietsgrenzen	Shapefile
Größe des Gemeindegebietes (im EZG bzw. TEZG)	Zahlen
Gemeindegrenzen mit Gemeindenummern	Shapefile
Landnutzung pro Raster	Shapefile
Mittel der monatlichen Evapotranspiration im Bilanzzeitraum	Shapefile
Mittel des monatlichen Niederschlages im Bilanzzeitraum differenziert in Sommer-/Winterniederschlag	Shapefile
Erosionsgefährdungsklassen	Ableitung
Abschwemmungsgefährdungsklassen	Ableitung
Auswaschungsgefährdungsklassen	Ableitung
DGM 100	Ableitung (z.B. aus DGM 50)
Neigung	Ableitung
Exposition	Ableitung
Koordinaten	Punktshape
Bodenart Oberboden	Shapefile
Bodenart Unterboden	Shapefile
Vernässung	Ableitung
Nutzung Grasland (intensiv, extensiv)	Shape oder Anteil pro Gemeinde
Skelettgehalt Oberboden	Shapefile
Lagerungsdichte des Bodens	Shapefile
Gefüge, Zustand des Bodens	Shapefile
Wichtigste Kulturarten / Gemeinde in [%]	Gemeindeebene
Fruchtfolgen inkl. Zwischenfrüchte pro Betrieb pro Gemeinde	Gemeindeebene
Tierzahlen pro Betrieb	Gemeindeebene
Nährstoffbilanz pro Betrieb	Gemeindeebene
P-Gehalt Oberboden	Zahl
N-Gehalt Oberboden	Zahl
Anteil Dränage unter Acker	Verteilung pro Raster
Anteil Dränage unter Grünland	Verteilung pro Raster
Wasserhaushalt Boden, pflanzennutzbare Gründigkeit	Shapefile

Tab. A 14: Bewertungsmatrix: Wichtungen und Anzahl der Kriterien für Stickstoff

Kriterium			Wichtung	Kriterien
<b>Herkunftsanalyse</b>			<b>0,25</b>	<b>18</b>
	Eintragsschwerpunkte		0,0625	7
	Eintragungspotenziale		0,1125	7
	Szenarien		0,075	4
<b>Pegelabgleich</b>			<b>0,1</b>	<b>9</b>
	Frachten Gebietsauslass		0,06	4
	NO <sub>3</sub> -N-Konzentration GW		0,02	4
	Retention		0,02	1
<b>Anwendbarkeit</b>			<b>0,15</b>	<b>15</b>
	Zeitbedarf		0,0225	5
	Notwendigkeit Fachpersonal		0,045	3
	EDV-Anforderungen		0,015	3
	Bedienungsfreundlichkeit		0,0675	4
<b>Datenverfügbarkeit</b>			<b>0,1</b>	<b>42</b>
<b>Plausibilität</b>			<b>0,4</b>	<b>145</b>
	Direkteinträge		0,01	5
	Abschwemmung		0,01	13
	Erosion Acker		0,048	
		Bodenabtrag	0,0288	12
		Regionalspezifische Anpassung	0,0048	2
		Rückhalt / Retention	0,0144	3
	Erosion Wald / natürliche Erosion		0,012	
		Bodenabtrag	0,0072	12
		Regionalspezifische Anpassung	0,0012	2
		Rückhalt / Retention	0,0036	3
	Sickerwasser Acker		0,16	
		Nitratauswaschung	0,112	22
		Denitrifikation	0,048	3
	Sickerwasser Grünland		0,06	
		Nitratauswaschung	0,048	14
		Denitrifikation	0,012	3
	Sickerwasser Wald		0,02	
		Nitratauswaschung	0,016	8
		Denitrifikation	0,004	3
	Dränage Acker		0,06	
		Nitratauswaschung	0,048	21
		Denitrifikation	0,012	1
	Dränage Grünland		0,02	
		Nitratauswaschung	0,016	17
		Denitrifikation	0,004	1
<b>Summe:</b>			<b>1,0</b>	<b>229</b>

Tab. A 15: Bewertungsmatrix: Wichtungen und Anzahl der Kriterien für Phosphor

Kriterium			Wichtung	Kriterien
<b>Herkunftsanalyse</b>			<b>0,25</b>	<b>18</b>
	Eintragungsschwerpunkte		0,0625	7
	Eintragungspotenziale		0,1125	7
	Szenarien		0,075	4
<b>Pegelabgleich</b>			<b>0,1</b>	<b>9</b>
	Frachten Gebietsauslass		0,06	4
	Retention		0,02	1
<b>Anwendbarkeit</b>			<b>0,15</b>	<b>15</b>
	Zeitbedarf		0,0225	5
	Notwendigkeit Fachpersonal		0,045	3
	EDV-Anforderungen		0,015	3
	Bedienungsfreundlichkeit		0,0675	4
<b>Datenverfügbarkeit</b>			<b>0,1</b>	<b>37</b>
<b>Plausibilität</b>			<b>0,4</b>	<b>109</b>
	Direkteinträge		0,01	5
	Abschwemmung		0,01	12
	Erosion Acker		0,18	
		Bodenabtrag	0,108	14
		Regionalspezifische Anpassung	0,018	2
		Rückhalt / Retention	0,054	3
	Erosion Wald / natürliche Erosion		0,02	
		Bodenabtrag	0,012	12
		Regionalspezifische Anpassung	0,002	2
		Rückhalt / Retention	0,006	3
	Sickerwasser Acker		0,06	
		Berechnungsansatz	0,048	11
		Rückhalt / Retention	0,012	3
	Sickerwasser Grünland		0,04	
		Berechnungsansatz	0,032	9
		Rückhalt / Retention	0,008	3
	Sickerwasser Wald		0,02	
		Berechnungsansatz	0,016	6
		Rückhalt / Retention	0,004	3
	Dränage Acker		0,04	
		Berechnungsansatz	0,032	10
		Rückhalt / Retention	0,008	1
	Dränage Grünland		0,02	
		Berechnungsansatz	0,016	9
		Rückhalt / Retention	0,004	1
<b>Summe:</b>			<b>1,0</b>	<b>184</b>

Tab. A 16: Bewertungsmatrix: Einzelnoten der Bewertungskriterien für Stickstoff. Nur die Hauptkriterien (Fettdruck) beinhalten die Abwertungen

Kriterium		MOBINEG	STOFFBILANZ	MODIFFUS	MONERIS
<b>Herkunftsanalyse</b>		<b>4,89</b>	<b>3,39</b>	<b>3,05</b>	<b>5,01</b>
Eintragungsschwerpunkte		4,03	4,00	3,98	4,00
Eintragungspotenziale		4,30	2,53	2,08	4,93
Szenarien		4,35	3,25	3,05	3,75
<b>Pegelabgleich</b>		<b>3,58</b>	<b>3,63</b>	<b>4,50</b>	<b>2,06</b>
N <sub>ges</sub> -Fracht		2,50	2,00	2,75	1,50
N <sub>gel</sub> -Fracht		2,50	3,00	4,00	1,75
NO <sub>3</sub> -N-Konz. GW		3,25	4,75	4,75	2,50
Retention		5,00	4,00	5,00	3,00
<b>Anwendbarkeit</b>		<b>2,33</b>	<b>2,68</b>	<b>3,50</b>	<b>3,34</b>
Zeitbedarf		3,40	2,40	4,60	2,27
Fachpersonal		3,17	3,17	3,67	2,83
EDV-Anforderungen		1,70	2,20	2,80	2,00
Bedienungsfreundlichkeit		1,56	2,56	3,17	4,33
<b>Datenverfügbarkeit</b>		<b>2,98</b>	<b>2,31</b>	<b>3,63</b>	<b>1,80</b>
<b>Plausibilität</b>		<b>5,75</b>	<b>4,21</b>	<b>4,27</b>	<b>3,74</b>
Direkteinträge		3,75	4,20	2,50	3,60
Abschwemmung		5,00	2,75	2,70	2,97
Erosion Acker		4,49	3,82	3,70	3,04
	Bodenabtrag	3,28	3,60	2,91	2,78
	Regionalspezifische Anpassung	4,40	4,40	4,40	3,80
	Rückhalt / Retention	5,00	3,00	4,00	3,00
Erosion Wald / natürliche Erosion		5,00	3,82	4,48	5,00
	Bodenabtrag	-	3,60	3,90	-
	Regionalspezifische Anpassung	-	4,40	4,40	-
	Rückhalt / Retention	-	3,00	4,00	-
Sickerwasser Acker		4,76	3,73	3,88	3,30
	Nitratauswaschung	3,80	3,42	3,44	3,03
	Denitrifikation	5,00	3,50	4,00	3,50
Sickerwasser Grünland		4,92	3,55	3,72	3,99
	Nitratauswaschung	4,10	3,30	3,35	3,70
	Denitrifikation	5,00	3,50	4,00	3,50
Sickerwasser Wald		4,92	3,69	4,04	3,93
	Nitratauswaschung	4,10	3,45	3,60	3,65
	Denitrifikation	5,00	3,50	4,00	3,50
Dränage Acker		4,80	3,60	3,84	3,33
	Nitratauswaschung	3,99	3,19	3,44	3,23
	Denitrifikation	5,00	4,00	4,00	3,00
Dränage Grünland		5,00	3,61	3,69	5,00
	Nitratauswaschung	4,41	3,17	3,28	-
	Denitrifikation	5,00	4,00	4,00	-
<b>Gesamtnote N</b>		<b>5,23</b>	<b>3,78</b>	<b>4,23</b>	<b>4,09</b>

Tab. A 17: Bewertungsmatrix: Einzelnoten der Bewertungskriterien für Phosphor. Nur die Hauptkriterien (Fettdruck) beinhalten die Abwertungen

<b>Kriterium</b>		<b>MOBINEG</b>	<b>STOFFBILANZ</b>	<b>MODIFFUS</b>	<b>MONERIS</b>
<b>Herkunftsanalyse</b>		<b>4,29</b>	<b>3,40</b>	<b>2,75</b>	<b>4,83</b>
Eintragungsschwerpunkte		4,05	3,70	3,50	4,00
Eintragungspotenziale		3,35	2,95	2,10	4,55
Szenarien		4,25	3,05	2,70	3,90
<b>Pegelabgleich</b>		<b>4,92</b>	<b>3,82</b>	<b>4,22</b>	<b>3,47</b>
P <sub>ges</sub> -Fracht		4,00	4,00	4,33	3,67
P <sub>gel</sub> -Fracht		4,00	2,25	1,75	2,50
Retention		5,00	4,00	5,00	3,00
<b>Anwendbarkeit</b>		<b>2,33</b>	<b>2,68</b>	<b>3,50</b>	<b>3,34</b>
Zeitbedarf		3,40	2,40	4,60	2,27
Fachpersonal		3,17	3,17	3,67	2,83
EDV-Anforderungen		1,70	2,20	2,80	2,00
Bedienungsfreundlichkeit		1,56	2,56	3,17	4,33
<b>Datenverfügbarkeit</b>		<b>3,93</b>	<b>2,60</b>	<b>2,95</b>	<b>2,34</b>
<b>Plausibilität</b>		<b>5,55</b>	<b>4,43</b>	<b>3,83</b>	<b>3,49</b>
Direkteinträge		3,75	4,20	2,50	3,60
Abschwemmung		5,00	3,21	2,61	3,12
Erosion Acker		4,52	3,82	3,54	2,88
	Bodenabtrag	3,33	3,60	2,70	2,57
	Regionalspezifische Anpassung	4,40	4,40	4,40	3,80
	Rückhalt / Retention	5,00	3,00	4,00	3,00
Erosion Wald / natürliche Erosion		5,00	3,82	4,44	5,00
	Bodenabtrag	-	3,60	3,85	-
	Regionalspezifische Anpassung	-	4,40	4,40	-
	Rückhalt / Retention	-	3,00	4,00	-
Sickerwasser Acker		4,74	4,02	3,62	3,39
	Berechnungsansatz	4,20	3,60	3,20	3,25
	Rückhalt / Retention	4,00	4,00	4,00	3,30
Sickerwasser Grünland		4,38	4,35	3,30	3,39
	Berechnungsansatz	3,90	3,85	3,00	3,20
	Rückhalt / Retention	4,00	4,00	4,00	3,50
Sickerwasser Wald		4,50	4,38	3,30	4,23
	Berechnungsansatz	4,00	3,90	3,00	3,90
	Rückhalt / Retention	4,00	4,00	4,00	3,50
Dränage Acker		4,82	3,56	3,36	3,32
	Berechnungsansatz	4,35	3,25	3,09	3,05
	Rückhalt / Retention	4,00	4,00	4,00	4,00
Dränage Grünland		4,98	5,00	3,28	5,00
	Berechnungsansatz	4,40	-	2,90	-
	Rückhalt / Retention	4,00	-	4,00	-
<b>Gesamtnote P</b>		<b>5,20</b>	<b>4,13</b>	<b>3,79</b>	<b>4,19</b>