

BONNER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN

Heft 127

ISSN 0373-0468

Herwig HOLZEL

**Analyse und Parametrisierung von Land-
nutzungseigenschaften zur Modellierung
von Abfluss, Bodenerosion und Sedimentation
im Einzugsgebiet des Wahnbachs (Bergisches Land)**

Herausgeber • *Editor*:

Geographisches Institut der Universität Bonn
Department of Geography, University of Bonn

Verantwortlicher Herausgeber • *Editor-in-Chief* W. Schenk
Schriftleitung • *Editorial Management* A. Lunkenheimer



E. Fergers Verlag 2011

**Analyse und Parametrisierung von Land-
nutzungseigenschaften zur Modellierung von
Abfluss, Bodenerosion und Sedimentation im
Einzugsgebiet des Wahnbachs (Bergisches Land)**

BONNER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN

Heft 127

ISSN 0373-0468

Herausgeber • *Editor*

Geographisches Institut der Universität Bonn
Department of Geography, University of Bonn

Verantwortlicher Herausgeber • *Editor-in-Chief* W. Schenk
Schriftleitung • *Editorial Management* A. Lunkenheimer



E. Fergers Verlag 2011

**Analyse und Parametrisierung von Land-
nutzungseigenschaften zur Modellierung
von Abfluss, Bodenerosion und Sedimentation
im Einzugsgebiet des Wahnbachs (Bergisches Land)**

von • by

Herwig HÖLZEL

mit 34 Tabellen und 120 Abbildungen
sowie zwei Beilagen
*with 34 tables, 120 figures
and 2 supplements*

In Kommission bei • *on consignment with*
E. Ferger Verlag, Bergisch Gladbach

Alle Rechte vorbehalten
All rights reserved

ISBN: 978-3-931-21945-1

© 2011 E. Ferger Verlag, 51427 Bergisch Gladbach
Druck • *Print* Druckerei Martin Roesberg, 53347 Alfter-Impekoven

Inhalt

Abbildungen	9
Tabellen	15
Vorwort	17
Abkürzungen	18
1 Einleitung	20
1.1 Problemstellung	20
1.2 Ziele der Arbeit	21
1.3 Lösungsweg	21
2 Stand der Forschung	22
2.1 Skalen und Skalierung	22
2.2 Bodenerosionsmodelle und hydrologische Modelle	24
2.3 Die Bedeutung von Modellen als Werkzeuge im Einzugs- gebietsmanagement	27
2.4 Modellunsicherheit	28
3 Theoretische Grundlagen der verwendeten Modelle	30
3.1 Wasserhaushalts-Simulations-Modell WaSiM-ETH	30
3.1.1 Korrektur des Niederschlages	31
3.1.2 Interpolation der meteorologischen Eingaben	32
3.1.3 Reliefabhängige Korrektur von Globalstrahlung und Lufttemperatur	32
3.1.4 Potenzielle und tatsächliche Verdunstung	32
3.1.5 Schneespeicherung und Schneeschmelze	33
3.1.6 Interzeption	33
3.1.7 Infiltration und Bildung von Oberflächenabfluss	33
3.1.8 Wasserdynamik in der ungesättigten Bodenzone und Bildung von Zwischenabfluss	34
3.1.9 Wasserdynamik in der gesättigten Bodenzone und Bildung von Grundwasserabfluss	36
3.1.10 Abflusskonzentration und Abfluss	36
3.1.11 Durchfluss am Gebietsauslass	37
3.2 Bodenerosionsmodell LISEM	37
3.2.1 Interpolation und reliefabhängige Korrektur des Niederschlages	39
3.2.2 Interzeption	39

3.2.3	Muldenspeicherung	39
3.2.4	Infiltration und Oberflächenabflussbildung	40
3.2.5	Oberflächenabflusskonzentration und Oberflächenabfluss auf den Hängen und in den Gerinnen	40
3.2.6	Bodenerosion und Sedimentation	40
3.2.7	Durchfluss und Sedimentaustrag am Gebietsauslass	43
3.3	Kopplung von WaSiM-ETH und LISEM	43
4	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und ausgewählter Teileinzugsgebiete	46
4.1	Klima, Witterung und Hydrologie	48
4.2	Relief	51
4.2.1	Teileinzugsgebiete	52
4.2.2	Vergleich der räumlichen Verbreitung der Hangneigungen in den Untersuchungsgebieten	53
4.3	Untergrundgesteine und Böden	54
4.3.1	Teileinzugsgebiete	57
4.3.2	Vergleich der räumlichen Verbreitung der Hauptbodentypen in den Untersuchungsgebieten	59
4.4	Vegetation und Landnutzung	61
4.4.1	Teileinzugsgebiete	62
4.4.2	Vergleich der räumlichen Verbreitung der Nutzungsarten in den Untersuchungsgebieten	64
5	Kontinuierliche Simulation von Oberflächenabfluss und Bodenfeuchte als Voraussetzung für ereignisbasierte Bodenerosionsmodellierungen	65
5.1	Datengrundlage	65
5.2	Parametrisierung von WaSiM-ETH	66
5.2.1	Meteorologische Eingabeparameter	66
5.2.2	Reliefparameter	67
5.2.3	Bodenparameter	67
5.2.4	Landnutzungsparameter	69
5.3	Ergebnisse und Ergebnisdiskussion	69
5.3.1	Kalibrierung und Validierung von WaSiM-ETH	69
5.3.2	Sensitivität der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Abfluss, die Verdunstung und die Bodenfeuchte für das Wahnbach-Einzugsgebiet	78

5.3.3	Simulation des Wasserhaushaltes des Wahnbach-Einzugsgebietes unter besonderer Berücksichtigung der Bodenfeuchte und des Oberflächenabflusses	81
5.3.4	Simulation der räumlichen Verteilung von Bodenfeuchte und Oberflächenabfluss	85
6	Ereignisbezogene Simulation von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation	88
6.1	Datengrundlage	88
6.2	Parametrisierung von LISEM	88
6.2.1	Niederschlagseingaben	89
6.2.2	Bodenparameter	89
6.2.3	Landnutzungsparameter	91
6.3	Ergebnisse und Ergebnisdiskussion	91
6.3.1	Validierung von LISEM	91
6.3.2	Sensitivität von Boden- und Landnutzungsparameter für das Wahnbach-Einzugsgebiet	100
6.3.3	Simulation der räumlichen Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation	113
7	Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden bei der Modellierung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation	117
7.1	Erweiterung der Datengrundlage	117
7.2	Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden mit WaSiM-ETH und LISEM	122
7.3	Modellierung von Schnittweiden und Weiden mit WaSiM-ETH und LISEM	124
8	Berücksichtigung von Straßen und Wegen bei der Modellierung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation	131
8.1	Berücksichtigung linearer Strukturen bei der Modellierung mit LISEM	132
8.2	Modellierung des Einflusses linearer Strukturen mit LISEM	140
9	Einfluss zunehmender ackerbaulicher Nutzung und Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen auf Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation	147
9.1	Erweiterung der Datengrundlage	148
9.2	Modellierung der Zunahme des Ackerbaus und der Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen	152
10	Schlussfolgerungen und Ausblick	160
11	Zusammenfassung	164
12	Literatur	166

13	Anhang	176
13.1	Pedotransferfunktionen nach RAWLS und BRANKENSIEK (1985)	176
13.2	Beginn, Menge und maximale Intensität der mit LISEM modellierten Niederschlagsereignisse während des Untersuchungszeitraumes 1999 bis 2000	177
13.3	Globale Sensitivitätsanalysen mit LISEM für das Wahnbach-Einzugsgebiet	178
13.3.1	Globale Sensitivitätsanalyse der Landnutzungsparameter bezogen auf den Oberflächenabfluss	178
13.3.2	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Bodenparameter bezogen auf den Oberflächenabfluss	179
13.3.3	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Landnutzungsparameter bezogen auf den Schwebstoffaustrag	181
13.3.4	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Bodenparameter bezogen auf den Schwebstoffaustrag	183

Abbildungen

Abb. 2.1	Schematische Beziehung zwischen räumlichen und zeitlichen Skalen für Abfluss- und Erosionsprozesse	23
Abb. 2.2	Skalensequenz für praktische Prozessstudien im Einzugsgebietsmanagement	24
Abb. 2.3	Unsicherheiten in der Modellierung und der Versuch, diese durch inverses Modellieren bzw. Kalibrieren zu reduzieren	29
Abb. 3.1	Methodik der Modellanwendung	30
Abb. 3.2	Struktureller Aufbau von WaSiM-ETH	31
Abb. 3.3	Struktureller Aufbau von LISEM	38
Abb. 3.4	Getrennte Prozessbeschreibung von Oberflächenabflusskonzentration und Oberflächenabfluss	41
Abb. 3.5	Struktur der Kopplung von WaSiM-ETH und LISEM	44
Abb. 3.6	Räumliche und zeitliche Gültigkeit von WaSiM-ETH und LISEM für das Wahnbach-Einzugsgebiet sowie das Berrensisiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	45
Abb. 4.1	Räumliche Einordnung des Untersuchungsgebietes und der für Detailstudien ausgesuchten Teileinzugsgebiete sowie die Lage von Niederschlags-, Klima- und Pegelmessstationen	46
Abb. 4.2	Schrägsicht und räumliche Lage der Wahnbachtalsperre	47
Abb. 4.3	Monatliche Niederschlagssummen und Mittelwerte der Lufttemperaturen an der DWD-Klimastation Krawinkel für das Jahr 1999 und 2000	48
Abb. 4.4	Häufigkeitsverteilung täglicher Niederschlagssummen an der DWD-Klimastation Krawinkel für die zwei Jahre 1999 und 2000 des Untersuchungszeitraumes	49
Abb. 4.5	Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Einzugsgebiet des Wahnbachs	50
Abb. 4.6	Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Berrensisiefen-Einzugsgebiet	50
Abb. 4.7	Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	51
Abb. 4.8	Geländehöhe und Hangneigung des Wahnbach-Einzugsgebietes	52
Abb. 4.9	Geländehöhe, Hangneigung und Abflussrichtung im Berrensisiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	53
Abb. 4.10	Flächenanteile der Hangneigungen in den Untersuchungsgebieten	54
Abb. 4.11	Räumliche Verteilung der Untergrundgesteine im Wahnbach-Einzugsgebiet	55

Abb. 4.12	Räumliche Verteilung von Fließerden im Wahnbach-Einzugsgebiet	56
Abb. 4.13	Räumliche Verteilung der Bodentypen im Wahnbach-Einzugsgebiet	57
Abb. 4.14	Räumliche Verteilung der Bodentypen im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	58
Abb. 4.15	Flächenanteile der Hauptbodentypen in den Untersuchungsgebieten	60
Abb. 4.16	Räumliche Verteilung der Hauptnutzungsarten 1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	62
Abb. 4.17	Räumliche Verteilung der Landnutzung im Jahr 1999 im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	63
Abb. 4.18	Flächenanteile der Hauptnutzungsarten in den Untersuchungsgebieten	64
Abb. 5.1	Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Wahnbach-Einzugsgebiet	73
Abb. 5.2	Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	73
Abb. 5.3	Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	74
Abb. 5.4	Gemessene und simulierte Durchflüsse im Wahnbach-Einzugsgebiet	76
Abb. 5.5	Gemessene und simulierte Durchflüsse im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	76
Abb. 5.6	Gemessene und simulierte Durchflüsse im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	77
Abb. 5.7	Räumliche Einordnung der Messstandorte der Bodenfeuchtemessungen	78
Abb. 5.8	Gemessene und simulierte Bodenfeuchte im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet am 05.07.2000	79
Abb. 5.9	Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf die Abflusskomponenten und die mittlere Bodenfeuchte im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000	80
Abb. 5.10	Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Gesamtabfluss, die Verdunstung und die mittlere Bodenfeuchte im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000	81
Abb. 5.11	Summenbilanzen gemessener und simulierter Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet	82
Abb. 5.12	Simulierte Bodenfeuchte potentielle und tatsächliche Verdunstung im Wahnbach-Einzugsgebiet	83
Abb. 5.13	Mathematische Abtrennung von Direktabfluss und Grundwasserabfluss auf Basis von Durchflussmessungen für das Wahnbach-Einzugsgebiet	84
Abb. 5.14	Simulierte Oberflächen-, Zwischen-, und Basisabflüsse für das Wahnbach-Einzugsgebiet	85

Abb. 6.1	Simulierte Oberflächenabflüsse und Durchflüsse sowie Pegelmessungen am 23.03.1999 und am 10.05.1999 für das Wahnbach-Einzugsgebiet	93
Abb. 6.2	Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse zwischen LISEM und WaSiM-ETH für alle 68 Ereignisse während des Untersuchungszeitraums 1999 und 2000	93
Abb. 6.3	Simulierte Oberflächenabflusssummen von LISEM und WaSiM-ETH für alle 68 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet	94
Abb. 6.4	Simulierte Oberflächenabflüsse und gemessene Schwebstoffausträge am 23.03.1999 für die Parametrisierungsvarianten im Einzugsgebiet des Wahnbachs	95
Abb. 6.5	Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 62 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet	96
Abb. 6.6	Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 58 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet	97
Abb. 6.7	Gemessene und simulierte Durchflüsse und Abflüsse am 07.03.2000 im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	99
Abb. 6.8	Niederschlagsereignisse für die Sensitivitätsanalysen am 23.03.1999 und 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	101
Abb. 6.9	Ergebnis der lokalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	102
Abb. 6.10	Ergebnis der lokalen Sensitivitätsanalyse der Boden- und der Landnutzungsparameter bezogen auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	103
Abb. 6.11	Aufspaltung der Verteilungsfunktion eines Parameters in Bereiche gleicher Wahrscheinlichkeit	105
Abb. 6.12	Latin Square mit zwei unabhängigen Parametern ϕ_1 , ϕ_2 und den sich daraus ergebenden $n = 5$ Stichproben	105
Abb. 6.13	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern ohne klar erkennbaren Trend am 23.03.1999 und 10.05.1999	107
Abb. 6.14	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern mit klar erkennbaren Trend am 23.03.1999 und 10.05.1999	107
Abb. 6.15	Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Schwebstoffaustrag im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern mit klar erkennbaren Trend am 23.03.1999 und 10.05.1999	108
Abb. 6.16	Variationskoeffizienten für den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag aufgrund der Parametervariabilität für das Ereignis am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	109

Abb. 6.17	Streudiagramm für einen Parameter mit und ohne identifizierbares Optimum für die Modellgüte	111
Abb. 6.18	Kumulative Häufigkeitsverteilungen von Parameterkonstellationen mit hoher und niedriger Modellgüte für einen Parameter mit und ohne identifizierbares Optimum	111
Abb. 6.19	Modellgüte des Oberflächenabflusses für Parameter mit und ohne klar erkennbaren Trend bei der globalen Sensitivität auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	112
Abb. 6.20	Kumulierte Häufigkeitsverteilungen von Parameterkonstellationen mit hoher und niedriger Modellgüte (r^2) für Parameter mit und ohne klar erkennbaren Trend bei der globalen Sensitivität auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	112
Abb. 6.23	Aktuelle Bodenerosion an den Siefenköpfen im Berrensiefen-(Juli 2009) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (September 2007)	115
Abb. 6.24	Wöchentlich gemessene Schwebstoffkonzentrationen und Geschiebefrachten während des Untersuchungszeitraumes 1999 und 2000 im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	116
Abb. 7.1	Teilansicht des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes nach Westen in Richtung der Pegelmessstation (Mai 2007)	118
Abb. 7.2	Lage der Untersuchungsflächen und Messanordnung der Probestellen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	118
Abb. 7.3	Lage der Transekte und Messanordnung der Probestellen im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	119
Abb. 7.4	Gesättigte Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	120
Abb. 7.5	Gruppierung von Schnittweide und Weide durch die gesättigte Wasserleitfähigkeit und die Lagerungsdichte im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	121
Abb. 7.6	Berechnete Retentionsfunktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) auf Basis der PTF nach RAWLS und BRAKENSIEK (1985) für beide Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	121
Abb. 7.7	Lagerungsdichten entlang der Transekte im Berrensiefen-(März, September) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (Oktober)	122
Abb. 7.10	Simulierte Bodenfeuchte auf Schnittweiden und Weiden auf Basis der nicht modifizierten Parametrisierung und der modifizierten Parametrisierung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000	125
Abb. 7.11	Gemessene Bodenfeuchte auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	125

Abb. 7.12	Aus Messungen und Befragungen interpolierte Dynamik der Vegetationshöhen auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet im Jahr 2007	126
Abb. 7.14	Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden gegenüber der Basissimulation am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	127
Abb. 7.15	Simulierte Bodenfeuchte auf Schnittweiden und Weiden auf Basis der nicht modifizierten Parametrisierung und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000	128
Abb. 7.16	Simulierte Oberflächenabflüsse der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse	129
Abb. 7.17	Simulierte Schwebstoffausträge der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse	129
Abb. 8.1	Hydrologisch bedeutsame lineare Strukturen und ihre skalenspezifisch mögliche Berücksichtigung bei der Bestimmung der Fließpfade mit dem herkömmlichen D8-Algorithmus und mit RIDEM auf Basis eines DGM mit 20 m räumlicher Auflösung	132
Abb. 8.2	Lage der berücksichtigten Wege im Teileinzugsgebiet des Steinersiefens	133
Abb. 8.3	Teilansicht des Steinersiefen-Teileinzugsgebietes nach Nordosten (September 2007)	133
Abb. 8.4	Aufschluss der Ackerterrasse oberhalb des Weges	134
Abb. 8.5	Lage berücksichtigter Straßen im Einzugsgebiet des Wahnbachs	135
Abb. 8.6	Schema der Beeinflussung der Fließpfade durch Straßen und Wege mit RIDEM	136
Abb. 8.7	Berücksichtigung lokaler Senken in RIDEM	136
Abb. 8.8	Drainage auf einem ca. 2,5 m breiten Weg im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (September 2007)	137
Abb. 8.9	Berechnete Fließpfade ohne (oben) und mit der Berücksichtigung von Wegen durch RIDEM im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	138
Abb. 8.11	Spuren von Oberflächenabfluss nach einem Starkregenereignis auf dem Weg oberhalb des Siefenkopfes im Steinersiefen Einzugsgebiet (September 2006)	139
Abb. 8.15	Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Wegen gegenüber der Basissimulation für die Landnutzung 1999 am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	141

Abb. 8.16	Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Wegen gegenüber der Basissimulation mit homogener Boden- und Landnutzungsverteilung am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	142
Abb. 8.17	Simulierte Oberflächenabflüsse auf Basis der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse	143
Abb. 8.18	Simulierte Schwebstoffausträge auf Basis der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse	144
Abb. 8.19	Vernässungsfläche an einer Bundesstraße im Wahnbach-Einzugsgebiet, die bei der modifizierten Parametrisierung berücksichtigt wird.	145
Abb. 9.1	Entwicklung von acker- und weidewirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre	147
Abb. 9.2	Räumliche Verteilung der Landnutzung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet 2008	148
Abb. 9.3	Teilansicht des Ackers im Berrensiefen-Teileinzugsgebiets in Richtung Westen, aufgenommen im Juli und November 2008	149
Abb. 9.4	Simulierte Lage des Grünstreifens im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	149
Abb. 9.5	Räumliche Verteilung der Landnutzung im Wahnbach-Einzugsgebiet 1884	151
Abb. 9.6	Flächenanteile der Landnutzung 1884 und 1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet	152
Abb. 9.9	Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch den Acker für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	153
Abb. 9.11	Abweichung des simulierten Durchflusses mit WaSiM-ETH durch die Landnutzung 1884 gegenüber der Landnutzung 1999	155
Abb. 9.12	Abweichung der simulierten Bodenfeuchte mit WaSiM-ETH durch die Landnutzung 1884 gegenüber der Landnutzung 1999	157
Abb. 9.13	Simulierte Oberflächenabflüsse bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884 für 64 Niederschlagsereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet	157
Abb. 9.15	Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 64 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet für die Landnutzung 1999 und 1884 bei verschiedenen Bewirtschaftungsformen	158

Die Abbildungen 5.15, 5.16, 5.17, 5.18, 6.21, 6.22, 7.8 und 7.9 befinden sich auf der Beilage I.

Die Abbildungen 7.13, 8.10, 8.12, 8.13, 8.14, 9.7, 9.8, 9.10 und 9.14 befinden sich auf der Beilage II.

Tabellen

Tab. 2.1	Skalenbereiche in der Hydrologie nach BECKER (1992)	22
Tab. 3.1	Modellparameter, die sowohl für LISEM als auch für WaSiM-ETH verwendet werden	44
Tab. 5.1	Datengrundlage für die Modellanwendung	65
Tab. 5.2	Reliefparameter für WaSiM-ETH	67
Tab. 5.3	Bodenbezogene Parameter für WaSiM-ETH	67
Tab. 5.4	Landnutzungsbezogene Parameter für WaSiM-ETH	69
Tab. 5.5	Zur Kalibrierung ausgewählte effektive Parameter in WaSiM-ETH	71
Tab. 5.6	Werte der zur Kalibrierung ausgewählten effektiven Parameter in WaSiM-ETH	72
Tab. 5.7	RMSE zwischen gemessenen und simulierten Durchflüssen für den Kalibrierungszeitraum (29.11.1999 bis 29.02.2000)	72
Tab. 5.8	Gütemaße der stündlich simulierten Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum (29.11.1999 bis 29.02.2000)	74
Tab. 5.9	Korrelationskoeffizienten (r) der kalibrierten Parameter für das Wahnbach-Einzugsgebiet	74
Tab. 5.10	Gütemaße der stündlich simulierten Durchflüsse für den Validationszeitraum	75
Tab. 5.11	Gemessene und simulierte Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet	82
Tab. 6.1	Bodenparameter für LISEM	90
Tab. 6.2	Landnutzungsparameter für LISEM	91
Tab. 6.3	Werte zeitlich variabler Parameter für Laubforst, Acker und Grünland in LISEM	91
Tab. 6.4	Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse mit LISEM	92
Tab. 6.5	Summenbilanzen der simulierten Oberflächenabflüsse von WaSiM-ETH und LISEM	94
Tab. 6.6	Simulierte und gemessene Schwebstoffausträge im Wahnbach-Einzugsgebiet	94
Tab. 6.7	Simulierte und gemessene Schwebstoffausträge im Wahnbach-Einzugsgebiet	96
Tab. 6.8	Mit Thiessen-Polygonen interpolierte Niederschlagssummen auf Basis von Niederschlagsstationen mit unterschiedlichem Messintervall	97
Tab. 6.9	Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse zwischen LISEM und WaSiM-ETH am 07.03.2000 für beide Teileinzugsgebiete	99
Tab. 6.10	Für die Sensitivitätsanalysen ausgewählte Parameter in LISEM	100

Tab. 6.11	Bewertungsklassen des SI-Indexes	101
Tab. 6.12	Ober- und Untergrenzen für die globalen Sensitivitätsanalysen	106
Tab. 7.1	Gütemaße und Massenbilanzfehler von WaSiM-ETH bei der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet und im Wahnbach-Einzugsgebiet	124
Tab. 7.2	Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik ohne bzw. mit Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden am 07.03.2000 im Berrensiefen- Teileinzugsgebiet	127
Tab. 8.1	Datenanforderungen für RIDEM	136
Tab. 8.2	Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik ohne bzw. mit Berücksichtigung von Wegen für die Landnutzung 1999 und mit homogener Boden- und Landnutzungsverteilung am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	143
Tab. 9.1	Parametrisierung der Oberflächenrauigkeit und der Vegetationsbedeckung bei den verschiedenen Modell	150
Tab. 9.2	Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik für die Landnutzung 1999 (ohne Acker) und 2008 (mit Acker) für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	153
Tab. 9.3	Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik durch die Erosionsschutzmaßnahmen für die Landnutzung 2008 und das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	154
Tab. 9.4	Simulierte Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884	156
Tab. 9.5	Simulierte prozentuale Abflussanteile am Gesamtabfluss für das Wahnbach-Einzugsgebiet bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884	156

Vorwort

An dieser Stelle möchte ich allen danken, die mich während der Erstellung der Arbeit unterstützt haben:

Meinem Doktorvater Prof. Dr. Bernd Dieckkrüger danke ich sehr für das entgegengebrachte Vertrauen sowie die hervorragende Betreuung während der Anfertigung der Arbeit. Für die Übernahme des Korreferates sei Prof. Dr. Richard Dikau herzlich gedankt.

Bei Albrecht Deppe möchte ich mich besonders für die fachliche Unterstützung bei bodenkundlichen und geologischen Fragestellungen bedanken. Für die Bereitstellung von Messdaten sowie für zahlreiche gebietsbezogene Ratschläge gilt Michael Schmidt, Dr. Heye Bogena, Dr. Ralph Krämer und Dr. Michael Herbst mein herzlicher Dank. Frau Dr. Anna Klose und Daniel Klaus danke ich für die Hilfe bei der statistischen Auswertung. Für die anregenden Diskussionen während der Bearbeitung möchte ich mich herzlich bei Prof. Dr. Hans Neumeister, Ole Rössler, Dr. Simone Giertz und Stephan Klose bedanken. Den studentischen Hilfskräften der Arbeitsgruppe Hydrologie Marianne Wargenau, Pauline Oberender und Dominik Ahlendorf danke ich für die Hilfe bei der Geländearbeit. Für die Unterstützung bei der Laborarbeit danke ich Annette Schäfermeier und Evelyne Oettershagen. Weiterhin möchte ich mich herzlich bei Familie Müller aus Oberbohrnath bedanken, die mir die Messungen auf ihren Weideflächen gestattet und bei Bewirtschaftungsfragen sehr geholfen haben.

Mein Dank gilt nicht zuletzt meiner Frau, meinen Eltern und Freunden, die mir während der Arbeit stets den Rücken gestärkt haben

Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
CME	Coefficient of Model Efficiency
DGM	Digitales Geländemodell
dr	Entwässerungsdichte [1/m]
DSS	Decision Support System
D8-Algorithmus	Eight Neighbor Flow Direction Algorithm
EGEM	Ephemeral Gully Erosion Model
EUROSEM	European Soil Erosion Models
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der Europäischen Union
GIS	Geographische Informationssystem
HBV	Hydrologiska Bryåns Vattenbalansavdeling Model
HEC-RAS	Hydrologic Engineering Center – River Analysis System
HRU	Hydrologic Response Unit
HSY	Hornberger-Spear-Young-Verfahren
IoA	Index of Agreement
KINEROS	Kinematic Runoff and Erosion Model
k_{rec}	Schichtbezogene Rückgangskonstante der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit der Bodentiefe [-]
k_{sat}	Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]
LAI	Leaf Area Index, Blattflächenindex [m ² /m ²]
LISEM	Limburger Soil Erosion Model
LH	Latin Hypercube
LS	Latin Square
MC	Monte Carlo
PEST	Model Independent Parameter Estimation
pF	Dekadischer Logarithmus der Wasserspannung in cm Wassersäule
PTF	Pedotransferfunktion
qb	Skalierungsfaktor für den Grundwasserabfluss [-]
qb_{rec}	Rückgangskonstante für den Grundwasserabfluss [1/m]
qd_{rec}	Rückgangskonstante für den Oberflächenabfluss [h]

$q_{i_{rec}}$	Rückgangskonstante für den Zwischenabfluss [h]
r^2	Bestimmtheitsmaß (Coefficient of Determination)
RIDEM	Rural Infrastructure Digital Elevation Model
RMSE	Root Mean Square Error
SI_{10}	Sensitivitätsindex bei einer Parameteränderung von 10 %
SWAT	Soil Water Assessment Tool
TANALYS	Topographische Analyse
TDR-Sonde	Time Domain Reflectometry-Sonde
USLE	Universal Soil Loss Equation
WaSiM-ETH	Wasserhaushaltssimulationsmodell der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich
WEPP	Water Erosion Prediction Project

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Das Einzugsgebiet des Wahnbachs (54 km²) befindet sich etwa 25 km nordöstlich der Bundesstadt Bonn im Bergischen Land, einem Teil des Rheinischen Schiefergebirges. Das Gebiet wird intensiv landwirtschaftlich genutzt und dient zugleich als Trinkwasserbildungsraum. Die Mehrfachnutzung gefährdet die Ressourcen Wasser und Boden und führt zu Konflikten zwischen der Land- und Wasserwirtschaft (KRÄMER, 2001). Das Ertragspotential und andere Bodenfunktionen (Speicher, Puffer, Transfer) sind durch Bodenerosion infolge der landwirtschaftlichen Nutzung gefährdet (on-site Schäden). Niederschlagsreiche Mittelgebirgsregionen wie das Einzugsgebiet des Wahnbachs sind davon besonders betroffen. Gekappte Böden auf Kuppenlagen und oberen Hangbereichen sowie mächtige Kolluvien an den Unterhängen und in den Tälern zeugen von intensiven Bodenverlagerungsprozessen (DEPPE, 2007). Der Eintrag erodierter Stoffe (mineralisch, organisch) von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer kann zur Verunreinigung des Trinkwassers führen (off-site Schäden), (MOLLENHAUER und WOHLRAB, 1990). Organische Stoffe verstärken den Sauerstoffentzug und fördern damit die Gewässereutrophierung (KRÄMER, 2000). Mineralische Bodenpartikel führen in der Talsperre bzw. Vorsperre zur Verlandung, wodurch die Wasserspeicherfunktion gemindert wird und kostenintensive Beräumungsmaßnahmen erforderlich werden. Seit dem Bau der Talsperre im Jahr 1954 wird durch eine enge Kooperation zwischen Land- und Wasserwirtschaft versucht, die Bodenerosion zu reduzieren und die Trinkwasserqualität zu schützen (KRÄMER, 2001). Die Verminderung des Ackerlandes und die Zunahme von Grünland haben seither zu einer wirksamen Reduzierung der Bodenerosion und damit verbundener off-site Schäden geführt (BOGENA und DIEKKRÜGER, 2002). Dennoch zeigen Erosionskartierungen des Wahnachtalsperrenverbandes auch auf Grünland aktuell Sinklöcherbildung sowie Graben- und Tunnelerosion (ERLACH, 1993; MEUDT, 1994; KLEIN, 1996). Durch die ungünstige Bewirtschaftung von Grünland (Trittbelastung, Fahrverdichtung) können Schadverdichtungen des Oberbodens auftreten und die schützende Grasnarbe verletzt werden (MOLLENHAUER und WOHLRAB, 1990; KRÄMER, 2001). Verstärkter Oberflächenabfluss und Bodenerosion sind die Folge. Straßen und Wege können als Wassersammler fungieren oder Barrieren für partikelgebundene Stoffe darstellen (MOLLENHAUER und WOHLRAB, 1990). Durch die Konzentration von Oberflächenabfluss können Abflussextrême und damit die Bodenerosion zunehmen. Die Hinderung des Stofftransportes kann zu gesteigerter Sedimentation führen. Diese Prozesse sind bekannt, werden aber selten untersucht und quantifiziert. Eine Zunahme der Bodenerosion ist auch durch die geplante EU-Agrarreform als Antwort auf die sich weltweit verschärfende Nahrungsmittelkrise zu erwarten (KOM, 2008 a). Um der steigenden Nachfrage nach Getreide für die Ernährung und Energiegewinnung nachzukommen, sollen zukünftig Betriebsprämien für Flächenstilllegungen entfallen und dadurch Anreize geschaffen werden, stillgelegte Ackerflächen zu reaktivieren (BMELV, 2008). Durch den Umbruch von Weiden zu Ackerland besteht nicht nur die Gefahr der Zunahme von Bodenerosion und damit verbundene on-site Schäden. Auch große

Mengen im Boden gebundener Nährstoffe (Nitrate, Phosphate u. a.) können freigesetzt werden und die Trinkwasserqualität gefährden (KRÄMER, 2001).

1.2 Ziele der Arbeit

Die Lösung von Nutzungskonflikten wird durch ein angepasstes Einzugsgebietsmanagement erwartet. Modelle können für das Management von Einzugsgebieten zweckmäßige Werkzeuge sein, da mit ihnen Gefahren für die Ressourcen Wasser und Boden abgeschätzt und Handlungsstrategien zur Vermeidung und Reduzierung von Schäden bewertet werden können. Durch die Modellanwendungen in dieser Arbeit sollen Nutzungskonflikte zwischen Land- und Wasserwirtschaft entschärft und ein Beitrag für ein angepasstes Einzugsgebietsmanagement geleistet werden. Dafür müssen wissenschaftliche und praxisbezogene Arbeitsziele erreicht werden:

Wissenschaftliche Arbeitsziele gelten der differenzierten Berücksichtigung von Mustern und Strukturen der Landnutzung bei der Modellierung von Abfluss, Bodenerosion und Sedimentation. Insbesondere soll die Frage geklärt werden, ob durch die Berücksichtigung von Weiden und Schnittweiden auf die Abflussbildung und von Straßen und Wegen auf die Abflusskonzentration die räumliche Variabilität dieser Landnutzungseigenschaften auf der planungsrelevanten Mesoskala (10^0 – 10^2 km²) zutreffender beschrieben werden kann. Hierin liegt ein Schlüssel für zuverlässige Modellaussagen (BLÖSCHL und GRAYSON, 2000).

Praxisbezogene Arbeitsziele sind die Ausweisung gefährdeter Gebietsbereiche durch Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation sowie die Abschätzung der Auswirkung einer Zunahme der ackerbaulichen Nutzung auf diese Prozesse. Lösungsvorschläge sollen erarbeitet werden, wie Bodenerosion und damit verbundene off-site Schäden vermieden werden können. Ein vorrangiges Ziel des Boden- und Gewässerschutzes wäre damit erreicht.

1.3 Lösungsweg

Um die Ziele zu erreichen, müssen verschiedene Aufgaben bearbeitet werden, von denen die Erosionsmodellierung die bedeutendste ist. Zur Verbesserung der Ergebnissicherheit der Erosionsmodellierungen werden zuvor hydrologische Modellierungen durchgeführt. Dafür wird ein Bodenerosionsmodell mit einem hydrologischen Modell gekoppelt. Um den Parametereinfluss auf die Modellergebnisse zu beurteilen, werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Für eine differenzierte Berücksichtigung von Weiden und Schnittweiden auf die Abflussbildung sowie Straßen und Wege auf die Abflusskonzentration werden Modellerweiterungen erarbeitet und erprobt. Um die Auswirkungen einer zunehmenden ackerbaulichen Nutzung auf den Abfluss, die Bodenerosion und die Sedimentation zu analysieren, werden Szenarienrechnungen mit realen Landnutzungszuständen durchgeführt. Neben der Analyse möglicher Gefahren von Schäden der Ressourcen Wasser und Boden durch Bodenerosion und Sedimentation wird die Wirkung von Maßnahmen zur Schadensreduzierung untersucht.

2 Stand der Forschung

Prozesse unterscheiden sich in ihrer Dominanz je nach Größe des betrachteten Raumes und unterliegen einer hohen zeitlichen Variabilität (BLÖSCHL und SIVAPALAN, 1995). Bei der Regionalisierung und der Anwendung von Modellen spielen Skalen daher eine zentrale Rolle (BORMANN, 1999). Deshalb soll in diesem Kapitel die Bedeutung von Skalen bei der Modellierung und der Prozess der Skalierung erklärt werden. Darauf aufbauend werden wichtige Vertreter hydrologischer Modelle und Bodenerosionsmodelle vorgestellt und auf ihre heutige Bedeutung als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement eingegangen. Abschließend werden Aspekte der Modellunsicherheit besprochen und Möglichkeiten zur Quantifizierung von Unsicherheiten genannt.

2.1 Skalen und Skalierung

Räumliche Skalen werden in den Umweltwissenschaften unterschiedlich definiert (DIKAU, 1988; HUPFER, 1991; DYCK und PESCHKE, 1995). Umgangssprachlich werden in der Hydrologie die räumlichen Skalenebenen Punkt, Schlag, Hang, Einzugsgebiet, Region, Kontinent und Globus unterschieden. Auf der Punktebene ist das Prozessverständnis am weitesten fortgeschritten (UHLENBROOK, 2005), da diese Skalenebene noch am ehesten für Messungen zugänglich ist. BECKER (1992) hat für hydrologische Fragestellungen eine metrische Einteilung in Mikro-, Meso- und Makroskala vorgenommen (Tab. 2.1).

BLÖSCHL (1996) hat den jeweiligen Raumskalen Ereignisse (1 Tag), saisonale Effekte (1 Jahr) und langzeitliche Trends (100 Jahre) zugeordnet. Anhand von Skalen kann die Relevanz von Prozessen räumlich und zeitlich herausgestellt werden, wie am Beispiel von Abfluss- und Erosionsprozessen gezeigt wird (Abb. 2.1). In kleinen Raumskalen ($< 1 \text{ km}^2$) wird der Abfluss und damit die Bodenerosion maßgeblich von den Abflussbildungsprozessen infolge von Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss auf den Hängen bestimmt, die vor allem von Boden- und Landnutzungseigenschaften gesteuert werden (UHLENBROOK et al., 2004). Bei der Bodenerosion dominieren Splash, Rillen- und Zwischenrillenprozesse auf den Hängen (RENSCHLER, 2000).

Tab. 2.1 Skalenbereiche in der Hydrologie nach BECKER (1992), Zahlen kennzeichnen Größenordnungen und dürfen nicht als starre Grenzen verstanden werden

Hauptbereich	Mikroskala (Punkt und Schlag)	Mesoskala (Einzugsgebiet und Region)	Makroskala (Kontinent und Globus)	Charakteristische
Über- gangsbereich				
oberer Bereich	30 – 100 m	10 – 30 km 1 – 10 km	> 100 km	Längen
unterer Bereich	< 30 m	0,1 – 1 km	30 – 100 km	
oberer Bereich	$10^3 - 10^5 \text{ m}^2$	$10^2 - 10^3 \text{ km}^2$ $10^0 - 10^2 \text{ km}^2$	$> 10^4 \text{ km}^2$	Flächen
unterer Bereich	$< 10^3 \text{ m}^2$	$10^{-1} - 10^0 \text{ km}^2$	$10^3 - 10^4 \text{ km}^2$	

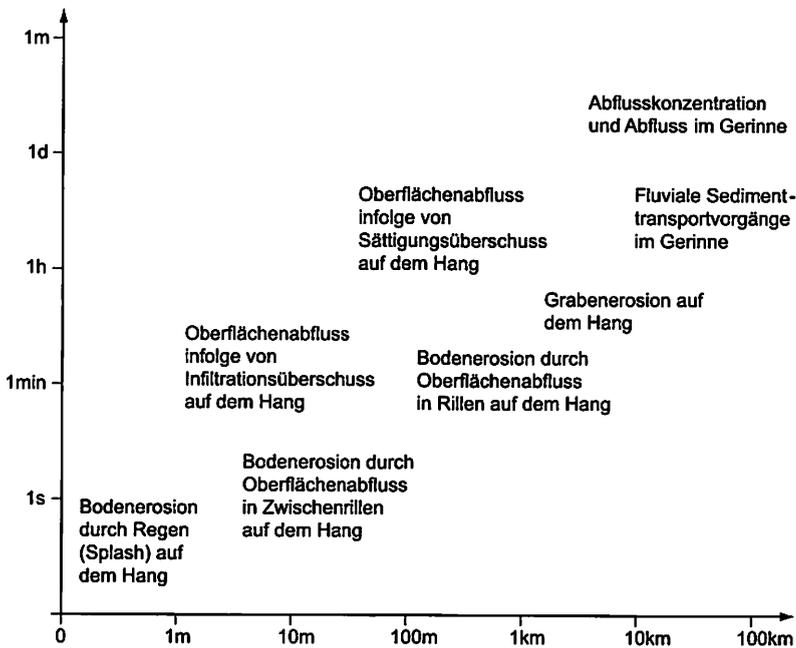


Abb. 2.1 Schematische Beziehung zwischen räumlichen und zeitlichen Skalen für Abfluss- und Erosionsprozesse, zusammengestellt nach GRAYSON und BLÖSCHL (2000) sowie RENSCHLER (2000)

Mit zunehmender Größe des betrachteten Raumes gewinnen Prozesse in den Gerinnen an Bedeutung und führen zusammen mit Abflussbildungs- und Bodenerosionsprozessen auf den Hängen zu einer integrativen Systemantwort. Ab einer gewissen Raumgröße dominieren Gerinneprozesse gegenüber den Prozessen auf den Hängen. Der Einfluss von Landnutzungs- und Bodeneigenschaften auf den Abfluss und die Bodenerosion tritt mit der Größe des betrachteten Raumes mehr und mehr in den Hintergrund (BÁRDOSY et al., 2002). In großen Raumskalen ($> 10^3 \text{ km}^2$) bestimmen die Gerinne das Prozessgeschehen (UHLENBROOK, 2005). Der Gewässerquerschnitt und die angeschlossenen Retentionsflächen sind für den Abfluss wesentlich (BRONSTERT und PLATE, 1996). Die Sedimentdynamik wird maßgeblich von Sedimenttransportvorgängen in den Gerinnen gesteuert (RENSCHLER, 2000). Im Hinblick auf den Niederschlag ist in kleinen Skalen die zeitliche Dynamik und in großen Skalen die räumliche Verteilung für den Abfluss und damit die Bodenerosion von Bedeutung (UHLENBROOK et al., 2004).

In der Praxis weicht die Skala, auf der Lösungen erwartet werden, häufig von der Skala der Messungen ab, was einen Skalenwechsel (Skalierung) notwendig macht (WESTERN und BLÖSCHL, 1999). Bei einem Skalenwechsel müssen immer verschiedene Skalen (Prozessskala, Datenskala und Ergebnisskala) betrachtet und Effekte durch das Skalentriplett (Support, Spacing, Extent) bei dem Skalenübergang (Skalierung) berücksichtigt werden (WESTERN und BLÖSCHL, 1999). Der Support beschreibt die räumliche oder zeitliche Ausdehnung der Punktmessungen. Der räumliche bzw. zeitliche

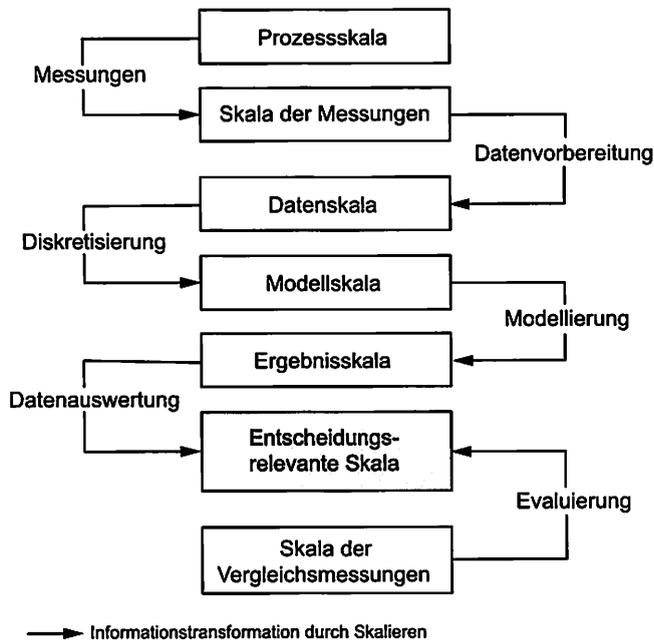


Abb. 2.2 Skalensequenz für praktische Prozessstudien im Einzugsgebietsmanagement, vereinfacht nach RENSCHLER (2000)

Messabstand wird mit dem Spacing beschrieben. Der Extent ist der Gesamtzeitraum bzw. das Gesamtgebiet der Messungen. RENSCHLER (2000) reichen die von WESTERN und BLÖSCHL (1999) vorgestellten drei Skalen für die praktische Anwendung im Einzugsgebietsmanagement nicht aus und er schlägt deshalb eine Skalensequenz bestehend aus sieben Skalenstufen vor (Abb. 2.2). Jeder Skalierungsschritt dient einer möglichst optimalen Übertragung der Messungen auf die entscheidungsrelevante Skalenstufe. Damit können Fragen z. B. bezüglich eines geeigneten Modells bei der gegebenen Datenlage und der jeweiligen Aufgabenstellung beantwortet werden.

2.2 Bodenerosionsmodelle und hydrologische Modelle

Zur Klassifizierung von Modelltypen existieren verschiedene Systematiken (SINGH, 1995; LØRUP und STYCZEN, 1996; REFSGAARD, 1996). Grundsätzlich werden deterministische von stochastischen Modellen unterschieden, wobei bei deterministischen ein spezifisches Eingangssignal immer das gleiche spezifische Ausgangssignal bedingt (BEVEN, 2005). Bei der Prozessbeschreibung wird nach dem Grad der Kausalität ansteigend von empirischen (black-box) über konzeptionelle (grey-box) hin zu prozessbasierten (white-box) Modellen differenziert (LØRUP und STYCZEN, 1996). Da viele Prozesse noch nicht völlig verstanden sind, müssen jedoch auch prozessbasierte Modelle auf empirische bzw. konzeptionelle Komponenten zurückgreifen, weshalb white-box Modelle im eigentlichem Sinne bislang nicht existieren (ROSBJERG und MADSEN, 2005).

Der bekannteste Vertreter empirischer Bodenerosionsmodelle ist die in den USA entwickelte USLE (WISCHMEIER und SMITH, 1960), die in Form der ABAG (SCHWERTMANN et al., 1987) auf deutsche Verhältnisse übertragen wurde. Mit der USLE können jährliche Bodenerosionsraten berechnet werden. Das Modell hat sich in der Vergangenheit häufig bewährt, um die Bodenerosion mittel- und langfristig abzuschätzen, jedoch können mit diesem Modell keine Sedimentation und damit verbundenen offsite Schäden beschrieben werden (SCHMIDT, 1998). Da Rillenprozesse nicht berücksichtigt werden, unterschätzt die USLE zuweilen die Bodenerosion (PARSONS, 2005). Ein entscheidender Nachteil empirischer Modelle ist ihre eingeschränkte Übertragbarkeit, da empirische Beziehungen nur dort gelten, wo die Messungen stattgefunden haben. Deshalb sind empirische Modelle streng genommen auch ungeeignet, um Änderungen bspw. der Landnutzung oder des Klimas zu prognostizieren, da solche Änderungen eigentlich erst modelliert werden können, nachdem sich diese vollzogen haben und gemessen wurden (PLATE und ZEHE, 2008).

Ein wesentlicher Vorteil prozessbasierter Modelle gegenüber empirischen ist dagegen ihre Prognose- und Szenarienfähigkeit aufgrund der allgemeinen Gültigkeit prozessbasierter Beschreibungsverfahren (ŠIMUNEK, 2005). Prozessbasierte Bodenerosionsmodelle wie KINEROS (SMITH et al., 1995) oder EUROSEM (MORGAN et al., 1998) unterscheiden auch zwischen Rillen- und Zwischenrillenprozessen, berücksichtigen den Sedimenttransport und die Sedimentation und differenzieren zwischen Hang- und Gerinneprozessen, was für die Beschreibung von Einzugsgebieten wesentlich ist. Neben der Sedimentdynamik können diese Modelle auch Infiltration und Oberflächenabfluss abbilden (GAREN et al., 1999).

Für die aufgabenentsprechende Wahl eines geeigneten Modellansatzes ist die Klassifizierung hinsichtlich des Grades der Kausalität bei der Prozessbeschreibung allein nicht geeignet. ROSBJERG und MADSEN (2005) schlagen deshalb vor, Modelltypen hinsichtlich ihres Aufgabenfeldes zu klassifizieren und unterscheiden hierbei z. B. zwischen Fluss- und Einzugsgebietsmodellen. Vertreter von Flussmodellen sind eindimensionale Strömungs- und Transportmodelle wie HEC-6 (GEE und WILLIAM, 1992) oder HEC-RAS (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008), mit denen sowohl Durchflüsse als auch die fluviale Erosion und Sedimentation in den Gerinnen differenzierter als mit Einzugsgebietsmodellen beschrieben werden können.

Bekanntere hydrologische Einzugsgebietsmodelle sind z. B. HBV (BERGSTRÖM, 1992), MIKE-SHE (REFSGAARD und STORM, 1995), WaSiM-ETH (SCHULLA und JASPER, 2007), SWAT (ARNOLD und FOHRER, 2005) oder CATFLOW (PLATE und ZEHE, 2008). HBV ist ein konzeptionelles Modell, wohingegen die anderen in unterschiedlichem Maße prozessbasierte Beschreibungsverfahren nutzen. Neben hydrologischen Prozessen sind SWAT und CATFLOW auch in der Lage, Bodenerosion und Gelöststoffdynamiken abzubilden. Als Beispiele für Bodenerosionsmodelle auf Einzugsgebietsebene können neben KINEROS und EUROSEM auch ANSWERS (BEASLY et al., 1980), WEPP (FLANAGAN et al., 2001), LISEM (JETTEN, 2002) oder EROSION3D (SCHMIDT und VON WERNER, 1999) genannt werden. Diese Bodenerosionsmodelle gelten alle als prozessbasiert, greifen jedoch auch auf empirische und konzeptionelle Ansätze zurück. Speziell auf die Beschreibung von Grabenerosion ausgerichtete Modelle sind

RILLGROW (FAVIS-MORTLOCK et al., 1998), EGEM (WOODWARD, 1999) oder GULTEM (SIDORCHUK, 1999).

Das wohl wichtigste Unterscheidungsmerkmal für Modelle ist der Grad ihrer räumlichen Differenzierung (BEVEN, 2005), wobei Modelle ohne (lumped) von Modellen mit (distributed) räumlicher Differenzierung unterschieden werden. Um z. B. lediglich tägliche Abflüsse zu simulieren, ist ein nicht räumlich differenziertes Modell wie das ursprüngliche HBV ausreichend, das an gemessenen Durchflüssen kalibriert werden kann (BEVEN, 2001). Ebenso genügt oftmals die USLE, wenn nur nach dem mittleren jährlichen Bodenabtrag gefragt wird (LØRUP und STYCZEN, 1996). Wird jedoch nach flächendifferenzierten Aussagen verlangt, ist ein räumlich differenzierter Ansatz notwendig, mit dem auch interne Prozesse im Einzugsgebiet abgebildet werden können (UHLENBROOK, 2005). Räumlich differenzierte Bodenerosionsmodelle ermöglichen z. B. die Identifikation von Sedimentquellen als Voraussetzung für die Planung von Erosionsschutzmaßnahmen, auch wenn die Modellvorhersagen oftmals noch ungenau sind (TAKKEN et al., 1999; JETTEN et al., 2003; VIGIAK et al., 2006).

Bei der räumlichen Differenzierung existieren verschiedene Konzepte, deren Entwicklung mit der zunehmenden Rechengeschwindigkeit und der Entwicklung von Geographischen Informationssystemen (GIS) verbunden war (JETTEN et al., 2003). Zum Beispiel werden bei SWAT Hydrological Response Units (HRU) genutzt, die als homogene Teilflächen durch die Verschneidung hydrologisch relevanter Landschaftseigenschaften gebildet werden (FLÜGEL, 1995). Hierbei sind verschiedene Kombinationen aus Relief-, Boden-, Vegetations- und Landnutzungseigenschaften, aber auch klimatische Eigenschaften denkbar. Da die Eigenschaften einer HRU homogen sind, kann keine Variabilität innerhalb einer HRU abgebildet werden. In SWAT liegen die HRU's in den Teileinzugsgebieten räumlich nicht verortet vor, weshalb die Topologie innerhalb eines Teileinzugsgebietes mit SWAT nicht beschrieben werden kann. Bei CATFLOW oder WEPP wird das Modellgebiet in Einzelhänge zerlegt, die in ein verteiltes Gewässernetz entwässern. Die hydrologischen Eigenschaften auf den Hängen werden entlang der Hangfalllinien beschrieben. Die Identifikation der Hänge und Gerinne erfolgt auf Basis hydrologischer Teileinzugsgebiete. Der Flächenbezug für das so entstandene Netz aus Entwässerungspfaden wird über festzulegende Hangquerschnitte hergestellt (PLATE und ZEHE, 2008).

Der rasterbasierte Ansatz z. B. bei WaSiM-ETH, MIKE-SHE, ANSWERS, LISEM oder EROSION3D nutzt gleichmäßige Rasterzellen als elementare räumliche Simulationseinheiten. Im Gegensatz zu den vorherigen räumlich differenzierten Ansätzen kann die Topologie der Gebietseigenschaften mit Rasterzellen genauer beschrieben werden (GRAYSON und BLÖSCHL, 2000). Das Potential von Rastern wird von den Modellen häufig noch nicht ausgenutzt, da viele rasterbasierte Modelle nicht 3D, sondern lediglich quasi 3D arbeiten. Unterirdische Wasserflüsse werden für jede Rasterzelle häufig nur eindimensional vertikal explizit beschrieben, da die Prozesse zum Teil noch unzureichend verstanden sind oder der mit einer mehrdimensionalen Modellierung verbundene Rechenaufwand in keinem Verhältnis zu der Ergebnisverbesserung steht. Raster sind auch vor dem Hintergrund des wachsenden Interesses an Kopplungsmöglichkeiten mit anderen rasterbasierten Modellen interes-

sant (ROSBJERG und MADSEN, 2005). Im Gegensatz zur Einzelanwendung erlauben Modellkopplungen umfassendere Aussagen wie LØRUP und STYCZEN (1996) durch die Kopplung von MIKE-SHE und EUROSEM sowie WARRACH et al. (2002) oder AMENT und SIMMER (2006) anhand der Kopplung von atmosphärischen mit hydrologischen Modellen zeigen.

Viele Prozesse wie unterirdische Fließvorgänge, die sich einer direkten Beobachtung entziehen, werden durch Modelle häufig stark vereinfacht abgebildet (BEVEN, 2005). Als Beispiel kann hier die Beschreibung des Zwischenabflusses bei WaSiM-ETH genannt werden. LISEM und EROSION3D verzichten ganz auf die Beschreibung von Zwischenabfluss, weshalb Tunnelerosion und Sinklöcherbildung, wie sie zuweilen unter Grünland durch Zwischenabfluss in Makroporen auftreten (BOTSCHKE, 1999), nicht berücksichtigt werden können. Vereinfachungen sind für Modelle kennzeichnend und können zu Ergebnisungenauigkeiten führen. Die schrittweise Verbesserung der Ergebnisgenauigkeit von Modellen durch eine detaillierte Beschreibung der relevanten Muster und Prozesse ist heute eine der wesentlichen Herausforderungen der Prozessmodellierung.

LØRUP und STYCZEN (1996) weisen bei der Anwendung von prozessbasierten Bodenerosionsmodellen auf die Notwendigkeit hin, Landnutzungseffekte stärker zu berücksichtigen. Den Einfluss von Landnutzungseffekten auf die Abflussbildung zeigen beispielsweise ENDRENY (2005) für urbane Gebiete, BURT und SLATTERY (2005) für Ackerland oder BRUIJNZEEL (2005) für Forst. NYSSSEN et al. (2002) zeigen den Einfluss von Straßen auf die Abflusskonzentration und verweisen auf die Folgen für die Bodenerosion und Sedimentation. WILSON et al. (2004) stellen fest, dass die Vegetation, die maßgeblich durch die Landnutzung bestimmt wird, für die räumliche Verteilung der Bodenfeuchte eine mindestens ebenso wichtige Rolle wie der Boden spielt und weisen darauf hin, dass dieser Umstand bei der Modellierung häufig nicht genug beachtet wird. Dies ist bedeutend, da die Bodenfeuchte einen Schlüsselfaktor im hydrologischen Prozessgeschehen darstellt (WESTERN und BLÖSCHL, 1999).

Im Hinblick auf die Vielzahl der heute existierenden Modelle kann zusammenfassend gesagt werden, dass die Auswahl des Modellansatzes von der jeweiligen Aufgabenstellung, der Datenverfügbarkeit und dem Kenntnisstand des Modellanwenders abhängig ist (ROSBJERG und MADSEN, 2005).

2.3 Die Bedeutung von Modellen als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement

In intensiv und mehrfach genutzten Landschaften, wie sie für Mitteleuropa kennzeichnend sind, bergen die Ansprüche verschiedener Nutzergruppen Konfliktpotential, deren Lösung durch ein angepasstes Einzugsgebietsmanagement erwartet wird. Beispielsweise stellen Stoffausträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen ein Problem des Gewässerschutzes dar und führen zu Konflikten zwischen Land- und Wasserwirtschaft (PLATE und ZEHE, 2008).

Um Nutzungskonflikte zu lösen oder zumindest zu entschärfen gewinnen Modelle als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement zunehmend an Bedeutung (ROSBJERG und

MADSEN, 2005). Sie werden heute vor allem zur strategischen Planung und taktischen Steuerung eingesetzt, um die Ressourcen Wasser und Boden möglichst optimal und nachhaltig zu nutzen (LOUCKS und VAN BEEK, 2005). Auch für die Abschätzung möglicher Folgen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wasser- und Stoffdynamik werden Modelle seit längerem verstärkt nachgefragt (BRONSTERT, 2005; NEARING et al., 2005). Aufgrund ihrer Szenarienfähigkeit stellen prozessbasierte Modelle für solche Aufgaben trotz des hohen Anwendungsaufwandes und häufig noch bestehender großer Ergebnisungenauigkeiten geeignete Werkzeuge dar (BEVEN, 2005).

Da Lösungen vor allem auf der planungsrelevanten Mesoskala (10^0 – 10^2 km²) gefordert werden, hat sich der räumliche Fokus für Bodenerosionsmodelle von der Hang- auf die Einzugsgebietsskala verschoben (HESSEL und TENGE, 2008). Bodenerosionsmodelle, die zumeist für landwirtschaftlich genutzte Hänge entwickelt wurden, sollen deshalb Aussagen für gesamte Einzugsgebiete ermöglichen. Prinzipiell können Einzugsgebiete als eine Komposition von Einzelhängen aufgefasst werden, die durch ein Gewässernetz miteinander verbunden sind (BRONSTERT und PLATE, 1996). Da mit der Raumgröße die Gerinneprozesse gegenüber den Prozessen auf den Hängen zunehmend an Bedeutung gewinnen, ist in diesem Zusammenhang die Kopplung von Hang- mit Gerinneprozessen bei der Modellierung eine wesentliche Voraussetzung für die Praxistauglichkeit von Bodenerosionsmodellen.

Ein weiteres entscheidendes Kriterium für die Anwendbarkeit von Modellen in der Praxis sind Methoden, die eine adäquate Prozessbeschreibung bei einer möglichst einfachen Parametrisierung der Modelle gewährleisten (DIEKKRÜGER, 1992). Deshalb wurden in den letzten Jahren Modelle in Entscheidungs-Unterstützungssysteme (Decision-Support Systems, DSS) implementiert, die einen einfachen Einsatz auch von komplexen prozessbasierten Modellen in der Praxis ermöglichen (LOUCKS und VAN BEEK, 2005; OWENS und COLLINS, 2006).

2.4 Modellunsicherheit

Die Güte von Modellergebnissen kann mit statistischen Indizes anhand von Messwerten beurteilt werden, jedoch können daraus keine Rückschlüsse auf die Fehlerquellen gezogen werden (GUPTA et al., 2005). Dies liegt daran, dass sich Fehler kumulativ als ein Signal durch die Abweichung der Modellergebnisse von den Vergleichsmessungen äußern. Modellunsicherheiten werden in der Modellierung mit dem Begriff Unsicherheit (uncertainty) beschrieben (REFSGAARD, 1996). MERZ (2006) unterscheidet epistemische und aleatorische Unsicherheiten. Epistemische Unsicherheiten resultieren aus einem mangelnden Prozessverständnis und sind deshalb prinzipiell reduzierbar. Aleatorische Unsicherheiten hingegen werden durch die Variabilität der Parameter, Randbedingungen und Anfangswerte verursacht und können daher nicht reduziert werden. Fehlerquellen für unsichere Modellergebnisse können unsichere Modelleingaben, Modelle und Vergleichsmessungen sein (Abb. 2.3). Zu unsicheren Modelleingaben zählen Mess- und Regionalisierungsfehler bei der Bestimmung von Modellparametern, Randbedingungen und Anfangszuständen. Hinzu kommen Unsicherheiten durch das Modell selbst, die aus der Wahl eines ungeeigneten Modellansatzes oder einer fehlerhaften Datenvorbereitung und Modellstruktur sowie

aus Fehlern bei den Lösungsverfahren und der räumlich-zeitlichen Diskretisierung resultieren können. Zuletzt sind Vergleichsmessungen, an denen die Modellergebnisse validiert werden, nie fehlerfrei.

Durch inverses Modellieren und Kalibrieren wird versucht, unsichere Modellergebnisse eines unsicheren Modells an unsichere Vergleichsmessungen anzupassen und damit die Ergebnisunsicherheit zu reduzieren (Abb. 2.3). Die Anpassung erfolgt durch die Veränderung von Modellparametern, die ihrerseits aus unsicheren Modelleingaben resultieren. Dadurch können Parameterunsicherheiten reduziert, aber auch maskiert werden (UHLENBROOK, 2005). Zudem werden durch das Verfahren Unsicherheiten bei den Vergleichsmessungen in das Modell eingetragen, die sich dann in den Ergebnissen widerspiegeln.

Sensitivitätsanalysen sind ein wesentlicher Bestandteil um Unsicherheiten zu analysieren. Sie haben deshalb in den letzten Jahren in der hydrologischen Forschung große Bedeutung erlangt (BORMANN, 1999; LENHART et al., 2002; HERBST und DIEKKRÜGER, 2006). Sensitivitätsanalysen ermöglichen die systematische Analyse des Einflusses von Modellparametern, Anfangszuständen und Randbedingungen auf die Modellergebnisse und zählen deshalb heute zu den bedeutendsten Anwendungsfeldern bei der hydrologischen Modellierung (ŠIMUNEK, 2005). Hierdurch können Rückschlüsse auf die Wirkung einzelner Prozessen innerhalb komplexer Systeme gezogen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Unsicherheiten bei der Modellierung unvermeidlich sind, zumal Modelle die Realität immer abstrahiert und vereinfacht abbilden (BROWN und HEUVELINK, 2005). Deshalb ist das Verstehen und Reduzieren von Unsicherheiten genauso wichtig, wie diese zusammen mit den Modellergebnissen offenzulegen.

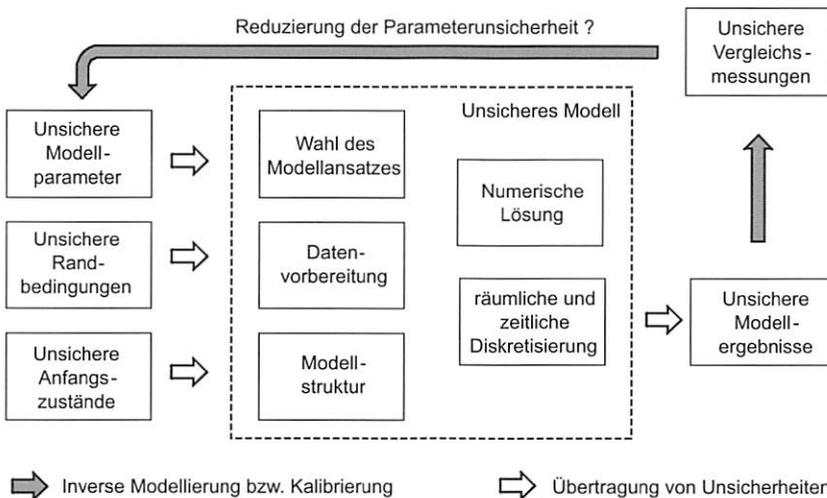


Abb. 2.3 Unsicherheiten in der Modellierung und der Versuch, diese durch inverses Modellieren bzw. Kalibrieren zu reduzieren, modifiziert nach BROWN und HEUVELINK (2005)

3 Theoretische Grundlagen der verwendeten Modelle

In dieser Arbeit wird ein zeitlich kontinuierliches hydrologisches Modell mit einem ereignisbezogenen Bodenerosionsmodell gekoppelt. In diesem Kapitel werden beide Modelle vorgestellt, die wichtigsten Gleichungen beschrieben und die technische Umsetzung der Modellkopplung erläutert. Die Modelle arbeiten beide prozessbasiert und mit räumlich verteilten Parametern auf Basis gleichmäßiger Raster. Beide Modelle wurden ursprünglich als Forschungsinstrumente konzipiert und gewährleisten deshalb ein hohes Maß an Transparenz und Flexibilität bei der Parametrisierung. Die Anwendung beider Modelle erfolgt in drei Arbeitsschritten (Datenvorbereitung, Modellierung und Ergebnisauswertung). Diese dreiphasige Arbeitsweise ist für viele Modellanwendungen kennzeichnend (Abb. 3.1).

3.1 Wasserhaushalts-Simulations-Modell WaSiM-ETH

Das Wasserhaushalts-Simulations-Modell der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich (WaSiM-ETH) wurde ursprünglich von SCHULLA (1997) entwickelt, um den Einfluss von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt alpiner hydrologischer Einzugsgebiete zu berechnen (JASPER et al., 2004). Es wurde seither beständig weiter entwickelt (SCHULLA und JASPER, 2007) und auch in anderen europäischen Flusseinzugsgebieten für verschiedene Fragestellungen erfolgreich angewandt (NIEHOFF et al., 2002; BORMANN et al., 2007; BRONSTERT et al., 2007). Die Modellierung mit WaSiM-ETH kann sowohl ereignisbezogen, als auch zeitlich kontinuierlich erfolgen. Die wesentlichen hydrologischen Prozesse des Wasserkreislaufes werden von WaSiM-ETH dabei berücksichtigt (Abb. 3.2).

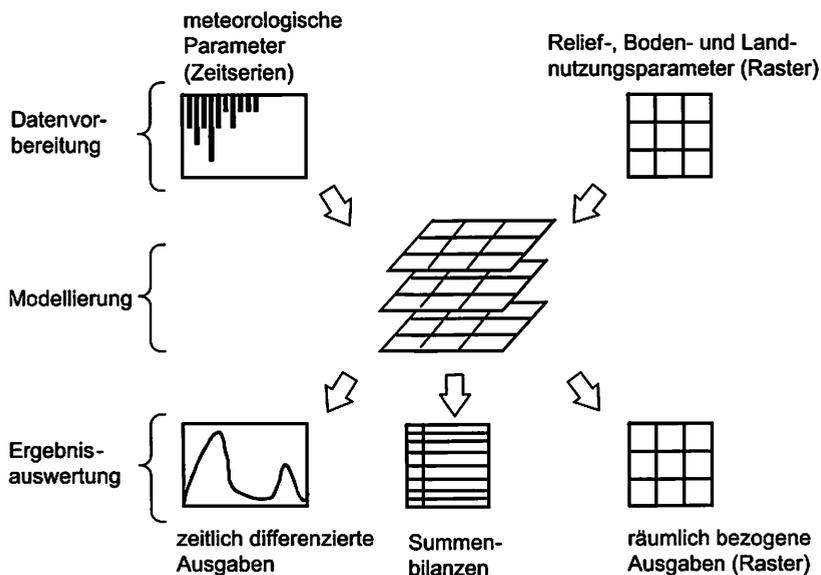


Abb. 3.1 Methodik der Modellanwendung

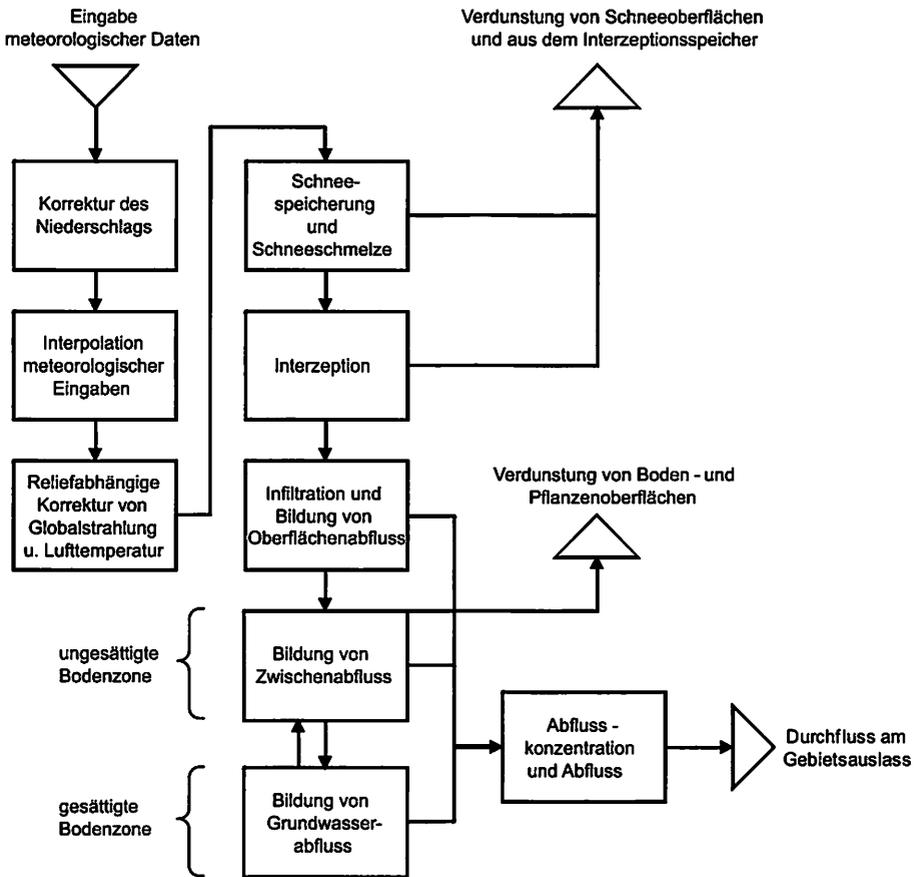


Abb. 3.2 Struktureller Aufbau von WaSiM-ETH

Für die Arbeit wird die auf der Richards-Gleichung basierende Modellversion 7.09.11 genutzt. Die Beschreibung der mathematischen Algorithmen bezieht sich auf die wesentlichen Gleichungen der genutzten Modellkonfiguration. Ausführliche Informationen finden sich bei SCHULLA (1997), JASPER (2005) sowie SCHULLA und JASPER (2007).

Die Datenvorbereitung wird durch verschiedene Hilfsprogramme unterstützt, von denen das Programm zur Topographischen ANALYSe (TANALYS) das bedeutendste ist (SCHULLA und JASPER, 2007). TANALYS führt eine Reliefanalyse auf Basis eines Digitalen GeländeModells (DGM) durch und leitet reliefbezogene Modellparameter (Neigung, Exposition, Abflusskonzentration u. a.) ab.

3.1.1 Korrektur des Niederschlages

Niederschläge können für Regen und Schnee getrennt korrigiert werden (Gleichung 1). Die Unterscheidung zwischen Regen und Schnee erfolgt über einen Schwellenwert der Lufttemperatur. Die korrigierten Werte hängen linear von der Windgeschwindigkeit ab.

$$P_{\text{korr}} = \begin{cases} P \cdot (a_r + b_r \cdot v_w) & \text{wenn } T \geq T_{\text{lim}} \\ P \cdot (a_s + b_s \cdot v_w) & \text{wenn } T < T_{\text{lim}} \end{cases}$$

Gleichung 1

P_{korr} = korrigierter Niederschlag [mm/h]
 P = Niederschlag [mm/h]
 a_r, b_r = Korrekturfaktoren für Regen [-]
 a_s, b_s = Korrekturfaktoren für Schnee [-]

v_w = Windgeschwindigkeit [m/s]
 T = Lufttemperatur [C°]
 T_{lim} = Schwellenwert der Lufttemperatur [C°]

3.1.2 Interpolation der meteorologischen Eingaben

Bei der Übertragung der Niederschlagsmessungen auf das Modellgebiet können verschiedene Interpolationsverfahren genutzt werden. In dieser Arbeit werden Thiessen-Polygone verwendet. Die Polygone werden über Mittelsenkrechten gebildet, welche die Verbindungslinien zwischen den Messstationen schneiden. Die Messwerte der nächstgelegenen Station werden dann auf das jeweilige Polygon bezogen.

3.1.3 Reliefabhängige Korrektur von Globalstrahlung und Lufttemperatur

Der Einfluss des Reliefs auf die Globalstrahlung und die Lufttemperatur nutzt den von OKE (1987) entwickelten Ansatz, bei dem die Globalstrahlung in Abhängigkeit des Reliefs modifiziert wird. Stehen keine Messwerte zur Globalstrahlung zur Verfügung, können diese aus der Sonnenscheindauer modellintern berechnet werden. Die Sonnenscheindauer wird auch zur Korrektur der Lufttemperatur benötigt.

3.1.4 Potenzielle und tatsächliche Verdunstung

Die Bestimmung der potentiellen Verdunstung erfolgt nach dem Penman-Monteith Verfahren (MONTEITH und UNSWORTH, 1990), (Gleichung 2). Die Bestimmung der Verdunstungswiderstände nutzt den Ansatz von THOMPSON et al. (1981). In Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt und Vegetationszustand kann die tatsächliche Verdunstung gegenüber der potentiellen reduziert sein.

$$\lambda ET_p = \frac{\Delta (R_N - G) + c_p \frac{(e_s - e)}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)}$$

Gleichung 2

λ = latente Verdunstungsenthalpie [J/kg]
 ET_p = potentielle Verdunstung [kg/(m²·s)]
 Δ = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [-]
 R_N = Strahlungsbilanz [W/m²]
 G = Bodenwärmestrahlung [W/m²]

c_p = spezifische Wärmekapazität der Luft [1,005 kJ/(kg·K)]
 e = aktueller Wasserdampfdruck [hPh]
 e_s = Sättigungswasserdampfdruck [hPh]
 γ = Psychrometerkonstante [hPh/K]
 r_s = Bulk-Stomatawiderstand [s/m]
 r_a = aerodynamischer Widerstand [s/m]

Eine Reduktion wird durch die Vergrößerung des Bulk-Stomatawiderstandes in Abhängigkeit des Bodenwassergehaltes berücksichtigt (THOMPSON et al., 1981). Bei WaSiM-ETH erfolgt die Bestimmung der tatsächlichen Verdunstung über eine lineare Beziehung zum Matrixpotential (Gleichung 3). Die tatsächliche Verdunstung wird

nicht nur bei zu geringer, sondern auch zu hoher Bodenfeuchte reduziert, wenn die Wasseraufnahme der Wurzeln durch anearobe Bedingungen behindert wird.

$$ET_a = \begin{cases} 0 & \text{wenn } \psi > \psi_{pwp} \\ ET_p \cdot \frac{|\psi| - |\psi_{pwp}|}{|\psi_{fk}| - |\psi_{pwp}|} & \text{wenn } \psi_{pwp} \geq \psi \geq \psi_{fk} \\ ET_p & \text{wenn } \psi_{fk} \geq \eta \cdot \psi_s \\ ET_p \cdot \frac{|\psi_s| - |\psi|}{|\psi_s| - \eta \cdot |\psi_s|} & \text{wenn } \eta \cdot \psi_s > \psi > \psi_s \end{cases} \quad \text{Gleichung 3}$$

ET_a = tatsächliche Verdunstung [mm]
 ET_p = potentielle Verdunstung [mm]
 ψ = Matrixpotential [hPa]
 ψ_{pwp} = Matrixpotential am permanenten Welkepunkt [hPa]
 ψ_{fk} = Matrixpotential bei Feldkapazität [hPa]
 ψ^s = Matrixpotential bei Sättigung [hPa]
 η = maximaler relativer Wassergehalt bei anaerober Bedingung [-]

3.1.5 Schneespeicherung und Schneeschmelze

Sowohl Schneespeicherung als auch Schneeschmelze werden im Modell über die Lufttemperatur gesteuert (Grad-Tag-Verfahren). Befindet sich die Lufttemperatur in einem Übergangsbereich zwischen Regen und Schnee wird ein Teil des Niederschlags als Schnee und der Rest als Regen berechnet (JASPER, 2005).

3.1.6 Interzeption

Die Speicherkapazität für Niederschlag auf Vegetations-, Boden- und Gesteinsoberflächen wird über einen linearen Speicheransatz berücksichtigt (Gleichung 4). Durch das Zusammenschalten mehrerer Interzeptionsspeicher können geschichtete Vegetationsbestände berücksichtigt werden. Da das Schneemodell vor das Interzeptionsmodell geschaltet ist, wird das Schmelzwasser in den Prozess einbezogen. Solange der Wasservorrat des Interzeptionsspeichers die potentielle Verdunstung übersteigt, wird dem Boden kein Wasser durch die Verdunstung entzogen. Die aktuelle Verdunstung wird in diesem Fall nicht reduziert. Das nicht durch Interzeption gespeicherte Wasser wird direkt an das Infiltrationsmodell übergeben.

$$SI_{max} = v \cdot LAI \cdot h_{sj} + (1-v) \cdot h_{sj} \quad \text{Gleichung 4}$$

SI_{max} = maximale Kapazität des Interzeptionsspeichers [mm] LAI = Blattflächenindex [m^2/m^2]
 v = Vegetationsbedeckungsgrad [-] h_{sj} = max. Schichtdicke des Wassers auf der Blattoberfläche [mm]

3.1.7 Infiltration und Bildung von Oberflächenabfluss

Das Infiltrationsmodell ist in das Bodenwassermodell integriert und bildet dessen obere Randbedingung. Die Infiltration erfolgt nach dem Green-Ampt Verfahren, bei dem das infiltrierende Wasser als kolbenförmige Front idealisiert wird, die in diskreten Zeitschritten sprunghaft nach unten voranschreitet (DYCK und PESCHKE, 1995). Das Modell gilt für wasserüberstaute Böden mit homogenem Aufbau, bei denen der Matrixfluss gegenüber dem Makroporenfluss dominiert. Damit kann die Infiltrationsrate über die vereinfachte Form des Darcy-Gesetzes beschrieben werden (Gleichung 5). Das infiltrierte Wasser wird an das Bodenwassermodell

übergeben. Infiltrationsüberschuss und damit Oberflächenabfluss kann nur gebildet werden, wenn die oberste Bodenschicht zuvor aufgesättigt wurde. Dafür muss die Niederschlagsintensität die gesättigte Wasserleitfähigkeit übersteigen. Neben Infiltrationsüberschuss kann Oberflächenabfluss aus der Schneeschmelze gebildet werden. Sättigungsflächenabfluss kann durch das Modell in der genutzten Version nicht beschrieben werden. Die Infiltration von Oberflächenabfluss entlang des Fließweges wird im Modell nicht berücksichtigt.

$$f = k_{\text{sat}} \cdot \left(\frac{h_o + |\psi_f|}{z_f} + 1 \right)$$

Gleichung 5

f = Infiltrationsrate [cm/d]

k_{sat} = gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]

h_o = Schichtdicke des Wassers auf Bodenoberfläche [cm]

ψ_f = Matrixpotential an der Feuchtefront [hPa]

z_f = Tiefe der Feuchtefront [cm]

3.1.8 Wasserdynamik in der ungesättigten Bodenzone und Bildung von Zwischenabfluss

Die eindimensional vertikale Bewegung des infiltrierten Wassers wird in der ungesättigten Bodenzone über die Richards-Gleichung beschrieben, die auf der Kopplung des Darcyschen Gesetzes und der Kontinuitätsgleichung in eindimensional vertikaler Form basiert (Gleichung 6). Der Wasserentzug durch die Verdunstung wird als Senkenterm in der Richards-Gleichung berücksichtigt.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \cdot \left(k(\psi) \cdot \frac{\partial}{\partial z} (\psi - z) \right) + Q$$

Gleichung 6

θ = volumetrischer Bodenwassergehalt [cm³/cm³]

t = Zeit [d]

z = Vertikalachse [cm]

$k(\psi)$ = Wasserleitfähigkeit [cm/d] = $k_r \cdot k_{\text{sat}}$

k_r = relative Wasserleitfähigkeit [-]

k_{sat} = gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]

ψ = Matrixpotential [hPa]

Q = Quellen und Senken [cm³/(cm³ · d)]

Für die mit Vegetation bestandene Fläche wird der Wasserentzug (Transpiration) für die durchwurzelte Bodenzone über die Wurzelverteilung nach GURTZ (1988) beschrieben. Auf vegetationsfreien Flächen erfolgt der Wasserentzug (Evaporation) nur aus der obersten Bodenschicht. Die Richards-Gleichung wird in diskreter Form auf eine schichtweise diskretisierte Bodensäule für jede Rasterzelle angewendet. Die schichtweise Diskretisierung erlaubt die Vergabe von Randbedingungen und macht das System determinierbar und über diskrete Gleichungen lösbar (DIEKKRÜGER, 1992). Zur Lösung der Richards-Gleichung wird in WaSiM-ETH ein vertikal eindimensionales Finite-Differenzen-Verfahren genutzt (JASPER, 2005). Die obere Randbedingung bildet die nach dem Green-Ampt Verfahren berechnete Infiltrationsmenge (Neumann-Randbedingung). Die untere Randbedingung wird über die Grundwasserspiegelhöhe beschrieben (Dirichlet-Randbedingung).

Da im gesättigten Fall der Wasserfluss nur vom hydraulischen Gradienten abhängt, kann die Wasserbewegung in diesem Fall allein durch das Darcy-Gesetz beschrieben werden.

Für den ungesättigten Fall muss die Wasserleitfähigkeit für das aktuelle Matrixpotential bekannt sein. Über die Wassergehalt-Wasserspannungs-Beziehung (pF-Kurve) kann der Wassergehalt für ein bestimmtes Matrixpotential berechnet werden. In WaSiM-ETH wird dafür die stetig differenzierbare Gleichung nach VAN GENUCHTEN (1980) genutzt (Gleichung 7).

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^m} \quad \text{Gleichung 7}$$

θ = Bodenwassergehalt [m ³ /m ³]	α = Anpassungsparameter [1/hPa]
θ_s = Bodenwassergehalt bei Sättigung [m ³ /m ³]	n = Anpassungsparameter [-]
θ_r = residueller Bodenwassergehalt [m ³ /m ³]	$m = 1 - 1/n$
ψ = Matrixpotential [hPa]	

Ist der Wassergehalt bekannt, kann über die Wassergehalt-Wasserleitfähigkeits-Beziehung (ku-Kurve) die Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit des aktuellen Matrixpotentials bestimmt werden, die der Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Fall entspricht. Für die Beschreibung der ku-Kurve kombinierte VAN GENUCHTEN (1980) Gleichung 7 mit Modellvorstellungen von MUALEM (1976), (Gleichung 8). Die Wasserleitfähigkeit wird aus dem Produkt der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der relativen Wasserleitfähigkeit k_r berechnet.

$$k_r = \frac{\left(1 - (\alpha \cdot |\psi|)^{n-1} \cdot (1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^m\right)^2}{(1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^{m/2}} \quad \text{Gleichung 8}$$

Die Richards-Gleichung gilt nur für die Bodenmatrix. Die Berücksichtigung von Makroporen erfolgt über einen von SCHERZER et al. (2006) modifizierten Bypass-Fluss-Ansatz nach JANSSON und KARLBERG (2001). Makroporen werden als zusätzlicher Wasserspeicher aufgefasst, die sowohl mit der Bodenoberfläche als auch der Bodenmatrix in Verbindung stehen. Der Makroporenfluss ist an einen festzulegenden Schwellenwert der Niederschlagsintensität gebunden.

Die Bildung von Zwischenabfluss erfolgt schichtweise und ist an die Abnahme der Wasserleitfähigkeit mit der Tiefe gebunden. Die Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit kann schichtweise über einen Rückgangskoeffizienten und Horizont bezogen über geringere Werte für tiefere Bodenhorizonte erfolgen. Als Voraussetzung für die Bildung von Zwischenabfluss muss der aktuelle Wassergehalt θ den Wassergehalt bei Feldkapazität θ_{fk} übersteigen. Der Zwischenabfluss wird dann für jede Bodenschicht berechnet (Gleichung 9).

Da der laterale Zufluss von Zwischenabfluss in die betrachtete Bodensäule durch das Modell nicht beschrieben werden kann, wird der Zwischenabfluss nur als Senke bei der Lösung der Richards-Gleichung berücksichtigt. Weitere Quellen und Senken bilden vertikale Zuflüsse aus der gesättigten Bodenzone und Abflüsse in die gesättigte Bodenzone.

$$Q_{\text{int}} = \text{Min} \left\{ (\theta - \theta_{rk}) \cdot \frac{\Delta z}{\Delta t}; k(\theta) \cdot \Delta z \cdot dr \cdot \tan \beta \right\}$$

Gleichung 9

Q_{int} = Zwischenabfluss [m/s]

z = Vertikalachse [m]

θ = aktueller Wassergehalt

Δt = Zeitintervall [s]

θ_{rk} = Wassergehalt bei Feldkapazität

dr = Entwässerungsdichte [1/m]

$k(\theta)$ = aktuelle Wasserleitfähigkeit [m/s]

β = Hangneigung [°]

3.1.9 Wasserdynamik in der gesättigten Bodenzone und Bildung von Grundwasserabfluss

Welcher Bereich der geschichteten Bodensäule der gesättigten Bodenzone angehört, wird in WaSiM-ETH über die Grundwasserspiegelhöhe bestimmt. Dabei wird davon ausgegangen, dass die betrachtete Bodensäule bis mindestens unterhalb der Grundwasserspiegelhöhe hinunterreicht (SCHULLA und JASPER, 2007). Der Grundwasserstand wird in Höhe der untersten nicht wassergesättigten Bodenschicht angenommen und für jeden Zeitschritt neu berechnet. Dadurch können Grundwasserstandsänderungen (steigend, fallend) berücksichtigt werden. Aus der Änderung des Grundwasserstandes sowie der Bilanz aus Zuflüssen in die oberste gesättigte Bodenschicht und Abflüssen aus der obersten gesättigten Bodenschicht berechnet sich die Grundwasserneubildungsrate als Summe aus vertikalen Flüssen und Änderung des Porenwassergehaltes. Die Berechnung von Grundwasserabfluss erfolgt konzeptionell über einen Einzellinearspeicheransatz, der die Abbildung eines Grundwasserleiters erlaubt (Gleichung 10). Stehen entsprechende Daten zu Verfügung, können auch prozessbasierte Verfahren zur Berechnung des Grundwasserabflusses in WaSiM-ETH genutzt werden, die eine differenziertere Prozessbetrachtung erlauben.

$$Q_{\text{bas}} = qb \cdot k_{\text{sat}} \cdot e^{\frac{h_{\text{GW}} - h_0}{qb_{\text{rec}}}}$$

Gleichung 10

Q_{bas} = Grundwasserabfluss [m/s]

h_{GW} = Grundwasserspiegelhöhe [m]

qb = Skalierungsfaktor für den Grundwasserabfluss [-]

h_0 = Geländehöhe über NN [m]

k_{sat} = gesättigte Wasserleitfähigkeit [m/s]

qb_{rec} = Rückgangskonstante für den Grundwasserabfluss [m]

3.1.10 Abflusskonzentration und Abfluss

Abflusskonzentration und Abfluss auf den Hängen und den Gerinnen wird mit dem Konzept der kinematischen Welle beschrieben. Die kinematische Welle stellt eine Vereinfachung der Saint-Venant-Gleichungen dar und gilt für stationäre, gleichförmige Strömungsverhältnisse (SINGH, 2002). Die numerischen Lösungsverfahren der hydraulischen Gleichungen sind komplex (SINGH, 2002) und erfordern neben Informationen über die Abflusspfade Angaben zur Fließgeschwindigkeit. Die Fließgeschwindigkeit wird im Modell über die Manning-Strickler-Gleichung berechnet (Gleichung 11).

$$c_v = n_m \cdot R_h^{2/3} \cdot S^{1/2}$$

c_v = Fließgeschwindigkeit [m/s]
 n_m = Rauigkeitsbeiwert nach Manning [$m^{1/3}/s$]
 R_h = hydraulischer Radius [m]
 S = Hangneigung [mm]

Gleichung 11

3.1.11 Durchfluss am Gebietsauslass

Der Durchfluss am Gebietsauslass setzt sich aus der Summe aller Teilabflüsse (Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss) zusammen, die im Gebiet gebildet werden. Der Oberflächenabfluss wird von Rasterzelle zu Rasterzelle dem topographischen Gefälle folgend zum Vorfluter und weiter zum Gebietsauslass geleitet. Eine Infiltration des Oberflächenabflusses auf dem Weg zum Gebietsauslass wird nicht berücksichtigt. Die Bildung von Zwischen- und Grundwasserabfluss wird für jede Rasterzelle berechnet und direkt zum Gebietsauslass geleitet. Ein lateraler Austausch bzw. Transport von Zwischen- und Grundwasserabfluss zwischen den Rasterzellen findet demnach nicht statt. Translationseffekte werden für den Oberflächen- und den Zwischenabfluss auf Basis der Isochorenmethode berücksichtigt (DYCK und PESCHKE, 1995). Die Isochoren werden während der Datenvorbereitung bei der Reliefanalyse mit TANALYS aus der Hangneigung, der Gewässernetzdichte, des Rauigkeitsbeiwertes nach Manning und der Gebietsgröße berechnet (SCHULLA und JASPER, 2007). Um Retentionseffekte zu berücksichtigen, werden der Oberflächen- und der Zwischenabfluss jeweils durch einen Einzellinearspeicher geleitet (Gleichung 12). Auch für den Grundwasserabfluss können Retentionseffekte durch den genutzten Einzellinearspeicheransatz berücksichtigt werden. Translationseffekte bleiben jedoch unberücksichtigt, da die Isochoren nur für den Oberflächen- und Zwischenabfluss verwendet werden.

$$Q = Q_{t-1} \cdot e^{-\frac{\Delta t}{q_{rec}}} + \bar{Q} \cdot \left(1 - e^{-\frac{\Delta t}{q_{rec}}}\right)$$

Gleichung 12

Q = Oberflächen- bzw. Zwischenabfluss [mm]

Q_{t-1} = Oberflächen- bzw. Zwischenabfluss aus dem vorhergehenden Zeitintervall [mm]

\bar{Q} = Oberflächen- bzw. Zwischenabfluss in der Isochore am Gebietsauslass [mm]

Δt = Zeitintervall [h]

q_{rec} = Rückgangskonstante für den Oberflächen- ($q_{d_{rec}}$) bzw. Zwischenabfluss ($q_{i_{rec}}$) [h]

3.2 Bodenerosionsmodell LISEM

Das Limburger Soil Erosion Model (LISEM) wurde ursprünglich von DE ROO (1996) für die Limburger Region (Niederlande) zum Schutz der landwirtschaftlich intensiv genutzten Lössböden vor Bodenerosion entwickelt (JETTEN, 2002). Es wird seither erfolgreich auch in anderen Gebieten angewendet und ständig weiterentwickelt (HESSEL, 2002; TRINH, 2007; HESSEL und TENGE, 2008). Die Weiterentwicklung führte zu verschiedenen Modellversionen mit unterschiedlichen Schwerpunkten wie der differenzierten Betrachtung der Korngrößenzusammensetzung, von Fahrspuren und Gräben sowie der Abbildung gelöster Stoffe (Nitrat und Phosphat), (JETTEN, 2008). Für diese Arbeit wird die Basisversion 2.51 genutzt. Für die Datenvorbereitung und der Ergebnisauswertung wurde LISEM in das Geographische InformationsSystem (GIS)

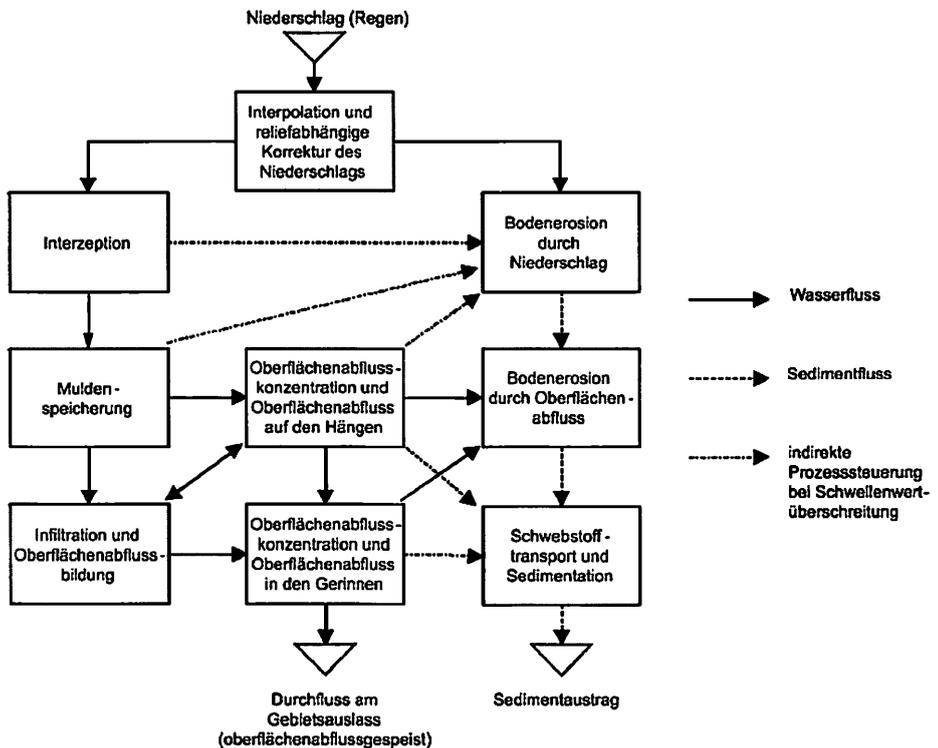


Abb. 3.3 Struktureller Aufbau von LISEM

PCRaster (VAN DEURSEN und WESSELING, 1992) eingebunden, das auf die Verarbeitung von Rasterdaten spezialisiert ist. Da LISEM die Datenformate von PCRaster nutzt, können die Eingaben und die Ergebnisse direkt ausgetauscht werden. PCRaster stellt zudem Schnittstellen zur Verfügung, die einen leichten Datenaustausch mit anderen GIS gewährleisten. LISEM arbeitet ereignisbezogen und gehorcht damit der Tatsache, dass Bodenerosionsprozesse maßgeblich an einzelne, zeitlich isoliert voneinander auftretende Starkregenereignisse gebunden sind (SCHMIDT, 1998). Die ereignisbezogene Arbeitsweise ermöglicht die Verringerung des Parametrisierungsaufwandes, da auf die Beschreibung von Prozessen, deren Einfluss unterhalb der erosiven Schwelle liegt, verzichtet werden kann. Da das Systemverhalten nicht kontinuierlich beschrieben wird, nehmen jedoch systemare Anfangszustände wie der Anfangswassergehalt des Bodens hohen Einfluss auf die Modellergebnisse. Für den strukturellen Aufbau von LISEM ist die Gliederung in Wasser- und Sedimentflüsse kennzeichnend (Abb. 3.3). Die Prozesssteuerung erfolgt entweder direkt oder indirekt zumeist durch Schwellenwertüberschreitung. Beispielsweise verhindert ein sich füllender Interzeptionsspeicher die Bodenerosion durch Niederschlag bis zu dessen Überlaufen. Ein voller Interzeptionsspeicher nimmt dann keinen weiteren Prozesseinfluss. Schwellenwertprozesse können als besonders stark nicht linear betrachtet werden, weshalb sie großen Einfluss auf das Systemverhalten nehmen können (PLATE und ZEHE, 2008). Die meisten der nachfolgend erläuterten Gleichungen gelten als prozessbasiert,

beinhalten aber häufig empirische Komponenten, was die Übertragung auf andere Gebiete einschränkt. Zudem sind viele Modellannahmen durch Vereinfachungen gekennzeichnet. Wie von AUERSWALD (1998) gezeigt wird, ist das wirkliche Prozessgeschehen sehr komplex.

3.2.1 Interpolation und reliefabhängige Korrektur des Niederschlages

LISEM berücksichtigt Niederschlagseingaben nur in Form von Regen, Schnee kann durch das Modell nicht beschrieben werden. Das über den Niederschlag eingetragene Wasser kann das System über zwei Austragsbereiche entweder durch Infiltration vertikal oder lateral als Durchfluss am Gebietsauslass wieder verlassen. Andere Wasserausträge werden in der relativ kurzen Zeit der Systemtätigkeit im Modellierungszeitraum (Stunden, Tage) kaum prozesswirksam. Deshalb wird die Verdunstung nicht berücksichtigt. Für die Regionalisierung der Niederschlagseingaben werden in dieser Arbeit Thiessen-Polygone genutzt (Kapitel 3.1.2). Da sich die Niederschlagsmessungen auf eine horizontale Fläche beziehen, werden die Messwerte bei der Regionalisierung für geneigte Flächen reduziert (Gleichung 13).

$$P_{\text{korr}} = P \cdot \cos(\beta)$$

Gleichung 13

P_{korr} = korrigierter Niederschlag [mm/h]
 P = Niederschlag [mm/h]
 β = Hangneigung [°]

3.2.2 Interzeption

Die Wasserspeicherung auf Vegetationsoberflächen wird durch einen Einzel-linearspeicheransatz nach ASTON (1979) beschrieben (Gleichung 14). Die maximale Interzeption wird in Abhängigkeit vom Blattflächenindex nach VON HOYNINGEN-HUENE (1983) berechnet.

$$SI_{\text{cum}} = v \cdot SI_{\text{max}} \cdot \left(1 - e^{-(1-k) \frac{P_{\text{cum}}}{SI_{\text{max}}}}\right)$$

Gleichung 14

SI_{cum} = kumulative Interzeption [mm]
 SI_{max} = maximale Interzeption [mm]
 P_{cum} = kumulative Niederschlag [mm]
 v = Vegetationsbedeckungsgrad [-]
 k = Korrekturfaktor für die Vegetationsdichte [-]
 mit $k = 0,046 \cdot LAI$ (LAI = Blattflächenindex [m^2/m^2])

3.2.3 Muldenspeicherung

Die zwischenzeitliche Wasserspeicherung in Mulden basiert auf einem linearen Zusammenhang zwischen der Muldenspeicherkapazität und der Oberflächenrauigkeit (JETTEN, 2002). Die Oberflächenrauigkeit beschreibt die Standardabweichung der Höhenunterschiede des Mikroreliefs. Die Muldenspeicherung verhindert die Bodenerosion durch Niederschlag. Der Oberflächenabfluss wird durch die Muldenspeicherung verschieden beeinflusst. Zu Beginn füllt sich der Muldenspeicher und verhindert den Oberflächenabfluss gänzlich. Der Abfluss beginnt, sobald die kleinste Mulde überläuft. Wenn im Laufe des Ereignisses die Muldenspeicherkapazität erreicht wird, also alle Mulden voll laufen, erfolgt keine weitere Reduzierung des Oberflächenabflusses. Solange dieser Schwellenwert nicht erreicht ist, wird der Oberflächenabfluss in Abhängigkeit des Füllungszustandes der Mulden reduziert. Im

Modell werden die verschieden großen Mulden durch die Muldenspeicherkapazität als einzigen Parameter abgebildet, der als mittlerer Wert für das Überlaufen aller Mulden angenommen wird.

3.2.4 Infiltration und Oberflächenabflussbildung

Die Berechnung der Infiltration kann in LISEM nach verschiedenen Ansätzen erfolgen. In dieser Studie wird das Green-Ampt Verfahren genutzt (Gleichung 5), da es vergleichbar mit dem Ansatz in WaSiM-ETH ist. In LISEM kann dieser Ansatz auch auf zwei Bodenschichten angewendet werden, um eine vertikale Differenzierung von Bodeneigenschaften zu ermöglichen. Neben der Infiltrationsrate pro Zeitintervall interessiert die bereits infiltrierte Wassermenge, um die Gesamtinfiltration und damit den Infiltrationsüberschuss bestimmen zu können. Dafür nutzt das Modell ein iterativ arbeitendes Lösungsverfahren nach LI et al. (1976).

Durch LISEM wird nur die Infiltration, jedoch nicht die Bodenwasserdynamik explizit beschrieben. Deshalb kann mit dem Modell nur der Oberflächenabfluss abgebildet werden. Zwischen- und Grundwasserabfluss sowie deren Einflüsse auf die Bodenerosion und Sedimentation können mit LISEM nicht beschrieben werden. Der nicht infiltrierte Wasseranteil wird entweder gespeichert (Interzeption, Muldenspeicherung) oder bildet Oberflächenabfluss. Da auf eine explizite Beschreibung der Bodenwasserdynamik verzichtet wird, reduziert sich der Parametrisierungsaufwand beträchtlich. Durch die vereinfachten Modellannahmen ist die Ergebnisgenauigkeit von LISEM von der möglichst genauen Bestimmung des Anfangswassergehaltes abhängig, was die Bedeutung dieses Anfangswertes bei der Modellierung unterstreicht.

3.2.5 Oberflächenabflusskonzentration und Oberflächenabfluss auf den Hängen und in den Gerinnen

Die Beschreibung von Oberflächenabflusskonzentration und Oberflächenabfluss geschieht nach dem Ansatz der kinematischen Welle mit Fließzeitenberechnung nach Manning-Strickler (Gleichung 11). Die Prozessbeschreibung erfolgt für Hänge und Gerinne separat (Abb. 3.4). Zur Trennung der Prozessbeschreibung wird der Abflussquerschnitt genutzt. Auf den Hängen entspricht dieser der Breite der Rasterzellen und einer oberflächenartenspezifischen Abflusshöhe. Im Gerinne wird der Abflussquerschnitt vorgegeben und über die berechnete Abflusshöhe der hydraulische Radius abgeleitet.

3.2.6 Bodenerosion und Sedimentation

Die Prozessbeschreibung von Bodenerosion und Sedimentation erfolgt auf Basis der Algorithmen des EUROpean Soil Erosion Models EUROSEM (MORGAN et al., 1998). Im Gegensatz zu LISEM erfolgt die räumliche Verteilung der Parameter bei EUROSEM nicht auf Raster bezogen, sondern auf Basis von Hangfalllinien, denen eine Fläche zugeordnet wird. Die berechnete Wasserdynamik kann je nach definierten Systemeigenschaften und Randbedingungen Bodenerosion und Sedimentation im Modell auslösen. Die Sedimentdynamik wird von der erosionsfördernden Energie des Wassers (Niederschlag und Oberflächenabfluss) und des

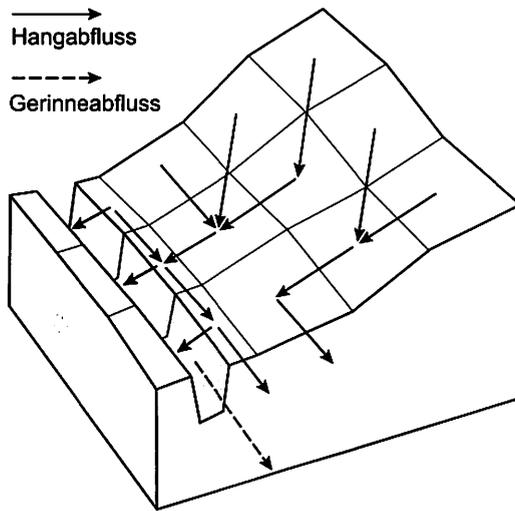


Abb. 3.4 Getrennte Prozessbeschreibung von Oberflächenabflusskonzentration und Oberflächenabfluss, modifiziert nach JETTEN (2002)

Erosionswiderstandes des Bodens sowie der Pflanzenwurzeln gesteuert. LISEM betrachtet Rillen- und Interillenprozesse, jedoch können nur Schwebstofftransporte und keine Geschiebefrachten abgebildet werden. Da LISEM Niederschlag nur in Form von Regen berücksichtigt, kann die Bodenerosion durch Schneeschmelze nicht beschrieben werden. Das Modell berücksichtigt auch keine Sedimentspeicher, die gefüllt oder entleert werden können. Deshalb kann die berechnete Bodenerosion nicht durch Sedimentspeicherinhalte beeinflusst werden.

Bodenerosion durch Niederschlag

Die Bodenerosion durch Niederschlag wird als Funktion aus der kinetischen Energie des Niederschlages, der Aggregatstabilität des Bodens und der Schichtmächtigkeit des Wassers auf der Bodenoberfläche beschrieben. Bei der Berechnung der kinetischen Energie wird über den Vegetationsbedeckungsgrad zwischen Freiland- und Bestandsniederschlag unterschieden. Im Freiland wird die kinetische Energie des Niederschlages als Funktion der Regenintensität beschrieben und angenommen, dass mit steigender Niederschlagsintensität die Tropfendurchmesser zunehmen. Mit zunehmenden Tropfendurchmessern steigt wiederum die kinetische Energie des Niederschlages (AUERSWALD, 1998). Im Vegetationsbestand wird die kinetische Energie des Niederschlages als Funktion der Vegetationshöhe berechnet. Die Aggregatstabilität wirkt als Erosionswiderstand und wird durch die mittlere Tropfenanzahl ausgedrückt, die notwendig ist, um die Größe eines Bodenaggregates zu halbieren (JETTEN, 2002). Die Schichtmächtigkeit des Wassers auf der Bodenoberfläche wird von LISEM bei der Oberflächenabflussanalyse berechnet. Eine Wasserschicht auf der Bodenoberfläche verringert die Bodenerosion durch Niederschlag, da das Wasser auf der Bodenoberfläche die kinetische Energie des Niederschlages aufnimmt (AUERSWALD, 1998). Deshalb wird für Muldenspeicher und Gerinne keine Bodenerosion durch Niederschlag berechnet.

Bodenerosion durch Oberflächenabfluss

Ob durch den Oberflächenabfluss Schwebstoffe aufgenommen (Bodenerosion), transportiert oder abgeladen (Sedimentation) werden, wird im Modell über die Transportkapazität des Oberflächenabflusses nach GOVERS (1990) entschieden (Gleichung 15). Die Transportkapazität des Oberflächenabflusses für Schwebstoffe wird von der Schwebstoffkonzentration sowie der Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses gesteuert. Die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses wird von LISEM bei der Abflussanalyse berechnet. Um überhaupt Bodenerosion auslösen zu können, muss der Oberflächenabfluss eine Mindestfließgeschwindigkeit überschreiten, die von GOVERS (1990) empirisch mit 0,4 m/s bestimmt wurde.

$$T_{\text{cap}} = \delta_s \cdot \alpha \cdot (c_v - c_{\text{crit}})^p \quad \text{Gleichung 15}$$

T_{cap} = Transportkapazität des Oberflächenabflusses [kg/m^3]

c_v = Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses [m/s]

c_{crit} = Mindestfließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses [m/s]

α, p = korngößenabhängige Koeffizienten [-]

δ_s = Dichte der Partikel [kg/m^3]

Die Schwebstoffkonzentration wird aus der Dichte der Partikel und zwei korngößenabhängigen Koeffizienten berechnet. Für die Dichte der Partikel wird im Modell die Dichte von Quarz ($2650 \text{ kg}/\text{m}^3$) genutzt, da dieses Material eine weite Verbreitung bei den Sedimenten besitzt. Die korngößenabhängigen Koeffizienten werden auf Basis der Korngrößenverteilung bestimmt (JETTEN, 2002). Die Beschreibung der Korngrößenverteilung erfolgt in LISEM über den Median der Korngröße mit nur einem Parameter. Bodenerosion durch Oberflächenabfluss findet statt, solange die Schwebstoffkonzentration geringer als die Transportkapazität des Oberflächenabflusses ist (Gleichung 16).

$$E = y \cdot w \cdot c_s \cdot (T_{\text{cap}} - C) \quad C < T_{\text{cap}} \quad \text{Gleichung 16}$$

E = Bodenerosion durch Oberflächenabfluss [kg/m^3]

y = Erosionswiderstand des Bodens [-]

w = Abflussquerschnitt [m]

c_s = Absatzgeschwindigkeit der Partikel nach Stokes [m/s]

T_{cap} = Transportkapazität des Oberflächenabflusses [kg/m^3]

C = Schwebstoffkonzentration [kg/m^3]

Neben der Transportkapazität und der Schwebstoffkonzentration des Oberflächenabflusses bestimmt der Erosionswiderstand des Bodens das Erosionsgeschehen. Damit Bodenpartikel aus dem Bodenverband in den Oberflächenabfluss übertreten können, muss die erosionsfördernde Energie des Oberflächenabflusses den Erosionswiderstand des Bodens übersteigen. Der Erosionswiderstand des Bodens errechnet sich aus der Summe der Kohäsion des wassergesättigten Bodens und der Pflanzenwurzeln. Die Absatzgeschwindigkeit der Partikel beeinflusst die Schwebstoffkonzentration und wird mit der Stokes-Gleichung über den Median der Korngröße beschrie-

ben. Der Abflussquerschnitt entscheidet über den räumlichen Prozessbereich, für den Bodenerosion durch den Oberflächenabfluss berechnet wird. Über den Abflussquerschnitt wird auch zwischen der Bodenerosion auf den Hängen und in den Gerinnen unterschieden.

Sedimentation

Sedimentation findet statt, sobald die Schwebstoffkonzentration die Transportkapazität des Oberflächenabflusses übersteigt (Gleichung 17). Bei der Prozessbeschreibung wird zwischen Hängen und Gerinnen auf Basis des Abflussquerschnittes unterschieden.

$$S = w \cdot c_s \cdot (T_{cap} - C) \quad C > T_{cap} \quad \text{Gleichung 17}$$

S = Sedimentation [kg/m³]
 w = Abflussquerschnitt [m]
 c_s = Absatzgeschwindigkeit der Partikel nach Stokes [m/s]
 T_{cap} = Transportkapazität [kg/m³]
 C = Sedimentkonzentration [kg/m³]

3.2.7 Durchfluss und Sedimentausttrag am Gebietsauslass

Der Durchfluss wird durch den Oberflächenabfluss beschrieben, der während des Modellzeitraums den Gebietsauslass passiert. Der Sedimentausttrag bezieht sich nur auf den Schwebstoffausttrag, da LISEM keine Geschiebefracht berücksichtigen kann. Der Schwebstoffausttrag errechnet sich aus dem Sedimentüberschuss, der aus der gebietsinternen Bodenerosion und der Sedimentation resultiert. Falls die gebietsinterne Bodenerosion nicht höher als die Sedimentation ist, findet kein Schwebstoffausttrag statt.

3.3 Kopplung von WaSiM-ETH und LISEM

Um die Bodenerosionsmodellierungen zu verbessern, wird in dieser Studie WaSiM-ETH mit LISEM gekoppelt (Abb. 3.5). Durch die Modellkopplung wird die Bodenerosionsmodellierungen mit LISEM in mehrere Hinsicht unterstützt. Das wichtigste Ziel der Modellkopplung ist die Bereitstellung räumlich verteilter Anfangswassergehalte als bedeutende Eingabeparameter in LISEM. Durch die kontinuierliche Arbeitsweise von WaSiM-ETH kann für den gesamten Untersuchungszeitraum in stündlicher Auflösung ein Raster der räumlichen Verteilung des Bodenwassergehaltes berechnet werden. Da auch LISEM auf Basis von Rastern arbeitet, ist eine konsistente Modellierung bei der Modellkopplung gewährleistet. Um die Raster direkt austauschen zu können, werden beide Modelle in der gleichen räumlichen Auflösung angewendet. Über Schnittstellen können die unterschiedlichen Datenformate beider Modelle problemlos umgewandelt werden. WaSiM-ETH wird zuvor anhand gemessener und simulierter Durchflüsse kalibriert und validiert, damit die Bodenwassergehalte hinreichend genau berechnet werden können. Durch die Modellkopplung kann der Parametrisierungsaufwand von LISEM reduziert werden, da viele Eingabeparameter von WaSiM-ETH direkt übernommen werden können (Tab. 3.1).

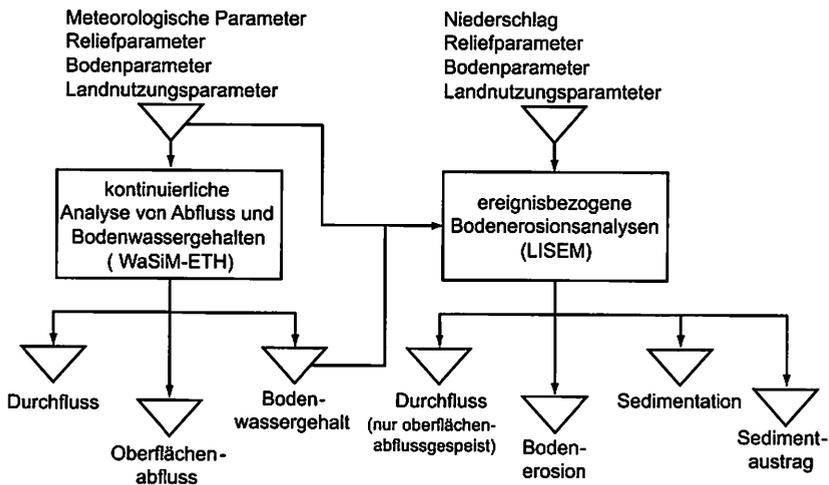


Abb. 3.5 Struktur der Kopplung von WaSiM-ETH und LISEM

Tab. 3.1 Modellparameter, die sowohl für LISEM als auch für WaSiM-ETH verwendet werden

Parameterkategorie	Parameter
Reliefparameter	Neigung, Abflussrichtung, Abflusskonzentration, Einzugsgebietsgrenzen
Bodenparameter	Anfangswassergehalt, Sättigungswassergehalt, Bodenmächtigkeit, gesättigte Wasserleitfähigkeit
Landnutzungsparameter	Blattflächenindex, Vegetationsbedeckungsgrad, Vegetationshöhe

Die Reduzierung bei der Parametrisierung stellt eine Grundvoraussetzung für die Modellanwendung in der Praxis dar, da die Eignung von Modellen als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement an einen möglichst geringen Parametrisierungsaufwand gebunden ist (DIEKKRÜGER, 1992). Neben der Bereitstellung von Eingabeparametern durch WaSiM-ETH dienen die von WaSiM-ETH simulierten Oberflächenabflüsse zur Beurteilung der Güte der Oberflächenabflusssimulation von LISEM. Da LISEM nur Oberflächenabflüsse abbildet, können die simulierten Durchflüsse am Gebietsauslass nicht direkt mit Pegelmessungen verglichen werden, da diese aus Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabflüssen bestehen. Die mit WaSiM-ETH simulierten Oberflächenabflüsse werden weiterhin genutzt, um oberflächenabflusswirksame und damit potentiell erosive Niederschlagsereignisse zu identifizieren, die anschließend bei den Erosionsmodellierungen berücksichtigt werden. Mit LISEM werden daher nur solche Niederschlagsereignisse simuliert, die in der Modellierung mit WaSiM-ETH Oberflächenabfluss erzeugen. Die Modellanwendungen fokussieren auf das Einzugsgebiet des Wahnbachs (54 km²). Für Detailstudien wurden zudem die Teileinzugsgebiete Berrensiefen (28 ha) und Steinersiefen (21 ha) ausgewählt und ebenfalls mit beiden Modellen simuliert. Es ist zu beachten, dass WaSiM-ETH und LISEM

für das Wahnbach-Einzugsgebiet und für beide Teileinzugsgebiete in verschiedenen Raumskalen angewendet werden (Abb. 3.6).

Für das Wahnbach-Einzugsgebiet (54 km²) nutzen beide Modelle ein 50 m Raster und ermöglichen so räumlich differenzierte Aussagen ab 2500 m² für das gesamte Untersuchungsgebiet. In beiden Teileinzugsgebieten wird für die Detailstudien ein fünf Meter Raster verwendet, weshalb räumlich differenzierte Ergebnisse ab 25 m² möglich werden, die sich jedoch im Berrensiefen auf 28 ha und im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet auf 21 ha beschränken.

Die kontinuierlichen Simulationen mit WaSiM-ETH erfolgen in stündlichen Zeitintervallen und beziehen sich auf einen Untersuchungszeitraum von zwei Jahren (1999 und 2000). Da LISEM ereignisbasiert arbeitet, wurde die zeitliche Dauer der Simulationen auf zwei Tage begrenzt. Damit ist gewährleistet, dass der gesamte Oberflächenabfluss infolge eines Niederschlagsereignisses den Gebietsauslass passiert. Dies erleichtert wesentlich die Bilanzierung der Wasser- und Stoffdynamik. Durch den kurzen Modellierungszeitraum ist der Rechenaufwand von LISEM gegenüber WaSiM-ETH geringer. Deshalb kann für LISEM mit fünf Minuten eine höhere zeitliche Modellauflösung als für WaSiM-ETH (1 h) genutzt werden. Um mit LISEM trotz der ereignisbasierten Arbeitsweise Jahresbilanzen von Bodenerosion und Sedimentation für das Einzugsgebiet des Wahnbachs berechnen zu können, werden alle mit WaSiM-ETH als oberflächenabflusswirksam und damit potentiell erosiv identifizierte Niederschlagsereignisse simuliert und die Ergebnisse der Einzelereignisse kumuliert betrachtet.

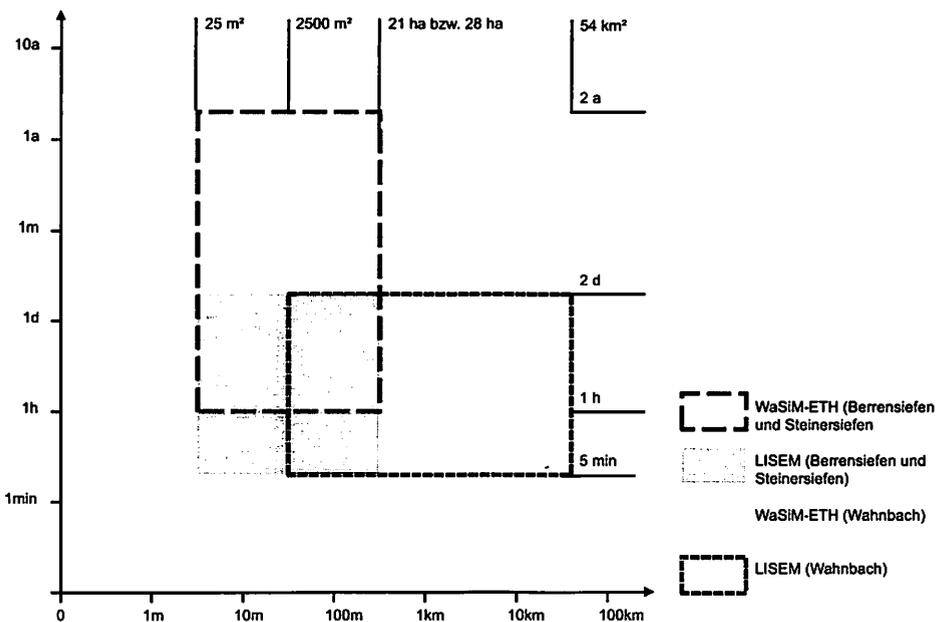


Abb. 3.6 Räumliche und zeitliche Gültigkeit von WaSiM-ETH und LISEM für das Wahnbach-Einzugsgebiet sowie das Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

4 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und ausgewählter Teileinzugsgebiete

An die Eignung des Untersuchungsgebietes für die Fragestellung sind verschiedene Anforderungen geknüpft. Zum einen muss eine ausreichende Datengrundlage für die Modellierung vorhanden sein, da eigene Messungen im Rahmen der Arbeit nur ergänzend erfolgen können. Zum anderen sollen die erarbeiteten Aussagen mit Hilfe der Modelle von Relevanz für das Einzugsgebietsmanagement sein. Beides ist im Einzugsgebiet des Wahnbachs gegeben. Die Vorstellung der landschaftsräumlichen Ausstattung des Gebietes erfolgt der Fragestellung entsprechend mit Gewichtung auf die Hydrologie und den Boden. Das Einzugsgebiet des Wahnbachs (54 km²) oberhalb der Wahnbachtalsperre befindet sich etwa 20 km nordöstlich der Bundesstadt Bonn. Naturräumlich zählt das Gebiet zum Bergischen Land, einem Teil des Rheinischen Schiefergebirges (Abb. 4.1).

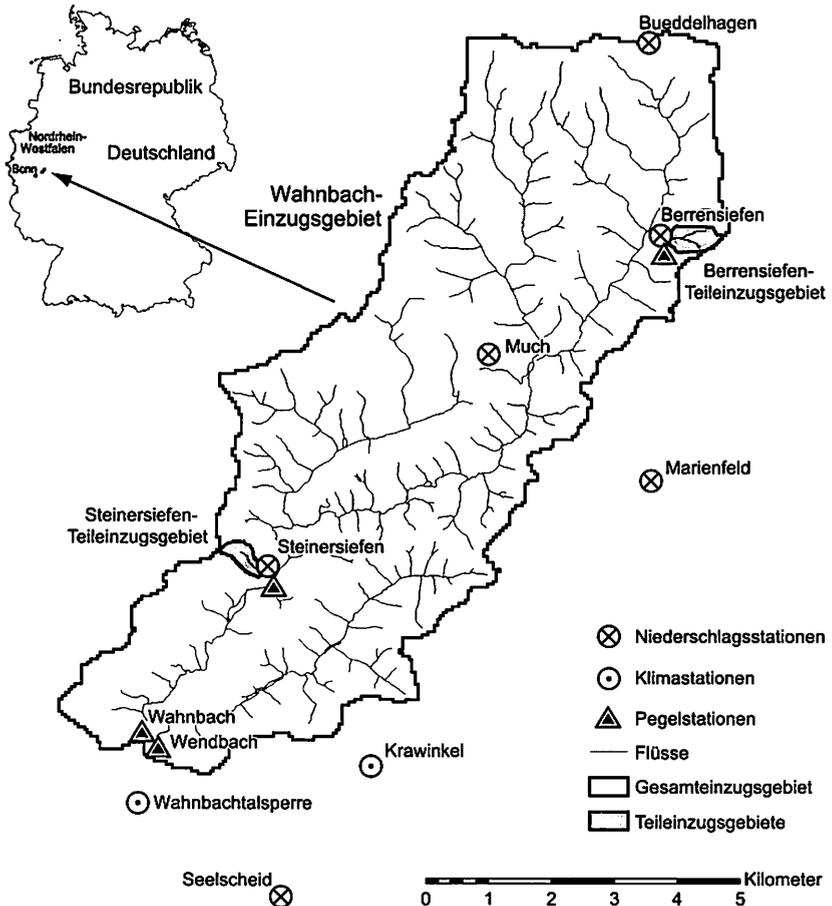
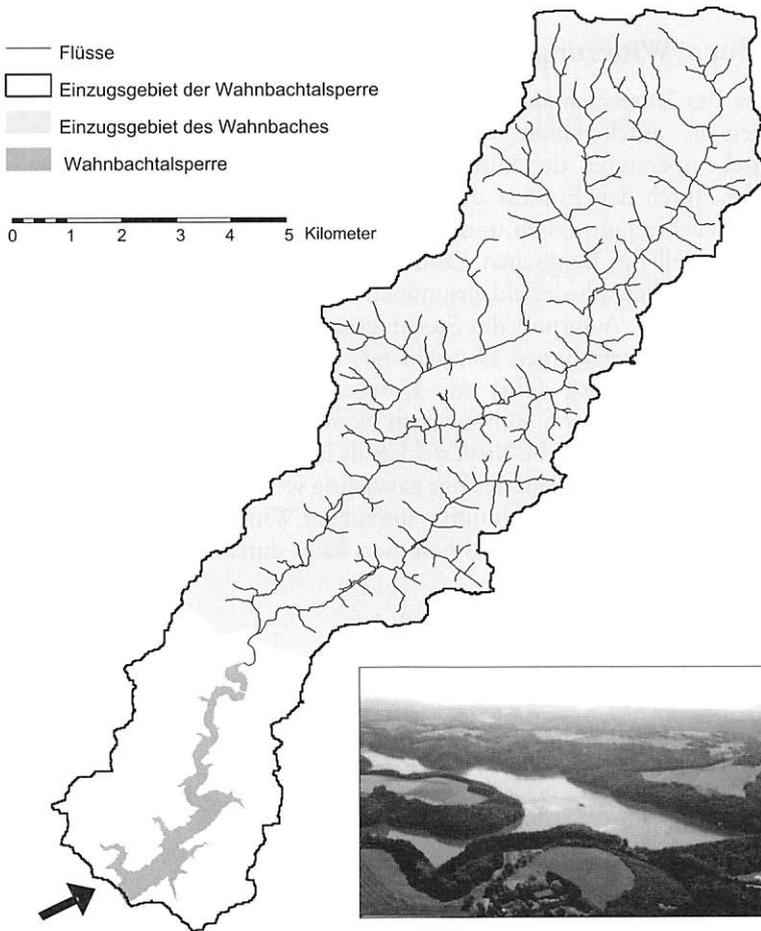


Abb. 4.1 Räumliche Einordnung des Untersuchungsgebietes und der für Detailstudien ausgesuchten Teileinzugsgebiete sowie die Lage von Niederschlags-, Klima- und Pegelmessstationen

Der Wahnbach bildet zusammen mit dem Wendbach als seinem größten Nebenfluss den Vorfluter im Gebiet. Das Wahnbach-Einzugsgebiet selbst ist Teil des Einzugsgebietes der Sieg (2880 km²), das wiederum ein Teileinzugsgebiet des Rheins (ca. 200.000 km²) bildet. Der mittlere jährliche Durchfluss des Wahnbachs nach dem Zusammenfluss mit dem Wendbach betrug für den Zeitraum von 1981 bis 2003 ca. 1,1 m³/s. Der mittlere jährliche Niedrigwasserdurchfluss für diesen Zeitraum wurde mit 0,04 m³/s und der mittlere jährliche Hochwasserdurchfluss mit 12,4 m³/s gemessen. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf einer Fläche von etwa 12 km · 5 km. Die Längsausdehnung des Untersuchungsgebietes richtet sich nach dem von Nordost nach Südwest entwässernde Flusssystem. Der Wahnbach mündet in die Wahnbachtalsperre, die sich südlich an das Gebiet anschließt (Abb. 4.2).

Die Wahnbachtalsperre zählt mit einer Einzugsgebietsgröße von etwa 70 km² zu den größeren Trinkwassertalsperren in Deutschland (BRIESE, 1984). Mit einem



Position und Richtung der Photoaufnahme

Abb. 4.2 Schrägansicht und räumliche Lage der Wahnbachtalsperre (Quelle der Fotoaufnahme: Wahnbachtalsperrenverband)

Stauvolumen von ca. 41 Mio. m³ und einer mittleren täglichen Wasserabgabe zwischen 100.000 m³ und 130.000 m³ werden etwa 800.000 Menschen der Region mit Trinkwasser aus der Talsperre versorgt (WWW.WAHNBACH.DE, aufgerufen am 20.11.2008). Das Einzugsgebiet des Wahnbachs oberhalb der Talsperre liefert etwa 80 % des Wassereintrages in die Talsperre (GIERTZ, 2000). Die übrigen 20 % werden über Seitenflüsse direkt in die Talsperre eingetragen.

Für die Fragestellung wird sich im Folgenden nur auf das Einzugsgebiet des Wahnbachs nördlich der Wahnachtalsperre bezogen. Der zeitliche Fokus der Modellierungen umfasst die Jahre 1999 und 2000, da für diesen Zeitraum umfangreiche Messungen zur Wasser- und partikelgebundenen Stoffdynamik im Gebiet stattgefunden haben (BOGENA, 2001; HERBST, 2001). Für die Detailstudien wurden die zwei hydrologischen Teileinzugsgebiete Berrensiefen (ca. 28 ha) und Steinersiefen (ca. 21 ha) ausgewählt, auf die sich viele Messungen von BOGENA (2001) und HERBST (2001) konzentrieren (Abb. 4.1).

4.1 Klima, Witterung und Hydrologie

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist ozeanisch geprägt. Die Lufttemperaturen sind allgemein durch kühle Sommer und milde Winter gekennzeichnet. Die Jahresmitteltemperaturen der Luft betragen zwischen acht und zehn Grad Celsius und werden durch den Einfluss der Rheinischen Bucht begünstigt. Westwinde liefern häufig feuchte Luftmassen und bestimmen damit das Wettergeschehen. So wird der westliche Teil des Bergischen Landes durch Steigungsregen beeinflusst, der für die hohen jährlichen Niederschlagssummen verantwortlich ist, die im Mittel etwa 1100 mm betragen. Aufgrund des Steigungsregens zählt das Gebiet zu den niederschlagsreichsten Mittelgebirgen Deutschlands (MÜLLER-MINY, 1954, in: BOTSCHKE 1999). Der Reliefanstieg führt im Untersuchungsgebiet zu einem räumlichen Niederschlagsgradienten von Südwest nach Nordost, weshalb im Norden des Gebietes im Jahresmittel 200 mm mehr Niederschlag als im Süden gemessen werden (BOGENA, 2001). Zeitlich treten die Niederschläge ganzjährig verteilt auf und zeigen aufgrund der Westwetterlagen häufig ein Maximum während der Wintermonate (BOTSCHKE, 1999). Ein zweites Maximum während des Sommers kann durch konvektive Starkregen ver-

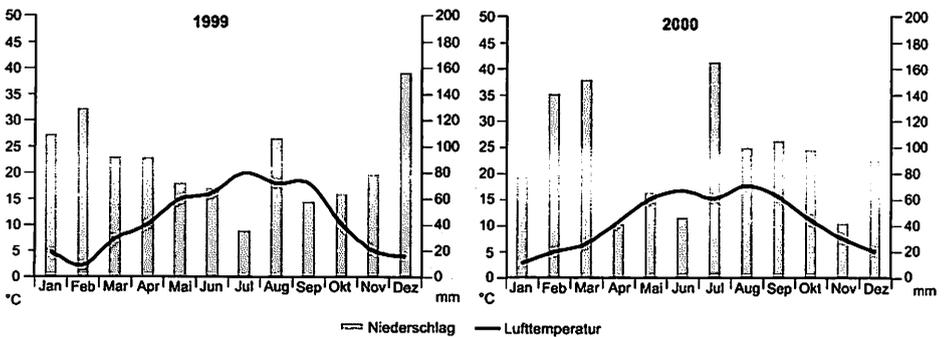


Abb. 4.3 Monatliche Niederschlagssummen und Mittelwerte der Lufttemperaturen an der DWD-Klimastation Krawinkel für das Jahr 1999 (links) und 2000 (rechts)

ursacht werden. Die zwei Jahre des Untersuchungszeitraums zeigen einen ähnlichen Verlauf der Lufttemperaturen, wohingegen sich die Niederschlagsdynamik jedoch deutlich unterscheidet (Abb. 4.3).

Die Mittelwerte der Lufttemperaturen betragen in beiden Jahren 10,5°C. Die geringsten Monatsmittel werden mit etwa zwei Grad Celsius zwischen November und Februar gemessen. In den Monaten Juli und August erreichen die Monatsmittel mit etwa 19°C die höchsten Werte. Die milden Temperaturen im Winter mindern den Schneeeinfluss auf das hydrologische Prozessgeschehen und die Bodenerosion. Die Niederschlagssumme im Jahr 2000 ist mit 1134 mm höher als im Jahr 1999 mit 1067 mm. Die Niederschlagsdynamik beider Jahre zeigt einen bimodalen Verlauf mit einem Maximum während der Wintermonate und einem zweiten im Sommer. Der niederschlagsreichste Monat wird im Jahr 1999 durch den Dezember (157 mm) und im Jahr 2000 durch den Juli (166 mm) beschrieben. Die monatlichen Niederschlagssummen im Jahr 2000 zeigen mit einem Variationskoeffizienten von 45 % einen größeren Schwankungsbereich als die im Jahr 1999 mit 37 %. An 38 % der Tage im Untersuchungszeitraum wurden Niederschläge gemessen. Da die Bodenerosion maßgeblich an Starkregenereignisse gebunden ist, sind Aussagen über die Häufigkeitsverteilung täglicher Niederschlagssummen von Interesse (Abb. 4.4). Die täglichen Niederschlagssummen überschreiten selten zehn Millimeter pro Tag. Niederschläge bis einen Millimeter pro Tag sind mit ca. 30 % an den Niederschlagstagen vertreten.

An mehr als der Hälfte (52 %) der Niederschlagstage betragen die Niederschlagssummen zwischen einen und zehn Millimeter pro Tag. Sie sind dementsprechend häufig. Niederschläge zwischen 10 und 20 mm/d sind mit 15 % der Niederschlagstage relativ gering. Mehr als 20 mm/d Niederschlag fällt mit weniger als drei Prozent aller Niederschlagstage sehr selten. An insgesamt neun Tagen wurden Niederschläge mit

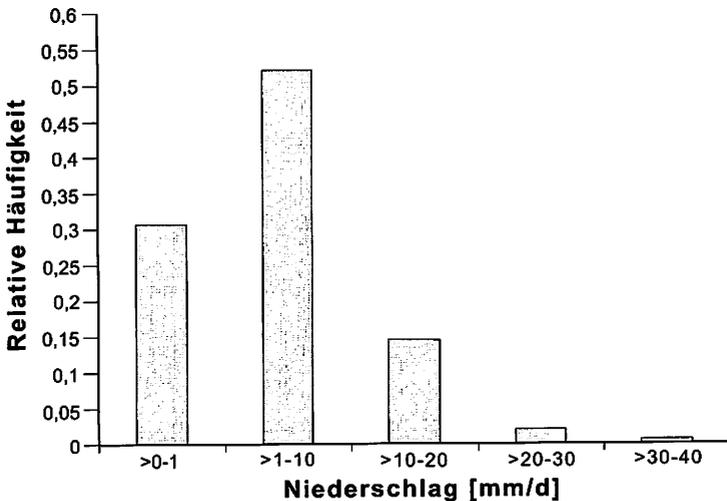


Abb. 4.4 Häufigkeitsverteilung täglicher Niederschlagssummen an der DWD-Klimastation Krawinkel für die zwei Jahre 1999 und 2000 des Untersuchungszeitraumes

20 und 30 mm/d und über 30 mm/d nur an drei Tagen über die zwei Jahre des Untersuchungszeitraumes hinweg gemessen. Der höchste gemessene Wert ist 34 mm/d. Aufgrund der Niederschlagsverteilung unterliegen auch die Abflüsse einer deutlichen Saisonalität, was die Durchflussmessungen belegen (Abb. 4.5, Abb. 4.6, Abb. 4.7). Während der Monate November bis Mai werden die höchsten Durchflüsse gemessen. Die Monate April bis Oktober sind hingegen durch geringe Durchflüsse gekennzeichnet.

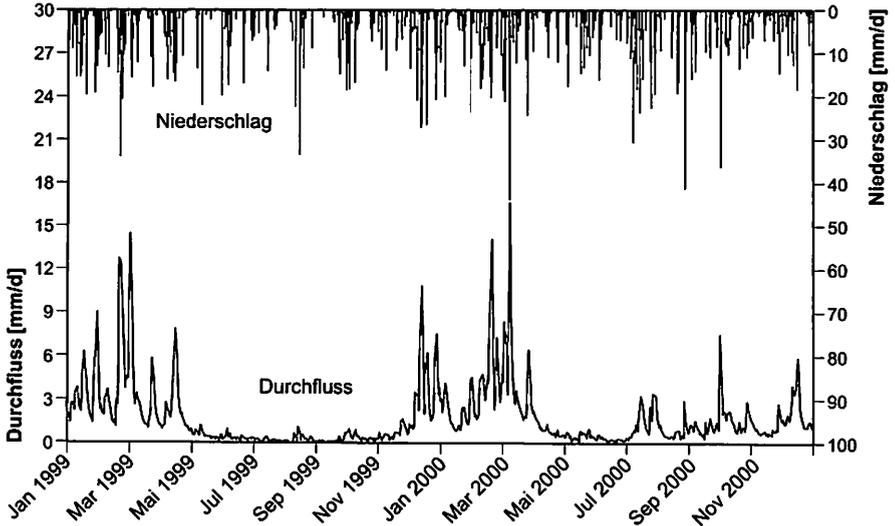


Abb. 4.5 Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Einzugsgebiet des Wahnbachs

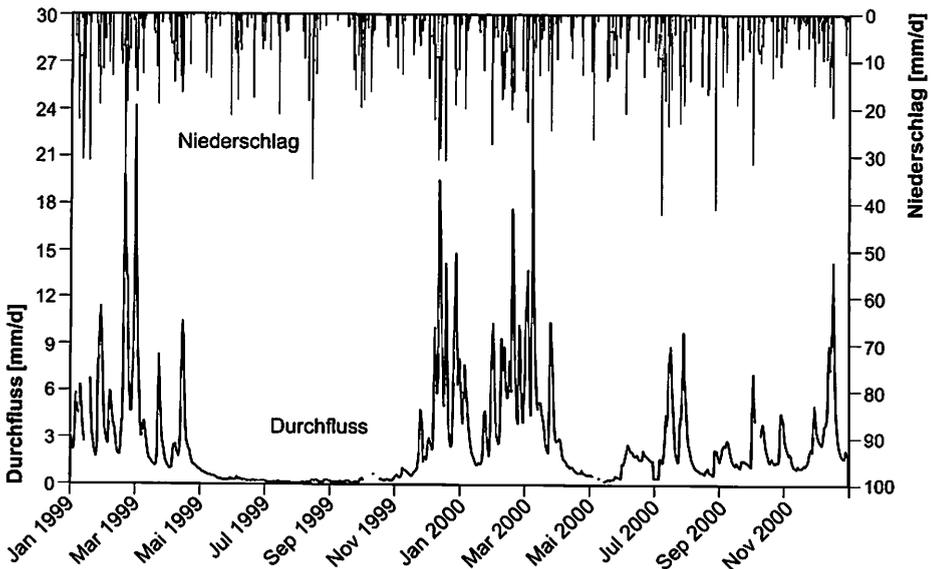


Abb. 4.6 Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

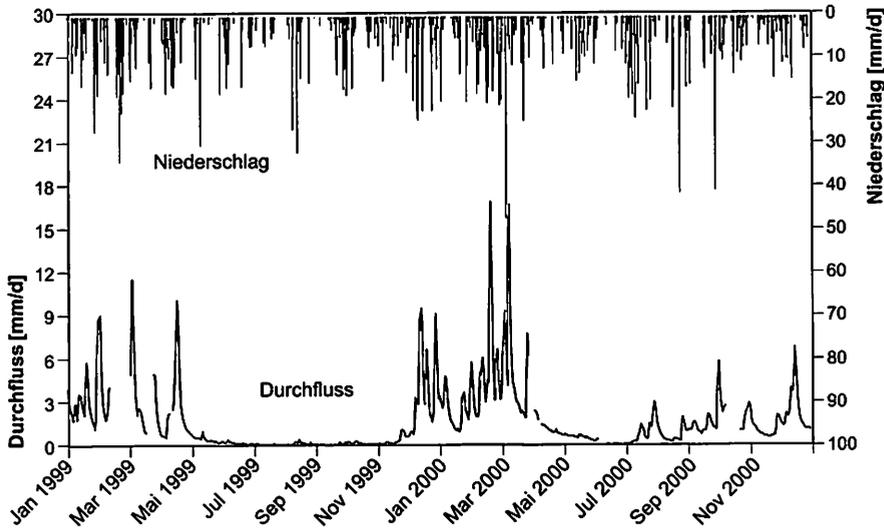


Abb. 4.7 Gemessene Niederschläge und Durchflüsse im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Für die zwei Jahre des Untersuchungszeitraumes 1999 und 2000 wurden im Einzugsgebiet des Wahnbachs insgesamt 1179 mm, im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet 1932 mm und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet 1112 mm Durchfluss gemessen. Dies entspricht einer mittleren jährlichen Abflusspende von $18,7 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ im Wahnbach-Einzugsgebiet, $30,6 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ im Berrensiefen und $17,6 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{km}^2)$ im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet. Der Abflussbeiwert für die Jahre 1999 und 2000 ist in den zwei Teileinzugsgebieten Berrensiefen (0,69) und im Steinersiefen (0,46) höher als im Einzugsgebiet des Wahnbachs (0,43).

4.2 Relief

Das Bergische Land ist im geomorphologischen Sinn eine gehobene Rumpffläche, die durch ein dicht verzweigtes Gewässernetz zerschnitten wurde (GLÄSSER, 1978). Das Relief ist durch erosive Prozesse zerlappt und in einzelne Hochflächen, Rücken, Sporne und Grabenstrukturen aufgelöst worden (BOTSCHER, 1999). Das dendritische Gewässernetz zeigt eine fächer- bis rippenförmige Struktur, die sich offensichtlich häufiger an tektonisch bedingten Störungslinien orientiert (JUX, 1983). Das westliche Bergische Land ist durch einen Reliefanstieg von West nach Ost gekennzeichnet, der sich im Untersuchungsgebiet durch einen Höhenunterschied von 250 m zeigt (Abb. 4.8).

Für das Gebiet sind erosiv entstandene Tälchen charakteristisch, die in der Region als „Siefen“ bezeichnet werden (NICKE, 1983). Siefen sind Kerbtälchen, die zumeist keinen oder nur einen schmalen, ebenen Talboden aufweisen. Die häufig stark geneigten Hänge wirken als Stoffsammler, die den Abfluss konzentrieren und zu einem zügigen Abflussverhalten beitragen.

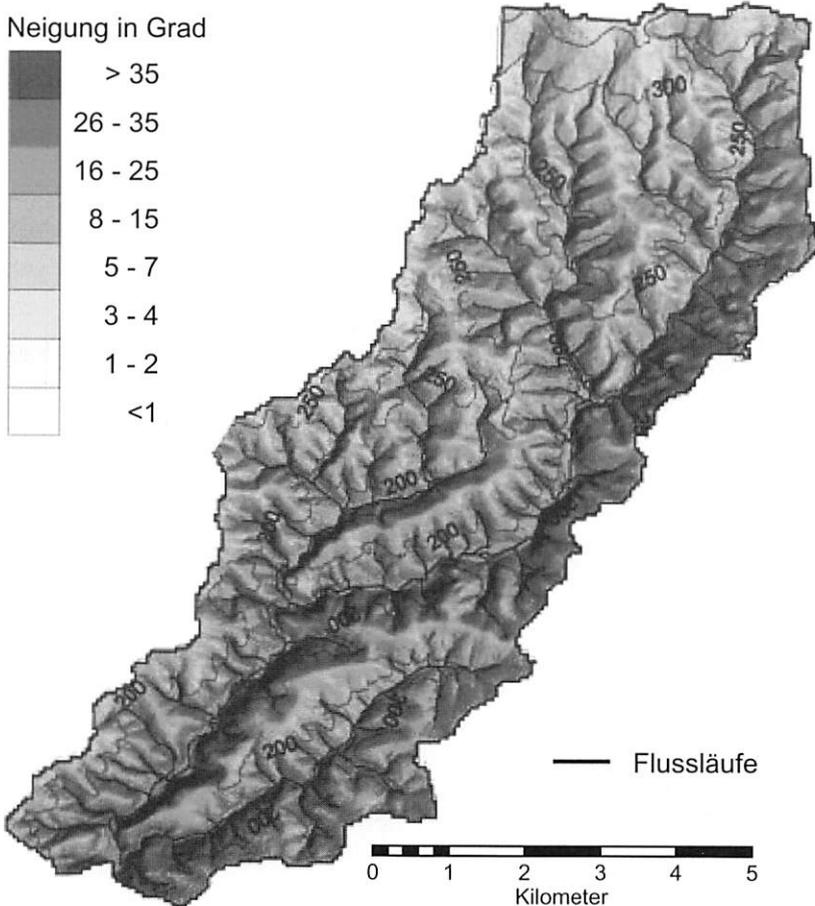


Abb. 4.8 Geländehöhe und Hangneigung des Wahnbach-Einzugsgebietes (54 km²), Kartengrundlage: Laserabtastung mit fünf Meter räumlicher Auflösung, BOGENA (2001)

4.2.1 Teileinzugsgebiete

Für beide Teileinzugsgebiete sind Siefen kennzeichnend (Abb. 4.9).

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Das nordöstlich im Wahnbach-Einzugsgebiet gelegene Berrensiefen-Teileinzugsgebiet ist durch zwei Siefen gekennzeichnet. Der südlich gelegene Rolandsiefen vereinigt sich in der Gebietsmitte mit dem Berrensiefen und bildet einen markanten Sporn. Der Berrensiefen entwässert in westlicher Richtung.

Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet ist südwestlich im Wahnbach-Einzugsgebiet gelegen. Die Fläche ist etwa ein Drittel kleiner als die des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes und nur durch eine Siefe charakterisiert, die nach Südosten hin entwässert.

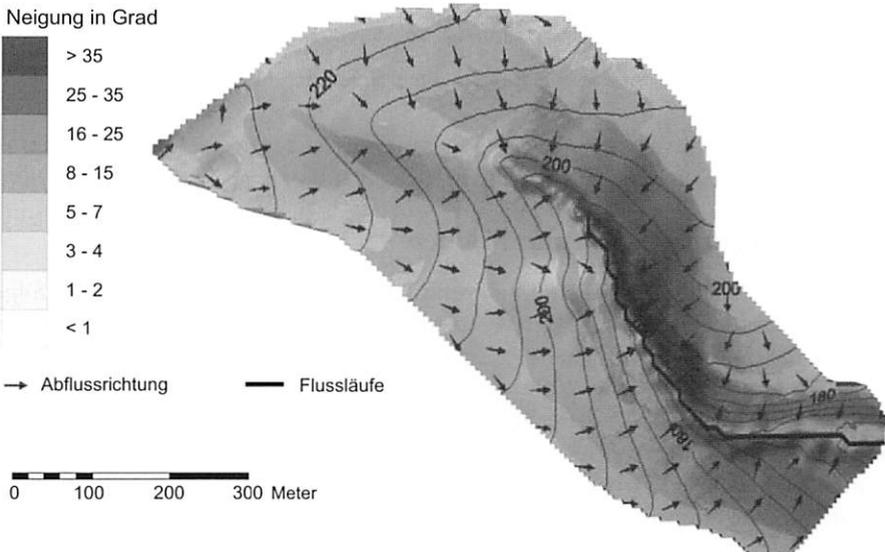
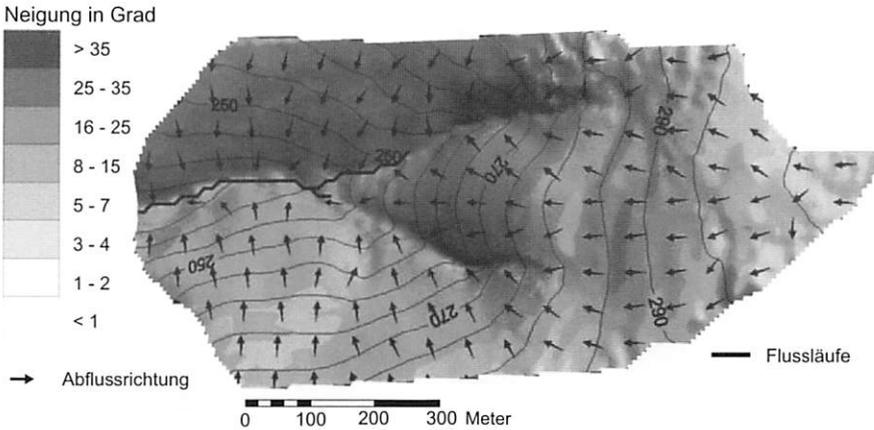


Abb. 4.9 Geländehöhe, Hangneigung und Abflussrichtung im Berrensiefen- (28 ha, oben) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (21 ha, unten), Kartengrundlage: Laserabtastung mit fünf Meter räumlicher Auflösung, BOGENA (2001)

4.2.2 Vergleich der räumlichen Verbreitung der Hangneigungen in den Untersuchungsgebieten

Das Wahnbach-Einzugsgebiet ist im Mittel durch höhere Hangneigungen als die beiden Teileinzugsgebiete charakterisiert (Abb. 4.10). Hangneigungen zwischen 16° und 25° bilden flächenmäßig den größten Anteil im Wahnbach-Einzugsgebiet. In den beiden Teileinzugsgebieten sind dagegen Hangneigungen zwischen acht und 15° am weitesten

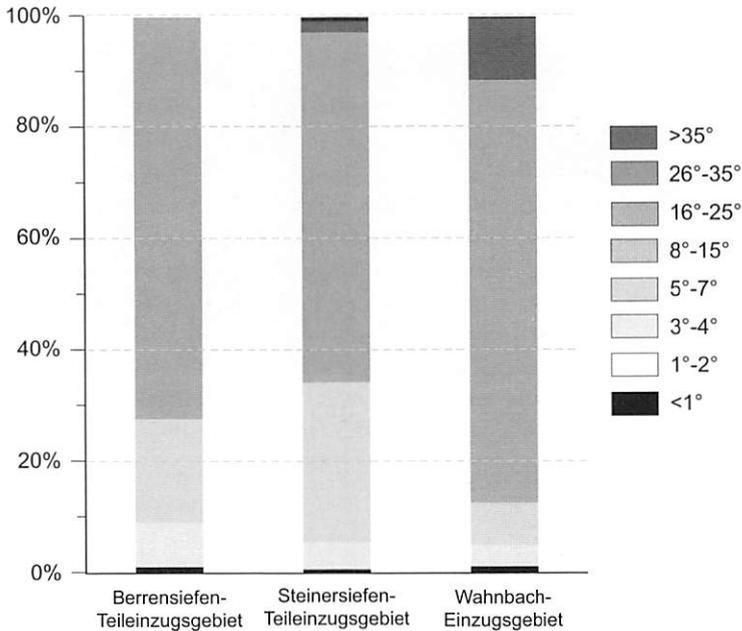


Abb. 4.10 Flächenanteile der Hangneigungen in den Untersuchungsgebieten

verbreitet. Die stärksten Hangneigungen im Berrensisiefen-Teileinzugsgebiet betragen 16° bis 25° . Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet treten auch stärker geneigte Hänge auf.

4.3 Untergrundgesteine und Böden

Die Gesteine des Untergrundes sind aus devonischen Sand-, Schluff- und Tonsteinfolgen aufgebaut (JUX, 1983), (Abb. 4.11). Vor allem an den Mittel- und Unterhängen haben sich Hanglehme mit Mächtigkeiten von mehr als zwei Metern entwickeln können, die den Untergrund auf etwa 20 % der Fläche des Untersuchungsgebietes bilden. In den Tiefenlinien haben sich demzufolge zumeist mächtige Auenlehme abgelagert. Die Südwest nach Nordost streichenden Gesteinsschichten bilden Kluftgrundwasserleiter mit mäßiger bis geringer Trennfugendurchlässigkeit (JUX, 1983). An den Störungszonen kann die Wasserdurchlässigkeit erhöht sein, da diese an eine zusammenhängende tektonische Trennfugenausbildung gebunden ist. Die Kluftgrundwasserleiter weisen kein nutzbares Porenvolumen auf. Die Wasserspeicherung findet in Spalten, Klüften, Schicht- und Schieferungsfugen statt, die sich mit der Tiefe reduzieren (HEITFELD, 1965). Festgesteine kommen an der Oberfläche jedoch nur selten vor. Aufschlüsse finden sich hier und da an Prallhängen oder in Steinbrüchen (DEPPE, 2007).

Die Gesteine sind meist tiefgründig zu einem aufgelockerten Festgesteinsverband aus Steinen und Grus verwittert. Aus den tertiären bis pleistozänen Verwitterungsprodukten dieser Festgesteine haben sich während des Pleistozäns unter periglazialen Bedingungen Fließerden entwickelt. Die Gesteine werden so gut wie überall von solchen periglazialen Fließerden bedeckt, die im weitaus größten Teil des Gebietes das Ausgangsmaterial der Bodenbildung darstellen (Abb. 4.12).

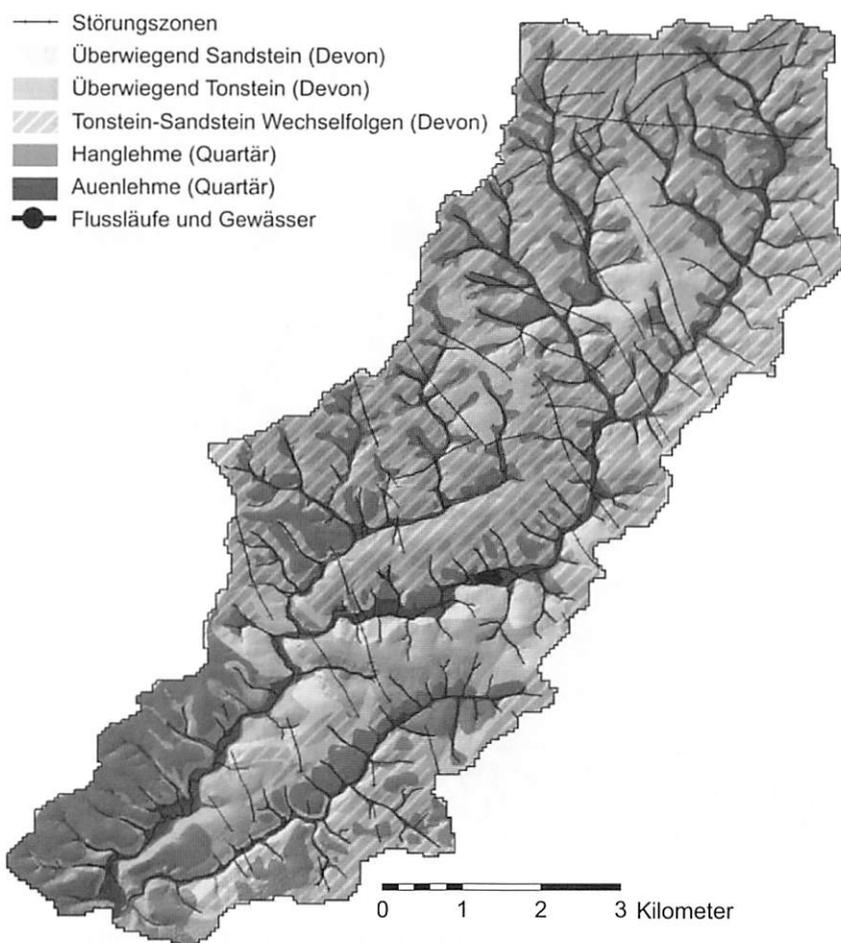


Abb. 4.11 Räumliche Verteilung der Untergrundgesteine im Wahnbach-Einzugsgebiet, Kartengrundlage: Geologische Karte 1:25.000, Bearbeiter: HILDEN et al. (1983), MÜLLER und SUCHAN (1985), SCHRIEL und UDLUFT (1977), SCHRÖDER und GRABERT (1979)

Fließerden lassen sich in einzelne Schichtglieder, so genannte periglaziale Lagen differenzieren. Im Gebiet kommt typischerweise eine Hauptlage über einer Basislage vor (DEPPE, 2007). Die Hauptlage besteht vorwiegend aus Löss und ist im Gebiet etwa fünf Dezimeter mächtig. Die Basislage zeichnet sich dagegen durch deutlich höhere Grobbodengehalte und das Fehlen einer Lösskomponente aus.

Das hydrologische Verhalten dieser Sedimentlagen ist sehr unterschiedlich. Die teilweise sehr steinhaltigen Basislagen können im trockenen Zustand wasserstauend wirken und im feuchten Zustand laterale bevorzugte Abflusspfade bilden (CHIFFLARD et al., 2008). Die lössdominierten, schluffreichen Hauptlagen weisen vor allem auf geneigten Hängen ein sehr hohes Erosionspotential auf. Besonders die mächtigen Kolluvien, die hier in den typischen Reliefpositionen wie an den Unterhängen und in den Tiefenlinien zu finden sind, zeugen von ehemals intensiven Erosions- und Sedimentationsprozessen.

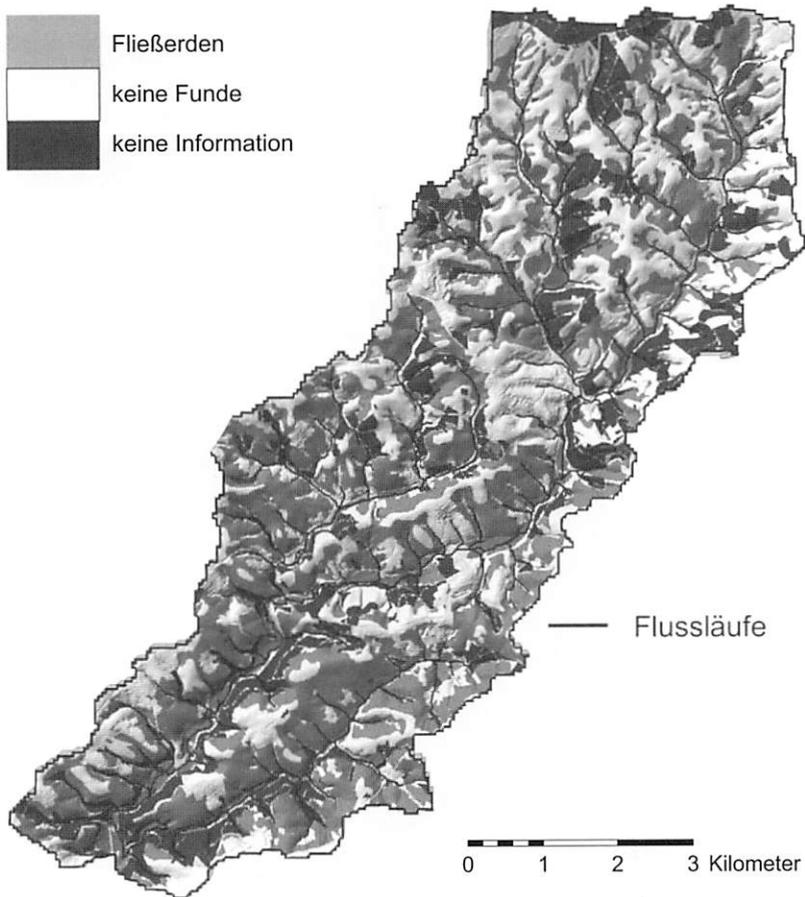


Abb. 4.12 Räumliche Verteilung von Fließerden im Wahnbach-Einzugsgebiet, Kartengrundlage: Bodenkarte zur Standorterkundung 1:5.000 (Verfahren Landwirtschaft), Bearbeiter: DEPPE (2007)

Die schluffreichen Bodenarten zeichnen sich allgemein durch ein hohes Wasserhaltevermögen aus. Sind die Lössablagerungen bzw. Hauptlagen geringmächtig oder nur als so genannte Lössschleier vorhanden, wird die Wasserspeicherkapazität aufgrund der darunter folgenden steinreichen Basislagen jedoch deutlich reduziert. Auf den Hochebenen sind die Böden zudem häufig stauwasserbeeinflusst, in den Tälern hingegen grundwasserbeeinflusst. Unter Grünland und Forst weisen die lössdominierten Böden ein ausgeprägtes Makroporengefüge auf. Die Makroporen sind für hohe Zwischenabflüsse und ein zügiges Abflussverhalten verantwortlich (BOGENA, 2001).

Für das Untersuchungsgebiet liegen drei bodenkundliche Kartenwerke des Geologischen Dienstes von Nordrhein-Westfalen vor:

- (i) Bodenkarte 1:50.000
- (ii) Bodenkarte zur landwirtschaftlichen Standorterkundung 1:5.000
- (iii) Bodenkarte zur forstwirtschaftlichen Standorterkundung 1:5.000

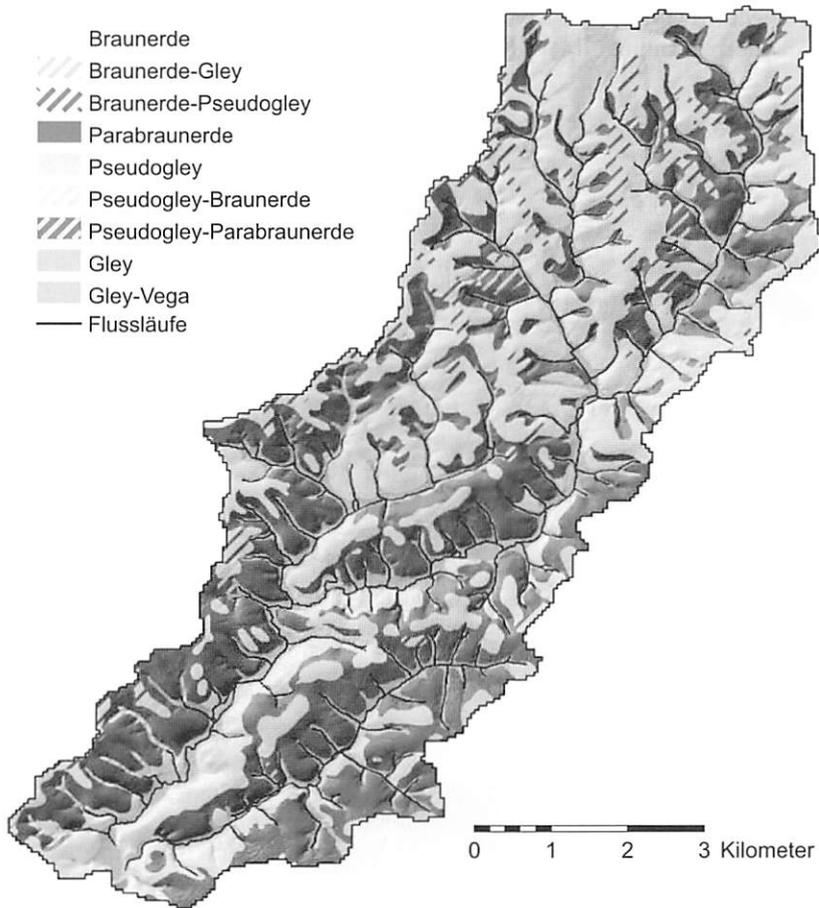


Abb. 4.13 Räumliche Verteilung der Bodentypen im Wahnbach-Einzugsgebiet, Karten-
grundlage: Bodenkarte 1:50.000, Bearbeiter: DWORSCHAK et al. (2001)

Maßstabsbedingt treten zwischen diesen drei Kartenwerken Unterschiede auf. So weist die Bodenkarte 1:50.000 Braunerden und Parabraunerden als die dominierenden Bodentypen im Untersuchungsgebiet aus, die häufig unter Stau- oder Grundwassereinfluss stehen (Abb. 4.13). Braunerden finden sich danach vermehrt im nördlichen Gebietsteil, da die Mächtigkeit der Lössbedeckung von Südwest nach Nordost abnimmt. Pseudogleye sind häufig an Kuppen und Hochflächen gebunden, auf denen durch die geringe Hangneigung der laterale Abfluss gering ist. In den Tiefenlinien haben sich durch oberflächennah anstehendes Grundwasser, das von lateralem Zuschusswasser der Hänge gespeist wird, vornehmlich Gleye entwickeln können.

4.3.1 Teileinzugsgebiete

Zur Charakterisierung der Böden in den Teileinzugsgebieten reichen die Angaben der Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 nicht aus, da die Böden darin maßstabsbedingt eher übersichtsartig beschrieben sind. Daher wird für die Beschreibung der

Teileinzugsgebiete auf die Bodenkarten zur landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Standorterkundung im Maßstab 1:5.000 zurückgegriffen (Abb. 4.14).

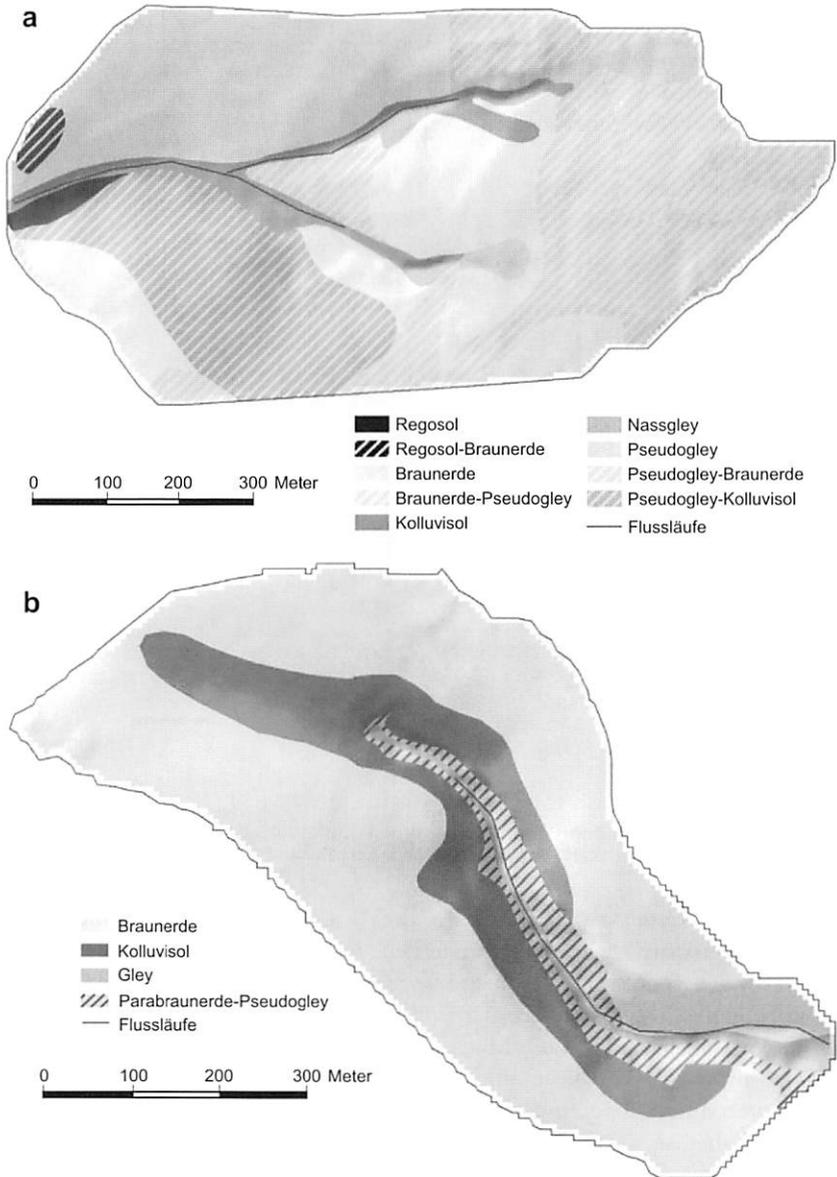


Abb. 4.14 Räumliche Verteilung der Bodentypen im Berrensiefen- (28 ha, oben) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (21 ha, unten), Kartengrundlage: Bodenkarte zur Standorterkundung 1:5.000 (Verfahren Landwirtschaft und Forst) GEOLOGISCHER DIENST NRW (2007), Bearbeiter: DINTER und MELMS (2006), EICHLER (1996), RABER (1997), WARSTAT et al. (2005) und MIARA (1995)

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet herrschen aus bodentypologischer Sicht Braunerden vor. Sie sind typischerweise durch Verwitterung verbraunt und verlehmt. Meist sind sie mehr oder weniger stark stauwasserbeeinflusst, wobei Übergänge zu Pseudogley-Braunerden und Braunerden-Pseudogley zu finden sind. In der Tiefenlinie des Berrensiefens kommen Nassgleye vor, die durch lang anhaltend nahe an der Oberfläche anstehendes Grundwasser gekennzeichnet sind. Vermutlich haben intensive Bodenerosionsprozesse durch die ackerbauliche Nutzung in der Vergangenheit zur Kappung der Oberbodenhorizonte an den Hängen und zur Sedimentation des Bodenmaterials an den Unterhängen und in den Tiefenlinien geführt, wo heute Kolluvien zu finden sind. Ein Beleg für die ehemals intensive ackerbauliche Nutzung sind reliktsche Pflug-Horizonte (rAp), die fast flächendeckend unter dem heute vorwiegend grünlandwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des Wahnbachs gefunden wurden (DEPPE, 2008).

In geogenetischer Hinsicht kommen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet typische Schichtglieder des Berglandes vor. Den Untergrund bilden meist devonische Sand- und Tonsteine. Darüber wird meist eine mittel bis sehr stark steinig-grusige, lehmig-sandige, sandig-lehmige, lehmige bis schluffig-tonige periglaziale Fließerde (Basislage) vorgefunden. Über der Basislage kommen lössdominierte Schichten vor. In Kuppen- und Spornlagen kann diese Schicht nur einen Dezimeter mächtig sein, an Unterhängen werden Mächtigkeiten von fast zwei Meter erreicht. Bei diesen Schichten handelt es sich zumeist um grobbodenfreie bis mittel steinig-grusige, lehmig-schluffige oder tonig-schluffige Hauptlagen. An den Unterhängen und in den Tiefenlinien kommen vereinzelt kolluviale Ablagerungen vor.

Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Bodentypologisch herrschen im Steinersiefen ebenfalls Braunerden vor, die sehr schwach stauwasserbeeinflusst sein können. An den Hängen sind Kolluvisole und in den Tiefenlinien Gleye zu finden. Geogenetisch bestehen die Böden auch hier im Untergrund aus devonischen Sand- und Tonsteinen, die von einer stark bis sehr stark steinig-grusigen, lehmig-sandigen, lehmig-schluffigen oder schluffig-tonigen Basislage bedeckt werden. Die obere Bodenschicht besteht ebenfalls aus lössdominierten Sedimenten. Die Mächtigkeiten betragen wenige Dezimeter bis über einem Meter. Es herrschen grobbodenfreie bis mittel steinig-grusige, lehmig-schluffige und tonig-schluffige Bodenarten vor. Die Böden sind grundsätzlich mächtiger als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (SCHMIDT, 2007). Auch hier lassen Kolluvien an den Unterhängen und in den Tiefenlinien auf ehemals intensive Bodenumlagerungsprozesse schließen.

4.3.2 Vergleich der räumlichen Verbreitung der Hauptbodentypen in den Untersuchungsgebieten

Ein Vergleich der Flächenanteile aller Hauptbodentypen zeigt einen deutlich geringeren Anteil an Parabraunerden in den beiden Teileinzugsgebieten gegenüber dem Gesamteinzugsgebiet (Abb. 4.15). Ackerbaulich genutzte Flächen sind schwerpunkt-

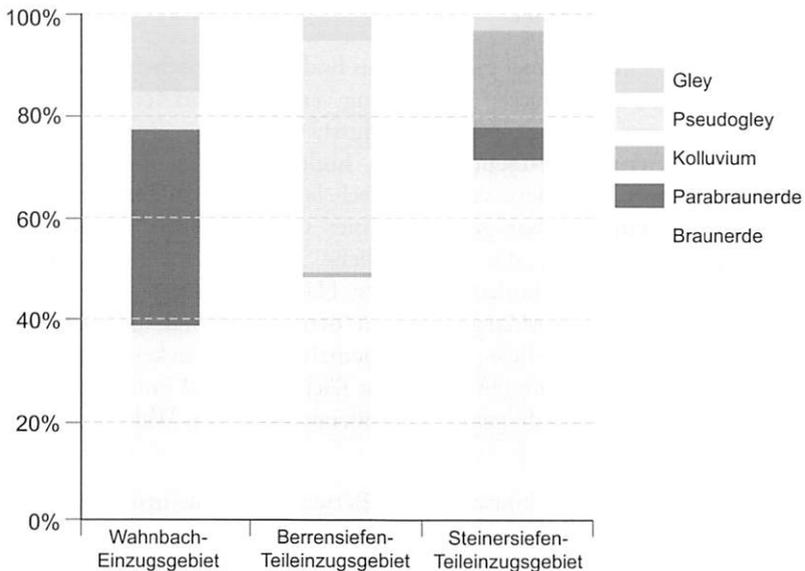


Abb. 4.15 Flächenanteile der Hauptbodentypen in den Untersuchungsgebieten (Mischformen wurden dem Hauptbodentyp untergeordnet)

mäßig im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes anzutreffen, wo die Böden tiefergründiger und fruchtbarer als im Norden sind.

Im Norden des Gebietes sind die Böden aufgrund der hohen Niederschläge und der geringen Mächtigkeit eher für Grünlandnutzung geeignet. Der Grund für den höheren Anteil an Parabraunerden im Gesamteinzugsgebiet verglichen mit den Teileinzugsgebieten liegt in einer detaillierteren Bodenansprache bei den Kartierungen im Maßstab 1:5.000, die den beiden Teileinzugsgebieten zugrunde liegen (DEPPE, 2007). War bei der Bodenkarte 1:50.000 eine Lössschicht von über einem Meter als Klassifikationsmerkmal für Parabraunerden ausreichend, so müssen nach der detaillierteren Bodenansprache explizit Tonanreicherungshorizonte vorgefunden werden. Für das Gesamtgebiet würde dadurch ein Großteil der als Parabraunerden klassifizierten Böden den Braunerden zufallen, die dann etwa 70 % der Gebietsfläche bedecken würden (DEPPE, 2007). Der Anteil an Parabraunerden würde sich dann auf weniger als zwei Prozent der Gebietsfläche reduzieren. Weitere Unterschiede durch die detailliertere Bodenansprache ergeben sich aus der expliziten Ausweisung von Kolluvien, die bei der Bodenkarte 1:50.000 vor allem den Gleyen zugeordnet wurden, was den hohen Anteil an Gleyen mit fast 20 % an der Gebietsfläche erklärt. Durch die Berücksichtigung von Kolluvien reduziert sich der Gleyanteil auf etwa sechs Prozent an der Gesamtgebietsfläche (DEPPE, 2007). Um die Bodeninformationen auf Basis der veränderten Bodenansprache für die Modelle nutzen zu können, müssen beide Bodenkarten zur Standorterkundung 1:5.000 (Verfahren Landwirtschaft und Forst) zusammengeführt werden. Der damit verbundene Aufwand konnte nur für die Teileinzugsgebiete geleistet werden. Für das Gesamteinzugsgebiet übersteigt der Aufwand den Rahmen der Arbeit. Für die Modellierung des Gesamteinzugsgebietes wurden deshalb die Informationen der Bodenkarte 1:50.000 genutzt.

4.4 Vegetation und Landnutzung

Das Untersuchungsgebiet wird intensiv landwirtschaftlich genutzt (Abb. 4.16). Der Fokus der Landwirtschaft liegt mit einem Flächenanteil von 62 % auf der Grünlandnutzung. Die Milchwirtschaft bildet daher einen bedeutenden Gewerbezweig in der Region (SCHMIDT, 2007). Neben Grünland ist Forst mit einem Flächenanteil von ca. 20 % die wesentliche Nutzungsart im Gebiet. Forste sind vor allem auf stärker geneigten Hangbereichen und in Siefen zu finden. Ackerbau ist hingegen mit einem Anteil von etwa acht Prozent flächenmäßig von geringer Bedeutung.

Neben der Landwirtschaft spielt die Wasserwirtschaft bei der Nutzung des Gebietes eine wesentliche Rolle, da das Einzugsgebiet des Wahnbachs im Ganzen als Trinkwasserbildungsraum für die Wahnbachtalsperre dient (Abb. 4.2). Siedlungsgebiete sind über das gesamte Gebiet unregelmäßig verstreut und nehmen knapp zehn Prozent der Fläche ein. Die übrigen Flächen dienen der Erholung oder der Infrastruktur (Straßen und Wege). Obgleich nur etwa fünf Prozent der Gebietsfläche für Straßen genutzt werden, können diese Strukturen bedeutenden Einfluss auf die Stoffdynamik im Gebiet nehmen. Abflusspfade können durch Straßen und Wege modifiziert werden und den Bau von Drainagen erforderlich machen, an denen sich der Oberflächenabfluss konzentriert. Als Folge gesteigerter Oberflächenabflüsse kann die Bodenerosion zunehmen. Auch die Sedimentation kann durch Straßen gefördert werden, wenn die Straßen die Fließgeschwindigkeit des Abflusses reduzieren und als Stoffbarrieren wirken.

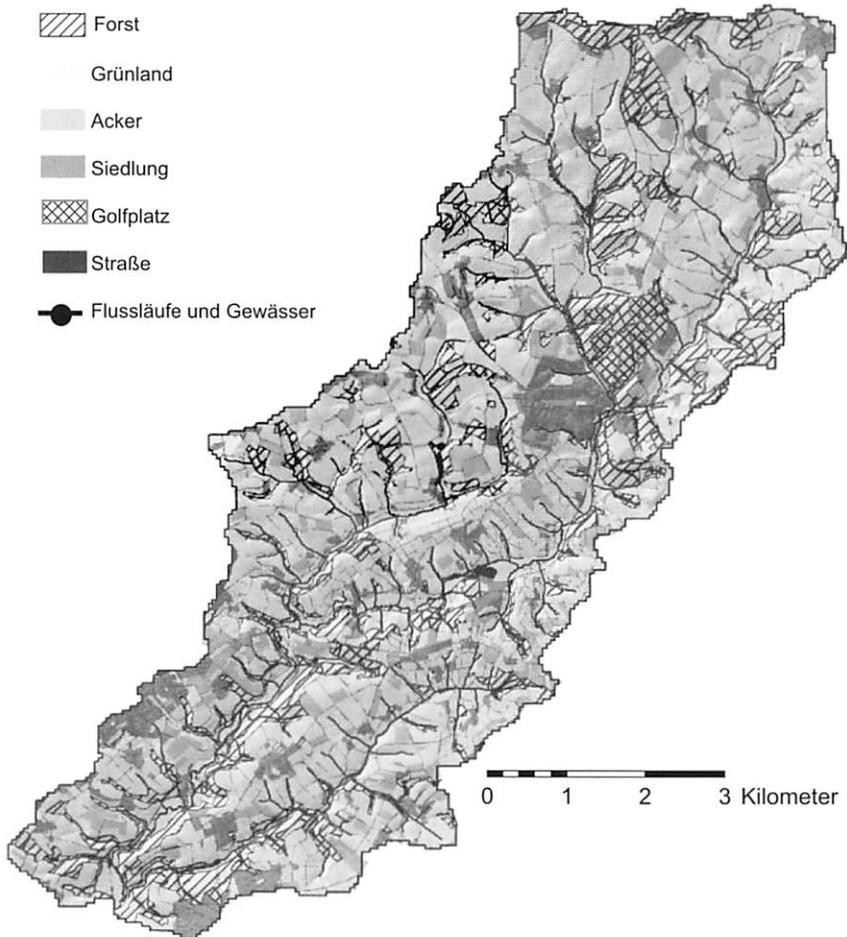


Abb. 4.16 Räumliche Verteilung der Hauptnutzungsarten 1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet, Kartengrundlage: Deutsche Grundkarte 1:5.000

4.4.1 Teileinzugsgebiete

Das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet wird wie das Gesamteinzugsgebiet vorrangig grünlandwirtschaftlich genutzt, wohingegen im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet der Ackerbau die wesentliche Nutzungsform darstellt (Abb. 4.17).

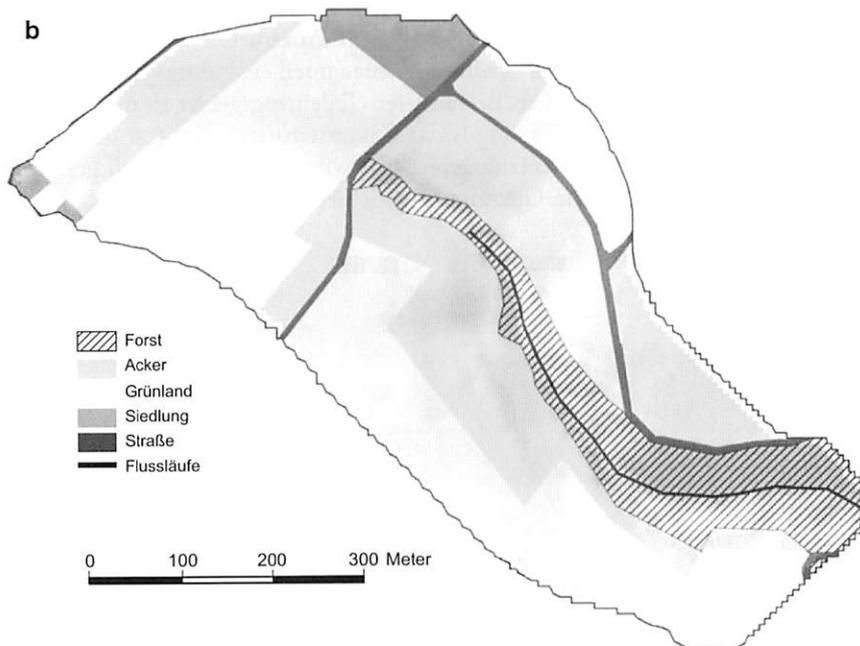
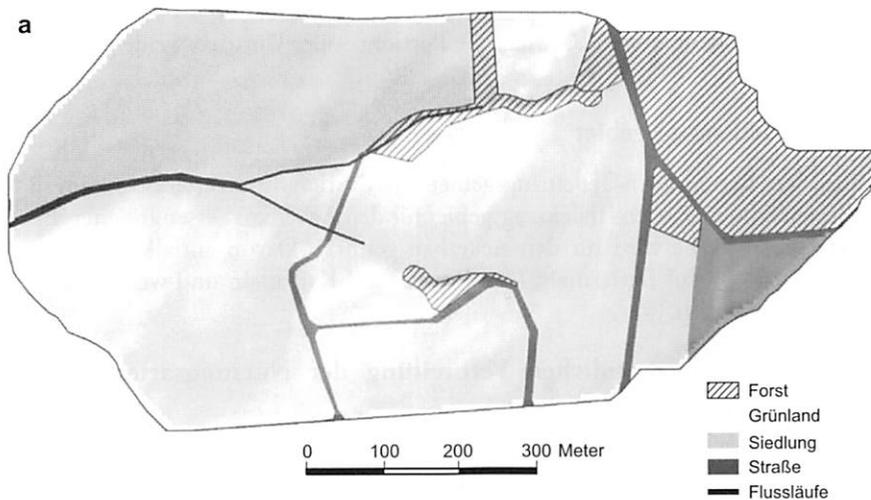


Abb. 4.17 Räumliche Verteilung der Landnutzung im Jahr 1999 im Berrensiefen- (28 ha, oben) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (21 ha, unten), Kartengrundlage: Deutsche Grundkarte 1:5.000

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet beträgt der Flächenanteil an Grünland etwa 75 %. Davon werden etwa 23 % als Schnittweide und ca. 77 % ausschließlich als Weide genutzt. Schnittweiden besitzen eine höhere Wirtschaftlichkeit als Weiden. Die hohen Niederschläge ermöglichen bis zu drei Schnitte im Jahr. Weiden, die nicht geschnitten

werden, sind häufig auf stärker geeigneten Flächen mit eingeschränkter Befahrbarkeit zu finden. Bei der Weidenutzung überwiegt die Portions- oder Umtriebsweide gegenüber der Standweide.

Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Gegenüber dem Berrensiefen-Teileinzugsgebiet sind die tiefgründigeren Böden im südlicher gelegenen Steinersiefen-Teileinzugsgebiet für den Ackerbau besser geeignet. Etwa 40 % der Gebietsfläche wird für den Ackerbau genutzt. Davon entfallen 56 % auf Winterweizen, 39 % auf Futtermais, fünf Prozent auf Kartoffeln und weniger als ein Prozent auf Futterrüben.

4.4.2 Vergleich der räumlichen Verbreitung der Nutzungsarten in den Untersuchungsgebieten

Die größten Nutzungsunterschiede aller Gebiete werden durch den Ackerbau beschrieben (Abb. 4.18). Forste haben mit 15 % bis 20 % an der jeweiligen Gebietsfläche in allen Untersuchungsgebieten einen ähnlich hohen Flächenanteil. Für Siedlungen werden in beiden Teileinzugsgebieten weniger als fünf Prozent der Gebietsfläche genutzt. Im Gesamteinzugsgebiet ist der Siedlungsflächenanteil etwa doppelt so hoch als in den beiden Teileinzugsgebieten. Das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet ist durch einen deutlich höheren Grünlandanteil (75 %) als das Gesamteinzugsgebiet (ca. 62 %) gekennzeichnet. Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet überwiegt die ackerbaulich genutzte Fläche (ca. 40 %) gegenüber der im Gesamteinzugsgebiet (ca. 8 %)

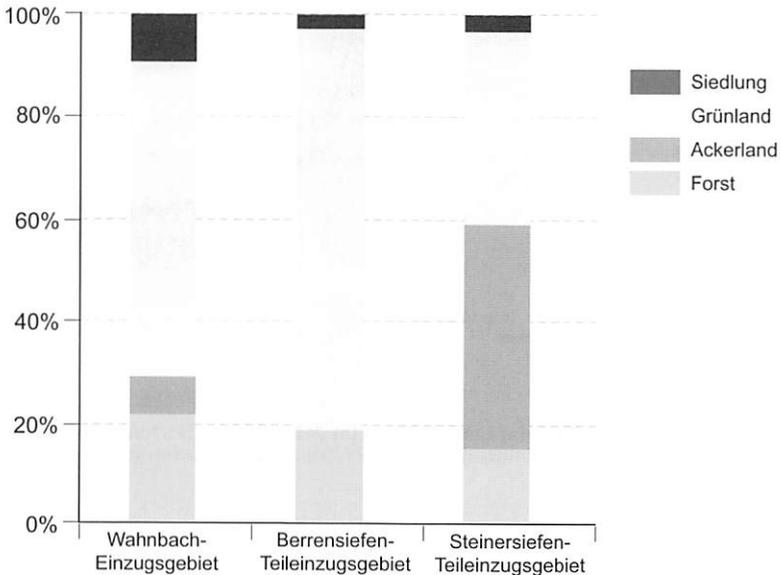


Abb. 4.18 Flächenanteile der Hauptnutzungsarten in den Untersuchungsgebieten

5 Kontinuierliche Simulation von Oberflächenabfluss und Bodenfeuchte als Voraussetzung für ereignisbasierte Boden-erosionsmodellierungen

Die genaue Bestimmung der Bodenfeuchte in ihrer räumlichen Verteilung zum Ereignisbeginn ist für die Anwendung ereignisbasierter Bodenerosionsmodelle wie LISEM von großer Bedeutung und bildet das Hauptanliegen dieses Kapitels. Die Bodenfeuchte ist ein schwierig zu bestimmender Anfangszustand, da die Werte aufgrund der Heterogenität der Landschaft durch eine hohe räumlich-zeitliche Variabilität gekennzeichnet sind. Flächendifferenzierte Aussagen zur Bodenfeuchte und auch zum Oberflächenabfluss sind zur Maßnahmenplanung für das Einzugsgebietsmanagement von hoher praktischer Relevanz, da auf ihrer Basis die Identifizierung austrags-sensitiver Bereiche möglich wird. Die Bestimmung der Bodenfeuchte und des Oberflächenabflusses erfolgt über eine kontinuierliche Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell WaSiM-ETH für das Wahnbach-Einzugsgebiet sowie für die Teileinzugsgebiete des Berrensiefen und des Steinersiefen. Die Anpassung des Modells an die Untersuchungsgebiete erfolgt über die Kalibrierung nicht physikalisch begründbarer Parameter, die automatisch über inverse Modellierungen ermittelt werden.

5.1 Datengrundlage

Tab. 5.1 Datengrundlage für die Modellanwendung

Datenart	Herkunft	räumliche Auflösung bzw. Name der Station	zeitliche Auflösung bzw. Termin der Messung
Relief	BOGENA (2001)	5 Meter	1998
Boden	Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen	1:50.000	2003
		1:5.000	2008
Landnutzung	Wahnachtalsperrenverband	1:5.000	1998, 1999
Niederschlag	BOGENA (2001)	Berrensiefen, Steinersiefen	5 Minuten
	Regierungspräsidium Umwelt Nordrhein- Westfalen	Seelscheid, Marienfeld	10 Minuten
Globalstrahlung	Wahnachtalsperren- verband	Wahnachtalsperre	15 Minuten
Lufttemperatur	Deutscher Wetterdienst	Krawinkel	täglich
Luftfeuchte	Deutscher Wetterdienst	Krawinkel	täglich
Windgeschwindig- keit	Wahnachtalsperrenverband	Wahnachtalsperre	täglich
Sonnenscheindauer	Deutscher Wetterdienst	Krawinkel	täglich
Durchfluss	BOGENA (2001)	Berrensiefen, Steinersiefen	15 Minuten
	Wahnachtalsperrenverband	Wahnbach, Wendbach	15 Minuten

Die Datengrundlage für die Modellanwendung bilden offizielle Quellen und Messungen von BOGENA (2001) und HERBST (2001), (Tab. 5.1).

5.2 Parametrisierung von WaSiM-ETH

Für die Anwendung von WaSiM-ETH werden Informationen zur Meteorologie, zum Relief, zum Boden und zur Landnutzung benötigt. Dieser Informationsbedarf kann auf verschiedene Weise gedeckt werden. Neben vorhandenen Messungen wurden eigene Untersuchungen im Feld und im Labor durchgeführt sowie Parameterkataloge genutzt, die Messungen aus anderen Gebieten bereitstellen.

Die räumliche Auflösung der Reliefinformationen von fünf Metern bestimmt die räumliche Modellauflösung für die beiden Teileinzugsgebiete. Für das Gesamteinzugsgebiet wurde die räumliche Modellauflösung auf 50 m aggregiert, um die Rechenzeit des Modells zu reduzieren. Für die zeitliche Diskretisierung wurden stündliche Zeitintervalle gewählt, da die Bildung von Oberflächenabfluss an hohe Niederschlagsintensitäten gebunden ist, die häufig nur kurzzeitig erreicht werden. Bei einer gröberen zeitlichen Auflösung (Tageswerte) werden die zur Prozessbeschreibung notwendigen Niederschlagsintensitäten heraus gemittelt, wohingegen feiner aufgelöste Zeitintervalle (Minuten) die Rechenzeit stark erhöhen. Alle Messwerte, die als Zeitreihen in das Modell eingegeben werden, müssen während der Datenvorbereitung deshalb auf Stundenwerte bezogen werden. Die räumliche und zeitliche Diskretisierung ist dabei immer ein Kompromiss zwischen Aufwand (Daten- und Rechenzeitbedarf), Ergebnisgenauigkeit und den Zielen der Untersuchung. Die räumliche und zeitliche Diskretisierung sind aber nicht unabhängig voneinander zu sehen, denn sie beeinflussen sich gegenseitig.

5.2.1 Meteorologische Eingabeparameter

Alle meteorologischen Eingabeparameter basieren auf Messwerten, die kontinuierlich über den gesamten Simulationszeitraum hinweg gemessen wurden (Abb. 4.1). Innerhalb des Gebietes wurden die Niederschläge an den Stationen Berrensiefen und Steinersiefen mit zwei unbeheizten Niederschlagsmessern nach Hellmann von BOGENA (2001) erfasst, die mit einer Kippwaage ausgestattet waren. Die Messungen werden durch die beiden Stationen Seelscheid und Marienfeld des Regierungspräsidiums Umwelt Nordrhein-Westfalen in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes ergänzt. Die Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und Sonnenscheindauer wurden an der DWD Klimastation Krawinkel gemessen. Die Messungen zur Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung wurden auf einem auf der Wahnbachtalsperre schwimmenden Floß durch den Wahnbachtalsperrenverband durchgeführt. Da für die Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung nur Messwerte einer Station zur Verfügung stehen, werden diese direkt auf das Untersuchungsgebiet bezogen.

Die Niederschläge und die Globalstrahlung müssen zeitlich aggregiert werden. Die Sonnenscheindauer, Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit müssen hingegen disaggregiert werden. Die zeitliche Aggregation geht mit einem Informationsverlust einher, wohingegen der Informationsgehalt beim Disaggregieren unverändert bleibt.

5.2.2 Reliefparameter

Alle reliefbezogenen Parameter werden auf Basis eines digitalen Geländemodells (DGM) durch eine Reliefanalyse mit TANALYS (SCHULLA und JASPER, 2007) während der Datenvorbereitung abgeleitet (Tab. 5.2). Die Berechnung der Fließzeiten und Fließzeitsummen erfordert die Bestimmung eines Rauigkeitsbeiwertes nach Manning. Dieser wurde mit $0.0333 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ festgelegt, was natürlichen Flussbetten mit Geröll und Unregelmäßigkeiten entspricht (DYCK und PESCHKE, 1995).

Tab. 5.2 Reliefparameter für WaSiM-ETH

Parameter	Einheit
Hangneigung	°
Abflussrichtung	-
Fließzeiten und Fließzeitsummen	h
Flusstiefen und -breiten	m
Flussabschnitte und Entwässerungsstruktur	-
Einzugsgebietsgrenzen	-

5.2.3 Bodenparameter

Die Bestimmung der Bodenparameter basiert auf drei bodenkundlichen Kartenwerken des Geologischen Dienstes Nordrhein-Westfalen. Für das Wahnbach-Einzugsgebiet werden die Informationen der Bodenkarte 1:50.000 verwendet, wohingegen für die beiden Teileinzugsgebiete die Bodenkarten zur landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Standorterkundung im Maßstab 1:5.000 genutzt werden. Die Kartenwerke bieten horizontspezifische bodenphysikalische Informationen bis in zwei Meter Tiefe sowie Angaben zu Stau- und Grundwasserbeeinflussung.

Tab. 5.3 Bodenbezogene Parameter für WaSiM-ETH

Parameter	Einheit
Horizontmächtigkeit	m
Sättigungswassergehalt (θ_s)	m^3/m^3
Restwassergehalt (θ_r)	m^3/m^3
Anpassungsparameter (n) für die van Genuchten-Mualem Gleichung	-
Anpassungsparameter (α) für die van Genuchten-Mualem Gleichung	1/hPa
gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_{sat})	m/s
schichtbezogene Rückgangskonstante der k_{sat} mit der Bodentiefe (k_{rec})	-
Makroporentiefe	m
maximale Wasserkapazität von Makroporen	mm
minimale Niederschlagskapazität für Makroporenfluss	mm/h

Die Böden werden im Modell für jede Rasterzelle durch eine in homogene Schichten diskretisierte Bodensäule beschrieben, die horizontweise differenziert werden kann. Die Bodenparameter müssen für jeden Horizont bestimmt werden (Tab. 5.3).

Die Parameter zur Beschreibung von Makroporenfluss wurden nach Empfehlungen von SCHERZER et al. (2006) bestimmt und auf die Bodenmächtigkeiten im Gebiet angepasst. Die Bildung von Zwischenabfluss innerhalb eines Bodenhorizontes wird über den empirischen Parameter k_{rec} gesteuert. Er ist ein Skalierungsfaktor ohne physikalische Grundlage, der nach Empfehlungen von SCHULLA und JASPER (2007) mit 0,9 festgelegt wurde. Aus den Bodenkarten können Werte zur Horizontmächtigkeit und zur gesättigten Wasserleitfähigkeit direkt entnommen werden. Grund- und Stauwassereinflüsse wurden im Modell durch die Implementierung einer Tonschicht mit reduzierten k_{sat} -Werten am unteren Rand der Bodensäule berücksichtigt. Werte für die Parameter zur Beschreibung der Retentionsfunktion (θ_s , θ_r , α und n) sind in der Bodenkarte nicht direkt enthalten. Da die messtechnische Bestimmung von θ_s , θ_r , α und n aufwendig und kostenintensiv ist, wurden alternative Verfahren zur Bestimmung dieser Parameter entwickelt.

Für diese Arbeit wurden als alternatives Verfahren die von RAWLS und BRAKENSIEK (1985) vorgeschlagenen PTF genutzt, da sie für die im Gebiet dominierenden schluffreichen Bodenarten geeignet sind (TIETJE und TRAPKENHINRICHS, 1993), (Anhang 13.1). Da die verwendeten PTF ursprünglich zur Parametrisierung der pF- und ku-Kurve von BROOKS und COREY (1964) entwickelt wurden, sind Umrechnungen für die Verwendung der van Genuchten-Mualem Gleichung erforderlich (RAWLS et al., 1991), (Gleichung 18, Gleichung 19).

$$\alpha = \psi_b^{-1} \quad \text{Gleichung 18}$$

$$n = \lambda + 1 \quad \text{Gleichung 19}$$

α = Anpassungsparameter für die van Genuchten-Mualem Gleichung [1/hPa] λ = Porengrößenindex [-]
 n = Anpassungsparameter für die van Genuchten-Mualem Gleichung [-] ψ_b = Luftpunktspannung [cm]

Die PTF nach RAWLS und BRAKENSIEK (1985) beziehen sich auf den Feinboden bis 2000 μm und berücksichtigen keine Skelettgehalte. Wie aus den Bodenkarten hervorgeht, sind vor allem die Basislagen durch hohe Skelettgehalte gekennzeichnet. Um die Reduktion der Wassergehalte (θ_s und θ_r) durch den Skelettgehalt zu berücksichtigen, werden zusätzlich die PTF nach BRAKENSIEK und RAWLS (1994) angewendet (Gleichung 20).

$$\theta = \theta (1\text{-skelett}) \quad \text{Gleichung 20}$$

θ_{mod} = modifizierter Wassergehalt [m^3/m^3]
 θ = Wassergehalt [m^3/m^3]
skelett = Skelettgehalt [m^3/m^3]

5.2.4 Landnutzungsparameter

Die Bestimmung der Landnutzungsparameter basiert auf Empfehlungen von SCHERZER et al. (2006), die für alle im Gebiet vorkommenden Landnutzungsarten Werte bereitstellen. Um die Dynamik der Vegetation zu berücksichtigen, werden die Werte im Modell auf zeitliche Stützstellen bezogen, zwischen denen linear interpoliert wird (Tab. 5.4).

Tab. 5.4 Landnutzungsbezogene Parameter für WaSiM-ETH

Parameter	Einheit
Vegetationshöhe	m
Blattflächenindex	m ² /m ²
Vegetationsbedeckungsgrad	m ² /m ²
Verdunstungswiderstand des Bodens und der Vegetation	s/m
Albedo	-
Interzeptionskapazität auf Blattoberflächen und in Muldenspeichern	m
Matrixpotential des Bodens bei beginnenden Wasserstress der Vegetation durch Trockenheit und Staunässe	hPa
Wurzeltiefe	m
Wurzelverteilung	-

Die Angaben von SCHERZER et al. (2006) basieren auf Messungen, die auf einem Forst- und einem Ackerstandort sowie an drei Lysimetern durchgeführt wurden. Es ist zu beachten, dass diese Messwerte nicht genau die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet für den jeweiligen Simulationszeitraum widerspiegeln und deshalb für Ergebnisungenauigkeiten verantwortlich sein können. Ein solches Vorgehen ist jedoch bei der Parametrisierung erforderlich, wenn keine Messwerte für das Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehen.

5.3 Ergebnisse und Ergebnisdiskussion

5.3.1 Kalibrierung und Validierung von WaSiM-ETH

Die Anpassung (Kalibration) und die Überprüfung (Validation) des Modells erfolgt nach dem Split-Sample-Verfahren (KLEMES, 1986). Der Modellzeitraum wird dafür in zwei Teile aufgespalten und das Modell für einen Teilzeitraum anhand gemessener Durchflüsse angepasst und dann auf den zweiten Teilzeitraum ohne erneute Anpassung angewendet. Erfüllt die erzielte Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Durchflüssen für beide Teilzeiträume gewisse Gütekriterien, wird davon ausgegangen, dass auch andere Zeiträume und simulierte Wasserhaushaltsgrößen mit dem Modell in ausreichender Genauigkeit beschrieben werden können.

Gütekriterien zur Beurteilung der Modellergebnisse

Die Beurteilung der Modellergebnisse nutzt subjektive und objektive Verfahren. Der visuelle Vergleich von simulierten und gemessenen Werten und die Beurteilung der

Plausibilität der Ergebnisse über Erfahrungswissen gelten als subjektive Verfahren (PÖHLER, 2006) und haben eine hohe Bedeutung für die Bewertung der Modellgüte. Demgegenüber basieren objektive Verfahren auf statistische Methoden, die Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten mit Indizes beschreiben. Die Verwendung verschiedener Indizes ermöglicht eine umfassendere Beurteilung der Modellgüte, da die Aussagekraft eines einzelnen Indexes begrenzt ist. Ein weit verbreitetes Fehlermaß ist die Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (Root Mean Square Error, RMSE) zwischen gemessenen und simulierten Werten (Gleichung 21).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}}$$

Gleichung 21

RSME = Wurzel der mittleren quadratischen Abweichungen (RMSE)
 O_i = gemessener Wert
 P_i = simulierter Wert

Das Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination) ist das Quadrat des Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten nach Pearson und beschreibt die lineare Abhängigkeit zwischen gemessenen und simulierten Werten (LEGATES, 1999). Die Werte des Bestimmtheitsmaßes variieren zwischen Null (keine Übereinstimmung) und Eins (perfekte Übereinstimmung), (Gleichung 22).

$$r_2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2$$

Gleichung 22

r_2 = Bestimmtheitsmaß (Coefficient of Determination)
 O_i = gemessener Wert
 \bar{O} = arithmetisches Mittel aller Messungen
 P_i = simulierter Wert
 \bar{P} = arithmetischer Mittelwert aller simulierten Werte

Mit dem Bestimmtheitsmaß kann der Anteil der erklärten Varianz beurteilt, jedoch nicht der Grad der Übereinstimmung beschrieben werden (LEGATES, 1999). Um den Grad der Übereinstimmung zu beurteilen, wird häufig der Coefficient of Model Efficiency (CME) von NASH und SUTCLIFFE (1970) genutzt, der von Minus unendlich (schlechte Übereinstimmung) bis Eins (perfekte Übereinstimmung) variiert (Gleichung 23).

$$CME = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

Gleichung 23

r_2 = Coefficient of Model Efficiency
 O_i = gemessener Wert
 \bar{O} = arithmetisches Mittel aller Messungen
 P_i = simulierter Wert

Gegenüber dem Bestimmtheitsmaß berücksichtigt der CME Unterschiede sowohl bei den Mittelwerten als auch bei der Varianz, weshalb er sich zur Beurteilung der Übereinstimmung von Wertepaaren oftmals besser eignet. Ein CME größer Null bedeutet, dass der simulierte Wert die Messungen besser wiedergibt als der Mittelwert aller Messungen. Durch die quadrierten Differenzen ist der CME gegenüber Ausreißern jedoch besonders sensitiv (LEGATES, 1999). Um die Überbetonung von Ausreißern zu vermeiden, wird von WILLMOTT (1981) der Index of Agreement (IoA) vorgeschlagen (Gleichung 24).

$$IoA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2}$$

IoA = Index of Agreement

 O_i = gemessener Wert \bar{O} = arithmetisches Mittel aller Messungen P_i = simulierter Wert

Der IoA variiert wie das Bestimmtheitsmaß zwischen Null und Eins und beschreibt das Verhältnis zwischen mittlerer quadratischer Abweichung und der „potentiellen Abweichung“ (WILLMOTT, 1981). Unter der potentiellen Abweichung wird die größte Abweichung verstanden, die jedes Wertepaar anzunehmen vermag.

Kalibrierung des Durchflusses

Die automatische Kalibrierung erfolgt durch inverses Modellieren für den Zeitraum vom 01.12.1999 bis 31.01.2000, weil für diesen Zeitraum in allen Untersuchungsgebieten lückenlose Messreihen vorliegen. Die Kalibrierung wurde auf zwei Monate begrenzt, da die iterative Parameteranpassung bei der inversen Modellierung sehr zeitaufwendig ist. Es werden nur Parameter ohne physikalische Grundlage kalibriert, die zur Skalierung physikalischer Parameter von der Messskala auf die Modellskala dienen und deshalb nach BEVEN (2001) als effektive Parameter bezeichnet werden (Tab. 5.5). Die Anpassung der ausgewählten effektiven Parameter erfolgt automatisch mit Hilfe des Programms PEST (Model Independent Parameter ESTimation), (DOHERTY, 2004). Das Programm nutzt zur Parameteranpassung das Gauss-Marquardt-Levenberg Verfahren, das die Summe der quadratischen Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Modellausgaben für nicht lineare Beziehungen zu minimieren versucht.

Tab. 5.5 Zur Kalibrierung ausgewählte effektive Parameter in WaSiM-ETH

Parameter mit Einheit	Einfluss	Einheit	Gleichung
Rückgangskonstante für den Oberflächenabfluss ($q_{d_{rec}}$)	Abflusskonzentration	h	Gleichung 12
Rückgangskonstante für den Zwischenabfluss ($q_{i_{rec}}$)	Abflusskonzentration	h	Gleichung 12
Entwässerungsdichte (dr)	Abflussbildung	1/m	Gleichung 9
Rückgangskonstante für den Grundwasserabfluss ($q_{b_{rec}}$)	Abflussbildung	1/m	Gleichung 10
Skalierungsfaktor für den Grundwasserabfluss (qb)	Abflussbildung	-	Gleichung 10

Die Parameteranpassung erfolgt für alle Untersuchungsgebiete separat anhand simulierter Durchflüsse, die an Messungen angepasst werden. Als Anfangswerte wurden die Standardeinstellungen des Modells genutzt. PEST benötigte für das Wahnbach-Einzugsgebiet 204, für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet 189 und für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet 155 Modellläufe, um die fünf ausgewählten Parameter anzupassen (Tab. 5.6). Die Startwerte wurden aus der Gebietserfahrung abgeschätzt und durch die inverse Modellierung automatisch angepasst.

Tab. 5.6 Werte der zur Kalibrierung ausgewählten effektiven Parameter in WaSiM-ETH

Parameter mit Einheit	Startwerte für alle Untersuchungsgebiete	kalibrierte Werte (Wahnbach-Einzugsgebiet)	kalibrierte Werte (Berrensiefen-Teileinzugsgebiet)	kalibrierte Werte (Steinersiefen-Teileinzugsgebiet)
$q_{d_{rec}}$ [h]	1	1	3,33	1
$q_{i_{rec}}$ [h]	5	6,67	18	10,9
dr [1/m]	5	10,2	8,42	5
$q_{b_{rec}}$ [1/m]	0,4	0,42	0,29	0,21
qb [-]	0,7	0,47	0,76	1,3

Die Rückgangskonstante für den Oberflächenabfluss ($q_{d_{rec}}$) wurde für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet allein, die für den Zwischenabfluss ($q_{i_{rec}}$) dagegen für alle drei Untersuchungsgebiete durch PEST erhöht. Die Erhöhung von $q_{d_{rec}}$ und $q_{i_{rec}}$ führt zu einer Dämpfung der Maxima von Oberflächen- und Zwischenabflüssen und damit zu einem langsameren Rückgang des Abflusses. Die Entwässerungsdichte (dr) wurde für das Wahnbach-Einzugsgebiet und das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet erhöht. Dadurch steigt der Zwischenabflussanteil am Gesamtabfluss. Die Rückgangskonstante ($q_{b_{rec}}$) und der Skalierungsfaktor (qb) für den Grundwasserabfluss bestimmen den Grundwasserabflussanteil am Gesamtabfluss. Durch die automatische Kalibrierung konnte die Durchflusssimulation für alle drei Untersuchungsgebiete deutlich verbessert werden (Abb. 5.1, Abb. 5.2, Abb. 5.3, Tab 5.7).

Tab. 5.7 RMSE zwischen gemessenen und simulierten Durchflüssen für den Kalibrierungszeitraum (29.11.1999 bis 29.02.2000)

Untersuchungsgebiet	RMSE [mm/h] (unkalibriert)	RMSE [mm/h] (kalibriert)
Wahnbach-Einzugsgebiet	0,07	0,06
Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	0,12	0,06
Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	0,09	0,04

Durch die Anpassung werden die Abflussspitzen reduziert, die zuvor überschätzt wurden. Zugleich verzögert sich der Abflussrückgang und entspricht damit besser der gemessenen Dynamik. Mit den kalibrierten Parametern werden in allen Untersuchungsgebieten für den Kalibrierungszeitraum hohe Gütemaße erzielt (Tab. 5.8). Neben den bereits vorgestellten Gütemaßen gibt der Massenbilanzfehler die Abweichung der gemessenen von der simulierten Durchflusssumme in Prozent an. Es zeigt sich, dass für das Wahnbach-Einzugsgebiet und das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet die Durchflüsse überschätzt und für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet unterschätzt werden. Die Anwendung von PEST gestattet zudem Aussagen, in wie weit die angepassten Parameter miteinander korreliert sind (Tab. 5.9).

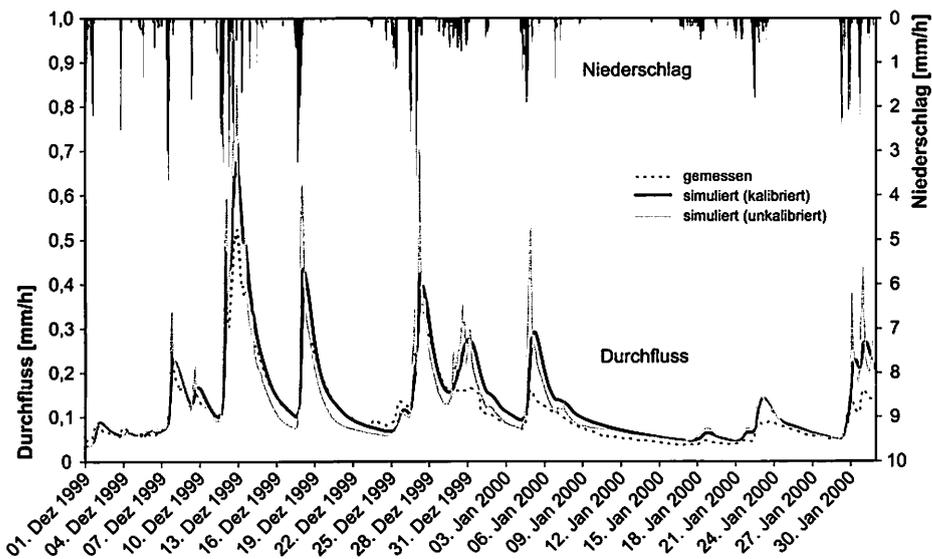


Abb. 5.1 Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Wahnbach-Einzugsgebiet

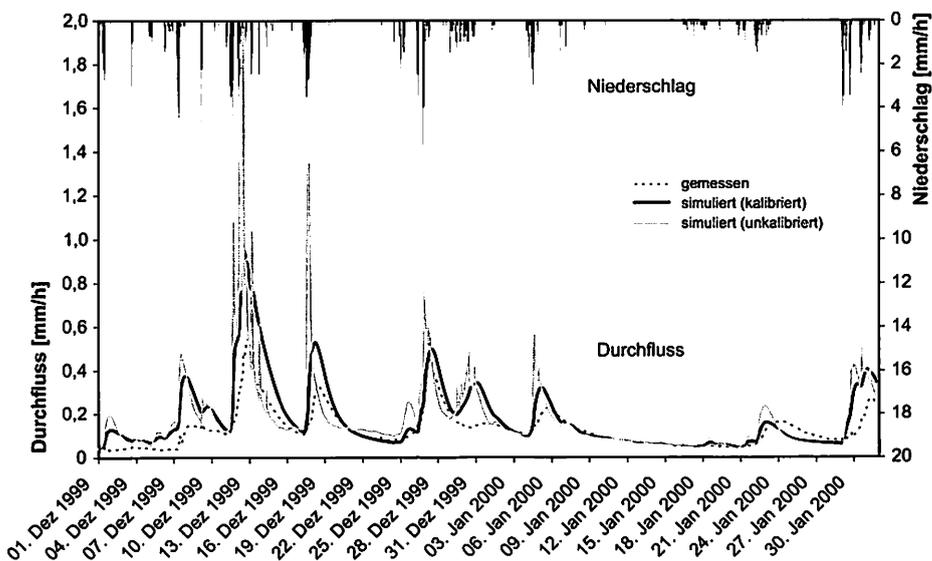


Abb. 5.2 Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

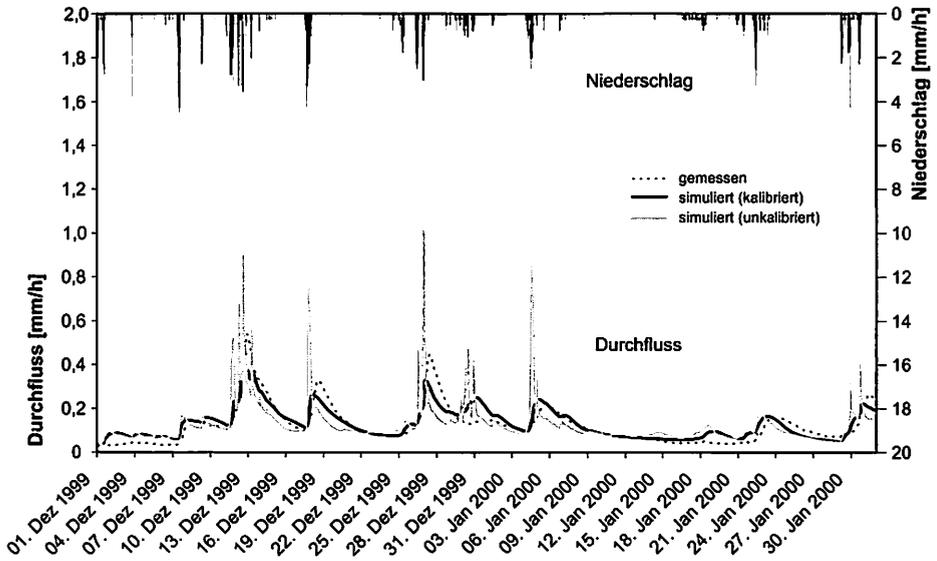


Abb. 5.3 Gemessene und simulierte Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Tab. 5.8 Gütemaße der stündlich simulierten Durchflüsse für den Kalibrierungszeitraum (29.11.1999 bis 29.02.2000)

Gütekriterium	Wahnbach-Einzugsgebiet	Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	Steinersiefen-Teileinzugsgebiet
Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination)	0,94	0,95	0,79
Coefficient of Model Efficiency (CME), (NASH u. SUTCLIFFE, 1970)	0,76	0,87	0,78
Index of Agreement (IoA), (WILLMOTT, 1981)	0,93	0,96	0,93
Massenbilanzfehler [%]	19	-21	6

Tab. 5.9 Korrelationskoeffizienten (r) der kalibrierten Parameter für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Parameter mit Einheit	$q_{d_{rec}}$ [h]	$q_{i_{rec}}$ [h]	dr [1/m]	qb_{rec} [1/m]	qb [-]
$q_{d_{rec}}$ [h]	1	0,58	-0,15	-0,08	-0,16
$q_{i_{rec}}$ [h]	0,58	1	-0,41	-0,43	0,22
dr [1/m]	-0,15	-0,41	1	0,21	-0,65
qb_{rec} [1/m]	-0,08	-0,43	0,21	1	-0,77
qb [-]	-0,16	0,22	-0,65	-0,77	1

Die Korrelationsmatrix der angepassten Parameter zeigt eine mittlere Abhängigkeit zwischen dem Skalierungsfaktor für den Grundwasserabfluss (q_b) und der Rückgangskonstante für den Grundwasserabfluss ($q_{b_{rec}}$). Weiterhin stehen die Entwässerungsdichte (d_r) und der Skalierungsfaktor für den Grundwasserabfluss (q_b) sowie die Rückgangskonstante für den Oberflächenabfluss ($q_{d_{rec}}$) und die Rückgangskonstante für den Zwischenabfluss ($q_{i_{rec}}$) in einer geringen Beziehung zueinander.

Validierung des Durchflusses

Die Validierung bezieht sich auf den Zeitraum vom 01.01.1999 bis 30.11.1999 und 01.02.2000 bis 31.12.2000. Bereits der visuelle Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Durchflüssen zeigt, dass WaSiM-ETH mit den angepassten Parametern gut in der Lage ist, die gemessenen Durchflüsse über den gesamten Validierungszeitraum sowohl für das Gesamteinzugsgebiet (Abb. 5.4) als auch für das Berrensiefen (Abb. 5.5) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (Abb. 5.6) abzubilden. Der Zeitraum von September bis Dezember 1998 wurde jeweils als Modellvorlauf genutzt, um realistische Systemzustände zu Beginn des Untersuchungszeitraumes zu errechnen. Die Monate November bis März sind durch intensive Abflüsse gekennzeichnet, wohingegen in den Monaten Juni bis Oktober geringe Trockenwetterabflüsse dominieren. Die Jahresmittel der Durchflüsse während des Untersuchungszeitraumes mit 2,8 mm/d im Berrensiefen, 1,7 mm/d im Steinersiefen und 1,6 mm/d im Wahnbach-Einzugsgebiet schwanken deshalb im Jahresverlauf beträchtlich. Neben der visuellen Beurteilung der Hydrographen belegen auch die errechneten Gütemaße die gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Durchflüssen für den Validationszeitraum (Abb. 5.4, Abb. 5.5, Abb. 5.6, Tab. 5.10).

Tab. 5.10 Gütemaße der stündlich simulierten Durchflüsse für den Validationszeitraum

Gütekriterium	Wahnbach-Einzugsgebiet	Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	Steinersiefen-Teileinzugsgebiet
Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination)	0,80	0,75	0,65
Coefficient of Model Efficiency (CME), (NASH und SUTCLIFFE, 1970)	0,63	0,73	0,59
Index of Agreement (IoA), (WILLMOTT, 1981)	0,87	0,92	0,89
Massenbilanzfehler der simulierten Durchflüsse von den Messungen [%]	11	-19	15

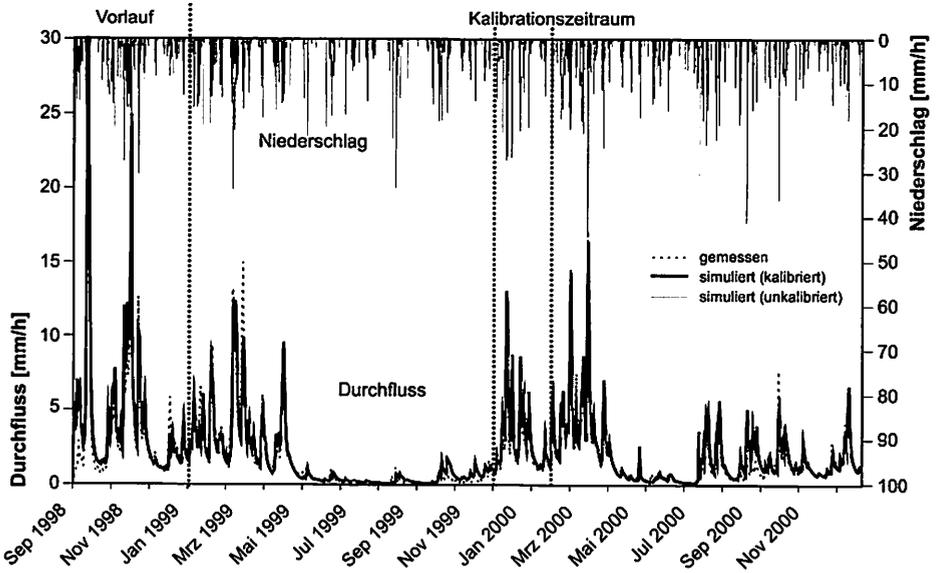


Abb. 5.4 Gemessene und simulierte Durchflüsse im Wahnbach-Einzugsgebiet

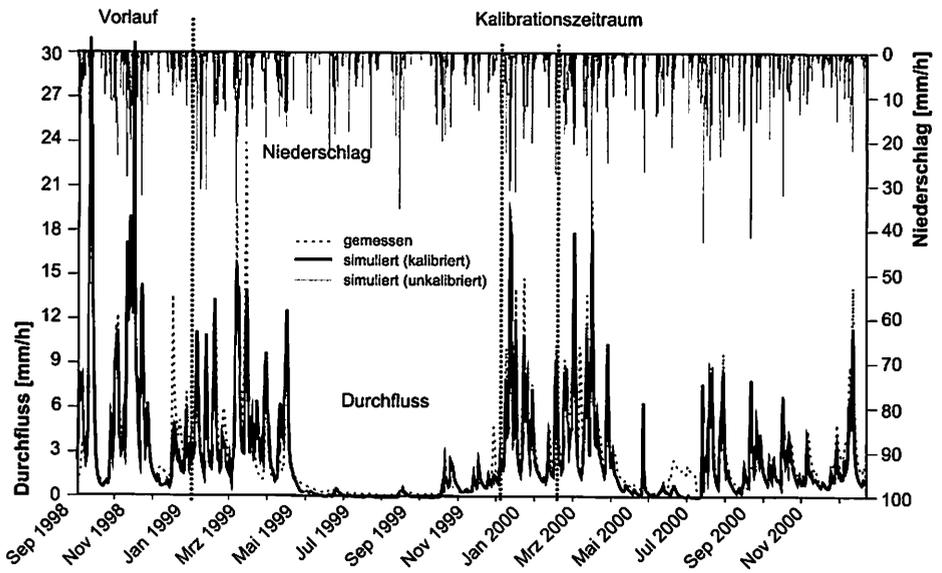


Abb. 5.5 Gemessene und simulierte Durchflüsse im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

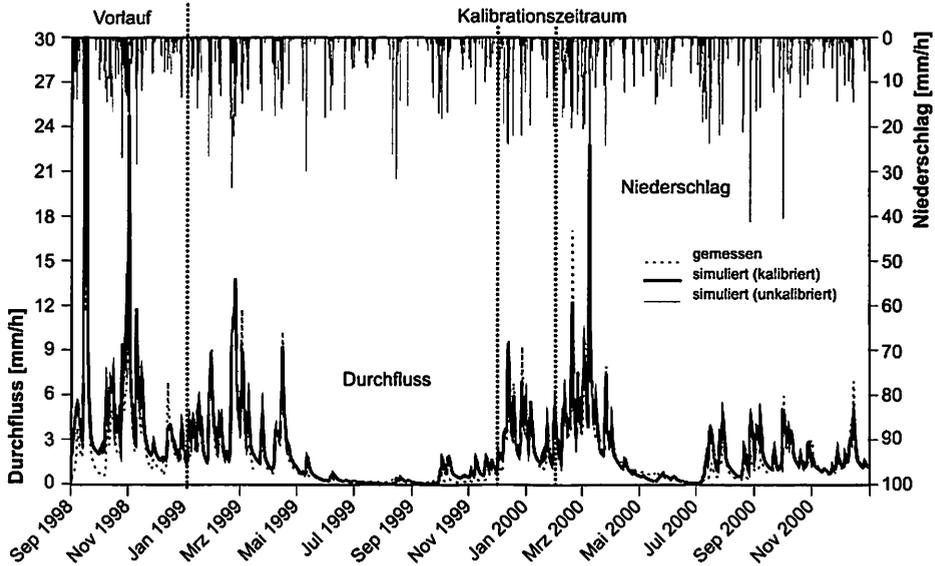


Abb. 5.6 Gemessene und simulierte Durchflüsse im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Wie für den Kalibrierungszeitraum werden die Durchflusssummen für das Wahnbach-Einzugsgebiet und das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet überschätzt und für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet unterschätzt. Die Massenbilanzfehler für das Wahnbach-Einzugsgebiet und das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet nehmen jedoch im Vergleich zum Kalibrierungszeitraum ab und im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet zu. Im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet werden häufig die Abflussspitzen unterschätzt, womit die negative Massenbilanz erklärt werden kann. Gegenüber dem Kalibrierungszeitraum werden durchweg etwas geringere Gütemaße errechnet. Dennoch können die Werte, auch die des CME und des Bestimmtheitsmaßes, als gut bis zufrieden stellend angesehen werden. Da der CME und das Bestimmtheitsmaß auf Ausreißer sensitiv reagieren, eignen sich beide Gütemaße, um die Wiedergabegenauigkeit der Abflussspitzen zu beurteilen. Eine gute Wiedergabe der Abflussspitzen ist zur Identifikation von abflusswirksamen Starkregenereignissen für die anschließenden Bodenerosionsmodellierungen von hoher Bedeutung. Von einer weiteren Parameteranpassung wird abgesehen, da Ergebnisungenauigkeiten auch strukturell durch das Modell selbst als vereinfachte Darstellung der Wirklichkeit bedingt sind, was die folgenden drei Punkte zeigen:

- (i) Mit dem verwendeten konzeptionellen Grundwassermodell kann lediglich ein Grundwasserleiter abgebildet werden, was den komplexen Verhältnissen im Gebiet nicht gerecht wird.
- (ii) In der genutzten Modellversion wird die Abflussgeschwindigkeit mit einem Rauigkeitsbeiwert für das gesamte Untersuchungsgebiet pauschal beschrieben und nicht nach Landnutzungsarten differenziert.
- (iii) Bei der Steuerung von Makroporenflüssen werden Schwellenwerte der Niederschlagsintensität allein als prozesswirksam erachtet. Makroporenflüsse sind jedoch auch an gesättigte Bodenverhältnisse gebunden wie PLATE und ZEHE (2008) belegen.

Validierung der Bodenfeuchte

Neben Durchflussmessungen können Bodenfeuchtemessungen der Wurzelzone für den 05.07.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet zur Modellüberprüfung herangezogen werden, die von HERBST (2001) mit einer TDR-Sonde durchgeführt wurden (Abb. 5.7). Die an diesem Tag mit WaSiM-ETH simulierte Bodenfeuchte in der Wurzelzone zeigt im Mittel ähnliche Werte, jedoch eine geringere Variabilität (Abb. 5.8).

Die gemessene Bodenfeuchte beträgt im Mittel 23,4 Vol.-% und unterscheidet sich kaum von der mittleren simulierten Bodenfeuchte mit 23,5 Vol.-%. Die große Streuweite der Messwerte ist mit der hohen kleinräumlichen Variabilität von Bodenfeuchtemessungen zu erklären. Weiterhin ist die Skalenabhängigkeit zu beachten, da mit der TDR- Sonde ein Volumen von weniger als 1000 cm³ erfasst wird und mit einem simulierten Volumen von 2,5 m³ verglichen wird. Insgesamt kann die Wiedergabegenauigkeit der Messungen durch WaSiM-ETH als ausreichend angesehen werden. Neben den Durchflüssen wurde mit der Bodenfeuchte eine weitere simulierte Wasserhaushaltsgröße erfolgreich mit Messungen verglichen. Es kann deshalb geschlossen werden, dass auch andere Wasserhaushaltsgrößen wie die Verdunstung durch das Modell hinreichend genau simuliert werden, deren Genauigkeit nicht anhand von Messungen überprüft werden kann. WaSiM-ETH kann demnach für die Wasserhaushaltsbilanzierung, die Bodenfeuchte- und die Oberflächenabflussanalyse operationell eingesetzt werden.

5.3.2 Sensitivität der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Abfluss, die Verdunstung und die Bodenfeuchte für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Bisherige Sensitivitätsanalysen für WaSiM-ETH beziehen sich auf Parameter, die durch einen großen Wertebereich gekennzeichnet sind und deren Bestimmung entweder mit

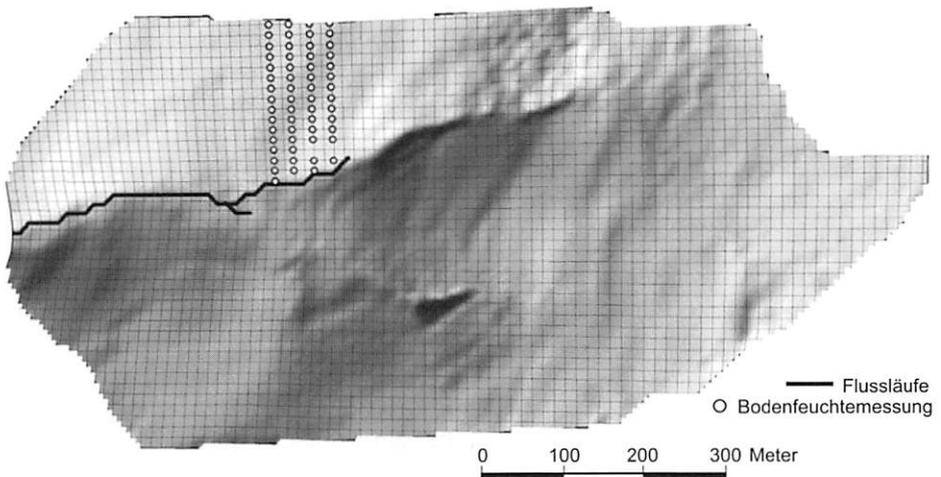


Abb. 5.7 Räumliche Einordnung der Messstandorte der Bodenfeuchtemessungen von HERBST (2001), ein Rasterelement (10 m · 10 m) repräsentiert vier Rasterzellen im Modell (5 m · 5 m)

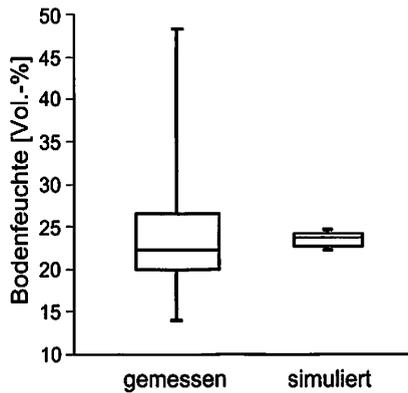


Abb. 5.8 Gemessene und simulierte Bodenfeuchte im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet am 05.07.2000 (60 Proben)

hohem Aufwand verbunden oder schwer bzw. messtechnisch nicht möglich ist (SCHULLA und JASPER, 2007). Dabei wurde der Parametereinfluss lokal untersucht, d. h. ohne den Einfluss durch die Variabilität andere Parameter zu berücksichtigen. Die im Rahmen der Modellentwicklung durchgeführten Sensitivitätsanalysen beziehen sich auf das in der Schweiz gelegene hydrologische Einzugsgebiet des Rietholzbaches (3,2 km²), (JASPER, 2005). Für den Abfluss wurden die effektiven Parameter d_r , k_{rec} , $q_{b,rec}$ und q_b als sensitiv identifiziert (SCHULLA und JASPER, 2007). JASPER (2005) nennt zusätzlich die Korrekturfaktoren für die Niederschläge als sensitive Parameter für den Gesamtabfluss. Für die Verdunstung sind die Verdunstungswiderstände sensitiv, wenn das Penman-Monteith Verfahren genutzt wird. Die Lufttemperatur wirkt auf die Schneemodellierung sensitiv, wenn diese nahe des Schwellenwertes zwischen Regen und Schnee liegt. Weitere Sensitivitätsanalysen wurden von CULLMANN et al. (2006) am Beispiel eines 117 km² hydrologischen Einzugsgebietes im Erzgebirge (Deutschland) durchgeführt. Die Studie fokussiert auf Hochwasseranalysen und zeigt, dass die Parametersensitivität auf die Abflussspitzen von der zeitlichen Modellauflösung beeinflusst wird. Die Untersuchungen beziehen sich auf effektive Parameter ($q_{d,rec}$, $q_{i,rec}$, d_r , $q_{b,rec}$, q_b und k_{rec}) sowie die Bodentiefe. Die Ergebnisse zeigen eine hohe Sensitivität der Entwässerungsdichte (d_r) auf die Abflussspitzen.

Die Sensitivität physikalisch begründeter bodenhydrologischer Parameter in dem Modell wurde bislang kaum untersucht, da diese Werte prinzipiell messbar sind und deshalb nicht kalibriert werden sollten (SCHULLA und JASPER, 2007). Deshalb sind Fragen über den Einfluss bodenhydrologischer Parameter im Modell noch weitgehend unbeantwortet geblieben. Allerdings ist es aufgrund der Skalenproblematik schwierig, im Labormaßstab erhobene Daten auf die Modellskala zu übertragen. Für diese Studie ist der Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit ($k_{s,r}$) auf die Bodenfeuchte und den Oberflächenabfluss interessant, da die hydrologischen Modellierungen die Basis für die nachfolgende Simulation der Bodenerosion darstellen. Da die Bodenfeuchte von der Verdunstung stark beeinflusst wird, wurde die Verdunstung bei der Sensitivitätsanalyse einbezogen. Um den Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Abfluss und seine Komponenten sowie auf die Bodenfeuchte und die Verdunstung zu untersuchen,

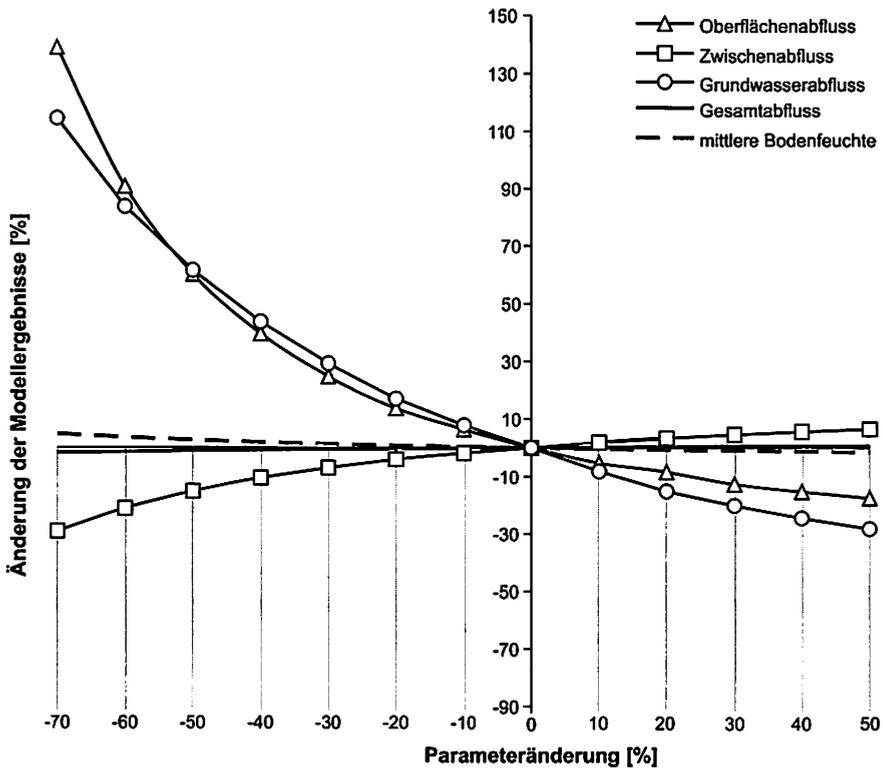


Abb. 5.9 Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf die Abflusskomponenten und die mittlere Bodenfeuchte im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000

wurden deshalb die k_{sat} -Werte schrittweise um bis zu 70 % verringert und um bis zu 50 % erhöht. Die Analysen zeigen, dass allen Modellergebnissen ein nichtlineares Verhalten auf Änderung der k_{sat} -Werte gemein ist (Abb. 5.9).

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_{sat}) steuert maßgeblich den Oberflächenabfluss. Mit geringer werdenden k_{sat} -Werten steigt der Oberflächenabfluss an. Werden die k_{sat} -Werte um mehr als 50 % reduziert, reagiert der Oberflächenabfluss am sensitivsten von allen untersuchten Modellausgaben. Eine Unterschätzung der k_{sat} hat demnach großen Einfluss auf die Ergebnisgenauigkeit des Oberflächenabflusses, weshalb die k_{sat} mit großer Genauigkeit bestimmt werden muss. Ähnlich sensitiv reagiert der Grundwasserabfluss. Die Zunahme von Oberflächen- und Grundwasserabflüssen mit geringer werdenden k_{sat} -Werten ist mit der verzögerten vertikalen und lateralen Wasserleitfähigkeit des Bodens zu erklären. Der Zwischenabfluss sinkt mit abnehmenden k_{sat} -Werten, da die laterale Wasserleitfähigkeit abnimmt, wodurch die Grundwasserneubildung erhöht wird. Im Vergleich zu dem Oberflächen- und Grundwasserabfluss reagiert der Zwischenabfluss weniger sensitiv. Die geringe Veränderung ist jedoch quantitativ sehr bedeutend, da der Zwischenabfluss mit mehr als 70 % vom Gesamtabfluss den dominierenden Abflussanteil bildet. Der Gesamtabfluss reagiert weniger sensitiv als die Abflusskomponenten. Wie der Zwischenabfluss sinkt der Gesamtabfluss mit abneh-

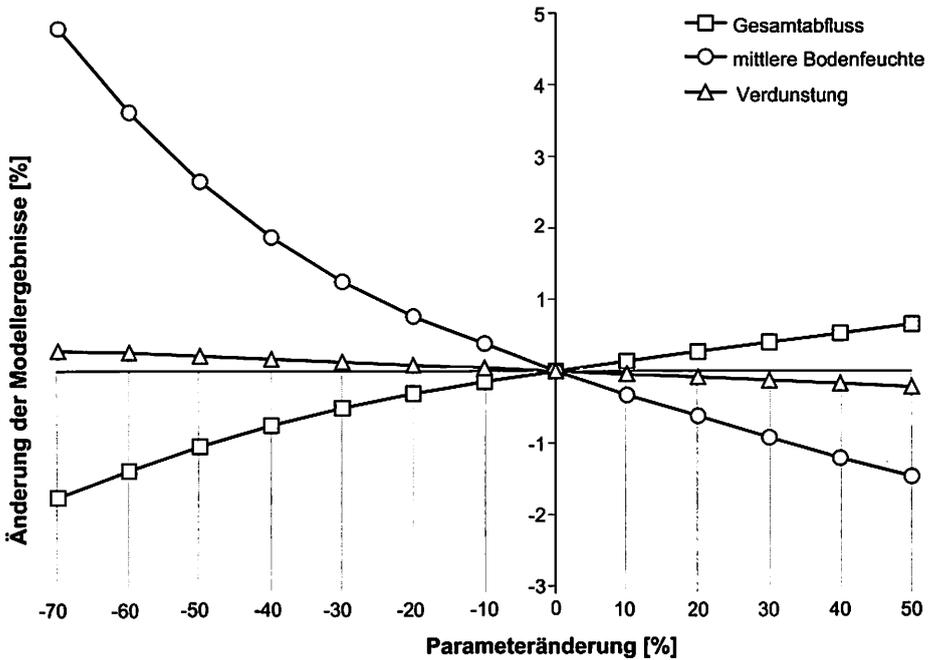


Abb. 5.10 Einfluss der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf den Gesamtabfluss, die Verdunstung und die mittlere Bodenfeuchte im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000

menden k_{sat} -Werten, weil sich hierdurch die Verweilzeit des Wassers im Boden erhöht und somit die Verdunstung steigt. Deshalb steigen mit geringer werdenden k_{sat} -Werten die mittlere Bodenfeuchte und die Verdunstung, wohingegen der Gesamtabfluss abnimmt (Abb. 5.10).

Im Vergleich zu dem Abfluss wird die mittlere Bodenfeuchte durch die Änderung der k_{sat} -Werte wenig beeinflusst. Mit abnehmenden k_{sat} -Werten steigt die mittlere Bodenfeuchte, da sich die Passage des Wassers durch den Boden mit sinkenden k_{sat} -Werten verzögert. Aus diesem Grund sinken auch die Gesamt- und die Zwischenabflüsse mit abnehmenden k_{sat} -Werten. Mit steigender Bodenfeuchte steigt auch die Verdunstung, da der Vegetation mehr Wasser zur Verfügung steht.

5.3.3 Simulation des Wasserhaushaltes des Wahnbach-Einzugsgebietes unter besonderer Berücksichtigung der Bodenfeuchte und des Oberflächenabflusses

Eine Wasserhaushaltsbilanzierung ist die Voraussetzung für die Analysen der Bodenfeuchte und des Oberflächenabflusses (Tab. 5.11).

Tab. 5.11 Gemessene und simulierte Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Wasserhaushaltsgröße [mm]	Jahr 1999	Jahr 2000
gemessener Niederschlag [mm]	1200	1253
gemessener Durchfluss [mm]	572	608
simulierter Durchfluss [mm]	623	698
simulierte potentielle Verdunstung [mm]	908	770
simulierte tatsächliche Verdunstung [mm]	569	578
aus den Bilanzgliedern der Wasserbilanz berechnete Wasserspeicheränderung [mm]	8	-23

Die tatsächliche Verdunstung und der Durchfluss sind ähnlich groß. Ungefähr die Hälfte des Niederschlages verlässt als Durchfluss wieder das Untersuchungsgebiet. Die andere Hälfte verdunstet. Die hohe potentielle Verdunstung mit einem Anteil von etwa 75 % des Niederschlages ist auf den großen Anteil von Grünland zurückzuführen, dass durch eine ganzjährig hohe Vegetationsbedeckung charakterisiert ist. Die simulierte Durchflusssumme (1321 mm) übersteigt am Ende des Untersuchungszeitraumes die Messungen (1180 mm) um etwa 12 % (Abb. 5.11). Für die Überschätzung der Durchflüsse können Regionalisierungsfehler der Niederschläge verantwortlich gemacht werden, da das gesamte Gebiet mit nur vier Stationen beschrieben wird.

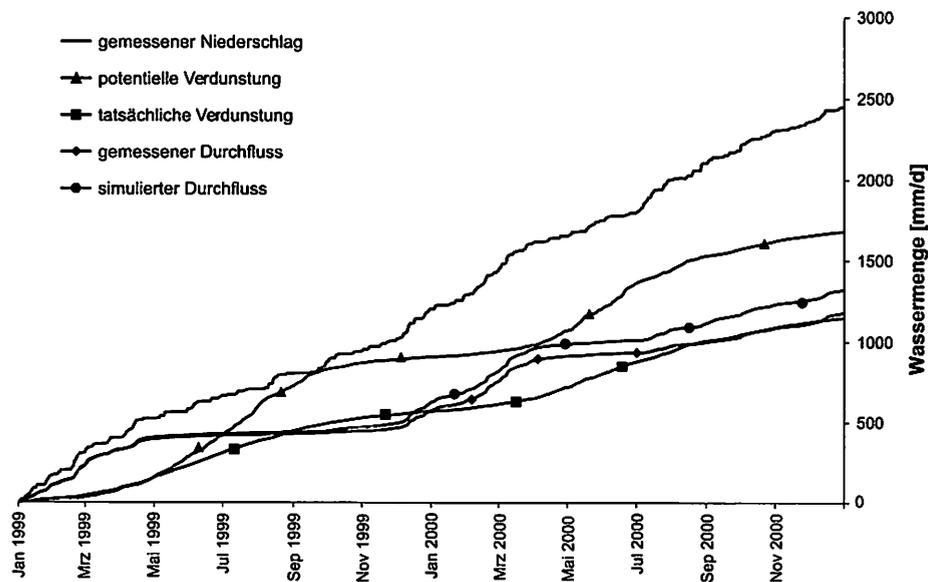


Abb. 5.11 Summenbilanzen gemessener und simulierter Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Bodenfeuchte

Während der Vegetationsperiode ist die tatsächliche Verdunstung aufgrund der verringerten Wasserverfügbarkeit durch die reduzierte Bodenfeuchte geringer als die potenzielle (Abb. 5.12). Die Angabe der Bodenfeuchte als Prozent relative Sättigung ist für bodenhydrologische Fragestellungen häufig zweckmäßiger als Volumen Prozent, da Aussagen zum Sättigungsdefizit möglich werden ohne die Bodenart kennen zu müssen. Mit dem Aufwuchs Anfang April steigt der Wasserverbrauch durch die Pflanzen und die Bodenfeuchte im Wurzelraum nimmt ab. Durch die geringen Niederschläge während der Sommermonate kann das Bodenwasserdefizit nicht ausgeglichen werden. Die geringere Bodenfeuchte schränkt wiederum die Verdunstung ein, weshalb während der Vegetationsperiode die potentielle Verdunstung über der tatsächlichen liegt. Dies gilt besonders für Grünland, für das eine relativ flache Durchwurzelung angenommen wird und deshalb nur ein geringer Teil des verfügbaren Bodenwasserspeichers erschlossen werden kann. Zwischen den Monaten November und März ist der Einfluss der Vegetation gering. Zudem wird der Bodenwasserspeicher durch die höheren Niederschläge in dieser Zeit schnell aufgefüllt. Deshalb gleichen sich die Werte von potentieller und tatsächlicher Verdunstung an und der Bodenwasservorrat liegt während dieser Zeit nahe der Feldkapazität.

Oberflächenabflüsse

Neben der Bodenfeuchte bildet die Ableitung von Oberflächenabflüssen einen Schwerpunkt der hydrologischen Analysen. Einfachere Verfahren der Ganglinienseparation, wie sie beispielsweise von ARNOLD et al. (1995) vorgeschlagen werden, stellen keine Alternative zur Anwendung von WaSiM-ETH dar, da

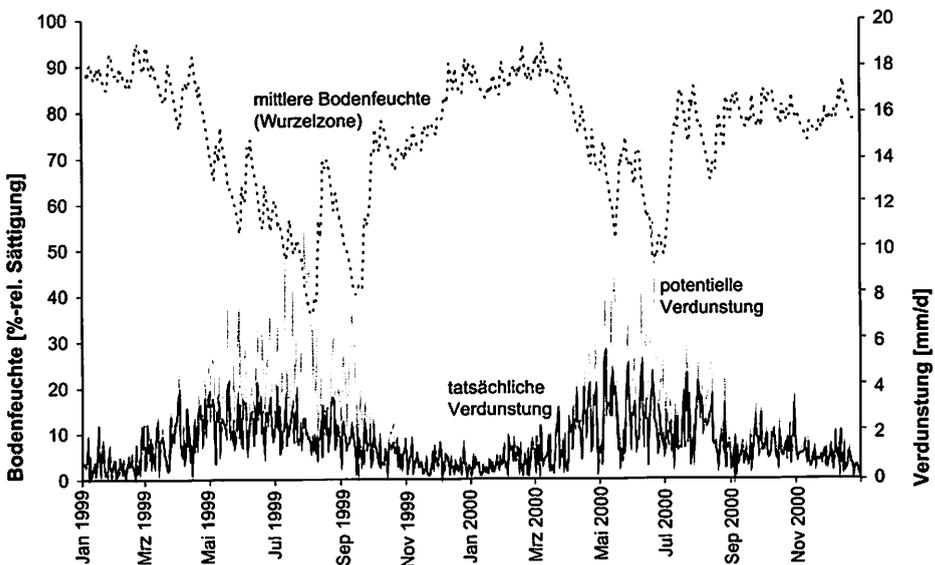


Abb. 5.12 Simulierte Bodenfeuchte (Wurzelzone), potentielle und tatsächliche Verdunstung im Wahnbach-Einzugsgebiet

diese Verfahren nicht zwischen Oberflächen- und Zwischenabflüssen differenzieren (Abb. 5.13). Die Separation basiert auf der Analyse des Rückganges gemessener Durchflüsse, die in hoch- und niedrigfrequente Signale aufgeteilt und dann als schnelle (Direktabfluss) und langsame (Grundwasserabfluss) Abflussanteile interpretiert werden. Für das Untersuchungsgebiet wird der Direktabfluss mit einem Anteil von 30 % am Gesamtabfluss berechnet. Der Grundwasserabfluss beträgt demnach 70 %. Der Direktabfluss fasst also Oberflächenabflüsse und schnelle Zwischenabflüsse zusammen, wohingegen der Grundwasserabfluss langsame Zwischenabflüsse und Grundwasserabflüsse repräsentiert. Der Oberflächenabfluss muss deshalb geringer als der berechnete Direktabfluss sein, zumal der schnelle Zwischenabfluss durch das dichte Netz von Makroporen unter Grünland und Forst im Gebiet bedeutend ist (BOGENA, 2001). WaSiM-ETH differenziert hingegen zwischen Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabflüssen (Abb. 5.14).

Der Zwischenabfluss bildet mit 78 % den größten Abflussanteil. Grünlandwirtschaftlich genutzte Hänge sind durch hohe Zwischenabflüsse (70 %) gekennzeichnet, was Untersuchungen von FLÜGEL und SCHWARZ (1988) für andere Gebiete in Deutschland bestätigen. Auch von BOGENA (2001) wird der Zwischenabfluss als der dominierende Abflussanteil im Untersuchungsgebiet identifiziert. Der Grundwasserabfluss wird von WaSiM-ETH mit einem Anteil von 13 % am Gesamtabfluss bilanziert und ist nach dem Zwischenabfluss die wesentliche Abflusskomponente. Oberflächenabfluss wird durch das Modell mit einem Anteil von etwa neun Prozent am Gesamtabfluss berechnet. Oberflächenabflüsse sind austrags sensitiv und können deshalb trotz ihres geringen Anteils für die Stoffdynamik im Gebiet bedeutend sein.

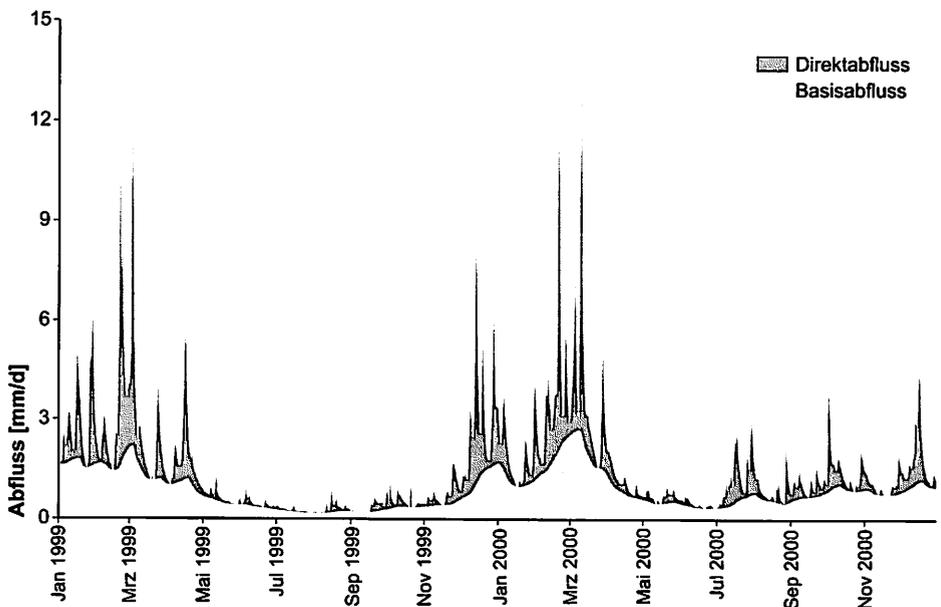


Abb. 5.13 Mathematische Abtrennung (Ganglinienseparation) von Direktabfluss und Grundwasserabfluss auf Basis von Durchflussmessungen für das Wahnbach-Einzugsgebiet

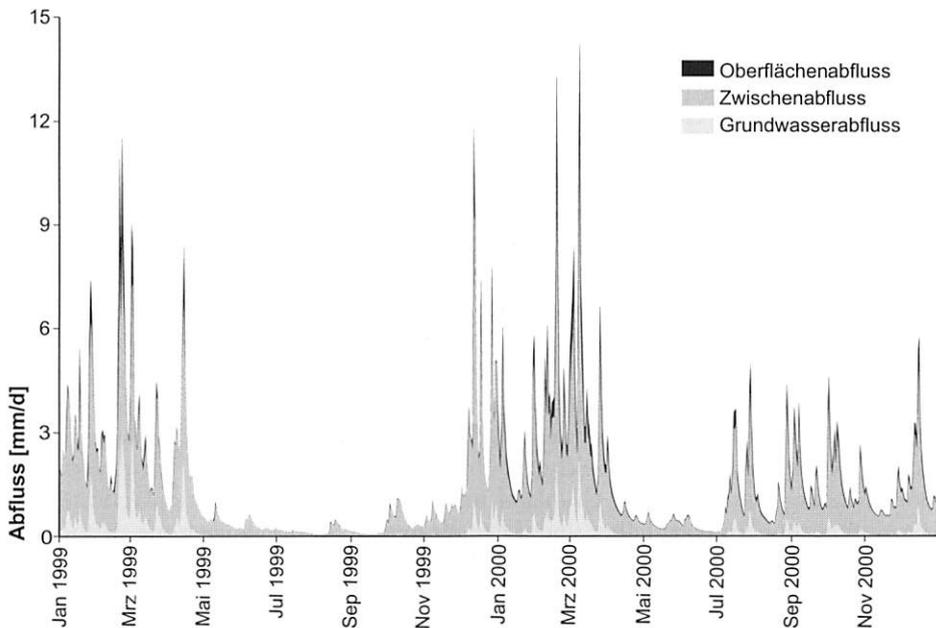


Abb. 5.14 Simulierte Oberflächen-, Zwischen-, und Basisabflüsse für das Wahnbach-Einzugsgebiet

5.3.4 Simulation der räumlichen Verteilung von Bodenfeuchte und Oberflächenabfluss

Da WaSiM-ETH Wechselwirkungen zwischen Relief-, Boden- und Landnutzungseigenschaften sowie den meteorologischen Randbedingungen berücksichtigt, kann der räumlich-zeitlichen Variabilität der Bodenfeuchte und des Oberflächenabflusses quantitativ Rechnung getragen werden. Für jedes Zeitintervall wird ein Raster mit der räumlichen Verteilung von Bodenfeuchte und Oberflächenabfluss erzeugt. Auf diese Weise steht der Anfangswassergehalt des Bodens für die Bodenerosionsmodellierungen zur Verfügung.

Wahnbach-Einzugsgebiet

Auf der Raumskala des Wahnbach-Einzugsgebietes sind vor allem die Verteilung der Niederschläge und der Bodeneigenschaften für die Verteilung von Oberflächenabfluss und Bodenfeuchte verantwortlich. Einflüsse unterschiedlicher Landnutzungsarten lassen sich aufgrund der hohen kleinräumigen Variabilität auf der Gesamteinzugsgebietsebene kaum erkennen. Sowohl die Summe der Oberflächenabflüsse als auch die der mittlere Bodenfeuchte nimmt im Gebiet von Südwest nach Nordost aufgrund des reliefbedingten Niederschlagsgradienten zu (Abb. 5.15, s. Beilage I). Die höhere Bodenfeuchte im nördlichen Gebietsteil koppelt auf die Oberflächenabflüsse zurück, da feuchte Flächen eher zur Oberflächenabflussbildung neigen. Feuchtere Bodenverhältnisse und höhere Oberflächenabflüsse im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes sind auch mit den geringmächtigen und skelettreichen Böden zu begründen, wodurch die

Wasserkapazität und die Infiltrationsleistung der Böden reduziert ist. Lokal werden hohe Oberflächenabflüsse vor allem auf Kuppen und in Tiefenlinien berechnet. Auf den Kuppen sind neben der geringen Bodenmächtigkeit wasserstauende Tonschichten im Untergrund für eine vermehrte Oberflächenabflussbildung verantwortlich. Im Gelände sind diese Bereiche häufig durch Pseudogleyerscheinungen gekennzeichnet. In den Tiefenlinien hemmt das dicht an der Erdoberfläche anstehende Grundwasser die Infiltration und fördert damit die Bildung von Oberflächenabfluss. Im Gelände haben sich hier zumeist Gleye entwickelt. Auf stauwasserbeeinflussten Kuppenlagen und in den grundwasserbeeinflussten Tiefenlinien werden daher auch die höchsten Bodenwassergehalte berechnet. Im Gegensatz zu diesen ebenen Bereichen zeichnen sich Hänge mit zunehmender Neigung häufig durch geringere Bodenwassergehalte aus, da hier das Wasser der Schwerkraft folgend zügig lateral abfließen kann. Einflüsse von Landnutzungsunterschieden können auf der Raumskala des Gesamteinzugsgebietes nur für größere Forstbereiche erkannt werden, die sich durch reduzierte Bodenwassergehalte und Oberflächenabflüsse auszeichnen. Im Mittel werden unter Forst geringere Bodenwassergehalte als unter Grünland berechnet, da die Interzeptionsverluste und die Verdunstung im Forst höher sind. Dies gilt sowohl für die Wurzelzone als auch für den gesamten Boden, da die Bäume im Allgemeinen tiefer als die Gräser wurzeln und damit einen größeren Teil des Bodenwasserspeichers erschließen können. Die geringere mittlere Bodenfeuchte unter Forst führt zu einer Reduzierung der Oberflächenabflüsse.

Für einen Flächenanteil von etwa 15 %, der zumeist von Forst bestanden ist, wird deshalb kein Oberflächenabfluss berechnet. Dementsprechend sind nicht bewaldete Kuppenbereiche im oberen Teil des Einzugsgebietes am meisten durch Oberflächenabfluss gefährdet. Das Modell errechnet deshalb auf diesen Flächen die höchsten Oberflächenabflüsse. Aufgrund der hohen Variabilität der Landschaftseigenschaften in dem Gebiet übersteigt die Standardabweichung der Oberflächenabflusssumme (ca. 80 mm) den Mittelwert (ca. 60 mm). Die mittlere relative Bodenfeuchte beträgt während des Untersuchungszeitraums etwa 75 % rel. Sättigung, unterliegt jedoch jahreszeitlich hohen Schwankungen (Abb. 5.16, s. Beilage I).

Während der Sommermonate sinkt die mittlere relative Bodenfeuchte auf weniger als 50 % rel. Sättigung, steigt jedoch nach der Vegetationsperiode im November bis zur Feldkapazität an, die bis zum Aufwuchs Mitte März beibehalten wird. Während der Vegetationsperiode (etwa April bis Oktober) ist die Bodenfeuchte durch eine hohe räumliche Variabilität gekennzeichnet. Nach der Vegetationsperiode gleichen sich die Unterschiede bis zum Beginn der neuen Vegetationsperiode einander an. Deshalb beträgt die Standardabweichung der Bodenfeuchte im Juni 16 % rel. Sättigung, wohingegen für die Standardabweichung im März nur fünf Prozent rel. Sättigung berechnet werden. Im Mittel beträgt die Standardabweichung für den gesamten Untersuchungszeitraum etwa zehn Prozent relative Sättigung.

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Gegenüber dem Einzugsgebiet des Wahnbachs treten Einflüsse der Landnutzung auf der Raumskala des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes stärker hervor (Abb. 5.17, s. Beilage I). Vor allem Bereiche im Forst zeichnen sich durch eine geringe Bodenfeuchte

aus. Da das Gebiet fast ausschließlich grünlandwirtschaftlich genutzt wird und weniger Bodentypen vorkommen, ist die räumliche Variabilität der Oberflächenabflüsse und der Bodenfeuchte niedriger als im Wahnbach-Einzugsgebiet. Die Standardabweichung der Oberflächenabflusssumme (ca. 47 mm) und der relativen Bodenfeuchte (ca. 7 % rel. Sättigung) ist deshalb geringer als im Gesamteinzugsgebiet. Die Mittelwerte der Oberflächenabflusssumme (ca. 80 mm) und die relative Bodenfeuchte (70 % rel. Sättigung) sind jedoch denen des Wahnbach-Einzugsgebietes ähnlich.

Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet werden die Oberflächenabflüsse und die Bodenfeuchte ebenfalls stärker durch die Landnutzung als im Wahnbach-Einzugsgebiet beeinflusst (Abb. 5.18, s. Beilage I). Auf den gering geneigten Oberhängen werden höhere und auf den stärker geneigten Mittelhängen niedrigere Oberflächenabflüsse als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet berechnet. Insgesamt sind sowohl der Mittelwert (ca. 210 mm) als auch die Standardabweichung (180 mm) der Oberflächenabflüsse höher als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet. Die mittlere relative Bodenfeuchte (ca. 74 % rel. Sättigung) entspricht den Werten in den beiden anderen Untersuchungsgebieten. Da jedoch der Ackerbau die wesentliche Nutzungsform im Gebiet darstellt, besitzt die Bodenfeuchte in der Wurzelzone eine hohe Variabilität im Jahresverlauf. Auf den ackerbaulich genutzten Flächen werden im Sommer die geringsten Bodenwassergehalte berechnet, da die angebauten Kulturen zu dieser Zeit einen hohen Wasserbedarf besitzen und mit ihrem vollständig ausgebildeten Wurzelwerk fast den gesamten verfügbaren Bodenwasserspeicher erschließen können. Deshalb übertrifft die Standardabweichung der Bodenfeuchte (ca. 13 % rel. Sättigung) die Werte in den beiden anderen Gebieten.

6 Ereignisbezogene Simulation von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation

Das wesentliche Ziel der Anwendung von LISEM stellt die räumlich explizite Ausweisung von bodenerosions- und sedimentationsgefährdeten Bereichen im Einzugsgebiet des Wahnbachs dar. Solche Aussagen bilden die Grundvoraussetzung für Schutzmaßnahmen zur Sicherung der Ressourcen Wasser und Boden. Hierdurch sollen Nutzungskonflikte zwischen Land- und Wasserwirtschaft entschärft und ein Beitrag für ein angepasstes Einzugsgebietsmanagement geleistet werden. Neben dieser praktischen Zielstellung stehen Sensitivitätsanalysen im Mittelpunkt der Betrachtung, die wichtige Aussagen über die Einflussnahme von Parametern auf die Modellergebnisse ermöglichen. Erkenntnisse über den Parametereinfluss erlauben den Bestimmungsaufwand von Parametern bei der Modellparametrisierung zu optimieren. Dadurch kann die Ergebnisgenauigkeit erhöht, die Parametrisierung erleichtert und letztendlich der operationelle Einsatz des Modells als Werkzeug in der Forschung und im Einzugsgebietsmanagement verbessert werden. Nicht zuletzt ist es Ziel dieses Kapitels, eine möglichst plausible Prozessbeschreibung durch LISEM zu erreichen, da dies für die differenzierte Modellierung von Landnutzungseigenschaften in den folgenden Kapiteln eine grundlegende Voraussetzung ist. Deshalb wird der Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse hohe Aufmerksamkeit geschenkt. Die Überprüfung der Ergebnisgenauigkeit erfolgt für die Simulationsgrößen Oberflächenabfluss und Schwebstoffaustrag, die mit Messwerten verglichen werden können.

6.1 Datengrundlage

Die Modellanwendung basiert auf der Datengrundlage von WaSiM-ETH (Tab. 5.3, Tab. 5.4). Von den meteorologischen Eingaben benötigt LISEM nur Niederschlagsdaten, die jedoch in möglichst hoher zeitlicher Auflösung. Die Überprüfung der Ergebnisgenauigkeit erfolgt für die Simulationsergebnisse Oberflächenabfluss und Schwebstoffaustrag, da hierfür Vergleichswerte vorliegen. Der simulierte Oberflächenabfluss wird mit den Simulationsergebnissen von WaSiM-ETH verglichen. Der Vergleich der simulierten Schwebstoffausträge erfolgt auf Basis täglicher Trübungsmessungen von Januar 1999 bis Juli 2000 des Wahnachtalsperrenverbandes. Die Trübungsmessungen wurden von GIERTZ (2000) über wöchentliche Schwebstoffkonzentrationsmessungen zwischen April und Oktober 1999 in Beziehung gesetzt ($r^2 = 0,79$). Mit Hilfe von Pegelmessungen wurden aus den Schwebstoffkonzentrationen tägliche Schwebstoffausträge abgeleitet. Durch den verzögerten Schwebstoffaustrag mit dem Durchfluss werden die Simulationen mit der Summe der gemessenen Schwebstoffausträge am Ereignistag einschließlich der beiden Folgetage verglichen. Da es sich bei Oberflächenabflüssen und Schwebstoffausträgen nicht um direkte Messwerte handelt, ist bei der Interpretation deren Ungenauigkeit zu berücksichtigen.

6.2 Parametrisierung von LISEM

Die Anwendung von LISEM benötigt Informationen über den Niederschlag, das Relief, den Boden und die Landnutzung. Einige dieser Informationen können und sollten von

der WaSiM-ETH Anwendung übernommen werden. Zusätzliche Informationen sind vor allem zur Beschreibung der Stoffdynamik notwendig und wurden auf Basis von Parameterkatalogen bestimmt, die durch Messungen in anderen Gebieten entstanden sind. Aufgrund des Modellkonzeptes werden alle Parameter auf Raster bezogen. Die Datenvorbereitung erfolgt über das Geographische Informationssystem PCRaster (VAN DEURSEN und WESSELING, 1992) weitestgehend automatisiert. Mit Hilfe von PCRaster werden durch eine Relieffanalyse die reliefbezogenen Modelleingaben Hangneigung, Abflussrichtung, Entwässerungsstruktur und die Einzugsgebietsgrenzen aus dem DGM abgeleitet. Das DGM selbst ist demnach keine Modelleingabe. Die räumliche Modellauflösung richtet sich sowohl für das Gesamteinzugsgebiet (Rastergröße 50 m) als auch für die beiden Teileinzugsgebiete (Rastergröße 5 m) nach WaSiM-ETH, um eine konsistente Modellierung bei der Kopplung beider Modelle zu gewährleisten. Da die Ergebnissenauigkeit an eine hohe zeitliche Modellauflösung gebunden ist, wurde zur zeitlichen Diskretisierung die Messintervalle der Niederschlagsstationen Berrensiefen und Steinersiefen von fünf Minuten verwendet. Die Simulationen beginnen jeweils eine Stunde vor dem ersten Niederschlag. Bei einer Niederschlagspause von mehr als drei Stunden wurde angenommen, dass es sich um ein neues Niederschlagsereignis handelt, um Änderungen im Anfangswassergehalt berücksichtigen zu können. Die Simulationsdauer wurde auf 48 Stunden begrenzt, damit die Verdunstung wenig prozesswirksam werden kann. Niederschlag wird jeweils nur für die erste Hälfte des Simulationszeitraums berücksichtigt, um dem Oberflächenabfluss die Zeit zu geben, den Gebietsauslass zu passieren. Ein solches Vorgehen ist empfehlenswert, da ein verbleibender Abflussanteil im Gebiet die Bilanzierung erschwert (JETTEN, 2002).

6.2.1 Niederschlagseingaben

Für die Modellierungen werden die im Berrensiefen und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet gelegenen Niederschlagsstationen genutzt (Abb. 4.1). Der Flächenbezug der Messungen für das Gesamteinzugsgebiet erfolgt über Thiessen-Polygone. Für die beiden Teileinzugsgebiete werden die Niederschlagsmessungen der jeweiligen Station im Gebiet direkt auf die gesamte Gebietsfläche bezogen. Die Identifikation erosiver Niederschlagsereignisse basiert auf der Oberflächenabflussanalyse mit WaSiM-ETH. Gegenüber Schwellenwerten der Niederschlagsintensität, die häufig zur Ereignisidentifizierung genutzt werden (MICHAEL et al., 1996), wird damit den Einflüssen der Bodenfeuchte auf den Oberflächenabfluss Rechnung getragen. Den Oberflächenabflüssen werden die jeweiligen Niederschlagsereignisse zugeordnet und mit LISEM simuliert. Für das Einzugsgebiet des Wahnbachs wurden so insgesamt 35 Niederschlagsereignisse für das Jahr 1999 und 33 für das Jahr 2000 berücksichtigt (Anhang 13.2). Während dieser Ereignisse fällt etwa die Hälfte des Gesamtjahresniederschlags. Der übrige Niederschlag führt nicht zu Oberflächenabfluss und ist somit nicht erosionswirksam. Die kumulative Modellierung aller Niederschlagsereignisse ermöglicht die Abschätzung von Jahresbilanzen des Stoffumsatzes für die beiden Jahre des Untersuchungszeitraumes 1999 und 2000.

6.2.2 Bodenparameter

Da LISEM und WaSiM-ETH die Infiltration nach dem Green-Ampt Verfahren berechnen, können einige Parameter von WaSiM-ETH übernommen werden

(Tab. 6.1). Um vertikale Bodenunterschiede zu berücksichtigen, nutzt LISEM jedoch das Green-Ampt Verfahren als Zweischichtversion. Parameter, die nicht aus WaSiM-ETH übertragen werden können, wurden auf Basis von Katalogen nach verschiedenen Autoren bestimmt.

Tab. 6.1 Bodenparameter für LISEM

Parameter	Einheit	Quelle
Gesättigte Wasserleitfähigkeit	m/s	WaSiM-ETH
Sättigungswassergehalt	m ³ /m ³	WaSiM-ETH
Anfangswassergehalt	m ³ /m ³	WaSiM-ETH
Matrixpotential an der Feuchtefront	hPa	RAWLS u. BRAKENSIEK (1985)
Bodenmächtigkeit	mm	WaSiM-ETH
Korngröße (Median)	mm	JETTEN (2002)
Kohäsion (Boden und Wurzeln)	kPa	TAKKEN et al. (1999)
Aggregatwiderstand	-	TAKKEN et al. (1999)

Im Gegensatz zu WaSiM-ETH muss der Anfangswassergehalt des Bodens und das Matrixpotential an der Feuchtefront vorgegeben werden, da die Bodenwasserdynamik nicht explizit beschrieben wird. Dafür kann die simulierte räumliche Verteilung der Bodenfeuchte von WaSiM-ETH genutzt werden. Die Böden im Gebiet zeichnen sich oft durch eine geringe Mächtigkeit aus und sind zudem auf Kuppen häufig stau- und in den Tiefenlinien grundwasserbeeinflusst. Daraus resultiert eine begrenzte Versickerungsleistung, die im Modell nur durch eine nach unten abgeschlossene Randbedingung berücksichtigt werden konnte. Ohne diese Annahme würde LISEM die Böden als unendlich tief betrachten und deren Versickerungsleistung überschätzen. Die Kohäsion des Bodens und durch die Wurzeln beschreibt den Erosionswiderstand gegen Abfluss und kann für Hänge und Flussläufe separat bestimmt werden. Wie LAMERS (2001) zeigte, ist das Sedimentangebot in den Flüssen jedoch zeitweilig begrenzt und der Sedimentaustrag jahreszeitlich hohen Schwankungen unterworfen. Die Sedimentspeicher der Flüsse werden im Sommer aufgefüllt und entleeren sich im Winter. Streckenweise wird die fluviale Erosion durch Ausbauungen und Versiegelungen stark vermindert und der Sedimenttransport durch Gerölle behindert. Da in LISEM aufgrund der ereignisbasierten Arbeitsweise die Zwischenspeicherung von Sedimenten nicht übertragen werden kann, können diese Effekte nicht abgebildet werden. Durch den Ausbau des Gewässernetzes wurde das natürliche Gefälle der Gerinne zudem verändert und stimmt deshalb nicht mehr mit den Ergebnissen der Reliefanalyse überein. Durch Versiegelungen der Bachsohle und Befestigungen der Uferböschungen wurde die fluviale Erosion vielerorts vermindert. Um eine Überschätzung des Schwebstoffaustrages zu vermeiden, wurde deshalb keine fluviale Erosion in den Flussläufen berücksichtigt, auch wenn dadurch keine Seitenerosion beschrieben werden kann. Natürlich ist die pauschale Annahme, dass in den Flussläufen keine fluviale Erosion stattfindet, eine

Vereinfachung, die nicht überall im Gebiet den Gegebenheiten entspricht und muss deshalb bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

6.2.3 Landnutzungsparameter

Die Landnutzungsparameter wurden entweder aus WaSiM-ETH übernommen oder über Kataloge bestimmt, die auf Messungen in Lössgebieten in der Limburger Region (Niederlande) und Sachsen (Deutschland) basieren (Tab. 6.2).

Tab. 6.2 Landnutzungsparameter für LISEM

Parameter	Einheit	Quelle
Blattflächenindex	m ² /m ²	WaSiM-ETH
Vegetationshöhe	m	WaSiM-ETH
Vegetationsbedeckung	m ² /m ²	WaSiM-ETH
Steinbedeckung	m ² /m ²	WaSiM-ETH
Oberflächenrauigkeit	cm	TAKKEN et al., 1999
Rauigkeitsbeiwert	m ^{1/3} /s	MICHAEL et al., 1996
Breite von Wegen und Flussläufen	m	Schätzung im Gelände

Um die Dynamik der Vegetation zu berücksichtigen, werden der Blattflächenindex, die Vegetationshöhe und -bedeckung sowie der Rauigkeitsbeiwert entsprechend der Vegetationsperiode zeitlich differenziert für den Zeitraum April bis Oktober und November bis März angegeben (Tab. 6.3). Für die Angaben wurden die monatlich differenzierten Werte von WaSiM-ETH für die beiden Zeiträume gemittelt.

Tab. 6.3 Werte zeitlich variabler Parameter für Laubforst, Acker und Grünland in LISEM

Landnutzung	Blattflächenindex [m ² /m ²]		Vegetationshöhe [m]		Vegetationsbedeckung [m ² /m ²]		Rauigkeitsbeiwert [m ^{1/3} /s]	
	a	b	a	b	a	b	a	b
Forst	7	3	20	20	0,9	0,7	0,9	0,9
Ackerbau	5	2	0,5	0,1	0,85	0,15	0,023	0,015
Grünland	3,5	2	0,3	0,15	1	0,85	0,3	0,24

a = April bis Oktober

b = November bis März

6.3 Ergebnisse und Ergebnisdiskussion

6.3.1 Validierung von LISEM

Die Kalibrierung von LISEM erfolgt häufig anhand physikalisch begründeter Parameter wie der gesättigten Wasserleitfähigkeit oder der Oberflächenrauigkeit (DEROO und JETTEN, 1999; HESSEL, 2002; TRINH, 2007). Diese Parameter werden

meist so angepasst, dass simulierte Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge den Messwerten entsprechen. Die Plausibilität in der Prozessbeschreibung geht bei der Anpassung von Messwerten jedoch häufig verloren. Aus der Anpassung simulierter Wasser- und Stoffausträge an Messungen kann zudem nicht geschlossen werden, dass die Ergebnisgenauigkeit des Modells im Ganzen verbessert wird. Viel wichtiger ist, dass alle Prozesse im Modell plausibel beschrieben werden. Ein solches Modell ist für viele Fragestellungen besser geeignet als eines, das einzelne Messungen mit hoher Genauigkeit zu reproduzieren vermag (UHLENBROOK et al., 2004). Ungenauigkeiten bei der Wiedergabe von Messwerten müssen jedoch dafür in Kauf genommen werden. Um eine plausible Prozessbeschreibung sicherzustellen, wird deshalb im Rahmen dieser Arbeit auf die Kalibrierung physikalisch begründeter Parameter verzichtet.

Wahnbach-Einzugsgebiet

Die Überprüfung der Plausibilität des Modells erfolgt für den simulierten Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag für zwei Niederschlagsereignisse, da sich einige Parameter aufgrund der zeitlichen Variabilität der Vegetation unterscheiden. Für das Ereignis am 23.03.1999 gelten die Parameter des Zeitraums November bis März, wohingegen für das Ereignis am 10.05.1999 die Parameter des Zeitraums April bis Oktober verwendet werden. Die Dynamik der simulierten Oberflächenabflüsse stimmt visuell für beide Ereignisse gut mit den simulierten und gemessenen Durchflüssen überein (Abb. 6.1). Die Unterschiede bei der Oberflächenabflusssimulation zwischen beiden Modellen sind teilweise mit der verschiedenen zeitlichen Auflösung der Modelle zu begründen. LISEM nutzt Zeitintervalle von fünf Minuten, während die Simulationen mit WaSiM-ETH und die Pegelmessungen auf stündlichen Zeitintervallen basieren. Die höheren Durchflüsse am 23.03.1999 sind durch Niederschläge im Vorfeld des Ereignisses begründet. Das Ereignis am 10.05.1999 ist durch höhere Niederschlagsmengen und -intensitäten gekennzeichnet. Dennoch werden am 10.05.1999 geringere Oberflächenabflüsse berechnet. Dies liegt am stärkeren Einfluss der Vegetation und dem geringerem Anfangswassergehalt des Bodens am 10.05.1999. Da LISEM nur Oberflächenabfluss simuliert, Pegelmessungen jedoch Gesamtabflüsse messen, werden zur Überprüfung der Modellgüte die mit WaSiM-ETH simulierten Oberflächenabflüsse verwendet (Tab. 6.4).

Tab. 6.4 Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse mit LISEM

Gütekriterium	23.03.1999	10.05.1999
Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination)	0,72	0,49
Coefficient of Model Efficiency (CME), (NASH und SUTCLIFFE, 1970)	0,71	0,45
Index of Agreement (IoA), (WILLMOTT, 1981)	0,92	0,82
Massenbilanzfehler [%]	5,69	15,33

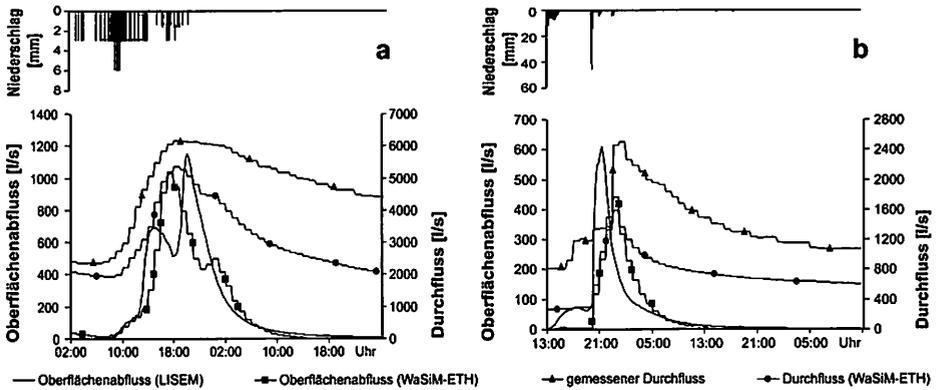


Abb. 6.1 Simulierte Oberflächenabflüsse und Durchflüsse sowie Pegelmessungen am 23.03.1999 (links) und am 10.05.1999 (rechts) für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Durch die höhere zeitliche Modellaufösung berechnet LISEM mehr Oberflächenabfluss als WaSiM-ETH. Bei WaSiM-ETH werden die Niederschlagsintensitäten durch die geringere zeitliche Auflösung herunter gemittelt, was zu einem geringeren Oberflächenabfluss führt. Dieser Effekt ist für das Ereignis am 10.05.1999 mit höheren Niederschlagsintensitäten besonders ausgeprägt, weshalb geringere Gütemaße als am 23.03.1999 berechnet werden. Da LISEM aufgrund der höheren zeitlichen Auflösung die Niederschläge genauer als WaSiM-ETH berücksichtigt und es sich hierbei um einen Modell-Modell-Vergleich handelt, sind die geringeren Gütemaße am 10.05.1999 jedoch kein Beleg für eine Verschlechterung von LISEM. Die Gütemaße aller 68 Ereignisse während des Untersuchungszeitraums zeigen zwischen den Ereignissen eine hohe Variabilität (Abb. 6.2).

Im Mittel werden für den CME negative Werte berechnet, was vor allem an der Abweichung der simulierten Abflussmenge beider Modelle liegt. LISEM errechnet für alle Ereignisse etwa 20 % höhere Oberflächenabflüsse als WaSiM-ETH, was u. a. mit der geringeren zeitlichen Modellaufösung von WaSiM-ETH begründet werden kann

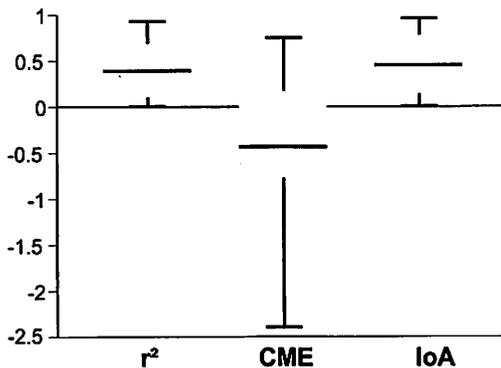


Abb. 6.2 Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse zwischen LISEM und WaSiM-ETH für alle 68 Ereignisse während des Untersuchungszeitraums 1999 und 2000

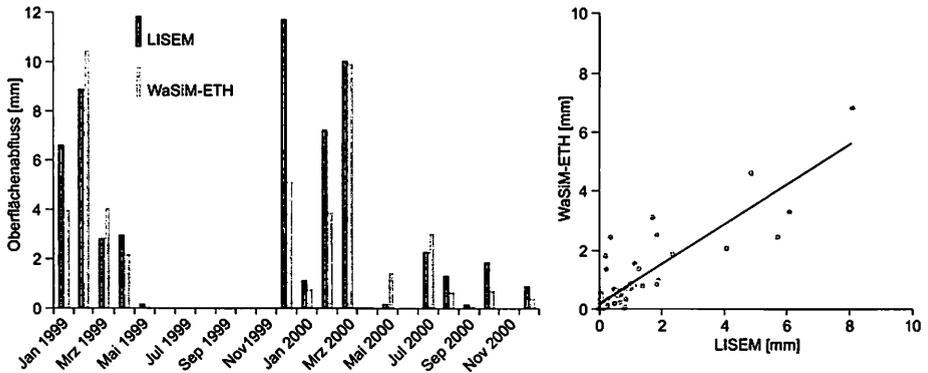


Abb. 6.3 Simulierte Oberflächenabflusssummen von LISEM und WaSiM-ETH für alle 68 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet

(Tab. 6.5). Trotz der systematisch niedriger simulierten Abflussmenge in WaSiM-ETH besteht für alle 68 Ereignisse mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,77 ein linearer Zusammenhang (Abb. 6.3).

Tab. 6.5 Summenbilanzen der simulierten Oberflächenabflüsse von WaSiM-ETH und LISEM

Jahr	LISEM [mm]	WaSiM-ETH [mm]
1999	33,4	26,1
2000	25,3	21,3

Eine Verbesserung der errechneten Gütemaße kann durch die individuelle Anpassung der gesättigten Wasserleitfähigkeit aller Ereignisse erzielt werden. Für eine plausible Anpassung müsste jedoch die Ereignisvorgeschichte bekannt sein. Zum Beispiel kann ein Niederschlagsereignis im Vorfeld eine Verschlammungsschicht gebildet haben, welche die Infiltrationsrate zu Beginn des Ereignisses stark reduziert. Eine Anpassung der gesättigten Wasserleitfähigkeit wäre unter diesen Umständen gerechtfertigt. Da hierzu jedoch keine Informationen vorliegen und insbesondere das räumliche Muster unbekannt ist, werden alle Ereignisse gleich parametrisiert. Trotz der höheren Niederschlagsmengen und -intensitäten werden für das Ereignis am 10.05.1999 geringere Schwebstoffausträge als am 23.03.1999 simuliert und gemessen (Tab. 6.6).

Tab. 6.6 Simulierte und gemessene Schwebstoffausträge im Wahnbach-Einzugsgebiet

Niederschlagsereignis	23.03.1999	10.05.1999
gemessener Schwebstoffaustrag [t]	16,8	3,4
simulierter Schwebstoffaustrag [t]	15	6,8

Die geringeren Schwebstoffausträge am 10.05.1999 sind mit der geringeren Abflussbildung durch den Einfluss der Vegetation zu erklären. WaSiM-ETH errechnet durch den Wasserverbrauch der Vegetation im Mittel etwa 20 % geringere

Anfangswassergehalte am 10.05.1999 (67 % rel. Sättigung) als am 23.03.1999 (87 % rel. Sättigung). Die Anfangswassergehalte basieren auf der Bodenfeuchte, die in WaSiM-ETH auf die Wurzelzone bezogen berechnet wird.

Hinzu kommt, dass am 10.05.1999 in LISEM höhere Werte für den Blattflächenindex, die Vegetationshöhe und –bedeckung sowie die Rauigkeitsbeiwerte (Tab. 6.3) gelten und dadurch der Erosionswiderstand zunimmt. Am Beispiel des Ereignisses vom 23.03.1999 wird gezeigt, welchen Einfluss die zeitlich variablen Modellparameter (Tab. 6.3) auf die Simulationsergebnisse von LISEM nehmen (Abb. 6.4).

Mit der Parametrisierung für den Zeitraum April bis Oktober wird ein höherer Einfluss der Vegetation simuliert, was zu geringeren Oberflächenabflüssen und niedrigeren Abflussintensitäten führt. Die veränderte Wasserdynamik koppelt auf den Schwebstoffaustrag zurück, der ebenfalls stark abnimmt. Gegenüber dem Oberflächenabfluss werden für den Schwebstoffaustrag größere Unterschiede berechnet. Aufgrund der Vegetation verringert sich der Oberflächenabfluss um 14 %. Der Schwebstoffaustrag geht hingegen um über 60 % zurück. Dies unterstreicht die hohe Bedeutung einer genauen Oberflächenabflusssimulation für die Bodenerosionsmodellierung. Die Überprüfung der anderen simulierten Ereignisse erfolgt auf Monatssummen bezogen, da nicht immer eine eindeutige Beziehung zwischen

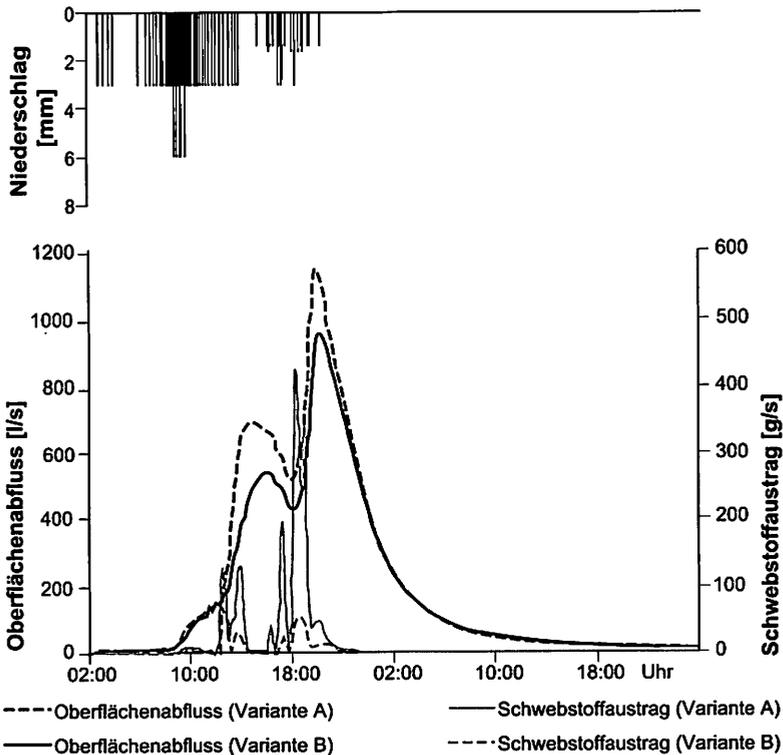


Abb. 6.4 Simulierte Oberflächenabflüsse und gemessene Schwebstoffausträge am 23.03.1999 für die Parametrisierungsvarianten (A = November bis März, B = April bis Oktober) im Einzugsgebiet des Wahnbachs

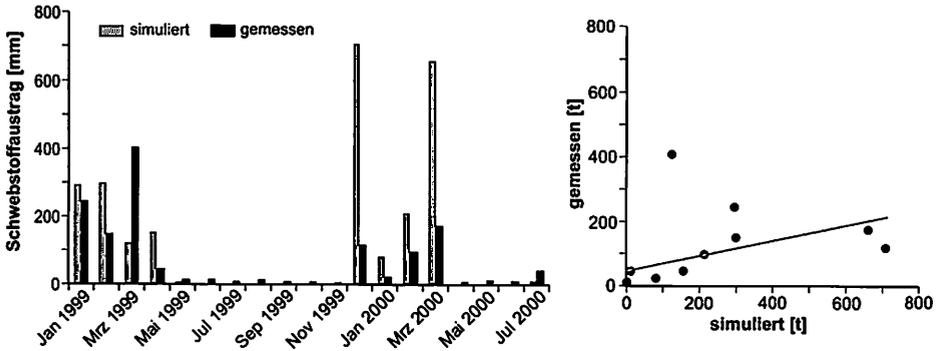


Abb. 6.5 Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 62 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet

Schwebstoffaustrag und Niederschlagsereignis gegeben ist. Der Vergleich kann für 62 von 68 Ereignissen geschehen, da Trübungsmessungen nur bis zum Juli 2000 vorliegen (Abb. 6.5).

Der Schwebstoffaustrag ist durch hohe saisonale Schwankungen gekennzeichnet. Während der Vegetationsperiode werden deutlich geringere Schwebstoffausträge als in den Wintermonaten gemessen und simuliert. Für die geringen Schwebstoffausträge ist unter anderem der erosionsmindernde Einfluss der Vegetation verantwortlich, der mit LISEM gut abgebildet werden kann. Die Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Schwebstoffausträgen ist mit einem Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,24 jedoch gering. Die Summe der gemessenen Schwebstoffausträge bis Juli 2000 (ca. 1408 t) wird durch die Simulationen (ca. 2556 t) um über 80 % überschätzt. Die geringe Übereinstimmung resultiert maßgeblich aus vier Ereignissen, bei denen die simulierten Schwebstoffausträge stark von den Messungen abweichen (Tab. 6.7).

Das Gesamteinzugsgebiet des Wahnbachs wird in LISEM mit nur zwei Niederschlagsstationen beschrieben. Deshalb werden am 01.03.1999 die gemessenen Schwebstoffausträge unterschätzt. Für die übrigen drei Ereignisse fallen die simulierten Schwebstoffausträge höher als die Messungen aus. Durch die vier Ereignisse werden insgesamt 1403 t simuliert obwohl nur 495 t gemessen wurden.

Tab. 6.7 Simulierte und gemessene Schwebstoffausträge im Wahnbach-Einzugsgebiet

Ereignis	simulierter Schwebstoffaustrag [t]	gemessener Schwebstoffaustrag [t]
01.03.1999	99	360 (01.03.-03.03.)
11.12.1999	116	$\left\{ 45 (11.12.-14.12.) \right\}$
12.12.1999	569	
08.03.2000	619	90 (08.03.-10.03.)

Bei lokalen konvektiven Ereignissen ist die Übertragung der Messungen auf das gesamte Einzugsgebiet jedoch problematisch. Anhand von sieben täglich messenden Niederschlagsstationen kann die Regionalisierung genauer als mit den zwei im Modell genutzten Stationen erfolgen (Tab. 6.7).

Tab. 6.8 Mit Thiessen-Polygonen interpolierte Niederschlagssummen auf Basis von Niederschlagsstationen mit unterschiedlichem Messintervall

Niederschlagsstationen	Tägliches Messintervall Berrensiefen, Steinersiefen, Much, Bueddelhagen, Marienfeld, Krawinkel, Seelscheid [mm]	Fünf Minuten Messintervall Berrensiefen, Steinersiefen [mm]
01.03.1999	20,86	11,75
11.12.1999	24,61	26,85
01.03.1999	19,28	26,08
08.03.2000	36,21	49,99

Am 01.03.1999 werden die Niederschläge durch die zwei im Modell genutzten Stationen unterschätzt und für die anderen Termine überschätzt. Dieser Fehler überträgt sich auf die simulierten Schwebstoffausträge. Allerdings können die anderen Stationen nicht genutzt werden, da sie nur Daten in täglicher Auflösung liefern. Der Ausschluss dieser vier Ereignisse mit dem Regionalisierungsfehler bei den Niederschlagsmessungen führt zu einer deutlich verbesserten Übereinstimmung ($r^2 = 0,79$) zwischen simulierten und gemessenen Schwebstoffausträgen (Abb. 6.6).

Ohne die vier Ereignisse mit Regionalisierungsfehlern bei den Niederschlägen werden die Summe der gemessenen Schwebstoffausträge bis Juli 2000 (ca. 913 t) durch die Simulationen (ca. 1269 t) nur noch um ca. 40 % überschätzt.

Da saisonale Speichereffekte in den Flussläufen von LISEM nicht abgebildet werden können und die gemessenen Schwebstoffausträge Schätzwerte darstellen, ist eine Modellanpassung, um das Bestimmtheitsmaß zu verbessern und den Massenbilanzfehler

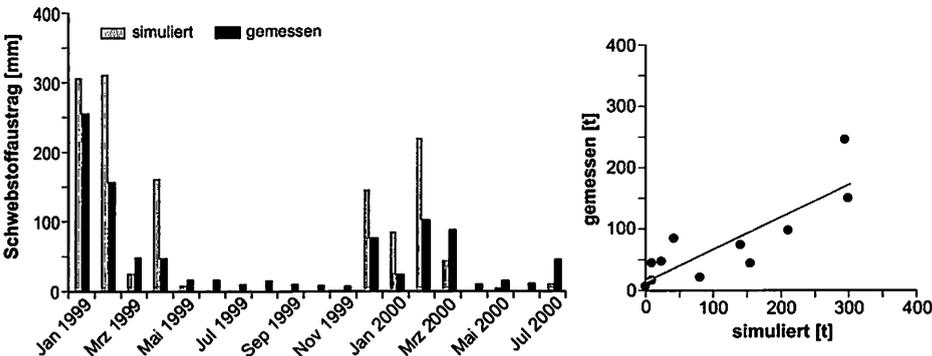


Abb. 6.6 Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 58 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet

zu verringern, nicht sinnvoll. Zusätzlich kann Oberflächenabfluss infolge von Schneeschmelze auf teilweise gefrorenem Boden zu Bodenerosion und erhöhten Schwebstoffausträgen führen (WEIGERT und SCHMIDT, 2005). Bodenerosion durch Schneeschmelze kann mit LISEM nicht beschrieben werden, was zum Teil für die Ungenauigkeiten bei der Wiedergabe der gemessenen Schwebstoffausträge im Winter und zeitigen Frühjahr verantwortlich sein kann.

Insgesamt werden ohne die vier Ereignisse mit Regionalisierungsfehlern bei den Niederschlägen für die zwei Jahre des Untersuchungszeitraumes 1396 t simuliert, davon für 1999 ca. 920 t und für 2000 ca. 475 t.

Damit entsprechen die Ergebnisse in den Größenordnungen den Angaben von BOGENA (2001), der den mittleren jährlichen Sedimentaustrag (Schwebstoffe und Geschiebe) zwischen den Jahren 1958 und 1994 auf 1330 t schätzt. Diese Schätzungen basieren auf topographischen Vermessungen im Vorabsatzbecken der Talsperre, die während der Konstruktion 1958 und 1994 durchgeführt wurden. BOGENA (2001) simuliert mit dem Modell OPUS in monatlicher Auflösung für die Jahre 1990 bis 2000 eine durchschnittliche jährliche Bodenerosion von 478 t. OPUS berücksichtigt keine fluviale Erosion, die jedoch im Gebiet eine wichtige Rolle spielt und unterschätzt deshalb den Sedimentaustrag. Um Rückschlüsse auf den Einfluss von fluvialer Erosion ziehen zu können, wurde das eindimensionale Stromtransportmodell HEC-6 genutzt und damit der Sedimentaustrag für das Jahr 1999 mit ca. 900 t berechnet (BOGENA, 2001).

Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Die Überprüfung der Plausibilität der Modelle für die beiden Teileinzugsgebiete erfolgt für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000, das in beiden Gebieten mit ähnlichen Niederschlagsmengen und -intensitäten gemessen wurde. Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet wurden mit 54 mm etwas höhere Niederschlagsmengen als im Berrensiefen (45 mm) gemessen. Die Spitzenintensitäten von etwa 12 mm/h wurden in beiden Gebieten erreicht. Neben dem Durchfluss wurden zeitgleich Messungen zur elektrischen Leitfähigkeit durchgeführt, die eine Abtrennung der Direktabflüsse von den Durchflüssen erlauben. Die Hydrographen zeigen visuell eine bessere Übereinstimmung der simulierten Abflüsse im Berrensiefen- als im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (Abb. 6.7). Die Spitzenabflüsse werden im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet durch LISEM und WaSiM-ETH deutlich überschätzt. Da LISEM wesentlich auf der Parametrisierung von WaSiM-ETH basiert, ist es nicht verwunderlich, dass beide Modelle diesen Fehler zeigen. Die simulierten Oberflächenabflüsse werden mit denen von WaSiM-ETH verglichen, da keine gemessenen Oberflächenabflüsse vorliegen (Tab. 6.9). Da beide Modelle ähnliche Parameter nutzten, werden auch für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet zufrieden stellende Gütemaße berechnet, auch wenn die Massenbilanz deutlich schlechter ausfällt. Die Plausibilitätsprüfung der simulierten Schwebstoffausträge kann aufgrund fehlender Messwerte nicht erfolgen. Für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet wurden sechs Tonnen und für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet 45 t simuliert.

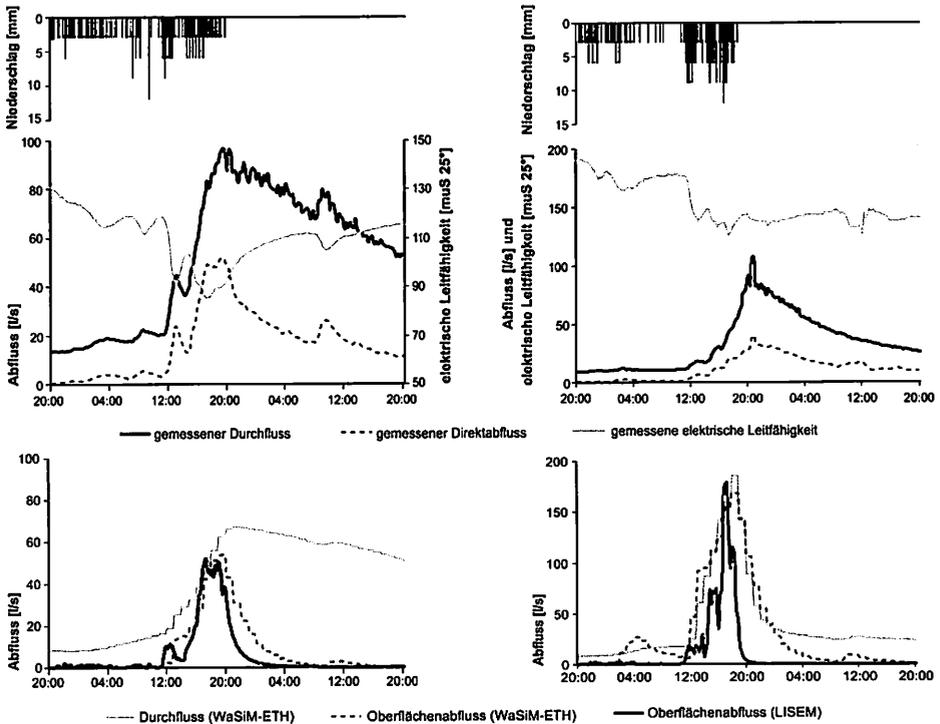


Abb. 6.7 Gemessene (oben) und simulierte (unten) Durchflüsse und Abflüsse am 07.03.2000 im Berrensiefen- (links) und Steinersiefen-Teilzugsgebiet (rechts)

Tab. 6.9 Gütemaße der simulierten Oberflächenabflüsse zwischen LISEM und WaSiM-ETH am 07.03.2000 für beide Teileinzugsgebiete

Gütekriterium	Berrensiefen-Teilzugsgebiet	Steinersiefen-Teilzugsgebiet
Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination)	0,90	0,53
Coefficient of Model Efficiency (CME), (NASH u. SUTCLIFFE, 1970)	0,81	0,31
Index of Agreement (IoA), (WILLMOTT, 1981)	0,77	0,74
Massenbilanzfehler [%]	0,93	-68,03

Im Steinersiefen-Teilzugsgebiet ist aufgrund der Überschätzung bei den Abflussspitzen davon auszugehen, dass auch die simulierten Schwebstoffausträge überschätzt werden. Die höhere Heterogenität der Landnutzung und der Umstand, dass die Parameter zur Beschreibung des Ackerbaus auf Katalogwerten basieren, können als Gründe für die Ungenauigkeiten der Simulationen im Steinersiefen-Teilzugsgebiet angeführt werden. Durch eine Anpassung der Rauigkeitsbeiwerte könnte die Ergebnisgüte problemlos verbessert werden. Dies würde jedoch zu Lasten der Plausibilität bei der Prozessbeschreibung gehen und die eigentliche Fehlerursache

nicht beheben. Die Simulationen im Steinersiefen Einzugsgebiet zielen im Weiteren auf die räumliche Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation sowie die Wirkung von Straßen und Wegen auf diese Prozesse und nicht auf die genaue Abbildung des Schwebstoffaustrages ab. Dafür ist die plausible Prozessbeschreibung mit real möglichen Parametern eine Grundvoraussetzung. Deshalb kann LISEM für die folgenden Analysen ohne Anpassung angewendet werden. Die Ungenauigkeiten bei der Abflussanalyse und ihre Folgen auf den simulierten Schwebstoffaustrag müssen bei der Interpretation der Ergebnisse jedoch berücksichtigt werden.

6.3.2 Sensitivität von Boden- und Landnutzungsparameter für das Wahnbach-Einzugsgebiet

Die Sensitivität einzelner Parameter ist oft an den Niederschlag gebunden, weil sich das gesamte System in Abhängigkeit vom Schwellenwert „Oberflächenabflussbildung“ nichtlinear verhält. Deshalb erfolgt die Beurteilung der Parametersensitivität für das Wahnbach-Einzugsgebiet für zwei Niederschlagsereignisse mit unterschiedlicher Niederschlagsmenge und –intensität (Abb. 6.8).

Am 23.03.1999 wurden 18 mm Niederschlag mit Spitzenintensitäten von sechs Millimeter pro Stunde gemessen. Das Ereignis am 10.05.1999 ist durch eine höhere Niederschlagsmenge (23 mm) und intensität (46 mm/h) charakterisiert. Insgesamt wird der Einfluss von 14 Parametern auf die Modellausgaben Oberflächenabfluss und Schwebstoffaustrag mit einer lokalen und einer globalen Sensitivitätsanalyse untersucht (Tab. 6.10).

Tab. 6.10 Für die Sensitivitätsanalysen ausgewählte Parameter in LISEM

Kategorie	Parameter
Landnutzung	Blattflächenindex, Vegetationshöhe, Vegetationsbedeckung, Steinbedeckung, Oberflächenrauigkeit, Rauigkeitsbeiwert
Boden	Aggregatstabilität, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Sättigungswassergehalt, Anfangswassergehalt, Matrixpotential an der Feuchtefront, Kohäsion (Boden und Wurzeln), Korngröße, Bodenmächtigkeit

Lokale Sensitivitätsanalysen

Bei lokalen Sensitivitätsanalysen werden immer nur einzelne Parameter variiert. Die Einflüsse durch die Variabilität anderer Parameter bleiben dabei unberücksichtigt. Die Aussagekraft der Analysen ist beschränkt, da oft die Parametersensitivität nicht unabhängig von der Variabilität anderer Parameter ist. Als Beispiel seien hier die gesättigte Wasserleitfähigkeit und der Anfangswassergehalt bei der Berechnung der Infiltration genannt.

Für die Analysen werden die Parameter schrittweise vom Basiswert ausgehend um bis zu 90 % erhöht bzw. verringert. Die Änderung der Parameter Blattflächenindex, Vegetationshöhe und bedeckung, Steinbedeckung und Anfangswassergehalt ist nicht überall für die gesamte Spannweite möglich, da sie durch natürliche Schwellenwerte begrenzt sind. Als Basiswert für den Anfangswassergehalt wurde 85 % des

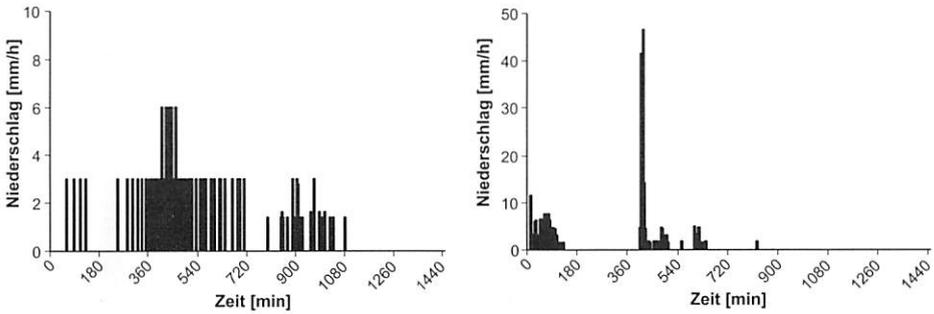


Abb. 6.8 Niederschlagsereignisse für die Sensitivitätsanalysen am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts) im Wahnbach-Einzugsgebiet

Sättigungswassergehaltes angenommen. Um die Ergebnisse leichter interpretieren zu können, wird eine homogene Bodenverteilung angenommen und die Werte aus den Mittelwerten aller Bodeneinheiten der Bodenkarte 1: 50.000 im Gebiet gebildet. Die Landnutzungsparameter werden hingegen in ihrer räumlichen Verteilung verwendet und die Werte für den Zeitraum November bis März genutzt. Beide Ereignisse nutzen die gleiche Parametrisierung, um den Einfluss unterschiedlicher Niederschläge zu beurteilen. Die Parameter für den Zeitraum November bis März wurden gewählt, da in dieser Zeit über 70 % aller erosiven Ereignisse liegen (Anhang 13.2). Zur Beurteilung der lokalen Sensitivität wird der Sensitivitätsindex SI_{10} (DE ROO, 1993) genutzt, der sich als relative Größe zum Vergleich der Sensitivität unterschiedlicher Parameter eignet (Gleichung 25). Die Bewertung der Sensitivität erfolgt in Abhängigkeit des SI_{10} -Index klassenspezifisch (Tab. 6.11).

$$SI_{10} = \frac{|O_{p10} - O_{m10}|}{O_0} \tag{Gleichung 25}$$

- SI_{10} = Sensitivitätsindex bei einer Parameteränderung von 10%
- O_{p10} = Modellergebnis bei einer Parametererhöhung um 10%
- O_{m10} = Modellergebnis bei einer Parameterverminderung um 10%
- O_0 = Modellergebnis bei dem Basiswert des Eingabeparameters

Tab. 6.11 Bewertungsklassen des SI-Indexes (LENHART et al., 2002)

SI_{10} -Klasse	SI_{10} -Index	Sensitivität
1	$0 \leq SI_{10} < 0,05$	vernachlässigbar bis gering
2	$0,05 \leq SI_{10} < 0,2$	mittel
3	$0,2 \leq SI_{10} < 1$	hoch
4	$ SI_{10} \geq 1$	extrem hoch

Aufgrund der geringen Menge und Intensität des Ereignisses am 23.03.1999 wird für jeden Parameter $SI_{10} = 0$ berechnet. Zudem sind die Vegetationsparameter zeitlich bedingt durch niedrige Basiswerte gekennzeichnet, sodass auch die Änderungen gering

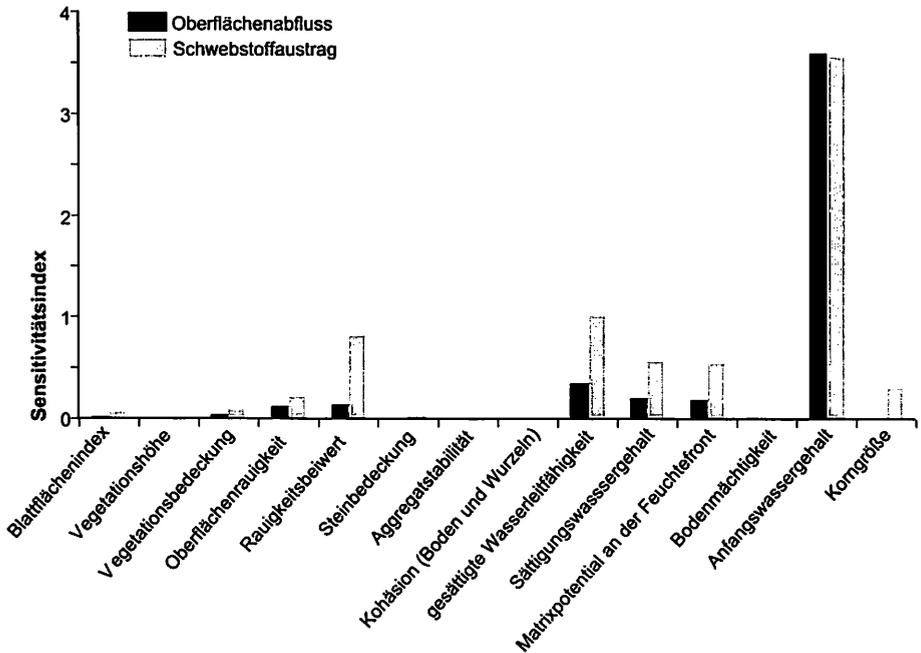


Abb. 6.9 Ergebnis der lokalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

sind. Für das stärkere Ereignis am 10.05.1999 wird für den Anfangswassergehalt der höchste Sensitivitätsindex ($SI_{10} = 4$) berechnet (Abb. 6.9).

Die Parameter Vegetationshöhe, Steinbedeckung, Aggregatstabilität, Korngröße und Kohäsion sind für den Oberflächenabfluss insensitiv, weil sie nur bei der Bodenerosionsanalyse prozesswirksam werden. Durch die indirekte Einflussnahme der Abflussanalyse werden für den Schwebstoffaustrag höhere Sensitivitäten als für den Oberflächenabfluss berechnet. Die Änderung der Vegetationshöhe, Steinbedeckung, Aggregatstabilität, Kohäsion und Bodenmächtigkeit ist zu gering, um die Modellausgaben zu beeinflussen. Neben der Berechnung des Sensitivitätsindex kann über Graphen die Sensitivität für die gesamte Spannweite der Parameteränderungen beurteilt werden (Abb. 6.10).

Bei den Bodenparametern besitzen wiederum der Anfangswassergehalt und die gesättigte Wasserleitfähigkeit die größte Sensitivität. Der Anfangswassergehalt nimmt eine Sonderstellung ein, da bei ihm als einziger Parameter mit zunehmenden Werten die Modellausgaben ansteigen. Mit zunehmender Bodenfeuchte reduziert sich der auffüllbare Bodenwasserspeicher, weshalb Oberflächenabfluss und Schwebstoffaustrag stark ansteigen. Die Verringerung des Sättigungswassergehaltes und der Bodenmächtigkeit führt ebenfalls zu einem Anstieg der Modellausgaben. Nun zeigt sich auch für die Bodenmächtigkeit ein Einfluss, der aus der Berechnung des Sensitivitätsindex nicht hervorgeht. Überraschender Weise bleibt die Änderung der Kohäsion auf den Schwebstoffaustrag wirkungslos. Die Basiswerte und die Spannweite der

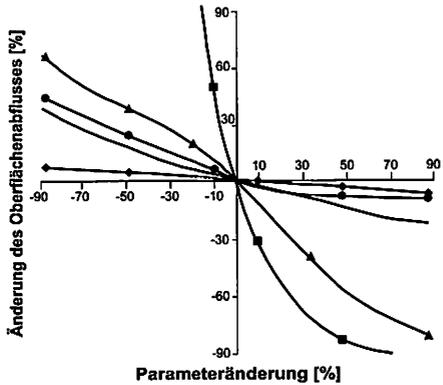
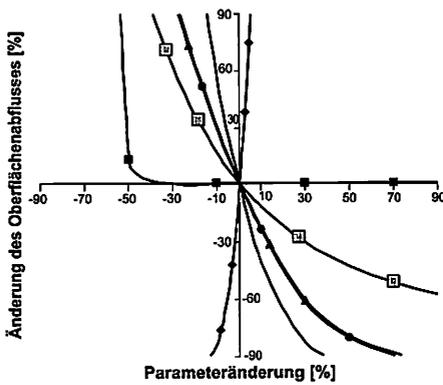
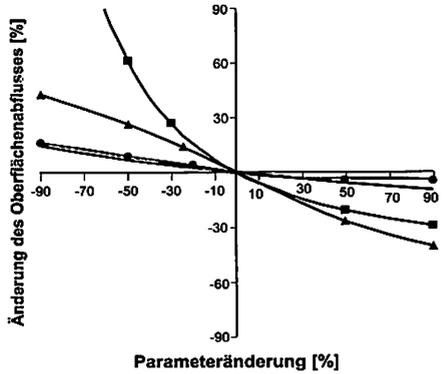
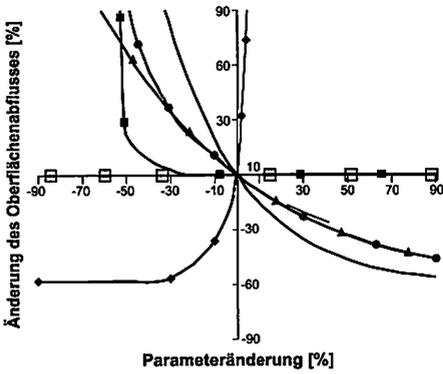


Abb. 6.10 Ergebnis der lokalen Sensitivitätsanalyse der Boden- (links) und der Landnutzungsparameter (rechts) bezogen auf den Oberflächenabfluss (oben) und den Schwebstoffaustrag (unten) am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

Parameteränderung waren wohl zu gering, damit ein Effekt sichtbar wird. Nehmen die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit und des Matrixpotentials an der Feuchtfreont ab, verringert sich die Infiltrationsrate wodurch der Oberflächenabfluss und Schwebstoffaustrag ansteigen. Mit zunehmender Korngröße wird eine höhere Transportkapazität des Abflusses benötigt, weshalb der Schwebstoffaustrag sinkt.

Von den Landnutzungsparametern zeigen die Oberflächenrauigkeit und der Rauigkeitsbeiwert die größte Sensitivität. Mit zunehmenden Werten verringert sich die Abflussgeschwindigkeit und infolge dessen gehen der Oberflächenabfluss und der Schwebstoffaustrag zurück. Durch den Blattflächenindex und die Vegetationsbedeckung werden die Interzeption und damit die Bodenerosion durch Regen gesteuert. Deshalb nehmen mit steigenden Werten der Oberflächenabfluss und der Schwebstoffaustrag ab. Auch die Steinbedeckung steuert die Bodenerosion

durch Regen, weshalb mit steigenden Werten der Schwebstoffaustrag zurückgeht. Von den Landnutzungsparametern zeigt die Steinbedeckung die geringste Sensitivität, da hierüber ausschließlich der Erosionswiderstand des Niederschlages gesteuert wird. Deshalb wird der Oberflächenabfluss durch die Steinbedeckung nicht beeinflusst. Die Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.10) zeigen, dass sich der Parametereinfluss nichtlinear verhält und der Sensitivitätsindex (SI_{10}), (Gleichung 25) somit nur eine begrenzte Aussagekraft besitzt.

Globale Sensitivitätsanalysen

Im Unterschied zu lokalen Sensitivitätsanalysen sind die globalen Analysen durch die gleichzeitige Änderung mehrerer Parameter charakterisiert. Dadurch werden kompensierende oder verstärkende Einflüsse durch die Variabilität der Parameter untereinander berücksichtigt und die Einschränkungen der lokalen Sensitivitätsanalysen somit umgangen. Gegenüber den lokalen Sensitivitätsanalysen sind die Ergebnisse jedoch schwieriger zu interpretieren. Die gleichzeitige Änderung von 14 Parametern (Tab. 6.10) führt zu einer großen Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten, zumal einige Parameter durch hohe Spannweiten charakterisiert sind. Um den daraus resultierenden Modellierungsaufwand möglichst gering zu halten, werden deshalb Verfahren zur Optimierung bei der Stichprobenermittlung genutzt. Das klassische Monte Carlo Verfahren (MC) ist dadurch gekennzeichnet, dass eine hohe Anzahl von Zufallsparameterkombinationen benötigt wird, um repräsentative Aussagen über den Parameterraum zu gewährleisten.

Eine bessere Methode ist das Latin Hypercube (LH) Verfahren (MURPHY et al., 2004). Im Gegensatz zu MC erlaubt LH eine effektivere Stichprobenermittlung. MC arbeitet zufallsbasiert, bei LH erfolgt die Stichprobenermittlung systematisch durch die Aufspaltung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Parameter in äquidistante Bereiche mit gleicher Wahrscheinlichkeit (Abb. 6.11).

Aus jedem der Bereiche gleicher Wahrscheinlichkeit wird entweder eine Zufallsstichprobe gezogen oder der Mittelwert als Vertreter dieses Bereiches gewählt (BORMANN, 1999). Damit wird gewährleistet, dass mit einem geringeren Stichprobenumfang (n) auch die Extremwerte abgedeckt werden. Der eigentliche Vorteil ist jedoch darin zu sehen, dass bei mehreren Parametern (p) nicht np sondern nur n Simulationen durchgeführt werden müssen. Dies wird erreicht, in dem durch Zufallszahlen die einzelnen Stichprobenelemente so kombiniert werden, dass jeder Bereich (Zeile, Spalte) genau einmal in den Simulationen vorkommt (Abb. 6.12).

Abb. 6.12 zeigt den zweidimensionalen Fall mit der Annahme, dass beide Parameter φ_1 und φ_2 unabhängig voneinander sind. Die Annahme von jeweils fünf Wahrscheinlichkeitsbereichen für beide Parameter führt zu einem $5 \cdot 5$ Raster mit 25 Parameterkombinationen, das als Latin Square bezeichnet wird (RICHTER et al., 1996). Jede Zeile und Spalte des Latin Square genau einmal zu beproben erfüllt die Bedingung, dass jeder Bereich gleicher Wahrscheinlichkeit durch einen Vertreter repräsentiert wird. In Abb. 6.12 genügen deshalb $n = 5$ Stichproben, um den gesamten Parameterraum vollständig zu beschreiben. Erweiterungen auf mehr als zwei Dimensionen werden als Latin Hypercube (LH) bezeichnet (RICHTER et al., 1996).

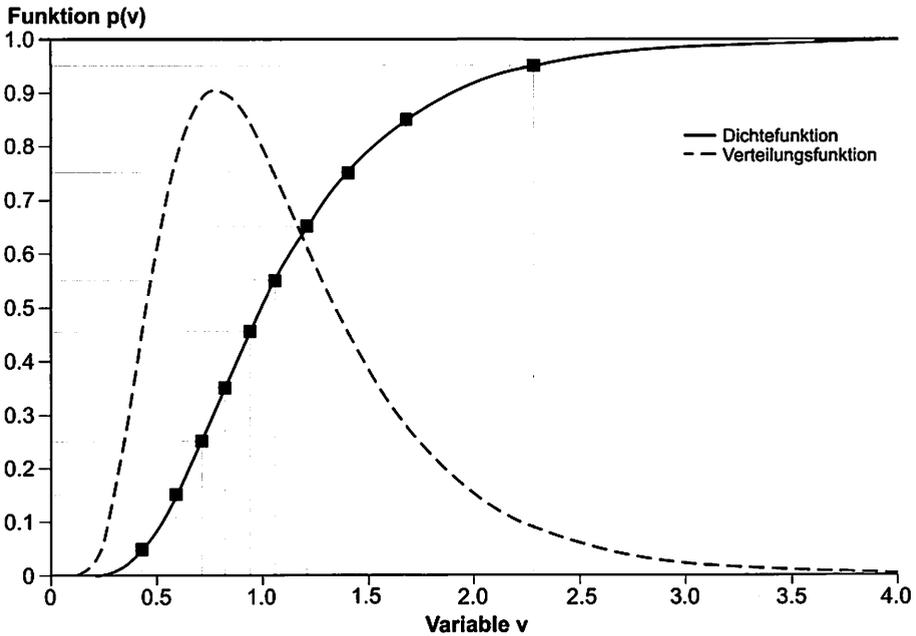


Abb. 6.11 Aufspaltung der Verteilungsfunktion eines Parameters (Variable v) in Bereiche gleicher Wahrscheinlichkeit, aus BORMANN (1999)

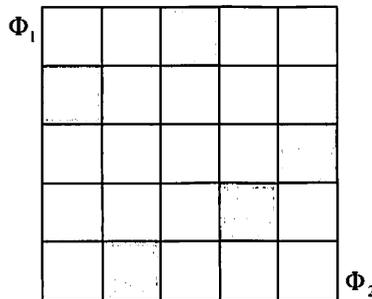


Abb. 6.12 Latin Square mit zwei unabhängigen Parametern ϕ_1 , ϕ_2 und den sich daraus ergebenden $n = 5$ Stichproben (grau unterlegte Felder), verändert nach RICHTER et al. (1996)

Die Stichprobenermittlung erfolgt mit dem Programm SIMLAB 2.2 (IPCS, 2003). Alle Parameter werden als gleich verteilt angesehen, da die tatsächlichen Verteilungsfunktionen der Parameter unbekannt sind. Insgesamt wurden 300 verschiedene Parameterkonstellationen ermittelt, mit denen der gesamte Merkmalsraum aller Parameter hinreichend genau beschrieben werden kann. Für die Parameter wurden Grenzen festgelegt, die eine konsistente Modellierung mit Parameterkonstellationen in real möglichen Schwankungsbereichen sicherstellen (Tab. 6.12).

Tab. 6.12 Ober- und Untergrenzen für die globalen Sensitivitätsanalysen

Parameter	Einheit	Untergrenze	Obergrenze
Blattflächenindex	m ² /m ²	0	12
Vegetationshöhe	m	0	30
Vegetations- und Steinbedeckung	m ² /m ²	0	1
Oberflächenrauigkeit	cm	0,05	10
Rauigkeitsbeiwert	m ^{1/3} /s	0,001	2
Kohäsion (Boden und Wurzeln)	kPa	0,2	10
Aggregatstabilität	-	0,001	100
Korngröße (Median)	µm	25	300
gesättigte Wasserleitfähigkeit	m/s	2,78E-08	2,78E-04
Sättigungswassergehalt	m ³ /m ³	0,05	1
Anfangswassergehalt	m ³ /m ³	70 %-100% vom Sättigungswassergehalt	
Matrixpotential an der Feuchtefront (Absolutwert)	hPa	5	32
Bodenmächtigkeit	mm	300	2100

Um gebietsspezifische Aussagen zum Parametereinfluss zu ermöglichen, muss auf den Erhalt konsistenter räumlicher Muster bei der Änderung der Parameter geachtet werden. Die Parameteränderungen werden deshalb für jede Rasterzelle relativ auf die Basissimulation bezogen. Im Gegensatz zu den lokalen Sensitivitätsanalysen werden neben der räumlichen Verteilung der Landnutzung auch die des Bodens bei den globalen Sensitivitätsanalysen berücksichtigt. Im Vergleich zu den lokalen Sensitivitätsanalysen kann aufgrund des Einflusses der Variabilität anderer Parameter für viele Parameter kein klarer Trend erkannt werden, wie am Beispiel der gesättigten Wasserleitfähigkeit demonstriert wird (Abb 6.13, Anhang 13.3). Den deutlichsten Trend auf den Oberflächenabfluss zeigt die Änderung des Anfangswassergehaltes und der Oberflächenrauigkeit (Abb. 6.14).

Mit zunehmendem Anfangswassergehalt bzw. abnehmender Oberflächenrauigkeit werden vermehrt höhere Oberflächenabflüsse berechnet. Dies kann damit erklärt werden, dass mit verringerten Fließgeschwindigkeiten die Infiltrationsverluste zunehmen. Der Einfluss dieser beiden Parameter ist so dominant, dass er trotz der Variabilität der anderen Parameter für beide Ereignisse deutlich sichtbar ist. Aufgrund der geringeren Niederschlagsmenge und -intensität ist der Schwankungsbereich der Oberflächenabflüsse für die Änderungen der Oberflächenrauigkeit und des Anfangswassergehaltes am 23.03.1999 kleiner als am 10.05.1999.

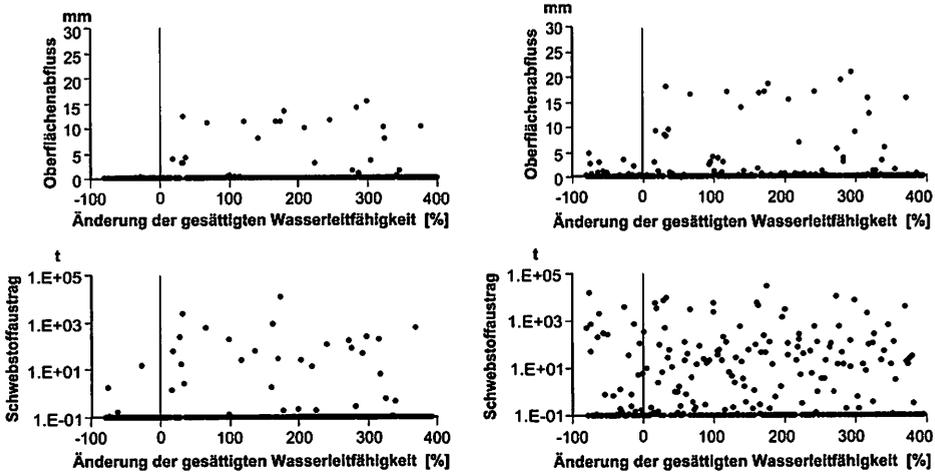


Abb. 6.13 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern ohne klar erkennbaren Trend am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts)

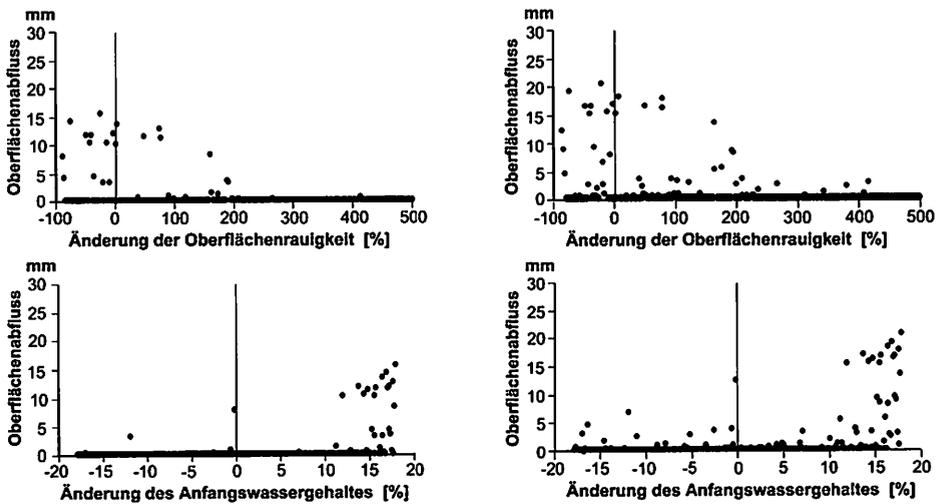


Abb. 6.14 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Oberflächenabfluss im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern mit klar erkennbaren Trend am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts)

Auf den Schwebstoffaustrag bezogen besitzen neben dem Anfangswassergehalt und der Oberflächenrauigkeit noch der Rauigkeitsbeiwert und die Korngröße einen klar erkennbaren Einfluss (Abb. 6.15).

Nimmt die Oberflächenrauigkeit und der Rauigkeitsbeiwert zu, geht der Schwebstoffaustrag zurück, da die Abflussgeschwindigkeit gebremst wird und infolge dessen die Transportkapazität sinkt. Bei geringeren Anfangswassergehalten steigen die Infiltrationsverluste, weshalb mit der Abflussbildung auch die Transportkapazität zu-

rückgeht. Mit zunehmender Korngröße steigt der Transportwiderstand, weshalb der Schwebstoffaustrag ebenfalls abnimmt. Die Auswirkungen der Variabilität verschiedener Parameter auf die Modellergebnisse sind mit den üblichen lokalen Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.10) nur schwer erkennbar. Weitere Erkenntnisse zu dem Einfluss einzelner Parameter ermöglicht die Analyse der Variationskoeffizienten der Modellergebnisse. Hierzu werden je Parameter 600 Simulationsläufe durchgeführt und die mit dem Latin Hypercube Verfahren bestimmten Parameter genutzt. Bei 300 Läufen werden alle Parameter variiert und ein einzelner wird auf seinem Ausgangswert festgehalten. Bei den anderen 300 Läufen wird nur der betrachtete Parameter variiert und bei allen anderen der Ausgangswert beibehalten. Die Ergebnisse werden mit den Simulationen verglichen, bei denen alle Parameter variabel sind. Aus dieser Analyse kann auf den Beitrag eines einzelnen Parameters auf die gesamte Varianz der Modellergebnisse geschlossen werden, sodass eine abschwächende oder sich verstärkende Beeinflussung einzelner Parameterkombinationen erkannt werden kann (Abb. 6.16).

Manche Parameter wie der Blattflächenindex beeinflussen die Gesamtvariabilität kaum und haben selbst nur einen geringen erklärten Anteil. Solche Parameter beeinflussen demnach andere Parameter oder die Modellergebnisse wenig, weshalb sich

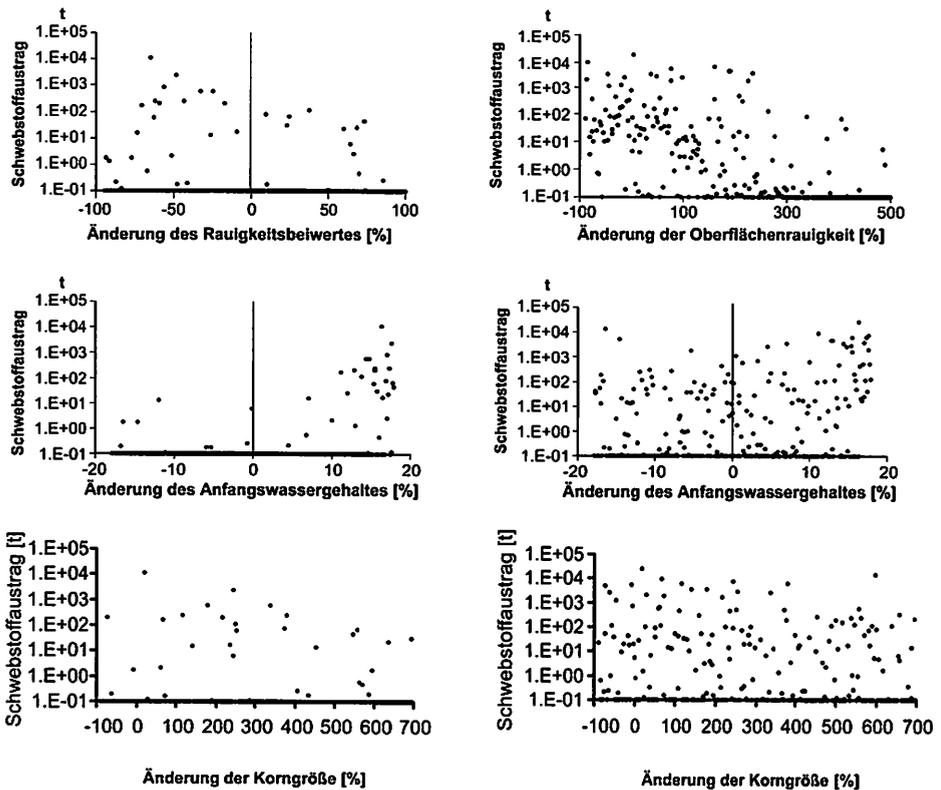


Abb. 6.15 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse bezogen auf den Schwebstoffaustrag im Wahnbach-Einzugsgebiet bei Parametern mit klar erkennbarem Trend am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts)

bei den lokalen Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.10) eine geringe Sensitivität und bei den globalen (Abb. 6.13) keinerlei Trend zeigt. Manche Parameter sind durch einen hohen Variationskoeffizienten charakterisiert, wenn sie allein variiert werden. Solche Parameter können einen hohen Einfluss auf die Modellergebnisse nehmen, wenn

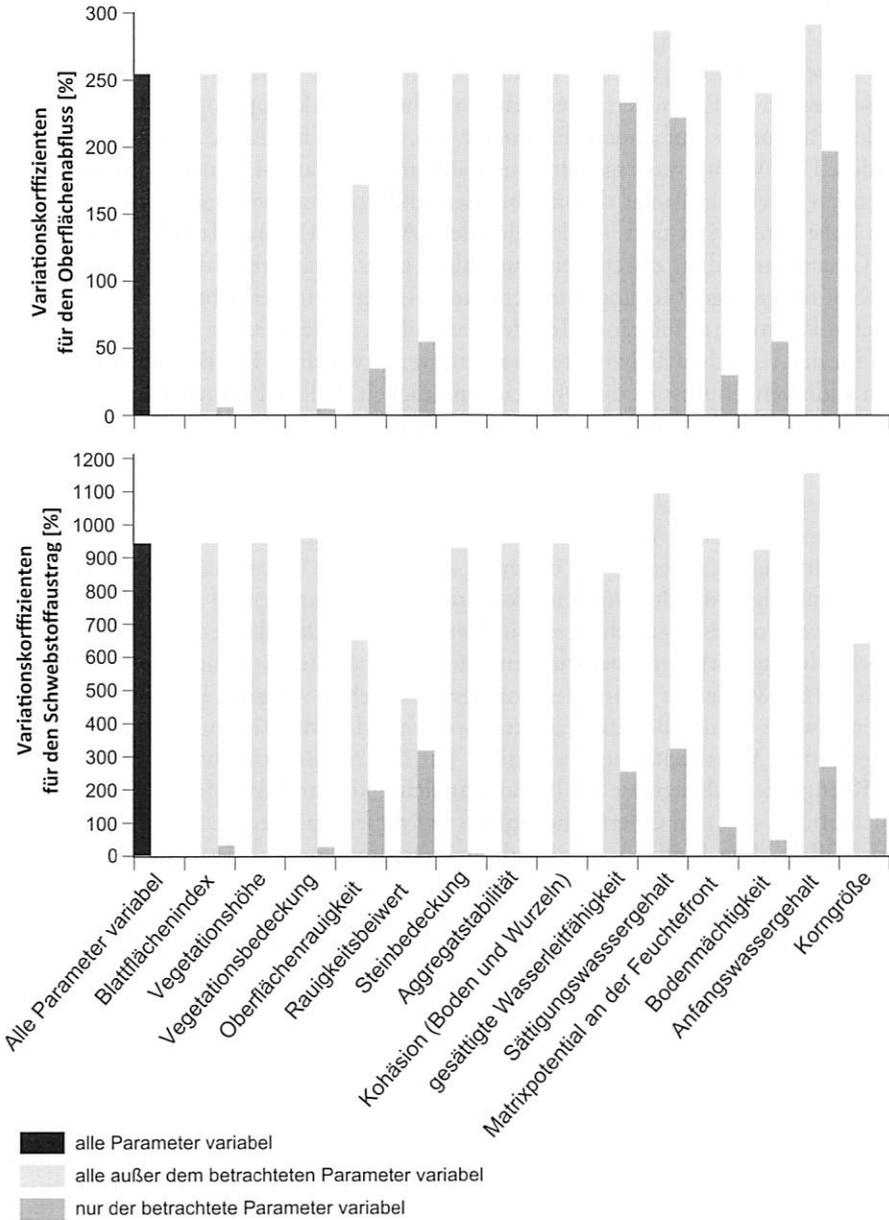


Abb. 6.16 Variationskoeffizienten für den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffausttrag aufgrund der Parametervariabilität für das Ereignis am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

zugleich die Gesamtvariabilität durch die Variation des betreffenden Parameters beeinflusst wird. Ändert sich die Gesamtvariabilität durch den Ausschluss des betreffenden Parameters kaum, obwohl der Parameter selbst einen hohen erklärten Anteil besitzt, deutet dies auf hohe Rückkopplungseffekte durch andere Parameter hin. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist ein solcher Parameter. Die hohe Beeinflussung durch andere Parameter erklärt, warum bei den globalen Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.13) keinerlei Trend herausgelesen werden konnte, obwohl bei den lokalen (Abb. 6.10) eine hohe Sensitivität gemessen wurde. Erhöht sich die Gesamtvariabilität durch den Ausschluss eines Parameters, weist dies auf hohe Rückkopplungseffekte des betreffenden Parameters auf andere Parameter hin, deren Einflüsse dadurch kompensiert werden. Der Anfangswassergehalt besitzt auf andere Parameter einen solchen kompensierenden Effekt und zeigt deshalb bei den lokalen Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.10) eine hohe Sensitivität und bei den globalen (Abb. 6.14) einen Trend. Verringert sich die Gesamtvariabilität durch den Ausschluss eines Parameters hingegen, ist dies ein Zeichen für geringe Rückkopplungseffekte zwischen dem betrachteten Parameter und anderen Parametern. Für einen Teil der Variabilität ist der betreffende Parameter selbst und für den restlichen Teil andere Parameter verantwortlich. Ein Beispiel für einen solchen additiven Einfluss ist die Oberflächenrauigkeit. Solche Parameter sind bei lokalen Sensitivitätsanalysen (Abb. 6.10) zumeist sensitiv und zeigen vor allem bei globalen (Abb. 6.14) einen klaren Trend.

Auf den Oberflächenabfluss wirken vor allem die Bodenparameter sensitiv. Allen voran besitzen der Anfangs- und Sättigungswassergehalt sowie die gesättigte Wasserleitfähigkeit einen hohen erklärten Anteil an der Gesamtvariabilität. Daran anschließend folgen die Bodenmächtigkeit und das Matrixpotential an der Feuchtefront. Der Schwebstoffaustrag zeichnet sich im Vergleich zum Oberflächenabfluss häufig durch einen höheren Variationskoeffizienten infolge der größeren Parametervariabilität aus (Abb. 6.16). Wiederum besitzt der Anfangswassergehalt von allen Parametern die größte Sensitivität. Bei den Bodenparametern wirken zudem der Sättigungswassergehalt und die gesättigte Wasserleitfähigkeit sensitiv. Für den Schwebstoffaustrag ist der Einfluss der Korngröße bedeutender als die Bodenmächtigkeit und das Matrixpotential an der Feuchtefront. Auf den Oberflächenabfluss hat dieser Parameter erwartungsgemäß keinerlei Effekt. Die Einflüsse der Landnutzungsparameter auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag sind sich einander recht ähnlich. Die Oberflächenrauigkeit und der Rauigkeitsbeiwert sind sensitiver als der Blattflächenindex und die Vegetationsbedeckung. Keinen sichtbaren Einfluss auf die Modellergebnisse nehmen anscheinend die Parameter Vegetationshöhe, Steinbedeckung, Aggregatstabilität und die Kohäsion. Das Niederschlagsereignis ist wohl nicht intensiv genug und die Schwankungsbereiche der Vegetationsparameter aufgrund der geringen Basiswerte zu gering, um die Modellergebnisse sichtbar zu beeinflussen.

Wie eingangs erwähnt, soll durch die Kalibrierung die Ergebnisgenauigkeit von Modellen verbessert werden. Dafür müssen optimale Parameterwerte identifiziert werden, mit denen eine möglichst hohe Modellgüte erzielt wird. Die Kombination von Parameterwerten und Modellgüte ermöglicht Aussagen über optimale Parameterbereiche. Bei globalen Sensitivitätsanalysen wird jedoch deutlich, dass längst nicht alle Parameter ein solches Optimum besitzen (Abb. 6.17).

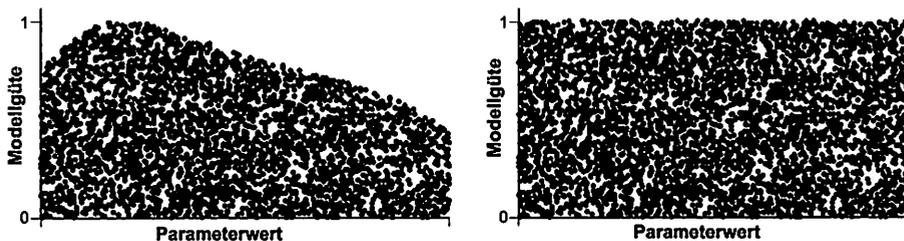


Abb. 6.17 Streudiagramm für einen Parameter mit (links) und ohne (rechts) identifizierbares Optimum für die Modellgüte, modifiziert nach WAGNER et al. (2004)

Eine Kalibrierung von Parametern ohne identifizierbares Optimum ist aufgrund der vielen bestehenden Mehrfachlösungen nicht sinnvoll. Dieses Problem wird von BEVEN (2001) als „Equifinality“ beschrieben. Mit dem Verfahren nach Hornberger-Spear-Young (HSY) kann herausgefunden werden, ob Parameter im globalen Fall ein Optimum besitzen (BEVEN, 2001; WAGNER et al., 2004). Das Verfahren stellt minimale Anforderungen an die Parameterverteilung, da es auf der kumulierten Häufigkeitsverteilung der Modellgüte beruht. Für das HSY-Verfahren werden zunächst Parameterkonstellationen unterschieden, mit denen eine hohe bzw. niedrige Modellgüte erzielt wird. Dann werden die kumulierten Häufigkeitsverteilungen der beiden so gebildeten Gruppen miteinander verglichen (Abb. 6.18).

Ein signifikanter Unterschied beider Gruppen weist auf einen sensitiven Parameter hin, der mit der Modellgüte korreliert ist und demzufolge ein Optimum besitzt. Ähneln sich die Häufigkeitsverteilungen beider Gruppen jedoch, so kann auf einen Parameter geschlossen werden, der kein Optimum besitzt, da er entweder insensitive ist oder stark von anderen Parametern beeinflusst wird.

Für das Wahnbacheinzugsgebiet wurden das Bestimmtheitsmaß (r^2), (Gleichung 22) und der Coefficient of Model Efficiency (CME), (Gleichung 23) genutzt, um die simulierten Oberflächenabflüsse mit LISEM mit denen von WaSiM-ETH zu vergleichen. Für den Vergleich wurden die mit dem Latin Hypercube Verfahren bestimmten 300

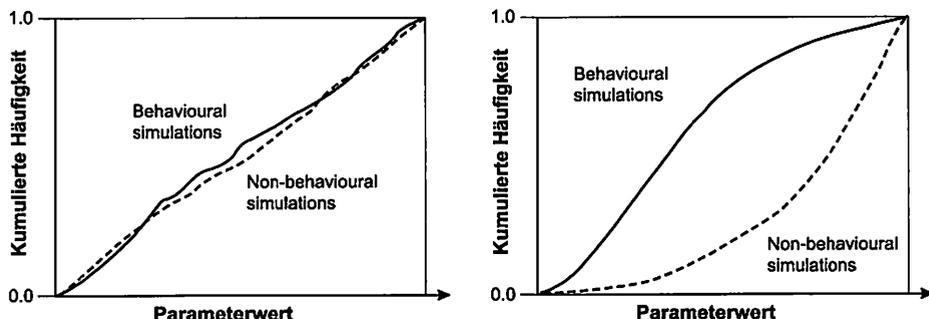


Abb. 6.18 Kumulative Häufigkeitsverteilungen von Parameterkonstellationen mit hoher (behavioural simulations) und niedriger (non-behavioural simulations) Modellgüte für einen Parameter mit (links) und ohne (rechts) identifizierbares Optimum, aus BEVEN (2001)

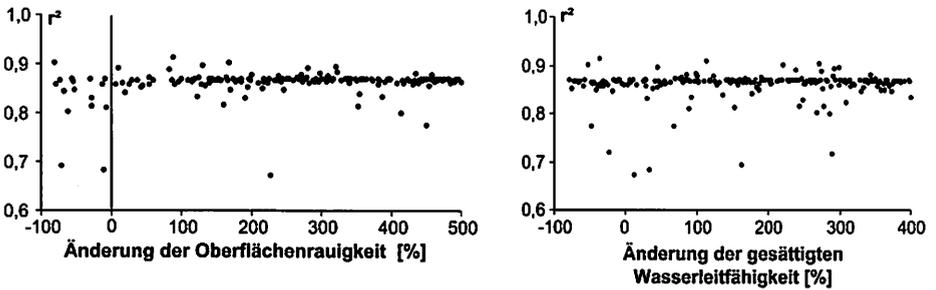


Abb. 6.19 Modellgüte des Oberflächenabflusses für Parameter mit (links) und ohne (rechts) klar erkennbaren Trend bei der globalen Sensitivität auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

Parameterkonstellationen analysiert. Wie die Ergebnisse zeigen, konnte für keinen Parameter ein Optimum identifiziert werden. Dies gilt sowohl für Parameter mit als auch ohne klar erkennbaren Trend bei den Sensitivitätsanalysen. Die Demonstration erfolgt beispielhaft für die Oberflächenrauigkeit und der gesättigten Wasserleitfähigkeit anhand des Bestimmtheitsmaßes (r^2), (Abb. 6.19).

Demzufolge zeigen auch die kumulierten Häufigkeitsverteilungen zwischen den Parameterkonstellationen mit hohen bzw. niedrigen Gütemaßen für alle Parameter keine signifikanten Unterschiede. Für die Analysen wurden aus den 300 Parameterkonstellationen zwei Gruppen, eine mit hoher (201 Konstellationen mit $r^2 > 0,6$ und Model Efficiency $> 0,5$) und eine mit niedriger Modellgüte (99 Konstellationen mit $r^2 < 0,6$ und Model Efficiency $< 0,5$) gebildet. Zur Veranschaulichung wurde wiederum das Bestimmtheitsmaß (r^2) für die Oberflächenrauigkeit und der gesättigten Wasserleitfähigkeit stellvertretend für alle Parameter ausgewählt (Abb. 6.20).

Im Gebiet sind räumlich über 200 Kombinationen aus 28 Boden- und 11 Landnutzungseinheiten vorhanden. Die daraus resultierende große räumliche

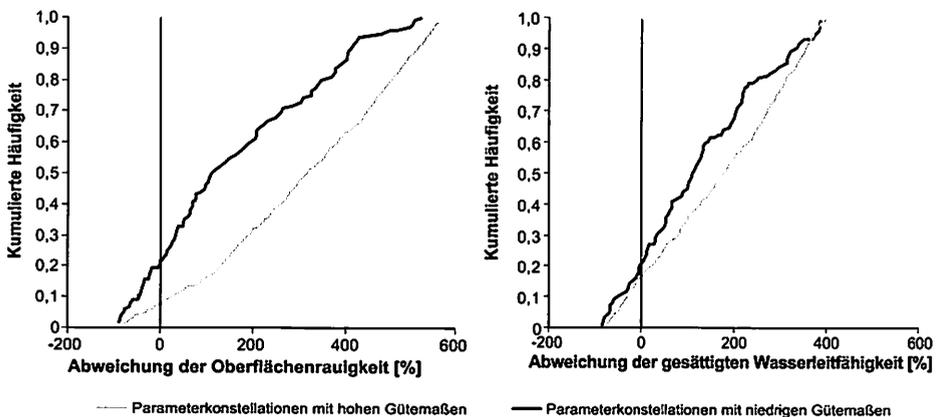


Abb. 6.20 Kumulierte Häufigkeitsverteilungen von Parameterkonstellationen mit hoher und niedriger Modellgüte (r^2) für Parameter mit (links) und ohne (rechts) klar erkennbaren Trend bei der globalen Sensitivität auf den Oberflächenabfluss und den Schwebstoffaustrag am 10.05.1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

Variabilität wird für die hohe Anzahl von Mehrfachlösungen (Equifinality-Problem, BEVEN (2001)) verantwortlich sein, die für alle Parameter charakteristisch sind. LISEM kann demnach auf der Skala des Wahnbach-Einzugsgebietes nicht kalibriert werden. Die Sensitivitätsanalysen stützen somit zumindest für das Wahnbach-Einzugsgebiet den eingangs getroffenen Entschluss, LISEM unkalibriert anzuwenden und Ungenauigkeiten bei der Wiedergabe von Messwerten in Kauf zu nehmen. In wie weit diese Schlussfolgerung auch auf der Ebene der Teileinzugsgebiete zulässig ist, muss durch Sensitivitätsanalysen für das Steinersiefen und Berrensiefen-Teileinzugsgebiet geklärt werden. Von diesem Aufwand wurde jedoch im Rahmen dieser Arbeit abgesehen, da der räumliche Fokus der Arbeit auf dem Gesamteinzugsgebiet des Wahnbachs liegt.

6.3.3 Simulation der räumlichen Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation

Wahnbach-Einzugsgebiet

Um bodenerosions- und sedimentationsgefährdete Bereiche im Wahnbach-Einzugsgebiet zu identifizieren, wurden die Simulationsergebnisse der Einzelereignisse kumuliert und somit als Summe für die Jahre 1999 und 2000 dargestellt (Abb. 6.21, s. Beilage I). Bei der Kartenerstellung wurden nur 64 von insgesamt 68 Ereignissen berücksichtigt, da aufgrund der zuvor dargestellten Probleme (Kapitel 6.3.1) bei der Regionalisierung von vier Niederschlagsereignissen hohe Unsicherheiten vorhanden sind. Es zeigt sich, dass für einen Großteil des Gebietes (über 80 %) weniger als 0,1 t/ha Bodenerosion oder Sedimentation berechnet werden. Dies ist auf den hohen Anteil von Grünland zurückzuführen, das durch die ganzjährig hohe Vegetationsbedeckung wirkungsvoll vor Bodenerosion schützt. Gefahrenbereiche treten häufig in Form von lokalen Hotspots vereinzelt und kleinräumig auf. LISEM berechnet für acht Prozent der Gebietsfläche eine Gefahr durch Bodenerosion und zehn Prozent werden als sedimentationsgefährdet ausgewiesen. Für die simulierte Sedimentdynamik sind also relativ kleinräumige Bereiche im Gebiet verantwortlich. Für manche dieser Hotspots werden als Folge der 64 Ereignisse Bodenerosionsraten von mehr als zehn Tonnen pro Hektar berechnet. Damit übersteigt die gebietsinterne Bodenerosion den simulierten Schwebstoffaustrag um ein Vielfaches. Auch BORK et al. (1998) stellen bei der Bilanzierung der historischen Bodenerosion für ein 280 km² großes Gebiet im Untereichsfeld und im südlichen Harzvorland einen geringen Sedimentaustrag im Vergleich zur Bodenerosion fest. Von dem erodierten Boden wurde etwa sieben Achtel an den konkaven Unterhängen und in den Talauen sedimentiert und nur etwa ein Achtel wurde aus dem Gebiet ausgetragen (BORK et al., 1998). Die gekappten Böden auf den Hängen und die mächtigen Kolluvien an den Unterhängen und in den Auen im Wahnbach-Einzugsgebiet belegen, dass auch hier relativ viel Sediment im Gebiet umgelagert wurde. Durch Bodenerosion gefährdete Bereiche sind im Modell häufig mit hohen Hangneigungen vergesellschaftet. Für die nördlichen Gebietssteile werden von WaSiM-ETH höhere Anfangswassergehalte berechnet, was in LISEM in diesen Bereichen vermehrt zu Oberflächenabfluss und Bodenerosion führt. Die höchste Bodenerosionsgefahr wird auf Ackerflächen berechnet, da diese zeitweilig durch eine geringe Vegetationsbedeckung gekennzeichnet sind. Unter Grünland und Forst wird nur Bodenerosion simuliert, wenn diese durch hohe Hangneigungen, geringmäch-

tige und skelettreiche Böden oder hohe Anfangswassergehalte gekennzeichnet sind. Sedimentationsbereiche sind in Richtung des Abflusspfades Gebieten mit Bodenerosion nachgeschaltet und zumeist an einem Wechsel des Bodens oder der Landnutzung gebunden (Abb. 6.21, s. Beilage I).

Die Sedimentation wird auch durch das Relief gesteuert und findet an gering geneigten oder flachen Bereichen bevorzugt statt, wenn mit der Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses die Transportkapazität sinkt. Dieses Ergebnis erscheint plausibel, da sich an den gering geneigten Hangfüßen und flachen Auenbereichen häufig mehrere Meter mächtige Kolluvien gebildet haben. Deshalb stimmt die simulierte räumliche Verteilung von Sedimentation gut mit der Lage von Flüssen überein, die in den Auen liegen (Abb. 6.21, s. o.). Mit erneuter fluvialer Erosion des in den Auen sedimentierten Materials kann die Gefahr des Stoffeintrages in die Oberflächengewässer und damit die Gefahr der Trinkwasserverunreinigung verbunden sein. Aufgrund der Aggregation von Relief- und Landnutzungseigenschaften auf die räumliche Modellauflösung (50 m Raster) gehen kleine Ackerschläge und die hohen Hangneigungen schmaler Siefen jedoch verloren. Deshalb wird für das Teileinzugsgebiete Steinersiefen bei dieser Auflösung kaum Bodenerosion berechnet (Abb. 6.21, s. o.).

Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Für die Bodenerosionsmodellierungen in den beiden Teileinzugsgebieten wird ein fünf Meter Raster verwendet, wodurch eine differenziertere Berücksichtigung von Relief- und Landnutzungseigenschaften als auf der Raumskala des Gesamteinzugsgebietes ermöglicht wird. Im Gegensatz zu dem Modell des Gesamteinzugsgebietes können durch die höhere räumliche Auflösung nun auch schmale Siefenstrukturen und kleinräumige Ackerschläge berücksichtigt werden.

Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet werden infolge des Niederschlagsereignisses am 07.03.2000 höhere Bodenerosions- und Sedimentationsbeträge als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet berechnet (Abb. 6.22, s. Beilage I). Für die hohe Bodenerosion im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet ist vor allem die ackerbauliche Nutzung verantwortlich. Sedimentationsbereiche sind deutlich an einen Landnutzungswechsel von Acker zu Grünland gebunden (vgl. mit Abb. 4.17, unten). Der Erosionsschwerpunkt wird für geneigte ackerbaulich genutzte Bereiche oberhalb des Siefens berechnet, die zeitweilig brach liegen und durch die konkave Horizontalwölbung den Abfluss konzentrieren. Im Gelände ist die erosive Wirkung des konzentrierten Abflusses am Siefenkopf durch aktuelle Bodenerosionsprozesse deutlich sichtbar (Abb. 6.23). Für die stark geneigten Hänge mit Forst wird keine Bodenerosion berechnet, was die Verbreitung der Parabraunerden im Gelände bestätigen. Sedimentationsbereiche sind vor allem auf Weiden und in den Tiefenlinien zu finden. Auf den Weiden verringert eine hohe Oberflächenrauigkeit und in den Tiefenlinien eine geringe Hangneigung die Transportkapazität des Oberflächenabflusses, weshalb für diese Bereiche Sedimentation simuliert wird. In den Tiefenlinien haben sich im Gelände deshalb oftmals Kolluvien entwickelt. Unter den Weiden auf den Hängen finden sich häufig gekappte Braunerden und fossile Ap-Horizonte, die auf eine frühere Ackernutzung schließen lassen (DEPPE, 2007). Die aktuelle Weidenutzung wurde vom Wahnbachtalsperrenverband forciert, um weitere Bodenerosion zu verhindern (KRÄMER, 2001).



Abb. 6.23 Aktuelle Bodenerosion an den Siefenköpfen im Berrensiefen- (Juli 2009, links) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (September 2007, rechts)

Im Gegensatz zum Steinersiefen berechnet LISEM für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet kaum eine Gefährdung durch Bodenerosion oder Sedimentation, da es zum Zeitpunkt des Ereignisses fast ausschließlich grünlandwirtschaftlich genutzt wurde. Lediglich auf dem Sporn werden unter Grünland geringe Bodenerosionsbeträge berechnet, weil die konvexe Horizontalwölbung als Stoffverteiler wirkt. Die höchsten Bodenerosionsraten werden auch hier an den Siefenköpfen berechnet, wo die stärksten Hangneigungen im Gebiet auftreten. Im Gelände sind Erosionsprozesse in diesen Bereichen aktuell deutlich sichtbar (Abb. 6.23).

Wöchentlich gemessene Schwebstoffkonzentrationen und Geschiebefrachten von BOGENA (2001) belegen die von LISEM berechnete höheren Sedimentdynamik für das Steinersiefen im Vergleich zum Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (Abb. 6.24).

Für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet werden im Mittel signifikant höhere Schwebstoffkonzentration und Geschiebefrachten gemessen. Zudem ist auch die Variabilität der Messungen im Steinersiefen größer als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet. Für den Zeitraum von September 1998 bis Dezember 2000 werden von BOGENA (2001) etwa 25 t Sedimentausttrag im Steinersiefen und ca. fünf Tonnen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet gemessen. BOGENA (2001) berechnet mit OPUS für den Zeitraum der Messungen etwa 13 t Bodenerosion im Steinersiefen und vier Tonnen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet. Für die höheren gemessenen und simulierten Sedimentaustträge ist sicher die ackerbauliche Nutzung im Gebiet verantwortlich, wodurch der Boden zeitweise gering vegetationsbedeckt und dadurch anfällig für Bodenerosion ist. Für den Zeitraum 1999 und 2000 wurden von VON DER HOCHT (2008) alle erosiven Ereignisse in beiden Teileinzugsgebieten mit LISEM modelliert. Die Ergebnisse sind denen von BOGENA (2001) recht ähnlich. Für beide Jahre werden ebenfalls höhere Schwebstoffausträge im Steinersiefen als im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet simuliert. Der Schwebstoffaustrag im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet wird im Jahr 1999 mit ca. vier Tonnen und 2000 mit etwa sechs Tonnen bilanziert. Im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet beträgt der modellierte Schwebstoffaustrag im Jahr 1999 ca. 14 t und 2000 etwa 24 t. Die Ergebnisse von BOGENA (2001) und VON DER HOCHT (2008) stützen somit die in diesem Kapitel getroffenen Aussagen und die weitere Anwendung von LISEM für die Analyse der Einflüsse von Landnutzungseigenschaften auf den Oberflächenabfluss, die Bodenerosion und Sedimentation.

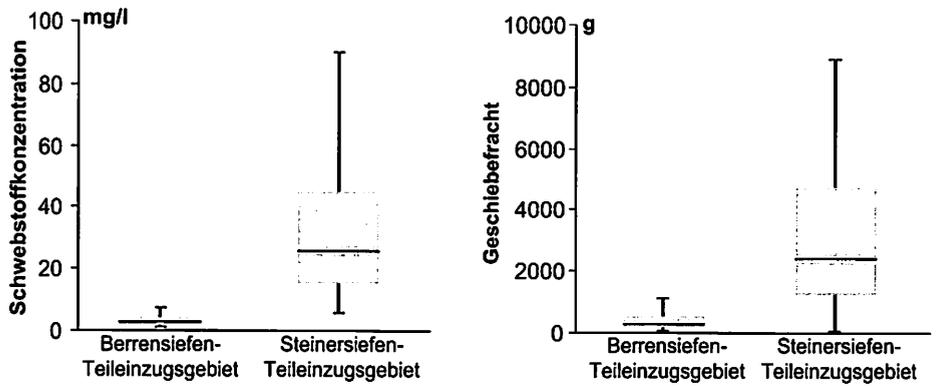


Abb. 6.24 Wöchentlich gemessene Schwebstoffkonzentrationen (links) und Geschiebefrachten (rechts) während des Untersuchungszeitraumes 1999 und 2000 im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teilzugsgebiet (99 % Signifikanzniveau, t-Test)

7 Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden bei der Modellierung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation

Bereits LØRUP und STYCZEN (1996) weisen bei der Anwendung prozessbasierter Bodenerosionsmodelle auf die Notwendigkeit hin, Landnutzungseigenschaften stärker zu berücksichtigen. Sie fokussieren dabei besonders auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_{sat}), da diese eine Schlüsselrolle bei der Parametrisierung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone einnimmt (TIETJE und HENNINGS, 1996) und maßgeblich die Abflussbildung und damit die Bodenerosion und Sedimentation beeinflusst. Bisherige Untersuchungen zur Abflussbildung beziehen sich zumeist auf Hauptnutzungsarten (Acker, Grünland, Forst, Siedlung). So zeigen Untersuchungen auf Ackerland, dass mechanische Belastungen durch den Einsatz von Schleppern zu Verdichtungen des Oberbodens führen und solche Flächen verstärkt zur Abflussbildung neigen (BURT und SLATTERY, 2005). Auf Weiden führen Trittbelastungen durch das weidende Vieh zu Verdichtungen des Oberbodens (GREENWOOD und MCKENZIE, 2001). Im Vergleich zu Acker werden auf Dauergrünland günstigere Versickerungseigenschaften aufgrund der höheren biologischen Aktivität auf Dauergrünland gemessen (KOOISTRA und BOERSMA, 1994).

Da differenzierte Analysen innerhalb dieser Hauptnutzungsarten bislang kaum erfolgten, sind auch Fragen über die Einflüsse verschiedener Grünlandnutzungsformen (Schnittweide, Weide) auf die Bodenerosion und die Sedimentation bislang unbeantwortet geblieben. Aussagen hierzu sind für das Einzugsgebiet des Wahnbachs relevant, da die Grünlandwirtschaft die wesentliche Nutzungsform im Gebiet darstellt. Es stellt sich die Frage, ob es Unterschiede in der Abflussbildung auf Schnittweiden und Weiden gibt und wodurch diese verursacht werden. Um darauf Antworten zu finden, wurden Messungen zur Versickerungsleistung von Schnittweiden und Weiden im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet durchgeführt (HÖLZEL und DIEKKRÜGER, 2010). Die Frage, in wie weit der Oberflächenabfluss, die Bodenerosion und die Sedimentation dadurch beeinflusst werden, soll mit der Implementierung der gemessenen Unterschiede in die beiden Modelle WaSiM-ETH und LISEM beantwortet werden.

Da die räumliche Verteilung von Schnittweiden und Weiden für das Gesamteinzugsgebiet räumlich differenziert vorliegt, ist die Übertragung auf das Wahnbach-Einzugsgebiet möglich. Die Modellierungen können dann sowohl für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet als auch auf der Raumskala des Wahnbach-Einzugsgebietes erfolgen.

7.1 Erweiterung der Datengrundlage

Die operationell verfügbare Datengrundlage war zunächst unzureichend, um die Versickerungseigenschaften von Grünland differenziert modellieren zu können. Deshalb wurde die Versickerungsleistung auf zwei unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandstandorten im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet gemessen, das wie das Gesamteinzugsgebiet hauptsächlich grünlandwirtschaftlich genutzt wird (Abb. 7.1).



Abb. 7.1 Teilansicht des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes nach Westen in Richtung der Pegelmessstation (Mai 2007)

Konzeption der Untersuchungen im Feld und im Labor

Für die Untersuchungen wurden zwei unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandstandorte (Schnittweide, Weide) von je 100 m² ausgewählt, die sich in direkter Nachbarschaft zueinander befinden (Abb. 7.2).

Durch die direkte Nachbarschaft beider Untersuchungsflächen kann von einer hohen Vergleichbarkeit von Relief- und Bodeneigenschaften ausgegangen werden. Von der Vegetationsartenzusammensetzung handelt es sich bei beiden Untersuchungsobjekten um eine Glatthaferwiese (Arrhenatherion). Das Hauptunterscheidungsmerkmal liegt somit auf der Art der Bewirtschaftung, die als repräsentativ für grünlandgenutzte Standorte im gesamten Untersuchungsgebiet angesehen werden kann.

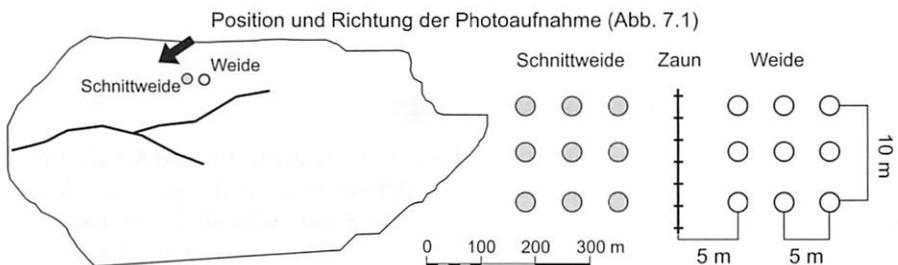


Abb. 7.2 Lage der Untersuchungsflächen und Messanordnung der Probestpunkte im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Auf beiden Untersuchungsflächen wurde die gesättigte Wasserleitfähigkeit gemessen und Bodenproben entnommen. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde in situ mit Doppelringinfiltrometern bestimmt, die direkte Messungen an der Bodenoberfläche unter Berücksichtigung der Wurzelzone erlauben. Die Bodenentnahme im Feld erfolgte direkt unterhalb der Wurzelzone in zehn bis 15 cm Tiefe mit Stechzylindern (100 cm³). Bei den Bodenproben wurde die Korngrößenverteilung über die Sedimentationsanalyse nach Köhn sowie die Lagerungsdichte und die Bodenfeuchte gravimetrisch durch Trocknung bei 105 °C im Labor bestimmt. Alle Beprobungen erfolgten mit jeweils drei Wiederholungen, um die statistische Sicherheit der Messungen zu erhöhen. Zusätzlich zu den Messungen wurde die Bewirtschaftungsweise auf beiden Untersuchungsflächen im Gebiet beobachtet und erfragt.

Um das Verhältnis der gemessenen Unterschiede zeitlich zu überprüfen, wurden die Messungen im März und im Juli 2007 durchgeführt. Für die Bewertung der räumlichen Übertragbarkeit wurde zusätzlich die Lagerungsdichte auf Schnittweiden und Weiden im Berrensiefen- und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet entlang von Transekten gemessen (Abb. 7.3).

Um die Vergleichbarkeit von Relief- und Bodeneigenschaften zu gewährleisten, wurden die Transekte ebenfalls in direkter Nachbarschaft zueinander angelegt. Die Lagerungsdichte fungiert als Schlüsselparameter für den Nachweis von k_{sat} -Unterschieden, da zwischen beiden Parametern ein Zusammenhang vermutet werden kann. Die Lagerungsdichte als ein einfach und schnell zu messender Parameter erleichtert dabei wesentlich die Feldarbeit.

Charakterisierung der Bewirtschaftung auf den Untersuchungsflächen

Die Weide wird nicht geschnitten und lediglich zur Düngung und Pflege mit einem Schlepper der Größenklasse bis 2200 kg Leergewicht befahren. Die Nutzung erfolgt von Anfang April bis Ende November als Portionsweide. Bis zum Hochsommer findet die Beweidung alle drei Wochen statt und dauert etwa eine Woche. Der Flächenbesatz

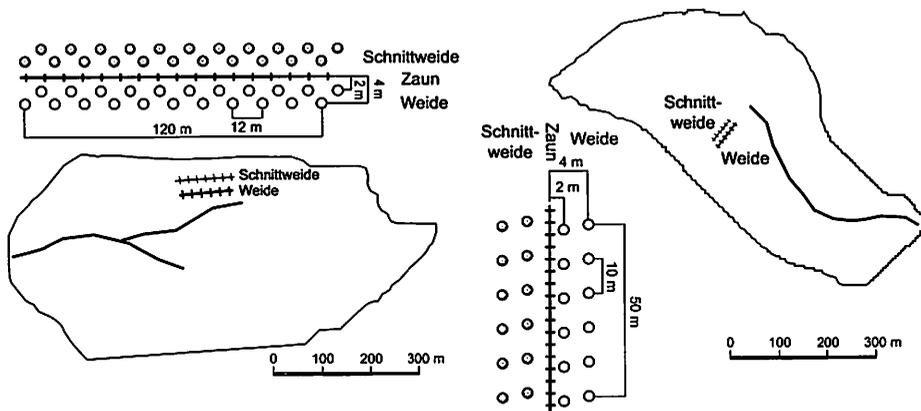


Abb. 7.3 Lage der Transekte und Messanordnung der Probepunkte im Berrensiefen- (links) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (rechts)

beträgt 24–26 Großvieheinheiten (Milchkühe). Ab Mitte August verlängert sich die Ruhepause aufgrund des langsameren Aufwuchses auf vier bis fünf Wochen.

Die Schnittweide wird dreimal im Jahr geschnitten und im Frühjahr mit einer Glattwalze bearbeitet. Das Walzen mit etwa 750 kp/m Arbeitsbreite soll den Kontakt der Grasnarbe zum Bodenwasser nach dem winterlichen Auffrieren herstellen und so zu einem verbesserten Aufwachsen führen. Zum Mähen und Walzen wird ein Schlepper der Größenklasse bis 4000 kg Leergewicht eingesetzt. Zu dem Leergewicht des Schleppers treten Zusatzlasten, beispielsweise mit Mähgut oder Gülle beladene Anhänger hinzu.

Messungen der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Lagerungsdichte

Die Messungen von k_{sat} -Werte und der Lagerungsdichte zeigen im März und im Juli zwischen Schnittweide und Weide signifikante Unterschiede (Abb. 7.4).

Auf der Schnittweide wurden im Mittel höhere Lagerungsdichten und niedrigere k_{sat} -Werte als auf der Weide gemessen. Die mechanische Belastung durch das Befahren wird die Ursache für die höhere Verdichtung auf der Schnittweide sein, die den Effekt des weidenden Viehs übersteigt. Die Schnittweide wird häufiger und mit einem schwereren Schlepper als die Weide befahren. Zudem führt das Walzen im Frühjahr und das Aufbunkern der Ernte auf der Schnittweide zu hohen Druckauflasten und damit zur Verdichtung des Oberbodens. Untersuchungen in Bayern zeigen ebenfalls nach kontrollierten Bodenbefahrungen speziell im Oberboden eine Zunahme der Lagerungsdichte (DIEPOLDER et al., 2005). Die Messungen im März und Juli bestätigen den Erhalt der gemessenen Unterschiede im Jahresverlauf. Die Messwerte an den Punkten variieren zwar zwischen März und Juli, jedoch bleibt der Trend für beide Objekte erhalten. Für die geringeren Lagerungsdichten und die höheren k_{sat} -Werte im Juli wird der Vegetationsaufwuchs verantwortlich sein, da die Wurzeln den Boden auflockern. Vor allem der Einfluss von Makroporen führt dazu, dass die k_{sat} -Werte auf beiden Untersuchungsflächen sehr stark streuen. Daher existiert auch keine ableitbare lineare Beziehung zwischen der Lagerungsdichte und k_{sat} . In dem bivariaten Streudiagramm können Schnittweide und Weide jedoch eindeutig als zwei Gruppen (Cluster) identifiziert werden (Abb. 7.5).

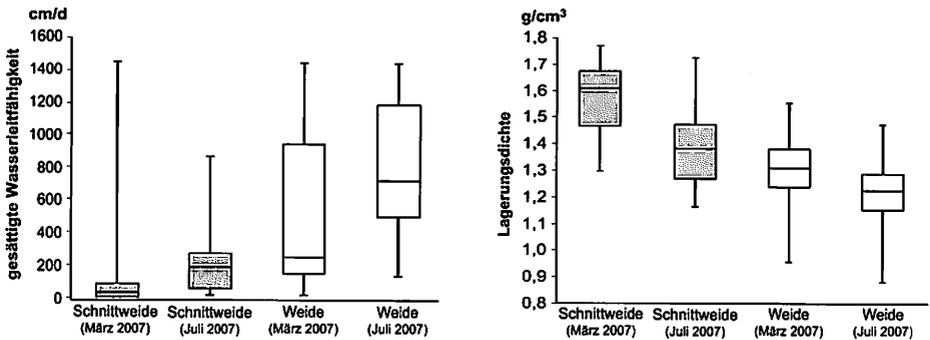


Abb. 7.4 Gesättigte Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (54 Messungen pro Objekt und Zeitpunkt, 99 % Signifikanzniveau, t-Test)

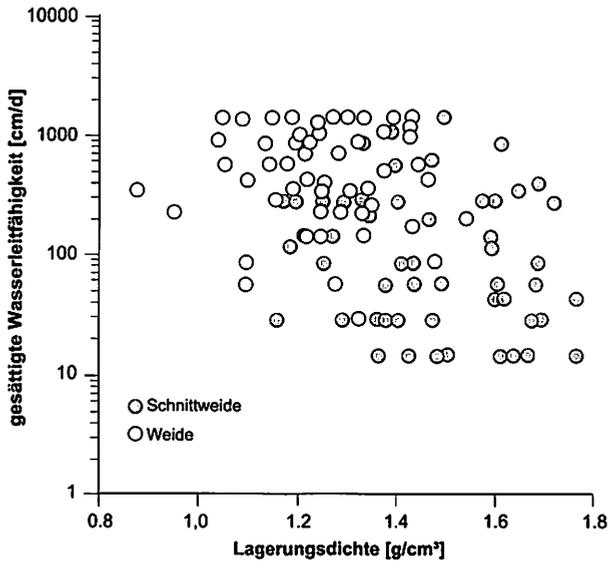


Abb. 7.5 Gruppierung von Schnittweide und Weide durch die gesättigte Wasserleitfähigkeit und die Lagerungsdichte im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (108 Messungen pro Objekt, 99 % Signifikanzniveau, t-Test)

Für jeden Messpunkt auf beiden Objekten wurden in Abhängigkeit der gemessenen Korngrößenverteilung und der Lagerungsdichte mit der PTF von RAWLS u. BRAKENSIEK (1985), (Anhang 13.1) die Retentionsfunktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) berechnet. Die errechneten Retentionsfunktionen zeigen ebenfalls diese objektspezifische Gruppierung (Abb. 7.6). Die Unterschiede zwischen März und Juli resultieren nur aus der Lagerungsdichte. Sie verringern sich mit zunehmender Wasserspannung, da mit ansteigenden Wasserspannungen der Einfluss des aus der Lagerungsdichte abgeleiteten Porenraumes abnimmt. Bei hohen Wasserspannungen wird der Wassergehalt von der Korngröße dominiert, die sich auf beiden Objekten wenig unterscheidet.

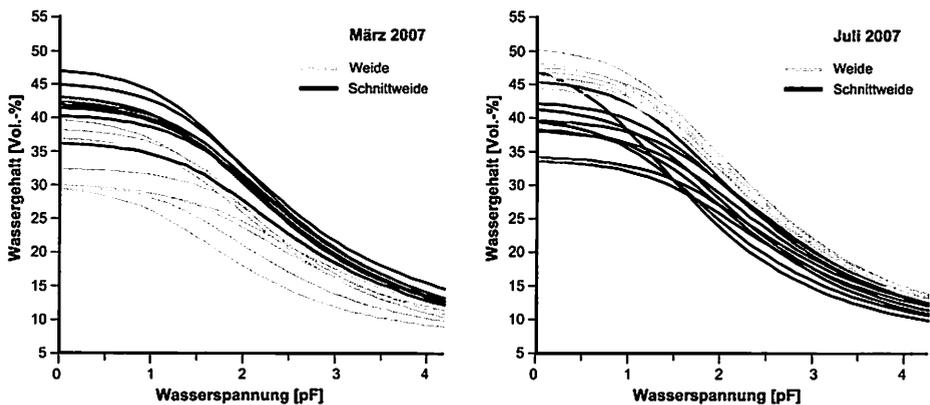


Abb. 7.6 Berechnete Retentionsfunktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) auf Basis der PTF nach RAWLS und BRAKENSIEK (1985) für beide Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (9 Messpunkte pro Objekt)

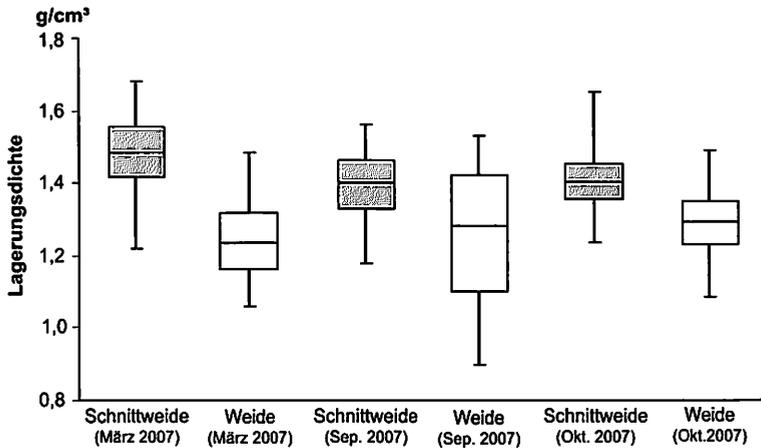


Abb. 7.7 Lagerungsdichten entlang der Transekte im Berrensiefen- (März, September) und Steinarsiefen-Teileinzugsgebiet (Oktober), (30 Messungen pro Objekt und Zeitpunkt, 99 % Signifikanzniveau, t-Test)

Um die gemessenen k_{sat} -Unterschiede bei der Modellierung nutzen zu können, muss das Verhältnis der gemessenen Unterschiede im Gesamteinzugsgebiet räumlich überprüft werden. Der nachgewiesene Zusammenhang zwischen der Nutzung sowie der Lagerungsdichte (Abb. 7.4) gestattet die Verwendung der Lagerungsdichte als Schlüsselparameter zum Nachweis von k_{sat} Unterschieden. Entlang der Transekte im Berrensiefen und im Steinarsiefen-Teileinzugsgebiet werden auf den Schnittweiden systematisch ebenfalls signifikant höhere Lagerungsdichten als auf den Weiden gemessen (Abb. 7.7).

Die Messungen auf den Transekten bestätigen demnach die gemessenen Unterschiede auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet. Durch den Zusammenhang zwischen Nutzung und Lagerungsdichte können die gemessenen k_{sat} -Unterschiede zwischen Weiden und Schnittweiden auf das Gesamteinzugsgebiet des Wahnbachs übertragen werden.

7.2 Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden mit WaSiM-ETH und LISEM

Da die Bodenkarten nicht zwischen Landnutzungsarten differenzieren, gelten die Angaben zur gesättigten Wasserleitfähigkeit für alle Landnutzungsarten gleichermaßen. Die Angaben berücksichtigen keine Makroporeneffekte und sind daher nur für die Bodenmatrix repräsentativ. Für die landnutzungsdifferenzierte Parametrisierung der gesättigten Wasserleitfähigkeit wurde die Bodenkarte deshalb über eine GIS-Analyse nach Landnutzungsarten differenziert. Dafür wurden aus der Landnutzungskarte die Nutzungsarten Schnittweide und Weide selektiert und mit der Bodenkarte verschnitten. Die Landnutzungskarte unterscheidet bei der Grünlandnutzung zwischen Schnittweiden und Weiden (Abb. 7.8, s. Beilage I).

Es ist zu beachten, dass die Unterteilung des Grünlandes in der Landnutzungskarte mit Ungenauigkeiten behaftet ist, da die Unterscheidung je nach Zustand schwie-

rig ist und ein hohes Maß an Fachkenntnis der Kartierer verlangt (SCHMIDT, 2007). Deshalb wurde die räumliche Verteilung von Schnittweide und Weide im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet durch eine Befragung der vor Ort tätigen Bewirtschafter abgesichert. Für das Gesamteinzugsgebiet des Wahnbachs konnte dieser Aufwand im Rahmen der Arbeit jedoch nicht geleistet werden.

Im Jahr 1999 wurden das Grünland im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet zu einem Flächenanteil von etwa 23 % als Schnittweide und 77 % als Weide genutzt. Im Wahnbach-Einzugsgebiet nahmen Schnittweiden im Jahr 1999 etwa 79 % und Weide ca. 21 % der grünlandbewirtschafteten Fläche ein. Auf der Raumskala des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes können Schnittweiden und Weiden durch die Modelle räumlich gut differenziert abgebildet werden. Für das Einzugsgebiet des Wahnbachs gehen durch die räumliche Aggregation die kleinräumigen Flächenunterschiede jedoch verloren. Zur Parametrisierung wurden nicht die gemessenen k_{sat} -Werte direkt verwendet, sondern die Angaben in der Bodenkarte über das Verhältnis der gemessenen Unterschiede angepasst. Die Parametrisierung erfolgte anhand von Faktoren, die auf Basis der geometrischen Mittelwerte der k_{sat} -Messungen gebildet wurden. Die Faktoren ergeben sich aus dem Verhältnis der geometrischen Mittelwerte aller Messung und den geometrischen Mittelwerten auf den beiden Untersuchungsflächen (Gleichung 26).

$$k_{sat,x_i}^{mod} = k_{sat}^{map} \cdot \frac{\bar{k}_{sat,x_i}^{obs}}{\bar{k}_{sat,x_a}^{obs}} \quad \text{Gleichung 26}$$

k_{sat}^{mod} = modifizierte gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]

k_{sat}^{map} = gesättigte Wasserleitfähigkeit der Bodenkarte [cm/d]

\bar{k}_{sat}^{obs} = Mittelwert der gemessenen gesättigten Wasserleitfähigkeit [cm/d]

x_a = Alle Messungen [-]

x_i = Messungen auf Schnittweiden bzw. Weiden [-]

Die mittleren k_{sat} -Werte der Schnittweide (95,7 cm/d) und der Weide (487,5 cm/d) sowie für beide Objekte zusammen (216 cm/d) führen entsprechend Gleichung 26 dazu, dass die k_{sat} -Werte der Bodenkarte für Schnittweiden um den Faktor 0,44 (216 / 487,5) und für Weiden um den Faktor 2,26 (216 / 95,7) modifiziert werden. Alle übrigen Parameter bleiben unverändert. Die Modifizierung kann für LISEM und WaSiM-ETH gleichermaßen erfolgen, da beide Modelle rasterbasiert arbeiten und die gesättigte Wasserleitfähigkeit zur Beschreibung der Infiltration benutzen. Auf diese Weise können veränderte Anfangswassergehalte durch die differenzierte Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden bei der Bodenerosionsmodellierung berücksichtigt werden.

Das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet und das Wahnbach-Einzugsgebiet wurde mit WaSiM-ETH mit der modifizierten Parametrisierung kontinuierlich für den gesamten Untersuchungszeitraum 1999 und 2000 simuliert. In LISEM wird die modifizierte Parametrisierung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 getestet, bei dem etwa 45 mm Niederschlag mit Spitzenintensitäten von 12 mm/h gemessenen wurden. Für das Wahnbach-Einzugsgebiet werden mit LISEM

die in Kapitel 6.3.1 beschriebenen 64 Niederschlagsereignisse mit der modifizierten Parametrisierung simuliert.

7.3 Modellierung von Schnittweiden und Weiden mit WaSiM-ETH und LISEM

Durch die Modifizierung von WaSiM-ETH können die gemessenen k_{sat} -Unterschiede auf Schnittweiden und Weiden bei der Ableitung der Anfangswassergehalte für die Bodenerosionsanalysen mit LISEM berücksichtigt werden. Da das Modell für die Fragestellung nicht neu kalibriert wurde, werden jedoch zum Teil geringere Gütemaße durch die modifizierte Parametrisierung berechnet (Tab. 7.1).

Tab. 7.1 Gütemaße und Massenbilanzfehler von WaSiM-ETH bei der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet und im Wahnbach-Einzugsgebiet

Gütemaße für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000	nicht modifizierte Parametrisierung		modifizierte Parametrisierung	
	Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	Wahnbach-Einzugsgebiet	Berrensiefen-Teileinzugsgebiet	Wahnbach-Einzugsgebiet
Bestimmtheitsmaß (r^2), (Coefficient of Determination)	0,79	0,81	0,66	0,82
Coefficient of Model Efficiency (CME), (NASH u. SUTCLIFFE, 1970)	0,76	0,65	0,61	0,65
Index of Agreement (IoA), (WILLMOTT, 1981)	0,93	0,88	0,89	0,88
Massenbilanzfehler [%]	-19	12	-20	12

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Die höheren k_{sat} -Werte auf der Weide führen gegenüber der nicht modifizierten Parametrisierung zu einer Reduzierung der Bodenfeuchte, wohingegen auf der Schnittweide eine etwas höhere Bodenfeuchte infolge der verringerten k_{sat} -Werte berechnet wird (Abb. 7.9, s. Beilage I).

Im Modell führen die höheren k_{sat} -Werte auf der Weide zu stärkeren Infiltrationsverlusten und bedingen dadurch ein Absinken der Bodenfeuchte. Auf der Schnittweide hingegen führen die niedrigeren k_{sat} -Werte zu einer verringerten Infiltrationsleistung und damit zu einem Ansteigen der Bodenfeuchte. Während des gesamten Simulationszeitraumes 1999 und 2000 werden deshalb systematisch auf Schnittweiden höhere und auf Weiden geringere Bodenfeuchten im Vergleich zu der nicht modifizierten Parametrisierung berechnet (Abb. 7.10).

Der Vergleich in Abb. 7.10 basiert auf einer Analyse aller Bodeneinheiten entsprechend der Bodenkarte 1: 5.000 im Gebiet, für die Schnittweiden bzw. Weiden definiert wurden. Die Rasterzellen innerhalb einer Nutzungsklasse unterscheiden sich in anderen Eigenschaften (Relief, Boden), was die hohe Streuung der simulierten Bodenfeuchte

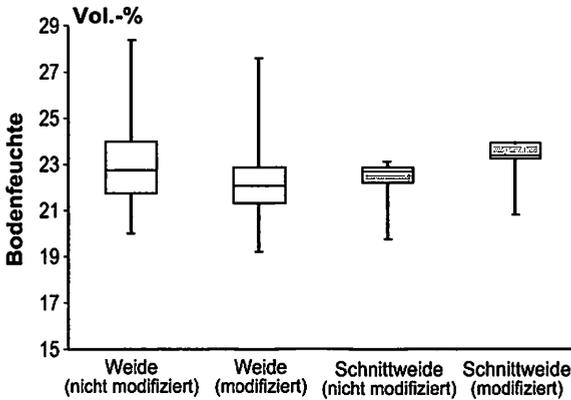


Abb. 7.10 Simulierte Bodenfeuchte auf Schnittweiden (5 Bodeneinheiten der Bodenkarte 1: 5.000) und Weiden (20 Bodeneinheiten der Bodenkarte 1: 5.000) auf Basis der nicht modifizierten Parametrisierung und der modifizierten Parametrisierung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000

erklärt. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl kann die Signifikanz nicht überprüft werden. Durch die Messungen der Bodenfeuchte auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet konnte dieser Effekt jedoch nicht bestätigt werden (Abb. 7.11). Im März 2007 wurden auf der Schnittweide signifikant geringere Bodenfeuchten als auf der Weide gemessen. Im Sommer gleichen sich die Unterschiede zwischen beiden Objekten aufgrund des Wasserverbrauchs der Vegetation an. Die Unterschiede zwischen beiden Objekten im Juli sind deshalb nicht mehr signifikant. Durch den Wasserverbrauch der Vegetation werden im Juli auf beiden Objekten signifikant geringere Bodenfeuchten als im März berechnet. Die Streuung der Werte wird vor allem durch die kleinräumliche Heterogenität der Bodenfeuchte verursacht. Die Vegetation wird als Grund dafür angesehen, warum die Messungen nicht die modellierten Unterschiede bei der Bodenfeuchte zwischen Schnittweiden und Weiden widerspiegeln. So führen zum Beispiel die Bewirtschaftungsunterschiede zwischen

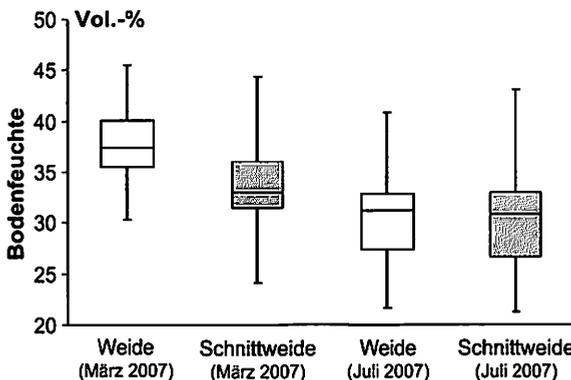


Abb. 7.11 Gemessene Bodenfeuchte auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (54 Messungen pro Objekt und Zeitpunkt). Bis auf die Objekte Weide und Schnittweide im Juli 2007 wird mit dem t-Test ein Signifikanzniveau von 99 % erreicht.

beiden Objekten zu Vegetationsunterschieden, die neben der Lagerungsdichte sicher ebenfalls Einfluss auf die Bodenfeuchte nehmen (Abb. 7.12).

Durch die Beweidung ist die Vegetationshöhe auf der Weide im Mittel geringer als auf der Schnittweide, da die Beweidung häufiger als das Mähen erfolgt. Die Beweidung beginnt in Abhängigkeit der Witterung etwa Anfang April und endet im November mit dem ersten Frost. Die Dauer der Beweidung beträgt jeweils etwa eine Woche, in der die Vegetation bis auf fünf Zentimeter herunter gefressen wird. Bis zum August wird dem Aufwuchs etwa drei Wochen, danach etwa fünf Wochen bis zur erneuten Beweidung Zeit gegeben. Auf der Schnittweide wird dem Aufwuchs mehr Zeit gegeben. Der Schnitt erfolgt innerhalb eines Tages in Abhängigkeit der Witterung Anfang Mai, Juli und September. Die Schnitthöhe beträgt etwa 12 cm, um Schäden an den Schneidgeräten durch Steine zu vermeiden. Nach dem Mähen wird einige Tage nachgeweidet. Anfang November wird als Pflegemaßnahme ein letzter Schnitt durchgeführt. Durch die unterschiedlichen Vegetationshöhen werden auch andere Vegetationsparameter wie der Blattflächenindex verändert und somit auch das hydrologische Verhalten (Interzeption, Verdunstung, Bodenwassergehalt u. a.) auf Schnittweiden und Weiden verschieden beeinflusst. WaSiM-ETH ermöglicht es, solche Vegetationsunterschiede zu berücksichtigen. Da die dafür nötigen Parameter jedoch unbekannt waren, wurden lediglich k_{sat} -Unterschiede bei der Parametrisierung von Schnittweiden bzw. Weiden berücksichtigt. Deshalb können vegetationsbedingte Effekte und deren Einfluss auf die Bodenfeuchte nicht abgebildet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass es neben der gesättigten Wasserleitfähigkeit weiterer Parameter (LAI, Vegetationshöhe und -bedeckung u. a.) bedarf, um die Bodenfeuchte von Schnittweiden und Weiden räumlich und zeitlich differenziert modellieren zu können. Mit entsprechenden Messungen ist eine Verbesserung bei der Modellierung der Bodenfeuchte auf Schnittweiden und Weiden zu erwarten. Durch die erhöhten Anfangswassergehalte und niedrigeren k_{sat} -Werte infolge der modifizierten Parametrisierung werden auf der Schnittweide höhere Bodenerosions- und Sedimentationsbeträge berechnet (Abb. 7.13, s. Beilage II).

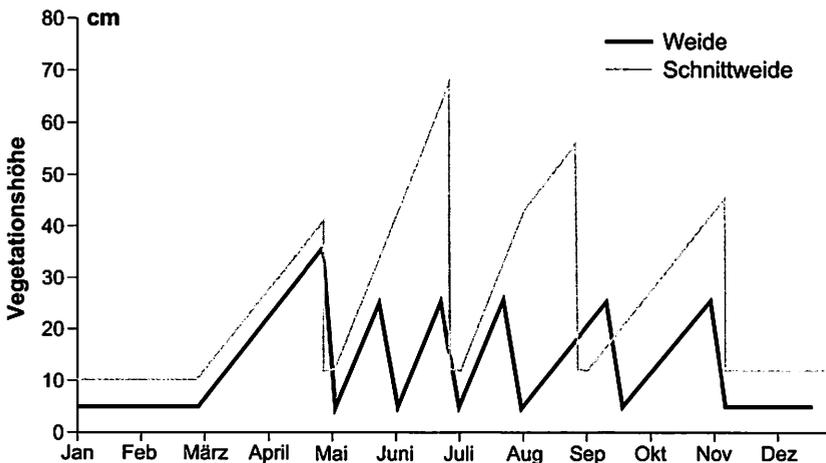


Abb. 7.12 Aus Messungen und Befragungen interpolierte Dynamik der Vegetationshöhen auf den Untersuchungsflächen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet im Jahr 2007

Auf Weiden führen geringere Anfangswassergehalte und höhere k_{sat} -Werte zu einer leichten Reduzierung der Bodenerosion und Sedimentation. Am Gebietsauslass nimmt die Intensität des Oberflächenabflusses gegenüber der Basissimulation um bis zu 20 l/s (38 %) und der Schwebstoffaustrag um bis 600 g/s zu, was einem Anstieg um fast 100 % entspricht (Abb. 7.14). Infolge der vermehrten und intensiveren Oberflächenabflüsse nimmt die interne Bodenerosion und Sedimentation sowie der Schwebstoffaustrag durch die Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden zu (Tab. 7.2).

Tab. 7.2 Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik ohne bzw. mit Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden am 07.03.2000 im Berrensisiefen-Teileinzugsgebiet

Haushaltsgrößen der Wasser- und Stoffdynamik	ohne Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden	mit Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden
Oberflächenabfluss [mm]	3,4	4,1
Abflussspitze [l/s]	52	72
Bodenerosion durch Regen und Abfluss [t]	22	36
Sedimentation [t]	16	24
Schwebstoffaustrag [t]	6	12

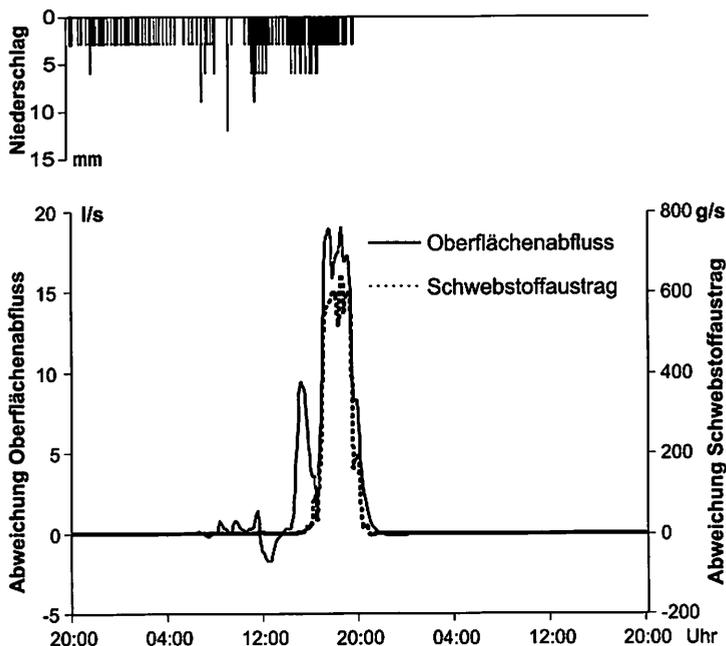


Abb. 7.14 Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Schnittweiden und Weiden gegenüber der Basissimulation am 07.03.2000 im Berrensisiefen-Teileinzugsgebiet

Bereits eine relativ geringe Zunahme des Oberflächenabflusses führt zu deutlich erhöhten Bodenerosions- und Sedimentationsraten. Die Bodenerosion steigt um 14 t (63 %) und die Sedimentation um acht Tonnen (50 %). Durch die höhere Zunahme der Bodenerosion gegenüber der Sedimentation steigt der Schwebstoffaustrag, der sich aus dem Verhältnis zwischen Bodenerosion und Sedimentation berechnet. Mit mehr als sechs Tonnen steigt der Schwebstoffaustrag durch die modifizierte Parametrisierung um mehr als das Doppelte gegenüber der nicht modifizierten Parametrisierung.

Wahnbach-Einzugsgebiet

Wie im Teileinzugsgebiet des Berrensiefen werden durch die Modifizierung im Wahnbach-Einzugsgebiet auf Schnittweiden höhere und auf Weiden geringere Bodenfeuchten im Vergleich zu der nicht modifizierten Parametrisierung berechnet (Abb. 7.15).

Die Unterschiede sind gegenüber dem Berrensiefen-Teileinzugsgebiet geringer, da auf der Gesamteinzugsgebietsebene die Variabilität der anderen Parameter (Relief, Boden) zunimmt. Die veränderten Anfangswassergehalte und k_{sat} -Werte führen zu einer leichten Abnahme der Oberflächenabflüsse und insgesamt zu einem Anstieg der Schwebstoffausträge, was ein Vergleich der monatlich simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge mit der nicht modifizierten Parametrisierung zeigt (Abb. 7.16, Abb. 7.17). Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu beachten, dass LISEM die Bodenerosion in Gebieten mit hoher Vegetationsbedeckung häufig überschätzt (TAKKEN et al. 1999).

Die Unterschiede zwischen den Oberflächenabflüssen ($r^2 = 0,99$) sind geringer als zwischen den Schwebstoffausträgen ($r^2 = 0,91$). Die Oberflächenabflüsse gehen insgesamt durch die Modifizierung um ca. zwei Millimeter auf etwa 40 mm zurück. Dies entspricht einer Abnahme um ca. fünf Prozent. Der hohe Weideanteil bei Grünland im Gebiet kann der Grund für die Abnahme der Oberflächenabflüsse sein, da auf Weiden die Bodenfeuchte im Mittel geringer ist und die Infiltrationsverluste deshalb

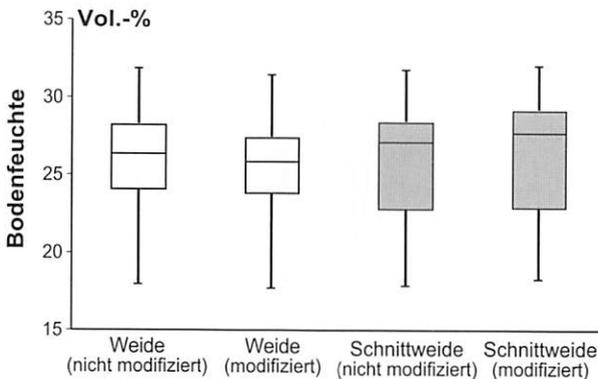


Abb. 7.15 Simulierte Bodenfeuchte auf Schnittweiden (25 Bodeneinheiten der Bodenkarte 1: 50.000) und Weiden (27 Bodeneinheiten der Bodenkarte 1: 50.000) auf Basis der nicht modifizierten Parametrisierung und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für den Untersuchungszeitraum 1999 und 2000

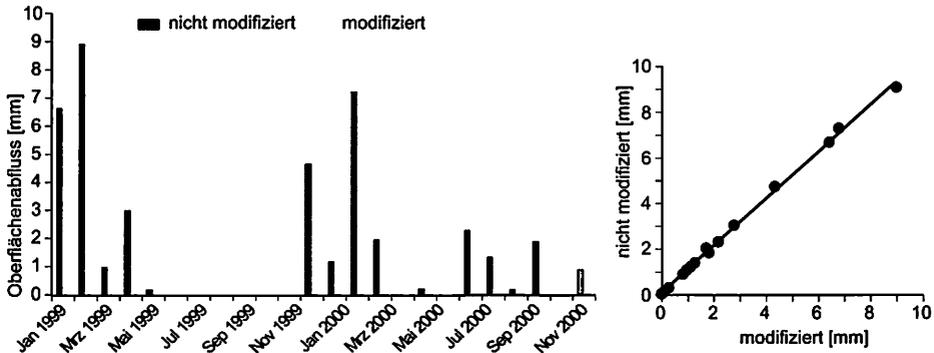


Abb. 7.16 Simulierte Oberflächenabflüsse der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse

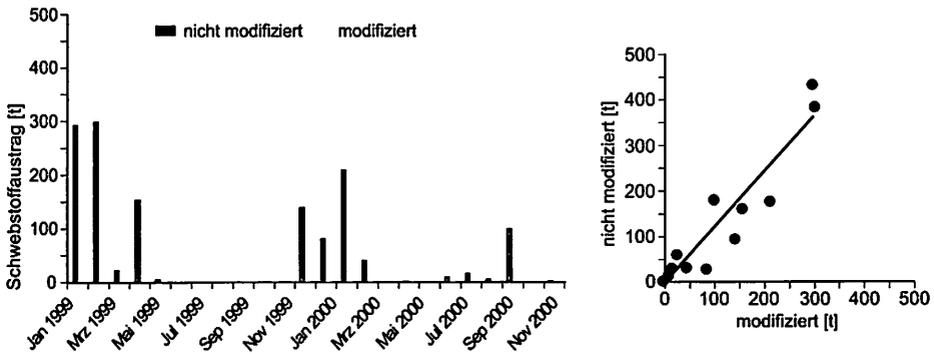


Abb. 7.17 Simulierte Schwebstoffausträge der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse

steigen. Infolge der geringeren Oberflächenabflüsse sinken ebenfalls die gebietsinternen Bodenerosions- und Sedimentationsbeträge. Die Bodenerosion sinkt um 2,4 % und die Sedimentation um 2,5 %. Da die Bodenerosion im Verhältnis weniger stark abnimmt, steigt der Schwebstoffaustrag für die zwei Jahre des Untersuchungszeitraumes um 238 t (17 %). Das Verhältnis zwischen abnehmender Bodenerosion und Sedimentation variiert in Abhängigkeit der räumlichen Muster der Anfangswassergehalte und ist daher ereignisspezifisch. Deshalb erfolgt die Abnahme des Schwebstoffaustrages nicht für alle Ereignisse systematisch.

Der Vergleich mit den gemessenen Schwebstoffausträgen zeigt eine Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes ($r^2 = 0,87$) gegenüber der nicht modifizierten Parametrisierung ($r^2 = 0,79$). Der Massenbilanzfehler verschlechtert sich mit 54 % jedoch gegenüber der nicht modifizierten Parametrisierung (40 %). Der gemessene Schwebstoffaustrag im Zeitraum von Januar 1999 bis Juli 2000 beträgt 913 t. Mit der nicht modifizierten Parametrisierung werden 1269 t und mit der modifizierten Parametrisierung sogar 1408 t berechnet. Für den gesamten Untersuchungszeitraum steigen die simulierten Schwebstoffausträge gegenüber der Basissimulation (1396 t) um etwa 17 % auf 1634 t an.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Veränderungen bei der Bodenfeuchte durch die Modifizierung nicht mit den Messungen bestätigt werden konnten. Deshalb können die Ergebnisse der modifizierten Modelle (WaSiM-ETH und LISEM) im Vergleich zu den nicht modifizierten Parametrisierungen nicht als Verbesserung gewertet werden. Die Ergebnisse zeigen vielmehr, dass Landnutzungseffekte auf die Bodenerosion, Sedimentation und den Schwebstoffaustrag hohen Einfluss nehmen und deshalb bei der Modellierung zukünftig stärker berücksichtigt werden sollten. Dies gilt vor allem, wenn die Wirkung von Landnutzungsänderungen, auch als Folge von Klimaänderungen, modelliert werden sollen. Da die meisten Untersuchungen in diesem Kontext auf die Unterschiede zwischen Hauptnutzungsarten (Grünland, Forst, Acker, Siedlung u. s. w.) fokussieren und innerhalb einer Nutzungsklasse selten differenzieren, besteht hier weiterer Forschungsbedarf.

Überraschenderweise führte eine Modifizierung der k_{sat} -Werte in LISEM allein nur zu vernachlässigbar kleinen Änderungen bei den Modellergebnissen. Die k_{sat} -Unterschiede allein waren wohl zu gering, um einen sichtbaren Modelleinfluss zu besitzen. Erst die Verwendung der Anfangswassergehalte, die WaSiM-ETH durch die modifizierte Parametrisierung errechnet, führte in LISEM zu den beschriebenen Unterschieden. Die Berücksichtigung der k_{sat} -Unterschiede auf die Ereignisvorgeschichte und die damit verbundenen Folgen auf den Anfangswassergehalt ist somit bedeutender als auf den Abflussbildungsprozess während des Ereignisses. Dies unterstreicht die Bedeutung des Anfangswassergehaltes für die Modellierung in LISEM und die Notwendigkeit hydrologischer Analysen zu dessen Bestimmung.

8 Berücksichtigung von Straßen und Wegen bei der Modellierung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation

In Kapitel 7 wurde gezeigt, dass die differenzierte Berücksichtigung unterschiedlicher Grünlandbewirtschaftungsformen bei Bodenerosionsmodellierungen großen Einfluss auf den Stoffaustrag nehmen kann. Neben solchen Landnutzungsmustern ist das Wahnbach-Einzugsgebiet auch von linearen Landnutzungsstrukturen (Straßen und Wege) geprägt, von denen ebenfalls ein Einfluss auf die Modellierung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation erwartet werden kann.

Untersuchungen von TAGUE und BAND (2001) sowie LUCE und WEMPLE (2001) belegen eine Zunahme der Menge und der Intensität des Oberflächenabflusses durch den Bau von Forstwegen. Für diese Effekte werden unter anderem die reduzierten Infiltrationsleistungen durch die Flächenversiegelung auf den Wegen verantwortlich gemacht. MADAJ (2000) sieht in solchen linearen Strukturen wichtige Sedimentquellen, wenn diese entlang von steilen Böschungen angelegt werden. MEGAHAN et al. (2001) messen infolge des Baus von Forstwegen nach dem ersten Jahr um das Fünffache erhöhte Erosionsraten. NYSSSEN et al. (2002) weisen eine erhöhte Konzentration des Oberflächenabflusses und dadurch eine verstärkte Grabenerosion durch die Anlage von Forstwegen nach. Die reliefbedingten Fließpfade können durch Straßen und Wege abgelenkt werden und in Verbindung mit Gräben als effektives Entwässerungssystem für angrenzende Flächen fungieren und dadurch zu einer schnelleren und effizienteren Abflusskonzentration und erhöhter Bodenerosion führen (MADAJ, 2000). Anderenorts können solche linearen Strukturen auch als Barrieren für den Oberflächenabfluss fungieren, zu Staunässe führen und lokale Sedimentfallen bilden. BRONSTERT et al. (1995) weisen darauf hin, dass der Einfluss von Straßen und Wegen auf den Abfluss und die Bildung von Hochwasser vor allem auf der lokalen Skala bedeutend sein kann, die Einflussnahme mit zunehmender Gebietsgröße jedoch abnimmt und die Effekte auf der regionalen Skala häufig nur noch gering bzw. vernachlässigbar sind. Um den Einfluss von Straßen und Wegen mit rasterbasierten Modellen hinreichend genau beschreiben zu können, muss die Berücksichtigung solcher Strukturen bereits bei der Bestimmung der Fließpfade im Zuge der Reliefanalyse erfolgen (DUKE et al., 2003).

Herkömmlichen Verfahren wie der Eight Neighbour Flow Direction Algorithm (D8-Algorithmus), (O'CALLAGHAN und MARK, 1984) oder neuere Entwicklungen wie der Multiple Flow Direction Algorithm (QUINN et al., 1991) sind hierfür jedoch häufig unbrauchbar. Alle diese Verfahren basieren allein auf dem Relief, dessen räumliche Gültigkeit jedoch zumeist nicht in die räumliche Skala herunterreicht, in der sich die zu beschreibenden linearen Strukturen befinden (DUKE et al., 2006). Entweder ist die Auflösung des verwendeten DGM zu grob, um Straßen und Wege abbilden zu können oder die linearen Strukturen gehen durch das räumliche Aggregieren verloren, das häufig notwendig wird, um ein hochaufgelöstes DGM bei der Modellierung nutzen zu können. Als Folge sind Modellgenauigkeiten zumeist unausweichlich. Um lineare Strukturen bei der Bestimmung der Fließpfade berücksichtigen zu können, die unterhalb der skalenspezifischen Gültigkeit der Reliefinformationen liegen, haben DUKE et

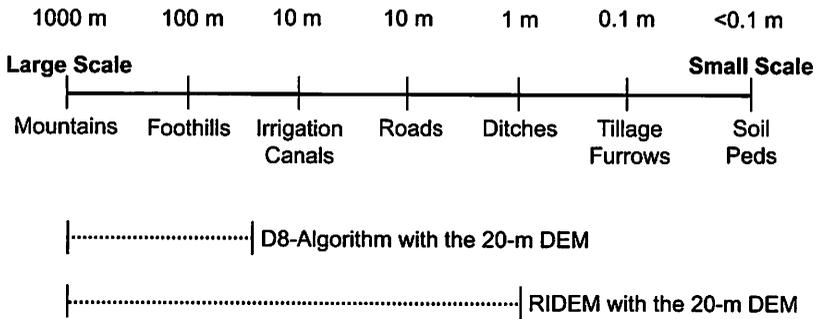


Abb. 8.1 Hydrologisch bedeutsame lineare Strukturen und ihre skalenspezifisch mögliche Berücksichtigung bei der Bestimmung der Fließpfade mit dem herkömmlichen D8-Algorithmus und mit RIDEM auf Basis eines DGM mit 20 m räumlicher Auflösung, aus Duke et al. (2006)

al. (2006) das GIS-Werkzeug Rural Infrastructure Digital Elevation Model (RIDEM) entwickelt (Abb. 8.1).

RIDEM wurde bislang noch nicht bei Bodenerosionsmodellierungen angewandt. Da von einer Beeinflussung durch die Berücksichtigung von Straßen und Wegen auf die Fließpfade ausgegangen werden kann, ist es das Ziel dieses Kapitels, RIDEM bei der Bodenerosionsmodellierung mit LISEM anzuwenden. Durch die vergleichenden Simulationen der modifizierten mit der nicht modifizierten Parametrisierung wird die Auswirkung von ausgewählten Straßen im Einzugsgebiet des Wahnbachs und von Wegen im Teileinzugsgebiet des Steinersiefens analysiert. Die Arbeit auf der Gesamt- und Teileinzugsgebietsebene ermöglicht hierbei skalenspezifische Aussagen.

TAGUE und BAND (2001) stellen fest, dass Forstwege das Muster der Bodenfeuchte deutlich beeinflussen. Unterhalb von Wegen kann die Bodenfeuchte abnehmen, wenn die Wege als Abflussbarriere fungieren und den Wasserzfluss behindern und oberhalb zunehmen, wenn sich aufgrund der Abnahme des Gefälles der Abfluss staut und die Infiltration erhöht. Aus diesen Gründen sollten lineare Strukturen auch bei der Ableitung der Anfangswassergehalte mit WaSiM-ETH berücksichtigt werden. Die Berücksichtigung von Straßen und Wegen kann jedoch nur für die Bodenerosionsmodellierungen mit LISEM erfolgen, da es speziell für die Berücksichtigung von Fließpfaden entwickelt wurde und mit lokalen Senken, wie sie durch die Anwendung von RIDEM entstehen können, umzugehen weiß. Bei WaSiM-ETH führt die Anwendung von RIDEM zu hydrologisch inkonsistenten Rastern, mit denen das Modell nicht angewendet werden kann. Deshalb müssen Einflüsse auf die Bodenfeuchte und damit den Anfangswassergehalten durch Straßen und Wege bei der Modellierung unberücksichtigt bleiben, was bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen ist.

8.1 Berücksichtigung linearer Strukturen bei der Modellierung mit LISEM

Voraussetzung für die modifizierte Parametrisierung ist die Kenntnis von der Lage und den abflussrelevanten Eigenschaften von Straßen und Wegen. Die Identifikation erfolgt

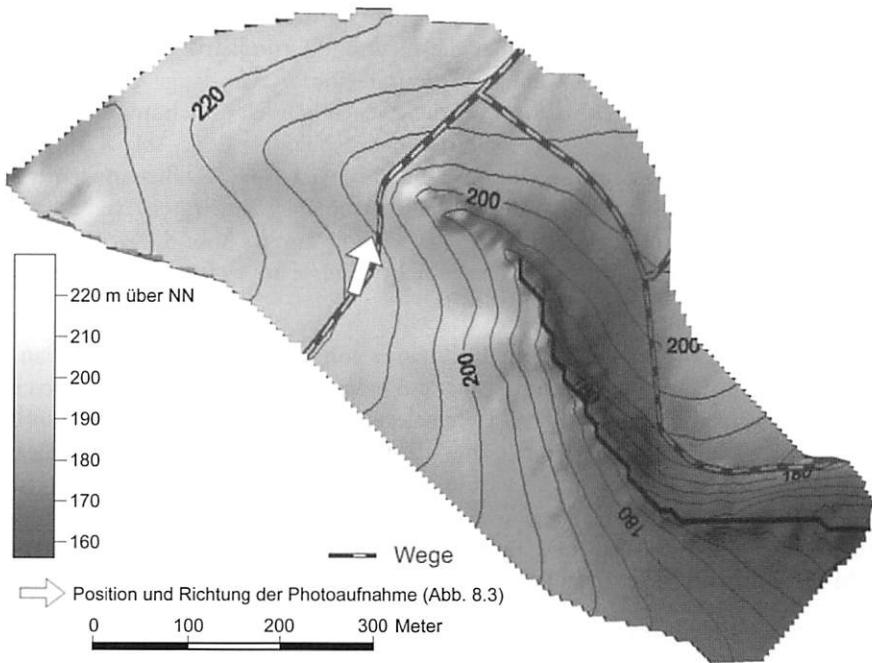


Abb. 8.2 Lage der berücksichtigten Wege im Teileinzugsgebiet des Steinersiefens



⇒ Position des Bodenaufschlusses (Abb. 8.4)

Abb. 8.3 Teilansicht des Steinersiefen-Teileinzugsgebietes nach Nordosten (September 2007, Standort siehe Abb. 8.2)

für das Wahnbach-Einzugsgebiet über die topographische Karte (1:50.000) und für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet über die Deutsche Grundkarte (1:5.000). Für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet werden Wege mit einer Gesamtlänge von 935 Meter mit LISEM berücksichtigt (Abb. 8.2). Bei den Wegen handelt es sich um etwa zwei bis drei Meter breite Feldwege, die oberhalb der Siefe asphaltiert sind (Abb. 8.3). Der asphaltierte Weg oberhalb der Siefe schneidet einen Bereich hoher Abflusskonzentration, der zur Siefe hin gerichtet ist. An der ehemals dammartig angelegten Straße hat sich oberhalb ein Kolluvium gebildet und ist als Ackerterrasse in Abb. 8.2 deutlich zu erkennen. Durch STEFFEN (2001) wurde die Ackerterrasse am tiefsten Punkt des Weges aufgeschlossen (Abb. 8.4).

Unter dem Pflughorizont wurde ein Kolluvium vorgefunden, das seit dem Bau der Straße etwa zehn Jahre vor dem Aufschluss um etwa einen halben Meter angewachsen sein muss, was Asphaltreste in 50 cm Tiefe belegen (STEFFEN, 2001). Da die räumliche Auflösung des DGMs (fünf Meter) höher als die Breite der Wege ist und zudem aus einem gefilterten DGM entwickelt wurde, werden die Wege nicht abgebildet. Da für das Wahnbach-Einzugsgebiet ein DGM mit 50 m räumlicher Auflösung genutzt wird, können selbst große, mehrspurige Bundesstraßen nicht abgebildet werden, die aus dem DGM mit fünf Meter Auflösung gut sichtbar sind. (Abb. 8.5).

Auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs wurden nur große, mehrspurige Bundesstraßen berücksichtigt. Die Gesamtlänge der berücksichtigten Straßen beträgt etwa 38 km, deren Lage aus dem DGM mit fünf Meter Rasterweite durch Dämme und Einschnitte teilweise deutlich zu erkennen ist (Abb. 8.5, rechts oben). Da für die Simulationen jedoch ein aggregiertes 50 m Raster genutzt wird, werden diese Strukturen heraus gemittelt (Abb. 8.5, rechts unten).

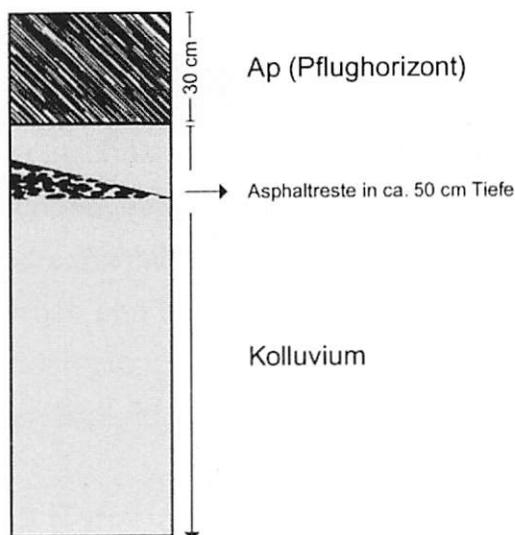


Abb. 8.4 Aufschluss der Ackerterrasse oberhalb des Weges, aus STEFFEN (2001), Position siehe Abb. 8.3

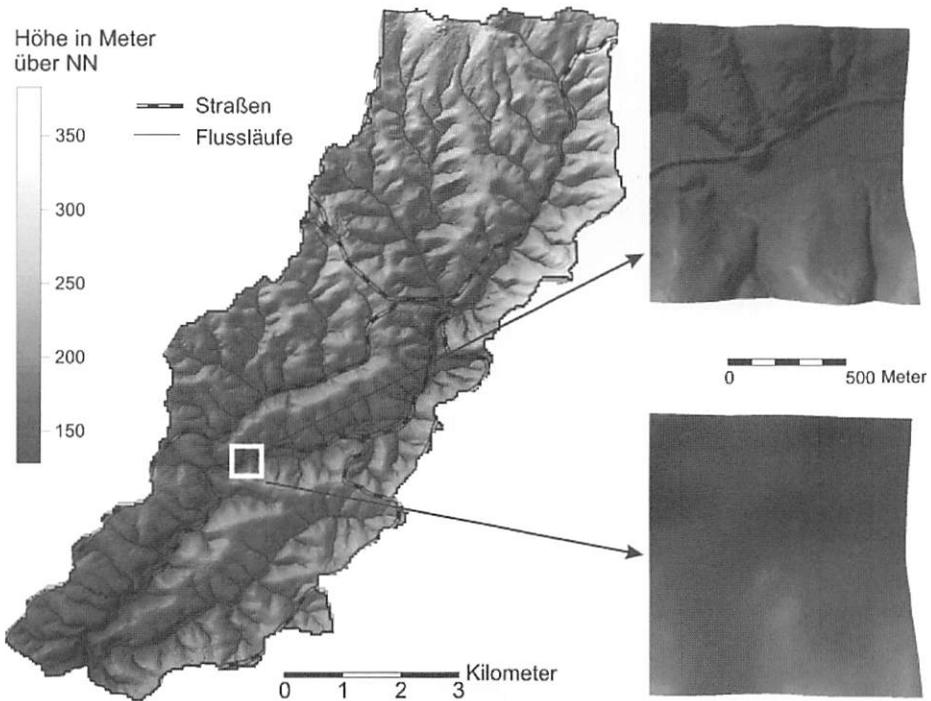


Abb. 8.5 Lage berücksichtigter Straßen im Einzugsgebiet des Wahnbachs, Detailausschnitt in 5 m (oben rechts) und 50 m (unten rechts) Rasterweite

Mit RIDEM kann der Querschnitt von linearen Strukturen differenziert beschrieben werden (DUKE et al., 2003). Da die im Gebiet vorhandenen großen Straßen gegenüber der Umgebung erhöht sind, werden alle Wege und Straßen pauschal als Dämme beschrieben (Abb. 8.6).

Trifft das abfließende Wasser auf einen Straßendamm, wird der Fließpfad in Richtung des stärksten Gefälles parallel zur Straße abgelenkt. Eine Ablenkung findet dabei nur oberhalb der Straße statt. Die Ablenkung erfolgt so lange, bis entweder eine Drainage oder eine lokale Senke angetroffen wird. Dies führt zu einer Abflusskonzentration oberhalb der Straße und zu einer Abflussreduzierung unterhalb, da der Zufluss durch die Straße unterbunden wird. An einer lokalen Senke oder einer Drainage wird der abgelenkte und konzentrierte Oberflächenabfluss über die Straße in Richtung des stärksten Gefälles geleitet (Abb. 8.7).

Die Anwendung von RIDEM verlangt fünf Raster (Tab. 8.1). Aus den topographischen Karten geht die Lage von Drainagen nicht direkt hervor. Für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet konnten Drainagen bei Felduntersuchungen jedoch lokalisiert werden (Abb. 8.8).

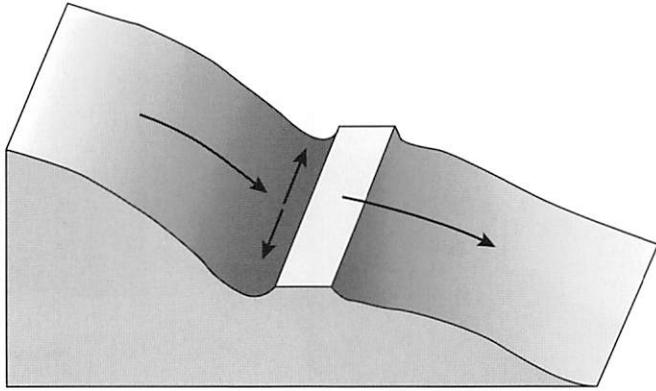


Abb. 8.6 Schema der Beeinflussung der Fließpfade durch Straßen und Wege mit RIDEM (DUKE et al., 2003)

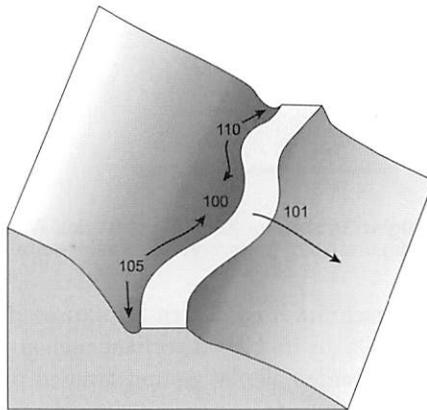


Abb. 8.7 Berücksichtigung lokaler Senken in RIDEM (DUKE et al., 2003); (Zahlen bezeichnen Geländehöhen)

Tab. 8.1 Datenanforderungen für RIDEM

Eingaberaster für RIDEM	Datengrundlage für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet	Datengrundlage für das Wahnbach-Einzugsgebiet
Geländehöhe	DGM (5 m)	DGM (50 m)
Abflussrichtung	Ableitung aus dem DGM	Ableitung aus dem DGM
Abflusskonzentration	Ableitung aus der Abflussrichtung	Ableitung aus der Abflussrichtung
Lage von Straßen und Wegen	Deutsche Grundkarte 1:5.000	Topographische Karte 1:50.000
Dammhöhe von Straßen und Wegen	Felduntersuchungen	Felduntersuchungen und Befragungen
Lage von Drainagen	Felduntersuchungen	Topographische Karte 1:50.000, Felduntersuchungen, Befragungen

Für das Einzugsgebiet des Wahnbachs konnte dieser Aufwand aufgrund der Gebietsgröße jedoch nicht geleistet werden. Von KANNENGIESSER (2002) wurden 65 Drainagen im Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre kartiert, um Versickerungsmöglichkeiten für Niederschlagswasser zu untersuchen. Etwa 40 Drainagen befinden sich an den großen Bundesstraßen und dort meist an Kreuzungen. Auch Brücken fungieren als Drainagen, deren Lage aus der topographischen Karte 1:50.000 abgelesen werden kann. Deshalb wurden Drainagen an Brücken und Kreuzungen angenommen und zusätzlich durch Befragungen (SCHMIDT, 2007) und stichprobenartige Geländeuntersuchungen abgesichert. Die Dammhöhe der Wege im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet wurde mit einem halben Meter, im Wahnbach-Einzugsgebiet mit zwei Metern über der Geländehöhe pauschal beschrieben. Im Steinersiefen sind die Dämme vor allem oberhalb der Wege teilweise zusedimentiert (STEFFEN, 2001), was die Barrierenwirkung der Wege für den Sedimenttransport unterstreicht.

Im Wahnbach-Einzugsgebiet stellt die pauschale Annahme von Dämmen eine Vereinfachung dar, die nicht allorts gegeben ist, da die Straßenquerschnitte an die Reliefgegebenheiten angepasst sind. Der Aufwand einer räumlich differenzierten Ansprache aller berücksichtigten Bundesstraßen im Gebiet (38 km) konnte im Rahmen der Arbeit jedoch nicht geleistet werden. Eigene Geländeuntersuchungen und die Kartierungen von KANNENGIESSER (2002) zeigen jedoch, dass die pauschale Annahme von Straßendämmen in vielen Fällen zutrifft und damit eine zulässige Vereinfachung darstellt. Die Anwendung von RIDEM erfolgt in vier Schritten:

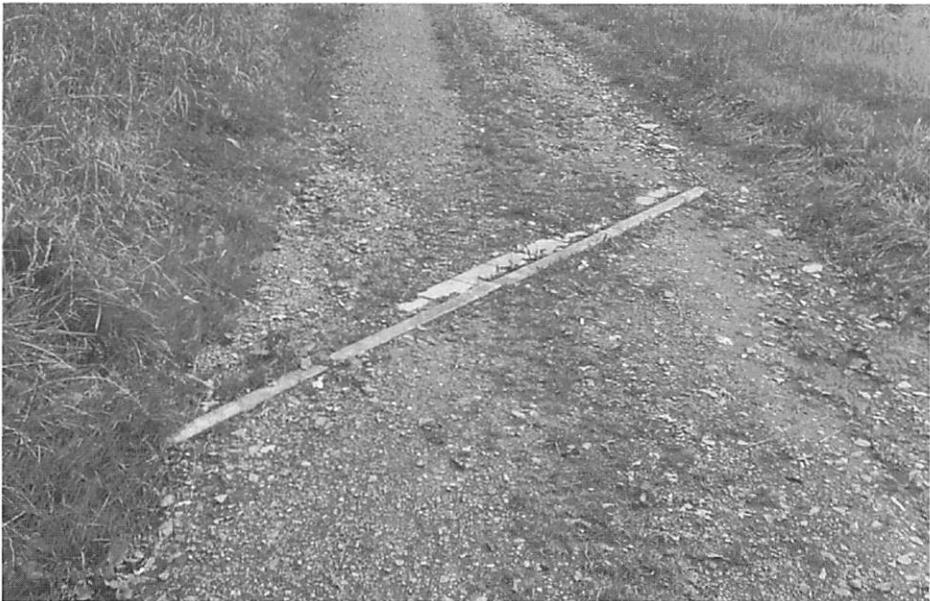


Abb. 8.8 Drainage auf einem ca. 2,5 m breiten Weg im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (September 2007)

- (i) Bestimmung der Abflussrichtung und der Abflusskonzentration im Rahmen der herkömmlichen Reliefanalyse und Implementierung in RIDEM
- (ii) Bestimmung der räumlichen Lage von Straßen, Wegen und Drainagen sowie der Dammhöhe in RIDEM
- (iii) Modifizierung der Abflussrichtung in RIDEM
- (iv) Implementierung der modifizierten Abflussrichtung in die herkömmliche Reliefanalyse und Ableitung der Abflusskonzentration auf Basis der modifizierten Abflussrichtung.

Die Arbeitsweise von RIDEM in Schritt (iii) erfolgt automatisch und ist durch ein iteratives Abprüfen von Regeln gekennzeichnet, die detailliert bei DUKÉ et al. (2003) beschrieben werden. Für das Steinersiefen-Teileinzugsgebiet wird die Abflussrichtung entlang der Wege durch RIDEM modifiziert (Abb. 8.9).

RIDEM verändert die Abflussrichtung oberhalb von Wegen, sodass der Oberflächenabfluss parallel zum Weg in Gefällrichtung abgelenkt wird. Die Änderung ist direkt an die räumliche Lage der Wege gebunden (Abb. 8.2). RIDEM wird mit dem

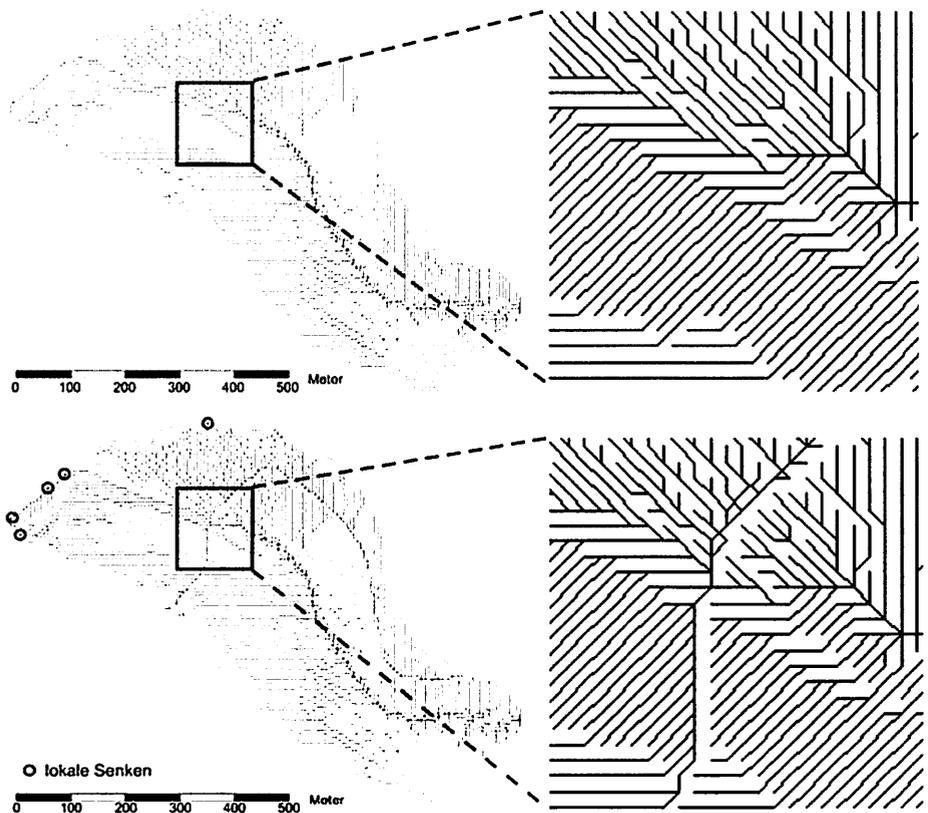


Abb. 8.9 Berechnete Fließpfade ohne (oben) und mit der Berücksichtigung von Wegen durch RIDEM im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

originalen DGM angewendet. Die Fließpfadberechnungen ohne die Berücksichtigung von Wegen basieren jedoch auf einem senkenfreien DGM. Dies erklärt, warum an den Rändern der mit RIDEM modifizierten Fließpfade lokale Senken berechnet werden (Abb. 8.9). Die Simulationen mit bzw. ohne die Berücksichtigung von Wegen nutzen also ein verschiedenes DGM. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Die Bestimmung der Abflusskonzentration basiert auf der Abflussrichtung, weshalb die modifizierte Abflussrichtung auf die Abflusskonzentration zurückkoppelt (Abb. 8.10, s. Beilage II).

Durch die Berücksichtigung von Wegen bei der Abflussrichtung werden oberhalb der Wege zumeist erhöhte und unterhalb reduzierte Werte berechnet. Dies zeigt, dass die Wege als Abflussbarrieren wirken. Direkt oberhalb des Seitenkopfes verstärkt sich die Abflusskonzentration, da der Abfluss oberhalb des Weges hier auf eine lokale Senke trifft und gebündelt über den Weg in Richtung der Siefe fließt. Die lokale Senke ist in Abb. 8.3 gut zu erkennen. Im Gelände konnten hier nach einem Starkregenereignis deutliche Spuren von Oberflächenabfluss über den Weg gefunden werden (Abb. 8.11). Das niedergedrückte und in Abflussrichtung eingeregelterte Gras sowie frische Sedimente auf der Straße zeugen deutlich von Oberflächenabfluss, der infolge eines Starkregenereignisses wenige Stunden zuvor hier stattgefunden haben muss.

Die Tatsache, dass beide Varianten auf einem unterschiedlichen DGM basieren, erklärt, warum oberhalb von Wegen in der Tiefenrinne die Abflusskonzentration gegenüber der nichtmodifizierten Variante abnimmt (Abb. 8.10, s. Beilage II). Durch die lokalen



Abb. 8.11 Spuren von Oberflächenabfluss nach einem Starkregenereignis auf dem Weg oberhalb des Siefenkopfes im Steinersiefen Einzugsgebiet (September 2006)

Senken (Abb. 8.9) wird ein Teil des Abflusses zurückgehalten. Auch für das Einzugsgebiet des Wahnbachs werden durch die Berücksichtigung von Straßen in RIDEM deutliche Unterschiede bei der Abflussrichtung berechnet, die sich bei der Abflusskonzentration niederschlagen (Abb. 8.12, s. Beilage II). Die Abflusskonzentration ändert sich für etwa 1530 ha, was knapp 30 % der Gebietsfläche entspricht. Es werden lokal sowohl erhöhte, als auch reduzierte Werte der Abflusskonzentration durch die modifizierte Abflussrichtung errechnet. Eine Regelhaftigkeit bei den Änderungen der Abflusskonzentration ist auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs jedoch nur schwer zu erkennen. Ausgehend von den Erkenntnissen im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet kann geschlussfolgert werden, dass die Änderungen im Wahnbach-Einzugsgebiet davon abhängen, ob die Straßen als Abflussbarrieren für die im Fließpfad nachgeschalteten Flächen fungieren oder aber lokale Senken oder Drainagen (Brücken, Straßenkreuzung u. a.) eine Konzentration des Oberflächenabflusses bedingen. Wie im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet werden an den Rändern lokale Senken berechnet, da beide Fließpfadberechnungen auf einem unterschiedlichen DGM beruhen. Während die Modifizierungen durch RIDEM auf dem originalen DGM basieren, muss für die nichtmodifizierte Berechnung der Fließpfade ein senkenfreies DGM genutzt werden.

Die Simulationen im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet erfolgen für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000, bei dem etwa 54 mm mit Intensitätsspitzen von 12 mm/h gemessen wurden. Für das Wahnbach-Einzugsgebiet werden die gleichen 64 Niederschlagsereignisse wie in Kapitel 6.3.1 mit der modifizierten Parametrisierung simuliert.

8.2 Modellierung des Einflusses linearer Strukturen mit LISEM

Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Durch die Berücksichtigung der Wege weichen die Muster von Bodenerosion und Sedimentation gegenüber der nicht modifizierten Variante lokal deutlich ab (Abb. 8.13, s. Beilage II).

Die Unterschiede bei den Fließpfaden (Abb. 8.9) zwischen beiden Modellvarianten erklärt, warum auch oberhalb der Wege die Bodenerosion und Sedimentation voneinander abweichen. Deshalb nimmt oberhalb des Siefens in der Tiefenrinne die Bodenerosion um mehr als acht Tonnen pro Hektar ab, da hier die Abflusskonzentration aufgrund lokaler Senken bei den Fließpfaden gegenüber der nichtmodifizierten Variante geringer ist (Abb. 8.10, s. Beilage II). Anders als erwartet werden unterhalb des Weges am Siefenkopf kaum Unterschiede berechnet, obwohl hier die Abflusskonzentration aufgrund des Weges lokal stark zunimmt. Dies liegt an der Landnutzungskarte, die hier bis zum Weg Forst ausweist (Abb. 4.17). Aufgrund der bestimmenden Parameter für Forst, vor allem durch die hohen Werte für den Bedeckungsgrad und die Bodenkohäsion bleibt die Zunahme der Abflusskonzentration durch den Weg ohne erkennbare Wirkung. Um Einflüsse durch die Heterogenität von Landnutzung und Boden auszu-schalten, wurden die Analysen mit homogenen Boden- und Landnutzungsverhältnissen durchgeführt. Die Bodenparameter wurden mit Mittelwerten und die Landnutzung als brachliegender Acker beschrieben. Gegenüber den Modellvarianten mit heterogener

Boden- und Landnutzungsverteilung treten die Unterschiede durch Wege dadurch viel deutlicher hervor (Abb. 8.14, s. Beilage II).

Dort wo die Wege als Abflussbarrieren wirken, kommt es oberhalb von Wegen verstärkt zu Bodenerosion, weil der Oberflächenabfluss parallel zum Weg zunimmt. Unterhalb von Wegen nimmt die Bodenerosion dagegen häufig ab, da der Oberflächenabfluss und damit die Transportkapazität durch die Wege reduziert werden. Abweichende Muster bei der Sedimentation sind räumlich entweder direkt oberhalb von Wegen zu finden oder im Fließpfad des Wassers nachgeschaltet. Eine Regelmäßigkeit bezüglich der Zu- oder Abnahme der Sedimentation ist aufgrund der vielen Rückkopplungen mit anderen Prozessen wie Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Transportkapazität jedoch schwer zu erkennen. Die im Gelände vorgefundene Ackerterrasse (Abb. 8.3) aus Kolluvium (Abb. 8.4) belegt oberhalb des Weges aktive Sedimentumlagerungen seit dem Bau der Straße. Abweichende Muster von Bodenerosion und Sedimentation koppeln auch auf die simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge zurück (Abb. 8.15).

Aufgrund der räumlichen Heterogenität von Landnutzung und Boden sind die Unterschiede schwer zu interpretieren. Erst bei homogenen Boden- und Landnutzungsverhältnissen wird eine Verminderung des Austrages und damit die Barrierenwirkung der Wege für Wasser und Sediment deutlich (Abb. 8.16). Sowohl für homogene als auch für heterogene Boden- und Landnutzungsverhältnisse wer-

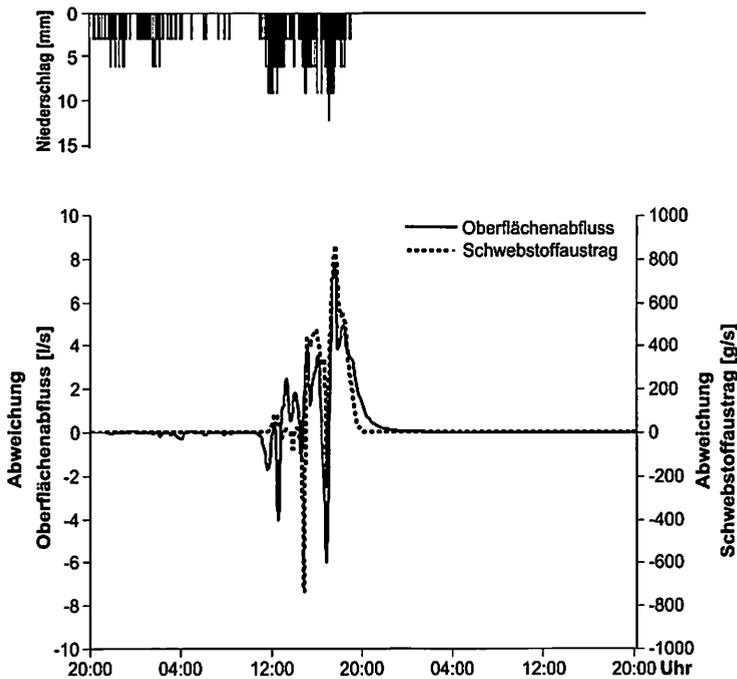


Abb. 8.15 Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Wegen gegenüber der Basisimulation für die Landnutzung 1999 am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

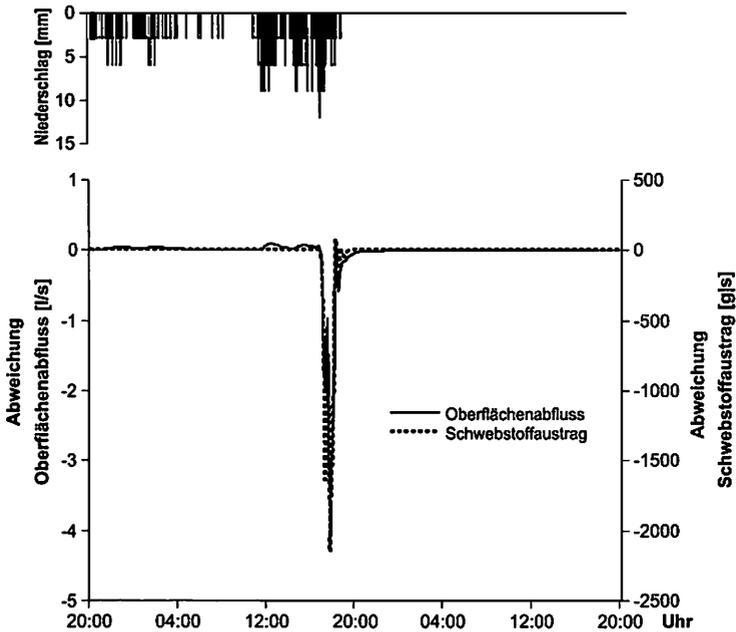


Abb. 8.16 Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch die Berücksichtigung von Wegen gegenüber der Basissimulation mit homogener Boden- und Landnutzungsverteilung am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

den durch die Wege geringere Schwebstoffausträge gegenüber der nicht modifizierten Modellvariante berechnet (Tab. 8.2).

Der verminderte Schwebstoffaustrag resultiert aus dem veränderten Verhältnis zwischen Bodenerosion und Sedimentation. Durch die Annahme eines brachliegenden Ackers sind die berechneten Sedimentumsätze der homogenen Variante gegenüber der heterogenen um ein Vielfaches höher, da bei der Landnutzung von 1999 Forst und Weide bedeutende Flächenanteile besitzen. Bei der homogenen Variante nimmt die Bodenerosion leicht ab und die Sedimentation zu, was zu einem Rückgang des Schwebstoffaustrages um 2,4 % führt. Bei der heterogenen Variante hingegen steigt sowohl die Bodenerosion als auch die Sedimentation an. Da die Sedimentation stärker als die Bodenerosion zunimmt, verringert sich dennoch der Schwebstoffaustrag um sieben Prozent. Verglichen mit der Sedimentdynamik ändert sich der Abfluss zwischen den beiden untersuchten Varianten nur geringfügig.

Tab. 8.2 Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik ohne bzw. mit Berücksichtigung von Wegen für die Landnutzung 1999 und mit homogener Boden- und Landnutzungsverteilung am 07.03.2000 im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet

Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik	Landnutzung 1999		Boden und Landnutzung homogen	
	a	b	a	b
Oberflächenabfluss [mm]	8,3	8,5	5,1	5
Oberflächenabfluss / Niederschlag [%]	15	16	9,5	9,4
Abflussspitze [l/s]	190	194	269	265
Bodenerosion durch Regen und Abfluss [t]	373	377	799	795
Sedimentation [t]	328	335	420	425
Schwebstoffaustrag [t]	45	42	379	370

a = ohne Berücksichtigung von Wegen
 b = mit Berücksichtigung von Wegen

Wahnbach-Einzugsgebiet

Auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs werden systematisch höhere Oberflächenabflüsse durch die Berücksichtigung von Straßen simuliert (Abb. 8.17). Das hohe Bestimmtheitsmaß ($r^2 = 0,99$) belegt den starken linearen Zusammenhang zwischen der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung.

Die Oberflächenabflüsse steigen für den gesamten Modellierungszeitraum durch die modifizierte Parametrisierung um 20 % auf 50 mm gegenüber der nicht modifizierten Parametrisierung (42 mm). Entsprechend den Erkenntnissen im Steinersiefen Einzugsgebiet kann davon ausgegangen werden, dass die Ablenkung und Bündelung des Oberflächenabflusses durch die Straßen zu einer Reduzierung des flächig-diffusen und zu einer Verstärkung des konzentrisch-linearen Oberflächenabflusses führt, wodurch die Infiltrationsverluste sinken. Aufgrund der vermehrten und intensiveren

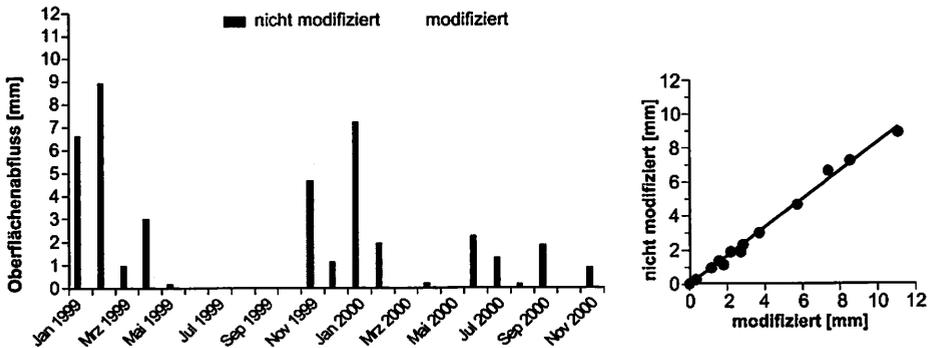


Abb. 8.17 Simulierte Oberflächenabflüsse auf Basis der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse

Oberflächenabflüsse steigen auch die simulierten Schwebstoffausträge durch die modifizierte Parametrisierung an (Abb. 8.18). Im Vergleich zu der Oberflächenabflussanalyse ist das Bestimmtheitsmaß ($r^2 = 0,91$) zwischen der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung jedoch geringer.

Gegenüber der Basissimulation (1396 t) nehmen die simulierten Schwebstoffausträge für den Modellzeitraum um mehr als das Vierfache auf ca. 5690 t zu. Damit werden die gemessenen Schwebstoffausträge von 913 t für den Zeitraum Januar 1999 bis Juli 2000 mit 5331 t um 4418 t ebenfalls stark überschätzt. Da mit dem Bestimmtheitsmaß der Anteil der erklärten Varianz beurteilt, nicht jedoch der Grad der Übereinstimmung beschrieben wird, verschlechtert sich das Bestimmtheitsmaß (r^2) trotz der stark abweichenden Massenbilanz mit 0,74 nur geringfügig gegenüber der nichtmodifizierten Parametrisierung ($r^2 = 0,79$). Die Erhöhung des Schwebstoffaustrages ist mit 400 % um ein Vielfaches höher als die des Oberflächenabflusses (20 %). Die Bodenerosion steigt durch die modifizierte Parametrisierung um 36,5 %, während die Sedimentation um 28,6 % zurückgeht. Dadurch ändert sich das Verhältnis zwischen Bodenerosion und Sedimentation drastisch und führt zu einer hohen Zunahme des Schwebstoffaustrages um 4294 t für die zwei Jahre des Untersuchungszeitraumes.

Wie eingangs erwähnt, wurde die Zunahme des Oberflächenabflusses und der Bodenerosion durch Forstwege über verschiedene Studien nachgewiesen (MADAJ, 2000; LUCE und WEMPLE, 2001; MEGAHAN et al., 2001; TAGUE und BAND, 2001; NYSSSEN et al., 2002). Jedoch erscheint die Zunahme für das Einzugsgebiet des Wahnbachs zu hoch. Ein Grund hierfür kann sein, dass der zeitweilige Rückhalt von Oberflächenabfluss durch Straßen nicht abgebildet werden kann. Die Wirkung von Straßen beschränkt sich auf das Ablenken der reliefbasierten Fließpfade bis eine lokale Senke oder Drainage angetroffen wird. Ein weiterer Grund ist, dass bei dem DGM üblicherweise so korrigiert wird, dass keine lokalen Senken auftreten. Sedimentationsbereiche werden damit von Beginn an nicht berücksichtigt, was eine starke Vereinfachung darstellt. Die Berücksichtigung linearer Elemente kann dieses Problem noch verschärfen, da durch die Konzentration der Fließwege die Fließgeschwindigkeit des Abflusses und damit der Austrag von Sedimenten erhöht wird, was jedoch oft durch lokale Senken abgepuffert

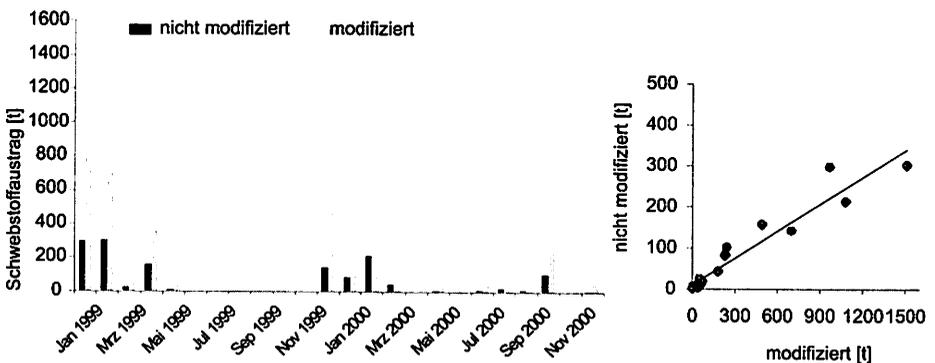


Abb. 8.18 Simulierte Schwebstoffausträge auf Basis der nicht modifizierten und der modifizierten Parametrisierung im Wahnbach-Einzugsgebiet für 64 Niederschlagsereignisse

wird. Im Gelände belegen Vernässungsflächen in lokalen Senken an Straßenrändern ein längerfristiges Zurückhalten des Oberflächenabflusses, sodass die Versickerungsverluste lokal zunehmen können und der aufgestaute Oberflächenabfluss nicht weiter erosionswirksam werden kann (Abb. 8.19). Wie aus Abb. 8.19 deutlich sichtbar wird, sind selbst Drainagen kein Garant für einen zügigen Oberflächenabfluss, weshalb es an Straßen zeitweilig zu Wasserstau und damit zu höheren Versickerungsverlusten kommen kann. Zudem wurden die Straßen zum Teil an Versickerungsanlagen angeschlossen, um die Versickerungsverluste des Oberflächenabflusses zu erhöhen. Die Existenz solcher Anlagen im Gebiet ist bekannt, ihr Einfluss kann jedoch mit LISEM nicht abgebildet werden. Die Überschätzung des Schwebstoffaustrages durch LISEM kann aber auch an einer Unterschätzung der gebietsinternen Sedimentation liegen, da diese durch die modifizierte Parametrisierung stark zurückgeht.

Die Sedimentation in den Gerinnen kann mit dem Modell nur unzureichend und sehr vereinfacht abgebildet werden. Hier könnte die Kopplung mit einem eindimensionalen Strömungs- und Transportmodell wie HEC-6 (GEE und WILLIAM, 1992) Verbesserungen erbringen, mit dem die fluviale Erosion und Sedimentation in den Gerinnen differenzierter beschrieben werden können. LAMERS (2001) hat mit HEC-6 für den Wendbach ein zeitlich entkoppeltes Sedimentspeichervermögen simuliert, das durch Sedimentspeicherung im Sommer und Speicherentleerung im Winter cha-



Abb. 8.19 Vernässungsfläche an einer Bundesstraße im Wahnbach-Einzugsgebiet, die bei der modifizierten Parametrisierung berücksichtigt wird. Die Drainage soll den ungehinderten Wasserabfluss durch einen etwa zwei Meter hohen Damm gewährleisten, auf dem die Straße gebaut wurde (August 2008).

rakterisiert ist. Da die Sedimentspeicherfähigkeit im Sommer positiv und im Winter negativ ist, gleichen sich die Sedimentbilanzen langfristig aus, weshalb die Bedeutung der Sedimentspeicherung in den Gerinnen für den Sedimentaustrag mit zunehmender zeitlicher Betrachtungsdauer zurückgeht.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es mit Hilfe von RIDEM gelungen ist, Straßen und Wege bei der Bestimmung der Fließpfade und infolge dessen bei der Bodenerosionsmodellierung mit LISEM zu berücksichtigen. Wie die Simulationen im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet belegen, können solche Landnutzungsstrukturen lokal eine bedeutende Rolle spielen. Auf der Skala des Einzugsgebietes sind die simulierten Unterschiede jedoch aufgrund der großen räumlichen Heterogenität der Landschaft nicht messbar und können deshalb auch nicht mit Messungen überprüft werden. Dennoch sollten Einflüsse durch Straßen auf die Fließpfade und die Folgen auf die Bodenerosion künftig in Modellen stärker berücksichtigt werden um die räumlichen Muster von Bodenerosion treffender zu beschreiben und damit austragssensitive Bereiche sicherer ausweisen zu können. Ob der Einfluss linearer Strukturen auf den Abfluss mit der Gebietsgröße abnimmt, wie es von BRONSTERT et al. (1995) für den Hochwasserabfluss in unterschiedlichen Raumskalen beschrieben wird, kann durch die Untersuchung nicht bestätigt werden. Dafür müssten die Ereignisfolgen auch für das Teileinzugsgebiet des Steinersiefens simuliert und mit den Ergebnissen auf der Gesamteinzugsgebietsebene verglichen werden.

9 Einfluss zunehmender ackerbaulicher Nutzung und Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen auf Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Sedimentation

In den letzten Jahren gewinnen Aussagen zu den Folgen von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf die Wasser- und Stoffdynamik in Landschaften zunehmend an Bedeutung (BRONSTERT, 2005; NEARING et al., 2005). Die Abschätzungen der Folgen bilden eine Grundvoraussetzung für das Management der Ressourcen Wasser und Boden und damit zur Sicherung der Lebensgrundlage des Menschen. Als Antwort auf die sich weltweit verschärfende Nahrungsmittelkrise ist durch die EUAgrarreform zukünftig die Reaktivierung stillgelegter Ackerflächen in Deutschland zu erwarten. Deshalb wurde von der Kommission der Europäischen Gemeinschaft im Rahmen des GAPGesundheitschecks (KOM, 2008 a) vorgeschlagen, die Flächenstilllegungsprämien als Instrument der Angebotssteuerung abzuschaffen. Der Vorschlag folgt einer Verordnung (KOM, 2007), durch welche die obligatorische Flächenstilllegung ab dem Jahr 2008 entfällt. Seit der Herbstsaat 2008 und der Frühlingsaat 2009 sind die Landwirte nun nicht mehr verpflichtet, zehn Prozent ihrer Flächen aus der landwirtschaftlichen Erzeugung zu nehmen, um Zahlungsansprüche geltend machen zu können (KOM, 2008 b). Von der Wasserwirtschaft wird die Reaktivierung stillgelegter Ackerflächen im Wahnbach-Einzugsgebiet kritisch bewertet, da durch den Umbruch von Grünland große Nährstoffmengen freigesetzt werden und die Gefahr von Bodenabtrag zunimmt, wodurch die Gefahr der Trinkwasserverunreinigung steigt (KRÄMER, 2001). Um das Trinkwasser vor Stoffeinträgen von den ackerbaulich genutzten Flächen zu schützen, wurde seit dem Bau der Talsperre im Jahr 1954 (MOLLENHAUER und WOHLRAB, 1990) ein vom Wahnachtalsperrenverband geförderter landwirtschaftlicher Strukturwandel vollzogen (BOGENA und DIEKKRÜGER, 2002). Im Jahr 1950 wurde noch mehr als 30 % der Gebietsfläche ackerbaulich genutzt. Heute hat das Grünland den größten Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Einzugsgebietes (Abb. 9.1).

Es stellt sich die Frage, welche Gefahren mit einer erneuten Zunahme des Ackerbaus im Gebiet für die Ressourcen Wasser und Boden verbunden sind und welche

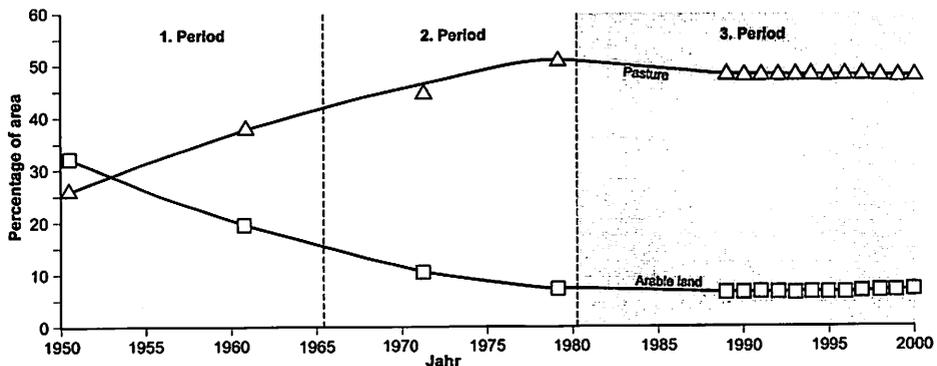


Abb. 9.1 Entwicklung von acker- und weidewirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Wahnachtalsperre, aus BOGENA (2001)

Gegenmaßnahmen ergriffen werden können, um diese Ressourcen wirkungsvoll zu schützen. Ziel dieses Kapitels ist es deshalb, die Bodenerosion und Sedimentation aufgrund einer Zunahme des Ackerbaus im Wahnbach-Einzugsgebiet abzuschätzen, die Wirkung von Gegenmaßnahmen zu bewerten und damit einen Beitrag zum Schutz der Ressourcen Wasser und Boden zu leisten. Um skalenspezifische Aussagen zu ermöglichen, werden die Modellierungen sowohl für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet als auch für das Wahnbach-Einzugsgebiet für verschiedene Landnutzungszustände durchgeführt. Der Unterschied zwischen den verschiedenen Landnutzungszuständen besteht allein in dem Anteil ackerbaulich genutzter Fläche. Im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet wird die Landnutzung des Jahres 1999, in dem kein Ackerbau betrieben wurde mit der des Jahres 2008 simuliert. Es wurde untersucht, wie sich eine ackerbauliche Nutzung auf neun Prozent der Fläche auswirkt. Für das Gesamteinzugsgebiet wird die Landnutzung von 1999 (ca. 7 % Ackerbau) mit der von 1884 (ca. 52 % Ackerbau) vergleichend simuliert. Als Erosionsschutzmaßnahme wird auf den konventionell bearbeiteten Äckern das Mulchverfahren und die Wirkung eines Grünstreifens simuliert und bewertet.

9.1 Erweiterung der Datengrundlage

Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet wurde im Jahr 2008 auf ca. drei Hektar Futtermais angebaut, nachdem jahrelang ausschließlich Grünlandnutzung zu verzeichnen war (Abb. 9.2, Abb. 9.3). Durch den Acker reduziert sich die Grünlandfläche von 75 % im Jahr 1999 auf ca. 61 % der Gebietsfläche. Die übrige Landnutzungsverteilung ist zwischen beiden Jahren identisch geblieben. Die Vegetationsbedeckung auf dem Acker unterliegt einer hohen saisonalen Dynamik und reicht von nahezu unbedeckt im November bis fast vollständig bedeckt im Juli (Abb. 9.3).

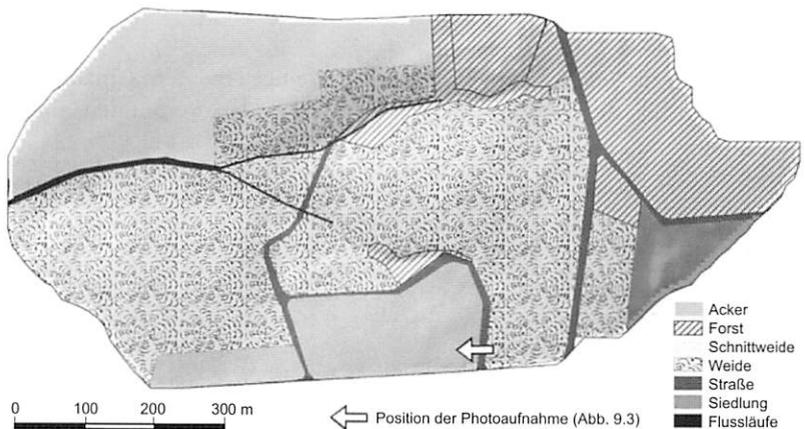


Abb. 9.2 Räumliche Verteilung der Landnutzung im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet 2008



Abb. 9.3 Teilansicht des Ackers im Berrensiefen-Teilzugsgebiets in Richtung Westen, aufgenommen im Juli (links) und November (rechts) 2008

Der Maisanbau erfolgte 2008 konventionell, das heißt ohne anschließende Ausbringung einer Mulchauflage nach der Ernte, wie Abb. 9.3 (rechts) belegt. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden für die Simulationen das im Berrensiefen-Teilzugsgebiet gemessene Niederschlagsereignis vom 07.03.2000 (45 mm Regen mit Spitzenintensitäten von etwa 12 mm/h) gewählt, da es bereits in Kapitel 6.3.1 mit der Landnutzung von 1999 verwendet wurde. Die Simulationen aus Kapitel 6.3.1 unterscheiden sich demnach nur durch die zusätzliche Ackerfläche, so dass Aussagen über die Wirkung der Landnutzungsänderung direkt möglich sind. Die Parameterisierung des Modells hinsichtlich der Ackerfläche nutzt Messungen von SCHERZER et al. (2006), MICHAEL et al. (1996) und TAKKEN et al. (1999), die zusammen alle für die Modellanwendung geforderten Werte für Maisanbau bereitstellen. Als Erosionsschutzmaßnahmen wurden zum einen das Mulchverfahren und zum anderen eine Grünstreifenvariante simuliert. Durch den rasterbasierten Modellansatz ist es möglich, die Wirkung von Strukturen wie Grünstreifen räumlich explizit zu testen und zu bewerten. Der Grünstreifen wurde mit einer Länge von 130 m und einer Breite von fünf Meter an der Grenze des Maisfeldes in das Modell implementiert (Abb. 9.4).

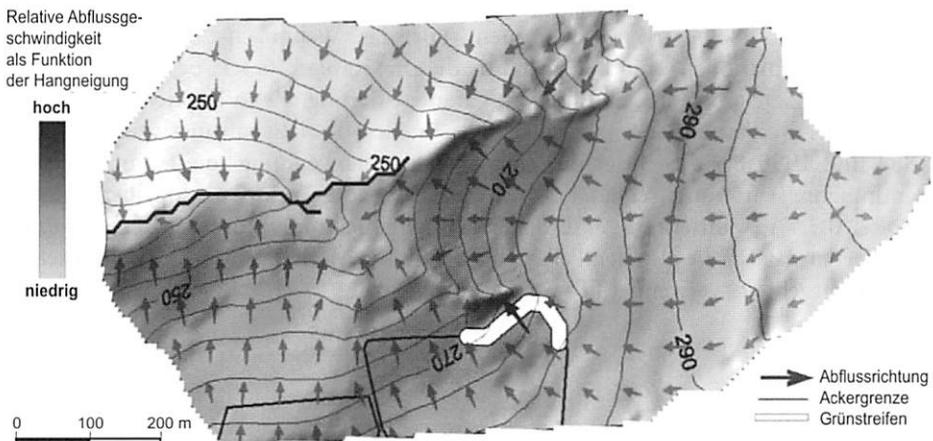


Abb. 9.4 Simulierte Lage des Grünstreifens im Berrensiefen-Teilzugsgebiet

Der Acker grenzt im Gelände an einen Weg. Um den Stoffaustrag effektiv zu reduzieren wurde angenommen, dass sich an dem Übergang von der Ackerfläche zum Weg ein Grünstreifen befindet. Das Gelände ist hier mit fünf bis acht Grad relativ steil, was die hohe relative Abflussgeschwindigkeit an dieser Position erklärt. Die Parametrisierung der Erosionsschutzmaßnahmen beziehen sich beim Mulchverfahren auf die gesamte Fläche, bei der Variante mit Grünstreifen jedoch nur auf diese Teilfläche. Die Oberflächenrauigkeit wurde nach MICHAEL et al. (1996) bestimmt (Tab. 9.1).

Tab. 9.1 Parametrisierung der Oberflächenrauigkeit und der Vegetationsbedeckung bei den verschiedenen Modell

Nutzungsweise	Oberflächenrauigkeit [$m^{1/3}/s$]	Vegetationsbedeckung [%]
konventionell	0,015	12
Mulchverfahren	0,074	30
Grünstreifenvariante	0,300	95

Die Vegetationsbedeckung des Ackers bei der konventionellen Bewirtschaftung konnte im Gelände abgeschätzt werden. Bei dem Mulchverfahren wurden von der ganzjährig geforderten Mindestbedeckung von 30 % für Äcker ausgegangen (MÜLLER et al., 2009). Für den Grünstreifen wurde die geschätzte Vegetationsbedeckung und die mit Doppelringinfiltrometern auf Weidestandorten gemessene Wasserleitfähigkeit (216 cm/d, Kapitel 7.1.2) verwendet.

Wahnbach-Einzugsgebiet

Im Jahr 1884 wurde nach Angaben der Königlich Preußischen Landesaufnahme das Wahnbach-Einzugsgebiet mit mehr als 2900 ha intensiv ackerbaulich genutzt (Abb. 9.5). Im Jahr 1999 belief sich die ackerbaulich genutzte Fläche hingegen nur noch auf etwa 380 ha (Abb. 9.6).

Erwartungsgemäß hat der Flächenanteil für Weiden zwischen 1884 (10 %) und 1999 (62 %) stark zugenommen. Für das Wahnbach-Einzugsgebiet werden die Simulationen mit LISEM für die in Kapitel 6.3.1 beschriebenen 64 Niederschlagsereignisse mit der gleichen Parametrisierung wie in Kapitel 6.3.1 durchgeführt. Es werden auch keine Änderungen in der Bewirtschaftungsweise zwischen 1884 und 1999 berücksichtigt. Da sich die Modellanwendung somit nur durch die Landnutzungskarte unterscheidet, ist die Vergleichbarkeit mit den Modellierungen in Kapitel 6.3.1 gewährleistet. Als Erosionsschutzmaßnahme wird das Mulchverfahren simuliert und dafür die gleichen Parameter wie für die Modellvariante des Berrensiefen-Teileinzugsgebietes verwendet (Tab. 9.1).

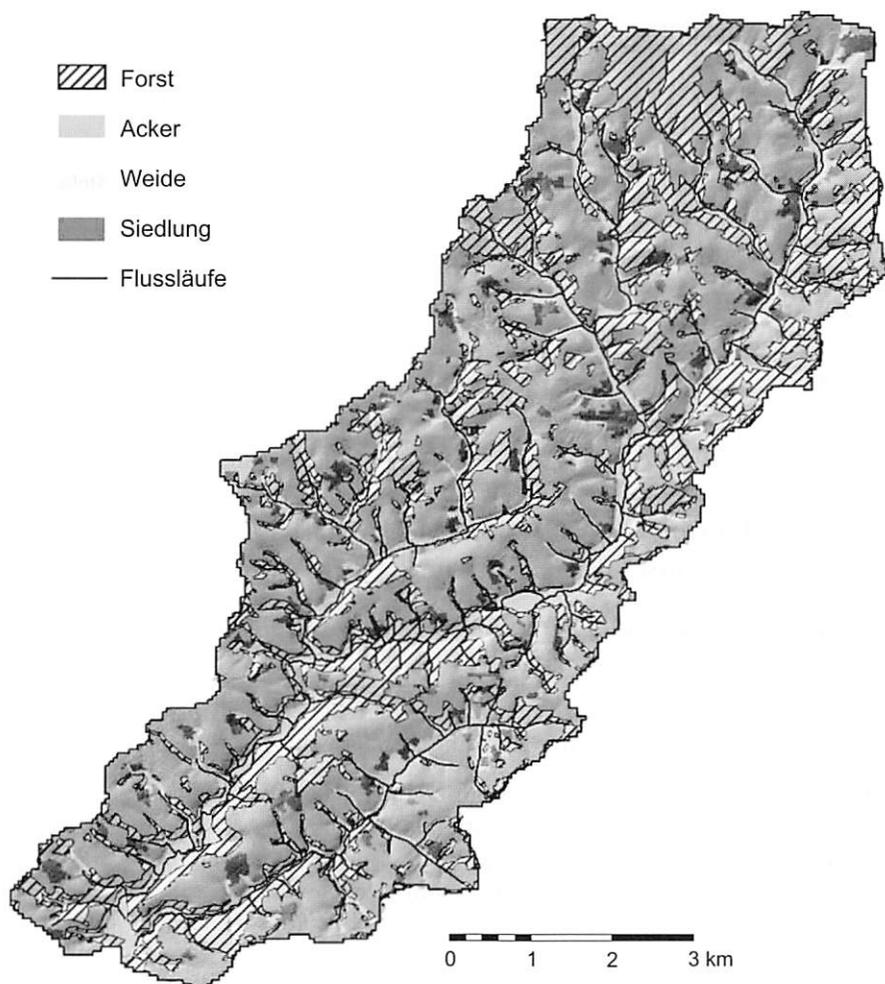


Abb. 9.5 Räumliche Verteilung der Landnutzung im Wahnbach-Einzugsgebiet 1884, Kartengrundlage: Königlich Preußische Landesaufnahme von 1884 im Maßstab 1:25.000, (GEOLOGISCHER DIENST NRW, 2005)

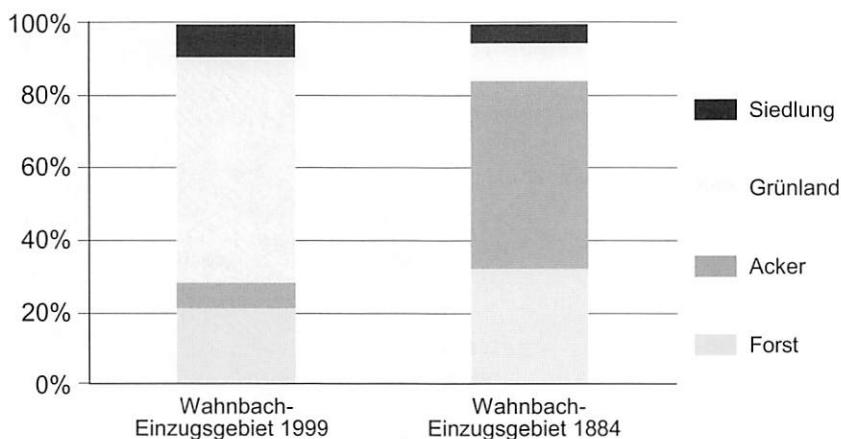


Abb. 9.6 Flächenanteile der Landnutzung 1884 und 1999 im Wahnbach-Einzugsgebiet

9.2 Modellierung der Zunahme des Ackerbaus und der Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen

Zunahme des Ackerbaus im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Um den Einflüssen des Ackers auf die Bodenfeuchte zum Ereignisbeginn Rechnung zu tragen, wurde das WaSiM-ETH Modell für das Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (Kapitel 5) mit der Landnutzungskarte von 2008 angewendet (Abb. 9.7, s. Beilage II).

WaSiM-ETH simuliert zum Ereignisbeginn eine etwas höhere Bodenfeuchte für den Bereich des Ackers, was darauf zurückzuführen ist, dass der Acker zu dieser Zeit noch brachliegt und somit kein Wasserentzug durch die Wurzeln erfolgt. Wie der Vergleich mit der Landnutzung von 1999 zeigt, erhöht sich die simulierte Bodenerosion mit LISEM für den stärker geneigten Teil des Ackers (Abb. 9.8, s. Beilage II).

Im östlichen Teil des Ackers treten zur Siefe hin höhere Hangneigungen ($> 5^\circ$) auf, weshalb dieser Bereich besonders erosionsgefährdet ist. Für den restlichen Teil des Ackers werden aufgrund des geringeren Gefälles nur geringe Unterschiede im Vergleich zu der Weidenutzung im Jahr 1999 simuliert. Die Abweichungen sind vor allem damit zu begründen, dass der Acker zu dieser Zeit noch brachliegt, wohingegen die Weide das ganze Jahr durch die dichte Vegetation den Boden wirkungsvoll vor Bodenerosion schützt. Infolge der erhöhten Bodenerosion steigt auch der Schwebstoffaustrag durch den Acker an (Abb. 9.9).

Die Zunahme des Oberflächenabflusses ist mit dem zügigeren Abfluss durch die geringere Oberflächenrauigkeit auf dem Acker zu erklären, wodurch die Infiltrationsverluste sinken. Wird der Anfangswassergehalt unverändert belassen, fällt die Zunahme der Bodenerosion und Sedimentation durch den Acker weniger stark aus (Tab. 9.2).

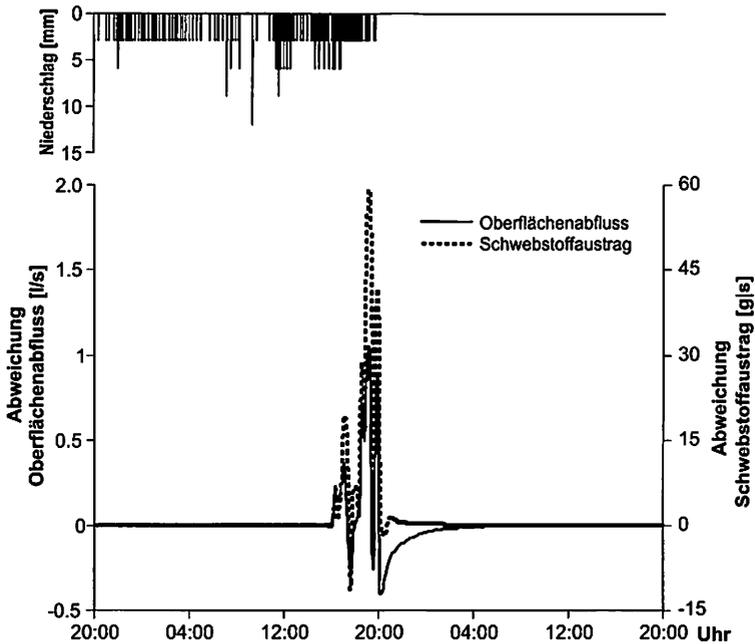


Abb. 9.9 Abweichung der simulierten Oberflächenabflüsse und Schwebstoffausträge durch den Acker für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Tab. 9.2 Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik für die Landnutzung 1999 (ohne Acker) und 2008 (mit Acker) für das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Haushaltsgrößen der Wasser- und Stoffdynamik	Landnutzung von 1999	Landnutzung von 2008 ^a	Landnutzung von 2008 ^b
Oberflächenabfluss [mm]	3,4	3,4	3,6
Abflussspitze [l/s]	52	52	55
Bodenerosion durch Regen und Abfluss [t]	22	30	56
Sedimentation [t]	16	24	46
Schwebstoffaustrag [t]	6	6	10

^a = Bestimmung des Anfangswassergehaltes ohne Berücksichtigung des Ackers

^b = Bestimmung des Anfangswassergehaltes mit Berücksichtigung des Ackers

Die Berücksichtigung des Ackers auf den Anfangswassergehalt führt zu einer leicht erhöhten Abflussbildung und ist für den Anstieg des Schwebstoffaustrages verantwortlich. Wird der Anfangswassergehalt nicht verändert, erhöht sich die Bodenerosion und Sedimentation zwar ebenfalls, jedoch heben sich die Unterschiede gegenseitig auf, weshalb der Schwebstoffaustrag für beide Landnutzungsvarianten gleich ist. Wie bereits die Ergebnisse von Kapitel 6 zeigen, ist die Bestimmung des Anfangswassergehaltes in LISEM von hoher Bedeutung, da insbesondere die Abflussbildung und nachfolgend die Bodenerosion davon wesentlich beeinflusst werden. Deshalb wird im

nächsten Schritt der Einfluss der Landnutzungsänderungen bei der Bestimmung der Anfangswassergehalte berücksichtigt.

Erosionsschutzmaßnahmen im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Durch beide Erosionsschutzmaßnahmen wird der Schwebstoffaustrag jeweils um etwa eine Tonne auf neun Tonnen reduziert (Tab. 9.3).

Tab. 9.3 Simulierte Haushaltsgrößen der Wasser- und Sedimentdynamik durch die Erosionsschutzmaßnahmen für die Landnutzung 2008 und das Niederschlagsereignis am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet

Haushaltsgrößen der Wasser- und Stoffdynamik	ohne Erosionsschutzmaßnahme	Grünstreifenvariante	Mulchverfahren
Oberflächenabfluss [mm]	3,6	3,5	3,6
Abflussspitze [l/s]	55	55	55
Bodenerosion durch Regen und Abfluss [t]	56	48	40
Sedimentation [t]	46	39	31
Schwebstoffaustrag [t]	10	9	9

Der Gesamtoberflächenabfluss wird durch das Mulchverfahren nicht beeinflusst. Bei der Grünstreifenvariante wird hingegen eine etwas geringere Oberflächenabflussbildung simuliert, da durch die höhere gesättigte Wasserleitfähigkeit des Grünstreifens die Infiltrationsverluste lokal ansteigen. Deutliche Unterschiede zwischen beiden Maßnahmen bestehen jedoch in Bezug auf die Muster der simulierten Bodenerosion und Sedimentation. Die Mulchauflage wirkt auf der gesamten Ackerfläche erosionsmindernd und reduziert deshalb die Bodenerosion auf dem Acker stärker als der Grünstreifen, der nur am Ackerrand wirkt (Abb. 9.10, s. Beilage II). Der Grünstreifen wirkt als Stoffbarriere, der den Bodenabtrag vom Acker aus dem Oberflächenabfluss filtert und am Ackerrand ablagert. Deshalb wird lokal eine erhöhte Sedimentation durch den Grünstreifen simuliert, was mittel- bzw. langfristig zu einer Ackerterrasse führen wird. Die Bodenerosion auf dem Acker als das eigentliche Problem würde jedoch nicht vermindert werden. Messungen von MUNOZ-CARPENA et al. (1998) und HESSEL und TENGE (2008) bestätigen die Wirkung von Grünstreifen als Sedimentfallen durch die Reduzierung der Transportkapazität des Abflusses. Insgesamt kann das Mulchverfahren als effektiver und günstiger als die Grünstreifenvariante eingestuft werden, zumal das Mulchen durch Ernterückstände eine relativ kostengünstige Maßnahme mit geringem Mehraufwand für den Landwirt darstellt. Es ist jedoch zu bedenken, dass mit Ernterückständen durch den angebauten Futtermais die Bodenbedeckung nur um etwa fünf Prozent erhöht werden kann (SCHMIDT, 2007).

Geht man von 12 % Bodenbedeckung ohne Mulchen aus, kann durch Ernterückstände bei Futtermais nur etwa 17 % Bodenbedeckung erreicht werden. Um die von MÜLLER et al. (2009) geforderte Mindestbedeckung von 30 % zu erreichen, muss zusätzliches Mulchmaterial herangeschafft und ausgebracht werden, was die Kosten und den Mehraufwand für diese Maßnahme erhöht. Dennoch sollte zukünftig eine sol-

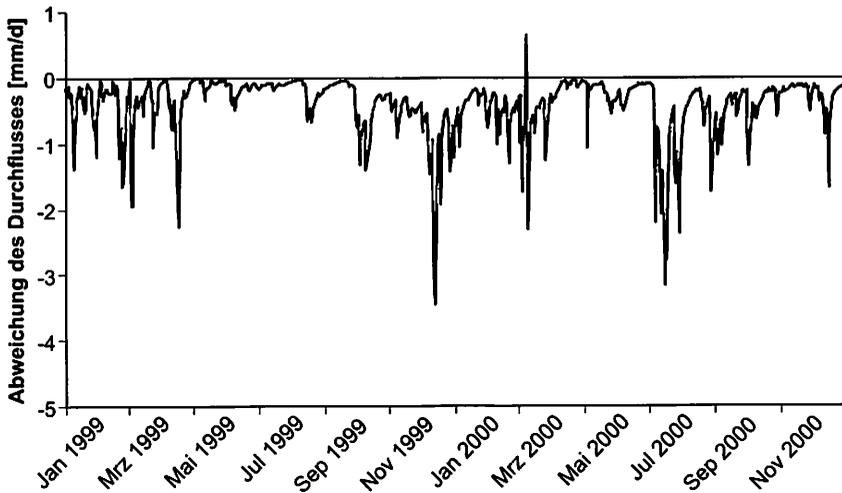


Abb. 9.11 Abweichung des simulierten Durchflusses mit WaSiM-ETH durch die Landnutzung 1884 gegenüber der Landnutzung 1999

che Erosionsschutzmaßnahme in Betracht gezogen werden, soll die Fläche auch weiterhin zum Anbau von Futtermais dienen. Gerade im Hinblick auf die hohen Jahresniederschläge im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet ($> 1000 \text{ mm/a}$) ist bei der gegenwärtig konventionellen Bewirtschaftungsweise eine Gefahr durch den Acker für die Ressourcen Wasser und Boden nicht auszuschließen. Da mit dem Mulchverfahren die simulierte Bodenerosion deutlich reduziert werden konnte, wird das Verfahren nachfolgend auf das Wahnbach-Einzugsgebiet übertragen, um auch für diese Raumskala Erkenntnisse zur Maßnahmenwirksamkeit zu gewinnen.

Zunahme des Ackerbaus im Wahnbach-Einzugsgebiet

Um den Einflüssen des vermehrten Ackerbaus auf die Anfangswassergehalte bei den Bodenerosionsanalysen mit LISEM Rechnung zu tragen, wurde das in Kapitel 5 entwickelte WaSiM-ETH Modell des Wahnbach-Einzugsgebietes mit der Landnutzung von 1884 angewendet. Infolge der Landnutzung von 1884 werden geringere Durchflüsse im Vergleich zu der von 1999 simuliert (Abb. 9.11, Tab. 9.4).

Tab. 9.4 Simulierte Wasserhaushaltsgrößen für das Wahnbach-Einzugsgebiet bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884

Wasserhaushaltsgröße [mm]	Landnutzung 1999		Landnutzung 1884	
	Jahr 1999	Jahr 2000	Jahr 1999	Jahr 2000
gemessener Niederschlag [mm]	1200	1253	1200	1253
simulierter Durchfluss [mm]	623	698	482	537
simulierte potentielle Verdunstung [mm]	908	770	1004	858
simulierte tatsächliche Verdunstung [mm]	569	578	629	647
aus den Bilanzgliedern der Wasserbilanz berechnete Wasserspeicheränderung [mm]	8	-23	88	69

Die simulierte Durchflussmenge nimmt durch die Landnutzung von 1884 um 23 % ab. Die Abnahme der Durchflüsse resultiert aus erhöhten Verdunstungsverlusten durch den höheren Ackeranteil im Gebiet. Da die Böden während der niederschlagsreichen Wintermonate brach liegen steigt auch die Infiltration, weshalb der Wasserspeichergehalt zunimmt. Messungen belegen unter Acker höhere Grundwasserneubildungsraten als unter Forst oder Weide (EHLERS, 1996). Neben dem Gesamtabfluss verändern sich die Abflussanteile (Tab. 9.5). Der Zwischenabflussanteil steigt wohingegen der Oberflächen- und der Grundwasserabflussanteil abnehmen.

Tab. 9.5 Simulierte prozentuale Abflussanteile am Gesamtabfluss für das Wahnbach-Einzugsgebiet bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884

Abflusskomponente	Landnutzung 1999	Landnutzung 1884
Oberflächenabfluss [%]	9	5
Zwischenabfluss [%]	78	83
Grundwasserabfluss [%]	13	12

WaSiM-ETH simuliert durch den höheren Ackeranteil mit der Landnutzung von 1884 vor allem im Sommer eine geringere Bodenfeuchte in der Wurzelzone als mit der Landnutzung von 1999, bei der viele der ehemaligen Ackerstandorte als Weiden genutzt wurden (Abb. 9.12).

Die tiefer wurzelnden Kulturen auf dem Acker führen im Frühjahr und Sommer zu einem höheren Wasserentzug gegenüber Grünland und bedingen deshalb die Abnahme der Bodenfeuchte. LISEM simuliert infolge dessen für die Landnutzung von 1884 höhere Infiltrationsverluste und eine geringere Oberflächenabflussbildung im Vergleich zu den Simulationen mit der Landnutzung von 1999 (Abb. 9.13). Der lineare Zusammenhang der simulierten Oberflächenabflüsse zwischen beiden Landnutzungszuständen ist sehr hoch ($r^2 = 0,99$). Insgesamt sinkt der Oberflächenabfluss um vier Millimeter auf 38 mm. Trotzdem steigt durch den höheren Ackeranteil die Bodenerosion und Sedimentation und infolge dessen der Schwebstoffaustrag stark an.

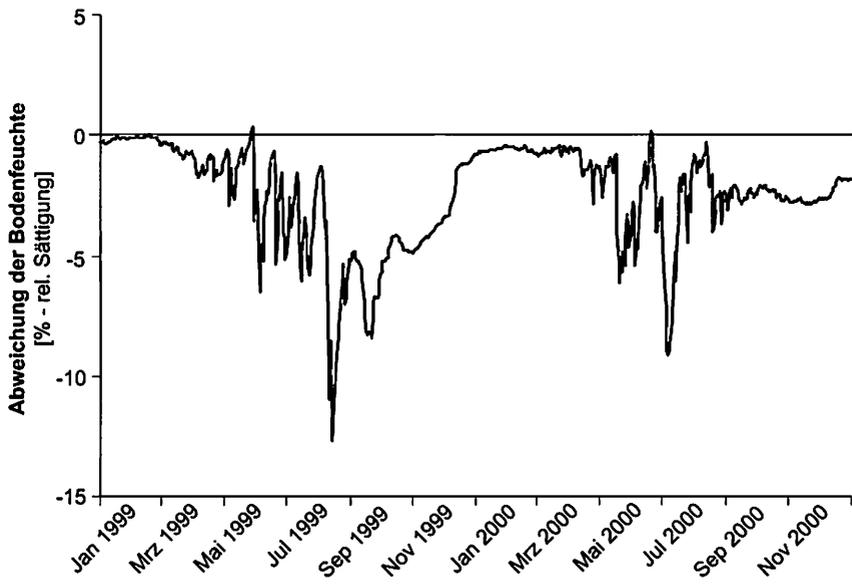


Abb. 9.12 Abweichung der simulierten Bodenfeuchte mit WaSiM-ETH durch die Landnutzung 1884 gegenüber der Landnutzung 1999

Im Vergleich zu den Simulationen in Kapitel 6.3.1, bei denen für die 64 betrachteten Niederschläge ein kumulierter Schwebstoffaustrag von 1396 t berechnet wurde, wird mit der Landnutzung von 1884 ein Schwebstoffaustrag von 10056 t simuliert, was eine Zunahme um etwa das Siebenfache entspricht. BOGENA (2001) simuliert für den Zeitraum von 1950 bis 1960, bei dem der Ackeranteil im Wahnbach-Einzugsgebiet von 30 % auf etwa 20 % schrumpfte einen mittleren jährlichen Sedimentausttrag von 6682 t, der jedoch mit 590 t und 12817 t zwischen den einzelnen Jahren beträchtlich schwankt. Angesichts dieser Zahlen erscheinen die simulierten Schwebstoffausträge für die beiden Jahre des Untersuchungszeitraumes mit 6890 t (1999) und 3165 t (2000) bei der Landnutzung des Jahres 1884 (52 % Ackerland) plausibel.

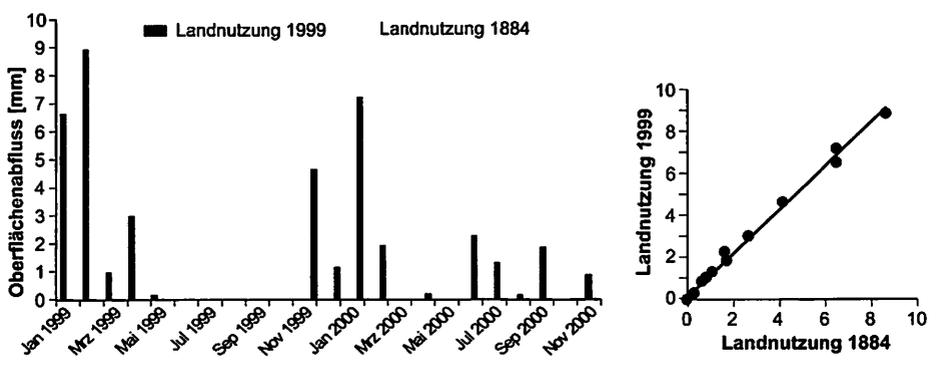


Abb. 9.13 Simulierte Oberflächenabflüsse bei der Annahme der Landnutzung 1999 und 1884 für 64 Niederschlagsereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet

Im Vergleich zu der simulierten räumlichen Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation mit der Landnutzung von 1999 (Abb. 6.21) werden infolge des höheren Ackeranteils erwartungsgemäß mehr Flächen durch die Landnutzung von 1884 als erosionsgefährdet ausgewiesen (Abb. 9.14, s. Beilage II). Werden für die Landnutzung von 1999 lediglich acht Prozent der Gebietsfläche als erosions- und zehn Prozent als sedimentationsgefährdet ausgewiesen (Abb. 6.21), steigt der Anteil durch die Annahme der Landnutzung von 1884 auf ca. 20 % für Bodenerosion und etwa 12 % für Sedimentation. Damit steigt der Gebietsanteil, für den Sedimentation berechnet wird, weniger stark und ist mit dem geringen Grünlandanteil um 1884 zu begründen. LISEM weist Grünland häufig als Sedimentationsbereich aus, da die Abflussgeschwindigkeit und damit die Transportkapazität aufgrund der hohen Oberflächenrauigkeit von Grünland gering sind.

Erosionsschutzmaßnahmen im Wahnbach-Einzugsgebiet

Durch die Annahme einer Mulchauflage von 30 % kann die Bodenerosion und Sedimentation deutlich zurückgedrängt werden, was anhand der simulierten Schwebstoffausträge belegt werden kann (Abb. 9.15).

Der simulierte Schwebstoffaustrag sinkt für die 64 betrachteten Niederschlagsereignisse durch das Mulchverfahren um etwa 50 % auf 4966 t. Ein Vergleich der Monatssummen des simulierten Schwebstoffaustrages zeigt, dass der Effekt des Mulchverfahrens aufgrund der Überlagerung mit der Vegetationsbedeckung zeitlich variabel ist. Zwischen den Monaten Mai und September werden durch das Mulchverfahren keine bzw. sehr geringe Unterschiede im Vergleich zu der konventionellen Variante berechnet. Dies liegt daran, dass die Vegetationsbedeckung zu dieser Zeit 30 % übersteigt. Im Frühjahr vor dem Aufwuchs, wenn der Acker brachliegt und zudem durch häufige

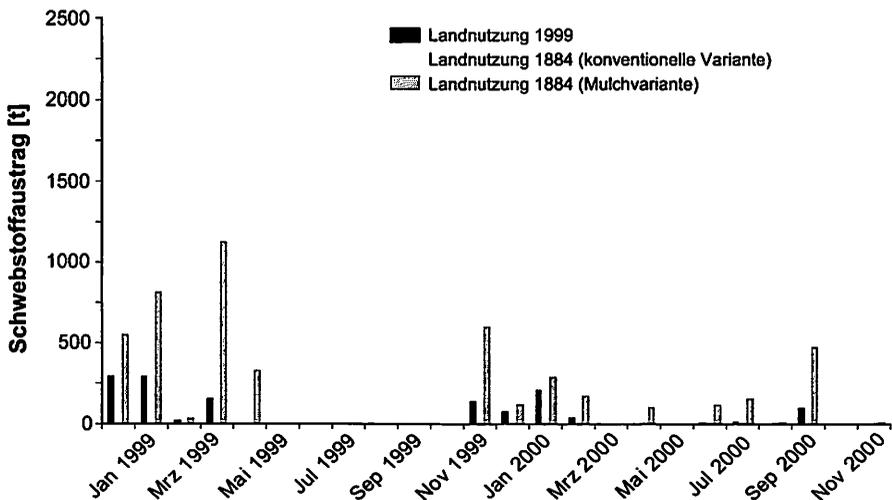


Abb. 9.15 Monatssummen simulierter und gemessener Schwebstoffausträge für 64 Ereignisse im Wahnbach-Einzugsgebiet für die Landnutzung 1999 und 1884 bei verschiedenen Bewirtschaftungsformen

Westwetterlagen hohe Niederschläge auftreten, werden durch die Mulchvariante die Schwebstoffausträge am meisten reduziert.

Sicher stellt der hohe Ackeranteil bei dem Landnutzungszustand von 1884 eine sehr drastische Annahme dar, mit der auch bei einem Wegfall der Flächenstilllegungsprämie in Zukunft nicht gerechnet werden braucht. Dennoch macht diese Annahme die vielerorts im Gebiet gekappten Böden auf den Hängen und die mächtigen Kolluvien an den Hangfüßen und in den Auen verständlich und weist auf die Gefahren hin, die mit einer Wiederaufnahme des Ackerbaus für die Ressourcen Wasser und Boden in dem Gebiet verbunden sind. Es stellt sich die Frage, in wie weit es sinnvoll ist, die oftmals durch frühere Bodenerosion gekappten Böden angesichts ihrer Geringmächtigkeit und der hohen Gebietsniederschläge wieder zu reaktivieren und damit der erneuten Gefahr von Bodenabtrag auszusetzen. Da das Gebiet als Trinkwasserbildungsraum genutzt wird und durch das Umbrechen von Weiden große Nährstoffmengen freigesetzt werden und die Trinkwasserqualität zusätzlich gefährden (KRÄMER, 2001), sollte eine Wiederaufnahme des Ackerbaus im Wahnbach-Einzugsgebiet zukünftig unterbleiben.

10 Schlussfolgerungen und Ausblick

In dieser Arbeit wurden mit Hilfe einer gekoppelten Modellanwendung der Abfluss, die Bodenerosion und die Sedimentation für das 54 km² große Einzugsgebiet des Wahnbachs (Bergisches Land) analysiert. Dazu wurde die Beschreibung der räumlichen Variabilität von Landnutzungseigenschaften auf der Mesoskala (10⁰ – 10² km²) in den verwendeten Simulationsmodellen verbessert. Die dabei erzielten Ergebnisse sind viel versprechend. Die Modelle konnten um räumlich differenzierte Einflüsse von Landnutzungsmustern und -strukturen erweitert werden, die zuvor nicht abgebildet werden konnten. Dadurch wurde die räumliche Variabilität von Landnutzungseigenschaften als Schlüssel für zuverlässige Modellaussagen detaillierter beschrieben. Die Modellierung wurde genutzt, um bodenerosions- und sedimentationsgefährdete Gebietsbereiche zu identifizieren und damit einen Beitrag zum Schutz der Ressourcen Wasser und Boden zu leisten. Somit konnte mit Hilfe geeigneter komplexer prozessbasierter Modelle als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement die Gefahr von Landschaftsschäden (on-site, off-site) analysiert werden. Mit der Modellanwendung wurden jedoch nicht nur Möglichkeiten, sondern auch Grenzen der Modellierung aufgezeigt, aus denen sich weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf ergibt. Am Ende der Arbeit stellt sich die Frage, was aus der Modellanwendung für die hydrologische und die Bodenerosionsmodellierung sowie für das Einzugsgebietsmanagement gelernt werden kann. Diese Frage soll nun abschließend beantwortet werden.

Gekoppelte hydrologische Modellierung und Bodenerosionsmodellierung

Durch die Modellkopplung konnte mit einer umfassenden hydrologischen Analyse die Bodenfeuchte in ihrer räumlichen Verteilung hinreichend genau beschrieben werden, die als sensitiver Anfangszustand für die Bodenerosionsmodellierungen von hoher Relevanz ist. Durch das Rasterkonzept wurde die konsistente Nutzung der Bodenfeuchte bei der Modellkopplung sichergestellt. Der prozessbasierte Ansatz erlaubte die Übertragung der Parameter zwischen den Modellen, weshalb der Mehraufwand bei der Parametrisierung zweier Modelle gering war. Bei der Bodenerosionsmodellierung erlaubte die Simulation von Ereignisfolgen die Bilanzierung von Jahresbilanzen der Bodenerosion und Sedimentation und ermöglichte so die Überprüfung mit gemessenen Sedimentaustträgen. Die Simulationsergebnisse zeigen eine ausreichend gute Übereinstimmung mit den gemessenen Schwebstoffaustträgen. Die simulierten räumlichen Muster von Bodenerosion und Sedimentation konnten jedoch nicht quantitativ überprüft werden. Qualitativ ließen sich Ergebnisse durch lokale Feldbeobachtungen bestätigen, weshalb auch für das Gesamteinzugsgebiet des Wahnbachs auf eine plausible Prozessbeschreibung geschlossen werden kann. Die simulierten Muster von Bodenerosion und Sedimentation sollten deshalb nicht quantitativ, sondern qualitativ interpretiert werden. Mit den räumlich differenzierten Analysen konnten bodenerosions- und sedimentationsgefährdete Gebietsbereiche identifiziert werden, was für das Einzugsgebietsmanagement von hoher praktischer Relevanz ist. Wichtig ist in diesem Zusammenhang festzuhalten, dass keine Kalibrierung des Bodenerosionsmodells stattgefunden hat, da Sensitivitätsanalysen gezeigt haben, dass auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Boden- und Landnutzungseigenschaften das Bodenerosionsmodell nicht kalibriert

werden kann. Die Simulationsergebnisse belegen jedoch, dass auch ohne Kalibrierung eine plausible Prozessbeschreibung möglich ist und für die Fragestellungen hinreichend genaue Modellaussagen auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs und ausgewählter Teileinzugsgebiete erzielt werden.

Als Schwäche stellte sich jedoch heraus, dass mit dem Modell aufgrund der ereignisbasierten Arbeitsweise die zeitliche Zwischenspeicherung von Sedimenten nicht übertragen werden kann, weshalb auf die Abbildung fluvialer Erosion in den Gerinnen verzichtet werden musste. Aufgrund des massiven Sohlenausbaus der Bäche ist diese Annahme jedoch für weite Bereiche akzeptabel, auch wenn dabei Seitenerosion ebenfalls nicht berücksichtigt wird, was zu Ergebnisungenauigkeiten führen kann. Detailstudien zeigten zudem, dass auf der Skala des Wahnbach-Einzugsgebietes durch das räumliche Aggregieren kleinräumige Muster und Strukturen wie Ackerschläge oder Erosionsrinnen verloren gehen, die häufig jedoch Hotspots für die Bodenerosion darstellen. Die Ergebnisgenauigkeit der Bodenerosionsmodellierung ist demnach an eine hohe räumliche Auflösung der Eingabeinformationen gebunden. Da die Sensitivitätsanalysen nur auf der Skala des Wahnbach-Einzugsgebietes durchgeführt wurden, konnte die Frage nicht beantwortet werden, ob und mit welchen Parametern das Bodenerosionsmodell auf der Ebene der Teileinzugsgebiete kalibriert werden kann bzw. werden muss.

Berücksichtigung von Weiden und Schnittweiden

Durch Messungen der Versickerungsleistung auf einer Weide und einer Schnittweide konnten diese beiden Grünlandnutzungsarten bei der Modellierung differenziert berücksichtigt werden. Vergleichsmessungen auf anderen Flächen erlaubten die Übertragung der gemessenen Unterschiede auf das Gesamteinzugsgebiet. Bei der Modellierung führte dieses u.a. zu differenzierten Mustern der Bodenfeuchte, wobei auf Schnittweiden höhere und auf Weiden geringere Werte berechnet wurden. Die simulierten Unterschiede konnten jedoch durch Messungen im Gelände nicht bestätigt werden, was auf die beobachteten Vegetationsunterschiede zwischen Weiden und Schnittweiden zurückzuführen ist. Da die Daten für die Parametrisierung unzureichend waren, mussten Vegetationsunterschiede zwischen Weiden und Schnittweiden im Modell unberücksichtigt bleiben. Bei der Bodenerosionsmodellierung wurden erst dann nennenswerte Unterschiede simuliert, wenn die veränderten Bodenfeuchtemuster als Anfangsbedingungen genutzt wurden. Die gemessenen Versickerungsunterschiede allein reichten nicht aus, um die Bodenerosionsmodellierungen signifikant zu beeinflussen. Da die simulierten Bodenfeuchteunterschiede die Wirklichkeit nicht widerspiegeln, kann auch nicht erwartet werden, dass dadurch die Bodenerosionsmodellierungen verbessert werden konnten. Mit der erweiterten Modellanwendung konnte jedoch demonstriert werden, dass die Differenzierung von Nutzungsunterschieden bei den Hauptnutzungsarten die Modellergebnisse wesentlich zu beeinflussen vermag. Der prozessbasierte Modellansatz und das Rasterkonzept haben sich hierfür bewährt.

Berücksichtigung von Straßen und Wegen

Durch die Berücksichtigung von Straßen und Wegen bei der Bestimmung der Abflusspfade konnten die Bodenerosionsmodellierungen um den Einfluss von linearen

Landnutzungsstrukturen erweitert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass Straßen und Wege lokal einen hohen Einfluss auf die Abflusskonzentration und damit den Abfluss, die Bodenerosion und die Sedimentation besitzen. Da auf der Teileinzugsgebietebebene plausible Ergebnisse durch die Berücksichtigung von Straßen und Wegen auf die Abflusspfade erzielt werden, kann auch auf der Skala des Einzugsgebietes des Wahnbachs auf eine verbesserte Modellierung geschlossen werden. Die Verbesserungen konnten jedoch auf dieser Skala aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Gebietseigenschaften nicht überprüft werden. Allerdings konnten lineare Strukturen nur für die Bodenerosionsmodellierungen, jedoch nicht für die hydrologische Modellierung berücksichtigt werden. Die Implementierung der modifizierten Abflusspfade ist ohne programmtechnische Anpassungen des hydrologischen Modells nicht möglich. Deshalb konnte auch der Einfluss dieser Landnutzungsstrukturen auf die Bodenfeuchte und damit den Anfangswassergehalt nicht abgebildet werden, wobei jedoch bei dem gewählten Modellkonzept keine großen Auswirkungen zu erwarten waren.

Einfluss zunehmender ackerbaulicher Nutzung und Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen

Die gewählten prozessbasierten Modelle sind für Szenarienberechnungen einsetzbar, so dass die Folgen einer zunehmenden ackerbaulichen Nutzung und die Wirkung von Gegenmaßnahmen analysiert werden können. Die Ergebnisse führen zu dem Schluss, dass die Reaktivierung stillgelegter Ackerflächen durch das Umbrechen von Weiden ohne entsprechende Erosionsschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wahnbachs unterbleiben sollte, da hierdurch die Gefahr von Bodenerosion und damit verbundene off-site Schäden steigt. Infolge der gesteigerten Bodenerosion kann ein vermehrter Stoffeintrag in die Gewässer erfolgen und hieraus die Gefahr der Verunreinigung der Trinkwasserressourcen erwachsen.

Mit Hilfe des rasterbasierten Modellansatzes konnte die Wirkung verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen räumlich differenziert bewertet werden. Dabei stellte sich heraus, dass durch die Annahme eines Grünstreifens und eines Mulchverfahrens der Sedimentaustrag ähnlich stark reduziert wird, beide Verfahren in der Fläche jedoch völlig unterschiedlich wirken. Der Grünstreifen vermag die Bodenerosion selbst kaum zu unterbinden und führt mittel- bis langfristig zur Entwicklung einer Ackerterrasse. Die Ergebnisse verdeutlichen die Eignung der prozessbasierten Bodenerosionsmodelle als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement, um die Wirkung von Landnutzungsänderungen, wie sie auch aus veränderten Klimabedingungen resultieren können, zu analysieren und angepasste Gegenmaßnahmen zu entwickeln. Dadurch können bestehende als auch sich abzeichnende Nutzungskonflikte zwischen Land- und Wasserwirtschaft gelöst oder zumindest entschärft werden.

Wo besteht durch die Untersuchungen weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf?

Aus den Untersuchungen ergibt sich weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf, um die hydrologische Modellierung und die Bodenerosionsmodellierungen weiter zu verbessern. So könnte durch die Implementierung von Sedimentspeichern in das genutzte

Bodenerosionsmodell die Beschreibung der Gerinneprozesse verbessert werden, was gerade für Anwendungen auf der Mesoskala von Bedeutung ist. Durch die Bestimmung von Füllungszuständen der Sedimentspeicher zu Beginn der Modellierung kann das Sedimentdargebot limitiert und damit die fluviale Erosion in Gerinnen zutreffender beschrieben werden.

Die aufgezeigten Möglichkeiten der Modelle, Nutzungsunterschiede wie z. B. Weiden und Schnittweiden differenziert zu berücksichtigen, sollte zukünftig beachtet werden. Als Voraussetzung dafür müssen jedoch Messungen von Modellparametern innerhalb der Hauptnutzungsarten differenziert erfolgen. Dadurch könnte zukünftig das Potential rasterbasierter Modelle, die räumliche Variabilität der Landnutzung detaillierter zu beschreiben, besser ausgenutzt und damit die Genauigkeit der Modellaussagen erhöht werden. Die Erstellung von Katalogen, die entsprechende Parameterwerte bereitstellen, verspricht dabei eine wesentliche Erleichterung der Modellanwendung in der Praxis. Bei der Bestimmung der Fließpfade sollten Landnutzungsstrukturen wie Straßen und Wege zukünftig sowohl bei der Bodenerosionsmodellierung als auch der hydrologischen Modellierung berücksichtigt werden. Die dafür notwendigen Daten sind nicht zwingend an hoch aufgelöste Geländemodelle gebunden, sondern können relativ einfach z. B. aus topographischen Kartenwerken abgeleitet werden. Jedoch erweist sich die Einbindung solcher Strukturen in die Modelle häufig noch als problematisch und ist oft durch die Modellstruktur limitiert. Hier ist eine strukturelle Weiterentwicklung und Anpassung der Modelle anzustreben, um die Berücksichtigung von Landnutzungsstrukturen auf die Fließpfade zu ermöglichen bzw. zu erleichtern. Damit wäre ein wesentlicher Fortschritt in der Modellierung erreicht.

11 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden Abfluss-, Bodenerosions- und Sedimentationsprozesse im Wahnbach-Einzugsgebiet (54 km², Bergisches Land) mit Hilfe prozessbasierter, räumlich differenzierter Modelle analysiert. Neben dem Gesamteinzugsgebiet fokussieren die Untersuchungen räumlich auf die Teileinzugsgebiete Berrensiefen (28 ha) und Steinersiefen (21 ha), die für Detailstudien ausgewählt wurden und sich hinsichtlich ihrer bestimmenden Landnutzungsweise unterscheiden.

Ziel der Arbeit ist die Anwendbarkeit prozessbasierter Bodenerosionsmodelle als Werkzeuge im Einzugsgebietsmanagement zu verbessern und durch die Anwendung einen Beitrag zur Entschärfung und Lösung von Nutzungskonflikten im Wahnbach-Einzugsgebiet zu leisten. Neben der Ausweisung von abfluss-, bodenerosions- und sedimentationsgefährdeten Bereichen werden dafür erweiterte Modellparametrisierungen zu Landnutzungsseigenschaften erarbeitet und erprobt und damit die differenzierte Berücksichtigung von Mustern und Strukturen der Landnutzung ermöglicht. In dieser Arbeit wird das kontinuierlich arbeitende Wasserhaushaltssimulationsmodell WaSiM-ETH mit dem ereignisbasierten Limburger Bodenerosionsmodell LISEM mit dem Ziel gekoppelt, die Ergebnissicherheit der Bodenerosionsmodellierungen zu verbessern.

Durch eine umfassende Wasserhaushaltsanalyse im Vorfeld der Bodenerosionsmodellierungen konnte die Bodenfeuchte in ihrer räumlichen Verteilung als sensitiver systemarer Anfangszustand für die ereignisbasierten Bodenerosionsmodellierungen hinreichend genau beschrieben werden. Die räumliche Verteilung der simulierten Bodenfeuchte wird neben Relief- und Bodeneigenschaften maßgeblich durch die Vegetation beeinflusst und schwankt deshalb im Jahresverlauf beträchtlich.

Um abschwemmungsgefährdete Bereiche zu identifizieren, ist die mit der Wasserhaushaltsanalyse verbundene Abflussanalyse für das Einzugsgebietsmanagement von hoher praktischer Relevanz. Die Ergebnisse der Abflussanalyse zeigen, dass nicht bewaldete Kuppenbereiche im oberen Teil des Einzugsgebietes, wo die Niederschläge besonders hoch sind, am meisten durch Oberflächenabfluss gefährdet sind.

Über eine Sensitivitätsanalyse konnten für LISEM sensitive Parameter identifiziert werden, denen bei der Parametrisierung hohe Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Jedoch wurde für keinen der untersuchten Parameter ein Optimumbereich gefunden, weshalb das Modell nicht kalibriert wurde. Die hohe räumliche Heterogenität von Landnutzungs- und Bodeneigenschaften im Wahnbach-Einzugsgebiet wird als Grund hierfür angesehen. Die Bodenerosionsanalysen erfolgen deshalb mit einem unkalibrierten Modell. Die Modellergebnisse belegen auch ohne Kalibrierung eine plausible Prozessbeschreibung durch LISEM. Gemessene Schwebstoffausträge konnten zufriedenstellend simuliert werden. Die simulierten Muster von Bodenerosion und Sedimentation konnten über Feldbefunde qualitativ bestätigt werden.

Da im Gebiet Grünlandnutzung dominiert und diese durch den hohen Bodenbedeckungsgrad wirkungsvoll vor Bodenerosion schützt, wurden nur lokal auf stärker geneigten Hängen und Ackerflächen bedeutende Bodenerosionsbeträge simuliert. Der Vergleich mit den räumlich höher aufgelösten Modellen der

Teileinzugsgebiete zeigt, dass durch das räumliche Aggregieren von Landnutzungs- und Reliefeigenschaften kleinräumige Ackerschläge und schmale Grabenstrukturen, die oftmals lokale Schwerpunkte für Bodenerosion darstellen, auf der Skala des Wahnbach-Einzugsgebietes verloren gehen. Die simulierte gebietsinterne Bodenerosion übersteigt den Sedimentaustrag um ein Vielfaches. Sedimentation und die damit verbundene Gefahr von off-site Schäden werden im Gegensatz zur Bodenerosion für größere Gebietsanteile simuliert. Vor allem Auenbereiche und Flussläufe sind durch Sedimentation gefährdet. Auf den Hängen sind Sedimentationsbereiche meist an einem Wechsel der Landnutzung gebunden.

Die erweiterte Berücksichtigung von Landnutzungsmustern basiert auf Messungen zur Lagerungsdichte und gesättigten Wasserleitfähigkeit auf Weiden und Schnittweiden im Untersuchungsgebiet. Auf Schnittweiden wurden höhere Lagerungsdichten und infolge dessen reduzierte gesättigte Wasserleitfähigkeiten als auf Weiden gemessen. Durch die Berücksichtigung der gemessenen Unterschiede bei der Parametrisierung konnte der Einfluss von Weiden und Schnittweiden auf die Wasser- und Stoffdynamik differenziert modelliert werden.

Durch die Berücksichtigung von Straßen und Wegen auf die Abflusskonzentration konnten die Aussagefähigkeit der Bodenerosionsmodellierungen um Einflüsse durch Landnutzungsstrukturen erweitert werden, die zuvor nicht abgebildet werden konnten. Die Ergebnisse zeigen, dass Straßen und Wege mancherorts den Oberflächenabfluss konzentrieren und dadurch die Bodenerosion verstärken können, anderenorts aber auch als Abflussbarrieren und Sedimentfallen fungieren.

Durch Szenarienrechnungen mit realen Landnutzungszuständen konnte eine Erhöhung von Bodenerosion und Sedimentation durch zunehmenden Ackerbau nachgewiesen und die Wirkung von zwei Erosionsschutzmaßnahmen (Mulchverfahren und Grünstreifen) demonstriert werden. Das Mulchverfahren wird günstiger als die Grünstreifenvariante bewertet, da im Gegensatz zu Grünstreifen durch das Mulchverfahren die Bodenerosion auf dem Acker wirksam reduziert wird. Zur Bewertung der Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen hat sich LISEM durch den räumlich differenzierten Ansatz bewährt. Durch die differenzierte Modellierung von Landnutzungsmustern und Strukturen konnte die Aussagefähigkeit des Bodenerosionsmodells erweitert und damit die Anwendbarkeit als Werkzeug für das Einzugsgebietsmanagement verbessert werden.

12 Literatur

- AMENT, F. u. C. SIMMER (2006): Improved representation of land-surface heterogeneity in a non-hydrostatic numerical weather prediction model. *Boundary-Layer Meteorology*, 121, S. 153–174.
- ARNOLD, J.; ALLEN, P. M.; MUTTIAH, R. u. G. BERNHARDT (1995): Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water*, 33 (6), S. 1010–1018.
- ARNOLD, J. u. N. FOHRER (2005): SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19, S. 563– 572.
- Aston, A. R. (1979): Rainfall interception by eight small trees. *Journal of Hydrology*, 42, S. 383–396.
- Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: G. Richter (Hrsg): *Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 33–39.
- BÄRDOSY, A.; BRONSTERT, A.; BUIVEVELD, H.; BUSCH, N.; DISSE, M.; ENGEL, H.; FRITSCH, U.; HUNDECHA, Y.; LAMMERSON, R.; NIEHOFF, D. u. N. RITTER (2002): LAHor – Quantifizierung des Einflusses der Landoberfläche und der Ausbaumaßnahmen an Gewässer auf die Hochwasserbedingungen im Rheingebiet. Projekt Report.
- BEASLY, D. B.; HUGGINS, L. F. u. E. J. MONKE (1980): ANSWERS: A model for watershed planning. *Transactions of the ASAE*, 23, S. 938–944.
- BECKER, A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: H.-B. KLEEBERG (Hrsg): *Regionalisierung in der Hydrologie*, Mitteilung XI der Senatskommission für Wasserforschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft. VCH, Weinheim, S. 16–32.
- BERGSTRÖM, S. (1992): The HBV model – its structure and applications, SMHI, RH, Norrköping,
- BEVEN, K. (2005): Rainfall-runoff modelling. In: M. G. ANDERSON und J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Willey & Sons Lds., Chichester, S. 1879–1868.
- BEVEN, K. J., (2001): *Rainfall-runoff modelling*. John Wiley & Sons, Chichester.
- BLÖSCHL, G. (1996): *Scale and scaling in hydrology*. Habilitationsschrift, Wien.
- BLÖSCHL, G. u. R. GRAYSON (2000): Flächendetaillierte Niederschlag-Abfluss Modellierung. *Wiener Mitteilungen*, 164, S. 33–56.
- BLÖSCHL, G. u. M. SIVAPALAN (1995): Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes*, 9, S. 251–290.
- BMELV (2008): *Stellungnahmen zur Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin.
- BOGENA, H. (2001): *Analyzing and modelling solute and sediment transport at different spatial and temporal scales*. Dissertation Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn. (http://hss.ulb.unibonn.de/diss_online/math_nat_fak/2001/bogena_hey/bogena.htm).
- BOGENA, H. u. B. DIEKKRÜGER (2002): Modelling solute and sediment transport at different spatial and temporal scales. *Earth Surface Processes and Landform*, 27, S. 1475–1489.
- BORK, H.-R.; BORK, H.; DALCHOW, C.; FAUST, B.; PIORR, H.-P. u. T. SCHATZ (1998): *Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa*. Klett-Perthes, Gotha.

- BORMANN, H. (1999): Hochskalieren prozeßorientierter Wassertransportmodelle – Methoden und Grenzen, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- BORMANN, H.; BREUER, L. u. GRÄFF, T u. J. A. HUISMAN (2007): Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. *Ecological Modelling*, 209, S. 29–40.
- BOTSCHKE, J. (1999): Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluss. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* 29. Institut für Bodenkunde, Bonn.
- BRAKENSIEK, D. L. und W. J. RAWLS (1994): Soil containing rock fragments: Effects on infiltration. *Catena*, 23, S. 99–110.
- BRIESE, D. (1984): Nutzungskonflikte und ihre Regelung in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren unter besonderer Berücksichtigung des Wegenetzes, Giessen.
- BRONSTERT, A. (2005): Rainfall-runoff Modeling for assessing impacts of climate and land use change. In: M. G. ANDERSON u. J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 2033–2059.
- BRONSTERT, A.; BARDOSSY, A.; BISMUTH, C.; BUIITEVELD, H.; DISSE, M.; ENGEL, H.; FRITSCH, U.; HUNDECHA, Y.; LAMMERSON, R.; NIEHOFF, D. u. N. RITTER (2007): Multi-scale modelling of land-use change and river training effects on floods in the Rhine basin. *River Research Application*, 23 (10), S. 1102–1125.
- BRONSTERT, A. und E. J. PLATE (1996): Modelling runoff generation and soil moisture dynamics for hillslopes and micro-catchments. *Journal of Hydrology*, 198, S. 177–195.
- BRONSTERT, A., VOLLMER, S. u. J. IHRINGER (1995): A review of the impact of land consolidation on runoff production and flooding in Germany. *Phys. Chem. Earth*, 20 (3–4), S. 321–329.
- Brooks, R. H. u. A. T. Corey (1964): Hydraulic properties of porous media, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, S. 22–27.
- BROWN, J. D. u. G. B. M. HEUVELINK (2005): Assessing uncertainty propagation through physically based models of soil water flow and solute transport. In: M. G. ANDERSON u. J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 1181–1195.
- BRUIJNZEEL, S. L. (2005): Land use and land cover effects on runoff processes: Forest harvesting and road construction. In: M. G. ANDERSON u. J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 1813–1827.
- BURT, T. P. u. M. C. SLATERY (2005): Land use and land cover effects on runoff processes: Agricultural effects. In: M. G. ANDERSON und J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 1805–1812.
- CHIFFLARD, P.; DIDSZUN, J. u. H. ZEPP (2008): Skalenübergreifende Prozess-Studien zur Abflussbildung in Gebieten mit periglazialen Deckschichten (Sauerland, Deutschland). *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrologie*, 13, S. 27–41.
- CULLMANN, J.; MISHRA, V. u. R. PETERS (2006): Flow analysis with WaSiM-ETH – model parameter sensitivity at different scales. *Advances in Geosciences*, 9, S. 73–77.
- DE ROO, A. (1993): Modelling surface runoff and soil erosion in catchments using geographical information systems. Validity and applicability of the “ANSWERS” model in two catchments in the loess area of South Limburg (the Netherlands) and one in Deven (UK). *Netherlands Geographical Studies* 157.

- DE ROO, A. u. V. G. JETTEN (1999): Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. *Catena*, 37, S. 477–493.
- DE ROO, A.; WESSELING, C. G.; JETTEN, V. G. u. C. J. RITSEMA (1996): LISEM: A physically based hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS. In: H. P. NACHTNEBEL u. K. KOVAR (Hrsg.): IAHS Proceedings and Reports: Application of Geographic Information systems in Hydrology and Water Resource Management. IAHS Press, Wallingfort, S. 395–403.
- DEPPE, A. (2007): Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1:5.000 – Verfahren: Wahnbachtalsperre (Landwirtschaft) – Erläuterungen. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld [Auszug aus dem digitalen Fachinformationssystem Bodenkunde].
- DIEKKRÜGER, B. (1992): Standort und Gebietsmodelle zur Simulation der Wasserbewegung in Agrarökosystemen. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 19. Technischen Universität Braunschweig, Braunschweig.
- DIEPOLDER, M.; SCHRÖPEL, R.; BRANDHUBER, R.; BAUCHENSS, J. u. B. JAKOB (2005): Wie wirkt sich zunehmende mechanische Belastung im Intensivgrünland aus? *Schule und Beratung*, 8/9, S. 6–10.
- DIKAU, R. (1988): Entwurf einer geomorphographisch-analytischen Systematik von Reliefeinheiten. Heidelberg, S. 1–45.
- DINTER, M. u. S. MELMS (2006): Blatt Oberwahn. In: G. D. Nordrhein-Westfalen (Hrsg): Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1 : 5.000 Verfahren: Wahnbachtalsperre, WSG (Landwirtschaft). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- DOHERTY, J. (2004): PEST: Model-independent parameter estimation. *Watermark Numerical Computing*.
- DUKE, G. D.; KIENZLE, S. W.; JOHNSON, D. L. u. J. M. BYRNE (2006): Incorporating ancillary data to refine anthropogenically modified overland flow paths. *Hydrological Processes* 20, S. 1827–1843.
- DUKE, G. D.; KIENZLE, S. W.; JOHNSON, D. L. u. J. M. BYRNE (2003): Improving overland flow routing by incorporating ancillary road data into digital elevation models. *Journal of Spatial Hydrology*, 3 (2), S. 1–27.
- DWORSCHAK, M.; SCHREY, H.-P. u. S. SCHULTE-KELLINGHAUS (2001): Bodenkarte 1:50.000 von Nordrhein-Westfalen. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- DYCK, S. und G. PESCHKE, (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EHLERS, W. (1996): Das Wasser im Boden. Dynamik des Wasserhaushaltes als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Ulmer, Stuttgart.
- EICHLER, A. (1996): Blatt Oberwahn. In: Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen (Hrsg): Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1 : 5.000 Verfahren: Wahnbachtalsperre, WSG (Forst). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- ENDRENY, T. A. (2005): Land use and land cover effects on runoff processes: Urban and suburban development. In: M. G. ANDERSON und J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 1775–1803.
- ERLACH, F. (1993): Bericht zur Kartierung von erosions- und abschwemmungsgefährdeten Flächen im unteren Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre, Wahnbachtalsperrenverband.
- FAVIS-MORTLOCK, D.; GUERRA, T. u. J. BOARDMAN, J. (1998): A self-organizing systems approach to hillslope rill initiation and growth: model development and validation. IAHS publication 249, S. 53–61.

- FLANAGAN, D. C.; ASCOUGH, J. C.; NEARING, M. A. u. J. M. LAFLEN (2001): The water erosion prediction project (WEPP) model. In: R. S. HARMON u. W. W. DOE (Hrsg): *Landscape. Anhang 158. Erosion and evolution modeling*. Kluwer Academic/Plenum, New York, S. 145–199.
- FLÜGEL, W. A. (1995): Delineating hydrological response units by geographical information systems analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the river Bröl, Germany. *Hydrological Processes*, 9(3/4), S. 23–436.
- FLÜGEL, W. A. u. O. SCHWARZ (1988): Beregnungsversuche zur Erzeugung von Oberflächenabfluss, Interflow und Grundwassererneuerung. *Heidelberger Geographische Arbeiten*, 66, S. 169–200.
- GAREN, D.; WOODWARD, D. u. F. GETER (1999): A user agency's view of hydrologic, soil erosion and water quality modelling. *Catena*, 37, S. 277–289.
- GEE, D. M. u. A. T. WILLIAM (1992): HEC-6: Scour and deposition in rivers and reservoirs. Hydrologic Engineering Center.
- GEOLOGISCHER DIENST NRW, (2005): Topographische Karte 1:25.000 der Königlichen Preussischen Landesaufnahme von 1884. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GEOLOGISCHER DIENST NRW (2007): Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1:5.000 – Verfahren: Wahnbachtalsperre (Landwirtschaft). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld [Auszug aus dem digitalen Fachinformationssystem Bodenkunde].
- GIERTZ, S. (2000): GIS-gestützte Modellierung des Stoffaustrages im Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre, Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- GLÄSSER, E., (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln-Aachen. *Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Geographische Landesaufnahme 1:200.000*. Forschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn.
- GOVERS, G. (1990): Empirical relationships on the transport capacity of overland flow. *IAHS*, 189, S. 45–63.
- GRAYSON, R. B. u. G. BLÖSCHL (2000): *Spatial patterns in catchment hydrology – Observation and modelling*. University Press, Cambridge.
- GREENWOOD, K. L. u. B. M. MCKENZIE (2001): Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: A review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41, S. 1231–1250.
- GUPTA, H. V., BEVEN, K. J. u. T. WAGNER (2005): Model calibration and uncertainty estimation. In: M. G. ANDERSON und J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 2015–2031.
- GURTZ, J. (1988): Beitrag zu den hydrologischen Grundlagen für die Gewährleistung der gesellschaftlich notwendigen Mehrfachnutzung der Wasserressourcen, Technische Universität, Dresden.
- HEITFELD, H. (1965): Hydro- und baugeologische Untersuchungen über die Durchlässigkeit des Untergrundes an Talsperren des Sauerlandes. *Geologische Mitteilungen*, 5, Aachen.
- HERBST, M. (2001): Regionalisierung von Bodeneigenschaften unter Berücksichtigung geomorphometrischer Strukturen für die Modellierung der Wasserflüsse eines mikroskaligen Einzugsgebietes, Rheinische Friedrich-Wilhelms Universität, Bonn. (http://hss.ulb.unibonn.de/diss_online/math_nat_fak/2001/herbst_michael/0049.pdf).
- HERBST, M. u. B. DIEKKRÜGER (2006): Numerical experiments on the sensitivity of runoff generation to the spatial variation of soil hydraulic properties. *Journal of Hydrology*, 326 (1–4), S. 43–58. Anhang 159.

- HESSEL, R. (2002): Modelling soil erosion in a small catchment on the Chinese Loess Plateau – Applying LISEM to extreme conditions. Utrecht University, Utrecht.
- HESSEL, R. u. A. TENGE (2008): A pragmativ approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale model. *Catena*, 74, S. 119–126.
- HILDEN, H. D.; JUX, U. u. F. K. SCHNEIDER (1983): Blatt 5010 Engelskirchen, Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- HÖLZEL, H. u. B. DIEKKRÜGER (2010): Hydrological analyses as a prerequisite for soil erosion modeling. Landscape related studies in a mesoscale hydrological catchment. In: J. C. OTTO u. R. DIKAU (Hrsg): *Landform – structure, evolution, process control. Proceedings of the International Symposium on Landform organised by the Research Training Group 437. Lecture Notes in Earth Sciences.* Springer, Heidelberg, S. 127–149. (<http://www.springerlink.com/content/e8r27330k5418581/>).
- HUPFER, P. (1991): *Das Klimasystem der Erde.* Akademie Verlag Berlin.
- IPCS, (2003): *SimLab 2.2 – Simulation environment for uncertainty and sensitivity analyses – Reverence manual.*
- Jansson, P. E. u. L. Karlberg (2001): *Coupled heat and mass transfer model for soilplant-atmosphere system.* Department of Civil and Environment Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Jasper, K. (2005): Hydrological modelling of alpine river catchments using output variables from atmospheric models, ETH, Zürich.
- Jasper, K.; Calanca, P.; Gylistras, D. u. J. Fuhrer (2004): Differential impacts of climate change on the hydrology of two alpine river basins. *Climate Research*, 26 (2), S. 113–129.
- JETTEN, V. (2008): *LISEM 2.51 for Windows* Department of Earth System Analyses. (<http://www.itc.nl/lisem>).
- JETTEN, V.; GOVERS, G. u. R. HESSEL (2003): Erosion models, quality of spatial prediction. *Hydrological Processes*, 17, S. 887–900.
- JETTEN, V. G. (2002): *LISEM – Limburger soil erosion model. User manual.* University Utrecht.
- JUX, U. (1983): *Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25 000 – Erläuterungen zu Blatt 5010 Engelskirchen.* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- KANNENGIESSER, J. (2002): *Versickerungsmöglichkeiten für Niederschlagswasser im Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre,* Geographisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- KLEIN, T. (1996): *Bericht zur Kartierung von erosions- und abschwemmungsgefährdeten Flächen im mittleren Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre,* Wahnbachtalsperrenverband.
- KLEMES, V. (1986): Operational testing for hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, 31(1), S. 13–24.
- KOM (2007): *Verordnung (EG) Nr. 1107/2007 des Rates vom 26. September 2007 zur Abweichung von der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich der Flächenstilllegung für das Jahr 2008,* Kommission Europäische Gemeinschaft, Brüssel.
- KOM (2008): *306: Vorschlag für eine Verordnung des Rates mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten*

- Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe. Vorschlag für eine Verordnung des Rates zur Anpassung der gemeinsamen Agrarpolitik durch Anhang 160. Änderungen der Verordnungen (EG) Nr. (...); Vorschlag für eine Verordnung des Rates zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. (...) über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER). Kommission Europäische Gemeinschaft, Brüssel.
- KOM, (2008): Mitteilung der Kommission an alle Landwirte betreffend der Abschaffung der Flächenstilllegungsregelung am 2009. Kommission Europäische Gemeinschaft, Brüssel.
- KOOISTRA, M. J. u. O. H. BOERSMA (1994): Subsoil compaction in dutch marine sandy loams: loosening practices and effects. *Soil and Tillage Research*, 29, S. 237–247.
- KRÄMER, R. (2000): Erfahrungen und Empfehlungen zur Landwirtschaft in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren. ATT Technische Informationen Nr. 9, Siegburg.
- KRÄMER, R. (2001): Landwirtschaft in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren. *GWV Wasser und Abwasser*, 142 (11), S. 788–793.
- LAMERS, M. (2001): Analyse und Simulation des fluvialen Feststofftransports im Wendbach (Einzugsgebiet Wahnbachtalsperre). Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- LEGATES, D. R. (1999): Evaluating the use of “goodness of fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35, S. 233–241.
- LENHART, T.; ECKHARDT, K.; FOHRER, N. u. H.-G. FREDE (2002): Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27, S. 645–654.
- LI, R.; STEVENS, M. A. u. D. B. SIMON (1976): Solutions to the Green and Ampt infiltration equation. *Journal of Irrigation Drainage*, 2, S. 239–248.
- LØRUP, J. K. u. M. STYCZEN (1996): Soil erosion modelling. In: M. B. ABBOTT u. J. C. REFSGAARD (Hrsg): *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, S. 93–120.
- LOUCKS, D. P. u. E. VAN BEEK (2005): *Water resources systems planning and management. An introduction to methods, models and applications. Studies and Reports in Hydrology*. UNESCO PUBLISHING, Delft.
- LUCE, H. L. u. B. C. WEMPLE (2001): Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, S. 111–113.
- MADAJ, M. A. (2000): Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, S. 175–190.
- MEGAHAN, W. F.; WILSON, M. u. S. B. MONSEN (2001): Sediment production from granitic cutslopes on forest roads in Idaho, USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, S. 153–163.
- MERZ, B. (2006): *Hochwasserrisiken – Grenzen und Möglichkeiten der Risikoabschätzung*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MEUDT, M. (1994): Bericht zur Kartierung von erosions- und abschwemmungsgefährdeten Flächen im oberen Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre, Wahnbachtalsperrenverband.
- MIARA, S. (1995): Blatt Seelscheid, Stein, Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1:5.000 Verfahren: Wahnbachtalsperre, WSG (Forst). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- MICHAEL, A.; SCHMIDT, J. u. W. A. SCHMIDT (1996): *Erosion 2D/3D ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser – Parameterkatalog Sachsen*. Freiberg.

- MOLLENHAUER, K. u. B. WOHLRAB (1990): Strategien zur Reduzierung des bodennutzungsbedingten Stoffeintrags in Trinkwassertalsperren. LWM. Anhang 161. Schriftenreihe, 64. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MONTEITH, J. L. u. M. H. UNSWORTH (1990): Principles of environmental physics. Second Edward Arnold, London.
- MORGAN, R. P. C.; QUINTON, J. N.; SMITH, R. E.; GOVERS, G.; POESEN, J. W. A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D. u. M. E. STYCZEN (1998): The European Soil Erosion Model. (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from field and small catchments. *Earth Surface Processes and Landform*, 23, S. 527–544.
- MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), S. 513–522.
- MÜLLER, E.; BECHERER, U. u. M. HÄNSEL (2009): Erosionsminderung in der Landwirtschaft – Maßnahmen zur Erosionsminderung im konventionellen und ökologischen Landbau unter Einbeziehung der teilschlagspezifischen Bodenbearbeitung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- MÜLLER, H.-P. u. K.-H. SUCHAN (1985): Blatt 5110 Waldbröhl. Hydrologische Karte 1:50.000. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld
- Munoz-Carpena, R.; Parson, J. E. u. J. W. Gilliam (1998): Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology*, 214, S. 111–129.
- MURPHY, C.; CHARLTON, R.; SWEENEY, J. u. R. FEALY (2004): Catering for uncertainty in a conceptual rainfall runoff model: Model preparation for climate change impact assessment and the application of glue using latin hypercube sampling. National Hydrology Seminar 2004. Irish Climate Analysis and Research Units (ICARUS). Department of Geography, Maynooth, S. 64–74.
- NASH, J. E. u. J. V. SUTCLIFFE (1970): River flow forecasting through conceptual models – part 1: A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, S. 282–290.
- NEARING, M. A.; JETTEN, V.; BAFFAUT, C.; CERDANDO, O.; COUTURIER, A.; HERNANDEZA, M.; BISSONAISE, Y. L.; NICHOLSON, M. H.; NUNES, J. P.; RENSCHLER, C. S.; SOUCHEREH, V. u. K. V. OOSTI (2005): Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61, S. 131–154.
- NICKE, H. (1983): Reliefgenese des südlichen Bergischen Landes zwischen Wupper und Sieg. Universität Köln, Köln.
- NIEHOFF, D.; FRITSCH, U. u. A. BRONSTERT (2002): Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267, S. 80–93.
- NYSSSEN, J.; POESEN, J.; MOEYERSONS, J.; LUYTEN, E.; VEYRET-PICOT, M.; DECKERS, J.; HAILE, M. u. G. GOVERS (2002): Impact of road building on gully erosion risk: A case study from the northern Ethiopian highlands. *Earth Surface Processes and Landform*, 27, S. 1267–1283.
- O'CALLAGHAN, J. F. u. D. M. MARK (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28, S. 323–344.
- OKE, T. R. (1987): Boundary layer climates. Routledge, London and New York.
- OWENS, P. N. u. COLLINS, A. J. (2006): Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: Summary, outlook and future requirements. In: P. N. OWENS und A. J. COLLINS (Hrsg): Soil erosion and sediment redistribution in river catchments. CABI Publishing, Wallingford, S. 328.

- PARSONS, A. J. (2005): Erosion and sediment transport by water on hillslopes. In: M. G. ANDERSON und J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Willey & Sons Lds., Chichester, S. 1200–1207. Anhang 162.
- PLATE, E. J. u. E. ZEHE (2008): *Hydrologie und Stoffdynamik kleiner Einzugsgebiete Prozesse und Modelle*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Altenburg.
- PÖHLER, H. A., (2006): *Anpassung von WaSiM-ETH und die Erstellung und Berechnung von Landnutzungs- und Klimaszenarien für die Niederschlag-Abfluss-Modellierung am Beispiel des Osterzgebirges*, Bergakademie Freiberg, Freiberg.
- QUINN, P.; BEVEN, K.; CHEVALLIER, P. u. O. PLANCHON (1991): The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 5, S. 59–79.
- RABER, B. (1997): Blatt Herferath, Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1:5.000 Verfahren: Wahnbachtalsperre, WSG (Forst). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- RAWLS, W. J. u. D. L. BRAKENSIEK (1985): Prediction of soil water properties for hydrologic modelling. *American Society of Civil Engineers*, S. 293–299.
- RAWLS, W. J.; GISH, T. J. u. D. L. BRAKENSIEK (1991): Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. In: B. A. STEWART (Hrsg): *Advances in Soil Science*. Springer, Heidelberg, S. 213–230.
- REFSGAARD, J. C. (1996): Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes. In: M. B. ABBOTT u. J. C. REFSGAARD (Hrsg): *Distributed Hydrological Modelling*. Water Science and Technology Library. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, S. 17–39.
- REFSGAARD, J. C. u. B. STORM (1995): MIKE-SHE. In: V. P. SINGH (Hrsg): *Computer Models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Englewood, S. 809–846.
- RENSCHLER, C. S. (2000): *A geographical information science perspective on water and sediment balance assessment at different scales*, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- RICHTER, O.; DIEKKRÜGER, B. u. P. NÖRTERSHEUSER (1996): *Environmental fate modelling of pesticides. From the laboratory to the field scale*. VCH Publishers Inc., New York.
- ROSBJERG, D. u. H. MADSEN (2005): Concepts of hydrologic modeling. In: M. G. ANDERSON u. J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Willey & Sons Lds., Chichester, S. 155–163.
- SCHERZER, J.; PÖHLER, H.; JASPER, K. u. D. SAMES (2006): *KLiWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe Teil 2: Weiterentwicklung von WaSiM-ETH sowie Durchführung von Testsimulationen*. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Leipzig.
- SCHMIDT, J. (1998): *Modellierung und Prognose zur Wassererosion*. In: G. Richter (Hrsg): *Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 137–151.
- SCHMIDT, J. u. M. VON WERNER, M. (1999): Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. *Catena*, 37, S. 449–456.
- SCHRIEL, W. u. H. UDLUFT, H., (1977): Blatt 5109 Lohmar, Geologische Karte 1:25.000. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- SCHRÖDER, E. u. H. GRABERT (1979): Blatt 5110 Ruppichteroth, Geologische Karte 1:25.000. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.

- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung von Folgen von Klimaänderungen. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich.
- SCHULLA, J. u. K. JASPER (2007): Model description WaSiM-ETH. ETH, Zürich. (<http://homepage.hispeed.ch/wasim>). Anhang 163.
- SCHWERTMANN, U.; VOGL, W. u. M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- SIDORCHUK, A. (1999): Dynamic and static models of gully erosion. *Catena*, 37, S. 401–414.
- ŠIMUNEK, J. (2005): Models of water flow and solute transport in the unsaturated zone. In: M. G. ANDERSON u. J. J. McDONNELL (Hrsg): *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Lds., Chichester, S. 1171–1180.
- SINGH, V. P. (1995): Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado.
- SINGH, V. P. (2002): Is hydrology kinematic? *Hydrological Processes*, 16, S. 667–716.
- SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C.; WOOLHISER, D. A. u. C. A. UNKRICH (1995): KINEROS: A kinetik runoff and erosion model. In: V. P. SINGH (Hrsg): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publication, Englewood, S. 697–731.
- STEFFEN, D. (2001): Messung und Modellierung der Erosion an einem landwirtschaftlich genutzten Hang im Einzugsgebiet des Wahnbaches. Geographisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- TAGUE, C. u. L. BAND (2001): Simulating the impacts of road construction and forest harvesting on hydrological response. *Earth Surface Processes and Landform*, 26, S. 135–151.
- TAKKEN, I.; BEUSELINCK, L.; NACHTERGAELE, J.; GOVERS, G.; POESEN, J. u. G. DEGRAER (1999): Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, 37, S. 431–447.
- THOMPSON, N.; BARRIE, J. A. u. M. AYLES (1981): The Meteorological Office rainfall and evaporation calculation system MORECS. Meteorological Office.
- TIETJE, O. u. V. HENNINGS, V., (1996): Accuracy of the saturated hydraulic conductivity prediction by pedo-transfer functions compared to the variability within FAO textural classes. *Geoderma*, 69 (1–2), S. 71–84.
- TIETJE, O. u. M. TRAPKENHINRICHS (1993): Evaluation of pedo-transfer functions. *Soil Sciences Society of America*, 57, S. 1088–1096.
- TRINH, M. V. (2007): Soil erosion and nitrogen leaching in northern Vietnam: Experimentation and modelling, Wageningen University, Wageningen.
- U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (2008): River Analysis System (HEC-RAS): Hydraulic reference manual. Institute for Water Resources, Davis, CA.
- UHLENBROOK, S. (2005): Von der Abflussbildungsforschung zur prozess-orientierten Modellierung – ein Review. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 49 (1), S. 13–24.
- UHLENBROOK, S.; ROSER, S. u. N. TILCH (2004): Hydrological process representation at the meso-scale: The potential of a distributed, conceptual catchment model. *Journal of Hydrology*, 291, S. 278–296.
- VAN DEURSEN, W. P. A. u. C. WESSELING (1992): The PCRaster package. Department of Physical Geographie, Utrecht. (<http://pccraster.geog.uu.nl>).
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sciences Society of America*, 44 (5), S. 892–898.
- VIGIAK, O.; STERK, G.; ROMANOWICZ, R. J. u. K. J. BEVEN (2006): A semi-empirical model to assess uncertainty of spatial patterns of erosion. *Catena*, 66, S. 198–210.

- VON DER HOCHT, E. (2008): Vergleichende Bewertung der Ergebnissicherheit prozessbasierter Erosionsmodelle (LISEM / EROSION 3D) im Einzugsgebiet des Wahnbaches (Bergisches Land). Geographisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn. Anhang 164.
- VON HOYNINGEN-HUENE, J. (1983): Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. Arbeitsbericht Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau. Hamburg, Berlin.
- WAGNER, T., WHEATER, H. u. H. V. GUPTA (2004): Rainfall-runoff modelling in gauged and ungauged catchments. Imperial College Press, London.
- WARRACH, K.; STIEGLITZ, M.; MENGELKAMP, H. T. u. E. RASCHKE (2002): Advantages of a topographically controlled runoff simulation in a soil-vegetation-atmosphere-transfer model. *Journal of Hydrometeorology*, 3 (2), S. 131–148.
- WARSTAT, M.; RÖHRIG, W.; DINTER, M. u. S. MELMS (2005): Blatt Seelscheid, Stein, Bodenkarte zur Standorterkundung, Erfassungsmaßstab 1:5.000 Verfahren: Wahnbachtalsperre, WSG (Landwirtschaft). Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- WEIGERT, A. u. J. SCHMIDT (2005): Water transport under winter conditions. *Catena*, 64, S. 193–208.
- WESTERN, A. u. G. BLÖSCHL (1999): On the spatial scaling of soil moisture. *Journal of Hydrology*, 217, S. 203–224.
- WILLMOTT, C. J. (1981): On the validation of models. *Physical Geography*, 1, S. 184–194.
- WILSON, D.; WESTERN, A. u. R. GRAYSON (2004): Identifying and quantifying sources of variability in temporal and spatial soil moisture observations. *Water Resources Research*, 40.
- WISCHMEIER, W. H. u. D. D. SMITH (1960): A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. Brüssel.
- WOODWARD, D. (1999): Method to predict cropland ephemeral gully erosion. *Catena*, 37, S. 393–399.
- DEPPE, A. (2008): Freundliche mündliche Mitteilung. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- SCHMIDT, M. (2007): Freundliche mündliche Mitteilung. Arbeitskreis Landwirtschaft, Wasser und Boden im Rhein-Sieg-Kreis, Siegelsknippen. (www.wahnbach.de; aufgerufen am 20.11.2008; Internetseite des Wahnbachtalsperrenverbandes.)

13 Anhang

13.1 Pedotransferfunktionen nach RAWLS und BRANKENSIEK (1985)

$$\theta_s = 0.01162 - 0.001473 \text{ sand} - 0.002236 \text{ ton} + 0.98402 \text{ por} \\ + 0.0000987 \text{ ton}^2 + 0.003616 \text{ sand} \cdot \text{ton} - 0.010859 \text{ ton} \cdot \text{por} \\ - 0.000096 \text{ ton}^2 \cdot \text{por} - 0.002437 \text{ por}^2 \cdot \text{sand} + 0.0115395 \text{ por}^2 \cdot \text{ton}$$

$$\theta_r = -0.0182482 + 0.00087269 \text{ sand} + 0.00513488 \text{ ton} + 0.02939286 \text{ por} \\ - 0.00015395 \text{ ton}^2 - 0.0010827 \text{ sand} \cdot \text{por} - 0.00018233 \text{ ton}^2 \cdot \text{por}^2 \\ + 0.00030703 \text{ ton}^2 \cdot \text{por}^2 - 0.0023584 \text{ por}^2 \cdot \text{ton}^2$$

$$\ln(\lambda) = -0.7842831 + 0.0177544 \cdot \text{ sand} - 1.062498 \cdot \text{ por} - 0.00005304 \cdot \text{ sand}^2 \\ - 0.00273493 \cdot \text{ ton}^2 + 1.11134946 \cdot \text{ por}^2 - 0.03088295 \cdot \text{ sand} \cdot \text{ por} \\ + 0.00026587 \cdot \text{ sand}^2 \cdot \text{ por}^2 - 0.00610522 \cdot \text{ ton}^2 \cdot \text{ por}^2 - 0.00000235 \\ \text{ sand}^2 \cdot \text{ ton} + 0.00798746 \cdot \text{ ton}^2 \cdot \text{ por} - 0.00674491 \cdot \text{ por}^2 \cdot \text{ ton}$$

$$\ln(\psi_b) = 5.3396738 + 0.1845038 \cdot \text{ ton} - 2.48394546 \cdot \text{ por} - 0.00213853 \cdot \text{ ton}^2 \\ - 0.04356349 \cdot \text{ sand} \cdot \text{ por} - 0.61745089 \cdot \text{ ton} \cdot \text{ por} + 0.00143598 \cdot \text{ sand}^2 \cdot \text{ por}^2 \\ - 0.00001282 \cdot \text{ sand}^2 \cdot \text{ ton} + 0.00895359 \cdot \text{ ton}^2 \cdot \text{ por} - 0.00072472 \cdot \text{ sand}^2 \cdot \text{ por} \\ + 0.0000054 \cdot \text{ ton}^2 \cdot \text{ sand} + 0.50028060 \cdot \text{ por}^2 \cdot \text{ ton}$$

θ_s = Sättigungswassergehalt [-]

θ_r = residualer Wassergehalt [-]

λ = Porengrößenindex [-]

ψ_b = Lufteintrittspunkt [cm]

sand = Sandgehalt [Gewicht %]

ton = Tongehalt [Gewicht %]

por = Porosität [cm³/cm³]

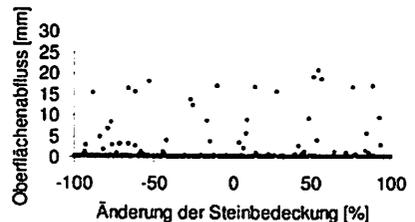
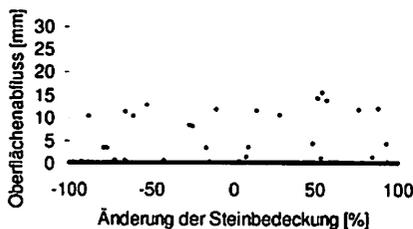
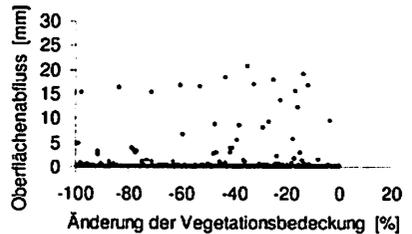
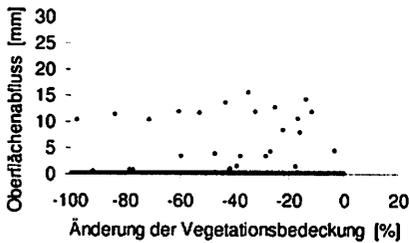
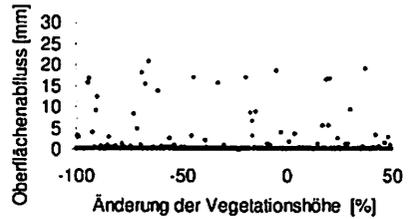
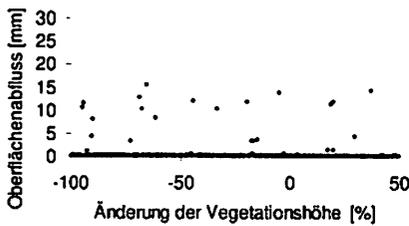
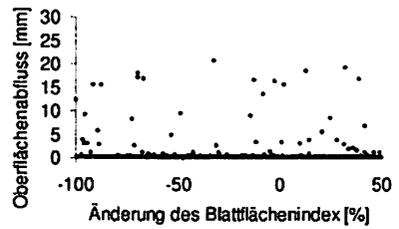
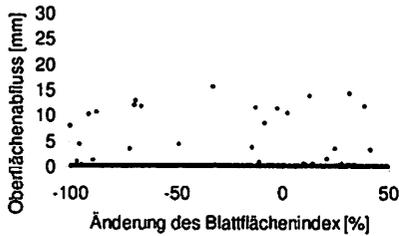
13.2 Beginn, Menge und maximale Intensität der mit LISEM modellierten Niederschlagsereignisse während des Untersuchungszeitraumes 1999 bis 2000

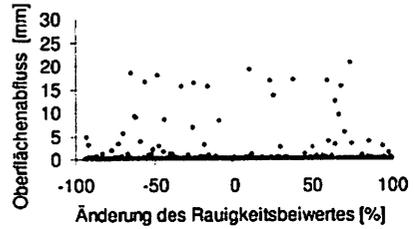
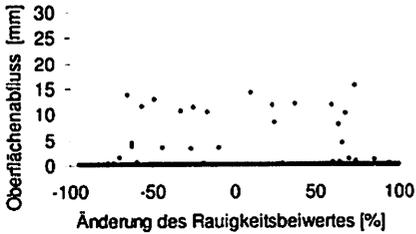
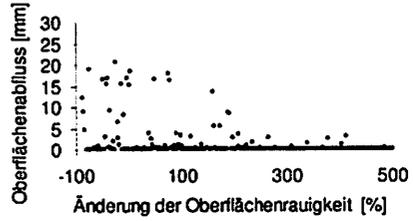
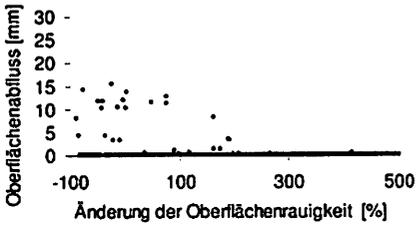
Datum	Beginn	Menge [mm]	max. Intensität [mm/h]
7. Jan. 1999	6:00	18,1	4,8
17. Jan. 1999	9:00	18,8	4,8
25. Jan. 1999	19:00	38,8	9,7
28. Jan. 1999	7:00	13,7	3,2
1. Feb. 1999	9:00	5,7	6
5. Feb. 1999	9:00	6,5	6
7. Feb. 1999	3:00	12,9	6
16. Feb. 1999	8:00	5,4	3
17. Feb. 1999	10:00	22,1	4,6
18. Feb. 1999	19:00	4,2	4,6
19. Feb. 1999	8:00	36,8	6
21. Feb. 1999	12:00	21	15
22. Feb. 1999	10:00	9,7	18
23. Feb. 1999	11:00	11,3	11,3
24. Feb. 1999	10:00	6,9	7,8
1. Mrz. 1999	6:00	28,1	24
5. Mrz. 1999	22:00	3,3	3
7. Mrz. 1999	20:00	14,8	3
8. Mrz. 1999	23:00	3,7	5,8
21. Mrz. 1999	15:00	18,6	3
23. Mrz. 1999	2:00	17,6	6
6. Apr. 1999	15:00	16,7	28,8
7. Apr. 1999	13:00	5,3	7,3
13. Apr. 1999	21:00	12,7	4,8
14. Apr. 1999	14:00	20,1	9
10. Mai. 1999	13:00	22,7	46,3
1. Dez. 1999	2:00	13,4	8,8
7. Dez. 1999	8:00	20,3	7,4
9. Dez. 1999	7:00	9,5	11,7
11. Dez. 1999	13:00	23,5	10,2
12. Dez. 1999	4:00	33,9	19,1
17. Dez. 1999	9:00	28,3	6
25. Dez. 1999	3:00	8,2	8,1
26. Dez. 1999	21:00	17,2	7,4
29. Dez. 1999	1:00	20,3	3,2

Datum	Beginn	Menge [mm]	max. Intensität [mm/h]
4. Jan. 2000	2:00	21,1	6
22. Jan. 2000	4:00	16,4	4,6
29. Jan. 2000	4:00	13,3	4,6
29. Jan. 2000	18:00	11,7	10,2
30. Jan. 2000	15:00	9,1	6
31. Jan. 2000	7:00	3,1	3,2
8. Feb. 2000	12:00	20,4	9
10. Feb. 2000	15:00	15,9	3
17. Feb. 2000	10:00	15,4	9
18. Feb. 2000	12:00	36,3	12
25. Feb. 2000	5:00	5,6	14,5
3. Mrz. 2000	8:00	19,2	12,2
3. Mrz. 2000	23:00	6,8	4,6
7. Mrz. 2000	20:00	50,3	12
9. Mrz. 2000	7:00	7,4	9
24. Mrz. 2000	14:00	17,3	8,8
25. Mrz. 2000	17:00	15,6	8,6
4. Mai. 2000	14:00	18,3	52,7
7. Jul. 2000	14:00	31,3	49,7
14. Jul. 2000	1:00	9,4	9
14. Jul. 2000	11:00	20,6	36
16. Jul. 2000	6:00	9	12
16. Jul. 2000	18:00	6,7	33
25. Jul. 2000	4:00	22,5	14,3
27. Jul. 2000	17:00	6,3	30,5
27. Jul. 2000	22:00	6,6	12,9
28. Jul. 2000	5:00	17,6	24,2
20. Aug. 2000	13:00	16,9	6,5
27. Aug. 2000	4:00	21,6	48
27. Aug. 2000	11:00	24,3	33
2. Sep. 2000	8:00	21	15,3
1. Okt. 2000	3:00	40,3	11,3
15. Dez. 2000	8:00	16,3	7,2

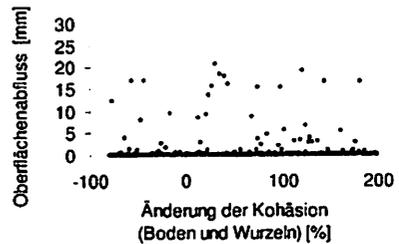
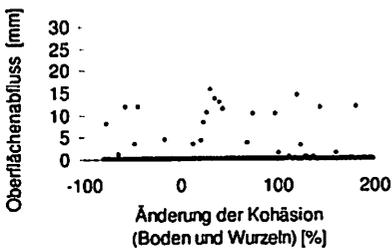
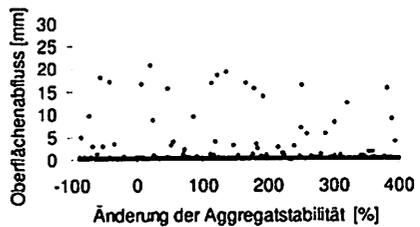
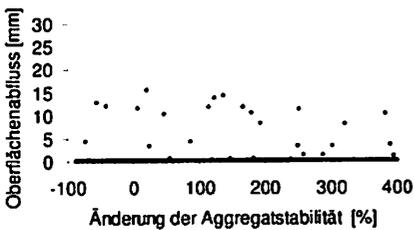
13.3 Globale Sensitivitätsanalysen mit LISEM für das Wahnbach-Einzugsgebiet

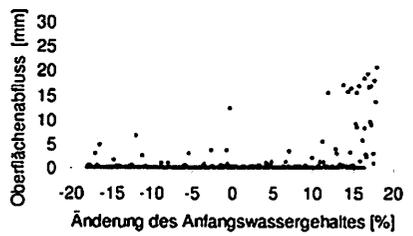
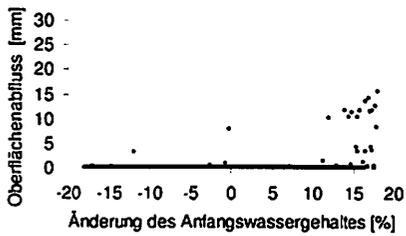
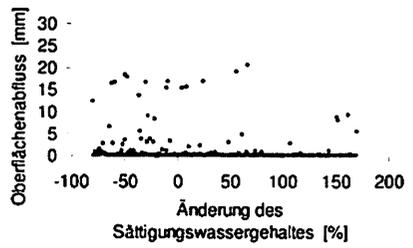
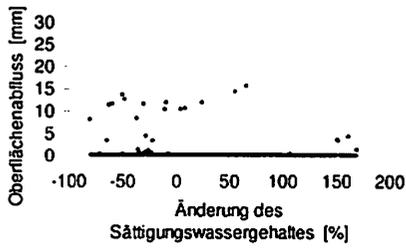
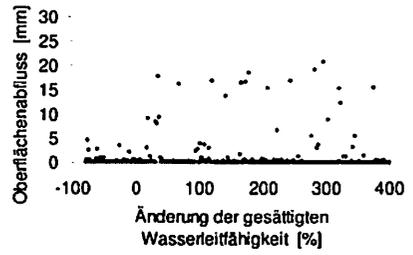
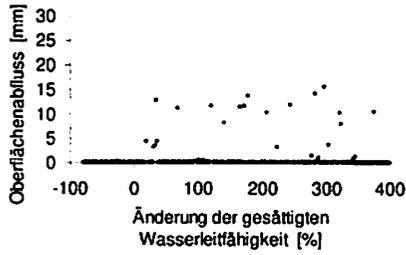
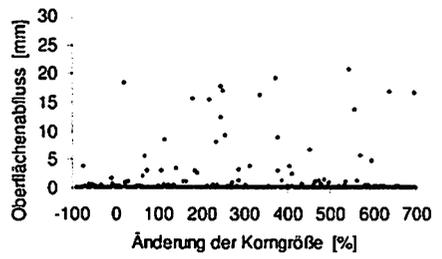
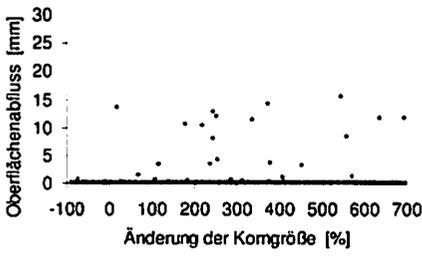
13.3.1 Globale Sensitivitätsanalyse der Landnutzungsparameter bezogen auf den Oberflächenabfluss für die Niederschlagsereignisse am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts) im Wahnbach-Einzugsgebiet

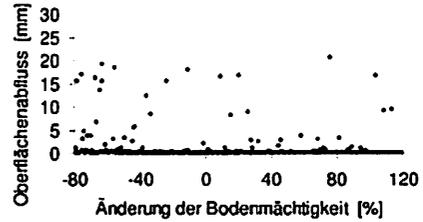
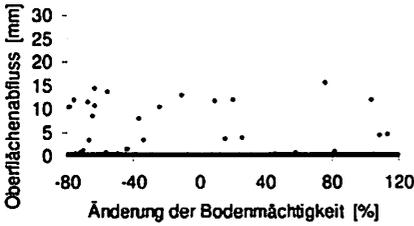
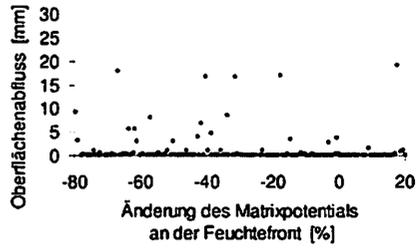
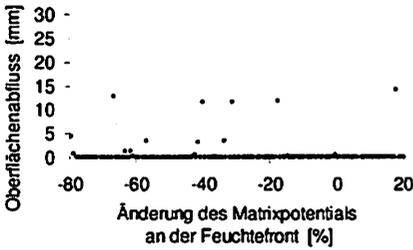




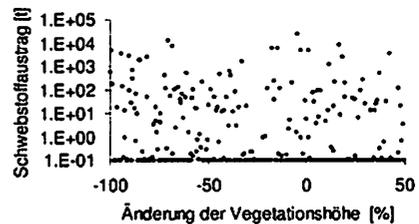
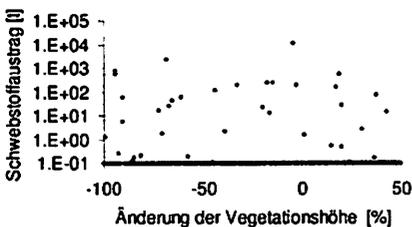
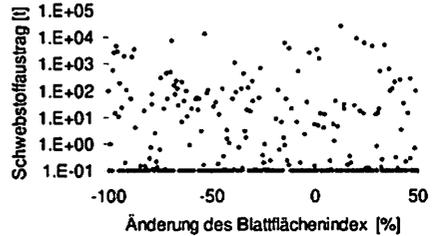
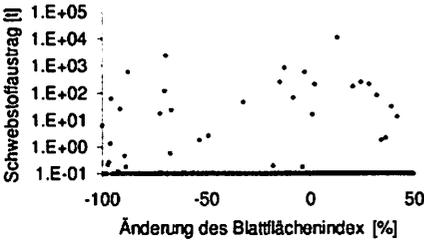
13.3.2 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Bodenparameter bezogen auf den Oberflächenabfluss für die Niederschlagsereignisse am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts) im Wahnbach-Einzugsgebiet

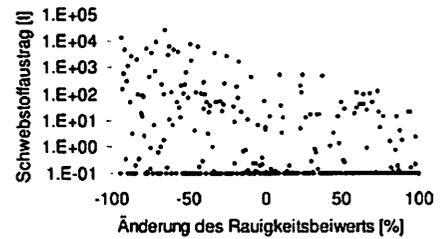
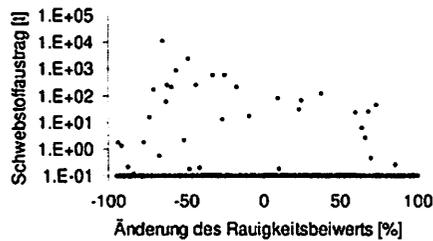
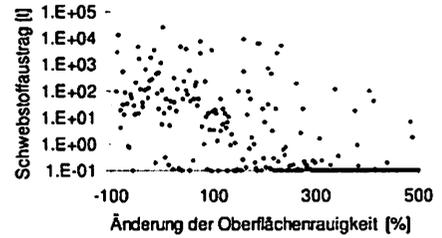
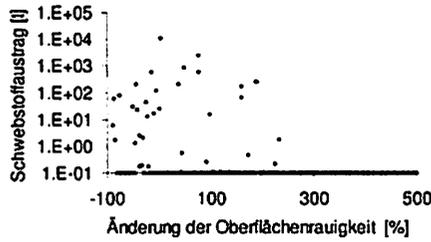
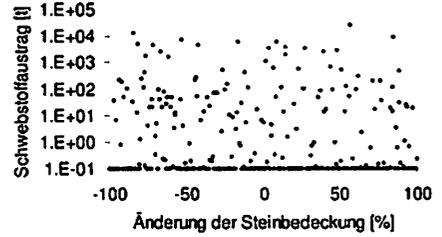
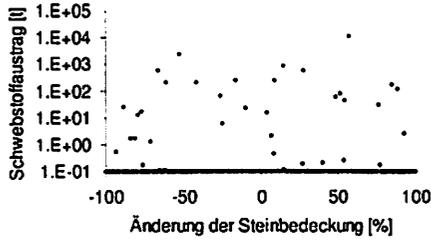
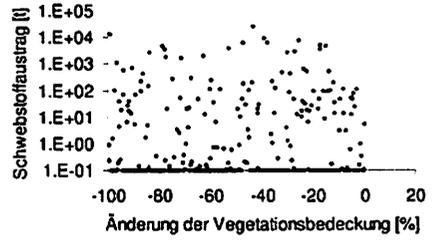
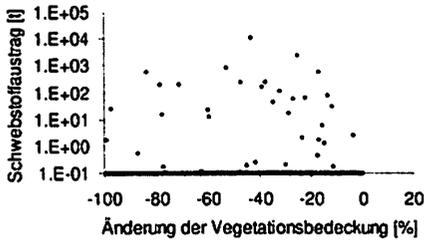




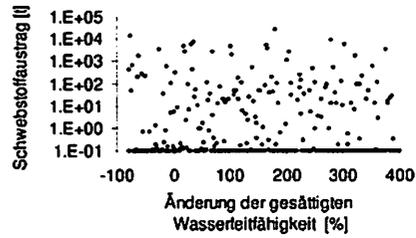
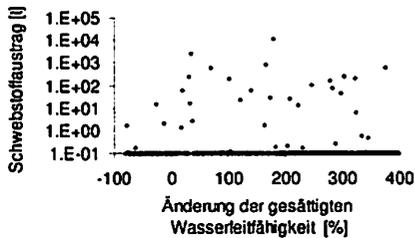
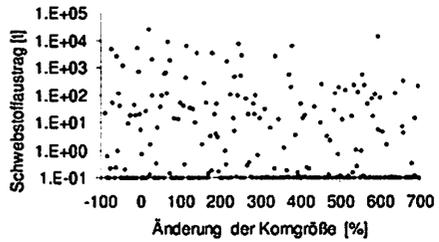
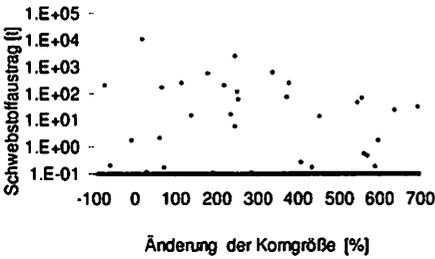
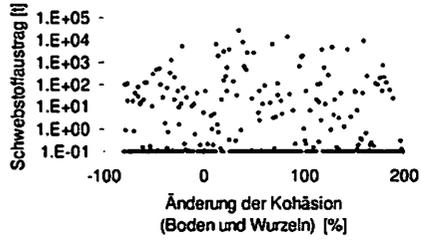
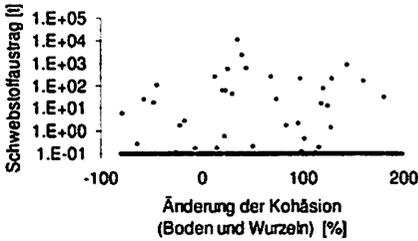
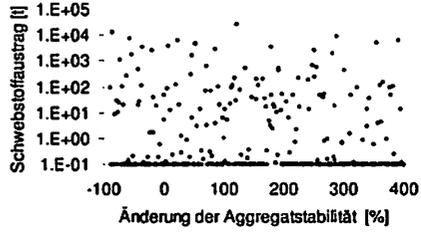
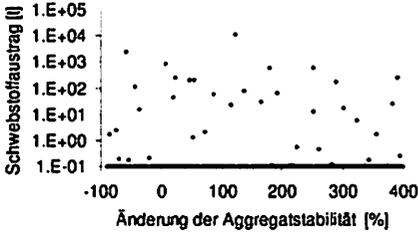


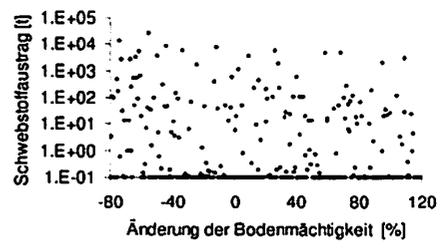
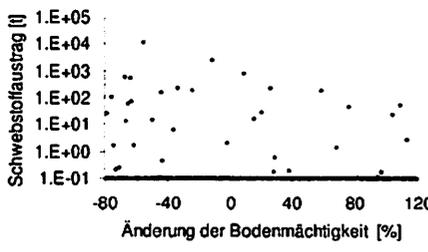
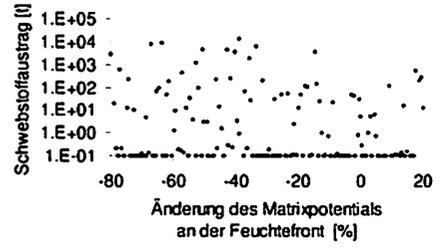
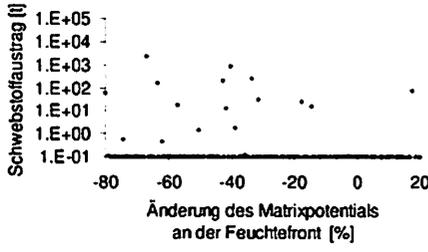
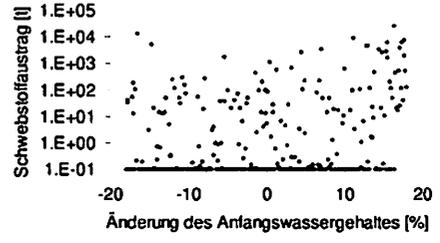
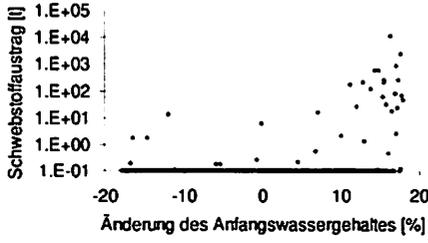
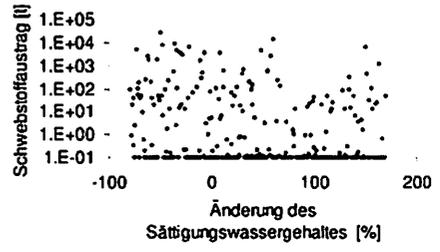
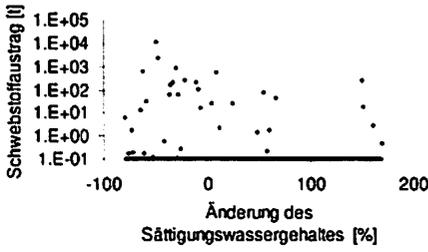
13.3.3 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Landnutzungsparameter bezogen auf den Schwebstoffaustrag für die Niederschlagsereignisse am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts) im Wahnbach-Einzugsgebiet





13.3.4 Ergebnis der globalen Sensitivitätsanalyse der Bodenparameter bezogen auf den Schwebstoffaustrag für die Niederschlagsereignisse am 23.03.1999 (links) und 10.05.1999 (rechts) im Wahnbach-Einzugsgebiet





BONNER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN

- Heft 4: HAHN, H.: Der Einfluß der Konfessionen auf die Bevölkerungs- und Sozialgeographie des Hunsrückes. 1950. 96 S. € 2,50
- Heft 5: TIMMERMANN, L.: Das Eupener Land und seine Grünlandwirtschaft. 1951. 92 S. € 3,00
- Heft 15: PARDE, M.: Beziehungen zwischen Niederschlag und Abfluß bei großen Sommerhochwassern. 1954. 59 S. € 2,00
- Heft 16: BRAUN, G.: Die Bedeutung des Verkehrswesens für die politische und wirtschaftliche Einheit Kanadas. 1955. 96. S. € 4,00
- Heft 19: STEINMETZLER, J.: Die Anthropogeographie Friedrich Ratzels und ihre ideengeschichtlichen Wurzeln. 1956. 151 S. € 4,00
- Heft 21: ZIMMERMANN, J.: Studien zur Anthropogeographie Amazoniens. 1958. 97. S. € 5,00
- Heft 22: HAHN, H.: Die Erholungsgebiete der Bundesrepublik. Erläuterungen zu einer Karte der Fremdenverkehrsorte in der deutschen Bundesrepublik. 1958. 182 S. € 5,50
- Heft 23: VON BAUER, P.-P.: Waldbau in Südchile. Standortkundliche Untersuchungen und Erfahrungen bei der Durchführung einer Aufforstung. 1958. 120 S. € 5,50
- Heft 26: FRÄNZLE, O.: Glaziale und periglaziale Formbildung im östlichen Kastilischen Scheidegebirge (Zentralspanien). 1959. 80 S. € 5,00
- Heft 27: BARTZ, F.: Fischer auf Ceylon. 1959. 107 S. € 5,00
- Heft 30: LEIDLMAIR, A.: Hadramaut, Bevölkerung und Wirtschaft im Wandel der Gegenwart. 1961. 47 S. € 4,00
- Heft 33: ZIMMERMANN, J.: Die Indianer am Cururú (Südwestpará). Ein Beitrag zur Anthropogeographie Amazoniens. 1963. 111 S. € 10,00
- Heft 37: ERN, H.: Die dreidimensionale Anordnung der Gebirgsvegetation auf der Iberischen Halbinsel. 1966. 132 S. € 10,00
- Heft 38: HANSEN, F.: Die Hanfwirtschaft Südostspaniens. Anbau, Aufbereitung und Verarbeitung des Hanfes in ihrer Bedeutung für die Sozialstruktur der Vegas. 1967. 155 S. € 11,00
- Heft 39: SERMET, J.: Toulouse et Zaragoza. Comparaison des deux villes. 1969. 75 S. € 8,00
- Heft 41: MONHEIM, R.: Die Agrostadt im Siedlungsgefüge Mittelasiens. Erläutert am Beispiel Gangi. 1969. 196 S. € 10,50
- Heft 42: HEINE, K.: Fluß- und Talgeschichte im Raum Marburg. Eine geomorphologische Studie. 1970. 195 S. € 10,00
- Heft 43: ERIKSEN, W.: Kolonisation und Tourismus in Ostpatagonien. Ein Beitrag zum Problem kulturgeographischer Entwicklungsprozesse am Rande der Ökumene. 1970. 289 S. € 14,50
- Heft 44: ROTHER, K.: Die Kulturlandschaft der tarentinischen Golfküste. Wandlungen unter dem Einfluß der italienischen Agrarreform. 1971. 246 S. € 14,00
- Heft 45: BAHR, W.: Die Marismas des Guadalquivir und das Ebrodelta. 1972. 282 S. € 13,00
- Heft 47: GOLTE, W.: Das südchilenische Seengebiet. Besiedlung und wirtschaftliche Erschließung seit dem 18. Jahrhundert. 1973. 183 S. € 14,00
- Heft 48: STEPHAN, J.: Die Landschaftsentwicklung des Stadtkreises Karlsruhe und seiner näheren Umgebung. 1974. 190 S. € 20,00
- Heft 49: THIELE, A.: Luftverunreinigung und Stadtklima im Großraum München. 1974. 175 S. € 19,50
- Heft 50: BAHR, J.: Migration im Großen Norden Chiles. 1977. 286 S. € 15,00
- Heft 51: STITZ, V.: Studien zur Kulturgeographie Zentraläthiopiens. 1974. 395 S. € 14,50
- Heft 53: KLAUS, D.: Niederschlagsgenese und Niederschlagsverteilung im Hochbecken von Puebla-Tlaxcala. 1975. 172 S. € 16,00
- Heft 54: BANCO, I.: Studien zur Verteilung und Entwicklung der Bevölkerung von Griechenland. 1976. 297 S. € 19,00
- Heft 55: SELKE, W.: Die Ausländerwanderung als Problem der Raumordnungspolitik in der Bundesrepublik Deutschland. 1977. 167 S. € 14,00
- Heft 56: SANDER, H.-J.: Sozialökonomische Klassifikation der kleinbäuerlichen Bevölkerung im Gebiet von Puebla-Tlaxcala (Mexiko). 1977. 169 S. € 12,00
- Heft 57: WIEK, K.: Die städtischen Erholungsflächen. Eine Untersuchung ihrer gesellschaftlichen Bewertung und ihrer geographischen Standorteigenschaften – dargestellt an Beispielen aus Westeuropa und den USA. 1977. 216 S. € 10,00
- Heft 58: FRANKENBERG, P.: Floreogeographische Untersuchungen im Raume der Sahara. Ein Beitrag zur pflanzengeographischen Differenzierung des nordafrikanischen Trockenraumes. 1978. 136 S. € 24,00
- Heft 60: LIEBHOLD, E.: Zentralörtlich-funktionalräumliche Strukturen im Siedlungsgefüge der Nordmeseta in Spanien. 1979. 202 S. € 14,50
- Heft 61: LEUSMANN, CH.: Strukturierung eines Verkehrsnetzes. Verkehrsgeographische Untersuchungen unter Verwendung graphentheoretischer Ansätze am Beispiel des süddeutschen Eisenbahnnetzes. 1979. 158 S. € 16,00
- Heft 62: SEIBERT, P.: Die Vegetationskarte des Gebietes von El Bolsón, Provinz Río Negro, und ihre Anwendung in der Landnutzungsplanung. 1979. 96. S. € 14,50
- Heft 67: HÖLLERMANN, P.: Blockgletscher als Mesoformen der Periglazialstufe – Studien aus europäischen und nordamerikanischen Hochgebirgen. 1983. 84 S. € 13,00
- Heft 69: GRAAFEN, R.: Die rechtlichen Grundlagen der Ressourcenpolitik in der Bundesrepublik Deutschland. Ein Beitrag zur Rechtsgeographie. 1984. 201 S. € 14,00
- Heft 70: FREIBERG, H.-M.: Vegetationskundliche Untersuchungen an südchilenischen Vulkanen. 1985. 170 S. € 16,50

BONNER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN (Fortsetzung • *continued*)

- Heft 71: YANG, T.: Die landwirtschaftliche Bodennutzung Taiwans. 1985. 178 S. € 13,00
- Heft 72: GASKIN-REYES, C. E.: Der informelle Wirtschaftssektor in seiner Bedeutung für die neuere Entwicklung in der nordperuanischen Regionalstadt Trujillo und ihrem Hinterland. 1986. 214 S. € 14,50
- Heft 73: BRÜCKNER, CH.: Untersuchungen zur Bodenerosion auf der Kanarischen Insel Hierro. 1987. 194 S. € 16,00
- Heft 74: FRANKENBERG, P. u. D. KLAUS: Studien zur Vegetationsdynamik Südosttunesiens. 1987. 110 S. € 14,50
- Heft 75: SIEGBURG, W.: Großmaßstäbige Hangneigungs- und Hangformanalyse mittels statistischer Verfahren. Dargestellt am Beispiel der Dollendorfer Hardt (Siebengebirge). 1987. 243 S. € 19,00
- Heft 77: ANHUF, D.: Klima und Ernteertrag – eine statistische Analyse an ausgewählten Beispielen nord- und südsaharischer Trockenräume – Senegal, Sudan, Tunesien. 1989. 177 S. € 18,00
- Heft 78: RHEKER, J. R.: Zur regionalen Entwicklung der Nahrungsmittelproduktion in Pernambuco (Nordbrasilien). 1989. 177 S. € 17,50
- Heft 79: VÖLKE, J.: Geomorphologische und pedologische Untersuchungen zum jungquartären Klimawandel in den Dünengebieten Ost-Nigers (Südsahara und Sahel). 1989. 258 S. € 19,50
- Heft 80: BROMBERGER, CH.: Habitat, Architecture and Rural Society in the Gilán Plain (Northern Iran). 1989. 104 S. € 15,00
- Heft 81: KRAUSE, R. F.: Stadtgeographische Untersuchungen in der Altstadt von Djidda / Saudi-Arabien. 1991. 76 S. € 14,00
- Heft 82: GRAAFEN, R.: Die räumlichen Auswirkungen der Rechtsvorschriften zum Siedlungswesen im Deutschen Reich unter besonderer Berücksichtigung von Preußen, in der Zeit der Weimarer Republik. 1991. 283 S. € 32,00
- Heft 83: PFEIFFER, L.: Schwermineralanalysen an Dünensanden aus Trockengebieten mit Beispielen aus Südsahara, Sahel und Sudan sowie der Namib und der Taklamakan. 1991. 235 S. € 21,00
- Heft 84: DITTMANN, A. and H. D. LAUX (Hrsg.): German Geographical Research on North America – A Bibliography with Comments and Annotations. 1992. 398 S. € 24,50
- Heft 85: GRUNERT, J. u. P. HÖLLERMANN (Hrsg.): Geomorphologie und Landschaftsökologie. 1992. 224 S. € 14,50
- Heft 86: BACHMANN, M. u. J. BENDIX: Nebel im Alpenraum. Eine Untersuchung mit Hilfe digitaler Wettersatellitendaten. 1993. 301 S. € 29,00
- Heft 87: SCHICKHOFF, U.: Das Kaghan-Tal im Westhimalaya (Pakistan). 1993. 268 S. € 27,00
- Heft 88: SCHULTE, R.: Substitut oder Komplement – die Wirkungsbeziehungen zwischen der Telekommunikationstechnik Videokonferenz und dem Luftverkehrsaufkommen deutscher Unternehmen. 1993. 177 S. € 16,00
- Heft 89: LÜTZELER, R.: Räumliche Unterschiede der Sterblichkeit in Japan – Sterblichkeit als Indikator regionaler Lebensbedingungen. 1994. 247 S. € 21,00
- Heft 90: GRAFE, R.: Ländliche Entwicklung in Ägypten. Strukturen, Probleme und Perspektiven einer agraren Gesellschaft, dargestellt am Beispiel von drei Dörfern im Fayyûm. 1994. 225 S. € 23,00
- Heft 92: WEIERS, S.: Zur Klimatologie des NW-Karakorum und angrenzender Gebiete. Statistische Analysen unter Einbeziehung von Wettersatellitenbildern und eines Geographischen Informationssystems (GIS). 1995. 216 S. € 19,00
- Heft 93: BRAUN, G.: Vegetationsgeographische Untersuchungen im NW-Karakorum (Pakistan). 1996. 156 S. € 27,00
- Heft 94: BRAUN, B.: Neue Cities australischer Metropolen. Die Entstehung multifunktionaler Vorortzentren als Folge der Suburbanisierung. 1996. 316 S. € 14,50
- Heft 95: KRAFFT, TH. u. L. GARCIA-CASTRILLO RIESCO (Hrsg.): Professionalisierung oder Ökonomisierung im Gesundheitswesen? Rettungsdienst im Umbruch. 1996. 220 S. € 12,00
- Heft 96: KEMPER, F.-J.: Wandel und Beharrung von regionalen Haushalts- und Familienstrukturen. Entwicklungsmuster in Deutschland im Zeitraum 1871-1978. 1997. 306 S. € 17,00
- Heft 97: NÜSSER, M.: Nanga Parbat (NW-Himalaya): Naturräumliche Ressourcenausstattung und humanökologische Gefügemuster der Landnutzung. 1998. 232 S. € 21,00
- Heft 98: BENDIX, J.: Ein neuer Methodenverbund zur Erfassung der klimatologisch-lufthygienischen Situation von Nordrhein-Westfalen. Untersuchungen mit Hilfe boden- und satellitengestützter Fernerkundung und numerischer Modellierung. 1998. 183 S. € 24,00
- Heft 99: DEHN, M.: Szenarien der klimatischen Auslösung alpiner Hangrutschungen. Simulation durch Downscaling allgemeiner Zirkulationsmodelle der Atmosphäre. 1999. 99 S. € 11,00
- Heft 100: KRAFFT, TH.: Von Shāhjahānābād zu Old Delhi: Zur Persistenz islamischer Strukturelemente in der nordindischen Stadt. 1999. 217 S. € 19,50
- Heft 101: SCHRÖDER, R.: Modellierung von Verschlämmung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. 2000. 175 S. € 12,00
- Heft 102: KRAAS, F. und W. TAUBMANN (Hrsg.): German Geographical Research on East and Southeast Asia. 2000. 154 S. € 16,00
- Heft 103: ESPER, J.: Paläoklimatische Untersuchungen an Jahrringen im Karakorum und Tien Shan Gebirge (Zentralasien). 2000. 137 S. € 11,00
- Heft 104: HALVES, J.-P.: Call-Center in Deutschland. Räumliche Analyse einer standortunabhängigen Dienstleistung. 2001. 148 S. € 13,00
- Heft 105: STÖBER, G.: Zur Transformation bäuerlicher Hauswirtschaft in Yasin (Northern Areas, Pakistan). 2001. 314 S. € 18,00

BONNER GEOGRAPHISCHE ABHANDLUNGEN (Fortsetzung • *continued*)

- Heft 106: CLEMENS, J.: Ländliche Energieversorgung in Astor: Aspekte des nachhaltigen Ressourcenmanagements im nordpakistanischen Hochgebirge. 2001. 210 S. € 19,00
- Heft 107: MOTZKUS, A. H.: Dezentrale Konzentration – Leitbild für eine Region der kurzen Wege? Auf der Suche nach einer verkehrssparsamen Siedlungsstruktur als Beitrag für eine nachhaltige Gestaltung des Mobilitätsgeschehens in der Metropolregion Rhein-Main. 2002. 182 S. € 18,00
- Heft 108: BRAUN, TH.: Analyse, Planung und Steuerung im Gesundheitswesen. Geographische Möglichkeiten und Perspektiven am Beispiel von Daten der Gesetzlichen Krankenversicherung. 2002. 147 S. € 16,00
- Heft 109: REUDENBACH, CH.: Konvektive Sommerniederschläge in Mitteleuropa. Eine Kombination aus Satellitenfernerkundung und numerischer Modellierung zur automatischen Erfassung mesoskaliger Niederschlagsfelder. 2003. 152 S. € 18,00
- Heft 110: HÖRSCH, B.: Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief in alpinen Einzugsgebieten des Wallis (Schweiz). Ein multiskaliger GIS- und Fernerkundungsansatz. 2003. 270 S. € 24,00
- Heft 111: RASEMANN, S.: Geomorphometrische Struktur eines mesoskaligen alpinen Geosystems. 2004. 240 S. € 22,00
- Heft 112: SCHMIDT, M.: Boden- und Wasserrecht in Shigar, Baltistan: Autochthone Institutionen der Ressourcennutzung im Zentralen Karakorum. 2004. 314 S. € 25,00
- Heft 113: SCHÜTTEMEYER, A.: Verdichtete Siedlungsstrukturen in Sydney. Lösungsansätze für eine nachhaltige Stadtentwicklung. 2005. 159 S. € 19,00
- Heft 114: GRUGEL, A.: Zuni Pueblo und Laguna Pueblo – Ökonomische Entwicklung und kulturelle Perspektiven. 2005. 281 S. € 21,00
- Heft 115: SCHMIDT, U.: Modellierung des kurzweiligen solaren Strahlungshaushalts im Hochgebirge auf der Basis von digitalen Geländemodellen und Satellitendaten am Beispiel des Hunza-Karakorum / Nordpakistan. 2006. 133 S. € 21,00
- Heft 116: NYENHUIS, M.: Permafrost und Sedimenthaushalt in einem alpinen Geosystem. 2006. 142 S. € 23,00
- Heft 117: ROER, I.: Rockglacier Kinematics in a High Mountain Geosystem. 2007. 217 S. € 25,00
- Heft 118: RAHMAN-FAZLUR: Persistence and Transformation in the Eastern Hindu Kush: A Study of Resource Management Systems in Mehlp Valley, Chitral, North Pakistan. 2007. 314 S. € 25,00
- Heft 119: UHLIG, B.: *Calocedrus decurrens* (TORREY) FLORIN und *Austrocedrus chilensis* (D. DON) PIC. SERM. & BIZZARRI. Ein pflanzengeographischer und ökologischer Vergleich zweier Reliktconiferen in den nord- und südamerikanischen Winterregen-Subtropen. 2008. 281 S. € 25,00
- Heft 120: WIESE, B.: Museums-Ensembles und Städtebau in Deutschland – 1815 bis in die Gegenwart – Akteure – Standorte – Stadtgestalt. 2008. 287 S. € 28,00
- Heft 121: RAUPRICH, D.: Alltagsmobilität Alltagsmobilität älterer Menschen im suburbanen Raum – Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch nachhaltigen Gestaltung durch eine geänderte Verkehrsmittelnutzung. 2008. 283 S. € 21,00
- Heft 122: LÖWNER, M.-O.: Formale semantische Modellierung von geomorphologischen Objekten und Prozessen des Hochgebirges zur Repräsentation in einem Geoinformationssystem (GIS). 2008. 121 S. € 16,00
- Heft 123: SCHMIDT, S.: Die reliefabhängige Schneedeckenverteilung im Hochgebirge – ein multiskaliger Methodenverbund am Beispiel des Lötschentals (Schweiz). 2009. 166 S. € 23,00
- Heft 124: OTTO, J.-C.: Paraglacial Sediment Storage Quantification in the Turtmann Valley, Swiss Alps. 2009. 130 S. € 19,00
- Heft 125: NEUWIRTH, B.: Interannuelle Klima-Wachstums-Beziehungen zentraleuropäischer Bäume von AD 1901 bis 1971. Eine dendroklimatologische Netzwerkanalyse. 2010. 169 S. € 23,00
- Heft 126: HOLDSCHLAG, A.: Siedlungsgemeinschaften in Chitral, Pakistanischer Hindu Kush: Sozioökonomische Organisation und Transformation in montaner Umwelt. 2010. 264 S. € 25,00

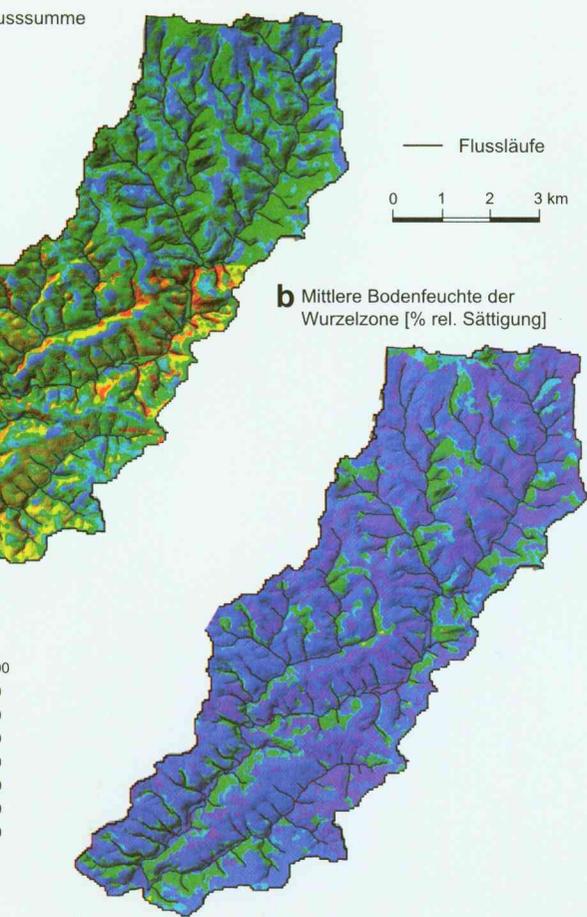
In Kommission bei • *on consignment with* E. Fergler Verlag, Bergisch Gladbach

Nicht genannte Nummern sind vergriffen, sämtliche Titel unter
Titles not listed are out of print, see for all titles

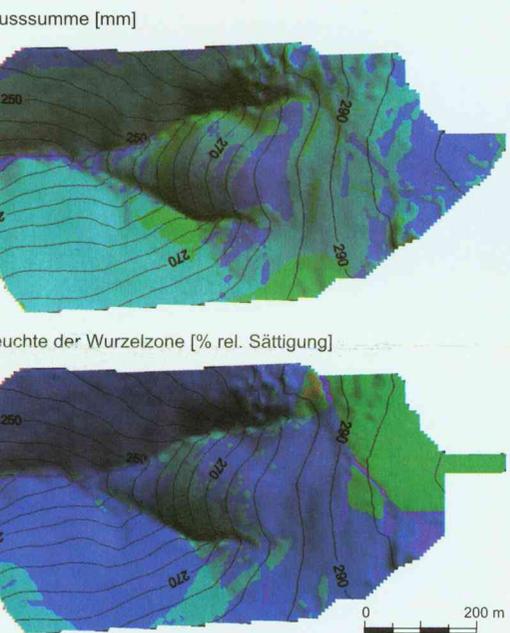
www.geographie.uni-bonn.de/schriften.welcome.html

00001
00002
00003
00004
00005
00006
00007
00008
00009
00010
00011
00012
00013
00014
00015
00016
00017
00018
00019
00020
00021
00022
00023
00024
00025
00026
00027
00028
00029
00030
00031
00032
00033
00034
00035
00036
00037
00038
00039
00040

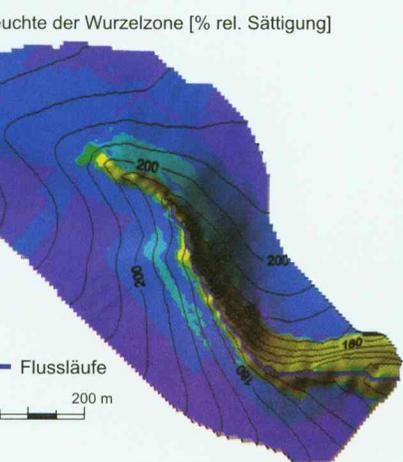
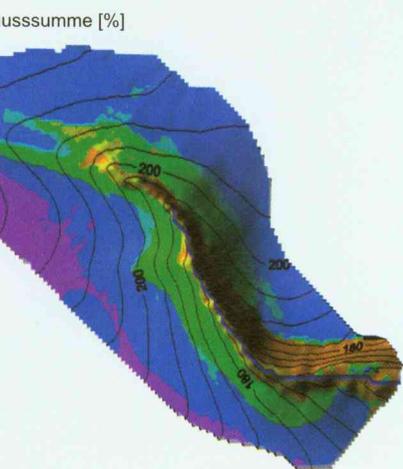
... (mirrored text from reverse side) ...



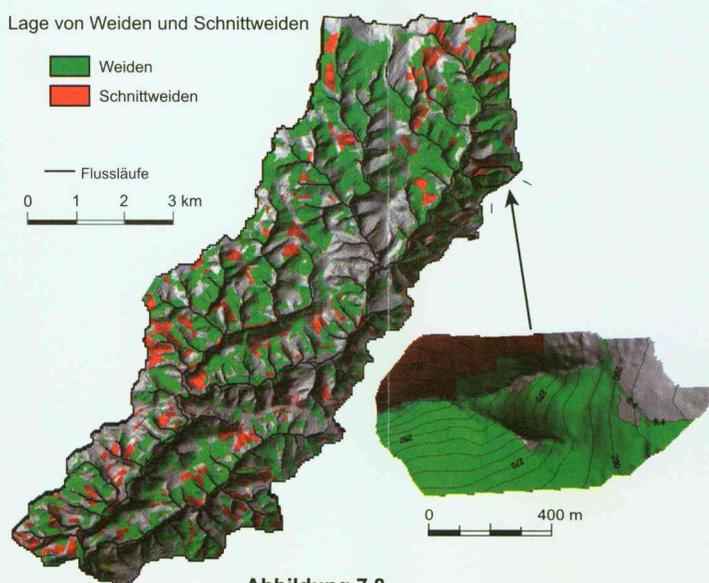
Flächenabflusssummen (a) und Mittelwerte der Bodenfeuchte (b) während des Untersuchungszeitraumes im Wahnbach-Einzugsgebiet



Simulierte Oberflächenabflüsse (a) und Mittelwerte der Bodenfeuchte in der Wurzelzone während des Untersuchungszeitraumes im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet



Simulierte Oberflächenabflüsse (a) und Mittelwerte der Bodenfeuchte (b) in der Wurzelzone während des Untersuchungszeitraumes im Steinersiefen-Teileinzugsgebiet



Lage von Schnittweiden und Weiden im Einzugsgebiet des Wahnbachs (links) und Teileinzugsgebiet des Berrensiefens (rechts)
Kartengrundlage: Landnutzung 1999

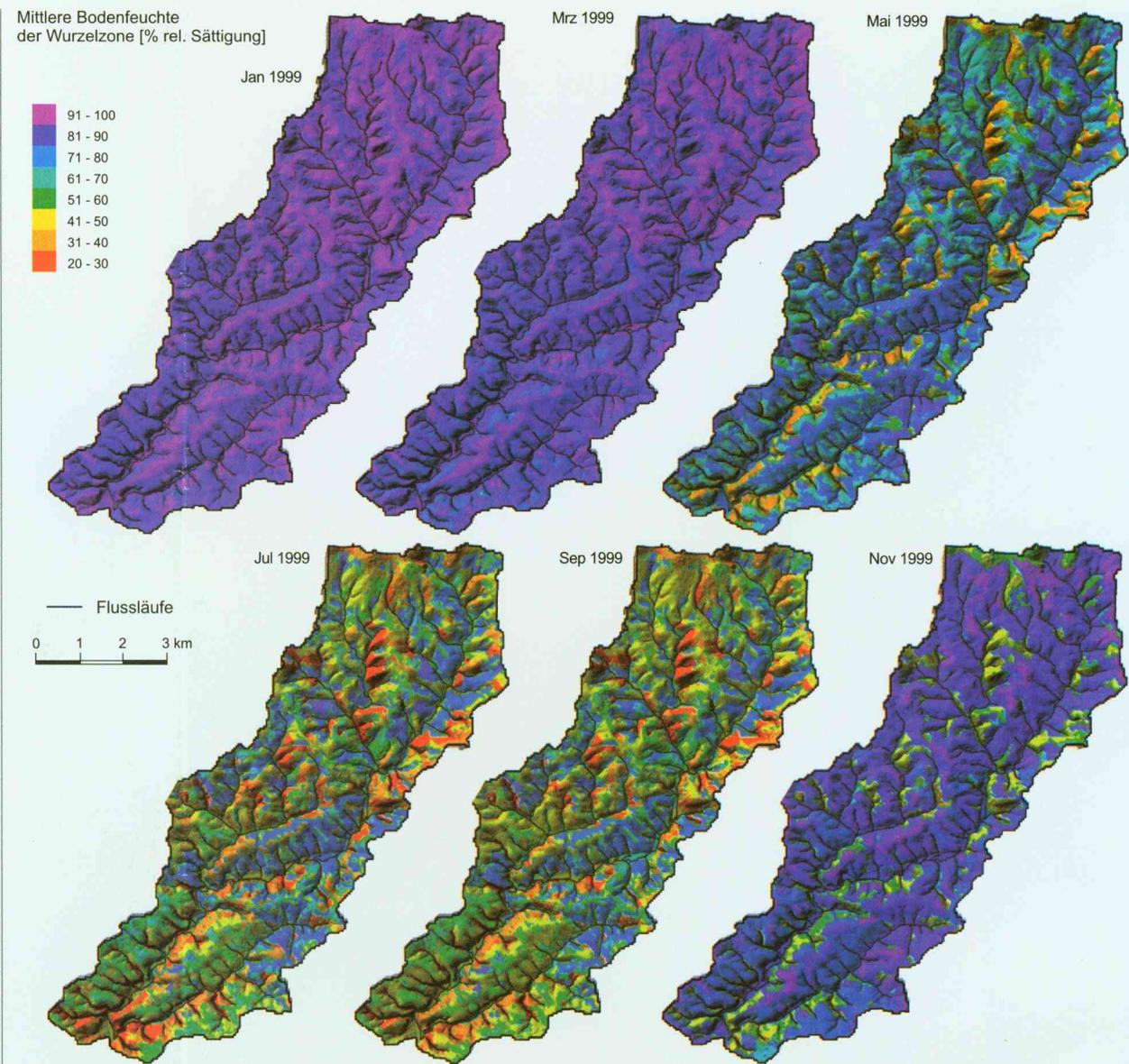
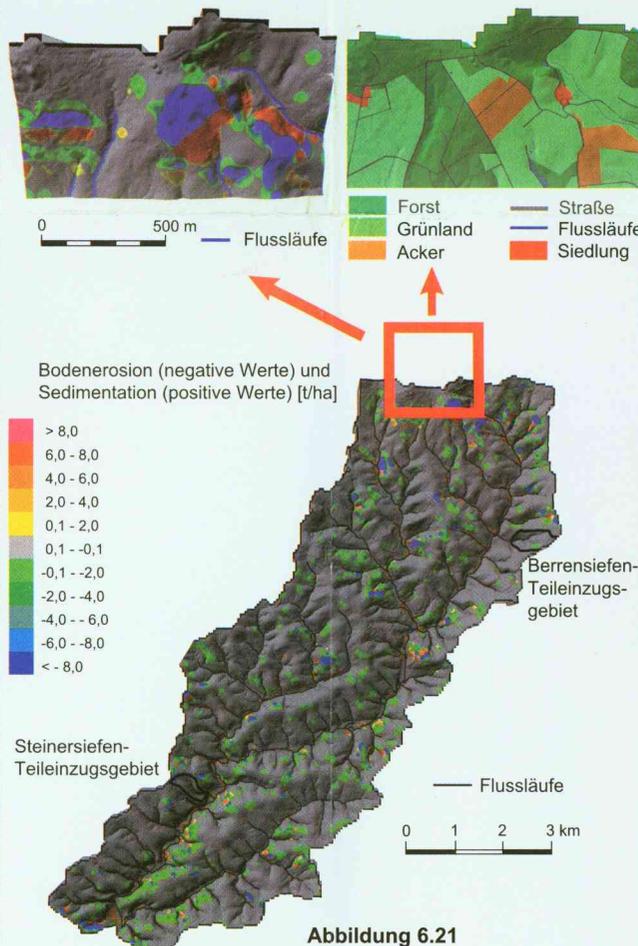


Abbildung 5.16 Monatsmittel der simulierten Bodenfeuchte in der Wurzelzone im Wahnbach-Einzugsgebiet



Simulierte räumliche Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation für 64 Ereignisse während des Untersuchungszeitraumes 1999 und 2000 im Wahnbach-Einzugsgebiet

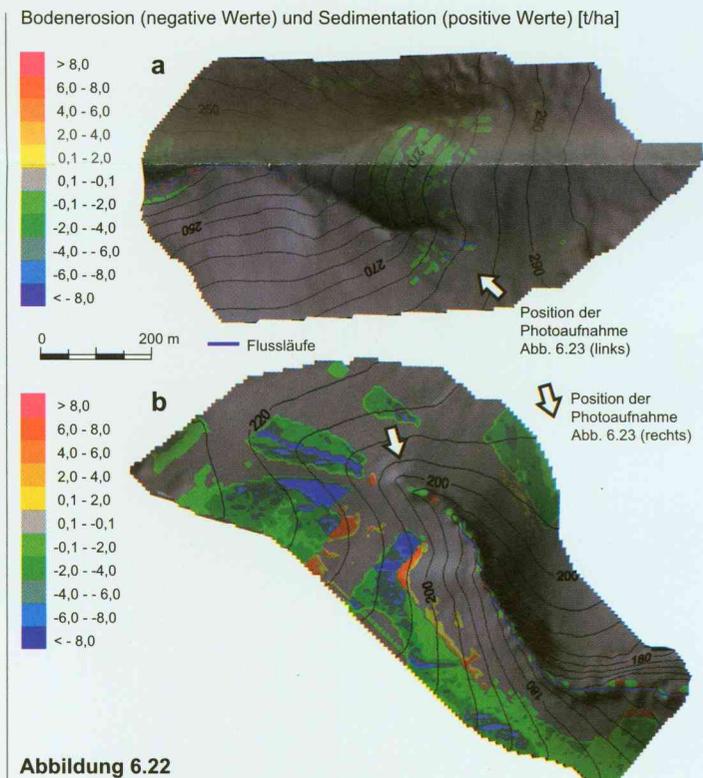


Abbildung 6.22 Simulierte räumliche Verteilung von Bodenerosion und Sedimentation am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet (a) und Steinersiefen-Teileinzugsgebiet (b)

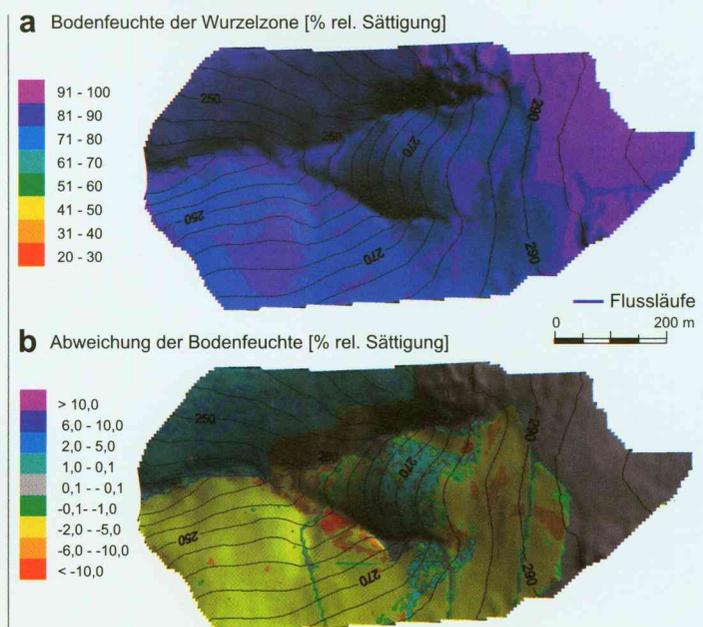


Abbildung 7.9 Simulierte räumliche Verteilung der relativen Bodenfeuchte der nicht modifizierten (a) Parametrisierung sowie deren Abweichung durch die (b) Berücksichtigung von Weiden und Schnittweiden zum Ereignisbeginn am 07.03.2000 im Berrensiefen-Teileinzugsgebiet