

Unsicherheiten in der Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes von Flusseinzugsgebieten der Mikro- und Mesoskala

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

am Fachbereich 09

„Agrarwissenschaften, Ökotoxikologie und Umweltmanagement“

der

Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von

Dipl.-Geogr.

Stefan Julich

aus Halle (Saale)

Gießen, im Dezember 2009

Erklärung

Ich erkläre: Ich habe die vorgelegte Dissertation selbständig und ohne unerlaubte fremde Hilfe und nur mit den Hilfen angefertigt, die ich in der Dissertation angegeben habe. Alle Textstellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten Schriften entnommen sind, und alle Angaben, die auf mündlichen Auskünften beruhen, sind als solche kenntlich gemacht. Bei den von mir durchgeführten und in der Dissertation erwähnten Untersuchungen habe ich die Grundsätze guter wissenschaftlicher Praxis, wie sie in der „Satzung der Justus-Liebig-Universität Gießen zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis“ niedergelegt sind, eingehalten.

Gießen, Dezember 2009

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei den zahlreichen Menschen bedanken, ohne deren Unterstützung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Mein besonderer Dank gilt meinem Betreuer und ersten Gutachter Prof. H.-G. Frede für die Überlassung des Themas, die fachliche Unterstützung und die hervorragenden Arbeitsbedingungen am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement. Herrn PD Dr. Rolf Düring danke ich herzlich für die Übernahme des zweiten Gutachtens.

Herrn PD Dr. Lutz Breuer möchte ich besonders für die geduldige Betreuung und zahlreichen Diskussionen zu allen möglichen und unmöglichen Zeiten danken.

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Institutes möchte ich für die herzliche Aufnahme und das gute Arbeitsklima danken. Insbesondere bedanke ich mich bei Ruth Strittmatter, Gabriele Weiß und Melanie Kehl, die bei organisatorischen und Verwaltungsangelegenheiten stets den Überblick behalten.

Dem Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH (KWB) möchte ich für die vertrauensvolle Zusammenarbeit im Projekt „Aquisafe“ danken. Mein besonderer Dank gilt dabei Herrn Dr. Andreas Matzinger der mit zahlreichen Diskussionen zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Zum Gelingen der Arbeit haben vor allem auch die technischen Mitarbeiter beigetragen, die mich tatkräftig bei Feld- und Laborarbeit unterstützt haben. Mein herzlicher Dank gilt dabei besonders Frau Beate Lindenstruth und Nelly Weis für die zuverlässige Probennahme bei Wind und Wetter, sowie den zuverlässigen Analysen der angefallenen Proben.

Ein besonderer Dank gilt meinen Eltern, Martina und Helmut Julich, die mich stets bestärkt haben meine Ziele zu verwirklichen und mir alle Möglichkeiten offengehalten haben. Meiner Schwester Katja Julich möchte ich für ihr offenes Ohr in allen Lebenslagen danken.

Dir Dorit möchte ich herzlich für Deinen Rückhalt und besonders Deine Unterstützung zu jeder Zeit danken.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereichs „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ (SFB 299) von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

Die Daten für das Untersuchungsgebiet in Frankreich wurden freundlicher durch die Organisation SMEGA (Syndicat Mixte Environnemental du Goëlo et de l'Argoat) im Rahmen des Forschungsprojektes des KWB „Aquisafe“, gefördert durch Veolia Water, zur Verfügung gestellt.

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen	3
2.1 Wasserhaushalt und Abflussbildung in einem Flusseinzugsgebiet.....	3
2.2 Beeinflussungen der Gewässerqualität.....	3
2.3 Stickstoffkreislauf.....	5
2.4 Modellansätze zur Simulation des Wasser- und Stickstoffkreislaufs.....	5
2.5 Modellkalibrierung, Unsicherheitsanalysen, Gütemaße	8
<i>Modellkalibrierung</i>	8
<i>Unsicherheiten</i>	9
<i>GLUE-Methodik</i>	10
<i>Gütemaße</i>	11
2.6 Gewählte Ansätze in der Arbeit.....	12
3 Material und Methoden	13
3.1 Einzugsgebiete.....	13
3.1.1 Ic-Einzugsgebiet (Frankreich).....	13
<i>Klima</i>	13
<i>Topographie, Geologie, Böden</i>	14
<i>Landnutzung</i>	15
<i>Hydrologie und Gewässerqualität</i>	15
3.1.2 Wetter - Einzugsgebiet (Deutschland).....	16
<i>Klima</i>	16
<i>Topographie, Geologie und Böden</i>	17
<i>Hydrologie und Wasserqualität</i>	18
<i>Landnutzung</i>	19
3.2 Datengrundlage Messwerte.....	19
3.2.1 Ic-Einzugsgebiet.....	19
3.2.2 Wetter-Einzugsgebiet.....	20
3.3 Das Soil and Water Assessment Tool.....	21
<i>Räumliche Aufteilung</i>	21
<i>Wasserhaushalt</i>	21
<i>Stickstoffhaushalt</i>	23
3.4 Datenpräprocessing.....	24
3.4.1 Ic.....	24
<i>Höhenmodell</i>	24
<i>Klimadaten</i>	24

<i>Bodendaten</i>	24
<i>Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten</i>	25
3.4.2 Wetterau.....	26
<i>Höhenmodell</i>	26
<i>Klimadaten</i>	26
<i>Bodendaten</i>	26
<i>Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten</i>	28
<i>Punktquellen</i>	28
3.5 Monte-Carlo Simulation und GLUE-Analyse.....	30
<i>Ic-Einzugsgebiet</i>	30
<i>Wetter-Einzugsgebiet</i>	32
3.7 Szenarienbildung.....	34
<i>Ic-Einzugsgebiet</i>	34
<i>Wetter-Einzugsgebiet</i>	35
4 Ergebnisse Ic	38
4.1 Ergebnisse Monte-Carlo Simulation.....	38
4.2 Ergebnisse GLUE-Analyse.....	39
4.3 Diskussion der Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation und der GLUE-Analyse	44
4.4 Hot Spot Analyse.....	46
4.5 Szenarienanalyse.....	47
4.6 Diskussion der Szenarienergebnisse.....	51
5 Ergebnisse Wetter	53
5.1 Ergebnisse Monte Carlo Simulation.....	53
5.2 Ergebnisse GLUE-Analyse.....	57
<i>Analyse Hydrologie</i>	59
<i>Diskussion der Ergebnisse der GLUE-Analyse für die Hydrologie</i>	62
<i>Analyse Nitrat-Frachten</i>	70
<i>Diskussion der Ergebnisse der GLUE-Analyse für die Nitrat-Frachten</i> ...	73
<i>Zusammenführende Diskussion</i>	75
5.3 Szenarienanalyse.....	76
6 Abschlussdiskussion	84
7 Zusammenfassung	90
8 Summary	93
9 Literaturverzeichnis	95
10 Anhang	103

Abbildungsverzeichnis:

Abb. 2.1-1:	Überblick über Gesamtstickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von Deutschland, verändert nach UBA (2009a).....	4
Abb. 3.1-1:	allgemeine Lage der Untersuchungsgebiete.....	13
Abb. 3.1-2:	Klimadiagramm für die Klimastation Aeroport Trémuson-Saint-Brieuc, 2001-2006..	14
Abb. 3.1-3:	Höhenstufen (a); Topographie (b) und Landnutzung (c) im Ic-Einzugsgebiet.....	14
Abb. 3.1-4:	Nitratkonzentration der Ic oberhalb und unterhalb des Wasserwerkes.....	16
Abb. 3.1-5:	Klimadiagramm für die Klimastationen Schotten, Gießen und Bad Nauheim.....	17
Abb. 3.1-6:	Höhenstufen (a); Topographie (b) und Landnutzung (c) im Wetter-Einzugsgebiet.....	17
Abb. 3.1-7:	Nitrat-N-Konzentration der Wetter am Pegel Bruchenbrücken.....	19
Abb. 3.2-1:	Messpunkte im Ic-Einzugsgebiet.....	20
Abb. 3.2-2:	Pegel und Messpunkte im Wetter-Einzugsgebiet.....	20
Abb. 3.3-1:	Wasserkreislauf im SWAT – Model	22
Abb. 3.3-2:	Stickstoffkreislauf im SWAT – Model	23
Abb. 3.4-1:	interpoliertes Niederschlagsstationsnetz im Ic-Einzugsgebiet	24
Abb. 3.4-2:	künstliche Bodenkarte für das Ic-Einzugsgebiet.....	25
Abb. 3.4 -3:	Karte der Bodentiefe im Wettereinzugsgebiet (a); Karte des Grobbodenanteils im untersten Horizont der Böden im Einzugsgebiet der Wetter (b) (Quelle: BFD 50, HLUG).....	27
Abb. 3.4-4:	Karte der Lössmächtigkeiten im Wettereinzugsgebiet (Quelle: Geologische Karten 1:25000, HLUG).....	28
Abb. 3.4-5:	Karte der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Wetter.....	29
Abb. 3.4-6:	Beziehung zwischen mittleren täglichen Ablauf und Ausbaugröße von Kläranlagen...	30
Abb. 3.4-7:	Beziehung zwischen mittlerer täglicher Nitratfracht und der Ausbaugröße der Kläranlagen.....	30
Abb. 3.5-1:	Karte der hydrologischen Teilräume für die im Wettereinzugsgebiet für die SWAT-Varianten zwei und drei (a); Karte der in SWAT-Variante drei umgesetzten Annahmen bezogen auf die Geologie des Einzugsgebiet (b).....	33
Abb. 3.5-2:	Übersicht über das südliche Wettereinzugsgebiet.....	36
Abb. 3.5-3:	Landnutzung für das südliche Wettereinzugsgebiet im Basisszenario (a) und im Multifunktionalitätsszenario (b).....	36
Abb. 4.2-1:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für d_Q	39
Abb. 4.2-2:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Nitrat-N-Frachten für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für d_N	40
Abb. 4.2-3:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für die Zielfunktion	41

Abb. 4.2-4:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2005-2006; die gemessenen Abflüsse sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Abflüsse wird durch die graue Fläche dargestellt.....	42
Abb. 4.2-5:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2005-2006; die gemessenen Frachten sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Frachten wird durch die graue Fläche dargestellt.....	43
Abb. 4.4-1:	Mittlere NO ₃ -N-Frachten des GLUE-Ensembles aus den Teileinzugsgebieten in kg ha ⁻¹ a ⁻¹ bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche (4.4-1a); Variationskoeffizient der NO ₃ -N-Frachten innerhalb des GLUE-Ensembles für die Teileinzugsgebiete (4.4-1b)	47
Abb. 4.5-1:	Übersicht über die Umsetzung der Szenarien in den einzelnen TEZ; (Abb. 4.5-1a) TEZ, bei denen 25% bzw. 50 % der Düngemiteleinträge vermindert werden (Szenarien 1 und 2) sind durch D repräsentiert; (4.5-1b) TEZ mit simulierten Feuchtgebieten (Szenarien 4-6) sind durch F repräsentiert.....	48
Abb. 4.5-2:	Ergebnisse der Szenarienanalyse; Baseline gibt die mittleren Frachten in kg a ⁻¹ am Teileinzugsgebietsauslass an; die Ergebnisse der Szenarien sind in relativer Abnahme in % bezogen auf das Baseline-Szenario (Ist-Zustand) angegeben.....	49
Abb. 4.5-3:	Ergebnisse der Szenarienanalyse; Baseline gibt die mittleren Frachten in kg a ⁻¹ am Teileinzugsgebietsauslass an; die Ergebnisse der Szenarien sind in relativer Abnahme in % bezogen auf das Baseline-Szenario (Ist-Zustand) angegeben.....	50
Abb. 5.1-1:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie die Mittelwerte aller Pegel für das Gütemaß NSE der drei Modellvarianten. Die Ordinatenachse wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur bis minus 2 dargestellt. Aus Tabelle A3 im Anhang können die nicht dargestellten Minimalwerte entnommen werden.	53
Abb. 5.1-2:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß NSE-log der drei Modellvarianten. Die Ordinatenachse wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur bis minus 2 dargestellt. Aus Tabelle A3 im Anhang können die nicht dargestellten Minimalwerte entnommen werden.	54
Abb. 5.1-3:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß d _Q der drei Modellvarianten.	55
Abb. 5.1-4:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß PBIAS _Q der drei Modellvarianten.	55
Abb. 5.1-5:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Nitratfrachten der betrachteten Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß d _N der drei Modellvarianten.	56
Abb. 5.1-6:	Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Nitratfrachten der betrachteten Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß PBIAS _N der drei Modellvarianten.	57
Abb. 5.2-1:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für den Mittelwert aller Pegel der Varianten II und III für die Gütemaße NSE, NSE-log, d _Q und PBIAS _Q	58
Abb. 5.2-2:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Nitrat-Frachten für den Mittelwert aller Pegel der Varianten II und III für die Gütemaße d _N und PBIAS _N	59
Abb. 5.2-3:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg Münster, Muschenheim und Kransberg für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95% -Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III	60

Abb. 5.2-4:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II.....	62
Abb. 5.2-5:	Durchschnittliche, jährliche Abflusshöhe in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete als Mittelwert für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-5a) und II (Abb. 5.2-5 b) sowie Differenzkarte zwischen den beiden SWAT-Varianten (Abb. 5.2-5 c).....	67
Abb. 5.2-6:	Durchschnittlicher, jährlicher Oberflächenabfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-6a) und II (Abb. 5.2-6b)	68
Abb. 5.2-7:	Durchschnittlicher, jährlicher lateraler Abfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-7a) und II (Abb. 5.2-7 b)	68
Abb. 5.2-8:	Durchschnittlicher, jährlicher Grundwasserabfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-8a) und II (Abb. 5.2-8b)	70
Abb. 5.2-9:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III.....	71
Abb. 5.2-10:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II.....	73
Abb. 5.3-1:	Mittlere simulierte Nitrat-N-Frachten (in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basisszenario (a) und das Multifunktionalitätsszenario (b); Differenzkarte (c) der Nitrat-N-Frachten (in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ermittelt aus der Subtraktion der Frachten aus dem Basisszenario und dem Multifunktionalitätsszenario; weiße Flächen stellen Stadtflächen und nicht modellierte Landnutzungsklassen dar.....	77
Abb. 5.3-2:	Prozentuale Veränderung verschiedener Kennwerte des Wasser- und Stickstoffhaushaltes als Mittelwerte über das betrachtete Gebiet im Multifunktionalitätsszenario bezogen auf das Basisszenario.....	81

Tabellenverzeichnis:

Tabelle 2.4-1:	Überblick über die Abbildung von Stickstoffumsatz-Prozessen in ökohydrologischen Modellen (verändert nach Breuer et al., 2008).....	7
Tabelle 3.1-1:	Abflusskennwerte der Pegel im Wettereinzugsgebiet für den Zeitraum 1990-2002....	18
Tabelle 3.4-1:	Kennwerte der parametrisierten Kläranlagen im Einzugsgebiet der Wetter.....	29
Tabelle 3.5-1:	variierte SWAT Parameter für die Monte-Carlo Simulation des Ic-Einzugsgebiets....	31
Tabelle 3.5-2:	variierte SWAT Parameter für die Monte-Carlo Simulation des Wetter-Einzugsgebiets;*¹ in Prozent vom Ausgangswert; *²KSAT I entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit weniger als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil, KSAT II entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit mehr als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil.....	32
Tabelle 3.5-3:	Überblick über die SWAT-Varianten der Monte-Carlo-Simulation.....	33
Tabelle 3.5-4:	Übersicht über die verwendeten Szenarien im Ic-Einzugsgebiet.....	35
Tabelle 4.1-1:	Kennwerte für Index of Agreement (d_Q) aus der Monte-Carlo-Simulation für die gemessenen Stationen im Hinblick auf simulierten Abfluss.....	38
Tabelle 4.1-2:	Kennwerte für den Index of Agreement (d_N) aus der Monte-Carlo-Simulation für die gemessenen Stationen im Hinblick auf simulierte Nitrat-Frachten.....	38
Tabelle 4.2-1:	Werte für die P- und R-Faktoren für die Abflüsse und Nitratfrachten in der GLUE-Analyse.....	42
Tabelle 4.3-1:	Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die Modellparameter des GLUE-Ensembles für die Simulation des Ic-Einzugsgebietes.....	46
Tabelle 4.5-1:	Übersicht über die verwendeten Szenarien.....	48
Tabelle 4.6-1:	Simulierte Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der NO_3^--N Frachten und die prozentuale Reduktion am Ic-Auslass für die verschiedenen Szenarios.....	52
Tabelle 5.2-1:	Zusammenfassung der GLUE-Analyse; MAX = Maximalwert des Gütemaßes für die jeweilige SWAT-Variante; TH = angenommener Schwellenwert der GLUE-Analyse, oberhalb dessen der Parametersatz akzeptiert und in das GLUE-Ensemble aufgenommen wird; N = Anzahl der Parametersätze im GLUE-Ensemble des jeweiligen Gütemaßes.....	57
Tabelle 5.2-2:	P- und R-Faktoren der simulierten Abflüsse für die Glue-Analysen der beiden SWAT Varianten II und III für den modellierten Zeitraum 2006-2008	61
Tabelle 5.2-3:	Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die hydrologischen Modellparameter der erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III ; * KSAT I entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit weniger als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil, KSAT II entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit mehr als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil.....	66
Tabelle 5.2-4:	P- und R-Faktoren der simulierten Nitrat-Frachten für die GLUE-Analysen der beiden SWAT Varianten II und III für den modellierten Zeitraum 2006-2008	72
Tabelle 5.2-5:	Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die Stickstoff- Modellparameter der erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III	75
Tabelle 5.3-1:	Mittlere Abflusswerte und Nitrat-N-Frachten der Teileinzugsgebiete (TEZ) und Variationskoeffizienten des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario	79

Tabelle 5.3-2:	Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen der Teileinzugsgebiete (TEZ) und die zugehörigen Variationskoeffizienten des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario	80
Tabelle 5.3-3:	Gegenüberstellung der mittleren Gesamtfracht Nitrat-N und Nitrat-N-Fracht aus den Kläranlagen für Teileinzugsgebiete [TEZ] mit Kläranlagen für das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario ...	81
Tabelle 5.3-4:	Gegenüberstellung der mittleren Werte für Elemente des Wasser- und Nitratthaushaltes im Untersuchungsgebiet für das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario	82

Abkürzungsverzeichnis:

d_N	Index of Agreement für die simulierten Nitratfrachten
d_Q	Index of Agreement für die simulierten Abflüsse
NSE	Nash-Sutcliffe Gütekriterium
NSE-log	Nash-Sutcliffe Gütekriterium berechnet aus logarithmierten Werten
$PBIAS_N$	absoluter Modell-Bias für simulierte Nitratfrachten
$PBIAS_Q$	absoluter Modell-Bias für simulierte Abflüsse

1. Einleitung

Durch die Veränderung der Landnutzung in einem Flusseinzugsgebiet übt der Mensch großen Einfluss auf die Wasserressourcen und die Gewässerqualität aus. Dies geschieht beispielsweise durch die Umwandlung von Wald zu landwirtschaftlich genutzten Flächen, aber auch durch den zusätzlichen Eintrag von Nährstoffen als Dünger. Unter anderem werden über die Düngung große Mengen an Stickstoff in den Stoffkreislauf eines Einzugsgebiets eingebracht. Da nicht die gesamte Menge des zugeführten Stickstoffs von den Pflanzen aufgenommen werden kann, entsteht häufig ein Stickstoffüberschuss, der als Nitrat aus den Böden ausgewaschen wird und so ins Grundwasser bzw. über den Basisabfluss in die Oberflächenwässer gelangt. Diese Stickstoffeinträge in die Gewässer stellen nach wie vor eine bedeutende Beeinträchtigung der Gewässerqualität dar.

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000) ist eine nachhaltige und umweltverträgliche Wassernutzung verankert. Wesentlich ist hierbei unter anderem das Verschlechterungsverbot der Gewässerqualität bzw. das Erreichen eines guten Zustandes (physikalisch, ökologisch und chemisch) der Oberflächengewässer. Um diese Ziele zu erreichen, müssen neben einem Monitoringprogramm auch Bewirtschaftungs- und Maßnahmenpläne aufgestellt werden. Zur Bewertung von Maßnahmen vor ihrer Umsetzung kommen häufig mathematische Modelle zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes zum Einsatz, die in der Wissenschaft auch zur Szenarienanalyse eingesetzt werden.

Ein Beispiel eines solchen mathematischen Modells ist das Soil And Water Assessment Tool (SWAT, Arnold et al. 1998), welches bereits in zahlreichen Einzugsgebieten zu unterschiedlichen Fragestellungen zum Wasserhaushalt und zur Gewässerqualität angewendet wurde (Gassman et al., 2007). Dieses Modell soll in der vorliegenden Arbeit zum Einsatz kommen.

Bevor mathematische Modelle zur Szenarienanalyse verwendet werden können, müssen diese auf ihre Anwendbarkeit auf das entsprechende Einzugsgebiet und die zugrunde liegende Fragestellung getestet werden. Dieser Test erfolgt über die Kalibrierung und Validierung des Modells für das zu untersuchende Einzugsgebiet. Die Notwendigkeit der Kalibrierung ergibt sich aus der Tatsache, dass Modelle Vereinfachungen natürlicher Systeme sind, die auf Parametern und Gleichungen beruhen, welche über Zeit und Raum aggregiert sind (Gupta et al., 2005). Diese Parameter können aufgrund ihres konzeptionellen Charakters nicht direkt gemessen werden und müssen über den Kalibrierungsprozess geschätzt werden (Beven, 2001).

Ein Nachteil bei der Verwendung von „kalibrierten Modellen“ zur Szenarienanalyse ergibt sich daraus, dass Unsicherheiten in der Simulation nicht abgeschätzt werden können. Der Grund dafür ist, dass nach dem Kalibrierungsprozess oftmals nur ein einziger „optimaler“ Parametersatz zur Verfügung steht. Rückschlüsse auf Unsicherheiten von Simulationen

können jedoch nur durch den Vergleich mehrerer Modellergebnisse des gleichen Modells mit unterschiedlichen Parameterkombinationen gezogen werden. Eine Lösung dieses Problems wäre der Einsatz mehrerer akzeptabler (im Hinblick auf die Simulationsgüte) Parametersätze bzw. Parameterkombinationen, wie sie beispielsweise durch mengentheoretische Ansätze (vergl. GLUE-Analyse, Beven und Binley, 1992; Beven und Freer, 2001) gewonnen werden können. Die Ergebnisse der Modellrealisationen der ermittelten akzeptablen Parametersätze können miteinander verglichen werden und liefern so Informationen über die Unsicherheiten der Simulation. Die gleichen Parameterkombinationen können dann für die Simulation von Szenarien verwendet werden. Dadurch werden mehrere Ergebnisse des Modells für das untersuchte Szenario erzielt, die wiederum zur Unsicherheitsanalyse der Szenariensimulation genutzt werden können.

In der vorliegenden Arbeit sollen folgende Fragestellungen bearbeitet werden:

- Wie wirken sich Datengrundlagen mit unterschiedlicher Qualität auf die Unsicherheiten in der Modellierung und auf Szenariensimulationen aus?
- Welche Aussagen können aus Modellergebnissen mit hohen Unsicherheiten gewonnen werden?
- Können Unsicherheiten in der Modellierung durch das Umsetzen von Expertenwissen in Modellen reduziert werden?

Zur Beantwortung der gestellten Fragen wurde das Modell SWAT (Arnold et al., 1998) auf zwei Einzugsgebiete mit unterschiedlichen Datengrundlagen angewendet und es wurden Unsicherheitsanalysen mit dem Ziel durchgeführt, geeignete Parameterkombinationen für die jeweilige Szenariensimulation zu identifizieren. Mit Hilfe der ausgewählten Parametersätze wurden anschließend die Unsicherheiten in den Szenarienrechnungen ermittelt.

Für das Einzugsgebiet der Ic (Bretagne, Frankreich) stand keine Bodenkarte zur Verfügung. Es musste deshalb eine Bodenkarte abgeleitet werden. Weiterhin waren lediglich monatliche Messungen von Durchflüssen und Nitratfrachten an sieben Messstellen verfügbar. Dieses Einzugsgebiet repräsentiert somit in der folgenden Untersuchung Einzugsgebiete mit schlechten Datengrundlagen, für die keinerlei Expertenwissen verfügbar war. Das zweite betrachtete Einzugsgebiet der Wetter (Wetterau, Deutschland) steht für eine gute Datenlage: Neben ausführlichen Bodeninformationen waren hier außerdem Messwerte für Durchflüsse an fünf Pegeln in täglicher Auflösung vorhanden. Die Abflussmessungen wurden in der Regel durch zweiwöchentliche Messungen der Nitratkonzentrationen ergänzt. Durch ausführliche geologische Karten und Daten von geologischen Erkundungsbohrungen konnten zusätzliche Informationen über die bodenkundlichen und geologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet in die Modellierung mit eingearbeitet werden. Diese zusätzlichen Informationen beziehungsweise deren Interpretation sollten Expertenwissen für die durchzuführende Untersuchung repräsentieren.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Wasserhaushalt und Abflussbildung in einem Flusseinzugsgebiet

Der Wasserhaushalt in einem Einzugsgebiet kann mit der allgemeinen Wasserhaushaltsgleichung beschrieben werden (Hendl und Liedtke, 1997):

$$N = A + V + \Delta S$$

mit: N ... Niederschlag
 A ... Abfluss
 V ... Verdunstung
 ΔS ... Speicheränderung

Dabei entspricht die Verdunstung der Summe aus Transpiration durch die Vegetation, der Interzeption, sowie der Evaporation von unbedeckten Bodenflächen und freien Wasserflächen. Als Speicheränderung wird die Änderung der Menge des im Boden gespeicherten Wassers angesehen. Der Abfluss schließt sowohl den oberirdischen als auch unterirdischen Abfluss ein.

Oberflächenabfluss entsteht, wenn die Niederschlagsintensität das Infiltrationsvermögen des Bodens übersteigt. Dieser Prozess wird als Hortonscher Oberflächenabfluss bezeichnet. Des Weiteren kann oberflächlicher Abfluss generiert werden, wenn die Speicherkapazität des Bodens überschritten wird und somit kein Wasser mehr versickern kann. Wasser, welches in den Boden versickert, kann zum Grundwasserleiter perkolieren oder lateral abfließen. Die Bildung von lateralem, unterirdischem Abfluss ist abhängig von den Bodeneigenschaften sowie der Topographie des unterliegenden Festgesteins. In den meisten Fällen wird lateraler, unterirdischer Abfluss gebildet, wenn perkolierendes Wasser auf eine Bodenschicht mit geringer Leitfähigkeit oder auf anstehendes Festgestein trifft. Das Wasser fließt dann auf diesen Schichten lateral ab. Nach Niederschlagsereignissen wird der Abfluss im Gerinne hauptsächlich durch Oberflächenabfluss und schnellem lateralen Abfluss gespeist (Direktabfluss), in Trockenperioden überwiegend durch Grundwasserabfluss (Basisabfluss).

2.2 Beeinflussungen der Gewässerqualität

Wasserqualität umfasst die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Wasserkörpers. Diese werden durch komplexe Interaktionen mit Wasser, Atmosphäre, Böden und Gestein beeinflusst (Peters et al., 2005). Sowohl die Gewässerqualität als auch die Gewässerquantität werden durch den Menschen verändert, insbesondere durch die Veränderung der Landnutzung und der Bodenbedeckung. Des Weiteren wird die Wasserqualität durch die Einleitung von Stoffen in die Gewässer beeinträchtigt. Die Stoffe gelangen über punkthafte und diffuse Quellen in die Gewässer (Walther, 1999). Als punkthafte Quellen gelten:

- undichte bzw. nicht abgedichtete Abfall- bzw. Abwasseranlagen
- Schadensfälle infolge Leckagen
- Kläranlagenabläufe und Überläufe der Kanalisation

Diffuse Quellen wirken dagegen flächenhaft direkt bzw. indirekt auf die Gewässer über:

- trockene bzw. nasse Deposition aus der Atmosphäre
- Erosion von Landflächen
- Emission und Immission im Zuge land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung
→ direkt in Oberflächenwässer oder indirekt über das Grundwasser

Diffuse Quellen der Gewässerbelastung weisen eine besondere Problematik auf, da sich die Ursprünge der Stoffbelastungen nur schwierig bzw. gar nicht identifizieren lassen. Sie gelangen meist über eine sehr große Fläche in das Ökosystem und unterliegen dabei einem sporadischen Zeitrahmen. Belastungen aus diffusen Quellen sind zum größten Teil mit nicht kontrollierbaren meteorologischen Ereignissen, sowie den vorhandenen geographischen und geologischen Gegebenheiten verbunden. Sie haben das Potential, lange im Ökosystem zu verbleiben und können so über lange Zeitspannen hinweg die Qualität von Böden und Gewässern beeinflussen. Aus diesem Grund gibt es Grenzwerte für die Nitratkonzentration in Trinkwasser (Nitratrichtlinie, EG 1991) bzw. Zielwerte für die Nitratkonzentration in Grund- und Oberflächenwasser (EU-Wasserrahmenrichtlinie, EU 2000).

Nitrat bzw. Stickstoff gelangt sowohl über punkthafte als auch diffuse Pfade in die Gewässer. Wie jedoch aus Abbildung 2.1-1 hervorgeht, hat die Bedeutung punkthafter Quellen von Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer von Deutschland seit den 80er Jahren abgenommen.

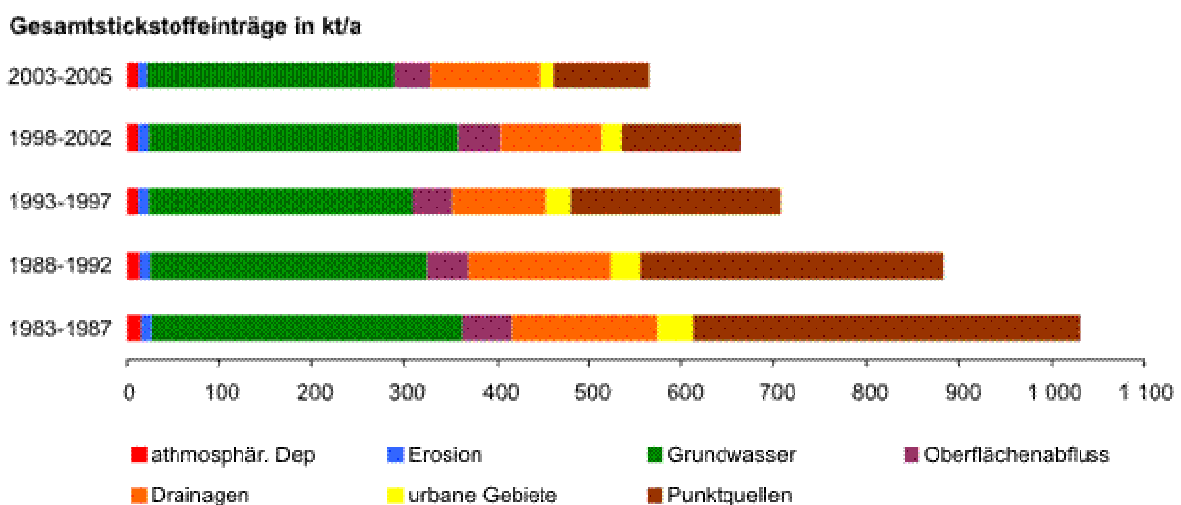


Abbildung 2.1-1: Überblick über Gesamtstickstoffeinträge in die Oberflächengewässer von Deutschland, verändert nach UBA (2009a)

Dieser Trend ist auf die kontinuierliche Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen zurückzuführen, die den bedeutendsten Anteil an der punkthaften Gewässerbelastung durch Stickstoff aufweisen. Aus der gleichen Abbildung geht hervor, dass die Anteile flächenhafter (diffuser) Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands seit den 80er Jahren nur geringfügig abgenommen haben. Hierbei nehmen Einträge aus dem Grundwasser den größten Anteil ein, gefolgt von Einträgen aus Drainagen und dem Oberflächenabfluss.

2.3 Stickstoffkreislauf

Im vorhergehenden Kapitel wurde aufgezeigt, dass Stickstoff eine zentrale Rolle bei der Belastung von Gewässern über diffuse Eintragspfade darstellt. Für den Eintrag in die Gewässer spielt der Stickstoffkreislauf von Böden eine bedeutende Rolle. Stickstoff liegt im Boden sowohl in organischer als auch anorganischer Form vor und unterliegt einem ständigen Kreislauf von Mobilisierung (Mineralisierung) und Immobilisierung. Organischer Stickstoff in Form von Pflanzenrückständen und toten Mikroorganismen wird durch lebende, heterotrophe Mikroorganismen abgebaut und in Ammonium (NH_4^+) umgewandelt. Wird bei diesem Prozess mehr Stickstoff freigesetzt als die Mikroorganismen benötigen, erfolgt über die Nitrifizierung durch autotrophe Bakterien die Umwandlung von Ammonium in Nitrat (NO_3^-). Bei geringen Stickstoffgehalten im Boden wird dagegen der mineralische Stickstoff durch die Mikroorganismen aufgenommen (Immobilisierung). Unter sauerstoffarmen, feuchten Bedingungen wird Nitrat zu Stickstoffoxiden (NO_x) und molekularem Stickstoff (N_2) reduziert (Denitrifikation) (Scheffer et al., 1998). Nitrat ist sehr gut wasserlöslich und wird leicht mit dem Sickerwasserstrom aus dem Bodenprofil in das Grundwasser eingetragen. Über das Grundwasser gelangt es in die Oberflächengewässer.

2.4 Modellansätze zur Simulation des Wasser- und Stickstoffkreislaufs

In den letzten Dekaden wurden in der Hydrologie zahlreiche Modelle zur Darstellung des Wasserkreislaufes von Einzugsgebieten auf unterschiedlichen Skalen entwickelt. Der Einsatz hydrologischer Modelle hat unterschiedliche Ziele. Diese sind unter anderem das Testen wissenschaftlicher Hypothesen über die Hochwasservorhersage und Prognose von Hochwasserhäufigkeiten, die Modellierung von Integrierten Ansätzen des Einzugsgebietsmanagements zur Verbesserung von Wasserqualität und –quantität, sowie die Vorhersage von Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und Klimawandel auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Flusseinzugsgebieten (Beven, 2005).

Singh (1995) schlägt verschiedene Möglichkeiten vor, hydrologische Modelle zu klassifizieren. Diese umfassen unter anderem eine Klassifikation nach Prozessbeschreibung, zeitlicher Auflösung, Größe der modellierten Einzugsgebiete oder dem Ziel der Modellierung. Am stärksten durchgesetzt hat sich eine Einteilung der Modelle nach der räumlichen Auflösung. Dabei wird zwischen aggregierten, halbverteilten und vollverteilten Modellen

unterschieden. Bei aggregierten Modellen wird das Einzugsgebiet als eine einzige Einheit betrachtet und die hydrologischen Prozesse werden ohne Berücksichtigung von räumlichen Mustern dargestellt (Beven, 2005). Beispiele für aggregierte Modelle sind HEC-1 (Hydrologic Engineering Center, 1981) oder HYMO (Williams und Hann, 1972). Bei vollverteilten Modellen dagegen werden die räumlichen Muster der hydrologischen Prozesse innerhalb eines Einzugsgebiets explizit mit berücksichtigt. Üblicherweise wird dazu das Einzugsgebiet in ein gleichmäßiges Netz von Elementen aufgeteilt und für jedes Element werden die abgebildeten hydrologischen Prozesse berechnet (Singh, 1995; Beven, 2005). In den meisten Fällen basieren die Berechnungen auf Erhaltungsgleichungen von Masse, Impuls und Energie wie beispielsweise das Darcy'sche Gesetz (Reggiani und Schellekens, 2005). Aufgrund der hohen räumlichen Auflösung, dem damit verbundenen hohen Datenbedarf und der Komplexität der zugrundeliegenden Gleichungen werden vollverteilte Modelle häufig nur für Einzugsgebiete mit einer Größe kleiner 10 km² eingesetzt. Die halbverteilten Modelle nehmen eine Zwischenstellung zwischen den vollverteilten und den aggregierten Modellen ein. Bei diesem räumlichen Ansatz werden die Einzugsgebiete in Teileinzugsgebiete aufgeteilt. Diese Teileinzugsgebiete werden danach durch die Überlagerung von räumlichen Informationen (üblicherweise Boden, Landnutzung, Hangneigung) in Hydrotope („hydrological response units“) eingeteilt. Dabei repräsentiert ein Hydrotop alle Flächen innerhalb eines Teileinzugsgebiets, welche dieselbe Kombination aus beispielsweise Landnutzung und Bodentyp aufweisen. Beven (2001) zählt die halbverteilten Modelle zu den „ESMA-type models“, wobei ESMA für „explicit soil moisture accounting“ steht und somit Modelle umfasst, bei denen die Bodenfeuchte explizit berechnet wird. Im Gegensatz zu den Gitterpunkten der vollverteilten Modelle stehen die Hydrotope der halbverteilten Modelle in keiner Interaktion miteinander.

Von den hydrologischen Modellen sind die ökohydrologischen Modelle zu unterscheiden. Diese Modelle finden häufig Einsatz für ein integriertes Flusseinzugsgebietsmanagement („models for integrated basin management“) (Leavesly, 2005). Ähnlich wie bei den rein hydrologischen Modellen unterscheiden sich ökohydrologische Modelle in der Detailliertheit der abgebildeten Prozesse, in diesem Falle der Stoffkreisläufe. In Tab. 2.4-1 ist ein Vergleich der Implementierung von verschiedenen Stickstoffumsatzprozessen in ökohydrologischen Modellen abgebildet. Wie in der Tabelle zu sehen ist, reichen die Ansätze dabei von aggregierten Funktionen bis zu multi-Speicher Modellen. Sowohl bei den reinen hydrologischen als auch bei den ökohydrologischen Modellen steigt der Datenbedarf mit der Komplexität der abgebildeten Prozesse.

	HBV-N (Arheimer & Brand, 1998)	INCA (Whitehead et al., 1998)	LASCAM (Niney et al., 2000)	SWIM (Krysanova, et al., 1998)	SWAT (Arnold et al., 1998)	SWAT-N (Pohler et al., 2007a)	RHESSys (Band et al. 2001)
Mineralisation	Aggregierte Parameter	Funktion mit Koeffizienten; abhängig von Temperatur; Faktor für Bodenfeuchte	Funktion mit Koeffizienten; Faktor für Bodenfeuchte	2 Speicher für organische Substanz; abhängig von C/N-Verhältnis, Bodentemperatur und -feuchte	2 Speicher für organische Substanz; abhängig von C/N-Verhältnis, Bodentemperatur und -feuchte; Netto-Mineralisationsmodell mit direkter Umwandlung von N zu NO_3^-	Multiple Speicher für Streu, Mikroben, Ton-Humuskomplexe mit verschiedenen C/N-Verhältnissen und Abbauraten (Li et al., 1992, 2000)	Multiple Speicher für Streu und organische Substanz mit verschiedenen C/N-Verhältnissen und Abbauraten; abhängig Bodentemperatur und -feuchte
Nitrifikation	Aggregierte Parameter	Funktion mit Koeffizienten; abhängig von Temperatur	Direkte Umwandlung NH_4^+ zu NO_3^-	-	Kinetik erster Ordnung basierend auf Temperatur und Bodenfeuchte	Kinetik erster Ordnung (Zhang et al., 2002); Brutto-Nitrifikation, abhängig vom pH-Wert	Basierend auf NGAS-Modell (Parton et al., 1996), abhängig von Bodentemperatur und -feuchte sowie verfügbarem Boden- NH_4^+
Denitrifikation	Aggregierte Parameter	Funktion mit Koeffizienten; abhängig von Bodentemperatur und -feuchte	abhängig von Bodenfeuchte	abhängig von Bodentemperatur und organischer Substanz	Kinetik erster Ordnung abhängig von Temperatur, Gehalt an Nährstoffen und organischer Substanz im Horizont	Kinetik erster Ordnung (Stöckle et al., 2003), Funktion von Bodentemperatur und -feuchte	Basierend auf NGAS-Modell (Parton et al., 1996), maximale Denitrifikationsrate abhängig von verfügbarem Boden- NO_3^- , Bodenatmung und Bodenfeuchte
Pflanzenaufnahme	Aggregierte Parameter	NO_3^- und NH_4^+ ; nicht-lineare Funktion mit temperaturabhängigen Ratenkoeffizienten, saisonaler Wachstumsindex für Pflanzen	NO_3^- und NH_4^+ ; Funktion von saisonal wechselnden LAI	Versorgung-Nachfrage Ansatz	NO_3^- - Aufnahme als Funktion von Boden- NO_3^- und Wachstumsstadium	NO_3^- -Aufnahme als Funktion von Boden- NO_3^- und Wachstumsstadium	Aufnahme von mineralisiertem N; Funktion von Netto-Photosynthese und Pflanzenallokierung

Tabelle 2.4-1: Überblick über die Abbildung von Stickstoffumsatz-Prozessen in ökohydrologischen Modellen (verändert nach Breuer et al., 2008)

2.5 Modellkalibrierung, Unsicherheitsanalysen, Gütemaße

Modellkalibrierung

Wie alle mathematischen Modelle, sind hydrologische und ökohydrologische Modelle vereinfachte Darstellungen von komplexen, realen (hydrologischen) Systemen. Das bedeutet, die Modell-Komponenten sind zusammengefasste Beschreibungen von realen Prozessen in einem realen System. Als Konsequenz dieser Prozessaggregation bzw. –Vereinfachung sind Modellparameter in realen Systemen nicht direkt messbar. Aus diesem Grund müssen die Werte der Modellparameter durch Kalibrierung geschätzt werden. Die Parameterschätzung bei hydrologischen Modelle kann sowohl über manuelle als auch automatische Kalibrierung erfolgen (Gupta et al., 2005). Laut Boyle et al. (2000) verläuft der Prozess der manuellen Kalibrierung in drei Phasen. In der ersten Phase werden für die zu kalibrierenden Parameter plausible Spannweiten anhand verschiedener Quellen (Literatur, Messungen, frühere Modellierungen usw.) festgelegt. In der zweiten Phase werden die Spannweiten einzelner Parameter oder zusammenhängender Parametergruppen eingegrenzt. Dies geschieht durch schrittweises Anpassen eines Parameters an einen Abschnitt der Zeitreihe der von dem Modell ausgehenden Zielgröße an den tatsächlich gemessenen Wert der Zielgröße. Dabei wird häufig jeweils nur ein Parameter variiert. Interaktionen zwischen Modellparametern werden ignoriert. In der dritten Phase erfolgt eine weitere Eingrenzung der Parameterwerte durch den Vergleich der kompletten Zeitreihe mit realen Messwerten. Dabei werden Parameter-Interaktionen zugelassen.

Der manuellen Kalibrierung steht die automatische Kalibrierung gegenüber. Hier übernehmen die automatischen Kalibrierungsroutinen die 2. Phase der manuellen Kalibrierung. Die Übereinstimmung von simulierten und gemessenen Systemeigenschaften wird dabei durch statistische Gütemaße bewertet (Klemes, 1986). Die Parameter werden bei diesen Algorithmen durch einen iterativen Prozess hinsichtlich eines optimalen Wertes der Zielfunktion angepasst. In den meisten Fällen stellt die Zielfunktion die Maximierung von Gütemaßen dar (Gupta et al., 2005). Beven (2001) beschreibt mehrere Arten von automatischen Kalibrierungsroutinen. Die sogenannten Hill Climbing Techniken, die Algorithmen des simulated Annealing und die genetischen Algorithmen. Bei den Hill Climbing Techniken sind die sogenannten „direct search algorithms“ am weitesten verbreitet. Diese suchen von einem definierten Punkt im Parameterraum aus nach einem verbesserten Wert für die Zielfunktion. Der bekannteste Algorithmus dieser Art ist die „simplex“ Methode von Nelder und Mead (1965). Der Nachteil dieser Kalibriermethoden liegt in der Tatsache begründet, dass die Güte der Zielfunktion sehr stark vom Startwert im Parameterraum abhängt (Gupta, 2005). Deswegen liefern die Algorithmen häufig auch nur lokale Optima von Parameterwerten.

Die Methoden des „simulated annealing“ und der genetischen Algorithmen dagegen werden zur Suche von globalen Optima eingesetzt (Beven, 2001). Das „simulated annealing“ stammt

aus einer Analogie in der Physik. Bei diesem Verfahren wird das Abkühlen von heißen Flüssigkeiten nachgestellt. In einer heißen Flüssigkeit sind alle Partikel (Parameterwerte) zufällig und gleichmäßig verteilt. Wenn sich die Flüssigkeit zu schnell abkühlt, kommt es zu lokalen Verdichtungen (lokale Optima der Zielfunktion). Bei einer sehr langsamen, gleichmäßigen Abkühlung erreicht die gesamte Flüssigkeit ein niedriges Energieniveau (globales Optimum der Zielfunktion). Analog dazu wird bei den Algorithmen der Parametersatz verändert und die Zielfunktion neu berechnet. Ist dieser Wert besser als der vorhergehende, wird der Parametersatz akzeptiert. Bei einem schlechteren Wert der Zielfunktion wird der Parametersatz mit einer Wahrscheinlichkeit akzeptiert, die auf einer Exponentialfunktion der Differenz zwischen den Gütekriterien basiert. Die Gütekriterien werden dabei durch einen Faktor skaliert, der im physikalischen System der Temperatur entspricht. Dieser Faktor (Temperatur) wird bei jeder Iteration verkleinert (Abkühlung) und damit die Wahrscheinlichkeit der Akzeptanz eines schlechteren Parametersatzes verringert (Beven, 2001). Ein Beispiel für die Anwendung dieses Algorithmus liefern Thyer et al. (1999).

Die genetischen Algorithmen sind eine Analogie zur biologischen Evolution. Hier wird anfangs eine Population aus zahlreichen Individuen aufgestellt. Diese Individuen repräsentieren unterschiedliche Parametersets mit verschiedenen Positionen im multi-dimensionalen Parameterraum. Die Individuen sollen sich dann über nachfolgende Generationen (Iterationen) so entwickeln, dass sich ihre Fitness (das Gütemaß) verbessert, bis ein globales Optimum gefunden ist. Häufig eingesetzte Beispiele für genetische Algorithmen sind der SCE von Duan et al. (1992) oder der NSGA-II-Algorithmus, den Bekele und Nicklow (2007) verwendeten.

Unsicherheiten

Jede Modellierung von Umweltsystemen ist mit Unsicherheiten behaftet. Dabei wird zwischen verschiedenen Quellen bzw. Ursachen der Unsicherheiten unterschieden. Hauptquellen sind die Unsicherheiten der Daten, der Modellstrukturen und der Modellparameter (Refsgaard et al., 2006). Die Datenunsicherheiten ergeben sich aus ungenauen Messungen von Modelleingangsdaten wie beispielsweise Niederschlag und Temperatur und unsicheren Messungen von Daten, die zur Modellüberprüfung verwendet werden (Refsgaard et al., 2006; Beven, 2001; Gupta et al., 2005 u.a.).

Unsicherheiten in der Modellstruktur entstehen durch die vereinfachte und aggregierte Abbildung von Prozessen des zu simulierenden Systems (Wasserkreislauf im Einzugsgebiet) (Gupta, 2005). Um diese Unsicherheiten zu quantifizieren, haben sich verschiedene Ansätze entwickelt. Zum einen gibt es die Verwendung von automatischen Kalibrierrouninen mit multiobjektiven Zielfunktionen, das bedeutet: Die Modelle werden im Hinblick auf verschiedene Zielgrößen optimiert, welche unterschiedliche Prozesse (Hydrologie,

Stoffumsatz) im dargestellten System repräsentieren. Ein Beispiel für diese Arten der Algorithmen ist der MOCOM-UA-Algorithmus von Yapo et al. (1998). Tang et al. (2006) geben einen Überblick über multiobjektive Kalibrierroutinen. Weitere Möglichkeiten stellen eine „multiple model simulation“ (Refsgaard et al., 2006) oder das „Ensemble Modeling“ (Breuer, et al. 2009) dar. Dabei werden verschiedene Modelle mit unterschiedlichen Strukturen verwendet und die Modellausgaben zu „ensemble predictions“ zusammengefasst. Daraus können Rückschlüsse auf Unsicherheiten in den einzelnen Modellstrukturen gezogen werden. Weitere Beispiele für den Einsatz von „Model Ensembles“ sind in Smith et al. (2004) beschrieben.

Unsicherheiten in Bezug auf Modellparameter ergeben sich aus dem Umstand, dass Modellparameter aufgrund der vereinfacht dargestellten Prozesse im Modell häufig im abzubildenden System nicht direkt messbar sind. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass die Parameter in der Realität und im Modell unterschiedlichen Skalen angehören (Gupta, et al. 2005). Um Parameterunsicherheiten in der Modellierung untersuchen zu können, wurden verschiedene Ansätze entwickelt, die alle auf der Mengentheorie beruhen (Gupta et al., 2005; Beven, 2001). Es zeigt sich, dass einige Autoren diese Ansätze den automatischen Kalibrierroutinen vorziehen, um Parameterwerte und gleichzeitig deren Unsicherheit abschätzen zu können (Beven, 2001; Abbaspour et al., 2007). Beispiele für mengentheoretische Ansätze sind das GLUE-Verfahren (Beven u. Binley, 1992), die DYNIA-Methode (Wagener et al., 2003), der PIMLI-Ansatz (Vrugt et al., 2002) und die SUFI-II Methode (Abbaspour et al., 2007).

GLUE-Methodik

Im Folgenden soll die GLUE-Methodik von Beven und Binley (1992) näher beschrieben werden, da sie in der nachfolgend beschriebenen Arbeit angewendet wurde. Die GLUE-Methodik basiert auf einer Monte-Carlo Analyse, bei der für ein Modell beliebig viele Werte für die verschiedenen Modellparameter ermittelt und Modellrealisationen durchgeführt werden. Für jede Modellrealisation werden die simulierten mit gemessenen Zielvariablen verglichen und ein oder mehrere Gütemaße berechnet. Anhand eines Schwellenwertes für das Gütemaß werden dann die Modellrealisationen in akzeptierte und nicht akzeptierte Läufe unterteilt. Nicht akzeptierte Modellrealisationen gehen in die weitere Analyse nicht ein und werden verworfen. Die Gütemaße der akzeptierten Läufe werden so gewichtet, dass Realisationen mit höheren Werten ein höheres und Realisationen mit niedrigeren Werten ein geringeres Gewicht innerhalb des GLUE-Ensembles erhalten. Anschließend werden alle gewichteten Gütemaße reskaliert, so dass ihre Summe eins entspricht und eine kumulierte Summenverteilung erstellt. Daraus lassen sich für jeden Zeitschritt Vorhersagebänder mit unterschiedlichen Spannweiten (Unsicherheiten) ableiten (Beven und Binley, 1992; Beven, 2001; Beven und Freer, 2001; Gupta et al. 2005).

Gütemaße

Sowohl bei der Modellkalibrierung als auch bei bestimmten Methoden der Unsicherheitsanalysen werden quantitative Maßzahlen berechnet, um die Güte der Modellsimulation zu bewerten. Diese Maßzahlen werden in der Literatur als „Gütemaße“ bzw. im Englischen auch „performance measures“ oder „goodness of fit measures“ bezeichnet. Im Folgenden sollen häufig verwendete Gütemaße beschrieben werden. Dabei gelten für alle Gleichungen: S_i ist die simulierte Zielgröße zum Zeitschritt i ; O_i ist die gemessene Zielgröße zum Zeitschritt i ; N ist die Anzahl aller gemessenen und simulierten Werte und i ist der Zeitschritt.

In Gleichung Gl.1 ist die Modelleffizienz nach Nash und Sutcliffe (1970) dargestellt.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2} \quad (\text{Gl. 1})$$

Dieses Gütemaß hat einen Wertebereich von minus unendlich bis eins. Dabei bedeutet eine Modelleffizienz von eins eine absolute Übereinstimmung von simuliertem und gemessenem Zielwert.

Gleichung Gl. 2 zeigt die Berechnung des Index of Agreement nach Wilmott (1981).

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|S_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (\text{Gl. 2})$$

Der Index of Agreement variiert zwischen null und eins, wobei höhere Werte eine bessere Modellgüte anzeigen.

Die Wertebereiche der Gütemaße Root Mean Square Error (RMSE) (Gl. 3), Modell-Bias (Bias) (Gl. 4) und absoluter Modell-Bias (PB%) (Gl. 5) reichen von null bis unendlich. Für diese Gütemaße bedeuten kleinere Werte (nahe Null) eine bessere Übereinstimmung als größere.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (S_i - O_i)^2}{N}} \quad (\text{Gl. 3})$$

$$Bias = \sum_{i=1}^N (S_i - O_i) \quad (\text{Gl. 4})$$

$$PB\% = \frac{|\sum_{i=1}^N (S_i - O_i)|}{\sum_{i=1}^N O_i} \cdot 100 \quad (\text{Gl. 5})$$

Welches Maß zur Bewertung der Modellgüte herangezogen werden sollte und ab welchem Wert ein Gütemaß eine Simulation als akzeptabel zu bewerten ist, wird in der Literatur unterschiedlich angegeben und ist abhängig vom zu betrachtenden Problem (Beven, 2001; Moriasi et al., 2007). Beispielsweise sind NSE, d und RMSE korrelationsbasierte Gütekriterien, das bedeutet, dass diese Maßzahlen sensitiv auf Extremwerte reagieren (Legates, 1999). Deswegen eignen sie sich besonders für die Abbildung von Perioden mit hohen Abflüssen. Um jedoch auch Perioden mit niedrigen Abflüssen besser bewerten zu können, haben Bekele et al. (2007) beispielsweise den RMSE aus logarithmierten simulierten und gemessenen Abflüssen berechnet. Legates (1999) und Beven (2001) schlagen eine Kombination von mehreren Gütemaßen vor, um eine Gewichtung auf Extrema zu vermeiden.

2.6 Gewählte Ansätze in der Arbeit

In der nachfolgenden Arbeit werden zwei Methoden angewendet, um geeignete Parametersätze zur Simulation von Szenarien zu identifizieren.

Im ersten Teil der Arbeit kommt der klassische GLUE-Ansatz (vergl. Kap. 2.4) zum Einsatz. In diesem Fall dient der Index of Agreement d (Gleichung 3, Kap. 2.5) als Gütekriterium um die Simulationsläufe zwischen akzeptierten und nicht akzeptierten zu unterscheiden.

Für die zweite Fallstudie wurde ein erweiterter GLUE-Ansatz entwickelt. In diesem Fall wurden für die Bewertung der Simulationen hinsichtlich der Durchflüsse die Gütemaße NSE, NSElog, Index of Agreement und der absolute Modell-Bias (vergl. Kap. 2.5) hinzugezogen. Die Bewertung der Simulationen hinsichtlich der Nitratfrachten erfolgte mit dem Index of Agreement und dem absoluten Modell-Bias. Für jedes der genannten Gütekriterien wurde eine GLUE-Analyse durchgeführt, so dass für jedes Gütekriterium ein GLUE-Ensemble gebildet wurde. Anschließend wurde jeweils für die Zielgrößen Durchfluss und Nitrat-Loads ein Parameterensemble ermittelt. Für dieses Parameterensemble wurden die Modellläufe bzw. Parametersätze ausgewählt, die in allen GLUE-Ensembles für die jeweiligen Gütemaße vertreten sind. Nachfolgend zu diesem Schritt wurde das Parameterensemble für die Zielgröße Durchfluss mit dem Parameterensemble der Zielgröße Nitrat-Frachten verglichen. Alle Parametersätze, die in beiden Parameterensembles vorkamen, wurden für die Szenarioanalyse ausgewählt. Auf diese Weise sollte ein Kollektiv an Parametersätzen identifiziert werden, das eine gute Modellperformance hinsichtlich der Zielgrößen bietet, um eine hohe Simulationsgüte für die Szenarioanalyse zu gewährleisten.

3 Material und Methoden

3.1 Einzugsgebiete

Im Rahmen der Arbeit wurden zwei Einzugsgebiete näher untersucht, das ca. 90 km² große Einzugsgebiet der Ic in der Bretagne, Frankreich und das ca. 513 km² große Einzugsgebiet der Wetter bis zum Pegel Bruchenhäuser in Deutschland. Die allgemeine geographische Lage beider Einzugsgebiete ist in der Abbildung 3.1-1 dargestellt. Das Ic-Einzugsgebiet befindet sich ca. 100 km nordwestlich der Stadt Rennes auf der bretonischen Halbinsel. Das Einzugsgebiet der Wetter hingegen liegt in Deutschland, ca. 50 km nördlich von Frankfurt am Main und gehört zum nordwestlichen Teil der Wetterau.

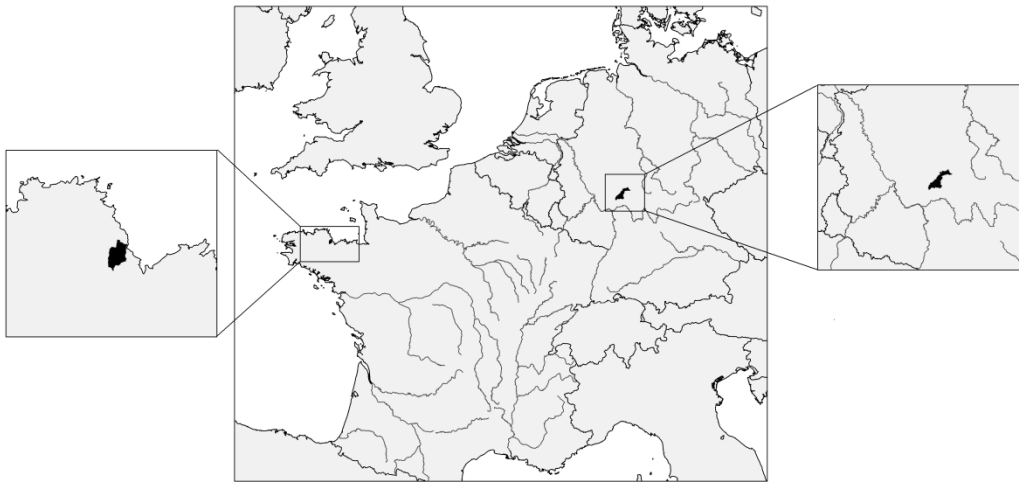


Abb. 3.1-1: allgemeine Lage der Untersuchungsgebiete

In den folgenden Abschnitten werden beide Untersuchungsgebiete mit ihren naturräumlichen Eigenschaften kurz vorgestellt.

3.1.1 Ic-Einzugsgebiet (Frankreich)

Klima

Die Bretagne ist durch ein mildes Klima geprägt. Die durchschnittliche, langjährige Jahresmitteltemperatur beträgt ca. 11 °C mit relativ milden Wintertemperaturen (6 °C) und kühlen Sommertemperaturen (16 °C) (Pletsch, 1997).

Der Niederschlag in der Bretagne ist durch einen Ost-West-Gradienten geprägt mit ca. 800 mm Jahresniederschlag im Osten und 1100 mm im Westen der Bretagne ((Pletsch, 1997). Die Messwerte der Klimastation Aeroport Trémuson-Saint-Brieuc im Ic-Einzugsgebiet weisen für den Zeitraum 2001-2006 eine durchschnittliche Temperatur von 11,46 °C und einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 717 mm auf. Diese Werte liegen im Bereich der weiter oben beschriebenen allgemeinen Klimakennwerte für die Region. Wie in Abbildung 3.1-2 zu sehen ist, fallen die meisten Niederschläge in den Wintermonaten.

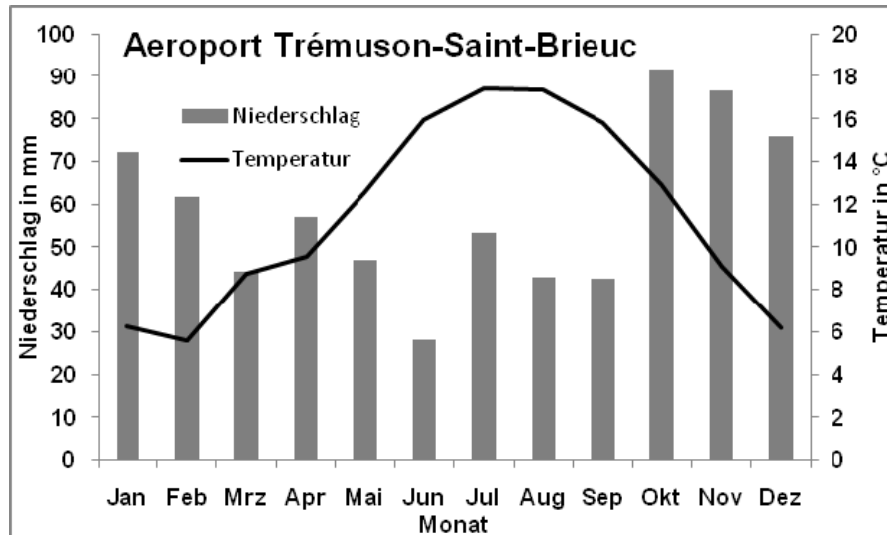


Abb. 3.1-2: Klimadiagramm für die Klimastation Aeroport Trémuson-Saint-Brieuc, 2001-2006 (Quelle: Goel'Eaux, 2007)

Topographie, Geologie, Böden

Das Einzugsgebiet hat einen leicht welligen Charakter mit Höhen von 4 m bis 204 m über NN. In Abbildung 3.1-3 sind die Höhenstufung (a) und die Topographie (b) im Einzugsbiet dargestellt.

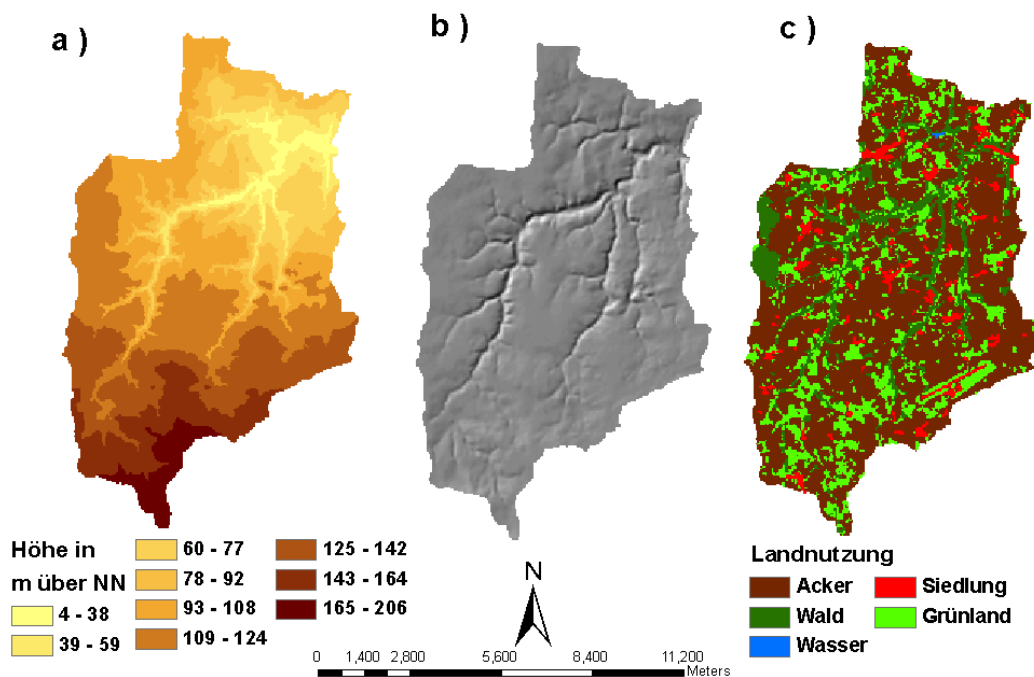


Abb. 3.1-3: Höhenstufen (a); Topographie (b) und Landnutzung (c) im Ic-Einzugsgebiet (Quelle: Goel'Eaux)

Wie aus den Abbildungen hervorgeht, herrscht im Einzugsgebiet ein Höhengradient vor, mit einem Anstieg von Norden nach Süden. Größere Hangneigungen sind nur in den Bereichen der Flusstäler zu finden. Geologisch gehört dieses Untersuchungsgebiet wie die gesamte Bretagne zum Amerikanischen Massiv, einem Rumpfgebirge der Variskischen Gebirgsbildung, die im Devon begann und im Karbon ihren Höhepunkt fand. Demzufolge

sind im Einzugsgebiet überwiegend kristalline Schiefer, Gneise, Granite und Quarzite als Festgestein anzutreffen.

Aufgrund nicht verfügbarer räumlich hochaufgelöster Bodendaten können nur wenig Aussagen über die Böden im Einzugsgebiet gemacht werden. Nach Goel'Eaux (2007) handelt es sich hauptsächlich um schluffreiche Böden mit variierendem Sand- und Tonanteil. In Goel'Eaux (2007) werden die Böden nur sehr grob hinsichtlich ihrer Bodentiefe in zwei Klassen (flacher als 60 und tiefer als 60 cm) eingeteilt. Dabei ist davon auszugehen, dass die geringmächtigeren Böden auf den Hanglagen und die tieferen Böden in den Auenbereich anzutreffen sind.

Landnutzung

In Abbildung 3.1-3c ist die Landnutzung im Untersuchungsgebiet dargestellt. Das Ic-Einzugsgebiet unterliegt einer intensiven agrarischen Nutzung. Die ackerbaulich genutzten Flächen nehmen bis zu 65 % der Gesamtfläche ein, gefolgt von Grünland (20 %) und Wald (11 %). Urbane Flächen haben einen Anteil von 4 % an der Einzugsgebietsfläche.

Laut Goel'Eaux, (2007) werden in dieser Region überwiegend Mais und Weizen produziert. Ein weiterer bedeutender landwirtschaftlicher Produktionszweig ist die Schweine- und Rinderzucht (Conan, 2003, Goel'Eaux, 2007).

Hydrologie und Gewässerqualität

Über das Abflussverhalten des Ic-Einzugsgebietes können nur wenige Aussagen getroffen werden, da die offizielle Messstation am Gebietsauslass durch Turbulenzen im Bereich des Pegels fehlerhafte Daten liefert (pers. Mitteilung P. Durand, 2007) und es darüber hinaus nur monatliche Messungen für verschiedene Punkte im EZG gibt (vgl. auch Abs. 2.2.1). Zusätzlich zu den monatlichen Abflussmessungen stehen auch Daten zur Nitratkonzentration im Gewässer an verschiedenen Punkten über das EZG verteilt zur Verfügung. In Abbildung 3.1-4 sind die Nitrat-N-Konzentrationen in der Ic an zwei Stellen oberhalb und unterhalb eines Wasserwerkes dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass die Nitratkonzentrationen im Gewässer über längere Zeiträume hinweg den Grenzwert für Nitrat im Oberflächenwasser ($11,3 \text{ mg l}^{-1}$ Nitrat) deutlich überschreiten. Gemäß der chemischen Gewässergüteklassifikation ist die Ic mit Güteklasse III-IV als hoch belastet anzusehen, mit einer achtfachen Überschreitung der Zielvorgabe (LAWA, 1998). Aus diesen Daten ist ersichtlich, dass die Ic hinsichtlich Nitrats ein hochbelastetes Gewässer ist. Dies hatte zur Folge, dass die Trinkwassergewinnung (Uferfiltration) durch das Wasserwerk im Jahr 2008 eingestellt werden musste.

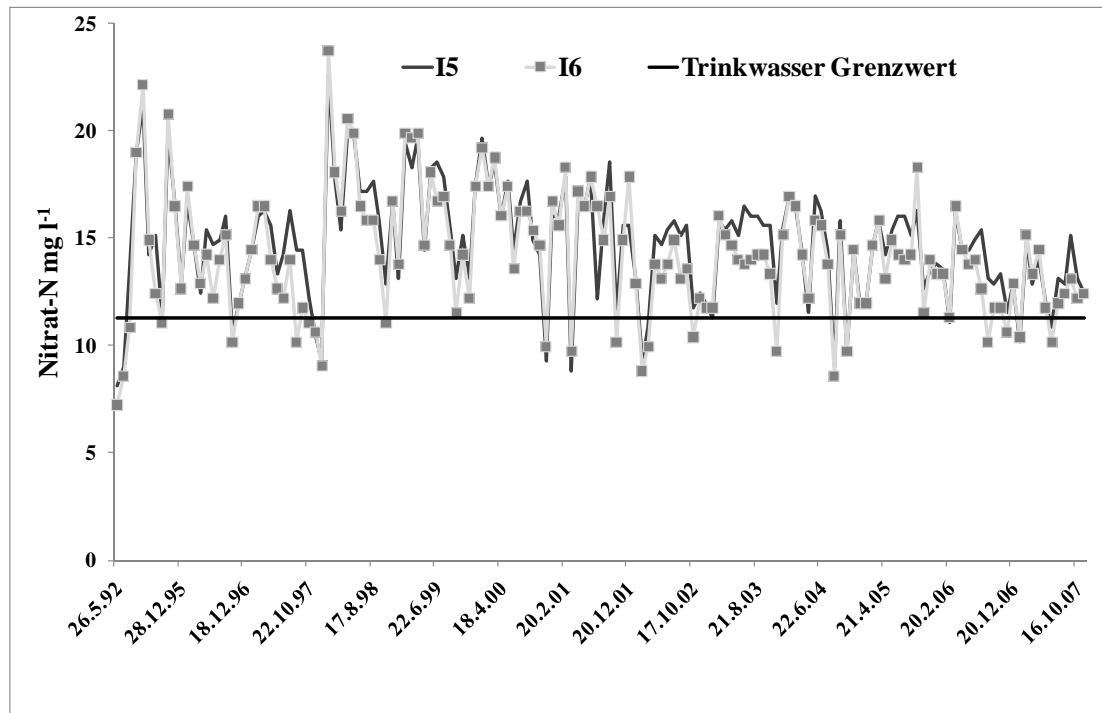


Abb. 3.1-4: Nitratkonzentration der Ic oberhalb und unterhalb des Wasserwerkes (Quelle: Goel'Eaux)

3.1.2 Wetter - Einzugsgebiet (Deutschland)

Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt, wie das gesamte Bundesland Hessen, im Bereich des warmgemäßigten Regenklimas der mittleren Breiten (HLUG, 2001). Die Jahresmitteltemperaturen betragen in dieser Region 8-10 °C, wobei eine Temperaturabnahme in dieser Region von 0,6 °K pro 100 m Höhe zu verzeichnen ist (Liedtke et al., 2002). Die mittleren Jahresniederschläge schwanken je nach Höhe und Lage zwischen 500 und 1000 mm (HLUG, 2001). Dabei sind die niederen Lagen der Wetterau im Regenschatten des Taunus als die trockenere Region zu bezeichnen, wogegen die Höhenlagen des Taunus und des Vogelsberges deutlich höhere Niederschläge erhalten. Die Wirkung des Niederschlagsgradienten ist auch in der Abbildung 3.1-5 zu sehen. Hier sind die Klimadiagramme für die Stationen Gießen, Bad Nauheim und Schotten für den Zeitraum 1990-2008 dargestellt. Die am höchsten gelegene Station Schotten (Vogelsberg) erhält in allen Monaten den höchsten Niederschlag, während die im Regenschatten des Taunus liegende Station Bad Nauheim die geringsten Niederschläge aufweist. Die Niederschläge an der Station Gießen liegen zwischen Schotten und Bad Nauheim.

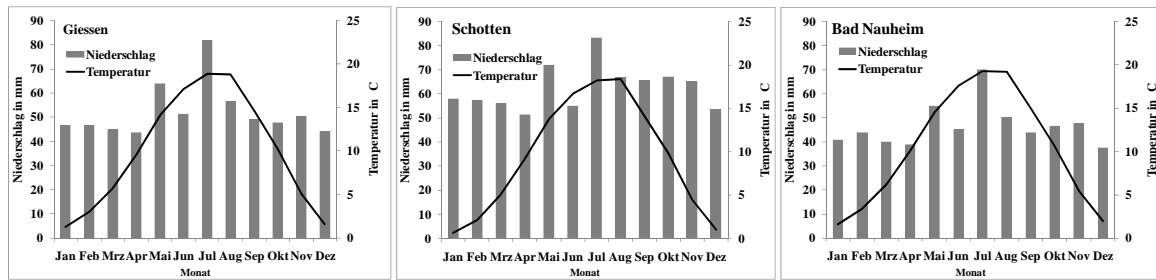


Abb. 3.1-5: Klimadiagramm für die Klimastationen Giessen, Schotten und Bad Nauheim für den Zeitraum 1990 -2008

Topographie, Geologie und Böden

Im Einzugsgebiet der Wetter erstrecken sich die Höhenlagen von 122 m über NN bis auf 568 m über NN. Dabei weisen die Hänge in den Mittelgebirgsbereichen teilweise hohe Hangneigungen auf.

Aus geologischer Sicht ist das Einzugsgebiet der Wetter in drei Einheiten untergliedert. Im Nordosten befinden sich die westlichen Ausläufer des Vogelsberges, der zentrale Teil ist der Wetterau zuzuordnen, und der westliche Bereich gehört zum Vordertaunus. Der Taunus ist ein Teil des Rheinischen Schiefergebirges und gehört somit zum variskischen Grundgebirge (Liedtke, 2002). Hier stehen überwiegend Schiefer, Grauwacken und Gneise an. Die Wetterau ist durch Senkungsbewegungen im Tertiär entstanden (Liedtke, 2002) und stellt die nord-östliche Verlängerung des Oberrheingrabens dar. In dieser Senke kam es im Pleistozän verstärkt zu Ablagerung von Löss, der in dieser Region Mächtigkeiten von mehr als 30 m aufweisen kann (Frede et al., 2005). Der Vogelsberg ist durch tertiären Vulkanismus entstanden und besteht aus Ergussgesteinen (überwiegend Basalt)(Liedtke, 2002).

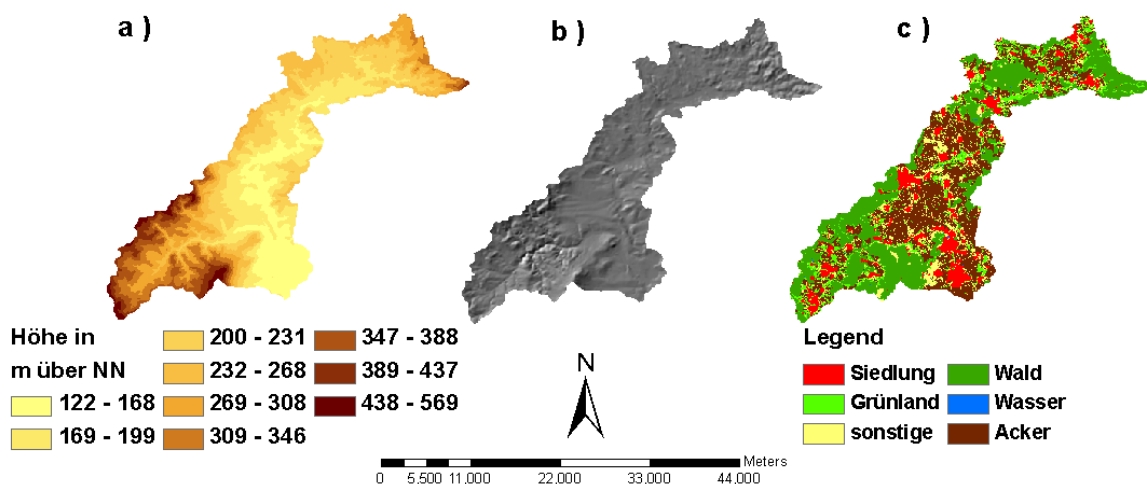


Abb. 3.1-6: Höhenstufen (a); Topographie (b) und Landnutzung (c) im Wetter-Einzugsgebiet (Landesvermessungsamt Hessen; Firma EFTAS)

Die Böden im Wettereinzugsgebiet spiegeln die Geologie wider. In den Mittelgebirgsbereichen sind überwiegend flachgründige Böden über Festgestein oder verwittertem Festgestein zu finden. In den Senken sind dagegen tiefgründige Böden auf den

mächtigen pleistozänen Sedimenten entstanden. Im Bereich des Vogelsberges haben sich auf dem überwiegend basaltischen Ausgangsgestein basenreiche Braunerden entwickelt (Frede, 2005). Die Wetterau ist durch überwiegend fruchtbare Bodenformen wie degradierte Schwarzerden, Pararendzinen und Kolluvien geprägt, während auf den heterogenen Ausgangsgesteinen des Taunus meist basenarme Böden zu finden sind.

Hydrologie und Wasserqualität

Das Einzugsgebiet der Wetter hat eine Fläche von 513 km². Bedeutendster Zufluss ist die Usa mit einer Einzugsgebietsfläche von 184 km². In Tab. 3.1-1 sind die hydrologischen Kennwerte von allen verfügbaren Pegeln im betrachteten Einzugsgebiet für den Zeitraum 1990-2002 dargestellt. In Abbildung 3.2-2 ist die Lage der einzelnen Pegel im Einzugsgebiet verzeichnet.

Tabelle 3.1-1: Abflusskennwerte der Pegel im Wettereinzugsgebiet für den Zeitraum 1990-2002

Pegel	<i>Gesamt</i>			<i>SHJ</i>		<i>WHJ</i>	
	AE [km ²]	MQ [m ³ *s ⁻¹]	q [l*s ⁻¹ *km ⁻²]	MQ [m ³ *s ⁻¹]	Q [l*s ⁻¹ *km ⁻²]	MQ [m ³ *s ⁻¹]	q [l*s ⁻¹ *km ⁻²]
Kransberg	93,3	0,54	5,24	0,19	2,07	0,89	9,54
Friedberg	183,9	1,14	6,18	0,59	3,21	1,69	9,19
Münster	86,2	0,61	7,10	0,36	4,18	0,87	10,09
Muschenheim	174,7	1,02	5,87	0,61	3,49	1,45	8,3
Bruchenbrücken	513,1	2,88	5,61	1,68	3,27	4,09	7,97

Den Werten aus der Tabelle ist zu entnehmen, dass im Wettereinzugsgebiet im Winterhalbjahr deutlich mehr Wasser abfließt als im Sommerhalbjahr.

Betrachtet man die Abflussspenden der einzelnen Pegel, wird die Charakteristik des Einzugsgebietes deutlich. Die Pegel, die den größten Teil ihres Einzugsgebietes in den Mittelgebirgslagen haben, weisen eine deutlich höhere Spende auf als Pegel mit einem höheren Anteil im Senken- bzw. Tieflandsbereich. Dies liegt zum einen an dem Niederschlagsgradienten, der bewirkt, dass die Mittelgebirgslagen deutlich höhere Niederschläge erhalten als die Niederungen des Einzugsgebietes. Des Weiteren sind die Senkenbereiche durch tiefe Böden über mächtigen quartären Sedimenten geprägt. Deshalb weisen diese Landschaftsbereiche ein höheres Wasserspeichervermögen auf, wodurch eine geringere Abflussspende in diesen Gebieten zu verzeichnen ist.

Abbildung 3.1-7 zeigt den Verlauf der Nitrat-N-Konzentration der Wetter am Pegel Bruchenbrücken für den Zeitraum 1998-2004. Hier lag die mittlere Nitrat-N-Konzentration bei 4,9 mg/l. Gemäß der chemischen Gewässergüteklassifikation ist die Wetter als deutlich belastet anzusehen.

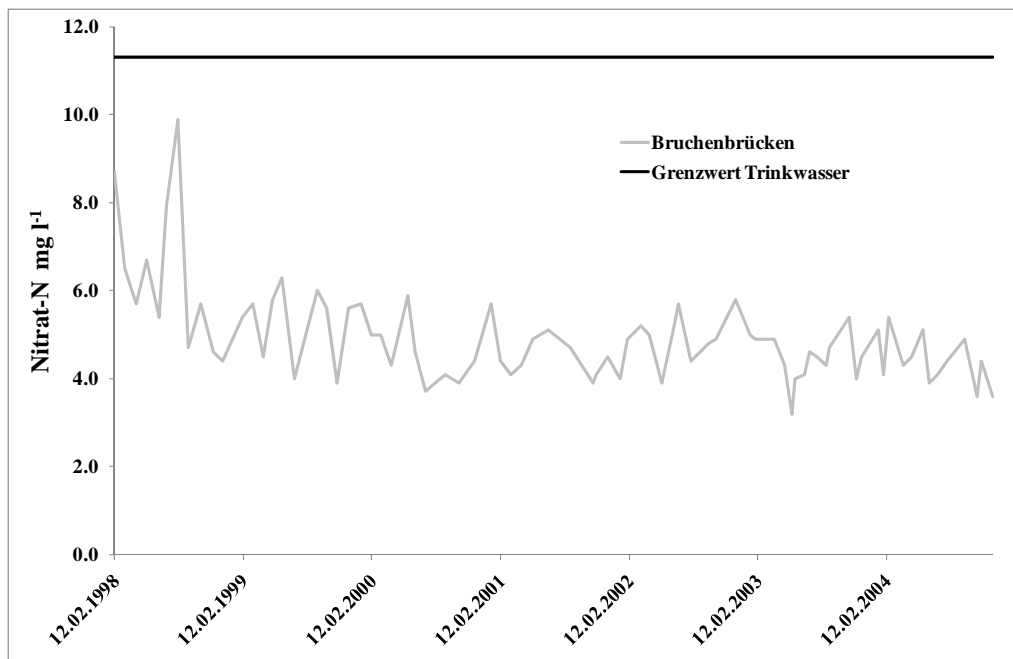


Abb 3.1-7: Nitrat-N-Konzentration der Wetter am Pegel Bruchenbrücken Zeitraum 1998 -2005
(Quelle: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Landnutzung

Das Einzugsgebiet der Wetter ist überwiegend durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Die Landwirtschaftsfläche hat mit knapp 45 % (33 % Acker und 11 % Grünland) den größten Anteil an der Einzugsgebietsfläche. Der Waldanteil beträgt 33 % und der Anteil der urbanen Fläche macht 11 % aus. Der restliche Anteil von knapp 11 % entfällt auf sonstige Nutzungsarten wie Streuobstwiesen, Gehölze und Auenbereiche. Aus der in Abbildung 3.1-6c dargestellten Landnutzungskarte geht hervor, dass die Nutzung im Einzugsgebiet den natürlichen Bedingungen folgt. Während in den höheren Lagen der Mittelgebirge überwiegend Wald und Grünland zu finden sind, liegt ein Großteil der Ackerflächen im Bereich der Senke, mit den fruchtbaren Lössböden.

3.2 Datengrundlage Messwerte

Um die Güte der Modellsimulationen zu bestimmen, sind gemessene Abflusswerte und Nitratkonzentrationen notwendig. In den folgenden beiden Abschnitten werden deshalb die Datengrundlagen der gemessenen Zielgrößen beschrieben.

3.2.1 Ic-Einzugsgebiet

Für die Modellierung des Ic-Einzugsgebietes wurden Daten von 7 Messstellen im Einzugsgebiet zur Verfügung gestellt, an denen sowohl Durchflussmessungen als auch Nitratmessungen vorgenommen wurden. Die Lage der Messpunkte im Einzugsgebiet ist in Karte 3.2-1 dargestellt. Die Daten standen als monatliche, punktuelle Einzelmessungen für den Zeitraum 20.03.1996 bis 22.11.2007 zur Verfügung. Eine Analyse der Daten hat ergeben, dass sie überwiegend bei niedrigen Abflusswerten genommen wurden.

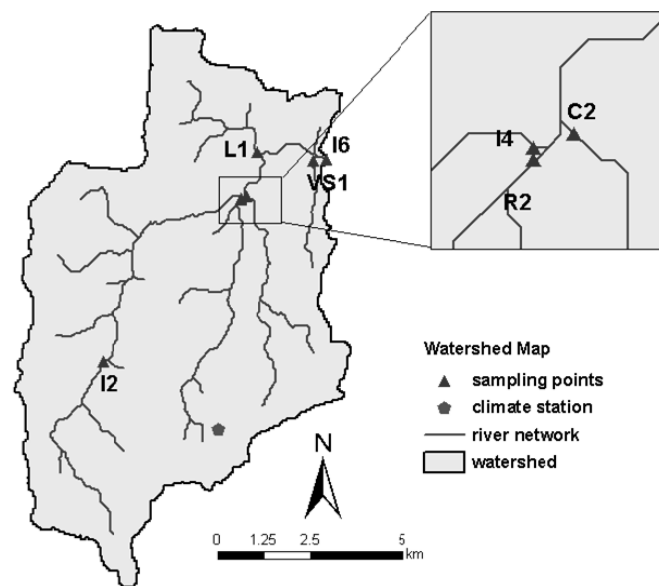


Abb 3.2-1: Messpunkte im Ie-Einzugsgebiet

3.2.2 Wetter-Einzugsgebiet

Für das Einzugsgebiet der Wetter standen für 5 amtliche Pegel kontinuierliche Abflussdaten für den Zeitraum 1990-2008 zur Verfügung. Die Lage der Pegel ist in Abbildung 3.2-2 dargestellt. Bei diesen Messungen handelt es sich ebenfalls um monatliche, punktuelle Einzelmessungen.

Um die amtlich erhobenen Messwerte zu ergänzen, wurde im Rahmen des Teilprojekt A2 des Sonderforschungsbereiches 299 die Wetter an 5 Stellen im Zeitraum 2006-2008 regelmäßig beprobt. Zu Beginn des Zeitraums erfolgte eine monatliche Messung, ab Juni 2006 bis Juni 2008 fanden die Messungen in der Regel im zweiwöchentlichen Rhythmus statt. Die Lage der Messpunkte ist in Abbildung 3.2-2 zu sehen.

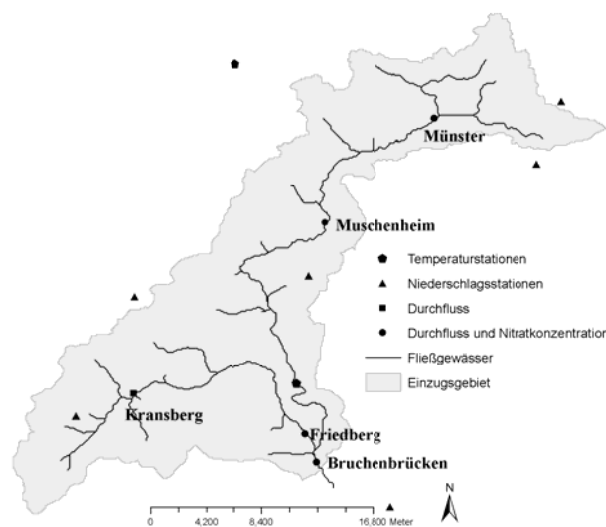


Abb. 3.2-2: Pegel und Messpunkte im Wetter-Einzugsgebiet

Die Wetter wurde flussabwärts entlang ihres Laufes an den wichtigsten Zuflüssen beprobt. Dabei wurden jeweils Proben aus der Wetter vor und nach dem Zufluss und aus dem Zufluss selbst genommen. Neben den Parametern, die vor Ort bestimmt wurden (pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur), wurde im Labor unter anderem die Nitratkonzentration nach DIN EN ISO10304-1 mit einem Ionenchromatograph der Firma DIONEX bestimmt.

3.3 Das Soil and Water Assessment Tool

Im Rahmen der Arbeit wurde das Soil and Water Assessment Tool (im Folgenden SWAT) genutzt. Da zu dem Modell eine umfangreiche Dokumentation verfügbar ist und es in zahlreichen Publikationen erläutert wurde, soll in den folgenden Abschnitten nur auf die wesentlichen Grundzüge des Modells eingegangen werden.

Räumliche Aufteilung

Das Modell SWAT ist zu den semi-verteilten, konzeptionellen Simulationsmodellen zu zählen (Arnold et al., 2005). Semi-verteilt bedeutet, das modellierte Einzugsgebiet wird, basierend auf Topographie und Fliessgewässernetz, in Teileinzugsgebiete unterteilt (Neitsch et al., 2005). Die Teileinzugsgebiete (TEZ) werden in sogenannte Hydrological Response Units (im Folgenden HRUs) aufgegliedert. Dazu werden alle Flächen innerhalb eines TEZ's, welche die gleiche Landnutzung und den gleichen Bodentyp aufweisen, zu einer Einheit zusammengefasst (Neitsch et al. 2005). Die HRUs stellen im Modell die kleinste räumliche Berechnungseinheit dar, auf deren Ebene die Prozesse berechnet werden, die zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes notwendig sind.

Wasserhaushalt

Die Simulation des Wasserkreislaufs in SWAT basiert auf der Wasserhaushaltsgleichung. Dabei werden Evapotranspiration, Bodenfeuchte sowie Oberflächenabfluss, lateraler Abfluss und Grundwasserabfluss für jedes HRU und für jeden Zeitschritt berechnet. Der Niederschlag als gemessene Größe wird dazu in das Modell eingelesen.

Für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration stehen im Modell wahlweise die Verfahren nach Penman-Monteith (Monteith, 1965), Priestley-Taylor (1972) und Hargreaves (Hargreaves und Samani, 1985) zur Verfügung. Die Verfahren unterscheiden sich im Bedarf an Eingangsparametern und der Abbildung der Prozesse. Nach der Berechnung der potentiellen Evapotranspiration erfolgt im Modell die Bestimmung der tatsächlichen Evapotranspiration. Diese ist je nach gewählter Methode zur Berechnung der potentiellen Verdunstung eine Funktion in Abhängigkeit der Temperatur, der Bodenfeuchte, des Bedeckungsgrades sowie des Entwicklungsgrades der Pflanzenbedeckung.

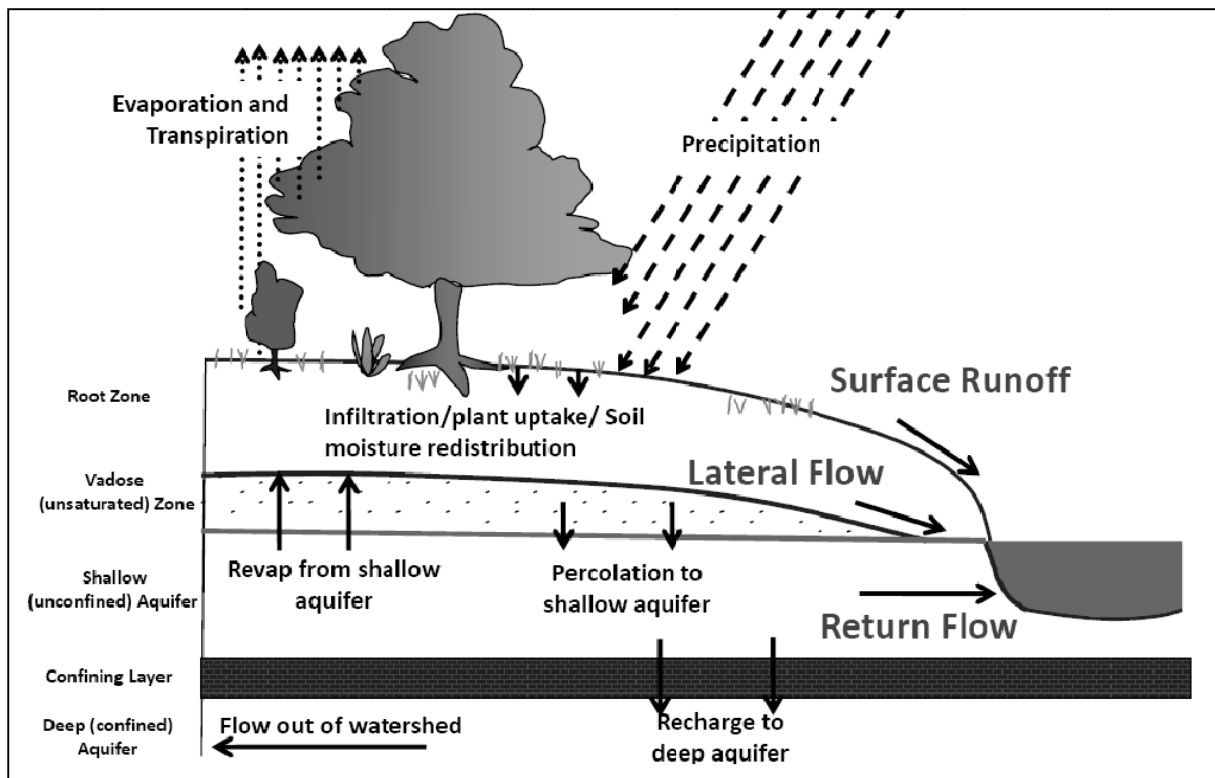


Abb. 3.3-1: Wasserkreislauf im SWAT – Model (Neitsch et al, 2005)

Der Oberflächenabfluss wird nach einem modifizierten Verfahren der Curve-Number Methode des Soil Conservation Service berechnet (USDA-SCS, 1972). Hier wird der Oberflächenabfluss in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Bodentemperatur berechnet.

Wasser, das nicht oberflächlich abfließt und nicht verdunstet, infiltriert in den Boden. Die vertikale Wasserbewegung im Bodenprofil wird durch ein Kaskadenspeichermodell abgebildet. Der Boden wird in beliebig viele Horizonte aufgeteilt, wobei in der Praxis der natürlichen Horizontierung gefolgt wird. Die Durchflussrate der jeweiligen Horizonte wird über einen linearen Speicheransatz ermittelt. Dabei ist die aktuelle Leitfähigkeit im Bodenhorizont abhängig vom aktuellen Wassergehalt. Liegt dieser unter der Feldkapazität, so wird davon ausgegangen, dass der Horizont Wasser aufnimmt und somit keine vertikale Wasserbewegung erfolgt. Übersteigt jedoch der Wassergehalt die Feldkapazität des Horizonts, erfolgt eine Versickerung des überschüssigen Wassers in die unterliegende Schicht. Dabei kann die aktuelle hydraulische Leitfähigkeit maximal den Wert der gesättigten Leitfähigkeit annehmen. Die Leitfähigkeit der Horizonte ist gleichzeitig abhängig von der Bodentemperatur. Ist diese niedriger als 0°C kann keine Versickerung in tieferliegende Bodenschichten erfolgen. Die Berechnung der lateralen Wasserbewegung erfolgt nach einem kinematic storage model (Sloan, 1983) in Abhängigkeit von Wassersättigung, gesättigter Leitfähigkeit und Hangneigung. Dabei kommt es nur dann zum lateralen Abfluss, wenn der Wassergehalt des Bodens die Feldkapazität übersteigt. Wasser, welches den untersten Bodenhorizont verlässt, sickert dem oberen Grundwasserleiter zu. Aus dem oberen Grundwasserleiter perkoliert das Wasser weiter zum tieferen Grundwasserleiter oder fließt

lateral als Grundwasserabfluss ab. Der Grundwasserabfluss wird dabei als Linearspeicher in Abhängigkeit vom vorherigen Grundwasserabfluss, einem gebietsspezifischen Auslaufkoeffizienten und dem Zufluss zum oberen Grundwasserleiter abgebildet. Der tiefe Grundwasserleiter hat im Modell die Funktion einer Senke. Dort gespeichertes Wasser geht dem Einzugsgebiet verloren bzw. kann nur durch anthropogene Entnahme dem System wieder zugeführt werden. Für jeden Zeitschritt werden in den Teileinzugsgebieten die Werte für die Abflusskomponenten der HRU's aufsummiert. Das Routing des Wassers im Gerinnenetz, das die Teileinzugsgebiete miteinander verbindet, erfolgt nach dem variable storage oder dem Muskingum Verfahren (Neitsch et al, 2005).

Stickstoffhaushalt

In SWAT wird der Stickstoffkreislauf als vereinfachter Nettomineralisationsansatz abgebildet (Pohlert, 2007a). Hier werden fünf Speicher für Stickstoff im Boden betrachtet. Dabei entsprechen zwei Pools den anorganischen Formen von Stickstoff (Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+)) und drei Pools den organischen Stickstoffformen. Hierbei wird zwischen Streu, aktiver und stabiler organischer Bodensubstanz unterschieden. In Abbildung 3.3-2 ist der Stickstoffkreislauf in SWAT skizziert. Streu und aktive organische Substanz mineralisiert direkt zu Nitrat, ohne die Ammonifizierung zu betrachten. Ammonium kann nur in Form von anorganischem Dünger in den Bodenspeicher gelangen. Aus diesem wird ebenfalls Nitrat durch Nitrifikation gebildet.

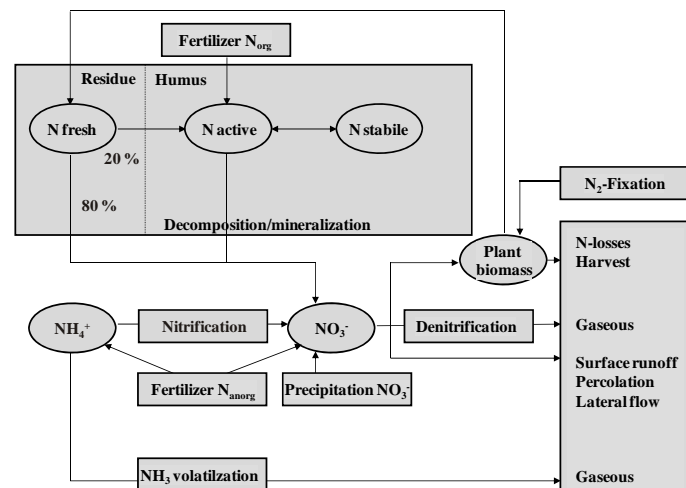


Abb 3.3-2: Stickstoffkreislauf im SWAT – Modell (Pohlert et al., 2007a)

Nitrat wird im Modell entweder durch Pflanzen aufgenommen, bei entsprechender Bodenfeuchte denitrifiziert oder kann durch Oberflächenabfluss, lateralen Abfluss bzw. Grundwasserabfluss aus dem System ausgetragen werden.

3.4 Datenpräprozessing

3.4.1 Ic

Höhenmodell

Für die Modellierung des Ic-Einzugsgebietes wurde von den Projektpartnern ein digitales Höhenmodell mit einer Auflösung von 50 m zur Verfügung gestellt. Dieses wurde ohne Veränderung im Rahmen des Projektes verwendet.

Klimadaten

Für den Zeitraum 01.01.1996 – 13.10.2007 waren Werte für die Klimastation Aeroport Trémuson-Saint-Brieuc verfügbar. Die Parameter umfassten Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte und Strahlung. Um den in Abschnitt 3.1.1 beschriebenen Niederschlagsgradienten besser im Modell abbilden zu können, wurden im Einzugsgebiet zusätzlich vier künstliche/virtuelle Niederschlagsstationen verteilt. Die Lage dieser Stationen ist Abbildung 3.4-1 zu entnehmen. Die Werte für diese künstlichen Niederschlagsstationen wurden aus einer Karte des langjährigen mittleren Jahresniederschlages für die Region (Abbildung A1, Anhang) abgeleitet. Anhand dieser Karte wurde die Differenz des langjährigen mittleren Niederschlags zwischen den künstlichen Niederschlagsstationen und der tatsächlichen Messstationen gebildet. Diese Differenz wurde genutzt, um Zeitreihen der Niederschläge für die virtuellen Stationen mit Bezug auf die reale Station abzuleiten. Die Evaoptranspiration wurde nach Hargreaves (1985) berechnet.

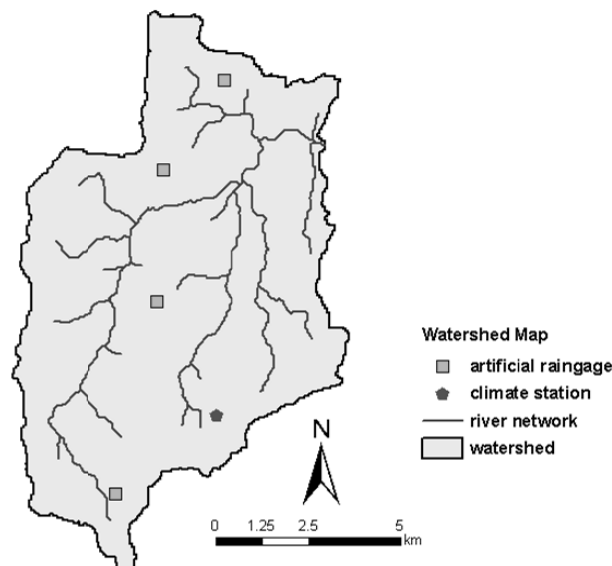


Abb. 3.4-1: interpoliertes Niederschlagsstationsnetz im Ic-Einzugsgebiet

Bodendaten

Für das Ic-Einzugsgebiet waren keine Bodendaten verfügbar, aus denen alle für die Modellierung benötigten Parameter übernommen werden konnten. Demzufolge mussten diese

Parameterwerte mit Hilfe der zur Verfügung stehenden Informationen und Expertenwissen geschätzt werden. Durch die Projektpartner konnten Daten zur durchschnittlichen Bodentiefe, dem geologischen Ausgangsmaterial und dem mittleren Texturgehalt zur Verfügung gestellt werden. Des Weiteren konnten Daten von mehreren Bodenprofilen in der Region recherchiert werden. Anhand dieser Informationen wurde eine „künstliche“ Bodenkarte erstellt (siehe Abbildung 3.4-2), um die Modelleingangsparameter schätzen zu können. Dabei wurden die zur Verfügung stehenden GIS-Daten zu Bodentiefe und Textur mit der Lage der Bodenprofile überlagert. Durch die Überlagerung konnten fünf unterschiedliche Bodenformen geschätzt bzw. abgeleitet werden. Die Eigenschaften der einzelnen Böden sind in Tabelle A1 im Anhang dargestellt.

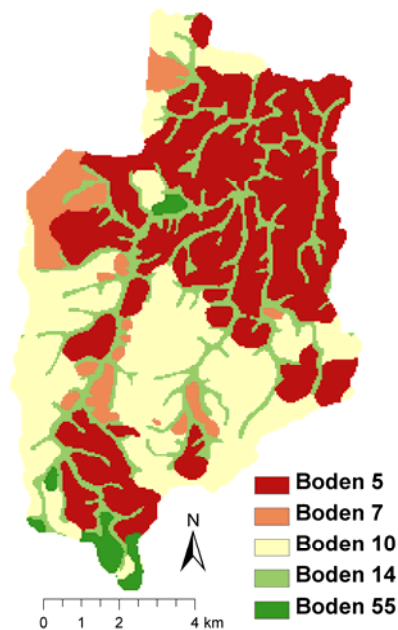


Abb 3.4-2: künstliche Bodenkarte für das Ic-Einzugsgebiet

Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten

Aus den zur Verfügung stehenden Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung im Ic-Einzugsgebiet geht hervor, dass sowohl Mais als auch Winterweizen eine bedeutende Rolle in der agrarischen Produktion spielen. Jedoch konnte anhand der Landnutzungskarte keine Aussage über die räumliche Verteilung der angebauten Kulturarten getroffen werden. Für die SWAT-Modellierung wurde eine zweigliedrige Fruchtfolge mit Mais und Weizen angenommen. Die Fläche der Landnutzungs-kategorie Acker wurde in zwei Unterklassen aufgeteilt, die zufällig innerhalb der Klasse Acker verteilt wurden. Für die eine Unterklasse wurde Mais als erstes Glied der Fruchtfolge angenommen, für die andere Unterklasse Weizen. Dadurch wurde erreicht, dass die Weizen- und Maisflächen gleichmäßig über das Einzugsgebiet verteilt wurden. Im Rahmen der Simulation wurde der Mais mit $203 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gedüngt; der Weizen mit $173 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Grünland wurde mit $180 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gedüngt. Informationen zu Punktquellen lagen nicht vor.

3.4.2 Wetterau

Höhenmodell

Im Rahmen des SFB 299 stand ein digitales Höhenmodell mit einer Auflösung von 40 m zur Verfügung. Dieses wurde von den Bearbeitern des Teilprojektes B1 hydrologisch und geomorphologisch aufbereitet, das heißt, anthropogene Senkenbilder wie Brückenbauwerke und Strassen wurden durch Filter- und Glättungsverfahren eliminiert. Anschließend wurde aus diesem Höhenmodell ein neues mit einer Auflösung von 100 m erstellt. Das digitale Höhenmodell mit der 100 m Auflösung ist die Basis für die SWAT-Modellierung des Wetter-Einzugsgebietes.

Klimadaten

Als Grundlage für die meteorologischen Eingangsparameter wurden Daten des Deutschen Wetter-Dienstes (DWD) und Daten aus dem Niederschlagsmessnetz des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie verwendet. Datenlücken in den einzelnen Zeitreihen wurden im Rahmen der Vorbereitung der Modellierung durch das IDW-Verfahren (inverse distance weighting) aufgefüllt. Dabei wurden jedoch nur die vier nächstgelegenen Nachbarstationen innerhalb eines 20 km Umkreises verwendet.

Für den Niederschlag wurde eine konstante Konzentration von $3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N}$ angenommen, die aus den durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen und Literaturwerten für die durchschnittliche atmosphärische Stickstoffdeposition des Untersuchungsgebietes (Gauger et al., 2001) berechnet. Die Evapotranspiration wurde nach Hargreaves (1985) berechnet.

Bodendaten

Grundlage der für die Modellierung des Wettereinzugsgebiets benötigten Bodeninformationen bildet die Digitale Bodenkarte Maßstab 1:50000 (BFD 50) des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2003). Um die Bodendaten im Modell verwenden zu können, wurden die betreffenden digital vorliegenden Layer der Kartenblätter zu einem Gesamtlayer zusammengefügt und danach mit einer Auflösung von 100 m gerastert. In der BFD 50 sind die Bodentypen nochmals nach Nutzung aufgeteilt (Acker, Grünland, Wald). Die nach Nutzung unterschiedenen „Subbodentypen“ unterscheiden sich hauptsächlich in Tiefe, Lagerungsdichte und Corg-Gehalt des ersten Horizonts. Um sicherzustellen, dass die Bodentypen mit der Landnutzung übereinstimmen, wurde die Bodenkarte mit der Landnutzungskarte überlagert. Bei unterschiedlichen Landnutzungsklassen von Landnutzungsraster und Bodenraster wurde für die jeweilige Rasterzelle der Bodentyp ausgewählt, der der Landnutzungs-kategorie der aktuelleren Landnutzungskarte entspricht.

Die für SWAT benötigten Bodeneingangsparameter wurden mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5, AG Boden 2005) aus den BFD50 Daten abgeleitet.

In der Abbildung 3.4-3a ist die Verteilung der Bodentiefen im Einzugsgebiet dargestellt. Hier ist zu sehen, dass die Böden in den tiefer gelegenen Gebieten deutlich tiefgründiger sind als die Böden im Bereich der Mittelgebirge bzw. Mittelgebirgsausläufer im Nordwesten und Südwesten des Einzugsgebiets. In den Mittelgebirgsbereichen liegen die Böden zumeist direkt auf dem anstehenden Festgestein auf. Dabei entspricht häufig der unterste Bodenhorizont einer Zersatzzone des Festgesteins. Hier ist das Feinmaterial des Bodenkörpers mit den verwitterten Fragmenten des Festgesteins vermischt. Diese Bodenschichten weisen häufig einen Grobbodenanteil von deutlich mehr als 50% auf. In Abbildung 3.4-3b sind die untersten Bodenhorizonte aus der Bodenflächendatenbank BFD vom HLU (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) dargestellt. Hier ist zu sehen, dass die Bodenschichten im Mittelgebirgsbereich einen Grobbodenanteil von deutlich mehr als 50% aufweisen. Die tiefgründigen Böden in den flacheren Regionen des Untersuchungsgebietes sind dagegen frei von Grobbodenanteilen. Hier fand eine Bodenentwicklung auf Löss (quartäre Lockersedimente) statt.

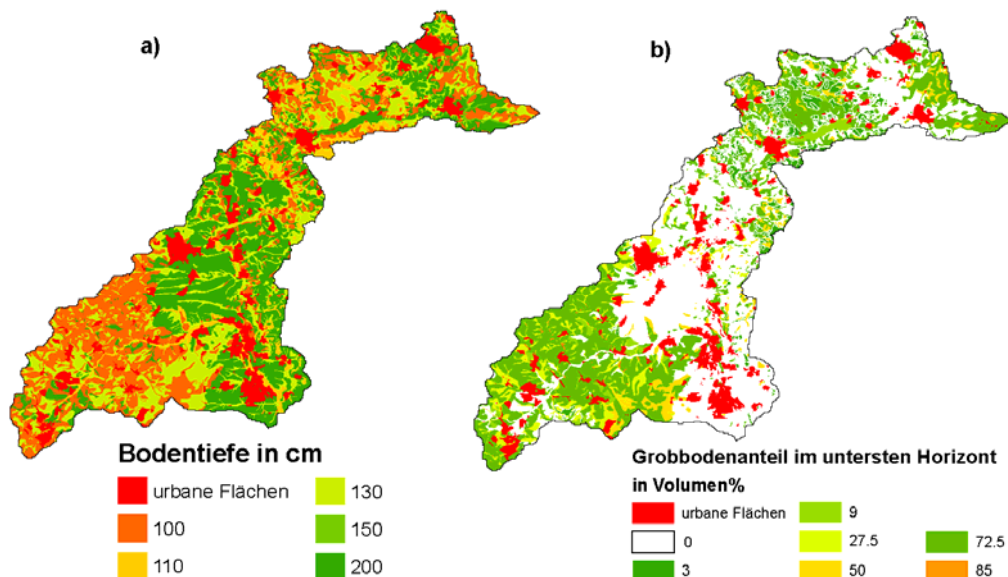


Abb. 3.4 -3: Karte der Bodentiefe im Wettereinzugsgebiet (a); Karte des Grobbodenanteils im untersten Horizont der Böden im Einzugsgebiet der Wetter (b) (Quelle: BFD 50, HLU)

Im Wettereinzugsgebiet können Lössmächtigkeiten von bis zu 30 m auftreten (vgl. Abschn. 3.1.2). Da diese Mächtigkeiten einen großen Einfluss auf den Wasserhaushalt haben und somit auch für die Modellierung bedeutsam sind, wurde aus Bohrungen, die den Erläuterungen der Geologischen Kartenblätter 1:25000 (Kümmerle, 1976, Kümmerle, 1981, Kegel, 1979) entnommen wurden, eine Karte der flächenhaften Ausprägung der Lössmächtigkeiten im Einzugsgebiet erstellt. Dazu wurden aus den Erläuterungen die Hoch- und Rechtswerte der Bohrungen in ein geografisches Informationssystem übernommen, bei denen Löss beschrieben wurde. Weiterhin wurde die unterste Tiefe (in m unter Geländeunterkante) des Lössvorkommens übernommen. Im GIS wurde dann mit Hilfe des Inverse Distance Weighting-Verfahrens eine flächenhafte Karte inter- bzw. extrapoliert. In

Abbildung 3.4-4 sind sowohl die verwendeten Punkte als auch die entwickelte Karte der Lössmächtigkeiten abgebildet.

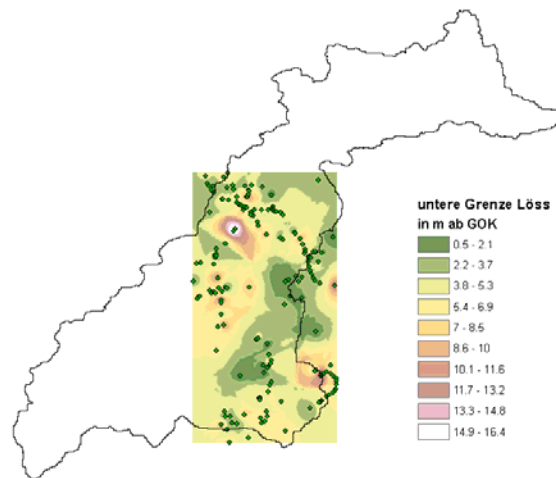


Abb. 3.4 -4: Karte der Lössmächtigkeiten im Wettereinzugsgebiet (Quelle: Geologische Karten 1:25000, HLUG)

Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten

In Zusammenarbeit mit Teilprojekt A1 des SFB 299 wurden für das Wettereinzugsgebiet fünf regionaltypische Fruchtfolgen entwickelt, die im Modell parametrisiert wurden. Dabei nehmen Winterweizen, Winterraps und Zuckerrübe sowie Mais eine bedeutende Stellung ein. In Tabelle A2 im Anhang sind die einzelnen Fruchtfolgen aufgeführt. Die Bewirtschaftungsmaßnahmen und Düngerapplikationen wurden aus den Empfehlungen zu Betriebsplanungen der KTBL (2002) entnommen.

Punktquellen

Im Einzugsgebiet der Wetter befinden sich 21 Kläranlagen mit einer Gesamtausbauleistung von 250251 EWG (Tab. 3.4-1; Abb.3.4-5). Kläranlagen beeinflussen das Abflussgeschehen im Vorfluter durch die kontinuierliche Abgabe von Wasser. Da nicht für alle Kläranlagen Ablaufwerte vorlagen bzw. nicht recherchiert werden konnten, wurde für die jeweilige Kläranlagenablaufleistung ein Schätzwert eingesetzt. Dieser Schätzwert wurde aus einer Regression zwischen mittlerer täglicher Ablaufleistung und Ausbaugröße von Kläranlagen, bei denen Daten zur Verfügung standen, entwickelt. Die Beziehung ist in Abb. 3.4-6 dargestellt. Da in dem Modell pro Teileinzugsgebiet nur eine Kläranlage simuliert werden kann, wurden für die Teileinzugsgebiete, in denen mehrere Kläranlagen lagen, diese zu einer großen zusammengefasst. In Tab. 3.4-1 sind die Kläranlagen mit ihren Lagekoordinaten, sowie ihrer Ausbaustufe und dem mittleren täglichen Ablauf so aufgeführt, wie sie im Modell parametrisiert worden sind.

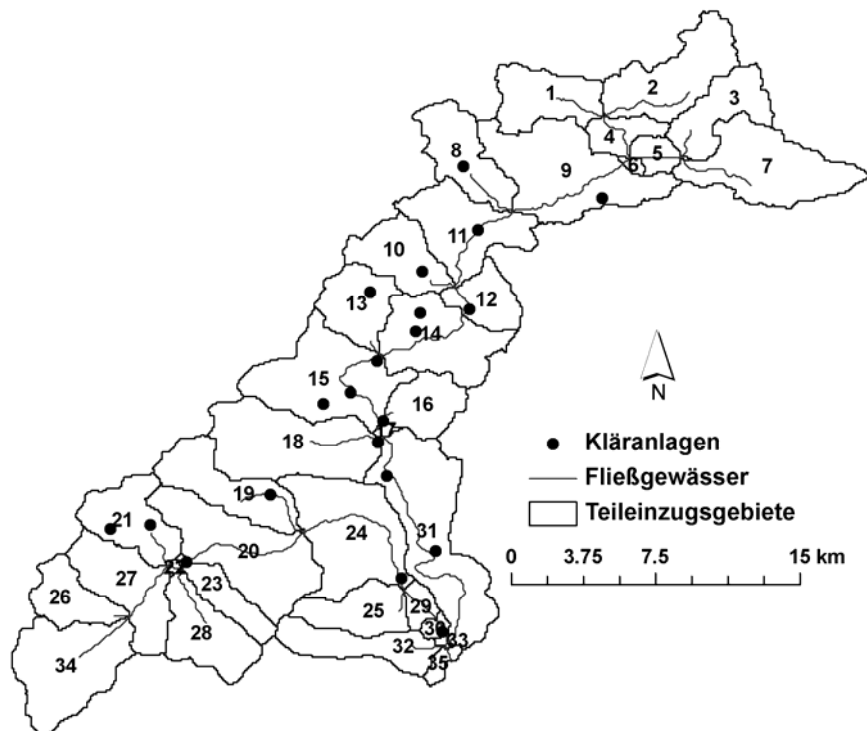


Abb. 3.4-5: Karte der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Wetter

Tabelle 3.4-1: Kennwerte der parametrisierten Kläranlagen im Einzugsgebiet der Wetter

NAME	ID	EWG	geschätzter Ablauf [m ³ / Tag]	Nitrat-N (geschätzt) [kg / Tag]	TEZ
Lich/Oberbessingen	KA01	25000	6932	39,12	9
Fernwald/Steinbach	KA02	5000	1984	5,13	8
Lich	KA03	15000	4458	22,13	11
Polheim/Dorf Güll	KA04	3500	1613	2,58	10
Polheim/Holzheim	KA05	2200	1291	0,37	13
Lich/Muschenheim	KA06	2800	1439	1,39	12
Lich/Eberstadt	KA07	965	985	0	14
Münzenberg/Ober-Hörgern	KA08	2700	1415	2,85	14
Münzeberg/Gambach	KA09	4247	1797	3,85	15
Butzbach/Griedel	KA10	2500	1365	0,88	15
Butzbach	KA11	34050	9171	54,51	15
Rockenberg	KA12	2400	1340	0,71	16
Rockenberg/Oppershofen	KA13	1800	1192	0	18
Bad Nauheim/Steinfurth	KA14	3500	1613	2,58	31
Bad Nauheim/Rödgen	KA15	1800	1192	0	31
Bad Nauheim	KA16	43800	11583	71,08	24
Friedberg	KA17	47500	12498	77,47	30
Butzbach/Fauerbach	KA18	1600	1143	0	19
Usingen/Kransberg	KA19	49000	12869	80	20
Butzbach/Maibach	KA20	500	870	0	21
Usingen/Michelbach	KA21	389	843	0	21

Kläranlagen beeinflussen den Vorfluter jedoch nicht nur durch die kontinuierliche Abgabe von Wasser, sie sind auch Punktquellen für Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor (vgl. Abb. 3.4-7).

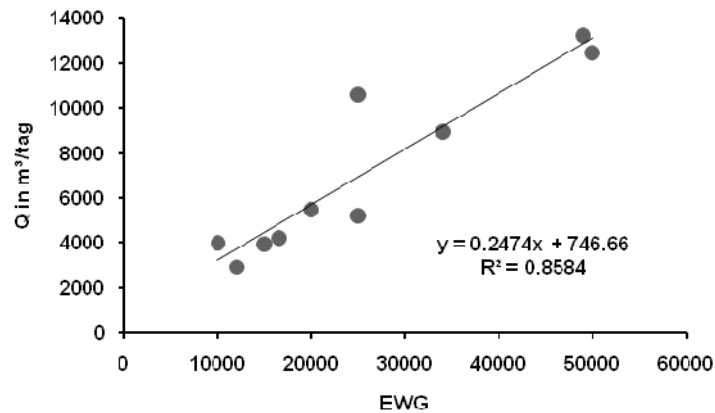


Abb. 3.4 -6: Beziehung zwischen mittlerem täglichen Ablauf und Ausbaugröße von Kläranlagen

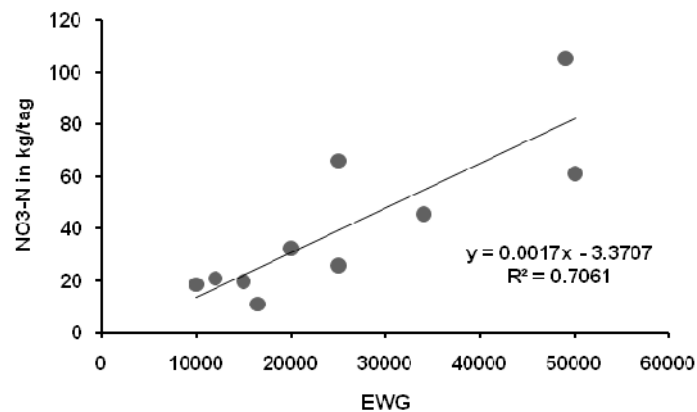


Abb. 3.4-7: Beziehung zwischen mittlerer täglicher Nitratfracht und Ausbaugröße der Kläranlagen

3.5 Monte-Carlo Simulation und GLUE-Analyse

Ic-Einzugsgebiet

Um geeignete Parametersätze für die Szenarienanalyse zu identifizieren und Unsicherheiten in der Modellierung abzuschätzen, wurde eine Monte-Carlo Simulation mit anschließender GLUE-Analyse (vergl. Kap 2.5) durchgeführt. In Tabelle 3.5-1 sind die Modellparameter zusammengefasst, die für die Monte-Carlo Simulation variiert worden. Zusätzlich zeigt die Tabelle 3.5-1 die Unter- und Obergrenzen der jeweiligen Parameter zwischen denen die Werte gezogen wurden.

Aus den in Tabelle 3.5-1 aufgeführten Parameterspannweiten wurden über ein Latin-Hypercube-Sampling-Verfahren 5000 Parameterkombinationen ermittelt. Mit den Parametersätzen wurden entsprechend 5000 Modellrealisationen durchgeführt.

Tabelle 3.5-1: variierte SWAT Parameter für die Monte-Carlo Simulation des Ic-Einzugsgebiets

<i>SWAT Modell Parameter [Einheiten]</i>	<i>Untere Grenze</i>	<i>Obere Grenze</i>
Verzögerungsfaktor Oberflächenabfluss (SURLAG) [d]	1	10
Manning's Faktor für das Gerinne (CH_N) [-]	0.01	0.3
Auslaufkoeffizient des Grundwassers (ALPHA_BF) [d ⁻¹]	0.01	1
Verzögerungsfaktor Grundwasserneubildung (GW_DELAY) [d]	1	25
Koeffizient Evaporation aus dem Grundwasser (GW_REVAP) [-]	0.02	0.2
Verzögerungsfaktor lateraler Abfluss (LAT_TIME) [d]	1	8
Lagerungsdichte (SOL_BD) [g/cm ³]	1	1.4
Nutzbare Feldkapazität (SOL_AWC) [mm/mm]	0.1	0.5
Gesättigte Leitfähigkeit (SOL_K) [mm/h]	10	300
Curve Number – Wald [-]	40	60
Curve Number – Grünland [-]	40	60
Curve Number – Stadt [-]	65	90
Faktor zur Humus Mineralisierung (CMN) [-]	0.0001	0.001
Parameter zur Stickstoffaufnahme (N_UPDIS) [-]	10	30
Koeffizient zur Stickstoffauswaschung (NPERCO) [-]	0.01	1
Koeffizient zum Abbau von organ. Substanz (RSDCO) [-]	0.01	0.1
Koeffizient zur Denitrifikation (CDN) [-]	0	3.0
Schwellenwert für Denitrifikation (SDNCO) [-]	0.5	1.10
Faktor zu Drainierungsgeschwindigkeit im Boden (tdrain) [h]	1	36
Verzögerungsfaktor zum Drainageabfluss (gdrain) [h]	1	20

Für jede Modellrealisation wurden die Werte für d (Index of Agreement, vergl. Kap. 2.5) hinsichtlich der berechneten Abflüsse und Nitratfrachten für jeden Pegel im Einzugsgebiet der Ic (siehe Abschn. 3.2.1) ermittelt. Aufgrund der geringen Anzahl von gemessenen Werten und dem Ziel, ein Modell zu erhalten, welches akzeptable Ergebnisse für alle Teilräume liefert, musste eine Zielfunktion für die GLUE-Analyse gewählt werden, mit der die Modelleffizienz im gesamten Einzugsgebiet eingeschätzt werden kann. Als Zielfunktion wurde deswegen angenommen:

$$ZF = \text{Mittelwert}(\overline{dQ}; \overline{dF})$$

mit: \overline{dQ} ... mittlerer Index of Agreement für simulierte Durchflüsse für alle Stationen

\overline{dF} ... mittlerer Index of Agreement für simulierte Nitratfrachten für alle Stationen

Entsprechend dem GLUE-Verfahren wird zu Beginn ein Schwellenwert für die Zielfunktion definiert, oberhalb dessen die Simulationsläufe als akzeptabel gelten und in die Unsicherheitsanalyse mit einbezogen werden. Modellläufe mit Werten für die Zielfunktion unterhalb des Schwellenwertes werden verworfen und nicht weiter betrachtet. Als Schwellenwert für die Zielfunktion wurde $ZF > 0,6$ angenommen. Alle Parametersätze, die einen Wert für die Zielfunktion oberhalb des Schwellenwertes haben, wurden für die Szenarienanalyse zu einem sogenannten Single Model Ensemble zusammengezogen.

Wetter-Einzugsgebiet

In Tabelle 3.5-2 sind die Parameter mit den jeweiligen Spannweiten aufgeführt, die für die Monte-Carlo Simulation variiert wurden. Alle Parameter wurden innerhalb der in der Tabelle aufgeführten Grenzwerte variiert. Dabei wurde eine Gleichverteilung der Parameter innerhalb der Spannweiten angenommen. Für die Parameter Nutzbare Feldkapazität (SOL_AWC) und Gesättigte Leitfähigkeit für Bodenhorizonte mit weniger als 50% Grobbodenanteil wurden die Werte innerhalb der Spannweite von plus bzw. minus 15% des jeweiligen Ausgangswerts variiert.

Tabelle 3.5-2: variierte SWAT Parameter für die Monte-Carlo Simulation des Wetter-Einzugsgebiets; *¹ in Prozent vom Ausgangswert; *²KSAT I entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit weniger als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil, KSAT II entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit mehr als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil

SWAT-Modell Parameter [Einheiten]	Untere Grenze	Obere Grenze
Verzögerungsfaktor Oberflächenabfluss (SURLAG) [d]	1	10
Manning's Faktor für das Gerinne (CH_N) [-]	0.01	0.3
Hydraulische Leitfähigkeit der Gerinnesohle (CH_K)[mm/h]	0	25
Auslaufkoeffizient des Grundwassers (ALPHA_BF) [d ⁻¹]	0.01	1
Verzögerungsfaktor Grundwasserneubildung (GW_DELAY) [d]	1	25
Koeffizient Evaporation aus dem Grundwasser (GW_REVAP) [-]	0.02	0.2
Schwellenwert für Basisabfluss [mm]	0	100
Nutzbare Feldkapazität (SOL_AWC) [mm/mm]	-15 * ¹	15 * ¹
* ² Gesättigte Leitfähigkeit I (SOL_K) [mm/h]	-15 * ¹	15 * ¹
* ² Gesättigte Leitfähigkeit II (SOL_K) [mm/h]	10	150
Faktor zur Humus Mineralisierung (CMN) [-]	0.0001	0.001
Parameter zur Stickstoffaufnahme (N_UPDIS) [-]	10	30
Koeffizient zur Stickstoffauswaschung (NPERCO) [-]	0.01	1
Koeffizient zum Abbau von organ. Substanz (RSDCO) [-]	0.01	0.1
Koeffizient zur Denitrifikation (CDN) [-]	0	3.0
Schwellenwert für Denitrifikation (SDNCO) [-]	0.5	1.10

Die Ermittlung der Parameterkombinationen für die Monte-Carlo-Simulation erfolgt vergleichbar zum Ic-Einzugsgebiet mit Latin-Hypercube-Sampling Verfahren. Anschließend wurde jeweils eine Monte-Carlo-Simulation für drei Varianten des SWAT-Modells durchgeführt (vergl. auch Tab. 3.5-3). Für die Variante I wurden für das gesamte Einzugsgebiet einheitliche Werte für Parameter zur Abbildung der Grundwasserprozesse und den Eigenschaften der Fließgerinne angenommen. In Variante II hingegen wurde das Einzugsgebiet in Bezug auf die Grundwasser- und Fließgerinneparameter in fünf Teilräume unterteilt (siehe Abbildung 3.5-1a). Jeder Teilraum entspricht dabei dem Einzugsgebiet oberhalb eines Messpegels. In der dritten Variante wurde hinsichtlich der Grundwasserparameter die gleiche Herangehensweise gewählt wie für Variante II. Jedoch sind zusätzliche Annahmen im Modell umgesetzt worden. Zum einen wurde in den in Mittelgebirgslagen gelegenen Teileinzugsgebieten eine wasserundurchlässige Schicht bei

einer Tiefe von 1,5 m unter Geländeoberkante eingeführt. Diese Schicht entspricht der Grenze Lockergestein / Festgestein in diesen Regionen. Durch diese Annahme sollen die in dieser Region vorherrschenden Abflussbildungsprozesse besser repräsentiert werden (verstärkter lateraler Abfluss).

Tabelle 3.5-3: Überblick über die SWAT-Varianten der Monte-Carlo-Simulation

<i>Variante</i>	<i>Annahmen</i>	<i>Anzahl der variierten Parameter</i>	<i>Anzahl der Modellrealisationen</i>
Variante I	Einheitliche Grundwasser- und Gerinneparameter für das UG	16	2500
Variante II	Verteilte Grundwasser- und Gerinneparameter, entsprechend den hydrologischen Teilräumen (Abb. 3.5-1a)	40	5000
Variante III	Wie Variante II jedoch mit undurchlässiger Schicht in Mittelgebirgsregionen bei 1,5m Tiefe und zusätzlicher Lössschicht (4m) in Flachland (vergl. Abb. 3.5-1b)	40	5000

Diese Annahme ist vergleichbar mit Annahmen von Eckhardt et al. (2002) für die Modellierung des Dilleinzugsgebiets. Weiterhin wurde bei Teileinzugsgebieten bei Böden im Niederungsbereich (vgl. Abb. 3.5-1b), deren Tiefe bis 2m reicht, ein zusätzlicher Horizont angefügt, dessen Mächtigkeit 4 m beträgt. Diese ausgewählten Teileinzugsgebiete liegen in Bereichen, in denen die Lössmächtigkeit bis zu 15 m betragen kann (vergl. Kap 3.4.2). Durch den zusätzlichen Horizont wird die längere Versickerung und Wasserspeicherung in diesem Gebiet besser repräsentiert.

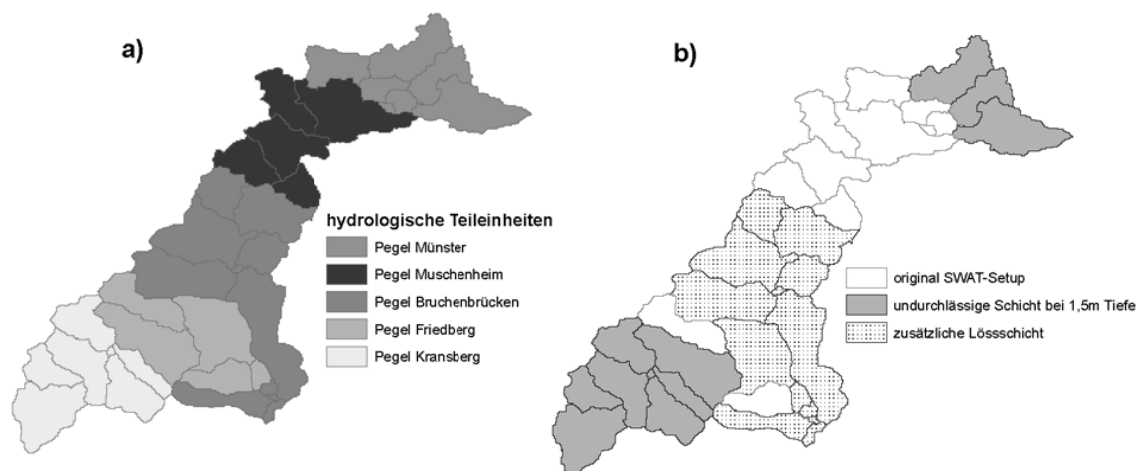


Abb. 3.5-1: Karte der hydrologischen Teilräume im Wettereinzugsgebiet für die SWAT-Varianten zwei und drei (a); Karte der in SWAT-Variante drei umgesetzten Annahmen bezogen auf die Geologie des Einzugsgebiet (b)

Für Variante I wurden 16 Parameter variiert und deshalb 2500 Parameterkombinationen ermittelt. Für die Varianten II und III wurden mehr Parameter ($N=40$) verändert als bei Variante I. Dadurch sind mehr Kombinationen in den Modellvariablen möglich. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wurden für diese beiden Varianten 5000 Parameterkombinationen über das Latin-Hypercube-Sampling ermittelt. Für jede SWAT-Variante wurden der Anzahl der jeweiligen Parameterkombinationen entsprechend 2500 bzw. 5000 Modellrealisationen erstellt.

Für jede Modellrealisation der einzelnen Varianten wurden dann die Gütemaße NSE, NSE-log, d_Q und $PBIAS_Q$ für die simulierten Abflüsse und d_N , sowie $PBIAS_N$ für die simulierten Nitratfrachten berechnet. Anschließend wurde für jedes Gütekriterium (Abfluss und Frachten) der Mittelwert über alle Messstationen berechnet. Der Mittelwert aller Pegel des jeweiligen Gütemaßes diente dann als Zielfunktion (ZF) einer GLUE-Analyse.

Als Schwellenwert für die Unterscheidung in akzeptable und nichtakzeptable Läufe wurde dabei 70% des Maximalwertes der ZF für berechnete Durchflüsse und 60% des Maximalwertes der ZF für simulierte Frachten angenommen. Anschließend wurden die Parameterkombinationen identifiziert, die bei allen GLUE-Analysen als akzeptable Parametersätze ausgewählt wurden. Das heißt, diese Parametersätze sind Elemente in allen GLUE-Ensembles der jeweiligen Gütemaße für die simulierten Abflüsse und Nitratfrachten. Für die erweiterten GLUE-Ensembles wurden dann der P-Faktor und R-Faktor (Abbaspour et al., 2007) für jede Messstelle berechnet. Der P-Faktor ist die Anzahl der Messwerte, die von dem Unsicherheitsband der Simulationen eingeschlossen werden. Der R-Faktor beschreibt die relative Breite des Unsicherheitsbereiches bezogen auf die Standardabweichung der Messwerte.

Für die Szenarienanalyse wurde das erweiterte GLUE-Ensemble ausgewählt, das die geringsten Unsicherheiten und die größte Modellgüte hinsichtlich der simulierten Abflüsse und Nitratfrachten aufweist.

3.7 Szenarienbildung

Ic-Einzugsgebiet

Für das Ic-Einzugsgebiet wurden 6 einfache Szenarien entwickelt, in denen Maßnahmen zur Reduktion des Nitrataustrages in den Vorfluter getestet werden sollen. Dabei handelt es sich jeweils um drei Szenarien zur Reduktion des Stickstoffeintrags über Düngemittel und drei Szenarien zur Reduktion der Nitratfracht im Gewässer durch Feuchtgebiete (bzw. künstliche Feuchtgebiete). In Tab. 3.5-4 sind die Szenarien nochmals dargestellt. Bei den Düngemittelreduktionsszenarien wurde einmal die N-Zufuhr auf den agrarisch genutzten Flächen in ausgewählten Teileinzugsgebieten (Hot Spots) um 25 und 50% reduziert. Als

drittes Szenario wurde die N-Zufuhr auf allen agrarisch genutzten Gebieten im gesamten Einzugsgebiet vermindert.

Tabelle 3.5-4: Übersicht über die verwendeten Szenarien im Ic-Einzugsgebiet

Szenario	Maßnahmen
Baseline	Gegenwärtige Bewirtschaftung
Szenario 1	25 % Reduktion der Düngermenge auf ausgewählten TEZ
Szenario 2	50 % Reduktion der Düngermenge auf ausgewählten TEZ
Szenario 3	10 % Reduktion der Düngermenge auf allen landwirt. Flächen
Szenario 4	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 10 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet
Szenario 5	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 20 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet
Szenario 6	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 30 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet

Bei den „Wetland“-Szenarien wurden bei drei ausgewählten Teileinzugsgebieten (Hot Spots) im Modell Feuchtgebiete simuliert. Die Größe dieser Feuchtgebiete beträgt in den TEZ jeweils 1% der agrarisch genutzten Fläche. Die Höhe des Wasserspiegels soll nicht höher als 1 m sein. In den Szenarien wurde bei den drei TEZ jeweils die Einzugsgebietsfläche der Feuchtgebiete auf 10, 20 und 30% der TEZ-Fläche gesetzt.

Wetter-Einzugsgebiet

Im Rahmen des Sonderforschungsbereich 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ der Justus-Liebig-Universität Gießen ist das Modell SWAT Bestandteil des Modellverbunds ITE²M, mit dem die Bewertung einer Landschaft unter ökonomischen, sozialen und ökologischen Gesichtspunkten möglich ist. Innerhalb dieses Modellverbundes wurde für das Einzugsgebiet der südlichen Wetter (vergl. Abb. 3.5-2) ein normatives Szenario (Santelmann et al. 2004) für eine Referenzlandschaft aufgestellt, die eine hohe Multifunktionalität aufweist (Waldhardt et al., eingereicht). Dem normativen Szenario wurde ein Basisszenario gegenübergestellt, welches der aktuellen Landnutzung entspricht. Anschließend wurden beide Szenarien mit dem Modellverbund ITE²M bewertet und die Ergebnisse miteinander verglichen, um Unterschiede zwischen der aktuellen Landnutzung und der Referenzlandschaft aufzuzeigen.

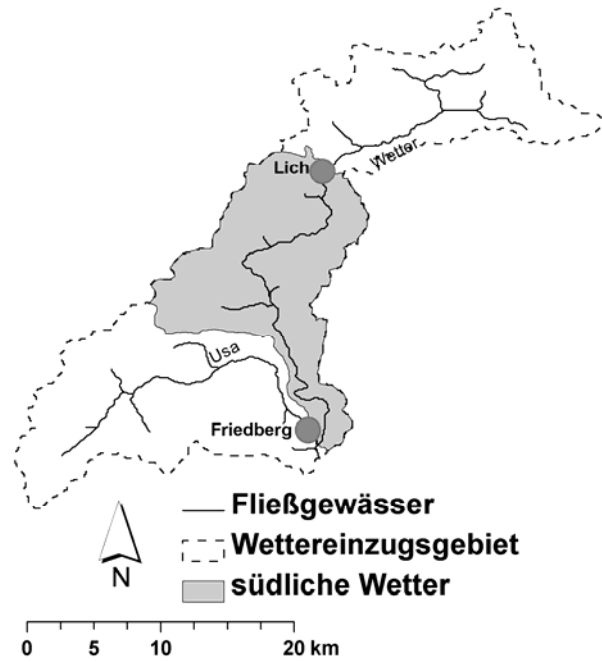


Abb. 3.5-2: Übersicht über das südliche Wettereinzugsgebiet

In Abbildung 3.5-3 ist die aktuelle Landnutzung der Landnutzung des normativen Multifunktionalitätsszenarios gegenübergestellt. Durch die Einführung von Ackerrandstreifen, Blühflächen und Gewässerrandstreifen ist die Landnutzung im Untersuchungsgebiet im Vergleich zur aktuellen Landnutzung deutlich heterogener geworden.

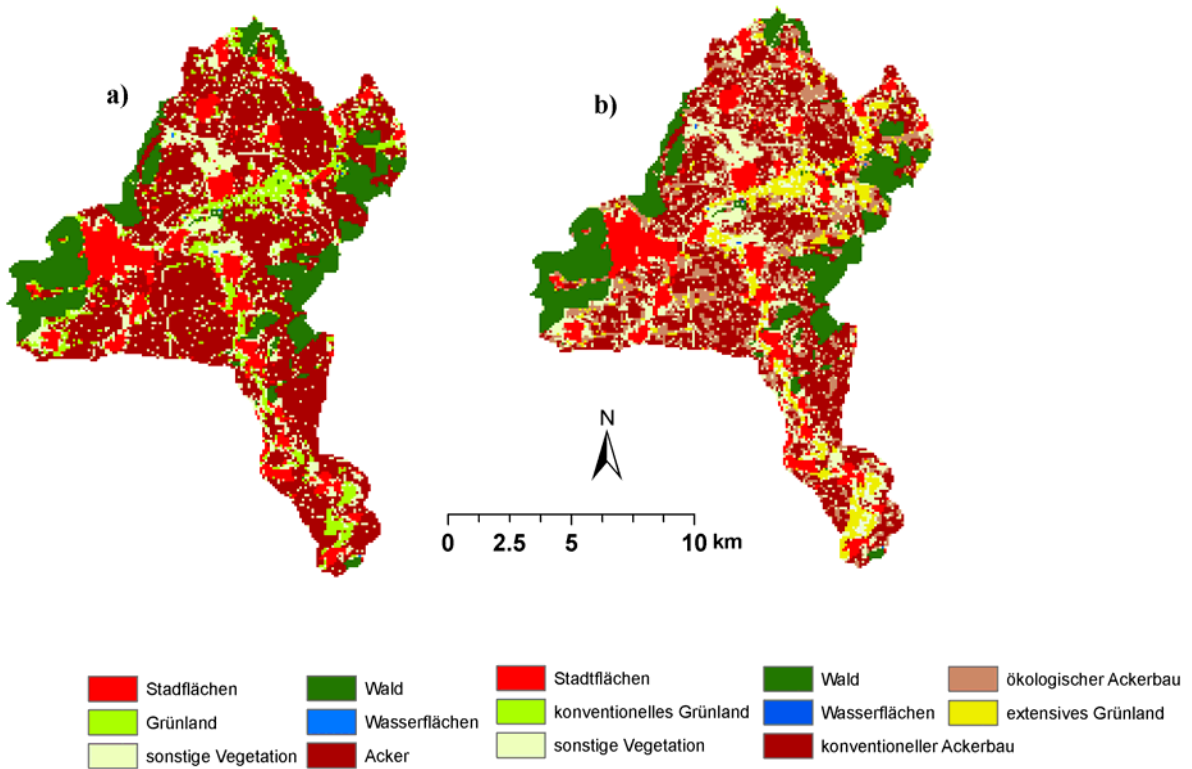


Abb. 3.5-3: Landnutzung für das südliche Wettereinzugsgebiet im Basisszenario (a) und im Multifunktionalitätsszenario (b)

Eine weitere Konvention im Multifunktionalitätsszenario war die Maßgabe, dass 20% der Ackerfläche als ökologischer Landbau betrieben wird. Die Flächen des ökologischen Landbaus sind für das Szenario zufällig im Einzugsgebiet verteilt worden (Waldhardt et al., eingereicht). Desweiteren wurde im Multifunktionalitätsszenario sowohl für den konventionellen als auch den ökologischen Ackerbau eine nichtwendende Bodenbearbeitung angenommen.

Im Basisszenario wurden über fünf verschiedene Fruchtfolgen (konventioneller Ackerbau) durchschnittlich $213 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowohl als mineralischer als auch als Wirtschaftsdünger ausgebracht. Die Fruchtfolgen des konventionellen Ackerbaus im Multifunktionalitätsszenario erhielten Düngemittelgaben (mineralisch und Wirtschaftsdünger) von durchschnittlich $220 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auf den Flächen des ökologischen Landbaus wurden durchschnittlich $75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ausschließlich über Wirtschaftsdünger ausgebracht.

4 Ergebnisse Ic

4.1 Ergebnisse Monte-Carlo Simulation

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation dargestellt. In den Tabellen 4.1-1 und 4.1-2 sind jeweils ausgewählte statistische Kennwerte (Minimum, Maximum, Mittelwert, Variationskoeffizient) des Index of Agreement (d_Q , d_N) (vgl. Gl. 2 in Abschnitt 2.5) für den Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Durchflüssen bzw. simulierten und gemessenen Nitratfrachten aller 5000 Simulationsläufe für alle Messstationen dargestellt. Da für alle Messstationen im Einzugsgebiet nur punktuelle einmonatliche Messungen vorlagen (vgl. Abschnitt 3.2.1), wurde der Index of Agreement nur für die Tage berechnet, an denen ein gemessener Wert vorlag.

Tab. 4.1-1: Kennwerte für Index of Agreement (d_Q) aus der Monte-Carlo-Simulation für die gemessenen Stationen im Hinblick auf simulierten Abfluss

	<i>I6</i>	<i>I2</i>	<i>I4</i>	<i>R2</i>	<i>C2</i>	<i>L1</i>	<i>VS1</i>	<i>Mittelwert</i>
Minimum	0,44	0,41	0,44	0,44	0,43	0,42	0,42	0,43
Maximum	0,80	0,76	0,81	0,80	0,79	0,82	0,75	0,77
Mittelwert	0,58	0,55	0,58	0,60	0,58	0,54	0,50	0,56
Variationskoeffizient	0,13	0,11	0,13	0,12	0,13	0,16	0,12	0,13

Wie aus Tab. 4.1-1 hervorgeht, weisen die einzelnen Messstationen ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Güte der Simulationsläufe auf. Lediglich die Punkte I2 und VS1 zeigen etwas geringere Gütemaße. Den geringsten Wert für d_Q weist I2 auf, den größten L1. Der mittlere Minimalwert für alle Stationen liegt bei 0,43, der mittlere Maximalwert bei 0,77. Die Mittelwerte aller Stationen haben einen Durchschnittswert von 0,56. Bis auf die Stationen L1 und I2 zeigen alle anderen Messstationen einen Variationskoeffizienten zwischen 0,12 und 0,14. Bei I2 ist dieser geringer (0,11) und bei L1 mit 0,16 größer. Der mittlere Variationskoeffizient liegt bei 0,13.

Tab. 4.1-2: Kennwerte für den Index of Agreement (d_N) aus der Monte-Carlo-Simulation für die gemessenen Stationen im Hinblick auf simulierte Nitrat-Frachten

	<i>I6</i>	<i>I2</i>	<i>I4</i>	<i>R2</i>	<i>C2</i>	<i>L1</i>	<i>VS1</i>	<i>Mittelwert</i>
Min	0,12	0,05	0,12	0,04	0,07	0,04	0,07	0,09
Max	0,86	0,63	0,85	0,80	0,84	0,87	0,82	0,80
Mittelwert	0,46	0,38	0,44	0,45	0,45	0,43	0,44	0,43
Variationskoeffizient	0,21	0,19	0,2	0,16	0,18	0,22	0,13	0,15

Die Gütemaße der simulierten Nitrat-Frachten verhalten sich ähnlich wie die der modellierten Abflüsse (vgl. Tab. 4.1-2). Jedoch sind hier die Spannen zwischen den Minimal- und Maximalwerten größer. Die geringsten Minimumwerte für d wurden bei R2 und L1 ($d_N = 0,04$) festgestellt, der höchste Maximalwert war bei L1 ($d_N = 0,87$) zu verzeichnen. Damit weist die Station L1 die weiteste Wertespanne und demzufolge den höchsten

Variationskoeffizienten aller Stationen auf. Der mittlere Minimalwert für alle Stationen liegt bei 0,09, der mittlere Maximalwert bei 0,80. Der durchschnittliche Index of Agreement liegt im Mittel für alle Pegel bei 0,43. Die Variationskoeffizienten für die Nitratfrachten sind höher als bei den Durchflüssen und weisen auch eine höhere Variabilität zwischen den Stationen auf (Tab. 4.1-1 u. Tab. 4.1-2).

4.2 Ergebnisse GLUE-Analyse

Um Aussagen über die Unsicherheiten der Simulationsergebnisse treffen zu können, wurde das Verfahren der Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) nach Beven et al. (1992) angewendet (vergl. Kap. 2.5 GLUE-Methodik). Mit Hilfe dieser Methode sollten aus den 5000 durchgeführten Simulationsläufen diejenigen Läufe identifiziert werden, die hinsichtlich der Zielfunktion als akzeptabel angesehen werden können. Diese Läufe werden im weiteren Verlauf zu einem GLUE-Ensemble für die Szenarienanalyse zusammengefasst. In diesem Fall wurde als Zielfunktion der Mittelwert aus dem durchschnittlichen Index of Agreement (d_Q) für die simulierten Abflüsse über alle Pegel und dem durchschnittlichen Index of Agreement (d_N) für die simulierten Nitrat-N-Frachten über alle Pegel gebildet. Als Schwellenwert für diese Zielfunktion wurde 0,6 angenommen (vergl. Kap. 3.5, Ic-Einzugsgebiet). Dies hatte zur Folge, dass mit 13 akzeptierten Modellläufen nur ein sehr kleiner Teil der insgesamt 5000 Simulationen in die Unsicherheitsanalyse mit einbezogen wurde.

In Abb. 4.2-1 sind die Werte für d_Q in Hinblick auf simulierte Durchflüsse als Boxplots für alle Messstationen und dem Mittelwert über alle Pegel dargestellt.

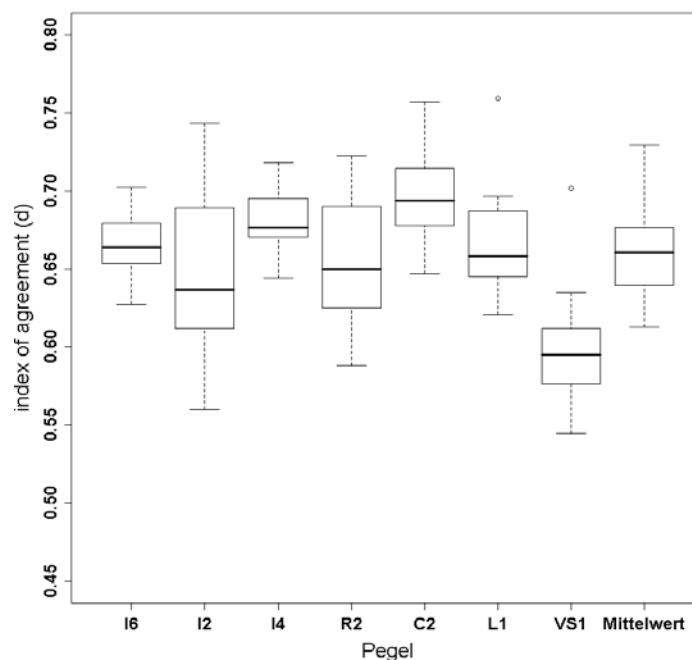


Abb. 4.2-1: Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für d_Q

In Abbildung 4.2-1 ist zu sehen, dass sich die Werte für d_Q im Hinblick auf die simulierten Abflüsse für alle Pegel ähnlich verhalten. Lediglich für den Pegel VS1 sind deutlich niedrigere Werte zu verzeichnen. Die Messstelle I2 weist die größte Spannweite und somit die größte Variation auf. In Tab. A3 im Anhang sind für alle Pegel ausgewählte statistische Kennwerte der für die GLUE-Analyse ausgewählten Simulationen dargestellt.

Abbildung 4.2-2 zeigt die Werte für d_N in Hinblick auf simulierte N-Frachten als Boxplots für alle Messstationen und dem Mittelwert über alle Pegel. Im Vergleich zu den simulierten Abflüssen weisen die simulierten Frachten stärkere Spannweiten bzw. Schwankungsbreiten innerhalb des Simulationsensembles auf (Abb. 4.2-1). Die stärksten Schwankungen sind hierbei bei dem Pegel L1 zu finden. Der Pegel I2 weist die niedrigsten Werte für d_N innerhalb des Ensembles auf, aber auch die geringste Schwankungsbreite. Ein hohes Gütemaß für einen Pegel bezüglich des Abflusses bedeutet demnach nicht zwangsläufig ein hohes Gütemaß für die simulierten Frachten bzw. eine gute Modelperformance an anderen Pegeln.

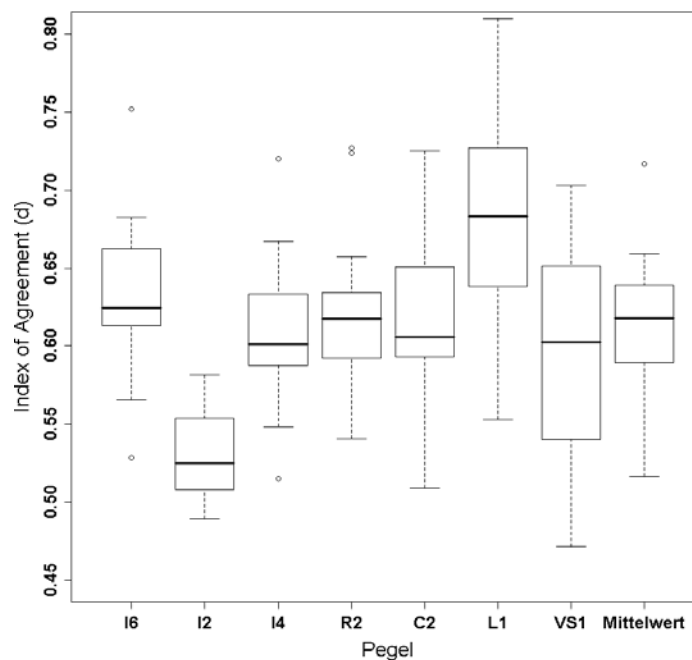


Abb. 4.2-2: Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Nitrat-N-Frachten für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für d_N

Hinsichtlich der Zielfunktion der GLUE-Analyse verhalten sich die meisten Pegel ähnlich. Dies ist in Abb. 4.2-3 zu sehen. Hier sind die Werte für die Zielfunktion für alle Messstationen und den Mittelwert über alle Pegel abgebildet. Lediglich die Messstellen I2 und VS1 weisen niedrigere Werte und größere Schwankungsbreiten auf. Dies ist dadurch zu erklären, dass die Gütemaße für VS1 bei den Durchflüssen und für I2 bei den Nitratfrachten deutlich geringer sind als bei den anderen Pegeln und dadurch den Durchschnittswert reduzieren. Das relativ homogene Verhalten der restlichen Pegel deutet darauf hin, dass die Modelleffizienz dort in etwa die gleiche Qualität hat.

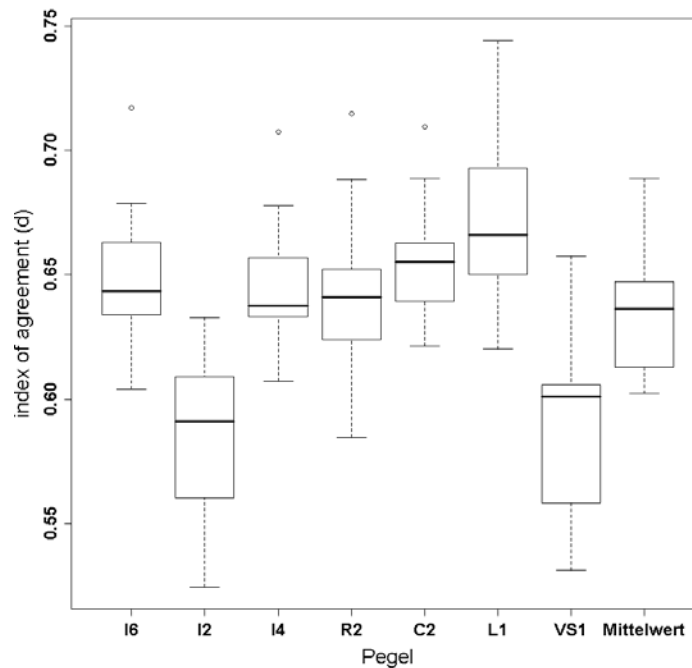


Abb. 4.2-3: Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel für die Zielfunktion

Bei dem Vergleich des Datenkollektivs der gesamten Monte-Carlo Simulation (Tab. 4.1-1 und 4.1-2) mit dem Datenkollektiv für die GLUE-Analyse (Abb. 4.1-2) zeigen sich bei den einzelnen Pegeln deutliche Unterschiede. Beispielsweise ergibt sich für den Pegel I6 in der MC-Simulation eine Spannweite der Gütemaße von 0,44 – 0,88 bei einem Mittelwert von 0,58. In der GLUE- Analyse war die Spannweite dagegen deutlich geringer (0,63 – 0,71) und das mittlere Gütemaß höher (0,66). Dies ist auf die Auswahl der Zielfunktion oberhalb des Schwellenwertes 0,6 zurückzuführen.

In den Abbildungen 4.2-4 und 4.2-5 sind die gemessenen und simulierten Abflüsse bzw. Nitrat-N-Frachten für den Zeitraum 2004 - 2005 beispielhaft für den Pegel I6 dargestellt. Die Simulationsergebnisse für den gesamten Zeitraum und für alle Messstellen finden sich in den Abb. A2 und A3 im Anhang. In Abb. 4.2-4 wird der in der GLUE-Analyse ermittelte 95 % Unsicherheitsbereich durch die graue Fläche repräsentiert. Die Einzelmessungen werden durch die schwarzen Punkte dargestellt. Es fällt auf, dass der Unsicherheitsbereich bei verschiedenen simulierten Abflussverhältnissen deutlich unterschiedliche Breiten aufweist. Zu Niedrigwasserzeiten ist der Unsicherheitsbereich sehr schmal, dass heißt alle Simulationsläufe innerhalb des GLUE-Ensembles berechnen ähnliche Abflusswerte für diesen Zeitraum. In den Rezessionsphasen nach Niederschlagsereignissen ist der Unsicherheitsbereich breiter (besonders nach starken Niederschlagsereignissen) und damit weisen die berechneten Werte innerhalb des GLUE-Ensembles eine größere Variation auf. Dies deutet auf eine größere Unsicherheit der Simulation während diesen Abflussverhältnissen hin.

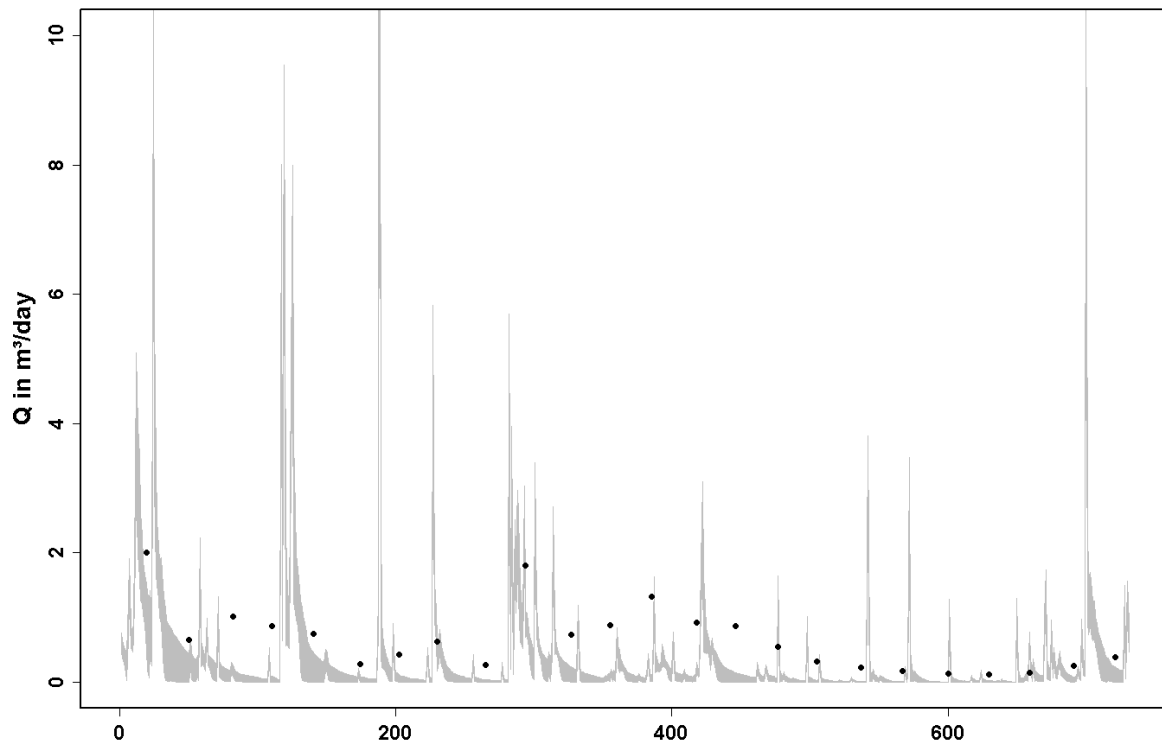


Abb. 4.2-4: Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2002-2006 für den Pegel I6; die gemessenen Abflüsse sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Abflüsse wird durch die graue Fläche dargestellt

Weiterhin fällt bei der Betrachtung der Abbildung auf, dass nur wenige gemessene Punkte vom Unsicherheitsintervall der simulierten Abflüsse eingeschlossen werden. In Tab. 4.2-1 sind die P- und R-Faktoren für die simulierten Abflüsse und Nitratfrachten für alle Messstellen zusammengefasst. Für den Pegel I6 wurde bei den simulierten Abflüssen ein P-Faktor von 0,08 ermittelt. Das bedeutet, dass lediglich 8 % der gemessenen Punkte vom 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Abflüsse umschlossen werden.

Tab. 4.2-1: Werte für die P- und R-Faktoren für die Abflüsse und Nitratfrachten in der GLUE-Analyse

Pegel	<i>Durchflüsse</i>		<i>Nitrat-N-Frachten</i>	
	P-Faktor	R-Faktor	P-Faktor	R-Faktor
I6	0,08	0,44	0,13	0,50
I2	0,08	0,48	0,15	0,75
I4	0,07	0,47	0,12	0,56
R2	0,13	0,43	0,13	0,57
C2	0,07	0,42	0,15	0,49
L1	0,15	0,36	0,13	0,45
VS1	0,05	0,33	0,08	0,27
Mittelwert	0,09	0,41	0,13	0,51

Allerdings wird aus der Abb. 4.2-4 deutlich, dass in den meisten dieser Fälle die simulierte Reaktion nicht groß genug ist, bzw. der simulierte Peak zeitlich versetzt ist. Alle anderen Messstellen weisen ähnliche Ergebnisse für den P-Faktor auf. Die Modelleffizienz liegt demzufolge für alle Messstellen auf ähnlichem Niveau. Die Werte für den R-Faktor für die simulierten Abflüsse an den Pegeln liegen zwischen 0,33 und 0,47 und haben als Durchschnitt für alle Pegel einen Wert von 0,41. Der R-Faktor ist das Verhältnis zwischen der mittleren Breite des Unsicherheitsbereichs und der Standardabweichung der gemessenen Werte. Dabei zeigt $R < 1$ an, dass die mittlere Breite des Unsicherheitsbereiches kleiner ist als die Standardabweichung der gemessenen Werte; bei $R > 1$ ist die Breite größer als die Standardabweichung der gemessenen Werte. Demnach wurden für alle Pegel geringere simulierte Unsicherheitsbereiche als Standardabweichungen der Messwerte berechnet.

In Abbildung 4.2-5 ist zu sehen, dass der 95 % - Unsicherheitsbereich der modellierten N-Frachten für den gesamten Zeitraum recht schmal ist. Das deutet auf eine geringe Variabilität innerhalb des GLUE-Ensembles hin, was wiederum für eine geringe Modellunsicherheit spricht. Weiterhin ist ersichtlich, dass die Peaks in den Nitratfrachten den Peaks der simulierten Abflüsse folgen. Auffällig ist weiterhin, dass in Niedrigwasserperioden die Frachten sehr gering sind. Analog zum Abfluss ist auch bei den Nitratfrachten zu verzeichnen, dass nur eine geringe Zahl der gemessenen Punkte im simulierten Unsicherheitsbereich liegt.

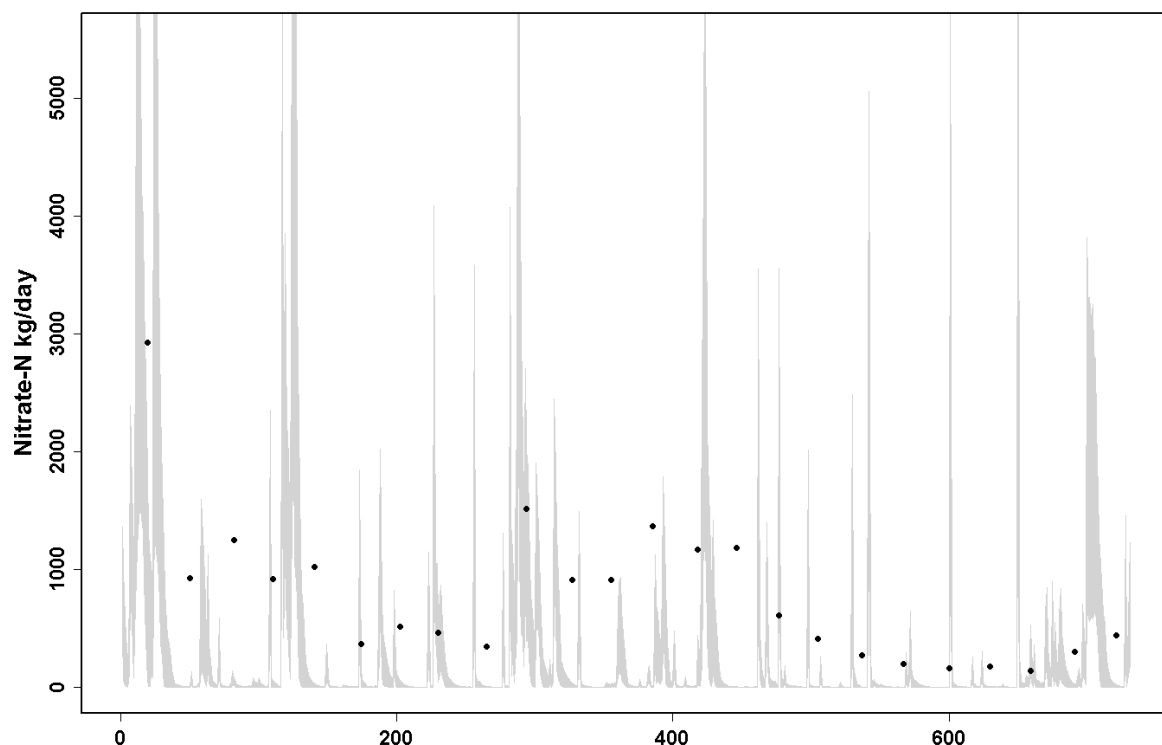


Abb. 4.2-5: Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2002-2006 für den Pegel I6; die gemessenen Frachten sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Frachten wird durch die graue Fläche dargestellt

Für den Pegel I6 wurde ein Wert für den P-Faktor von 0,13 ermittelt (vgl. Tab. 4.2-1), das heißt, lediglich 13 % der gemessenen Werte liegen im Unsicherheitsintervall. Wie bei den simulierten Abflüssen ist auch hier teilweise eine zeitliche Versetzung zwischen simulierten und beobachteten Frachten zu sehen. Die Werte für die P-Faktoren der Nitratfrachten liegen an allen Pegeln höher als für die Durchflüsse, sind aber als gering zu bezeichnen. Die Werte für die R-Faktoren sind an allen Pegeln ähnlich wie bei den simulierten Abflüssen und deutlich unter 1 (vgl. Tab. 4.2-1). Dies bedeutet, dass auch hier die mittlere Breite des Unsicherheitsintervalls kleiner ist als die Standardabweichung der gemessenen Werte.

4.3 Diskussion der Ergebnisse aus der Monte-Carlo Simulation und der GLUE-Analyse

Die Monte-Carlo Simulation hat Werte für das Gütemaß d_Q hinsichtlich der modellierten Abflüssen zwischen 0,43 und 0,77 als Mittelwert für die verfügbaren Pegel ergeben. Der Durchschnitt aller Simulationen lag bei 0,56. Die Werte für d_N in Bezug auf die simulierten Frachten wiesen größere Spannweiten mit Werten von 0,09 bis 0,80 auf, der Durchschnitt aller Simulationen war mit 0,43 jedoch niedriger als bei den modellierten Abflüssen (vgl. Tab. 4.1-1 und 4.1-2). Der Wertebereich des Index of Agreement reicht von null bis eins. Dabei bedeutet ein Wert von eins eine vollständige Übereinstimmung zwischen beobachteten und simulierten Werten. Werte um null dagegen zeigen keinerlei Übereinstimmung an (Legates et al., 1999). Moriasi et al. (2007) haben Richtlinien zur Bewertung der Modellperformance aufgestellt und beispielsweise Werte $> 0,5$ für das Nash-Sutcliffe Kriterium (Nash u. Sutcliffe, 1970) bei Simulationen mit monatlichen Zeitschritten als befriedigend bewertet. Andere Studien mit dem Modell SWAT (Eckhardt und Arnold 2001, Fohrer et al. 2002, Rouhani et al. 2007) und Modellierungen in Tagesschritten und Nash-Sutcliffe Gütemaßen $> 0,6$ bewerten diese Simulationen zumindest als akzeptabel. Da der Index of Agreement auf ähnlicher Statistik wie das Nash-Sutcliffe Kriterium beruht (vgl. Legates et al. 1999), können die Läufe der Monte-Carlo-Simulation mit $d > 0,6$ zumindest als akzeptabel bewertet werden. Jedoch muss dabei in Betracht gezogen werden, dass es sich zwar um Simulationen in Tagesschritten handelt, jedoch als Messwerte nur einmonatliche, punktuelle Messungen zur Verfügung standen. Das bedeutet, dass pro Simulationsjahr jeweils nur 12 gemessene und simulierte Tageswerte miteinander verglichen werden können. Deswegen muss von einer großen Unsicherheit für den restlichen Simulationszeitraum ausgegangen werden. Die GLUE-Analyse zur Abschätzung und Quantifizierung der Unsicherheit ergab, dass nur 13 der insgesamt 5000 Modellrealisationen als akzeptabel eingestuft werden können. Die GLUE-Analyse zeigte weiterhin, dass im Durchschnitt an allen Pegeln lediglich 9 % der gemessenen Abflüsse (P-Wert 0,09; Tab. 4.2-1) und 13 % der gemessenen Nitratfrachten jeweils vom 95 %-Unsicherheitsintervall der simulierten Abflüsse und Nitratfrachten umschlossen werden. Laut Abbaspour et al. (2007) sollten bei Simulationen mit Messdaten von hoher Qualität wenigstens 80 % der beobachteten Werte im simulierten Unsicherheitsbereich liegen. Für Messdaten mit geringerer Qualität, beispielsweise mit vielen Ausreißern, geben Abbaspour et

al. (2007) einen Wert von mindestens 50 % an. Die Werte dieser Fallstudie lagen deutlich darunter, was auf eine hohe Unsicherheit in den Simulationen hindeutet.

Unsicherheit in der Modellierung kann zahlreiche Quellen haben. Zu nennen wären Unsicherheiten in den Modelleingangsdaten, in der Modellstruktur und Unsicherheiten in den Messdaten zur Überprüfung der Modellperformance (siehe auch Kap. 2.5). Für das vorliegende Einzugsgebiet sind als Hauptquellen die Unsicherheiten in den Modelleingangsdaten und Unsicherheiten in den Messwerten zur Modellvalidierung zu nennen. Wie in Kap. 3.4.1 bereits beschrieben, steht für das Ic-Einzugsgebiet keine räumlich hoch aufgelöste Bodenkarte zur Verfügung. Deswegen musste aus verschiedenen Quellen eine „künstliche“ Bodenkarte abgeleitet werden, um die Eingangswerte für die Modellierung zu schätzen. Für hohe Unsicherheiten aufgrund der Eingangsdaten (Bodendaten) sprechen auch die Werte der Bodenparameter der einzelnen Simulationsläufe im GLUE-Ensemble. In Tabelle 4.3-1 sind die Minimal- und Maximalwerte, sowie der Mittelwert für die SWAT-Parameter, die während der Monte-Carlo-Simulation verändert wurden, aufgeführt. Des Weiteren sind die Spannweiten abgebildet, innerhalb derer die Parameter variiert worden sind. Diese Tabelle zeigt beispielsweise für die Bodenparameter, dass innerhalb des GLUE-Ensembles Werte über die gesamte Spannweite anzutreffen sind. Bei einer geringen Parameterunsicherheit ist ein deutlich eingeschränkter Parameterraum innerhalb des GLUE-Parametersets zu erwarten.

Eine weitere Unsicherheitsquelle in den Modelleingangsdaten ist die Verteilung der Niederschlagsstationen im Einzugsgebiet. Wie in Kap. 3.4.1 beschrieben, wurde ein künstliches Niederschlagsmessnetz geschaffen, um den vorherrschenden Niederschlagsgradienten im Einzugsgebiet (siehe Kap. 3.1.1) besser abzubilden. Die Unsicherheit der Niederschläge kann in dieser Studie nicht quantifiziert werden, da dazu Simulationen mit variierenden räumlichen Niederschlagsverteilungen nötig sind. Weiterhin stellt die geringe zeitliche Auflösung der gemessenen Abflüsse und Nitratfrachten eine bedeutende Unsicherheitsquelle dar. Aufgrund dieser geringen Auflösung kann die Modellperformance nicht für alle Zeiträume und Abflussereignisse (vor allem nach Niederschlagsereignissen) bewertet werden. Aufgrund der relativ geringen Variabilität der Messwerte ist davon auszugehen, dass die Messungen überwiegend bei Niedrigwasser vorgenommen wurden. Dies hat bei der GLUE-Analyse zur Folge, dass vornehmlich diejenigen Modellläufe einbezogen werden, die gute Übereinstimmung mit den gemessenen Daten aufweisen, jedoch höhere Abflussereignisse deutlich überschätzen. Deswegen ist anzunehmen, dass die Abflussspitzen innerhalb des GLUE-Ensembles nicht korrekt wiedergegeben werden.

Tab. 4.3-1 Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die Modellparameter des GLUE-Ensembles für die Simulation des Ic-Einzugsgebietes

<i>SWAT Modell Parameter [Einheiten]</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>
Verzögerungsfaktor Oberflächenabfluss (SURLAG) [d]	1,31	7,83	3,78
Manning's Faktor für das Gerinne (CH_N) [-]	0,04	0,27	0,17
Auslaufkoeffizient des Grundwassers (ALPHA_BF) [d ⁻¹]	0,26	0,87	0,51
Verzögerungsfaktor Grundwasserneubildung (GW_DELAY) [d]	1,02	24,98	6,87
Koeffizient Evaporation aus dem Grundwasser (GW_REVAP) [-]	0,03	0,19	0,12
Verzögerungsfaktor lateraler Abfluss (LAT_TIME) [d]	1,74	9,69	5,29
Lagerungsdichte (SOL_BD) [g/cm ³]	1,03	1,57	1,35
Nutzbare Feldkapazität (SOL_AWC) [mm/mm]	0,10	0,38	0,14
Gesättigte Leitfähigkeit (SOL_K) [mm/h]	25,36	292,03	158,14
Curve Number – Wald [-]	21,49	39,20	29,57
Curve Number – Grünland [-]	20,14	37,41	27,80
Curve Number – Stadt [-]	31,40	47,11	39,69
Faktor zur Humus Mineralisierung (CMN) [-]	0,0001	0,0009	0,0005
Parameter zur Stickstoffaufnahme (N_UPDIS) [-]	10,20	29,65	22,47
Koeffizient zur Stickstoffauswaschung (NPERCO) [-]	0,19	0,96	0,58
Koeffizient zum Abbau von organ. Substanz (RSDCO) [-]	0,01	0,10	0,05
Koeffizient zur Denitrifikation (CDN) [-]	0,01	1,91	0,57
Schwellenwert für Denitrifikation (SDNCO) [-]	0,53	1,09	0,87
Faktor zu Drainierungsgeschwindigkeit im Boden (tdrain) [h]	2,75	35,17	16,55
Verzögerungsfaktor zum Drainageabfluss (gdrain) [h]	1,64	19,67	8,79

4.4 Hot-Spot-Analyse

Wie im vorherigen Abschnitt beschrieben, sind die Simulationen im Ic-Einzugsgebiet mit großen Unsicherheiten behaftet. Aus diesem Grund sind die folgenden Ergebnisse der Hot Spotanalyse und der Szenarienrechnungen mit großer Vorsicht im Hinblick auf ihre Aussagefähigkeit zu betrachten. Die Ergebnisse dienen in erster Linie zur Abschätzung von Tendenzen und Entwicklungsmöglichkeiten und stellen keine genaue Prognose des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im Einzugsgebiet dar.

In Abbildung 4.4-1a sind die mittleren NO₃-N-Frachten des GLUE-Ensembles aus den Teileinzugsgebieten, bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche, dargestellt. Diese Abbildung zeigt, dass die Teileinzugsgebiete mit den höchsten NO₃-N-Frachten überwiegend im Süden

des Untersuchungsgebietes liegen. Für die mittleren Frachten dieser TEZ wurden Werte zwischen 13 bis 16 kg ha⁻¹ a⁻¹ NO₃-N ermittelt. Die Gebiete mit den niedrigsten Frachten (6 bis 9 kg ha⁻¹ a⁻¹ NO₃-N) befinden sich im nördlichen Teil des Einzugsgebietes. Bei einem Vergleich mit der Landnutzungskarte (Abb. 3.1-3c) fällt auf, dass Teileinzugsgebiete mit durchschnittlichen Frachten kleiner als 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ NO₃-N einen höheren Anteil an urbanen Flächen bzw. Wäldern aufweisen, während bei Teileinzugsgebieten mit mittleren Frachten (größer als 10 kg ha⁻¹ a⁻¹ NO₃-N) die landwirtschaftlichen Flächen deutlich dominieren. Die durchschnittliche, mittlere Fracht aller Teileinzugsgebiete liegt bei 11 kg ha⁻¹ a⁻¹ NO₃-N.

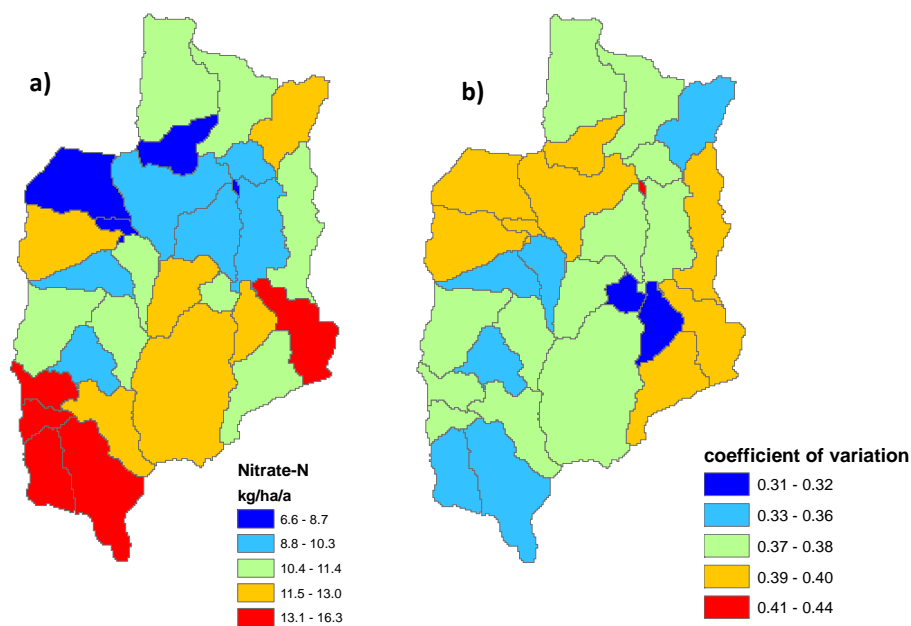


Abb. 4.4-1: Mittlere NO₃-N-Frachten des GLUE-Ensembles aus den Teileinzugsgebieten in kg ha⁻¹a⁻¹ bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche (4.4-1a); Variationskoeffizient der NO₃-N-Frachten innerhalb des GLUE-Ensembles für die Teileinzugsgebiete (4.4-1b)

Die Abbildung 4.4-1b zeigt die Variationskoeffizienten der NO₃-N-Frachten der Teileinzugsgebiete für das GLUE-Ensemble. Die Variationskoeffizienten für die Teileinzugsgebiete liegen dabei zwischen 31 und 44 %. Dies bedeutet eine erhebliche Variabilität der modellierten Frachten der Teileinzugsgebiete innerhalb des GLUE-Ensembles und weist auf eine große Unsicherheit der Simulationsergebnisse hin. Auffällig ist, dass es kein Muster der räumlichen Verteilung der Variationskoeffizienten gibt. Dies bedeutet, dass die Unsicherheiten für die gesamte Spannweite der vorhergesagten Frachten hoch sind und sich nicht auf besonders hohe oder niedrige Werte konzentrieren.

4.5 Szenarienanalyse

Ziel der Szenarienanalyse ist es, Maßnahmen zur Reduktion des Nitratreintrages in die Gewässer des Einzugsgebiets zu testen und zu bewerten. In Tab. 4.5-1 sind alle Szenarien

nochmals zusammengefasst (vergl. auch Kap. 3.7) und Abb. 4.5-1 zeigt, in welchen Gebieten die Szenarien im Modell umgesetzt wurden.

Tab. 4.5-1 Übersicht über die verwendeten Szenarien für die Simulationen im Ic-Einzugsgebiet

Szenario	Maßnahmen
Baseline	Gegenwärtige Bewirtschaftung
Szenario 1	25 % Reduktion der Düngermenge auf ausgewählten TEZ
Szenario 2	50 % Reduktion der Düngermenge auf ausgewählten TEZ
Szenario 3	10 % Reduktion der Düngermenge auf allen landwirt. Flächen
Szenario 4	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 10 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet
Szenario 5	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 20 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet
Szenario 6	drei Feuchtgebiete in ausgew. TEZ mit 30 % der TEZ-Fläche drainierend in das Feuchtgebiet

Wie aus Abb. 4.5-1 hervorgeht, wurden für die Szenarien 1 und 2 (25 und 50% Reduktion der Düngemittelmenge) Teileinzugsgebiete im Süden des Untersuchungsgebietes ausgewählt, wo teilweise die höchsten mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten zu verzeichnen waren. Zudem wurde ein gesamtes Teileinzugsgebiet eines Zuflusses der Ic ausgewählt (im Westen gelegen), um zu testen, ob konzentrierte Maßnahmen in einer Teilregion zu einer Verbesserung am Haupteinzugsgebietsauslass führen. Aus dem gleichen Grund wurde ein TEZ im Norden, kurz vor dem Einzugsgebietsauslass für eine Bewirtschaftung mit reduzierter Düngermenge (Szenarios 1 und 2) ausgewählt.

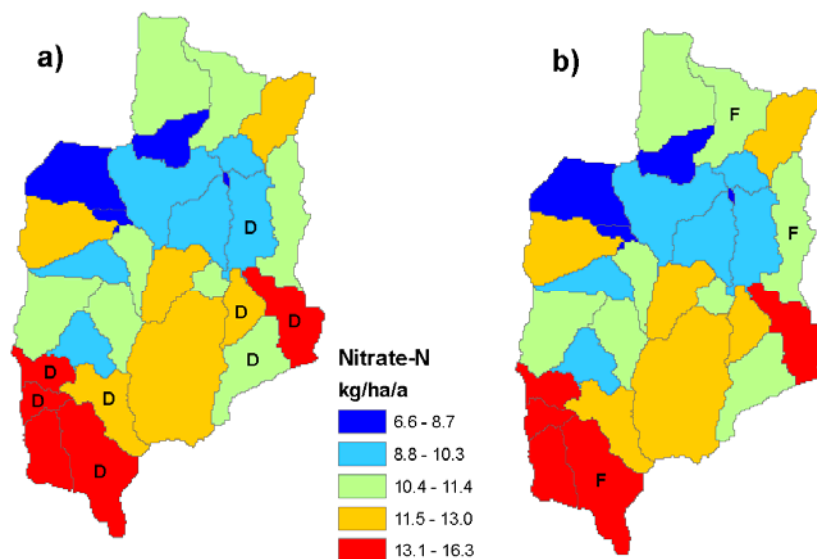


Abb. 4.5-1: Übersicht über die Umsetzung der Szenarien in den einzelnen TEZ; (Abb. 4.5-1a) TEZ, bei denen 25% bzw. 50 % der Düngemiteleinträge vermindert werden (Szenarios 1 und 2) sind durch D repräsentiert; (4.5-1b) TEZ mit simulierten Feuchtgebieten (Szenarios 4-6) sind durch F repräsentiert

Für die Simulation der Szenarien vier bis sechs wurde ein Feuchtgebiet in einem TEZ mit hohen mittleren Frachten (im Süden) verortet. Ein weiteres Feuchtgebiet wurde in einem TEZ im Osten des Untersuchungsgebietes mit hohen Anteilen an drainierten Flächen dargestellt. Das TEZ, in dem das dritte Feuchtgebiet simuliert wurde, hat eine relativ hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht und gehört zu dem Zufluss, für den die höchsten Werte der Zielfunktion in der GLUE-Analyse ermittelt wurden.

In Abb. 4.5-2 sind die Ergebnisse der Szenarien der reduzierten Düngemittelmenge (Szen. 1-3) dargestellt. Dort ist die mittlere relative Abnahme der Nitrat-N-Frachten an den Auslässen in % im Vergleich zu den Frachten des Baseline-Szenarios abgebildet.

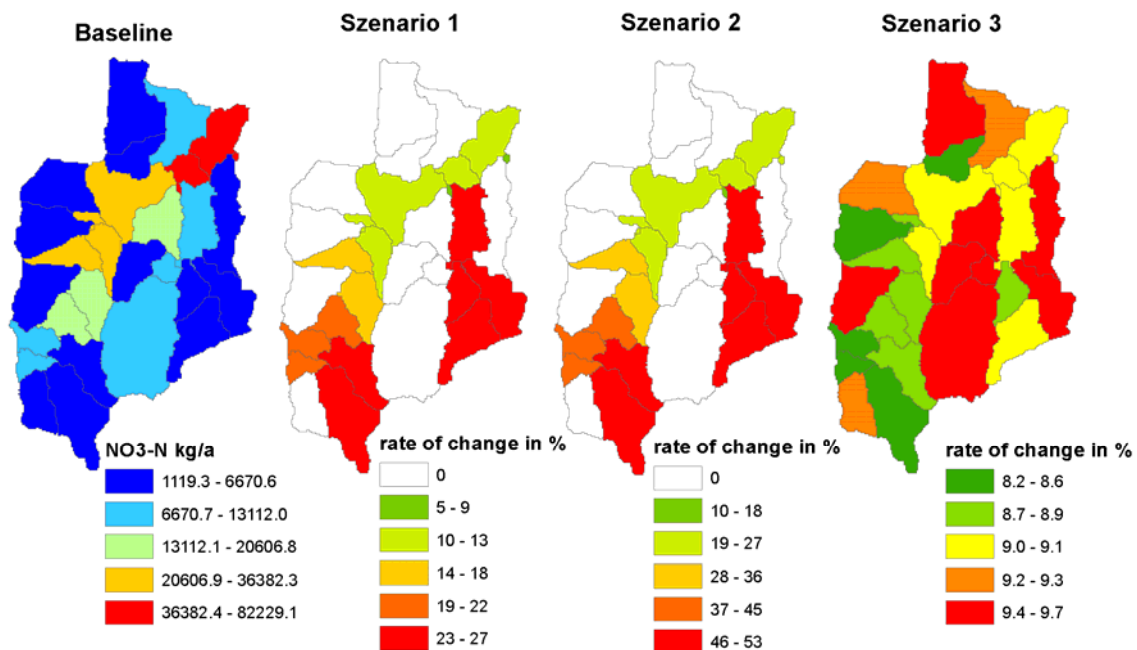


Abb. 4.5-2: Ergebnisse der Szenarienanalyse; Baseline gibt die mittleren N-Frachten in kg a^{-1} am Teileinzugsgebietsauslass an; die Ergebnisse der Szenarien sind in relativer Abnahme in % bezogen auf das Baseline-Szenario (Ist-Zustand) angegeben

In Szenario 1 betragen die höchsten mittleren Reduktionsraten 23-27 % im Vergleich zum Baselineszenario und werden in den Teileinzugsgebieten mit reduzierten Düngemittelaufträgen erzielt. Weiterhin ist zu sehen, dass sich die Reduzierung in den stromabwärts gelegenen Teileinzugsgebieten fortsetzt, aber dabei mit zunehmender Entfernung von den Flächen mit reduziertem Düngemittelaufwand abnimmt. Am Hauptauslass des Flusseinzugsgebietes ist dann eine mittlere Abnahme der Frachten um ca. 9 % zu verzeichnen. Die Teileinzugsgebiete, in denen keine Reduktion der Düngemittelmengen stattfand und die hydrologisch nicht mit den veränderten TEZ verbunden sind, weisen erwartungsgemäß keine Veränderung in den Frachten auf und sind in den Abbildungen weiß dargestellt. In Tab. A4 des Anhangs sind die Ergebnisse für alle Szenarien und für alle Einzelläufe des GLUE-Ensembles dargestellt. Aus der Tabelle A4 geht hervor, dass der mittlere Variationskoeffizient für die berechneten Veränderungen 23 % beträgt. Dies deutet

wieder auf die bereits weiter oben diskutierte hohe Unsicherheit hin. Für Szenario 2 ergibt sich ein ähnliches Bild wie für Szenario 1, jedoch sind die prognostizierten Abnahmen der Frachten höher, da die Stickstoffzufuhr durch Düngemittel stärker reduziert wurde (- 50 %). Die stärksten Abnahmen wurden wieder in den TEZ mit den geplanten Maßnahmen ermittelt und liegen zwischen 46 und 53 %. Die mittlere Abnahme am Auslass beträgt in etwa 16 %. Der mittlere Variationskoeffizient ist mit 15 % etwas kleiner als in Szenario 1. Dies könnte auf eine geringere Unsicherheit hindeuten.

Wie in Abb. 4.5-2 zu sehen ist, wurden für Szenario 3 (10 % Reduktion auf allen landwirtschaftlichen Flächen) mittlere Abnahmen von 8-10 % für alle TEZ ermittelt. Dieses relativ homogene Bild ist auf die nahezu gleichmäßige Verteilung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet zurückzuführen. Nur einzelne TEZ haben höhere Flächenanteile für Wald und Siedlungen. Die mittlere Abnahme am Hauptauslass beträgt ca. 9 % und ist vergleichbar mit Szenario 1. Auch der mittlere Variationskoeffizient liegt im gleichen Bereich. Das bedeutet, Szenario 1 und 3 sind sowohl in ihrer Auswirkung als auch in der Unsicherheit vergleichbar.

In Abb. 4.5-3 sind analog zu Abb. 4.5-2 die Ergebnisse der Szenarien 4-6 (Feuchtgebietsmodellierung) dargestellt.

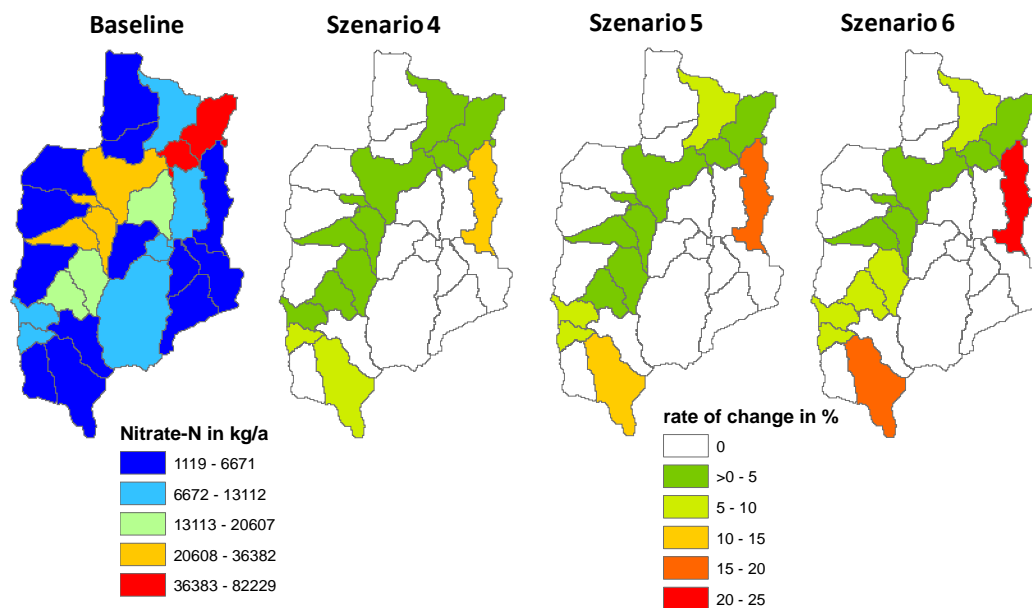


Abb. 4.5-3: Ergebnisse der Szenarienanalyse; Baseline gibt die mittleren N-Frachten in kg a^{-1} am Teileinzugsgebietsauslass an; die Ergebnisse der Szenarien sind in relativer Abnahme in % bezogen auf das Baseline-Szenario (Ist-Zustand) angegeben

Wie bereits in den Szenarien 1-3 festgestellt, sind die höchsten Abnahmen in den Teileinzugsgebieten zu verzeichnen, in denen die Maßnahmen umgesetzt wurden. Die mittleren Abnahmen reichen hier von 3-12 %. In den unterliegenden TEZ sind nur geringe Reduktionen der Frachten ermittelt worden. Am Hauptauslass beträgt die mittlere Abnahme nur ca. 1,6 %. Der mittlere Variationskoeffizient hat einen Wert von 6 % und ist im Vergleich

zu den Szenarien 1-3 sehr niedrig. Jedoch wurden Parameter, welche die Feuchtgebiete im Modell beeinflussen, während der Monte-Carlo Simulation und folglich der GLUE-Analyse konstant gehalten. Deswegen sind die variierenden Ergebnisse dieser Szenarien auf die unterschiedlich hohen Einträge in die Feuchtgebiete innerhalb des GLUE-Ensembles zurückzuführen.

In den Szenarien 5 und 6 sind ähnliche Ergebnisse wie in Szenario 4 zu verzeichnen. Jedoch ist die mittlere Abnahme der Frachten in den TEZ mit modellierten Feuchtgebieten höher (vgl. Tab A4 Anhang). Die Abnahme der mittleren Frachten am Hauptauslass beträgt 2,4 und 3 % und ist nur geringfügig höher als in Szenario 5. Auch die mittleren Variationskoeffizienten bewegen sich im gleichen Bereich mit 7 bzw. 8 %. Deswegen lässt sich schlussfolgern, dass durch die Erhöhung der Fläche, die innerhalb des Teileinzugsgebiets in ein Feuchtgebiet entwässert, auch eine erhöhte Reduktion der mittleren Nitrat-N-Fracht der betreffenden TEZ zu verzeichnen ist. Die größte Unsicherheit in diesen Szenarien stellt der vereinfachte Ansatz der Feuchtgebietsmodellierung innerhalb von SWAT dar. Feuchtgebiete werden im Modell als Wasserkörper in einem Teileinzugsgebiet dargestellt, der von einem definierten Anteil der Teileinzugsgebietsfläche gespeist wird. Der Nährstoffkreislauf dieser Wasserkörper wird über Ratenkoeffizienten abgebildet. Diese Ratenkoeffizienten bestimmen die Menge der im Feuchtgebiet zurückgehaltenen Nährstoffe. Umsatzprozesse in Feuchtgebieten, wie beispielsweise die Nitrifikation und Denitrifikation werden derzeit noch nicht berücksichtigt.

4.6 Diskussion der Szenarienergebnisse

In Tab. 4.6-1 sind die Ergebnisse der Szenarien bezogen auf den Hauptauslass des Einzugsgebietes zusammengefasst. Um die Ergebnisse der Szenarien bewerten zu können, sind folgende Fakten mit in Betracht zu ziehen: Die mittlere gemessene Nitratkonzentration für die Jahre 2001-2006 betrug $13,6 \text{ mg l}^{-1}$ und der mittlere gemessene Abfluss betrug 662 l s^{-1} , daraus ergibt sich eine mittlere Fracht von 776 kg d^{-1} . Um die Nitratkonzentration auf den Grenzwert von $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ oder 646 kg d^{-1} (entsprechend $50 \text{ mg NO}_3\text{l}^{-1}$) unter gleichen Abflussbedingungen zu senken, ist eine Reduktion der Frachten um mindestens 17 % notwendig. Als effektivstes Szenario hat sich Szenario 2 mit einer mittleren Reduktion der Frachten von 17,2 % (Tab. 4.6-1) erwiesen. Es würde als einziges Szenario das angestrebte Reduktionsziel realisieren. Jedoch unterliegt dieses Szenario erheblichen Unsicherheiten (vgl. Kap 4.4 und 4.5). Weiterhin stellt dieses Szenario ein Extrem dar, da eine Reduktion der Düngemittelmenge auf bestimmten Flächen und Gebieten politisch und ökonomisch nur schwer umsetzbar ist. Die Szenarien 1 und 3 haben in etwa die gleichen Auswirkungen. Die „Feuchtgebietsszenarien“ (4-6) haben nur einen geringen Einfluss auf die Fracht am Hauptauslass des Einzugsgebietes und werden daher nur kleinräumig zur Verbesserung der Gewässerqualität beitragen können.

Tabelle 4.6-1: Simulierte Mittelwerte, Minimal- und Maximalwerte der NO₃-N Frachten und die prozentuale Reduktion am Ic-Auslass für die verschiedenen Szenaren

	<i>NO₃-N Fracht</i> [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	<i>Reduktion</i> [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	<i>Reduktion</i> [%]
Baseline	11,5 / 5,3 / 20,5		
Szenario 1	10,5 / 5,0 / 18,2	1,1 / 0,3 / 2,3	8,9 / 6,3 / 12,2
Szenario 2	9,5 / 4,6 / 16,4	2,0 / 0,7 / 4,2	17,2 / 13,8 /
Szenario 3	10,4 / 4,9 / 18,3	1,1 / 0,3 / 2,3	9,1 / 6,4 / 12,2
Szenario 4	11,3 / 5,2 / 20,2	0,2 / 0,1 / 0,3	1,6 / 1,5 / 1,7
Szenario 5	11,2 / 5,2 / 20,0	0,3 / 0,1 / 0,5	2,4 / 2,2 / 2,8
Szenario 6	11,2 / 5,1 / 19,9	0,3 / 0,1 / 0,6	3,0 / 2,6 / 3,5

Der diskutierte Zielwert von einer Reduktion der Frachten um 17 % am Hauptauslass unterliegt aufgrund der geringen Datenbasis der Messwerte hohen Unsicherheiten. In Verbindung mit den Unsicherheiten in den Modellergebnissen (vgl. Kap. 4.2 -4.5) lässt sich schlussfolgern, dass eine Reduktion der Nitrat-Belastung der Gewässer im Einzugsgebiet über ein reines verbessertes Düngemittelmanagement höchstwahrscheinlich nicht möglich ist. Zum gleichen Ergebnis kommen Studien von INRA/BRGM (2008) und INRA (2008). Beide Studien sind mit ähnlicher Datengrundlage durchgeführt worden. Unterschiede bestehen lediglich in den eingesetzten Modellen und den berechneten Szenarien. Damit ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse dieser Studien ähnlichen Unsicherheiten unterliegen, wie die weiter oben diskutierten Ergebnisse.

Trotz aller Unsicherheiten ist abschließend festzuhalten, dass ein verbessertes Düngemittelmanagement in Verbindung mit gleichzeitiger Renaturierung bzw. Anlage von Feuchtgebieten nach dem derzeitigen Wissensstand die vielversprechendste Maßnahmenkombination zur Verringerung der Nitratbelastung der Gewässer im Untersuchungsgebiet ist. Jedoch ist für eine bessere Darstellung der Nährstoffumsatzprozesse (Stickstoff) in Feuchtgebieten eine Überarbeitung des Feuchtgebietsmoduls notwendig.

5 Ergebnisse Wetter

5.1 Ergebnisse Monte Carlo Simulation

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Monte-Carlo Simulationen für die drei SWAT-Varianten (vergl. Tab.3.5-3, Kap. 3.5) vorgestellt und miteinander verglichen. Dabei handelt sich bei Variante I um eine Version in der einheitliche Grundwasser- und Fließgerinneparameter für das gesamte Untersuchungsgebiet angenommen wurden. In der SWAT-Variante II wurden die Grundwasser- und Fließgerinneparameter für unterschiedliche hydrologische Teilräume variiert (vergl. Abb. 3.5-1a; Kap. 3.5). Für die Simulation der SWAT-Variante III wurden zusätzliche Annahmen bezüglich der Verteilung von undurchlässigen Schichten in den Mittelgebirgsregionen und der Mächtigkeit von Lössschichten (vergl. Tab. 3.5-3 und Abb. 3.5-1b; Kap. 3.5) getroffen.

In den Abbildungen 5.1-1 bis 5.1-4 sind jeweils die Gütemaße NSE, NSE-log, d_Q und $PBIAS_Q$ der drei Modellvarianten für die simulierten Abflüsse an allen untersuchten Pegeln im Einzugsgebiet sowie für den Mittelwert aller Pegel dargestellt. Die Abbildungen 5.1-5 und 5.1-6 zeigen die Gütemaße d_N und $PBIAS_N$ für die simulierten Nitratfrachten an den betrachteten Pegeln sowie den Mittelwert aller Pegel für das jeweilige Gütekriterium. Zusätzlich sind in den Tabellen A5 und A6 im Anhang die statistischen Kennwerte für jedes Gütemaß an den jeweiligen Pegeln aller Modellläufe aufgeführt.

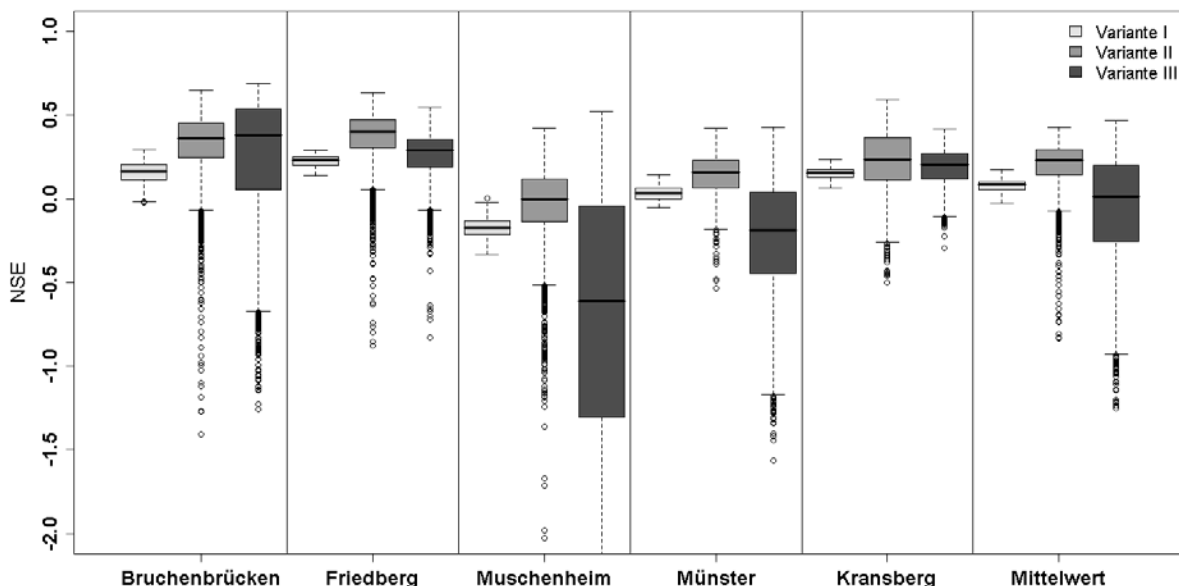


Abb. 5.1-1: Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie die Mittelwerte aller Pegel für das Gütemaß NSE der drei Modellvarianten. Die Ordinate wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur bis minus 2 dargestellt. Aus Tabelle A5 im Anhang können die nicht dargestellten Minimalwerte entnommen werden.

Die Simulationsergebnisse für das Gütemaß NSE (Abb. 5.1-1) zeigen, dass Variante I für alle Messstellen die geringste Varianz aufweist. Die Maximal- und Mittelwerte der Simulation liegen deutlich unter den Werten der anderen beiden Simulationen. Hinsichtlich des NSE-Gütemaßes ergaben sich demnach für die Variante I generell schlechtere Modellgüten über

die Monte-Carlo-Simulation als für die Varianten II und III. Der Vergleich zwischen den Varianten II und III fällt deutlich differenzierter aus. So ist beispielsweise das Maximum des Mittelwertes aller Pegel bei Variante III etwas höher als bei Variante II, der Mittelwert aller Läufe ist jedoch bei der Variante II höher. Für die Pegel Bruchenbrücken und Muschenheim weist Variante III die höchsten Werte auf, für die Pegel Friedberg und Kransberg Variante II. Am Pegel Münster liegen die Maximalwerte beider Pegel im gleichen Bereich. Weiterhin weist Variante III an den Pegeln Kransberg und Friedberg geringere Schwankungsbreiten auf, wogegen an den Pegeln Muschenheim und Münster für Variante II die geringeren Schwankungsbreiten auftreten, während diese am Pegel Bruchenbrücken für beide Varianten gleich sind.

In Abbildung 5.1-2 sind die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für alle Pegel und die drei Varianten hinsichtlich des Gütemaßes NSE-log zusammengefasst. Hier zeigen sich andere Ergebnisse als in Abbildung 5.1-1. Bis auf die Pegel Friedberg und Kransberg weist die Variante III im Vergleich zu den anderen Varianten die höchsten Maximalwerte auf.

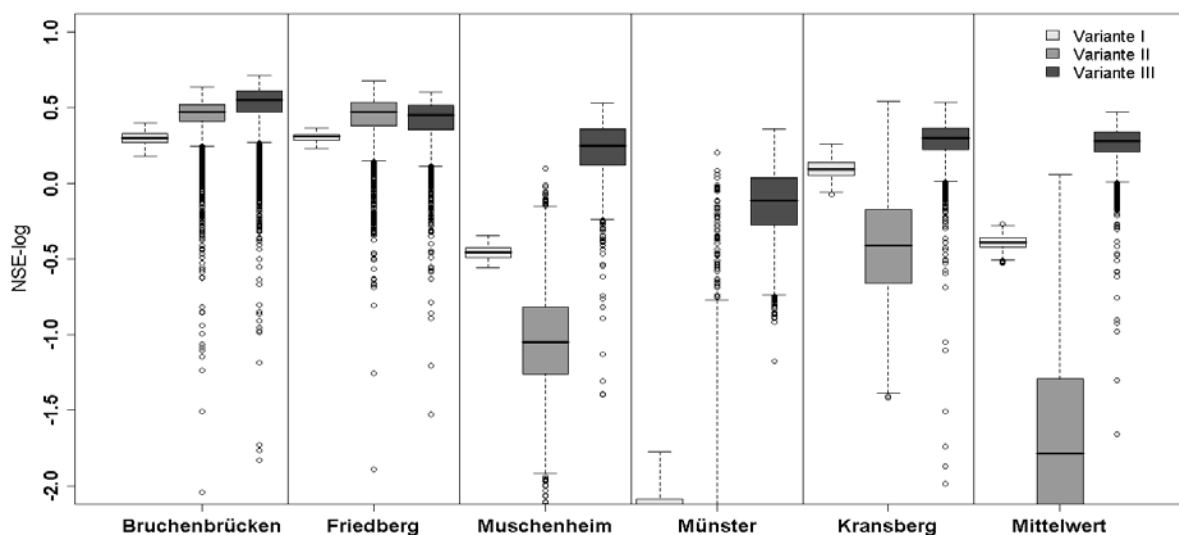


Abb. 5.1-2: Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß NSE-log der drei Modellvarianten. Die Ordinate wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur bis minus 2 dargestellt. Aus Tabelle A5 im Anhang können die nicht dargestellten Minimalwerte entnommen werden.

Am Pegel Friedberg liefert Variante II den höchsten Wert und bei Kransberg liegen die Varianten II und III gleichauf. Variante I wiederum weist an jedem Pegel und demzufolge auch beim Mittelwert aus allen Pegeln die geringste Schwankungsbreite auf, jedoch liegen die Maximalwerte immer deutlich unter denen von Variante II oder III. Weiterhin ist ersichtlich, dass für die Pegel Muschenheim, Münster und Kransberg der Großteil der Simulationen von Variante II deutlich schlechter sind als bei Variante III. Der größte Teil der Simulationen erreicht hier deutlich niedrigere Werte für NSE-log als Variante III. Aus diesem Grund liegt Variante III auch bei der Betrachtung der Mittelwerte über alle Pegel deutlich besser als die Varianten I und II.

Abbildung 5.1-3 zeigt die Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für den Index of Agreement (d_Q) für alle Pegel und den Mittelwert aller Pegel. Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass - wie auch bei den Gütemaßen NSE und NSE-log die Variante I die schlechtesten Ergebnisse liefert. An allen Pegeln erreicht ein Großteil der Simulationen deutlich niedrigere Werte für d_Q als bei den Varianten II und III. Mit Variante II werden an allen Pegeln und somit auch im Mittel über alle Pegel die höchsten Werte für d_Q erzielt, wobei bei Bruchenbrücken und Muschenheim die Unterschiede in den Maximalwerten zu Variante III nur sehr gering sind.

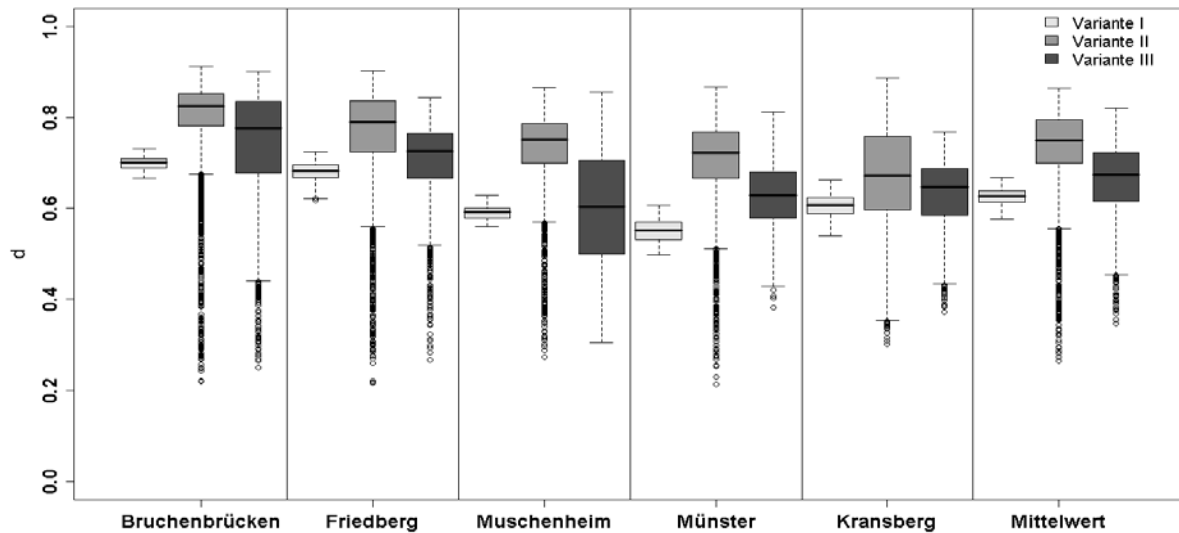


Abb. 5.1-3: Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß d_Q der drei Modellvarianten.

Die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation im Hinblick auf das Gütekriterium PBIAS zeigt die Abbildung 5.1-4.

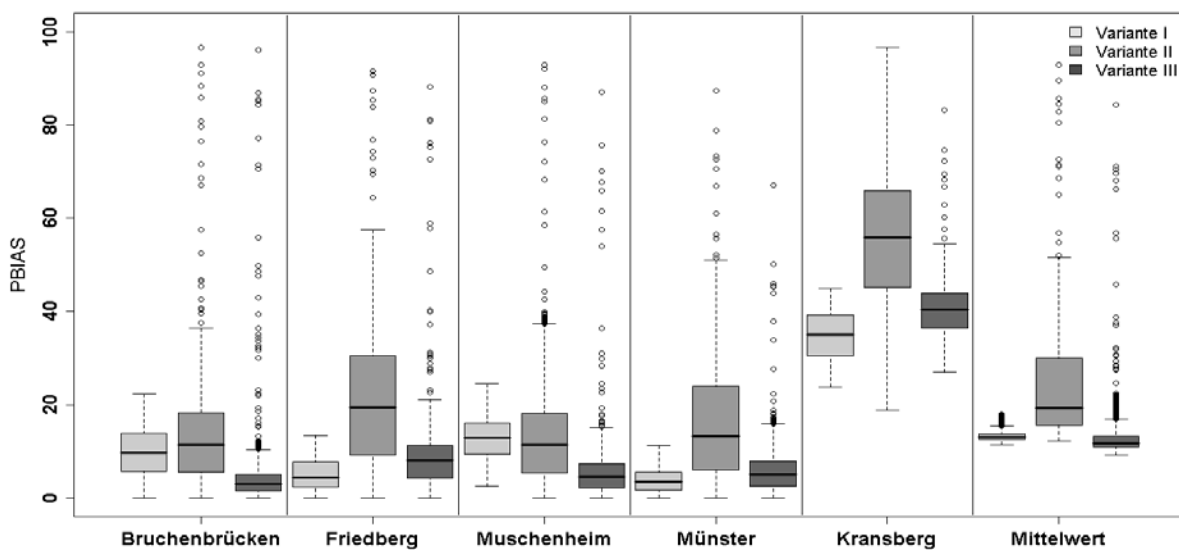


Abb. 5.1-4: Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die simulierten Abflüsse der Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß $PBIAS_Q$ der drei Modellvarianten.

In der Abbildung 5.1-4 ist zu sehen, dass für alle Pegel die Variante II für den Großteil der Monte-Carlo-Simulation deutlich höhere Werte hinsichtlich des $PBIAS_Q$ liefert als die

Varianten I und III. Für den Pegel Kransberg zeigen sich insgesamt in allen drei Varianten deutlich höhere $PBIAS_Q$ -Werte als für die restlichen Pegel. Dies liegt darin begründet, dass in der Modellierung eine Kläranlage unterhalb des Pegels dargestellt wurde, diese aber vermutlich oberhalb des Pegels Kransberg liegt. Dadurch kommt es für diesen Pegel für alle drei Varianten zu einem deutlichen Volumenfehler der simulierten Abflüsse, was durch höhere Werte für $PBIAS_Q$ angezeigt wird.

Abbildung 5.1-5 zeigt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation hinsichtlich der simulierten Nitratfrachten für die drei Modellvarianten und die verfügbaren Messstellen. Daraus wird ersichtlich, dass Variante II an allen Pegeln die höchsten Werte hinsichtlich des Gütekriteriums d_N liefert. Die Varianten II und III liegen bei den meisten Pegeln im gleichen Bereich. Für alle drei Varianten sind hohe Spannweiten für die Monte-Carlo-Simulation zu verzeichnen.

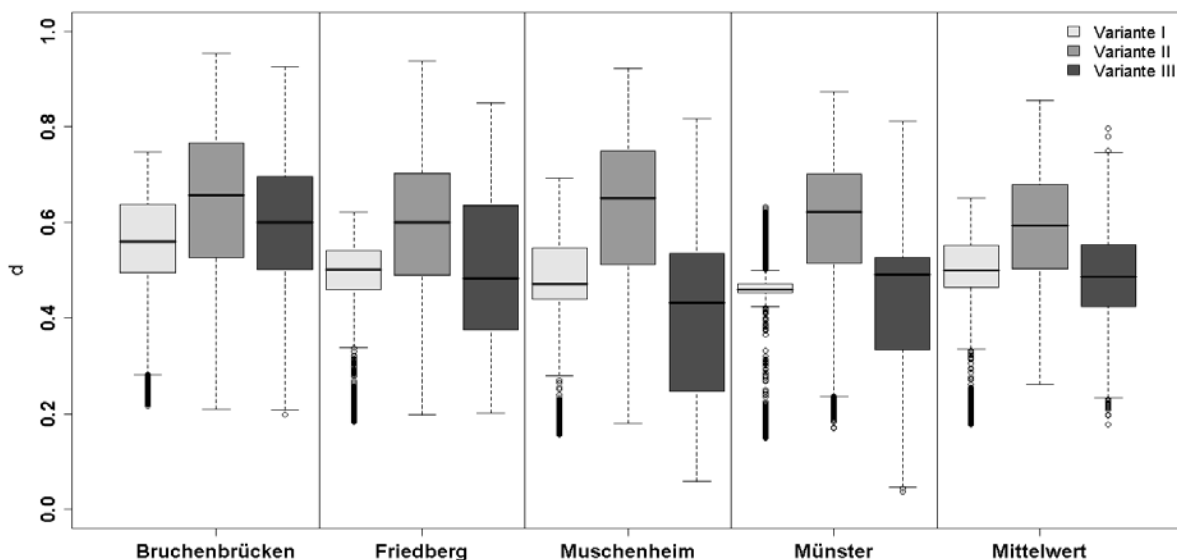


Abb. 5.1-5: Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die simulierten Nitratfrachten der betrachteten Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß d_N der drei Modellvarianten.

Die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation aller drei SWAT-Varianten hinsichtlich des Gütekriteriums $PBIAS_N$ werden in Abbildung 5.1-6 zusammengefasst. Für alle drei Varianten liegen die Werte für $PBIAS_N$ für den Großteil der Parametersätze an allen Pegeln deutlich unter 100. Ebenfalls weisen alle drei Varianten starke Ausreißer nach oben auf.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Monte-Carlo Simulationen für die SWAT-Varianten II und III hinsichtlich der Gütemaße ähnliche Ergebnisse zeigten. Die Variante II erwies sich hinsichtlich der Gütemaße NSE und d_Q für die simulierten Abflüsse und d_N für die simulierten Frachten als besserer Modelllauf. Die SWAT-Variante III lieferte dagegen für die anderen Gütekriterien bessere Ergebnisse. Die Ergebnisse der Variante I lagen für alle Gütekriterien (Hydrologie und Stickstoff) deutlich unter den Ergebnissen der Varianten II und III. Aus diesem Grund wurde die SWAT-Variante I von der weiteren GLUE-Analyse ausgeschlossen.

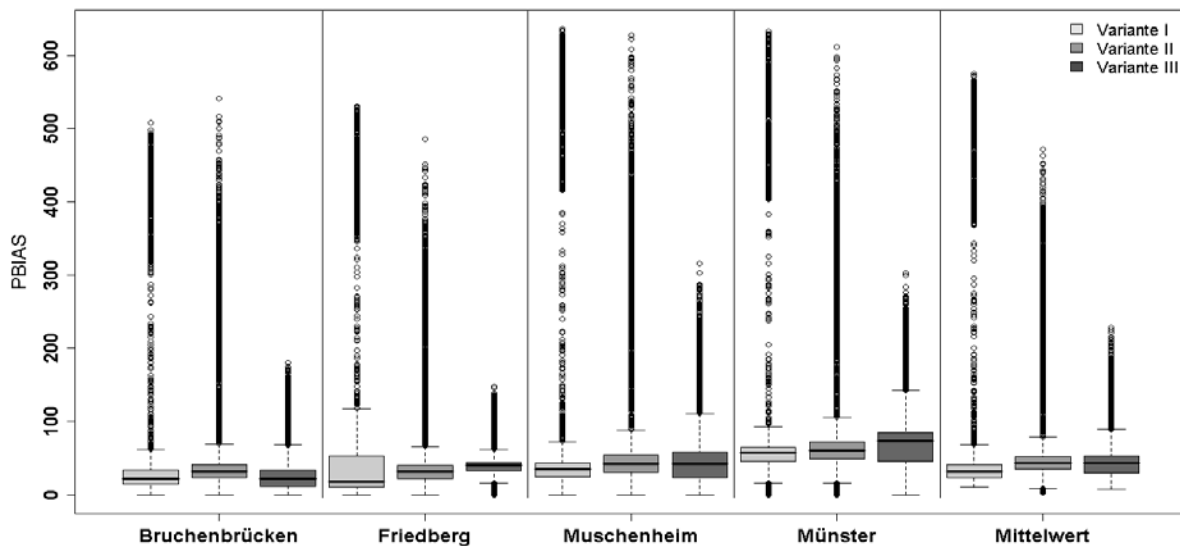


Abb. 5.1-6: Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die simulierten Nitratfrachten der betrachteten Pegel sowie den Mittelwert aller Pegel für das Gütemaß $PBIAS_N$ der drei Modellvarianten.

5.2 Ergebnisse GLUE-Analyse

Um die optimalen Parametersätze für die Szenariensimulation zu finden, wurde für die SWAT-Varianten II und III eine GLUE-Analyse, wie im Kap. 3.5 beschrieben, durchgeführt. Aus der Tabelle 5.2-1 gehen die Maximalwerte der jeweiligen Gütemaße und der in der GLUE-Analyse angenommene Schwellenwert zur Unterscheidung zwischen akzeptablen und nicht akzeptablen Parametersätzen hervor. Hier ist ebenfalls die Anzahl der Parametersätze im GLUE-Ensemble (alle akzeptierten Parametersätze) des jeweiligen Gütemaßes aufgeführt.

Tabelle 5.2-1: Zusammenfassung der GLUE-Analyse; MAX = Maximalwert des Gütemaßes für die jeweilige SWAT-Variante; TH = angenommener Schwellenwert der GLUE-Analyse, oberhalb dessen der Parametersatz akzeptiert und in das GLUE-Ensemble aufgenommen wird; N = Anzahl der Parametersätze im GLUE-Ensemble des jeweiligen Gütemaßes

		<i>Variante II</i>			<i>Variante III</i>		
		MAX	TH	N	MAX	TH	N
Abfluss	NSE	0,43	0,3	1024	0,46	0,32	296
	NSE-log	0,06	-	-	0,47	0,33	1337
	d	0,86	0,60	4240	0,82	0,57	3886
	(100 – PBIAS)	87,8	61,46	4054	90,9	63,63	4476
Nitrat-Frachten	d	0,89	0,53	3191	0,8	0,48	2442
	(100-PBIAS)	98,85	59,31	2172	92,86	55,71	2331

Wie aus der Tabelle hervorgeht, bestehen zwischen den beiden SWAT-Varianten teilweise deutliche Unterschiede hinsichtlich der Maximalwerte der Gütemaße (vergl. auch Kapitel 5.1). Daraus resultieren unterschiedlich hohe Schwellenwerte für die GLUE-Analyse und die

unterschiedlich hohe Anzahl der Parametersätze in den GLUE-Ensembles für die jeweiligen Gütekriterien. Die endgültige Anzahl der Parametersätze für das erweiterte GLUE-Ensemble beträgt 325 für die SWAT-Variante II und 19 für die SWAT-Variante III. Das erweiterte GLUE-Ensemble für Variante II konnte jedoch erst gebildet werden, nachdem das Gütekriterium NSE-log aus der Analyse ausgeschlossen wurde. Parametersätze, die für die GLUE-Analyse mit NSE-log als Gütekriterium als akzeptabel eingestuft wurden, wurden demnach bei den fünf restlichen Teil-GLUE-Analysen als nicht akzeptabel verworfen. Für die SWAT-Variante III hingegen konnte ein erweitertes Ensemble mit Parametersätzen aufgebaut werden, die für alle Teil-GLUE-Analysen als akzeptable Läufe eingeordnet wurden.

Abbildung 5.2-1 beschreibt die Eigenschaften des erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III hinsichtlich der Gütemaße für die simulierten Abflüsse als Mittelwert aller betrachteten Pegel. Zusätzlich sind in Tabelle A5 im Anhang verschiedene Kennzahlen für jeden Pegel und jedes Gütemaß aufgeführt.

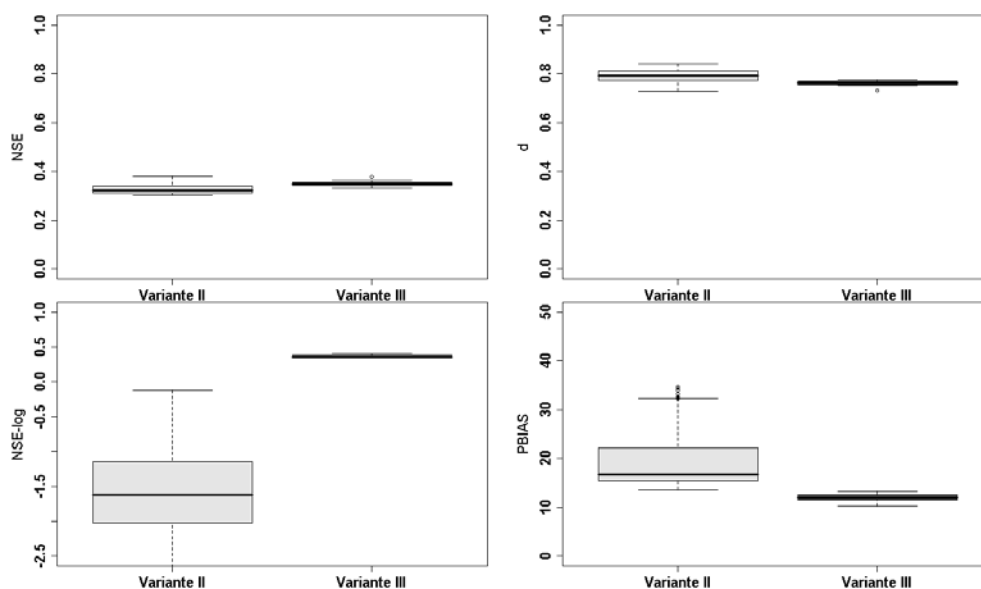


Abb. 5.2-1: Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Abflüsse für den Mittelwert aller Pegel der Varianten II und III für die Gütemaße NSE, NSE-log, d_Q und $PBIAS_Q$

Hinsichtlich der Gütemaße NSE und d_Q weisen beide Varianten eine ähnliche Simulationsgüte auf, wobei die Variante II für d geringfügig höhere Werte zeigt. Für NSE-log und $PBIAS_Q$ treten deutlichere Unterschiede zwischen den beiden Varianten auf. In Variante III zeigt NSE-log eine erheblich bessere Güte der Simulationsläufe. Dies liegt in den generell schlechten Werten der Monte-Carlo-Simulation der SWAT-Variante II in Bezug auf dieses Gütekriterium begründet (vergl. Kap. 5.1) und ist Ausdruck der gescheiterten GLUE-Analyse für NSE-log. Auch bei $PBIAS_Q$ ist die SWAT-Variante III der anderen Variante überlegen, da sie deutlich niedrigere Werte aufweist. Zudem treten bei Variante II für NSE-log und $PBIAS_Q$ hohe Spannweiten auf, während diese bei NSE und d gering sind. Für Variante III ist für alle Gütemaße nur eine geringe Spannweite zu verzeichnen.

In Abbildung 5.2-2 sind die Werte der beiden erweiterten GLUE-Ensembles für d_N und $PBIAS_N$ der simulierten Nitratfrachten abgebildet.

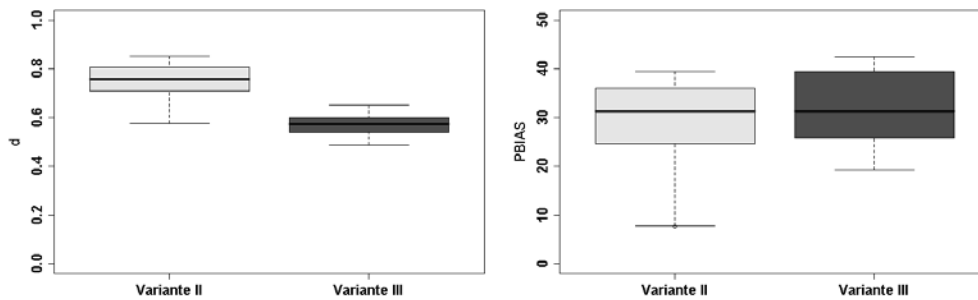


Abb. 5.2-2: Ergebnisse der GLUE-Analyse für die simulierten Nitrat-Frachten für den Mittelwert aller Pegel der Varianten II und III für die Gütemaße d_N und $PBIAS_N$

Im Gegensatz zu den simulierten Abflüssen weist Variante II bei beiden Kriterien eine höhere Güte auf als Variante III. Jedoch ist auch hier die Spannweite bei Variante II höher als bei Variante III.

Analyse Hydrologie

In den Abbildungen 5.2-3 und 5.2-4 sind die simulierten und gemessenen Abflüsse für die einzelnen Pegel im betrachteten Einzugsgebiet für das Jahr 2008 beispielhaft dargestellt. Die Abbildungen A4-A5 im Anhang zeigen die gesamte Modellperiode. Bei den simulierten Abflüssen handelt es sich dabei um den 95%-Unsicherheitsbereich der erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III. Die Abbildung 5.2-3 zeigt die simulierten und gemessenen Abflüsse für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg für die SWAT-Variante III.

Wie in Abbildung 5.2-3 zu sehen ist, folgen die Simulationen dem allgemeinen hydrologischen Geschehen im Einzugsgebiet. Jedoch sind für drei Messstationen sowohl Überschätzungen als auch Unterschätzungen durch das Modell zu verzeichnen. An den Pegeln Bruchenbrücken und Friedberg werden die Abflüsse im Abfallen der Ganglinie und in den Niedrigwasserphasen überschätzt, während die Abflussspitzen in den Wintermonaten von dem Modell zu niedrig dargestellt werden. Des Weiteren wird deutlich, dass kleinere Abflussereignisse in den Sommermonaten von dem Modell nicht nachvollzogen werden. Die simulierte Abflussganglinie am Pegel Münster zeigt sowohl eine leichte Überschätzung der Abflussspitzen in den Wintermonaten als auch eine leichte zeitliche Versetzung der simulierten Abflussspitzen. Perioden mit niedrigen Abflusshöhen werden von dem Modell gut abgebildet und im Gegensatz zu Bruchenbrücken und Friedberg werden die sommerlichen Niederschlagsereignisse nachvollzogen.

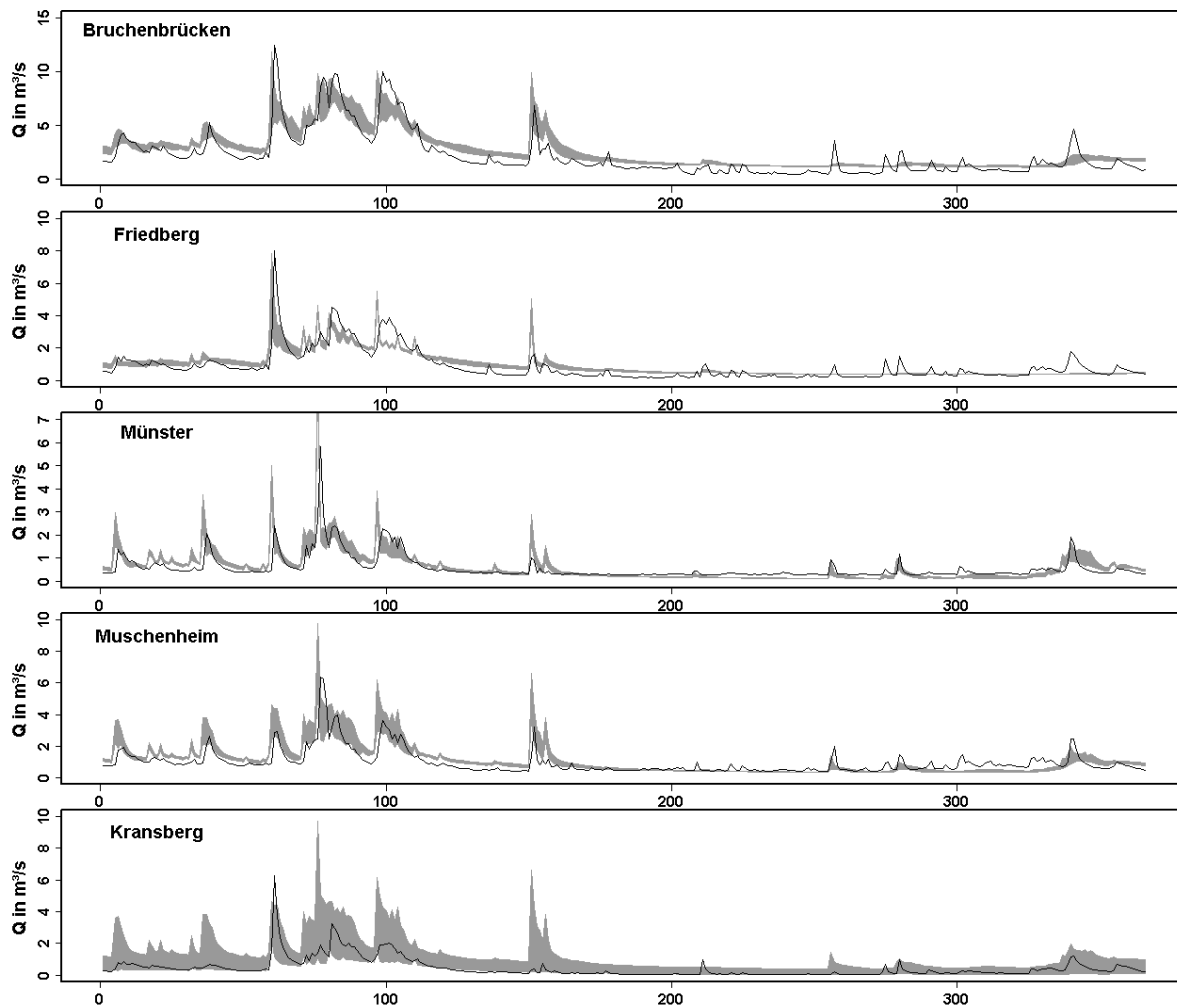


Abb. 5.2-3: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg Münster, Muschenheim und Kransberg für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III

In Tabelle 5.2-2 sind die Werte für die P- und R-Faktoren der beiden SWAT-Varianten für die simulierten Abflüsse für alle Messstationen zusammengefasst. Die Werte für den P-Faktor für Bruchenbrücken (0,16), für Friedberg (0,12) und Münster (0,23) zeigen, dass nur wenige Messwerte von dem 95%-Unsicherheitsbereich eingeschlossen werden. Dieser ist jedoch an allen drei Pegeln sehr schmal, was durch die Werte für den R-Faktor (Bruchenbrücken 0,30; Friedberg 0,22; Münster 0,31) belegt wird. Die simulierten Abflüsse am Pegel Muschenheim verhalten sich ähnlich denen am Pegel Münster, es kommt jedoch zu einer stärkeren Überschätzung im abfallenden Bereich der Ganglinie nach Niederschlagsereignissen. Der P-Faktor für Variante III und diesen Pegel deutet mit 0,26 wiederum auf eine geringe Anzahl der vom Unsicherheitsbereich eingeschlossenen Messwerte hin. Der R-Faktor beträgt hier 0,45 und charakterisiert ebenfalls ein schmales Unsicherheitsband. Die simulierten Abflüsse am Pegel Kransberg zeigen ein anderes Verhalten. Hier werden mit einem P-Faktor von 0,69 fast alle Messwerte (etwa 70 %) vom Unsicherheitsband des erweiterten GLUE-Ensembles umschlossen. Jedoch ist dieses Band im Vergleich zu den Unsicherheitsbändern der anderen Pegel deutlich weiter, was sich auch in einem höheren R-Faktor von 1,17 niederschlägt.

Durch die große Breite des Unsicherheitsbandes kommt es nahezu durchgängig zu deutlichen Überschätzungen der simulierten Abflüsse, besonders bei Ereignissen mit hohen Abflussspitzen.

Tabelle 5.2-2: P- und R-Faktoren der simulierten Abflüsse für die Glue-Analysen der beiden SWAT Varianten II und III für den modellierten Zeitraum 2006-2008

	<i>P-Faktor</i>		<i>R-Faktor</i>	
	Variante II	Variante III	Variante II	Variante III
Bruchenbrücken	0,70	0,16	1,07	0,30
Friedberg	0,60	0,12	0,80	0,22
Münster	0,52	0,23	0,97	0,31
Muschenheim	0,54	0,26	1,29	0,45
Kransberg	0,96	0,69	2,7	1,17

Eine Gegenüberstellung zwischen den simulierten und gemessenen Abflüssen aller Pegel für das Jahr 2008 für die SWAT-Variante II ist in Abbildung 5.2-4 zu sehen. Die Abbildung zeigt, dass für die Messstation Bruchenbrücken ein großer Anteil der Messwerte vom Unsicherheitsbereich umschlossen wird. Der P-Faktor beträgt hier 0,7, was in etwa 70 % der gemessenen Werte über dem gesamten modellierten Zeitraum (2006-2008) entspricht. Ein R-Faktor von 1,07 bezeichnet ein weites Unsicherheitsband. Dadurch kommt es in den Wintermonaten sowohl zu recht deutlichen Über- als auch Unterschätzungen innerhalb des GLUE-Ensembles. Die Perioden mit Niedrigwasser werden gut wiedergegeben, jedoch fehlt auch hier die Reaktion auf zwischenzeitliche, kleine Niederschlagsereignisse auf Phasen mit höheren Abflusswerten. Die simulierten Abflüsse am Pegel Friedberg zeigen ein ähnliches Bild wie für den Pegel Bruchenbrücken. Jedoch wird hier ein niedrigerer P-Faktor (0,6) erzielt, das heißt, nur 60 % der gemessenen Daten werden vom simulierten Unsicherheitsbereich eingeschlossen. Dagegen liegt der R-Faktor mit 0,8 deutlich niedriger als bei Bruchenbrücken, was ein schmaleres Unsicherheitsband anzeigt. Die Niedrigwasserperioden werden ebenfalls gut reproduziert, eine Reaktion auf vereinzelte sommerliche Niederschlagsereignisse fehlt jedoch auch hier. Für den Pegel Münster ist für SWAT-Variante II ein P-Faktor von 0,52 zu verzeichnen, der R-Faktor beträgt 0,97. Der im Vergleich zu Bruchenbrücken und Friedberg geringere P-Faktor ist auf die deutliche Unterschätzung der simulierten Abflüsse in den Niedrigwasserperioden zurückzuführen. In den Wintermonaten dagegen wird das Abflussgeschehen gut reproduziert. Die simulierten Abflüsse für den Pegel Muschenheim zeigen ein ähnliches Verhalten wie für den Pegel Münster. Auch der P-Faktor liegt mit 0,54 im ähnlichen Bereich wie Münster, was ebenfalls auf die deutliche Unterschätzung der Abflüsse in den Niedrigwasserperioden zurückzuführen ist. Für den Pegel Kransberg weisen die simulierten Abflüsse des erweiterten GLUE-Ensembles der Variante II den höchsten Wert für den P-Faktor mit 0,96 auf. Dies bedeutet, dass 96 % der Messwerte vom Unsicherheitsbereich eingeschlossen werden. Der R-Faktor dagegen zeigt mit 2,7 auch den höchsten Wert und damit einen sehr weiten Unsicherheitsbereich an.

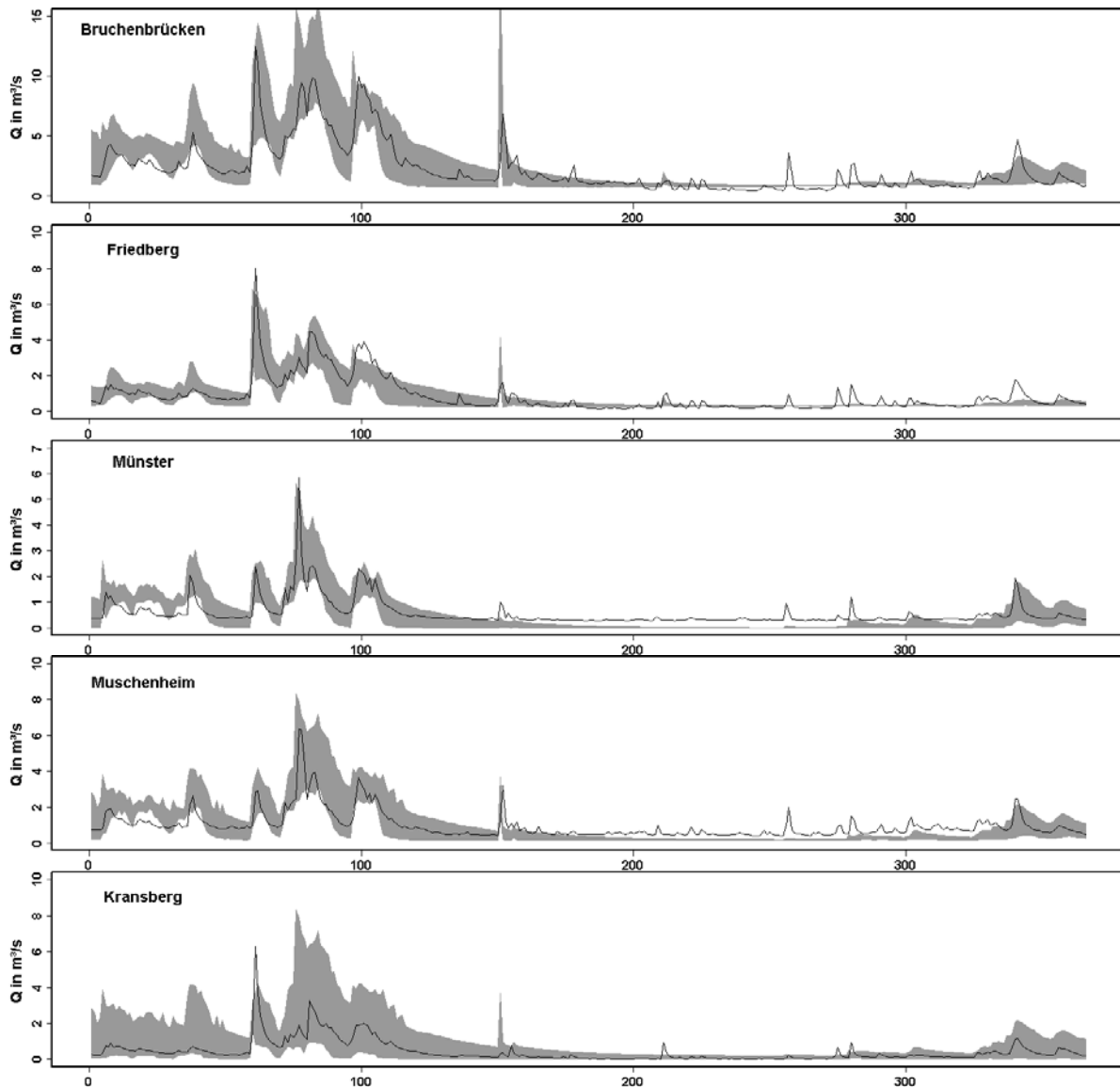


Abb. 5.2-4: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II

Diskussion der Ergebnisse der GLUE-Analyse für die Hydrologie

Gupta et al. (2005) beschreiben Bedingungen für ein „gut-kalibriertes Modell“, die sich auch auf die Ensemble-Modellierung übertragen lassen. Zu den Bedingungen zählen unter anderem eine hohe Modellgüte mit geringen Unsicherheiten und eine Modellstruktur, die dem herrschenden Verständnis über die abflussbildenden Prozesse im Einzugsgebiet entspricht. Vor diesem Hintergrund sollen die Ergebnisse der GLUE-Analyse für die Hydrologie der beiden SWAT-Varianten diskutiert werden.

Aus Abbildung 5.2-1 und Tabelle A5 im Anhang ist ersichtlich, dass für die mittleren Gütemaße NSE und d_Q über alle Pegel die erweiterten GLUE-Ensembles der beiden Varianten Werte im gleichen Bereich aufweisen. Für beide Varianten liegt der Maximalwert von NSE bei 0,38, während bei d_Q die Variante II leicht bessere Werte aufweist

(Maximalwerte: 0,84 Variante II; 0,77 Variante III). Moriasi et al. (2007) zeigen Möglichkeiten, Simulationen hinsichtlich ihrer erreichten Gütemaße zu bewerten. Demzufolge ist bei beiden Varianten die Modellperformance hinsichtlich NSE als unakzeptabel einzustufen, da sie unter den vorgeschlagenen Schwellenwerten von Moriasi et al. (2007) liegen. Bei der Betrachtung der einzelnen Pegel zeigt sich jedoch ein differenzierteres Bild. So liegt der Maximalwert des GLUE-Ensembles für Variante III am Pegel Bruchbrücken bei 0,65 und bei Variante II bei 0,59 (vergl. Tab. A5 im Anhang). Diese Werte sind laut Moriasi et al. (2007) zumindest als zufriedenstellend bzw. akzeptabel einzuordnen und liegen für SWAT-Variante III ebenfalls im Bereich anderer SWAT-Studien (Rouhani et al., 2007; Moriasi et al. 2007, Fohrer et al., 2002). Die Maximalwerte der Teileinzugsgebiete liegen für beide Varianten teilweise deutlich darunter und müssen nach Moriasi et al. (2007) als unakzeptabel eingestuft werden.

Der Wertebereich für d_Q beträgt 0 bis 1,0, wobei 1,0 eine absolute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Werten bedeutet. Die erweiterten GLUE-Ensembles beider Varianten weisen Werte deutlich über 0,7 für den Mittelwert aller Pegel auf (Variante II: 0,73 bis 0,84; Variante III: 0,73 bis 0,77). Auch für die einzelnen Pegel bis auf Kransberg liegen die Werte beider Varianten teilweise deutlich über 0,7. Aus der Literatur gehen keine Vergleichsmöglichkeiten hinsichtlich dieses Gütemaßes hervor, jedoch kann die Modellgüte an allen Pegeln und im Mittel (über alle Pegel) mit Werten überwiegend größer als 0,7 und somit im oberen Drittel des Wertebereichs als akzeptabel bewertet werden.

Hinsichtlich des Gütemaßes NSE-log liefert das erweiterte GLUE-Ensemble der Variante III deutlich bessere Ergebnisse für das Mittel über alle Pegel als Variante II. Dabei können die Werte für Variante III (im Mittel um 0,5) als akzeptabel und die Werte für Variante II als inakzeptabel (Maximum bei 0) eingestuft werden. Die niedrige Modellgüte im Mittel über alle Pegel für Variante II ist auf die schlechten Ergebnisse dieses Ensembles an den Pegeln Münster und Muschenheim zurückzuführen (vergl. Tab. A5 im Anhang). Hier liegen die Maximalwerte deutlich unter null. NSE-log betont im Gegensatz zu NSE die abfallenden Bereiche der Abflusskurve und die Niedrigwasserbereiche. Für die Pegel Münster und Muschenheim werden bei Variante III hauptsächlich die Niedrigwasserperioden stark unterschätzt (vergl. Abb. 5.2-3).

Für das Gütemaß $PBIAS_Q$ können die Simulationen des erweiterten GLUE-Ensembles der Variante III sowohl für das Mittel über alle Pegel als auch für alle Pegel außer Kransberg mit Werten zwischen 0 und 32 als gut bis zufriedenstellend bewertet werden. Die Werte für die Variante II liegen an allen Pegeln über denen von Variante III und sind laut Moriasi et al. (2007) als akzeptabel einzustufen.

Bezogen auf den gesamten Modellierungszeitraum liefern beide Varianten hinsichtlich des simulierten Wasservolumens akzeptable bis gute Ergebnisse. Dies wird durch die Werte für

PBIAS_Q bestätigt. Die anderen Kriterien zur Modellgüte zeigen jedoch teilweise deutliche Defizite in der Dynamik der modellierten Abflüsse. NSE und d_Q betonen dabei die Güte der simulierten Abflussspitzen. Hier kommt es bei beiden Modellen sowohl zu Über- als auch Unterschätzungen. NSE-log dagegen zeigt vor allem die Modellgüte in Niedrigwasserperioden und Rezessionen nach Niederschlagsereignissen. Auch hier kommt es bei beiden Varianten zu Über- sowie Unterschätzungen, was auf unterschiedliche Gründe zurückgeführt werden kann. Eine Ursache könnte beispielsweise die geringe Dichte der Niederschlagsstationen darstellen. In die Simulation gehen Messwerte von sieben Niederschlagsstationen ein, die über das gesamte Einzugsgebiet verteilt liegen (vergl. Abb. 3.2-2 in Kap. 3.2.2). Durch die geringe Anzahl der Stationen kann naturgemäß nicht jedes Niederschlagsereignis im Einzugsgebiet erfasst werden. Dies ist besonders in der Sommerperiode der Fall, in der es häufig zu kleinräumigen, konvektiven Niederschlagsereignissen kommen kann. Ein Hinweis auf das eben beschriebene Phänomen könnte die Tatsache sein, dass beide Varianten in den Sommerperioden teilweise nicht auf gemessene Abflussspitzen reagieren (vergl. Abb. 5.2-3 und 5.2-4).

Eine weitere Ursache für die teilweise deutliche Differenz zwischen simulierten und gemessenen Abflüssen liegt in der einfachen Darstellung von Kläranlagen als Punktquellen in der Simulation. Im Einzugsgebiet befinden sich Kläranlagen mit einer Gesamtausbaustufe von 250251 Einwohnergleichwerten (vergl. auch Abb. 3.4-7 in Kap. 3.4.2). Das bedeutet, der Einfluss der Punktquellen auf die Hydrologie im Einzugsgebiet ist signifikant. Da keine Daten über Kläranlagenabläufe in diesem Zeitraum zur Verfügung standen, konnte der Einfluss nur geschätzt werden. Demzufolge wurden die Kläranlagenabläufe durch einen konstanten, täglichen Ablaufwert repräsentiert, der von der Ausbaugröße der jeweiligen Kläranlage abhängig ist (vergl. Tab.3.4-1, Kap. 3.4.2). Durch diese nicht-dynamische Schätzung kommt es zu Über- und Unterschätzungen durch das Modell. Dies wird durch die Betrachtung der Abbildung 5.3-3 deutlich. Die Pegel Münster und Muschenheim sind gar nicht bzw. nur sehr gering von punktuellen Einleitungen in ihrem Einzugsgebiet betroffen. Hier zeigt sich, dass für die SWAT-Variante III die Perioden mit Niedrigwasserabflüssen gut wiedergegeben werden können. Am Pegel Bruchenbrücken, an dem der Kläranlageneinfluss am größten ist, wird der Abfluss in den Niedrigwasserperioden überschätzt. Die Unterschätzung der Niedrigwasserperioden an den Pegeln Münster und Muschenheim bei SWAT-Variante II liegt demzufolge darin begründet, dass die abflussbildenden Prozesse in dieser Variante nicht treffend dargestellt werden.

Als weitere Quellen für die Modellunsicherheiten können Wasserzuflüsse aus tieferliegenden Gesteinsschichten bzw. Grundwasserleiter gelten. Diese werden mit dem Modell nicht dargestellt. Wasserzuflüsse dieser Art sind vor allem im Bereich der Wetter im Gebiet um Bad Nauheim und Friedberg möglich. Hier treten an zahlreichen Stellen verschiedene Quellen aus tieferliegenden Gesteinsschichten (Taunusquarzit) zu Tage. Diese Quellen werden

teilweise als Heilquellen und Mineralbrunnen genutzt. Der Einfluss dieser Quellen kann nur schwer quantifiziert werden, zum größten Teil entspricht ihr Einzugsgebiet nicht dem oberirdischen Einzugsgebiet in der Region (Kümmerle, 1976).

Kennwerte über die Unsicherheit der erweiterten Unsicherheitsensembles der beiden SWAT-Varianten sind in Tab. 5.2-2 aufgeführt. Hinsichtlich des P-Faktors weist Variante II höhere Werte auf als Variante III. Bei der Betrachtung der Werte für den R-Faktor und dem Vergleich der Weite der Unsicherheitsbänder in den Abbildungen wird deutlich, dass die hohe Güte der P-Faktoren für Variante II durch breite Unsicherheitsbänder und somit durch hohe Werte für die R-Faktoren erzielt werden. Der R-Faktor der Variante II für die einzelnen Pegel liegt bis auf die Pegel Friedberg und Münster (vergl. Tab. 5.2-2) deutlich über eins und ist in allen Fällen deutlich höher als der jeweilige R-Faktor der Variante III. Abbaspour et al. (2007) schlagen vor, dass die durchschnittliche Breite des Unsicherheitsbandes kleiner ist als die Standardabweichung aller Messwerte. Dies entspricht einem R-Faktor < 1 . Das heißt, für die Pegel Bruchenbrücken, Muschenheim und Kransberg ist die Standardabweichung der Messwerte kleiner als die mittlere Breite des Unsicherheitsintervalls von SWAT-Version II. Wie bereits erwähnt, ist der R-Faktor für alle Pegel für die SWAT-Variante III deutlich geringer. Die geringe Anzahl der im Unsicherheitsintervall eingeschlossenen Messwerte ist teilweise nur durch leichte Über- bzw. Unterschätzungen des erweiterten GLUE-Ensembles in Bezug auf die beobachteten Abflüsse zurückzuführen, was auch in Abb. 5.2-3 zu sehen ist. Daraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die Simulationen durch die SWAT-Version II mit größeren Unsicherheiten behaftet sind als die der SWAT-Version III. Dies wird bekräftigt durch die Tatsache, dass im erweiterten GLUE-Ensemble der Version II deutlich mehr Parameterkombinationen vertreten sind ($N = 325$) als in dem GLUE-Ensemble der Version III ($N = 19$). Weitere Merkmale, anhand derer Rückschlüsse auf die Unsicherheiten eines Modellensembles gezogen werden können, sind die Spannweiten der Parameterwerte innerhalb des Ensembles. In Tabelle 5.2-3 sind die Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die variierten Parameter der Hydrologie der SWAT-Varianten II und III dargestellt.

Im Vergleich mit Tab. 3.5-2 (Kap. 3.5) fällt auf, dass ein Großteil der Parameter für SWAT Variante II keine oder nur geringe Einschränkungen in der Spannweite der Parameter im Vergleich zur Ausgangsspannweite zeigt. Das bedeutet, dass hinsichtlich der Parameterwerte für SWAT-Variante II deutliche Unsicherheiten zu verzeichnen sind. Dies wird dadurch unterstrichen, dass für Variante II die Parametergruppen, welche die einzelnen Teilräume charakterisieren, nicht deutlich voneinander unterscheidbar sind. Für die SWAT Variante III können mehrere eingeschränkte Parameter identifiziert werden. Am deutlichsten eingeschränkt ist dabei der k_f -Wert (Parameter KSAT II) für Horizonte mit einem Grobbodenanteil größer als 50 Prozent. Diese Horizonte sind überwiegend in den Mittelgebirgslagen des Untersuchungsgebietes zu finden (vergl. Abb. 3.4-3 in Kap. 3.4.2) und stellen häufig den untersten Horizont des Bodens dar. Bei dieser Schicht handelt es sich zumeist um die Verwitterungsschicht über dem anstehenden Festgestein.

Tabelle 5.2-3: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die hydrologischen Modellparameter der erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III ; *¹ in Prozent vom Ausgangswert; *² KSAT I entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit weniger als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil, KSAT II entspricht der gesättigten Leitfähigkeit für Horizonte mit mehr als 50-Gewichtsprozent Grobbodenanteil

		<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>
		Variante	Variante	Variante	Variante	Variante	Variante
		II	II	II	III	III	III
gesamtes Einzugsgebiet	SURLAG	1.00	9.99	5.32	1.07	9.76	5.56
	AWC * ¹	-0.15	0.15	0.00	-0.14	0.14	0.00
	KSAT I * ^{1,2}	-0.15	0.15	0.00	-0.15	0.15	0.02
	KSAT II* ²	10.16	149.28	93.37	61.77	131.85	93.61
Kransberg	CH_N	0.01	0.30	0.15	0.05	0.27	0.15
	CH_K	0.07	24.97	12.22	2.30	22.91	14.64
	ALPHA_BF	0.00	0.99	0.47	0.01	0.98	0.45
	GW_DELAY	1.05	24.94	12.44	4.17	24.66	16.21
	GW_REVAP	0.02	0.20	0.11	0.03	0.20	0.12
	GW_QMN	0.08	99.94	50.32	0.48	97.79	51.59
Friedberg	CH_N	0.01	0.30	0.16	0.01	0.30	0.14
	CH_K	0.05	24.86	12.86	1.56	24.43	14.56
	ALPHA_BF	0.00	0.99	0.50	0.08	0.97	0.51
	GW_DELAY	1.01	24.97	12.55	2.87	24.81	13.10
	GW_REVAP	0.02	0.20	0.11	0.03	0.19	0.10
	GW_QMN	0.69	99.98	51.02	3.52	94.97	55.97
Münster	CH_N	0.01	0.30	0.15	0.02	0.29	0.12
	CH_K	0.01	24.84	12.05	0.80	21.74	8.26
	ALPHA_BF	0.00	0.99	0.52	0.00	0.93	0.53
	GW_DELAY	1.08	25.00	13.56	2.21	24.06	12.80
	GW_REVAP	0.02	0.20	0.10	0.02	0.20	0.12
	GW_QMN	0.08	99.95	47.48	2.03	99.00	53.14
Muschenheim	CH_N	0.01	0.30	0.15	0.01	0.29	0.13
	CH_K	0.17	24.97	12.87	0.31	23.51	13.64
	ALPHA_BF	0.00	0.99	0.49	0.03	0.96	0.60
	GW_DELAY	1.05	24.99	13.06	1.56	24.10	11.03
	GW_REVAP	0.02	0.20	0.11	0.04	0.20	0.12
	GW_QMN	0.53	98.97	46.27	8.52	93.13	45.45
Bruchenbrücken	CH_N	0.01	0.30	0.16	0.18	0.29	0.24
	CH_K	0.03	25.00	12.50	8.85	24.77	20.64
	ALPHA_BF	0.13	0.99	0.77	0.30	0.90	0.53
	GW_DELAY	1.09	24.94	13.95	4.11	23.07	14.53
	GW_REVAP	0.02	0.20	0.09	0.02	0.19	0.12
	GW_QMN	0.29	99.57	52.32	0.05	98.15	59.08

Weiterhin lassen sich für Variante III die hydrologischen Teilräume voneinander unterscheiden. Dies gilt besonders für den Parameter CH_K. Dieser beschreibt die hydraulische Leitfähigkeit des Gerinnetts und somit das Vermögen von Wasser, durch die

Gerinnesohle zu infiltrieren. So lassen sich durch diesen Parameter die Teilräume, die im Taunus liegen (Kransberg und Friedberg), deutlich von dem Teilraum um Bruchenbrücken unterscheiden. Das Gebiet um Bruchenbrücken ist geprägt von tiefen Lössböden und niedrigeren Niederschlägen. Das heißt, in diesem Gebiet kommt es nur zu einer geringen bzw. zu keiner Speisung des Fliessgewässers (Kümmerle, 1976). Bei einem tiefer liegenden Grundwasserspiegel können in der Sommerzeit in diesem Abschnitt Wasserverluste infolge von Infiltration durch die Gewässersohle auftreten.

Abbildung 5.2-5 zeigt die durchschnittliche, jährliche Abflusshöhe der einzelnen Teileinzugsgebiete als Mittelwert für die erweiterten GLUE-Ensembles der beiden SWAT-Varianten (Abb. 5.2-5 a und b) sowie eine Differenzenkarte zwischen den beiden Varianten (Abb. 5.2-5 c). In der Abbildung ist zu sehen, dass SWAT-Variante II in den tiefergelegenen, flacheren Regionen mehr Abfluss vorhersagt. SWAT-Version III dagegen berechnet mehr Abfluss in den Teileinzugsgebieten, die sich hauptsächlich in den Mittelgebirgslagen befinden.

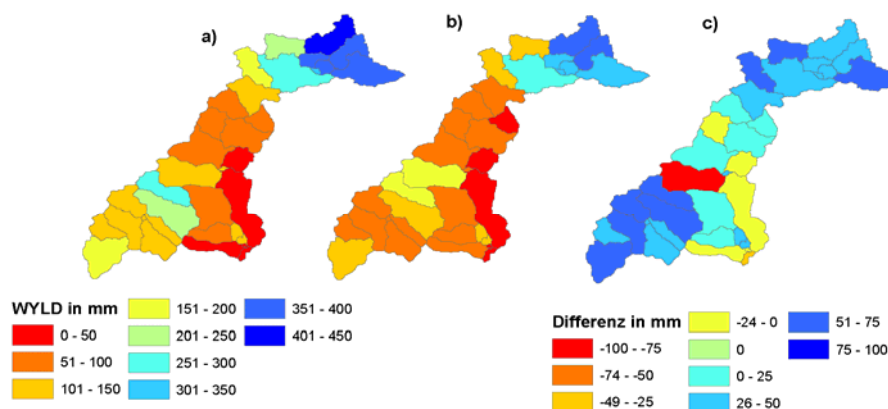


Abb. 5.2-5: Durchschnittliche, jährliche Abflusshöhe in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete als Mittelwert für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-5a) und II (Abb. 5.2-5 b) sowie Differenzenkarte zwischen den beiden SWAT-Varianten (Abb. 5.2-5 c)

In der Abbildung 5.2-6 ist der durchschnittliche, jährliche Oberflächenabfluss als Mittelwert der GLUE-Ensembles der beiden SWAT-Varianten auf Teileinzugsgebietsebene dargestellt. Die SWAT-Variante II berechnet für alle Regionen des Einzugsgebietes in etwa die gleiche Höhe des Oberflächenabflusses (0-50mm pro Jahr).

Bei SWAT-Version III kann das Untersuchungsgebiet in zwei Bereiche aufgeteilt werden: einen südlichen, zentralen Teil und einen nördlichen Teil des Einzugsgebietes. Für den südlichen, zentralen Teil werden bis auf zwei Ausnahmen durchschnittlich 0-50 mm pro Jahr Oberflächenabfluss vorhergesagt. Im nördlichen Teil schwankt die Oberflächenabflusshöhe zwischen 50 und 250 mm pro Jahr. Die Unterschiede sind mit dem in der Region vorherrschenden Niederschlagsgradienten zu erklären (vergl. Kap 3.1.2). Der südliche und zentrale Teil des Untersuchungsgebiets liegt im Regenschatten des Taunus mit

Niederschlagshöhen um die 500 mm pro Jahr. Die Niederschlagsmenge steigt nach Nordosten auf 800-900 mm an.

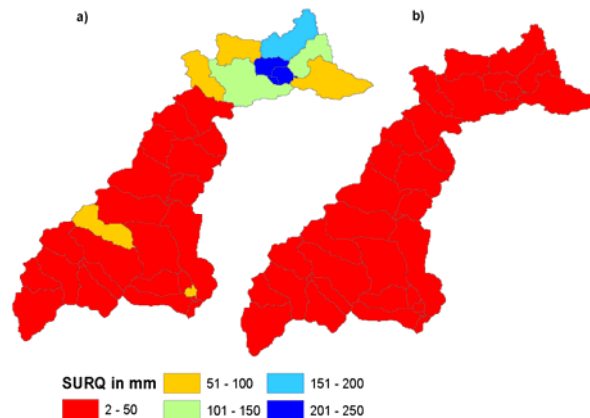


Abb. 5.2-6: Durchschnittlicher, jährlicher Oberflächenabfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-6a) und II (Abb. 5.2-6b)

Die Höhe des durchschnittlichen jährlichen lateralen Abflusses als Mittelwert der beiden SWAT-Varianten ist in Abbildung 5.2-7 zu sehen. Vergleichbar mit dem Oberflächenabfluss zeigt Variante II Abflusswerte überwiegend um die 0-50 mm pro Jahr. Die Höhen des lateralen Abflusses für Variante III sind dagegen deutlich differenzierter. Für die niederen Bereiche werden hier laterale Abflüsse von 0-100 mm simuliert, wogegen die Werte in den höher gelegenen Lagen auf 100 bis 300 mm ansteigen. Vergleichbar mit dem Oberflächenabfluss sind für Variante drei die höchsten lateralen Abflüsse dabei im nordöstlichen Teil des Einzugsgebiets zu finden.

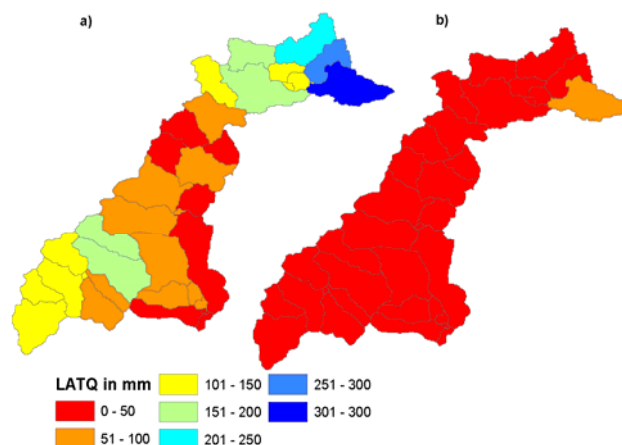


Abb. 5.2-7: Durchschnittlicher, jährlicher lateraler Abfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-7a) und II (Abb. 5.2-7b)

Ein Vergleich mit den Abbildungen 3.1-6b und 3.4-3a (Kap. 3.1 bzw. 3.4) zeigt, dass die höheren lateralen Abflüsse in den Gebieten auftreten, in denen hohe Hangneigungen herrschen und geringe Bodentiefen vorzufinden sind. Diese Regionen weisen einen hohen Anteil an Grobboden im untersten Horizont auf (vergl. Abb.3.4-3b). Diese Zonen stellen die

Grenzschicht Boden / Festgestein bzw. die Zersatzzonen des Festgesteins dar. Nach Weiler et al. (2005) ist lateraler Abfluss im Hügelland der dominierende, abflussbildende Prozess. Hier fließt Wasser im permeablen Festgestein, bzw. auf dem impermeablen Festgestein dem Gradienten und der unterirdischen Topographie (des Festgesteins) folgend, lateral ab. Mit diesen Prozessen sind die hohen lateralen Abflüsse der Variante III im Norden bzw. Süden des Einzugsgebietes zu erklären. Die Unterschiede in der Abflusshöhe zwischen den beiden eben beschriebenen Gebieten sind auf den in der Region herrschenden Niederschlagsgradienten zurückzuführen (s.o. bzw. vergl. Kap.3.1.2). Der zentrale Bereich des Einzugsgebiets ist durch tiefe Böden mit hohen Lössmächtigkeiten geprägt. Dadurch kommt es in diesem Bereich verstärkt zur Versickerung bzw. einer Speicherung des Wassers in den Böden bzw. im Lockergestein. Die Ergebnisse von Hergesell (2003) zeigen, dass die Hydrologie des Untersuchungsgebietes zum großen Teil durch Direktabfluss dominiert wird. Unter Direktabfluss ist die Summe des Oberflächenabfluss und der schnelle laterale Abfluss zu verstehen (Dyck & Peschke, 1997). Die Ergebnisse der SWAT-Variante III und von Hergesell (2003) deuten darauf hin, dass lateraler bzw. Direktabfluss der dominierende Abflussbildungsprozess im Untersuchungsgebiet ist. Daraus folgt, dass in der SWAT-Variante II der laterale Abfluss vor allem in den höheren Lagen unterschätzt wird. Dies liegt darin begründet, dass in Variante II in den Mittelgebirgslagen keine Festgesteinsschicht mit implementiert ist. Daher wird innerhalb der Simulation das Wasser, welches aus dem letzten Horizont versickert, dem Grundwasser zugeschlagen.

Die Abbildung 5.2-8 stellt den durchschnittlichen jährlichen Grundwasserabfluss beider betrachteten SWAT-Varianten dar. Hier ist zu sehen, dass die Variante III über das gesamte Einzugsgebiet hinweg zwischen 0 - 50 mm Grundwasserabfluss vorhersagt. Bei der Variante II dagegen kommt es zu niedrigen Grundwasserabflüssen im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes (0-50 mm) und zu stärkeren in den höheren Lagen (bis zu 350 mm). Wie bereits erwähnt, kommt Hergesell (2003) zu dem Ergebnis, dass in der Untersuchungsregion überwiegend der Direktabfluss zum Abflussgeschehen beiträgt. Die SWAT-Variante II dagegen zeigt gerade im Norden des Einzugsgebietes einen sehr hohen Anteil an Grundwasserabfluss. Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass die Variante II hier den Grundwasserabfluss überschätzt. Dies wird durch eigene Beobachtungen bestätigt. In diesem Gebiet führten zu Anfang des Untersuchungszeitraums einige Zuläufe der Wetter nach längeren Trockenperioden nicht mehr genug Wasser für eine Probenahme. Da Fließgewässer nach längeren Trockenperioden überwiegend vom Basisabfluss gespeist werden (Dyck & Peschke, 1997), spricht eine niedrige Wasserführung zum Ende des Frühjahrs gegen hohe Grundwasservorräte und somit gegen eine hohe Grundwasserneubildung.

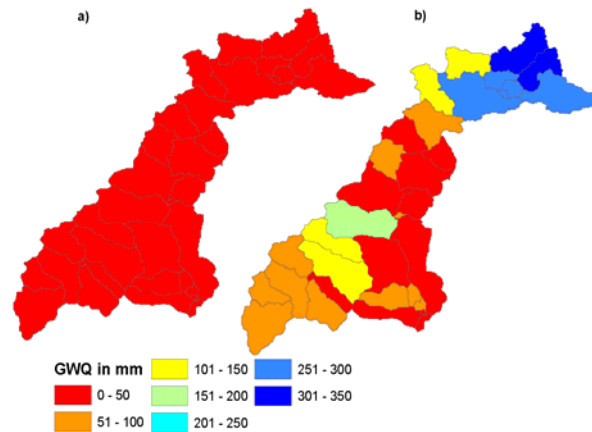


Abb. 5.2-8: Durchschnittlicher, jährlicher Grundwasserabfluss in mm der einzelnen Teileinzugsgebiete für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten III (Abb. 5.2-8a) und II (Abb. 5.2-8b)

Die Diskussion der Ergebnisse der GLUE-Analyse für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III konnte zeigen, dass die SWAT-Variante III den Kriterien von Gupta et al. (2005) für ein gut kalibriertes bzw. akzeptables Modell stärker entspricht als SWAT-Variante II. Aus diesem Grund kann der Schluss gezogen werden, dass für die simulierten Abflüsse die SWAT-Variante III als das geeignetere Modell angesehen werden kann, da es aufgrund der implementierten Annahmen die dominierenden, abflussbildenden Prozesse besser wiedergibt.

Analyse Nitrat-Frachten

In den Abbildungen 5.2-9 und 5.2-10 werden die simulierten und gemessenen Nitrat-Frachten für die erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III beispielhaft für das Jahr 2008 für alle Pegel im Einzugsgebiet dargestellt. In den Abbildungen A6-A7 im Anhang ist der gesamte Simulationszeitraum dargestellt. Die simulierten Nitratfrachten entsprechen dabei dem 95%-Unsicherheitsbereich, der in der erweiterten GLUE-Analyse ermittelt wurde. Gemessene Nitratfrachten für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Muschenheim und Münster liegen nur bis Mitte 2008 vor und haben eine zeitliche Auflösung von einmonatlichen Messungen bis zu Messungen im zweiwöchentlichen Rhythmus (vergl. Kap. 3.2.2). Aus diesem Grund können die Simulationen nur zu dem Zeitpunkt der Messungen beurteilt werden.

Abbildung 5.2-9 zeigt die simulierten und gemessenen Nitrat-Frachten der SWAT-Variante III für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg. In Tabelle 5.2-4 sind die Werte für die P- und R-Faktoren der beiden SWAT-Varianten für die simulierten Nitratfrachten für alle Messstationen zusammengefasst. Für den Pegel Bruchenbrücken zeigen die berechneten Nitratfrachten ein ähnliches Verhalten wie die gemessenen Werte. Es kommt zu hohen Frachten in den Wintermonaten und niedrigen

Frachten in der Sommerzeit. Dabei sind bei den simulierten Werten jedoch Über- und Unterschätzungen durch das Modell zu verzeichnen.

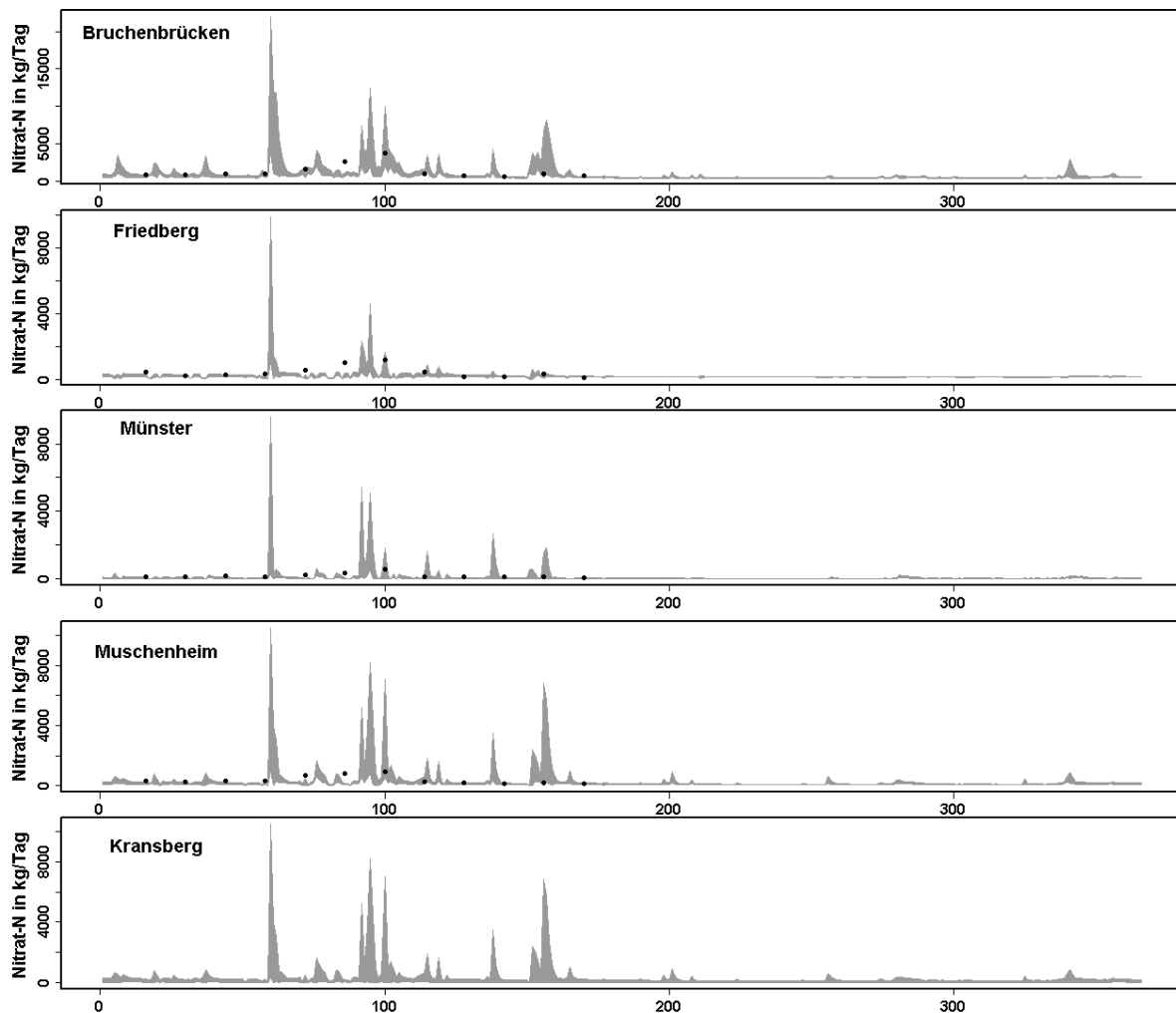


Abb. 5.2-9: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III

Der P-Faktor für den Pegel Bruchenbrücken beträgt 0,39 und zeigt, dass 39 % der gemessenen Daten von dem Unsicherheitsbereich eingeschlossen werden. Dieser weist einen R-Faktor von 1,10. Die berechneten Werte für den Pegel Friedberg zeigen ein ähnliches Verhalten wie für den Pegel Bruchenbrücken. Für diesen Pegel erfasst der Unsicherheitsbereich der Simulation 33 % der Messdaten, ist jedoch deutlich schmaler als der Unsicherheitsbereich am Pegel Bruchenbrücken.

Die simulierten Frachten am Pegel Münster entsprechen in der Dynamik denen der Pegel Bruchenbrücken und Friedberg, die Simulationen weisen aber mit 0,07 den geringsten P-Wert auf. Das Unsicherheitsband ist mit einem R-Faktor von 0,58 deutlich schmaler als für die beiden oben beschriebenen Pegel, was die geringe Anzahl an Messwerten erklärt, die vom Unsicherheitsband eingeschlossen werden. Dadurch kommt es stärker zu Über- und Unterschätzungen des Modells.

Für Kransberg sind keine gemessenen Daten verfügbar, die simulierten Daten sind trotzdem für den Vergleich mit den anderen Messstellen dargestellt. Das Unsicherheitsband der simulierten Nitratfrachten am Pegel Muschenheim weist mit 0,51 den höchsten P-Faktor für die SWAT-Variante III auf. Jedoch ist der Unsicherheitsbereich im Vergleich zu den anderen Messstellen am größten (R-Faktor 1,91). Die zeitliche Dynamik der Frachten ist vergleichbar mit denen der anderen bereits beschriebenen Messstellen. Aufgrund der fehlenden Messwerte kann die Güte der Simulation am Pegel Kransberg hinsichtlich der berechneten Nitratfrachten nicht beurteilt werden. Der jahreszeitliche Verlauf der modellierten Frachten an dieser Stelle ist jedoch vergleichbar mit den anderen Pegeln und reagiert wie diese auf die Spitzen der simulierten Abflüsse.

Tabelle 5.2-4: P- und R-Faktoren der simulierten Nitrat-Frachten für die GLUE-Analysen der beiden SWAT Varianten II und III für den modellierten Zeitraum 2006-2008

	<i>P-Faktor</i>		<i>R-Faktor</i>	
	Variante II	Variante III	Variante II	Variante III
Bruchenbrücken	0,73	0,39	1,77	1,10
Friedberg	0,58	0,33	1,57	0,65
Münster	0,70	0,07	2,22	0,58
Muschenheim	0,77	0,51	2,49	1,91

In Abbildung 5.2-10 sind die berechneten Nitratfrachten der Unsicherheitsbänder der SWAT-Variante II und die gemessenen Werte aller Pegel dargestellt. Die berechneten Nitratfrachten für die Messstation Bruchenbrücken zeigen eine ähnliche Dynamik wie die gemessenen Werte. Der ermittelte Unsicherheitsbereich wird durch einen P-Faktor von 0,73 und einen R-Faktor von 1,77 charakterisiert. Die simulierten Nitratfrachten am Pegel Friedberg weisen einen fast identischen Verlauf der jahreszeitlichen Dynamik wie die simulierten Frachten vom Pegel Bruchenbrücken auf. Der P-Faktor beträgt hier 0,58 und der R-Faktor ist mit 1,57 etwas niedriger als bei Bruchenbrücken. Für die Messstelle Münster ist bei den berechneten Frachten ein deutlich gedämpfterer jahreszeitlicher Verlauf zu verzeichnen, als bei den beiden oben beschriebenen Pegeln. Der P-Faktor für den ermittelten Unsicherheitsbereich der Simulationen liegt mit 0,7 im Bereich des Pegels Bruchenbrücken. Der R-Faktor liegt mit 2,22 deutlich höher. Die Ergebnisse für den Pegel Muschenheim liegen mit einem Wert für den P-Faktor von 0,77 und den R-Faktor von 2,49 in einem vergleichbaren Bereich wie bei Münster. Das heißt, in diesem Fall wird ein Großteil der gemessenen Werte (77 %) von einem breiten Unsicherheitsband eingeschlossen. Die simulierten Nitratfrachten für den Pegel Kransberg folgen der Dynamik der berechneten Frachten am Pegel Friedberg, jedoch auf niedrigerem Niveau.

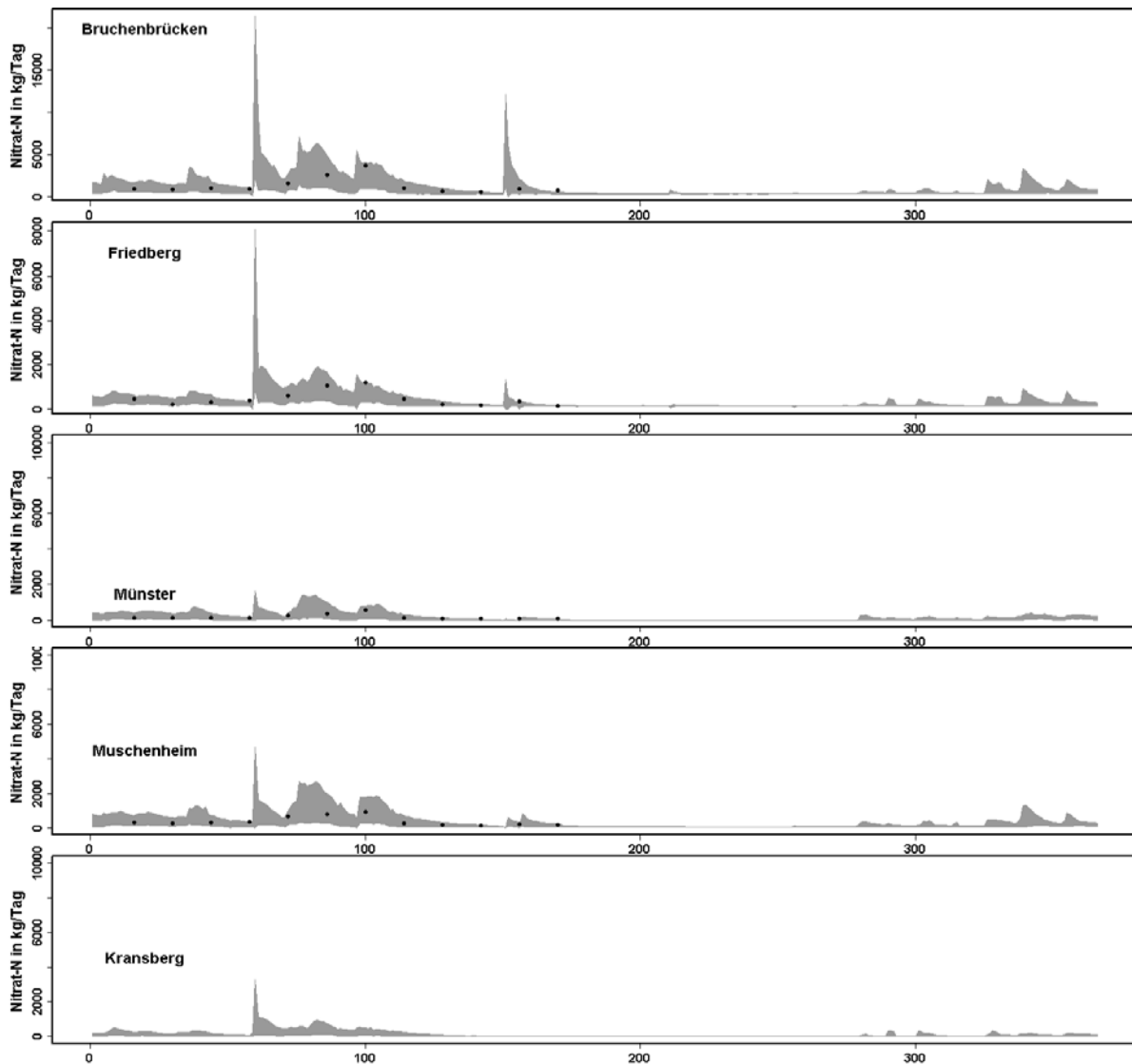


Abb. 5.2-10: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg und Münster für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II

Diskussion der Ergebnisse der GLUE-Analyse für die Nitrat-Frachten

Aus Abbildung 5.2-2 und Tabelle A6 im Anhang ist ersichtlich, dass für das mittlere Gütemaß d_N über alle Pegel das erweiterte GLUE-Ensemble der Variante II deutlich höhere Werte als die Variante III aufweist. Der maximale Mittelwert über alle Pegel für Variante II beträgt 0,85 (Variante III 0,65), der minimale Mittelwert über alle Pegel beträgt 0,57 (Variante III 0,48). Pohlert et al. (2007b) erreichen für das sich nördlich an das Untersuchungsgebiet angrenzende Dill-Einzugsgebiet (Pegel Aßlar) einen Wert für d_N von 0,62 und für ein Teileinzugsgebiet der Dill $d_N=0,64$. Beide SWAT-Varianten liegen demzufolge im gleichen Bereich wie für die Modellierung des Dill-Einzugsgebietes. Beide Varianten haben hinsichtlich des Gütemaßes $PBIAS_N$ ähnliche Werte, jedoch weist Variante II mit 7,622 (Variante III 19,26) einen geringeren Minimalwert auf. Nach Moriasi et al. (2007) kann die Modellgüte für beide SWAT-Versionen hinsichtlich $PBIAS_N$ als gut eingeschätzt werden.

Tabelle 5.2-4 zeigt Kennwerte der Unsicherheit der erweiterten GLUE-Ensembles der simulierten Nitratfrachten beider SWAT-Varianten. Vergleichbar mit den simulierten Abflüssen weist die Variante II hier für alle Pegel einen höheren P-Faktor auf als Variante III. Der R-Faktor liegt für Variante II deutlich über der von Abbaspour et al. (2007) vorgeschlagenen Grenze und ist gleichzeitig viel höher als die R-Faktoren für die simulierten Abflüsse. Dies deutet darauf hin, dass die hohen Werte für den P-Faktor überwiegend durch einen breiten Unsicherheitsbereich, der alle Messwerte einschließt, erreicht werden. Die Variante III besitzt an allen Pegeln deutlich geringere Werte für den R-Faktor als Variante II, liegt jedoch bei dem Pegel Bruchenbrücken über dem vorgeschlagenen Schwellenwert von Abbaspour et al. (2007) von 1,0. Durch die niedrigeren R-Faktoren bzw. durch die damit verbundenen schmalere Unsicherheitsbänder ist die geringere Zahl der Messwerte zu erklären, die von den Unsicherheitsbändern eingeschlossen werden. Durch den Vergleich beider Varianten wird deutlich, dass die Unsicherheiten in der Simulation der Nitratfrachten bei Variante II höher liegen als bei Variante III. Außerdem fällt auf, dass die Simulation der Nitratfrachten für beide Varianten mit höheren Unsicherheiten verbunden ist als die Simulation der Abflüsse. Hierfür gibt es mehrere Ursachen. Die größte Unsicherheitsquelle sind die diskontinuierlichen Messungen der Nitratfrachten. Dadurch können die Austräge nicht über das gesamte hydrologische Geschehen eingeschätzt werden, was wiederum zu einer eingeschränkten Bewertungsmöglichkeit der Güte der simulierten Nitratfrachten führt. Weitere Ursachen für Unsicherheiten sind wie bei den simulierten Abflüssen der Einfluss der Punktquellen. Vergleichbar zur Hydrologie können hier die Frachten der Kläranlagenabläufe nur über einen konstanten täglichen Wert, abhängig von der Ausbaugröße der Kläranlage geschätzt werden. Dadurch sind vor allem in Trockenperioden Überschätzungen der Frachten durch das Modell möglich.

Die Zeitreihen der simulierten Nitratfrachten von Variante II und III unterscheiden sich vor allem in der Dynamik. Die Variante II zeigt an allen Pegeln ein gedämpfteres Verhalten als Variante III. Das heißt, bei Variante II sind deutlich weniger Spitzen in den simulierten Nitratfrachten zu sehen als bei Variante III. Die Nitratfrachtspitzen von Variante III folgen den Spitzen der simulierten Abflüsse. Die unterschiedlichen Dynamiken der beiden Varianten sind durch die unterschiedlichen Modellannahmen zu erklären. Für Variante II wurde, wie im Abschnitt 5.2 (Hydrologie) bereits diskutiert, der Grundwasserabfluss als dominierender abflussbildender Prozess identifiziert. Nitrat ist sehr löslich und wird leicht ausgewaschen (vergl. Kap. 2.3). In Variante II wird somit der größte Teil des Nitrats in das Grundwasser eingetragen und es kommt zu einem langsameren aber kontinuierlicheren Eintrag in das Gewässer. Im Gegensatz dazu ist bei Variante III der laterale Abfluss der dominierende abflussbildende Prozess. Hier wird das Nitrat mit dem lateralen Abfluss in die Fließgewässer verlagert, wodurch die zahlreichen Spitzen in der Nitratfracht an allen Pegeln zu erklären sind. Die Dynamik der Zeitreihen der simulierten Nitratfrachten von Variante III gleicht der Dynamik der in Pohlert et al. (2007b) dargestellten gemessenen und simulierten

Nitratfrachten. Dies gilt besonders für die Pegel Friedberg und Kransberg. Beide Pegel gehören zum Einzugsgebiet der Usa, das ähnliche Eigenschaften aufweist wie das Dilleinzugsgebiet (Pohlert et al., 2007b), wo die Abflussbildung durch laterale Abflüsse dominiert wird (Pohlert et al, 2007b, Eckhardt et al, 2001). Daraus ist zu schließen, dass für die Pegel Friedberg und Kransberg die Variante III die Dynamik der Nitratfrachten bezogen auf das Einzugsgebiet besser widerspiegelt als Variante II.

In Tabelle 5.2-4 sind die Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die variierten Parameter des Stickstoffhaushaltes der SWAT-Varianten II und III dargestellt. Für Variante II fällt auf, dass es bei keinem Parameter eine Einschränkung der Spanne im Vergleich zur Ausgangsspannweite gibt. Für Variante III hingegen sind leichte Einschränkungen zu verzeichnen, am stärksten für den Parameter CDN. Daraus ist zu schließen, dass die Parameterwerte des GLUE-Ensembles von Variante II mit größerer Unsicherheit behaftet sind als die Parameterwerte für das GLUE-Ensemble von Variante III.

Tabelle 5.2-5: Minimal-, Maximal- und Mittelwerte für die Stickstoff-Modellparameter der erweiterten GLUE-Ensembles der SWAT-Varianten II und III

	<i>Min</i> Variante II	<i>Max</i> Variante II	<i>Mittelwert</i> Variante II	<i>Min</i> Variante III	<i>Max</i> Variante III	<i>Mittelwert</i> Variante III
CMN	0.00010	0.00099	0.00059	0.00014	0.00093	0.00051
N_UPDIS	10.04	29.85	19.81	11.18	28.53	20.96
NPERCO	0.01	1.00	0.53	0.09	0.95	0.58
RSDCO	0.01	0.10	0.05	0.02	0.09	0.06
CDN	0.09	3.00	1.21	0.23	2.76	1.23
SDNCO	0.50	1.00	0.76	0.51	1.00	0.78

Die Güte der Modellierung der Nitratfrachten von SWAT-Variante III ist nur geringfügig schlechter als bei SWAT-Variante II, jedoch sind die Unsicherheiten bei Variante III deutlich geringer. Aus diesem Grund ist wie bei der Modellierung der Abflüsse hier die SWAT-Variante III als die geeignete Modellversion anzusehen.

Zusammenführende Diskussion

In den vorhergehenden Abschnitten wurden drei SWAT-Varianten mit unterschiedlichen Modellannahmen hinsichtlich der Güte der Simulation von Durchflüssen und Nitratfrachten miteinander verglichen. Dabei zeigten die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation, dass die SWAT-Variante I sowohl bei den simulierten Abflüssen als auch bei den simulierten Nitratfrachten für alle betrachteten Pegel deutlich schlechtere Ergebnisse liefert als die beiden anderen SWAT-Varianten. Der Unterschied dieser SWAT-Variante zu den beiden anderen Modellversionen ist die Annahme, dass die Eigenschaften des Grundwassers und der Fließgerinne im gesamten Einzugsgebiet gleich sind. Die niedrige Simulationsgüte dieser Modellvariante zeigt, dass die Heterogenität der abflussbildenden Prozesse von diesem Modell nicht erfasst werden konnte. Aus diesem Grund wurde auf eine Unsicherheitsanalyse

dieser Modellvariante verzichtet, da dieses Modell nach den Kriterien hinsichtlich Güte der Modellsimulation und Repräsentierung der dominierenden abflussbildenden Prozesse (Moriassi et al., 2007; Gupta et al. 2005) zu verwerfen ist.

Die SWAT-Varianten II und III lieferten deutlich bessere Simulationen für die Abflüsse und Nitratfrachten als Variante I. Dabei sind die Simulationen der Variante II mit deutlich höheren Unsicherheiten behaftet als die der Variante III. Dies liegt zum einen in der Tatsache begründet, dass das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante II nur mit 5 von 6 möglichen Gütekriterien aufgestellt werden konnte. Das heißt, die Parameterkombinationen dieses GLUE-Ensembles sind für fünf der Gütekriterien (NSE, d_Q , PBIAS_Q, d_N , PBIAS_N) als akzeptable Läufe identifiziert worden, während akzeptierte Läufe hinsichtlich NSE-log für alle anderen Gütekriterien verworfen wurden. Daraus resultiert die hohe Zahl der Parameterkombinationen für das erweiterte GLUE-Ensemble der Variante II (N=325). Das erweiterte GLUE-Ensemble der Variante III hingegen besteht aus Parameterkombinationen, die hinsichtlich aller sechs Gütekriterien als akzeptabel identifiziert wurden. Dadurch besteht dieses Ensemble nur aus 19 Läufen und besitzt folglich eine deutlich geringere Unsicherheit.

Die Unterschiede zwischen den beiden Modellvarianten beruhen auf Annahmen, die aufgrund unterschiedlicher Informationen über das Einzugsgebiet getroffen werden. Die Modellvariante II wurde mit den in der Modellierungspraxis gängigen Informationen wie Landnutzung und Bodeninformation parametrisiert. Zu den Bodeninformationen zählt außer der räumlichen Verteilung der Bodentypen mit unterschiedlicher Horizontierung, Textur und Bodentiefe auch die räumliche Verteilung und Parametrisierung von Bodenschichten mit hohen Grobbodenanteilen (vergl. Kap. 3.4.2). Die Modellvariante III wurde zusätzlich zu den eben beschriebenen Daten mit Informationen aus geologischen Karten und persönlichen Beobachtungen bzw. Expertenwissen parametrisiert. Dieses Wissen bzw. die zusätzlichen Informationen können nach Seibert und McDonnell (2002) mit „fuzzy knowledge“ oder Expertenwissen bezeichnet werden. In Modellvariante II werden, wie weiter oben bereits dargestellt, die herrschenden, abflussbildenden Prozesse nicht eindeutig reproduziert, wogegen mit dem teilweise diffusen Expertenwissen in Variante III nicht nur die Heterogenität der Landschaftseigenschaften des Wettereinzugsgebiet am besten repräsentiert wird, sondern auch die Unsicherheiten der Modellierung verringert werden. Aus diesem Grund wird das erweiterte GLUE-Ensemble der Variante III für die Szenarienanalyse ausgewählt.

5.3 Szenarienanalyse

Wie in den vorhergehenden Abschnitten beschrieben, wurde das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante III für die Szenarienanalyse ausgewählt. Mit dieser SWAT-Version wurden für den südlichen Teil des Wettereinzugsgebiets (vergl. Abb 3.5-2 in Kap. 3.7) zwei Landnutzungsszenarien simuliert und miteinander verglichen. Dabei entspricht das

Basisszenario der gegenwärtigen Landnutzung. Auf den ackerbaulich genutzten Flächen wurden über fünf verschiedene Fruchtfolgen durchschnittlich $213 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (mineralischer und Wirtschaftsdünger) ausgebracht, was den konventionellen Ackerbau repräsentiert. Das zweite Szenario wurde in Anlehnung an das Multifunktionalitätsszenario des SFB 299 entwickelt (Waldhardt et al, 2009). Hier wurden die Ackerflächen in konventionellen und ökologischen Ackerbau unterteilt. Die konventionell genutzten Ackerflächen erhielten über zwei Fruchtfolgen durchschnittlich $220 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Wirtschafts- und mineralischer Dünger), während bei den ökologisch genutzten Flächen im Mittel nur $75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, ausschließlich über Wirtschaftsdünger im Jahr appliziert wurden. Zusätzlich kommt zu den Fruchtfolgen des ökologischen Landbaus noch eine Gründungsphase hinzu. Im Multifunktionalitätsszenario wurde für alle ackerbaulich genutzten Flächen (konventionell und ökologisch) eine konservierende, nicht wendende Bodenbearbeitung angenommen. Desweiteren wurde im Multifunktionalitätsszenario die landwirtschaftliche Nutzfläche durch die Einführung von Blühflächen und Kräutersäumen sowie Ackerrandstreifen und Gewässerschutzstreifen deutlich vermindert (vergl. Kap. 3.6).

In den Abbildungen 5.3-1a und 5.3-1b sind die mittleren simulierten Nitrat-N-Frachten des GLUE-Ensembles für das Basis- (Abb. 5.3-1a) und das Multifunktionalitätsszenario (Abb. 5.3-1b) abgebildet.

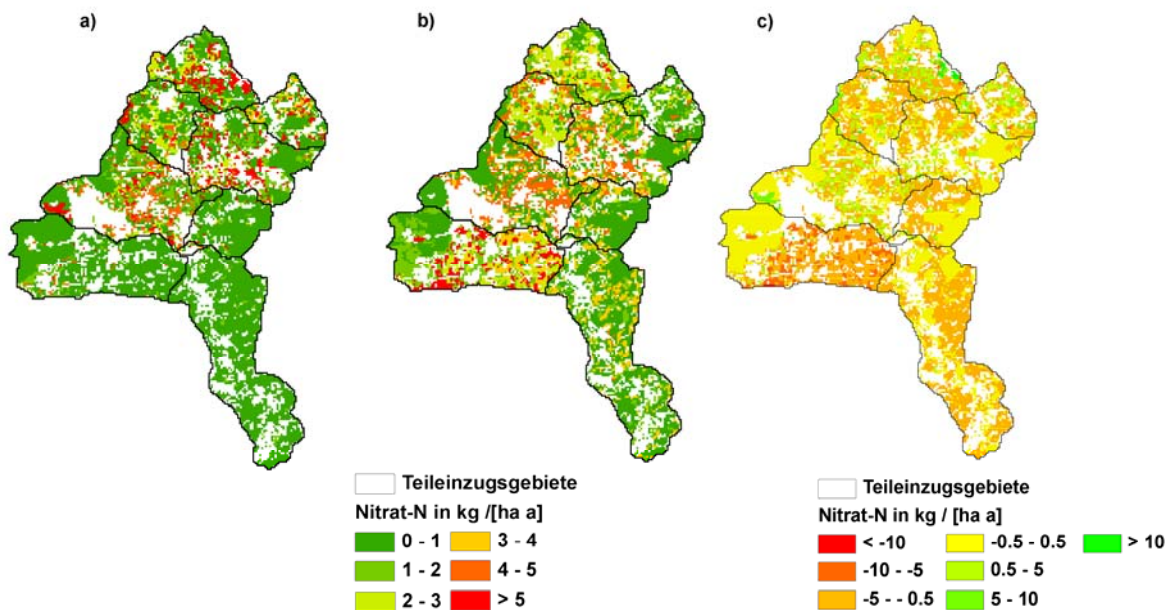


Abb. 5.3-1: Mittlere simulierte Nitrat-N-Frachten (in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basisszenario (a) und das Multifunktionalitätsszenario (b); Differenzkarte (c) der Nitrat-N-Frachten (in $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ermittelt aus der Subtraktion der Frachten aus dem Basisszenario und dem Multifunktionalitätsszenario; weiße Flächen stellen Stadtflächen und nicht modellierte Landnutzungsklassen dar

Beide Szenarien zeigen überwiegend geringe Nitrat-N-Frachten in der Größenordnung zwischen $0 - 4 \text{ kg Nitrat-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Scheffer et al. (1998) berichten von mittleren

Austragsraten auf ackerbaulich genutzten, sandigen Standorten im Raum Hannover von $59 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, jedoch sind dort deutlich höhere Jahresniederschläge zu verzeichnen. Im nördlich des Untersuchungsgebiets gelegenen Lahn-Dill-Bergland haben Pohlert et al. (2007b) für landwirtschaftliche Standorte Austragsmengen für Nitrat-N von $15\text{-}40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berechnet. Allerdings sind auch in diesem Gebiet deutlich höhere Jahresniederschläge zu verzeichnen und die Böden weisen eine geringere Tiefgründigkeit und ein niedrigeres Wasserspeichervermögen auf. Die geringen Frachten der simulierten Szenarien sind größtenteils auf die geringen Niederschläge (vergl. Kap. 3.1.2) und das hohe Wasserspeichervermögen der Böden (vergl. Kap. 3.1.2 und Kap. 5.2) zurückzuführen. Die Folge ist eine niedrige Abflussbildung in diesem Gebiet (vergl. Kap. 5.2) und dementsprechend eine geringe Nitrat-Auswaschung. In Abb. 5.3-3c ist eine Differenzkarte aus der Subtraktion der Frachten des Basisszenarios mit dem Multifunktionalitätsszenario dargestellt. In dieser Karte repräsentieren positive Werte höhere Frachten für das Basisszenario und negative Werte höhere Frachten für das Multifunktionalitätsszenario. Die Abbildung zeigt überwiegend geringe Veränderungen in den Nitrat-N-Frachten zwischen -5 und $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für das gesamte Untersuchungsgebiet. Die Unterschiede in den Nitratfrachten sind auf die veränderte Landnutzung zurückzuführen. Das bedeutet, aufgrund des Wechsels von konventionellem zu ökologischem Landbau oder durch den Wechsel der applizierten Stickstoffmengen durch veränderte Fruchtfolgen haben sich auch die Nitratfrachten verändert. Die Flächen mit geringer oder keiner Veränderung der Austragsraten sind Waldflächen (vergl. Abb. 3.5-3 Kap. 3.7).

Tabelle 5.3-1 fasst die mittleren Abflusswerte und die mittleren Nitratfrachten mit den zugehörigen Variationskoeffizienten für das GLUE-Ensemble für die betrachteten Teileinzugsgebiete und die beiden simulierten Landnutzungsszenarien zusammen. Die Tabelle zeigt, dass die Abflusshöhen im Multifunktionalitätsszenario gegenüber dem Basisszenario deutlich zunehmen. Dies liegt zum Einen in der Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche durch die Einführung von Blühflächen, Ackerrandstreifen und Gewässerschutzstreifen im Multifunktionalitätsszenario begründet (vergl. Kap. 3.6). Diese neuen Landnutzungsklassen weisen im Modell eine geringere Evapotranspirationsleistung auf als die landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die unterschiedliche Evapotranspirationsleistung der modellierten Pflanzenarten ist durch die verschiedenartige Parametrisierung im Pflanzenwachstumsmodul zu erklären. Dadurch kommt es zu einer verstärkten Abflussbildung über Versickerung bzw. laterale Wasserbewegungen. Ein weiterer Grund ist die Einführung von Fruchtfolgen des ökologischen Landbaus (vergl. Kap. 3.6). Diese Fruchtfolgen bestehen zum größten Teil aus anderen Kulturarten, für die das Modell eine geringere Verdunstungshöhe im Vergleich zu den konventionellen Fruchtfolgen berechnet, was in einer erhöhten Abflussbildung resultiert. Es ist auffällig, dass für beide Landnutzungsszenarien bezüglich der simulierten Abflusshöhen

in den jeweiligen Teileinzugsgebieten sehr niedrige Variationskoeffizienten erreicht werden, was für eine geringe Unsicherheit der Ergebnisse spricht.

Tabelle 5.3-1: Mittlere jährliche Abflusswerte und mittlere jährliche Nitrat-N-Frachten der Teileinzugsgebiete (TEZ) und Variationskoeffizienten des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario

TEZ	<i>Abfluss</i> [mm]		<i>Variationskoeffizient</i> <i>Abfluss</i>		<i>Nitrat-N-Fracht</i> [kg ha ⁻¹]		<i>Variationskoeffizient</i> <i>Nitrat-N-Fracht</i>	
	Basis	Multi	Basis	Multi	Basis	Multi	Basis	Multi
10	35.89	71.87	0.10	0.03	2.91	2.33	0.36	0.36
12	39.06	70.18	0.10	0.03	2.33	1.83	0.41	0.35
13	36.17	80.39	0.05	0.03	1.75	3.31	0.44	0.33
14	44.07	70.56	0.07	0.04	2.38	2.23	0.38	0.36
15	47.19	82.14	0.06	0.04	2.31	2.95	0.41	0.28
16	5.43	32.62	0.10	0.06	0.44	1.13	0.53	0.42
17	60.89	98.53	0.08	0.07	3.17	2.56	0.37	0.34
18	63.53	150.83	0.06	0.02	1.51	4.12	0.40	0.34
31	16.96	52.47	0.06	0.05	0.80	1.79	0.36	0.39

Im Hinblick auf die mittleren Nitratausträge ist erkennbar, dass es im Multifunktionalitätsszenario sowohl zu einer Erhöhung als auch einer Abnahme der Nitratfrachten auf Teileinzugsgebietsebene kommt. Durch die Verminderung der landwirtschaftlichen Nutzfläche kommt es zu geringeren Stickstoffeinträgen über Düngung. Andererseits begünstigt eine höhere Abflussbildung den Nitrataustrag. Die Variationskoeffizienten der Nitratfrachten für beide Landnutzungsszenarien liegen auf deutlich höherem Niveau als bei den Abflüssen. Das bedeutet, die Simulation der Nitratausträge ist in diesem Gebiet mit deutlich höheren Unsicherheiten behaftet. Da die Modellierung der Abflussbildung nur geringe Unsicherheiten aufweist, sind die hohen Unsicherheiten auf die Modellierung des Stickstoffhaushaltes zurückzuführen. Dies wird durch die Ergebnisse im vorhergehenden Kapitel bestätigt.

In Tabelle 5.3-2 sind die mittleren Nitratkonzentrationen an den Teileinzugsgebietsauslässen und die entsprechenden Variationskoeffizienten für die beiden Landnutzungsszenarien dargestellt. Die mittleren Nitratkonzentrationen der Teileinzugsgebiete für das Basisszenario liegen zwischen 1,13 und 3,26 mg Nitrat-N l⁻¹. Dabei sind die niedrigsten Konzentrationen bei den Zuflüssen zur Wetter zu verzeichnen (Teileinzugsgebiete 10, 13, 16 und 18). Weiterhin ist eine Zunahme der Nitratkonzentration stromabwärts in der Wetter festzustellen (TEZ 12, 14, 15, 17 und 31). Die mittlere Nitratkonzentration ist am Auslass des betrachteten Gebietes etwas niedriger als die mittlere gemessene Konzentration (3,75 mg Nitrat-N l⁻¹, Zeitraum 2006 bis Mitte 2008) am weiter südlich gelegenen Pegel Bruchenbrücken. Jedoch liegt zwischen dem Auslass des Untersuchungsgebietes und dem Pegel Bruchenbrücken der Zufluss der Usa. Die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet der Usa ist zwar weniger intensiv als im Untersuchungsgebiet, allerdings liegen hier die größten Kläranlagen mit einer

Gesamtzahl der Einwohnerequivalente um die 150000. Dadurch ist die punkthafte Belastung höher, was zu einer höheren Nitrat-N-Konzentration am Pegel Bruchenbrücken im Vergleich zum Untersuchungsgebiet führt. Nach der chemischen Gewässergüteklassifikation (LAWA, 1998) ist die Wetter in dem betrachteten Gebiet in die Klasse II-III einzuordnen, was eine deutliche Belastung anzeigt. Die Teileinzugsgebiete 16 und 18 (Zuflüsse) können dagegen als gering belastet (Stufe I-II) eingestuft werden. Die TEZ 10 und 12 gelten als mäßig belastet. Im Multifunktionalitätsszenario werden niedrigere Nitrat-N-Konzentrationen prognostiziert. Die Veränderungen sind größtenteils jedoch nicht ausreichend, um die Zuflüsse bzw. die Wetter in eine günstigere Klasse der chemischen Gewässergüte einzustufen zu können.

Tabelle 5.3-2: Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen der Teileinzugsgebiete (TEZ) und die zugehörigen Variationskoeffizienten des GLUE-Ensembles der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario

TEZ	<i>Nitrat-N</i> <i>[mg l⁻¹]</i>		<i>Variationskoeffizient</i>	
	Basis	Multi	Basis	Multi
10	2,18	1,82	0,25	0,24
12	2,49	2,33	0,22	0,22
13	2,54	2,09	0,50	0,38
14	2,54	2,36	0,22	0,23
15	3,05	2,82	0,18	0,19
16	1,13	0,78	0,38	0,32
17	3,17	2,93	0,17	0,18
18	1,34	1,26	0,48	0,43
31	3,26	2,94	0,18	0,19

Die Abnahme der Nitratkonzentrationen im Multifunktionalitätsszenario ist auf die höheren Abflüsse zurückzuführen. Da die Nitratausträge aus dem untersuchten Gebiet nicht im gleichen Maße ansteigen wie die Abflüsse, kommt es zu Verdünnungseffekten in den Fließgewässern und somit zu einer Abnahme der Nitratkonzentration.

Neben den diffusen Austrägen aus der Landwirtschaft stellt die punkthafte Einleitung über Kläranlagen die zweite große Quelle für Nitrat in den Gewässern im Untersuchungsgebiet dar. Hier liegen Kläranlagen mit einer Gesamtreinigungsleistung von 60482 Einwohnerequivalenten (vergl. Kap. 3.4.2 und Abb. 3.4-7). Eine Gegenüberstellung des Anteils von Kläranlagen an der Gesamtfracht für Teileinzugsgebiete mit Kläranlagen ist in Tabelle 5.3-3 aufgeführt. In der Tabelle ist zu sehen, dass der Anteil der Kläranlagen an den Gesamtfrachten in den Teileinzugsgebieten von der Größe der Kläranlagen abhängt. In Teileinzugsgebieten mit kleinen Kläranlagen (TEZ 13, 31) (vergl. Tab.3.4-1, Kap. 3.4.2) liegt der Anteil an den Frachten aus Kläranlagen an der Gesamtfracht zwischen 4-8 % sowohl für das Basis- als auch das Multifunktionalitätsszenario. Im Teileinzugsgebiet 15 haben punkthafte Einträge einen Anteil von 56-59 % an der Gesamtfracht für beide Landnutzungsszenarien. Des Weiteren ist der Kläranlageneinfluss auf die Nitratfrachten für

solche Gebiete hoch, in denen nur wenig Nitrat ausgetragen wird (TEZ 16, EWG 2400). Auf das gesamte Untersuchungsgebiet bezogen, haben die Kläranlagen durchschnittlich einen Anteil von 23 bzw. 25 % an der Gesamtfracht (Nitrat-N) für beide Landnutzungsszenarien.

Tabelle 5.3-3: Gegenüberstellung der mittleren Gesamtfracht Nitrat-N und Nitrat-N-Fracht aus den Kläranlagen für Teileinzugsgebiete [TEZ] mit Kläranlagen für das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario

TEZ	Gesamtfracht Nitrat-N [kg a ⁻¹]		Kläranlagen		
	Basis	Multi	Fracht [kg a ⁻¹]	Basis [%]	Multi [%]
10	3311,64	2245,64	941,70	28,44	41,93
12	4681,02	3866,65	507,35	10,84	13,12
13	2045,05	2897,00	135,05	6,60	4,66
14	9738,94	8311,30	1040,25	10,68	12,52
15	36219,04	38439,71	21622,60	59,70	56,25
16	636,36	650,73	259,00	40,70	39,80
31	12305,39	14398,15	941,00	7,65	6,54

In Abbildung 5.3-2 sind Wirkungen des Multifunktionalitätsszenarios auf verschiedene Elemente des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im Bezug zum Basisszenario als Mittelwerte über das betrachtete Einzugsgebiet dargestellt.

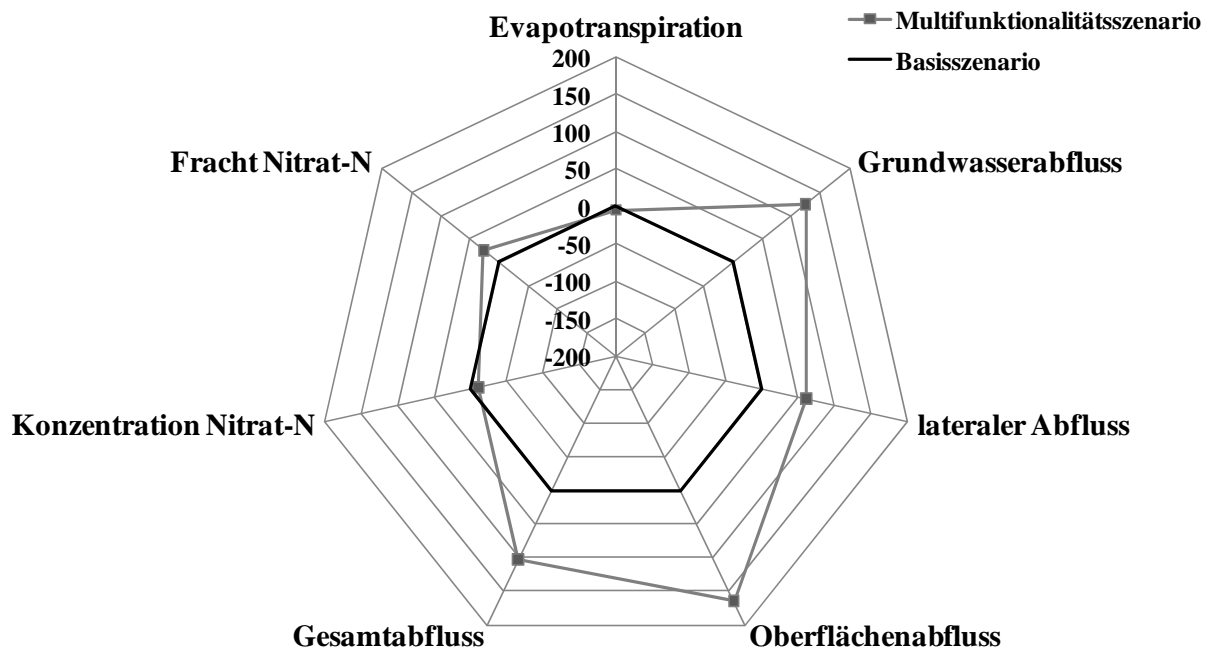


Abb. 5.3-2: Prozentuale Veränderung verschiedener Kennwerte des Wasser- und Stickstoffhaushaltes als Mittelwerte über das betrachtete Gebiet im Multifunktionalitätsszenario bezogen auf das Basisszenario

Es zeigt sich, dass in einer Landschaft, die dem Multifunktionalitätsszenario nahe kommt, die Evapotranspirationshöhe abnimmt. Dies ist auf die heterogenere Landnutzung zurückzuführen. Durch die Verbreiterung bzw. Einführung von Gewässerrandstreifen und

Ackerrandstreifen sowie von Blühflächen (Gras- und Kräutersäume) nimmt der Anteil der ackerbaulich genutzten Fläche ab. Gleichzeitig weisen diese Landnutzungsarten im Modell geringere Evapotranspirationshöhen auf als konventionelle Ackerflächen. Bei gleichbleibenden Niederschlägen hat eine geringere Evapotranspiration eine stärkere Versickerung bzw. eine stärkere Abflussbildung zur Folge. Für das Multifunktionalitätsszenario ist eine Zunahme des Gesamtabflusses sowie des Grundwasser- und Oberflächenabflusses und des lateralen Abflusses zu verzeichnen. Wie in Kap. 5.2 bereits diskutiert wurde, ist der laterale Abfluss in diesem Gebiet der dominierende abflussbildende Prozess und trägt am meisten zum Gesamtabfluss bei, was auch in Tabelle 5.3-4 zu sehen ist. In der Tabelle sind die Gebietsmittelwerte für Elemente des Wasser- und Stickstoffhaushaltes und die zugehörigen Variationskoeffizienten zusammengefasst. Mit den erhöhten Abflussraten sind auch die höheren Nitrat-Austräge im Multifunktionalitätsszenario zu erklären. Da jedoch die Höhe der Nitrat-Auswaschung nicht im gleichen Maße ansteigt wie die Abflussbildung, kommt es letztendlich in den Fließgewässern zu Verdünnungseffekten, was eine Verringerung der Nitratkonzentration bedeutet.

Tabelle 5.3-4: Gegenüberstellung der mittleren Werte für Elemente des Wasser- und Nitrathaushaltes im Untersuchungsgebiet für das GLUE-Ensemble der SWAT-Variante III für das Basis- und Multifunktionalitätsszenario

	<i>Gebietsmittelwerte</i>		<i>Variationskoeffizient</i>	
	Basis	Multi	Basis	Multi
Evapotranspiration [mm]	493,48	467,98	0,01	0,01
Grundwasserabfluss [mm]	0,03	0,07	4,36	4,36
Lateraler Abfluss[mm]	29,56	47,50	0,06	0,04
Oberflächenabfluss[mm]	11,40	30,13	0,12	0,04
Gesamtabfluss[mm]	38,80	78,84	0,07	0,03
Nitrat-N-Konzentration[mg l ⁻¹]	2,41	2,15	0,25	0,23
Nitrat-N-Fracht [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	1,96	2,47	0,41	0,35

Die in Tabelle 5.3-4 dargestellten Variationskoeffizienten zeigen für alle Elemente des Wasserhaushaltes, außer für den Grundwasserabfluss, geringe Unsicherheiten. Die sehr hohen Unsicherheiten in der Abbildung des Grundwasserabflusses sind darauf zurückzuführen, dass 18 Läufe keinen Grundwasserabfluss für dieses Gebiet vorhersagen und nur ein Lauf sehr geringe Werte. Die hohen Unsicherheiten in der Grundwassersimulation sind für dieses Gebiet jedoch vernachlässigbar, da dieser Prozess hier nur eine untergeordnete Rolle spielt. Die Nitrat-N-Konzentration zeigt im Vergleich zur Nitratfracht niedrigere Variationskoeffizienten und somit niedrigere Unsicherheiten.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich eine Landschaft, wie sie im Multifunktionalitätsszenario beschrieben wurde, im Vergleich zu der augenblicklich vorherrschenden Landnutzung positiv sowohl auf den Gesamtabfluss als auch auf die Nitratkonzentration in den Gewässern auswirkt. Es konnte aber auch gezeigt werden, dass die

Nitrat-Austräge im untersuchten Gebiet im Vergleich zu anderen Landschaften sehr gering sind. Weiterhin haben punktuelle Einleitungen über Kläranlagen einen großen Anteil an den Nitratfrachten der Gewässer in diesem Gebiet. Im Multifunktionalitätsszenario wurde dieser Anteil durch höhere Abflusswerte verringert.

6. Abschlussdiskussion

Ziel der Arbeit war es, die Wirkungen von Datengrundlagen unterschiedlicher Qualität und Quantität auf die Unsicherheiten in der Modellierung des Wasser- und Stickstoffkreislaufes zu ermitteln. Darüber hinaus sollte die Bedeutung von Unsicherheiten in den Modellsimulationen für die Szenarienrechnungen bzw. deren Ergebnisse untersucht werden. Dazu wurde das Modell SWAT für zwei Flusseinzugsgebiete mit unterschiedlichen Datengrundlagen angewendet. Für beide Einzugsgebiete wurden GLUE-Analysen durchgeführt, um die Unsicherheiten in den Simulationen abzuschätzen und geeignete Parameterkombinationen für die Szenarienanalyse zu identifizieren. Die ausgewählten Parametersätze wurden anschließend für die Berechnung von Szenarien verwendet.

Das erste Untersuchungsgebiet, das Einzugsgebiet der Ic, befindet sich in der Bretagne in Frankreich. Für dieses Einzugsgebiet war die Datenlage unzureichend. Es musste eine Bodenkarte interpoliert werden, und es standen für sieben Messstellen lediglich einmonatliche Messwerte für den Abfluss und die Nitratfrachten zur Verfügung. Die Simulation des zweiten Einzugsgebiets, der Wetter (Wetterau, Deutschland), basierte dagegen auf deutlich ausführlicheren Daten. Neben detaillierten bodenkundlichen Karten konnte auf kontinuierliche Abflussmessungen an fünf Pegeln im Einzugsgebiet zurückgegriffen werden. Lediglich die Messwerte der Nitratfrachten hatten eine diskontinuierliche zeitliche Auflösung, standen jedoch größtenteils als zweiwöchentliche Messungen zur Verfügung. Durch die Auswertung von geologischen Karten und Daten von geologischen Erkundungsbohrungen konnten zusätzliche Informationen über die bodenkundlichen und geologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet in die Modellierung mit eingearbeitet werden.

In den folgenden Abschnitten sollen die Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen und der Szenariensimulationen für die beiden betrachteten Einzugsgebiete zusammengefasst und diskutiert werden.

Bei den GLUE-Analysen für das Ic-Einzugsgebiet stellte der Mittelwert aus d_Q (Index of Agreement für simulierte Durchflüsse) und d_N (Index of Agreement für simulierte Nitratfrachten) über alle Messstellen die Zielfunktion dar. Dadurch wurden 13 von 5000 Parametersätzen als akzeptabel in Bezug auf die Zielfunktion identifiziert. Hinsichtlich der simulierten Abflüsse wurde ein mittlerer Wert über alle Messstellen von $d_Q = 0,66$ erreicht. Der mittlere P-Faktor der simulierten Abflüsse für das Ic-Einzugsgebiet betrug 0,09. Das bedeutet, es wurden nur 9 % aller Messwerte von den 95 %-Unsicherheitsbändern umschlossen. Der mittlere R-Faktor der simulierten Abflüsse betrug 0,41. Für die modellierten Nitrat-Frachten konnte für alle Messstellen ein mittlerer Wert für d_N von 0,61 ermittelt werden. Der mittlere P-Faktor für die Nitrat-Frachten war 0,32 und der mittlere R-Faktor 0,51.

Die Simulationen für das Ic-Einzugsgebiet weisen vor allem in den Rezessionsphasen der berechneten Abflüsse (Auslaufphase des Hydrographen nach Spitzenabflüssen) breite Unsicherheitsbänder auf. Das bedeutet, dass die Simulationen der Abflüsse nach Spitzenereignissen für die Ic unsicher sind. Die hohen Unsicherheiten sind zum größten Teil auf die diskontinuierlichen Abflussmessungen und die abgeleitete Bodenkarte zurückzuführen. Für die GLUE-Analyse werden nur Parameterkombinationen als akzeptabel ausgewählt, bei denen die simulierten Durchflüsse die geringsten Abweichungen zu den tatsächlich gemessenen aufweisen. Im Ic-Einzugsgebiet ist jedoch ein Vergleich zwischen simulierten und beobachteten Werten nur für die Zeitschritte möglich, an denen tatsächlich gemessene Abflüsse zur Verfügung standen. Die ausgewählten Parameterkombinationen können für die restlichen Zeitschritte (ohne Messwerte) unterschiedliche Werte aufweisen. Die Wahrscheinlichkeit für das eben beschriebene Phänomen ist umso größer, je mehr Parameter variiert werden bzw. je weiter die Spannweiten sind, innerhalb derer die Parameter verändert werden. Durch geringe Informationen über die Bodeneigenschaften im Ic-Einzugsgebiet mussten drei Bodenparameter (vergl. Tab. 3.5-1) mit relativ weiten Spannweiten variiert werden.

Für das Wetter-Einzugsgebiet wurden drei SWAT-Varianten untersucht, denen unterschiedliche Annahmen im Zusammenhang mit Hydrologie und Geologie zugrunde lagen. Es zeigte sich, dass die SWAT-Version, in der zusätzliche Informationen zur Verteilung von undurchlässigen Bodenschichten in den Mittelgebirgsregionen und zur Mächtigkeit von Lössschichten im Tieflandsbereich berücksichtigt wurden, die höchsten Simulationsgüten und niedrigsten Unsicherheiten aufwies. Hinsichtlich der simulierten Abflüsse erreichte das GLUE-Ensemble dieser SWAT-Variante einen mittleren Wert für d_Q von 0,76. Der mittlere P-Faktor der modellierten Abflüsse betrug 0,29 und der mittlere R-Faktor 0,49. Im Hinblick auf die berechneten Nitratfrachten wurde ein Wert für d_N von 0,57 erreicht. Für den mittleren P-Faktor der simulierten Nitrat-Frachten wurde ein Wert von 0,32 und für den R-Faktor der Wert 1,06 berechnet.

Für die simulierten Abflüsse lag d_Q ($d_Q = 0,76$) für die Wetter höher als für das Ic-Einzugsgebiet ($d_Q = 0,66$). Dasselbe gilt für die P- und R-Faktoren. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse muss die unterschiedliche Qualität bzw. Quantität der Messungen berücksichtigt werden. Für das Ic-Einzugsgebiet standen durchschnittlich 12 Messwerte pro Jahr und Messstelle zur Verfügung, während für das Wettereinzugsgebiet auf durchschnittlich 365 Messwerte pro Jahr zurückgegriffen werden konnte. Demnach sind die Gütemaße und Unsicherheitskennwerte beim Ic-Einzugsgebiet nur repräsentativ für die hydrologischen Bedingungen, die durch die Messwerte erfasst wurden. Dagegen konnte im Wettereinzugsgebiet durch die kontinuierlichen Messreihen das gesamte Abflussgeschehen erfasst und bewertet werden. Aus diesem Grund wies die Simulation der Abflüsse im Wettereinzugsgebiet eine höhere Güte auf und war mit weit geringeren Unsicherheiten

behaftet als die berechneten Durchflüsse im Ic-Einzugsgebiet. Diese Ergebnisse zeigen die hohe Bedeutung des Umfangs vorhandener Messwerte für die Überprüfung der Simulationsgüte von Modellen. Modellunsicherheiten können nur für die hydrologischen Bedingungen eingeschätzt werden, die durch Messungen repräsentiert werden.

Bei den Nitratfrachten wies das GLUE-Ensemble des Ic-Einzugsgebiets den höheren Wert für d_N auf ($d_N = 0,61$) als das GLUE-Ensemble des Wetter-Einzugsgebiet ($d_N = 0,57$). Die P-Faktoren waren für beide Untersuchungsgebiete gleich (0,32). Der R-Faktor war für die Wetter deutlich höher (1,06) als für die Ic (0,51). Obwohl für beide Untersuchungsgebiete diskontinuierliche Messreihen für die Nitratfrachten vorlagen, war die Simulation der Frachten für die Wetter mit einer höheren Güte zu bewerten als für die Ic. Dies kann damit begründet werden, dass die Simulation des Stickstoffhaushaltes bzw. die Modellierung von Stickstoffausträgen eine korrekte Darstellung des Wasserkreislaufs voraussetzt. Wenn ein Modell das Abflussgeschehen wiedergeben kann und dabei auch die im Einzugsgebiet vorherrschenden Abflussbildungsprozesse widerspiegelt, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Prozesse, die den Nitrataustrag im Modell beschreiben, „richtige“ Ergebnisse liefern, da dieser mit der Versickerung von Wasser im Boden verbunden ist. Mit Hilfe der Informationen aus geologischen Karten und Erkundungsbohrungen konnten die Abflussbildungsprozesse im Wettereinzugsgebiet gut dargestellt werden (vergl. Kap. 5.2), was die Schlussfolgerung zulässt, dass auch die Prozesse des Stickstoffaustrags korrekt wiedergegeben werden. Für das Ic-Einzugsgebiet waren neben den schlecht aufgelösten Messdaten auch keine ausführlichen Informationen zu Bodeneigenschaften und zur Geologie verfügbar. Aus diesem Grund konnte nicht eingeschätzt werden, ob die Charakteristik der abflussbildenden Prozesse mit dem Modell wiedergegeben wird. Daraus folgen die hohen Unsicherheiten in der Darstellung des Wasser- und Stickstoffkreislaufes. Dies unterstreicht die Bedeutung von Informationen, beispielsweise über die Geologie, die Unsicherheiten in der Modellierung reduzieren können, auch wenn sie nicht zu den zwangsläufig benötigten Eingangsdaten des Modells zählen.

Weiterhin konnte gezeigt werden, dass für das Wettereinzugsgebiet punkthafte Quellen wie Einleitungen aus Kläranlagen einen großen Einfluss auf den Abfluss sowie die Nitratfracht bzw. die Nitratkonzentration in den Gewässern haben. Da in den Simulationen diese Einleitungen nur durch konstante Tageswerte für Ablaufmenge und Nitratfrachten repräsentiert sind, besteht hier ein bedeutender Unsicherheitsfaktor in der Simulation. Dieser konnte jedoch nicht quantifiziert werden, da die Werte für die Kläranlageeinleitungen in der Monte-Carlo-Simulation nicht variiert wurden. Für die Modellierung von Einzugsgebieten mit bedeutenden Anteilen an punktuellen Einleitungen muss demzufolge der Anteil dieser anthropogenen Einflüsse genau quantifiziert werden, um Modellunsicherheiten zu reduzieren.

Aufgrund der unterschiedlichen Güte der Simulationen ergaben sich Unterschiede in der Aussagefähigkeit der Szenarienrechnungen für beide Einzugsgebiete. Die hohen

Unsicherheiten bei der Modellierung des Ic-Einzugsgebiets lassen lediglich die Abschätzung von generellen Entwicklungen, nicht jedoch die genaue Prognose des Wasser- und Stickstoffhaushaltes zu. Deshalb wurden für dieses Einzugsgebiet in der weiteren Auswertung nur Variationen im Düngemanagement betrachtet bzw. die Auswirkung von der Einführung von Feuchtgebieten. Ergebnis dieser Untersuchung war die Schlussfolgerung, dass für das Ic-Einzugsgebiet ein verbessertes Düngemittelmanagement mit gleichzeitiger Renaturierung bzw. Neuanlage von Feuchtgebieten eine gut geeignete Maßnahmenkombination zur Reduzierung der Nitratbelastung im Einzugsgebiet darstellt.

Für einen Teil des Wettereinzugsgebietes konnte dagegen ein deutlich komplexeres Szenario einer alternativen, nachhaltigen Landnutzung berechnet werden, welches einen deutlich höheren Aussagecharakter hat. Das simulierte Szenario unterschied sich von der aktuellen Landnutzung durch einen höheren Anteil an ökologischem Landbau (mit deutlich komplexeren Fruchtfolgen und geringeren Einträgen von Stickstoff als Dünger) an der Ackernutzfläche sowie durch Ackerrandstreifen, Gewässerschutzstreifen und Kräutersäume. Es konnte festgestellt werden, dass sich eine Landnutzung, wie sie in diesem Multifunktionalitätsszenario für das untere Wettereinzugsgebiet entwickelt wurde, positiv auf den Gesamtabfluss und die Nitratkonzentration auswirkt. Es wurden höhere mittlere Gesamtabflüsse und geringere mittlere Nitratkonzentrationen für das Untersuchungsgebiet prognostiziert. Dabei wurden für alle Elemente des Wasserhaushaltes, bis auf den Grundwasserabfluss, im Szenario sehr geringe Variationskoeffizienten (0,01 – 0,12) ermittelt. Das deutet auf eine geringe Unsicherheit der prognostizierten Veränderungen im Wasserhaushalt hin. Die Variationskoeffizienten für den Stickstoffhaushalt waren mit Werten zwischen 0,23 – 0,35 höher als für den Wasserhaushalt und bewegten sich im gleichen Bereich wie für die Nitratausträge im Ic-Einzugsgebiet. Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Unsicherheiten für das Ic-Einzugsgebiet nur für Zeitschritte mit vorhandenen Messwerten quantifiziert werden konnten.

Die Simulationen des Wasser- und Stickstoffhaushaltes des Ic-Einzugsgebietes haben gezeigt, dass hauptsächlich die diskontinuierlichen Messreihen der Abflüsse und der Nitrat-Frachten für die Unsicherheiten in den Modellergebnissen verantwortlich sind. Um die Unsicherheiten zu reduzieren, könnte ein kontinuierliches Monitoring im Einzugsgebiet aufgebaut werden. Dabei ist hinsichtlich der Messungen des Stoffhaushaltes in Gewässern darauf zu achten, dass alle Abflussereignisse beprobt werden. Dies könnte durch automatische Probennehmer geschehen, die beispielsweise stündlich oder in Abhängigkeit vom Durchfluss Wasserproben aus dem Fließgewässer entnehmen. Der Aufbau eines kontinuierlichen Monitorings ist jedoch oftmals aus finanziellen Gründen nur schwer möglich und bei kleinen Einzugsgebieten meist nur am Hauptauslass realisierbar. Eine Alternative stellen Messprogramme dar, bei denen kontinuierliche Messungen über kurze Zeitspannen bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen (z.B. Bei Hoch- und Niedrigwasser) durchgeführt werden. Auf diese

Weise können wertvolle Informationen über das Verhalten des gesamten Einzugsgebietes und auch von Teileinzugsgebieten beispielsweise nach Niederschlagsereignissen (Rezessionsphase des Hydrographen) bzw. Trockenperioden gesammelt werden. Nach Seibert und Beven (2009) kann ein derartig aufgebautes Messprogramm den Informationsgehalt von Messungen maximieren und hilft Unsicherheiten in der Modellierung zu minimieren bzw. Modelle besser zu parametrisieren. Dies trifft auch für Messungen der Gewässerqualität zu. Durch diese Art von Monitoring können bessere Rückschlüsse beispielsweise über den Export von Nitrat aus dem Einzugsgebiet zu unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen gewonnen werden. Eine weitere Möglichkeit sind Transektmessungen der Nitratkonzentration entlang ausgewählter Fließgewässer. Pohlert et al. (2007) haben gezeigt, dass durch diese Messungen entlang des Gewässers Teileinzugsgebiete mit hohen Nitratkonzentrationen bzw. -frachten identifiziert werden können. Diese Informationen können wiederum zur Überprüfung und Parametrisierung des Modells verwendet werden.

Weiterhin kann eine detailliertere Bodenkarte die Unsicherheiten in der Modellparametrisierung und somit für die Modellierung verringern. Wie bei dem Aufbau eines kontinuierlichen Monitorings ist dies mit erheblichem Aufwand und erheblichen Kosten verbunden, so dass dieser Ansatz nicht für jedes Einzugsgebiet praktikabel ist. Durch einige repräsentative Bodenaufnahmen der wichtigsten geologischen Einheiten in einem Einzugsgebiet können jedoch wichtige Anhaltspunkte für die Modellparametrisierung gewonnen werden. Stehen ausreichend repräsentative Aufnahmen von Bodenprofilen zur Verfügung, so können die Methoden des „digital soil mapping“ wie sie von McBratney et al. (2003) beschrieben werden, nützlich sein. Die damit erstellten räumlichen Bodendaten ermöglichen die Ableitung der für die Modellierung notwendigen Parameterwerte.

Für die Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes des Wetter-Einzugsgebietes stellt die Abbildung von punkthaften Einleitungen in die Fließgewässer, beispielsweise über Kläranlagen, eine große Unsicherheitsquelle dar. Diese können durch eine genauere Erfassung der Kläranlageneinleitungen im Untersuchungsgebiet reduziert werden. Im Rahmen eines Monitorings, bei dem anthropogene Indikatoren wie beispielsweise Gadolinium gemessen werden, kann der Einfluss von Kläranlageneinleitungen im Fließgewässer erfasst bzw. nachgewiesen werden. Gadolinium beispielsweise ist ein Element, welches in medizinischen Kontrastmitteln enthalten ist und aufgrund seines extrem konservativen Verhaltens im Wasser eindeutig auf Einleitungen aus Kläranlagen zurückgeführt werden kann (Bau und Dulski, 1996; Knappe et al. 2005).

Mit Hilfe von Transektmessungen der Nitratkonzentration entlang des Flusses (vergl. Pohlert et al. 2007) können Teileinzugsgebiete mit hohen Konzentrationen und somit mit hohen Exportraten von Nitrat lokalisiert werden. Diese Informationen ermöglichen die Bewertung der räumlichen Güte der Stickstoffsimulationen und somit die Verminderung von Unsicherheiten in der Modellierung.

Weiterhin könnte die erweiterte GLUE-Analyse, wie sie für das Wettereinzugsgebiet angewendet wurde, optimiert werden. In den vorhergehenden Anwendungen für das Wetter-Einzugsgebiet wurde in den GLUE-Analysen jeweils nur der Mittelwert aller Messstellen in den Zielfunktionen berücksichtigt. Eine weitere Möglichkeit, Unsicherheiten zu erfassen und Parameterkombinationen zu finden, die für alle Teile des Einzugsgebiets gute Simulationsergebnisse liefern, wären GLUE-Analysen für jede verfügbare Messstelle. Dabei sollten mehrere Gütemaße verwendet werden, um sicherzustellen, dass die ausgewählten Parameterkombinationen repräsentativ für alle hydrologischen Bedingungen sind. Um dies zu erreichen, wären Zielfunktionen zu wählen, wie sie von Rouhani et al. (2007) verwendet wurden. Hier wurde mit Hilfe statistischer Verfahren zur Ganglinienseparation (u. a. Eckhardt, 2005; Eckhardt, 2008; Arnold und Allen, 1999) der simulierte und gemessene Hydrograph in Direktabfluss und Basisabfluss aufgeteilt und anschließend separat hinsichtlich der Simulationsgüte bewertet. Das erweiterte GLUE-Ensemble sollte dann aus Parameterkombinationen aufgebaut werden, die bei allen GLUE-Analysen als akzeptabel bewertet wurden.

7 Zusammenfassung

Die Gewässerqualität und –quantität in einem Flusseinzugsgebiet wird, neben dem Klima und der Geologie, überwiegend von der Landnutzung bestimmt. Durch Veränderungen der Landschaft (Umwandlung von Wald zu Ackerland) und intensiver Landnutzung (Siedlungen, Ackerbau u.a.) greift der Mensch in den Wasser- und Stoffhaushalt von Einzugsgebieten ein und übt somit einen Einfluss auf die Qualität der Grund- und Oberflächenwässer aus.

Die Bedeutung mathematischer Modelle zur Darstellung des Wasser- und Stoffkreislaufs auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten nimmt stetig zu. Die meisten Modelle werden zur Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität, sowie im wissenschaftlichen Bereich zur Grundlagenforschung und Szenarienanalyse verwendet.

Grundlegende Voraussetzung für den Einsatz eines Modells ist dessen Anwendbarkeit für das zu untersuchende Einzugsgebiet und die zu beantwortende Fragestellung. Darüber hinaus kommt der Abschätzung von Unsicherheiten der Modellsimulationen große Bedeutung zu.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Einfluss von Unsicherheiten auf die Aussagefähigkeit von Szenarien zu untersuchen. Zentraler Bestandteil der Arbeit war dabei das Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool), welches bereits in zahlreichen Studien zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts und für die Szenariensimulationen verwendet wurde.

Das Modell wurde auf zwei Untersuchungsgebiete angewendet, die unterschiedliche Voraussetzungen in der für die Modellierung notwendigen Datengrundlagen aufweisen. Für das Ic-Einzugsgebiet (Bretagne, Frankreich) lagen nur sehr wenige und lückenhafte Daten vor. Es musste eine Bodenkarte interpoliert werden und Messwerte (Abflüsse und Nitratfrachten) zur Ermittlung der Simulationsgüte standen für insgesamt sieben Messstellen nur in einmonatlichen Messungen zur Verfügung. Die Datengrundlage für das zweite Einzugsgebiet, die Wetter (Wetterau, Deutschland), war dagegen deutlich detaillierter: Neben Daten aus kontinuierlichen, täglichen Abflussmessungen an fünf Pegeln im Einzugsgebiet waren Messungen der Nitratkonzentration im zweiwöchentlichen Rhythmus an den Pegeln verfügbar. Des Weiteren konnte auf eine detaillierte Bodenkarte zurückgegriffen werden.

Folgende Ergebnisse wurden gewonnen:

1. Aufgrund der marginalen Datenlage wurden für die Simulation des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im Ic-Einzugsgebiet hohe Unsicherheiten festgestellt. Diese kommen unter anderem dadurch zustande, dass Parameterkombinationen ausgewählt wurden, die für Zeitschritte mit Messwerten gute Ergebnisse liefern, jedoch für die restlichen Zeitpunkte zu unterschiedlichen Werten kommen. Resultierend aus den hohen Unsicherheiten besteht eine eingeschränkte Aussagefähigkeit von Szenariensimulationen mit dem Modell für dieses Einzugsgebiet. Vielmehr kann das

Modell hier nur zur Abschätzung von Trends oder Entwicklungen verwendet werden. Aus diesem Grund wurden für das Ic-Einzugsgebiet lediglich vereinfachte Szenarien mit verändertem Düngemanagement und der Einführung von Feuchtgebieten gerechnet mit dem Ziel, geeignete Maßnahmen für eine Reduzierung der Nitratbelastung der Gewässer zu finden.

2. Aus den vereinfachten Szenariensimulationen für das Ic-Einzugsgebiet konnte geschlossen werden, dass eine Kombination aus angepassterem Düngemanagement und der Anlage bzw. Renaturierung von Feuchtgebieten das höchste Potential bieten, die Nitratbelastung der Fließgewässer zu reduzieren.
3. Für das Wetter-Einzugsgebiet wurde das Modell SWAT in drei Varianten angewendet, denen unterschiedliche Annahmen hinsichtlich Hydrologie und Geologie zugrunde lagen. Dabei hatte sich gezeigt, dass die Variante, in der zusätzliche Informationen über die Verbreitung von undurchlässigen Bodenschichten in den Mittelgebirgsregionen und zur Lößmächtigkeit des Tieflandsbereich berücksichtigt wurden, die Ergebnisse mit der höchsten Simulationsgüte und den geringsten Unsicherheiten aufwies. Darüber hinaus konnte diese Variante die im Einzugsgebiet vorherrschenden Abflussbildungsprozesse am besten darstellen. Die Unsicherheiten der Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes mit dieser Variante waren deutlich geringer als bei der Modellierung für das Ic-Einzugsgebiet. Neben den ausführlicheren Modelleingangsdaten ist dieses Ergebnis vor allem auf die größere Anzahl von Messwerten zurückzuführen. Dadurch konnten die Simulationsergebnisse beispielsweise im Hinblick auf die simulierten Abflüsse über das gesamte hydrologische Geschehen bewertet werden.
4. Aufgrund der geringen Unsicherheiten konnte für den südlichen Teil des Wettereinzugsgebietes, im Gegensatz zum Ic-Einzugsgebiet, ein komplexes Landnutzungsszenario gerechnet und bewertet werden. Dabei handelte sich um ein normatives Szenario, in dem ein Landschaft entwickelt wurde, die eine Multifunktionalität im Hinblick auf ökologische und ökonomische Landschaftsfunktionen aufweist. Das Multifunktionalitätsszenario unterschied sich von der derzeitigen Landnutzung durch eine heterogenere Landschaft, in der unter anderem Ackerrandstreifen, Blühflächen und Gewässerschutzstreifen eingeführt wurden. Des Weiteren wurden bei diesem Szenario 20 % der Ackerflächen ökologisch bewirtschaftet. Im Vergleich zum Basisszenario konnte festgestellt werden, dass sich das Multifunktionalitätsszenario positiv auf die Abflussmenge und Gewässerqualität auswirkt. Es war eine Zunahme der Abflussmenge und eine Abnahme der Nitratkonzentration der Gewässer im betrachteten Gebiet zu verzeichnen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass das Modell SWAT prinzipiell für den Einsatz als Managementtool für die Wasserwirtschaft geeignet ist. Damit stellt es ein wichtiges Instrument dar, wenn es darum geht die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie umzusetzen. Der erfolgreiche Einsatz von SWAT ist allerdings nur gegeben, wenn ein Mindestmaß von Daten zur Wasserqualität und –quantität genutzt werden können, um ein vertretbares Maß an Sicherheit in den Modellaussagen zu erreichen.

8 Summary

Water quality and water quantity of river watersheds are affected by climate and geology as well as land use. Through changes of the landscape (e.g. conversion from forest to agricultural land) and intense land use (e.g. urban areas and agricultural land) human actions influence the water- and nutrient balance of watersheds and affect the quality of surface and ground water.

Mathematical models representing the water and nutrient balance at watershed scale are gaining importance. These models are predominantly used to assess measures to improve water quality or for scenario analysis in science.

A fundamental condition for the use of mathematical models is their applicability for the area under investigation and the focus of the study. Moreover the assessment of uncertainties in the simulation is a crucial part of the investigation.

Aim of this study was to assess the influence of uncertainties on the informational value of scenarios. Central part in this survey was the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) which was already used in various applications for the simulation of the water and nutrient balance of river catchments as well as for scenario analysis.

The model was applied in two catchments with different quality in model input data. For the Ic-Catchment (Brittany, France) only a marginal and incomplete data set was available. Spatial information about soil properties had to be interpolated. Observed data for discharge and nitrate loads were available at monthly time steps for seven sampling stations in the watershed. In the Wetter-catchment (Germany) the quality of model input data was far better compared to the Ic-watershed. Observed discharge was available at daily time steps for five gauging stations, measurements of nitrate concentrations in a biweekly rhythm were available for four gauging stations. In addition a detailed digital soil map was available.

The study revealed the following results:

1. Due to the poor data availability, the simulation of the water and nitrogen balance of the Ic-watershed is associated with high uncertainties. These uncertainties arise when parameter combinations are selected, which give good results for time steps with observed data but predict results with high variations for the remaining time steps. These high uncertainties result in a constraint informational use for scenario analysis of the model for this particular catchment. Furthermore for this catchment the model could only be used, to quantify trends or possible developments. For this reason only simple scenarios representing a changed fertilization management and the introduction of wetlands were predicted for the Ic-Watershed. Aim of the simple scenarios was to find decent measures for the reduction of nitrate loads.
2. These simplified scenarios showed that a combination of an adapted fertilization management and the renaturation or introduction of wetlands have the highest potential to reduce the nitrate concentration in the surface water of the catchment.

3. In the Wetter-catchment three versions of the SWAT-model with different assumptions regarding hydrology and geology have been applied. The study revealed that the model version with additional information about the distribution of impervious soil layers and the loess depth in the lowlands contained the highest simulation quality and the lowest uncertainty. Moreover this version was able to represent the dominating runoff processes best. The uncertainties in the simulation of the water and nitrogen balance of this model version were lower compared to the Ic-catchment. Besides the higher quality of model input data the before mentioned results are due to the higher number of observed data. The detailed measured data leads to the capability to evaluate the model results for all hydrologic conditions.
4. Since the simulation of the water and nutrient balance revealed low uncertainties a complex land use scenario was simulated for the southern part of the Wetter-Catchment. This scenario so called normative scenario describes a landscape that contains a multifunctionality regarding ecologic and economic landscape functions. The multifunctionality scenario differs from the actual land use through a more heterogenous landscape, where field edges, buffer strips and flowering strips have been introduced. Furthermore nearly 20% of the agricultural land has been converted from conventional to organic practice. Compared to the baseline scenario the multifunctionality scenario had positive effects on the discharge quantity and water quality. In this scenario the discharge increased and the nitrate concentration decreased.

In summary it could be stated that the SWAT model could basically be used as tool in the field of water management. The model is an important device for the implementation of the guidelines provided by the EU water framework directive. The successful application of SWAT is associated with a minimum of available data regarding water quality and water quantity to reduce uncertainties in model results to an acceptable amount.

Literaturverzeichnis:

- Abbaspour , K.C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J. und R. Srinivasan (2007): Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333, S. 413-430.
- Arheimer, B. und Brandt, M. (1998): Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27, S. 471-480.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., und Williams, J.R. (1998): Large area hydrologic modeling an assessment, Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, S. 73-89.
- Arnold, J.G und Fohrer, N. (2005): SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19, S. 563-572.
- Arnold, J.G. und Allen, P.M., (1999): Validation of automated methods for estimating baseflow and groundwater recharge from stream flow records. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, S. 411–424.
- AG BODEN (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der BRD, 5. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart.
- Band, L. E., Tague, C. L., Groffman, P. und Belt, K. (2001): Forest ecosystem processes at the watershed scale: hydrological and ecological controls of nitrogen export. *Hydrological Processes*. 15, S. 2013-2028.
- Bau, M. und Dulski, P. (1996): Anthropogenic origin of positive gadolinium anomalies in river waters. *Earth and Planetary Science Letters*, 143/1-4, 245–255.
- Bekele,E. G. und Nicklow, J. W. (2007): Multi-objective automatic calibration of SWAT using NSGA-II. *Journal of Hydrology*, 341, S. 165-176.
- Beven, K.J. und A.M. Binley (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty in prediction. *Hydrological Processes*, 6, S. 279-298.
- Beven, K.J (2001): *Rainfall-runoff modelling – The Primer*. New York.
- Beven, K.J. (2005): *Rainfall-runoff Modeling – Introduction*. In: Anderson, M.G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.

- Beven, K. und J. Freer (2001): Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modeling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*, 249, S.11-29.
- Boyle, P. B, Gupta, H.V. und Sorooshian, S. (2000): Toward improved calibration of hydrologic models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resources Research*, 36(12), S. 3663-3674.
- Breuer, L., Vaché, K.B., Julich, S. und Frede, H.-G. (2008): Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. *Hydrological Sciences Journal*, 53(5), S. 1059 – 1074.
- Breuer, L., Huisman, J.A., Willems, P., Bormann, H., Bronstert, A., Croke, B.F.W., Frede, H.-G., Gräff, T., Hubrechts, L., Jakeman, A.J., Kite, G., Lanini, J., Leavesley, G., Lettenmaier, D.P., Lindström, G., Seibert, J., Sivapalan, M., Viney, N.R. (2009): Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modeling (LUCHEM). I: Model intercomparison with current land use. *Advances in Water Resources*, 32, S. 129-146.
- Conan, C., Bouraoui, F., Turpin, N., de Marsily, G und Bidoglio, G. (2003): Modeling Flow and Nitrate Fate at Catchment Scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*, 32, S. 2026–2032.
- Duan, Q., Sorooshian, S.und Gupta, V. (1992): Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models. *Water Resources Research*, 28(4), S.1015-1031.
- Dyck, S. und Peschke, G. (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Berlin.
- DIN EN ISO10304-1 (1995): Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie. Teil1: Verfahren für gering belastete Wässer.
- Eckhardt, K. und Arnold, J.G. (2001): Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251, S. 103-109.
- Eckhardt, K., S. Haverkamp, N. Fohrer und H.-G. Frede (2002): SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27, S. 641-644.
- Eckhardt, K. (2005): How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes*, 19, S. 507 – 515.
- Eckhardt, K. (2008): A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods, *Journal of Hydrology*, 352, S. 168– 173.

- EG (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.
- EU (2000): EG-Wasserrahmenrichtlinie Nr. 2000/60/EG
- Fohrer, N., Möller, D. und Steiner, N. (2002): An interdisciplinary model approach to evaluate the effects of land use change. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27, S. 655-662.
- Frede, H.-G. (2005): Sonderforschungsbereich 299 der DFG - Landnutzungskonzepte für periphere Regionen – Fortsetzungsantrag 2006-2008. Gießen.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H. und Arnold, J.G. (2007): The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4), S. 1211-1250.
- Gauger, T., Köble, R., Spranger, T., Bleeker, A. und Draaijers, G. (2001): Deposition of sulphur and nitrogen in Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 1, S. 353-373.
- GOEL'EAUX (2007): Le programme d'amélioration de la qualité des eaux de l'Îc et du Leff.
- Gupta, V.H., Beven, K.J. und Wagener, T. (2005): Model Calibration and Uncertainty Estimation. In: Anderson, M.G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.
- Hargreaves, G.H. und Samani, Z.A. (1985): Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1, S. 96-99.
- Hendl, M. und Liedtke, H. [HRSG](1997): *Lehrbuch der Allgemeinen Physischen Geographie*. Gotha.
- Hergesell, M. (2003): GIS-based modelling of regional groundwater recharge in Hesse, Germany – Hydrologie in Hessen, 1, Wiesbaden.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG)(2001): *Umweltatlas Hessen*. Wiesbaden.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (2003): *Digitale Bodenflächendaten von Hessen 1 : 50 000*. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- Hydrologic Engineering Center (1981): *HEC-1, Flood Hydrograph Package – Users Manual*. U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California.
- INRA (2008): *Etude sur les bassins versants en contentieux «nitrates eaux brutes»*. 233 S.

- INRA/BRGM (2008) : Etude sur les bassins versants en contentieux «nitrates eaux brutes». Rapport BRGM-INRA. 154 S.
- Kegel, W. (1979): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen 1:25000 – Blatt Nr. 5517 Cleeburg. Wiesbaden.
- Klemes, V. (1986): Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Science Journal*, 31(1), S. 13-24.
- Knappe, A., Möller, P., Dulski, P., und Pekdeger, A. (2005): Positive gadolinium anomaly in surface water and ground water of the urban area Berlin, Germany. *Chemie der Erde-Geochemistry*, 65/2, S. 167–189.
- Kümmerle, E. (1976): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen 1:25000 – Blatt Nr. 5618 Friedberg. Wiesbaden.
- Kümmerle, E. (1981): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen 1:25000 – Blatt Nr. 5518 Butzbach. Wiesbaden.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) (2002): Betriebsplanung Landwirtschaft 2002/2003. Darmstadt.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D. I. und Becker, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modeling*. 106, S. 261-289.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.
- Leavesly, G. (2005): Rainfall-runoff Modeling for Integrated Basin Management. In: Anderson, M.G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.
- Legates, D. R. und McCabe, G.J. Jr.(1999): Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), S. 33-241.
- Li, C., Frohling, S. und Frohling, T. A. (1992): A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97, S. 9759-9776.
- Li, C. S., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahl, K. und Papen, H. (2000): A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 105, S. 4369-4384.

- McBratney, A.B., Mendoca Santos, M.L. und Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma*, 117, S. 3-52.
- Monteith, J.L. (1965): Evaporation and the Environment. XIXth Symposium, Soc. Of Explt. Biol. Cambridge University Press, 19, S. 205-234.
- Moriasi, D. N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., und Veith, T.L. (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), S. 885-900.
- Mougin, B., D. Allier, E. Putot, J-J. Seguin, P. Stollsteiner, und J-M. Schroetter (2008) : Bassins versants bretons en contentieux européen: typologie et modélisation de l'évolution des concentrations en nitrates. Phase 2 - Rapport final. BRGM/RP-56408-FR. 128 S.
- Nash, J.E. und J.V. Sutcliffe (1970): River flow forecasting through conceptual models part I – a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, S. 282-290.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J. R. und J.R. Williams (2005): Soil and Water Assessment Tool. User's manual. Grassland, soil and water research laboratory. Agricultural Research Service, Temple, Texas. 412 S.
- Nelder, J.A und Mead, R. (1965): A simplex method for function minimization. *Computer Journal*, 7, S. 308 – 313.
- Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K. und Kulmala, A. E. (1996) Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*. 10, S. 401-412.
- Peters, N.E., Meybeck, M. und Chapman, D.V. (2005): Effects of Human Activities on Water Quality. In: Anderson, M.G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.
- Pletsch, A. (1997): Frankreich. Darmstadt.
- Pohlert, T., Huisman, J.A., Breuer, L. und H.-G. Frede (2007a): Integration of a detailed biogeochemical model into SWAT for improved nitrogen predictions – model development, sensitivity and GLUE analysis. *Ecological Modeling*, 203, S. 215-228.
- Pohlert, T., Breuer, L., Huisman, J.A. und Frede, H.-G. (2007b): Assessing the model performance of an integrated hydrological and biogeochemical model for discharge and nitrate load predictions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, S. 997-1011.
- Priestley, C.H.B und Taylor, R.J. (1972): On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100, S. 81-92.

- Refsgaard, J.C., van der Sluijs J., Brown J. und van der Keur P. (2006): A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. *Advances in Water Resources*, 29, S. 1586-1597.
- Reggiani, P. und Schellekens, J. (2005): Rainfall-runoff Modeling: Distributed Models. In: Anderson, M .G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.
- Rouhani, H., Willems, P., Wyseure, G. und Feyen, J. (2007): Parameter estimation in semi-distributed hydrological catchment modeling using a multi-criteria objective function. *Hydrological Processes*, 21, S.2998-3008.
- Santelmann, M. V., White, D., Freemark, K., Nassauer, J. I., Eilers, J. M., Vache, K. B., Danielson, B. J., Corry, R. C., Clark, M. E., Polasky, S., Cruse, R. M., Sifneos, J., Rustigian, H., Coiner, C., Wu, J. und Debinski, D. (2004): Assessing alternative futures for agriculture in Iowa, USA. *Landscape Ecology*, 19, S. 357-374.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Hrsg.: Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartke, K.H., Schwertmann, U., 14. Auflage, Stuttgart.
- Seibert, J. und McDonnell, J.J. (2002): On the dialog between experimentalist and modeler in catchment hydrology: Use of soft data for multicriteria model calibration. *Water Resources Research*, 38(11), S. 23-1 – 23-14.
- Seibert, J. und Beven, K.J. (2009): Gauging the ungauged Basin: How many discharge measurements are needed?. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, S. 883-892.
- Smith, M.B., Seo, D.-J., Koren, V.I., Reed, S.M., Zhang, Z., Duan, Q., Moreda, F. und Cong, S. (2004): The distributed model intercomparison project (DMIP): motivation and experiment design. *Journal of Hydrology*, 298, S. 4-26.
- Singh, V.P. (1995): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch.
- Sloan, P.G und Moore, I.D. (1983): Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. *Water Resources Research*, 20(12), S. 1815-1822.
- Stöckle, C. O., Donatelli, M. und Nelson, R. (2003): CropSyst, a cropping systems simulation model. *European Journal of Agronomy*, 18, S. 289-307.
- Tang, Y., Reed, P. und Wagener, T. (2006): How effective are multiobjective evolutionary algorithms at hydrologic model calibration? *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, S. 289-307.

- Thyer, M., Kuczera, G. und Bates, B.C. (1999): Probabilistic optimization for conceptual rainfall-runoff models: A comparison of the shuffled complex evolution and simulated annealing algorithms. *Water Resources Research*, 19(3), S. 947-964.
- Umweltbundesamt (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. Download vom 06.10.2009 - <http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/emissionen/hg-stickstoffemissionsminderungsstrategie.pdf>
- USDA-SCS (1972): United States Department of Agriculture – Soil Conservation Service, National Engineering handbook, Sec. 4, Hydrology, 593 S.
- Viney, N. R., Sivapalan, M. und Deeley, D. (2000): A conceptual model of nutrient mobilisation and transport applicable at large catchment scales. *Journal of Hydrology*. 240, S. 23-44.
- Vrugt, J.A., Bouten, W., Gupta, H.V. und Sooroshian, S. (2002): Toward improved identifiability of hydrologic model parameters: the information content of experimental data. *Water Resources Research*, 38(12), S. 48-1 – 48-13.
- Wagner, T., McIntyre N., Lees, M.J., Wheeler, H.S. und Gupta, H.V. (2003): Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modeling: dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes*, 17(2), S. 455-476.
- Waldhard, R., Bach, M., Borresch, R., Breuer, L., Diekötter, T., Frede, H.G., Gäth, S., Ginzler, O., Gottschalck, T., Julich, S., Köhler, W., Krumholz, M., Kuhlmann, F., Otte, A., Reger, B., Reiher, W., Schmitz, K., Schmitz, P.M., Sheridan, P., Simmering, D., Weist, C., Wolters, V., Zörner, D.: Evaluating today's landscape multifunctionality and providing an alternative future: a normative scenario approach. *Ecology and Society* (eingereicht: 23.10.2008).
- Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Stuttgart u. Leipzig.
- Weiler, M., McDonnell, J.J., Tromp-van Meerveld, I. und Uchida, T. (2005): Subsurface Stormflow. In: Anderson, M.G.: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chichester.
- Whitehead, P. G., Wilson, E. J. und Butterfield, D. (1998): A semi-distributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. *Science of the Total Environment*. 210, S. 547-558.
- Williams, J.R. und Hann, R. W. (1972): HYMO – a problem-oriented computer language for building hydrological models. *Water Research Laboratory*, Vol. 8, No.1, S. 79-86
- Willmott, C. J. (1981): On the validation of models, *Physical Geography*. 2, S. 184–194.

Wohlrab, B., Ernstberger, H., Meuser, A. und Sokollek, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Hamburg und Berlin.

Yapo, P.O., Gupta, H.V. und S. Sorooshian (1998): Multi-objective global optimization for hydrological models. Journal of Hydrology. 204, S. 83-97.

Zhang, Y., Li, C., Zhou, X. und Moore, B. (2002): A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. Ecological Modeling. 151, S.75-108.

Internet:

UBA, 2009a: <http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2873> (Zugriff: 11.09.09)

UBA, 2009b: <http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do;jsessionid=5D68FDC4EF9EF35384AF5618D7977B76?nodeIdent=2879> (Zugriff: 11.09.09)

Abbildungsverzeichnis Anhang:

Abb. A1:	langjährige Niederschläge in der Ostbretagne (Quelle: MeteoFrance).....	104
Abb. A2:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2004-2005 für die Pegel im Ic-Einzugsgebiet; die gemessenen Abflüsse sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Abflüsse wird durch die graue Fläche dargestellt.....	108
Abb. A3:	Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2004-2005 für die Pegel im Ic-Einzugsgebiet; die gemessenen Frachten sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Frachten wird durch die graue Fläche dargestellt.....	109
Abb. A4:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg für den Zeitraum 2006 - 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II.....	114
Abb. A5:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg Münster, Muschenheim und Kransberg für den Zeitraum 2006-2008; die graue Fläche bezeichnet den 95% -Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III.....	115
Abb. A6:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II.....	116
Abb. A7:	Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für den Zeitraum 2006 - 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III.....	117

Tabellenverzeichnis Anhang:

Tabelle A1:	Eigenschaften der abgeleiteten Böden im Ic-Einzugsgebiet.....	105
Tabelle A2:	verwendete Fruchtfolgen im Wettereinzugsgebiet.....	106
Tabelle A3:	Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Abflüsse und Nitratfrachten für das Ic-Einzugsgebiet.....	107
Tabelle A4:	Ergebnisse der Szenariensimulation im Ic-Einzugsgebiet.....	110
Tabelle A5:	Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Abflüsse für das Wettereinzugsgebiet.....	112
Tabelle A6:	Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Nitratfrachten für das Wettereinzugsgebiet.....	113

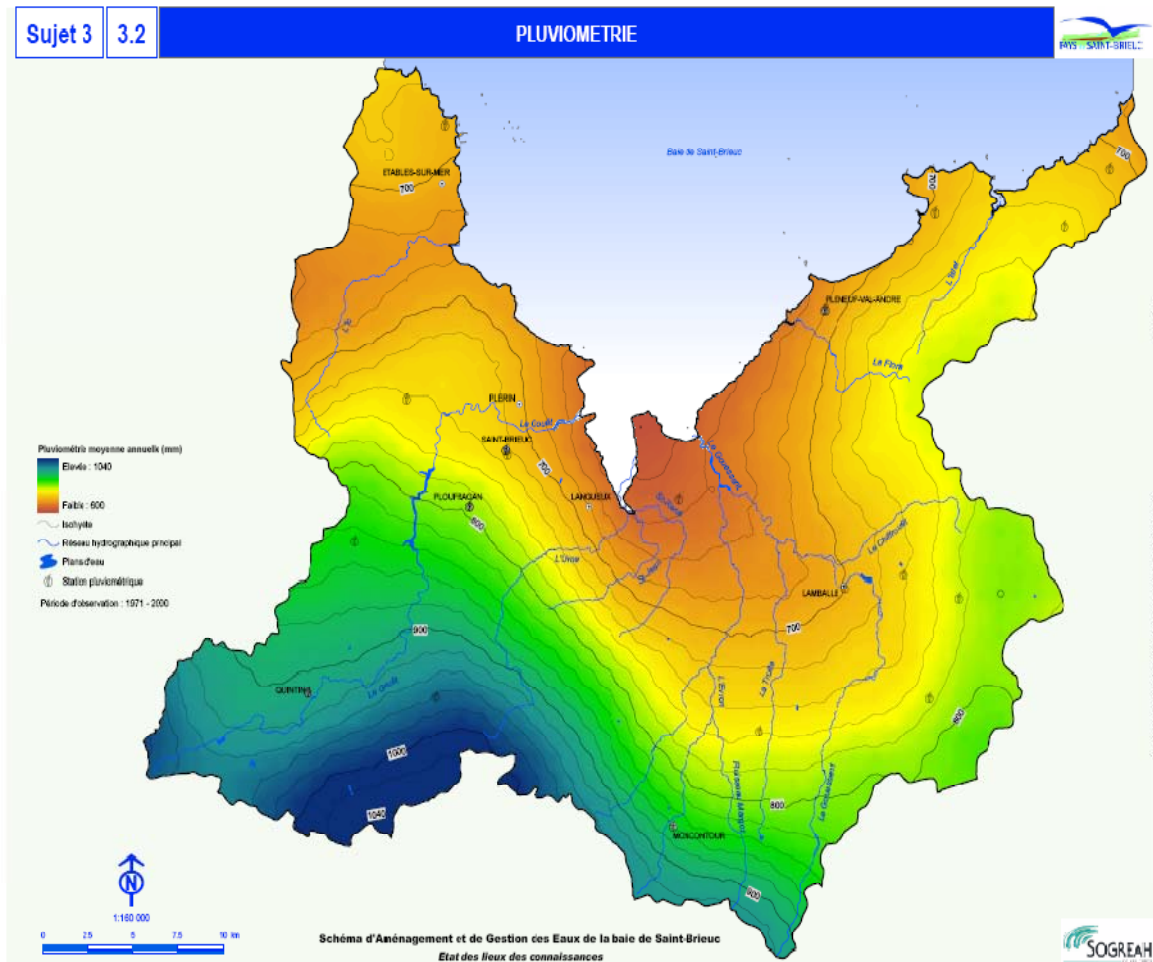


Abb. A1: langjährige Niederschläge in der Ostbretagne (Quelle: MeteoFrance)

	<i>Boden-5</i>	<i>Boden-10</i>	<i>Boden-14</i>	<i>Boden-55</i>	<i>Boden-7</i>
untere Tiefe 1. Horizont [mm]	300	300	290	300	300
Lagerungsdichte 1. Horizont [g/cm ³]	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
nutzbare Feldkapazität 1. Hor [mm/mm]	0,24	0,24	0,14	0,16	0,27
gesättigte Leitfähigkeit 1. Horizont [mm/h]	7,10	7,10	14,20	7,90	5,40
Corg-Gehalt 1. Horizont [%]	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
Tongehalt 1. Horizont [%]	12,00	12,00	12,00	23,00	12,00
Schluffgehalt 1. Horizont [%]	53,00	63,00	43,00	32,00	63,00
Sandgehalt 1. Horizont [%]	35,00	25,00	45,00	45,00	25,00
Grobbodengehalt 1. Horizont [%]	10,00	0,00	5,00	2,00	1,00
untere Tiefe 2. Horizont [mm]	450	500	450	450	450,00
Lagerungsdichte 2. Horizont [g/cm ³]	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30
nutzbare Feldkapazität 2. Hor [mm/mm]	0,27	0,27	0,27	0,21	0,29
gesättigte Leitfähigkeit 2. Horizont [mm/h]	7,10	7,10	14,20	7,90	5,40
Corg-Gehalt 2. Horizont [%]	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Tongehalt 2. Horizont [%]	12,00	12,00	12,00	23,00	12,00
Schluffgehalt 2. Horizont [%]	53,00	63,00	43,00	32,00	63,00
Sandgehalt 2. Horizont [%]	35,00	25,00	45,00	45,00	25,00
Grobbodengehalt 2. Horizont [%]	10,00	0,00	5,00	2,00	0,0
untere Tiefe 3. Horizont [mm]	800,00	1100,00	990	990	990
Lagerungsdichte 3. Horizont [g/cm ³]	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30
nutzbare Feldkapazität 3. Hor [mm/mm]	0,27	0,20	0,4	0,15	0,17
gesättigte Leitfähigkeit 3. Horizont [mm/h]	7,10	9,20	38,30	6,70	3,80
Corg-Gehalt 3. Horizont [%]	1,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Tongehalt 3. Horizont [%]	12,00	25,00	5,00	20,00	23,00
Schluffgehalt 3. Horizont [%]	53,00	50,00	25,00	10,00	32,00
Sandgehalt 3. Horizont [%]	35,00	25,00	70,00	70,00	45,00
Grobbodengehalt 3. Horizont [%]	10,00	0,00	30,00	0,00	20,00

Tabelle A1: Eigenschaften der abgeleiteten Böden im Ic-Einzugsgebiet

	<i>Fruchtfolge</i>	<i>N-Menge kg N ha⁻¹ a⁻¹</i>
Basisszenario	Zuckerübe, Winterweizen, Wintergerste	252
	Winterraps, Winterweizen, Wintergerste	269
	Kartoffel, Mais, Winterweizen	229
	Mais, Winterweizen, Gerste	135
	Kartoffel, Winterweizen, Gerst	184
Multiszenario konventionell	Kartoffel, Mais, Winterweizen, Wintergerste	195
	Winterraps, Winterweizen, Mais, Gerste	246
Multiszenario ökologisch	Klee gras, Winterweizen, Hafer, Erbsen, Dinkel	75
	Klee gras, Winterweizen, Erbsen, Winterweizen, Gerste	70
	Klee gras, Winterweizen, Hafer, Erbsen, Winterraps	75
	Klee gras, Winterweizen, Hafer, Erbsen, Winterweizen	75

Tabelle A2: verwendete Fruchtfolgen im Wettereinzugsgebiet

	<i>Mittelwert ($d_Q; d_N$)</i>				d_Q				d_N			
	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK
I6	0,60	0,72	0,65	4,36	0,63	0,70	0,67	3,43	0,53	0,75	0,63	8,72
I2	0,52	0,63	0,59	5,61	0,56	0,74	0,65	8,05	0,49	0,58	0,53	6,19
I4	0,61	0,71	0,65	4,20	0,64	0,72	0,68	3,56	0,52	0,72	0,61	8,71
R2	0,58	0,71	0,64	5,21	0,59	0,72	0,66	6,48	0,54	0,73	0,63	8,50
C2	0,62	0,71	0,66	3,73	0,65	0,76	0,70	4,67	0,51	0,72	0,62	8,95
L1	0,62	0,74	0,67	5,07	0,62	0,76	0,67	5,57	0,55	0,81	0,68	10,44
VS1	0,53	0,66	0,59	6,46	0,54	0,70	0,60	6,60	0,47	0,70	0,59	12,32
MW	0,60	0,69	0,64	3,89	0,61	0,73	0,66	4,86	0,52	0,72	0,61	8,18

Tabelle A3: Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Abflüsse und Nitratfrachten für das Ie-Einzugsgebiet

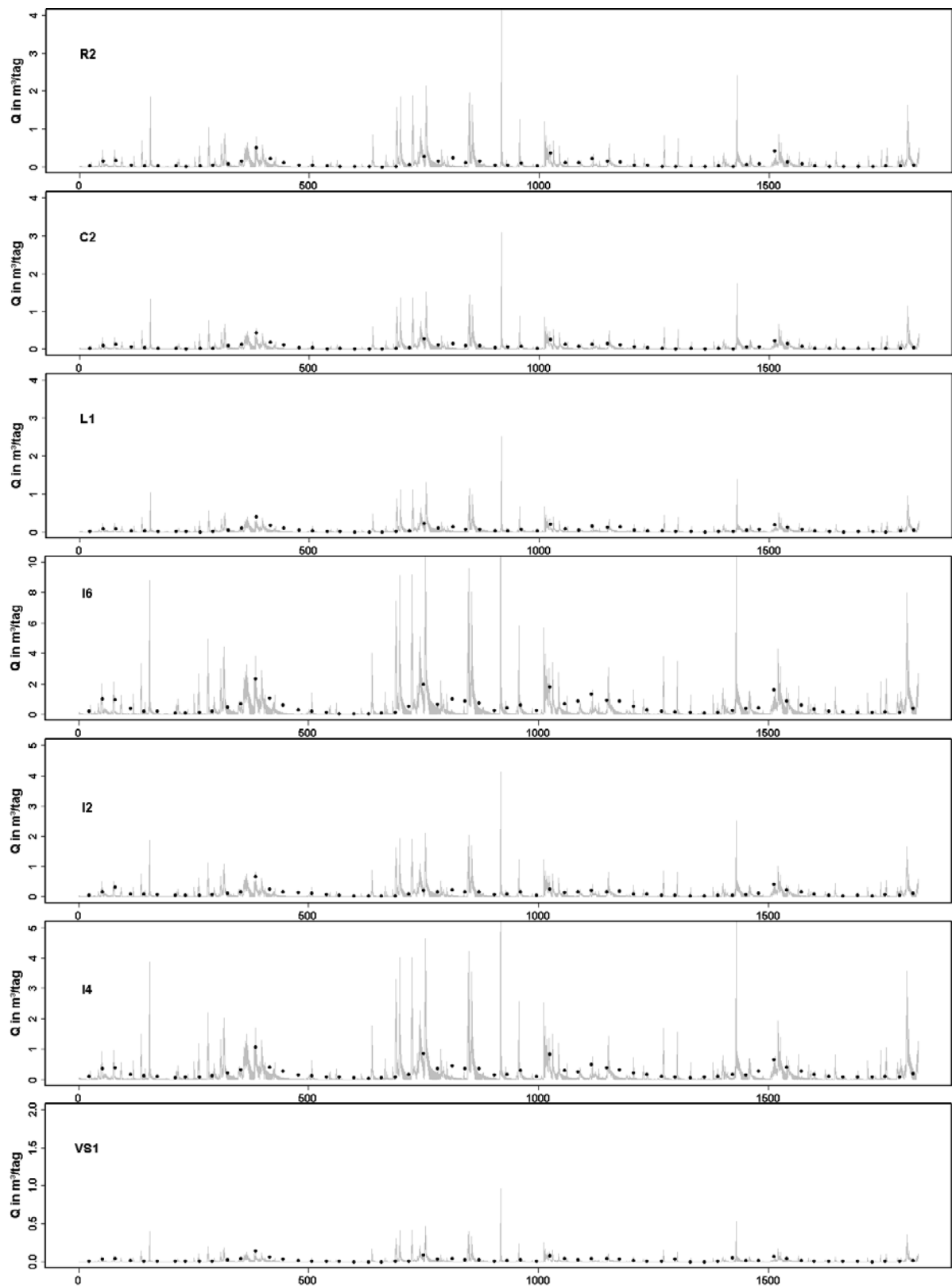


Abb. A2: Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2004-2005 für die Pegel im Ic-Einzugsgebiet; die gemessenen Abflüsse sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Abflüsse wird durch die graue Fläche dargestellt

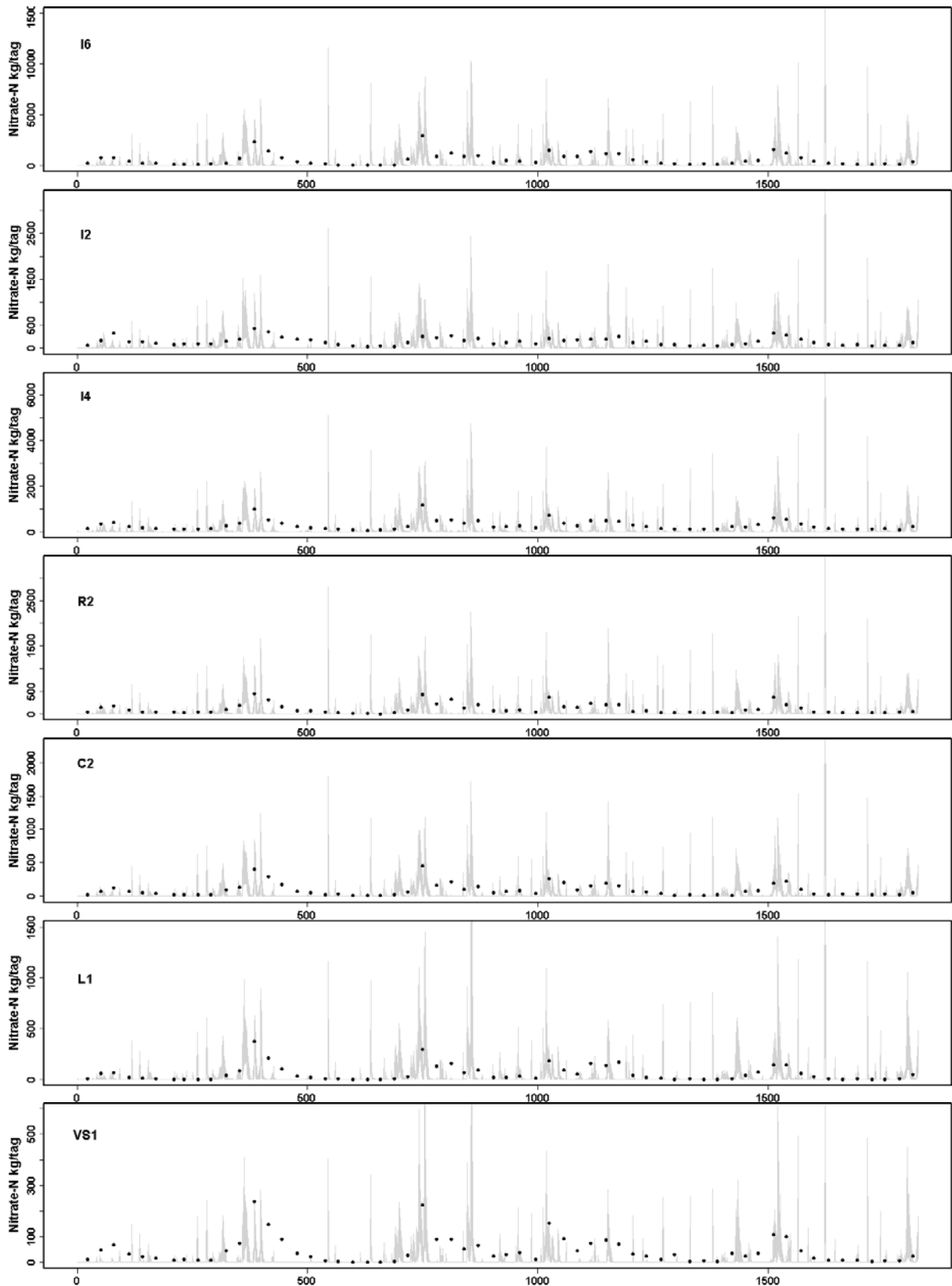


Abb. A3: Ergebnisse der GLUE-Analyse für den Zeitraum 2004-2005 für die Pegel im Ie-Einzugsgebiet; die gemessenen Frachten sind durch schwarze Punkte repräsentiert; der 95 %-Unsicherheitsbereich der simulierten Frachten wird durch die graue Fläche dargestellt

TEZ	Szenario1				Szenario2				Szenario3			
	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max
1	-	-	-	-	-	-	-	-	9,38	0,20	6,53	12,51
2	-	-	-	-	-	-	-	-	8,64	0,32	5,08	13,02
3	9,99	0,23	7,05	13,80	19,25	0,16	15,38	24,69	9,11	0,19	6,34	12,05
4	9,29	0,23	6,56	12,76	17,94	0,16	14,34	22,94	9,10	0,19	6,33	12,12
5	-	-	-	-	-	-	-	-	9,53	0,20	6,91	12,95
6	6,58	0,26	4,62	9,46	12,76	0,18	10,34	16,92	9,11	0,19	6,29	12,04
7	-	-	-	-	-	-	-	-	9,21	0,25	5,21	13,28
8	11,56	0,25	8,17	16,29	22,46	0,16	18,17	29,15	8,92	0,20	6,02	11,84
9	-	-	-	-	-	-	-	-	8,53	0,31	4,34	12,80
10	12,76	0,25	9,01	17,87	24,78	0,16	20,05	31,98	8,96	0,20	6,04	11,73
11	-	-	-	-	-	-	-	-	9,42	0,21	6,52	13,18
12	-	-	-	-	-	-	-	-	9,43	0,17	6,89	12,13
13	25,24	0,21	17,43	33,17	48,64	0,14	38,20	59,92	8,75	0,17	6,74	11,12
14	26,82	0,20	19,26	35,01	50,43	0,14	40,48	61,46	9,66	0,18	6,82	12,38
15	-	-	-	-	-	-	-	-	9,43	0,22	5,16	13,24
16	17,06	0,23	12,15	23,39	33,16	0,15	26,77	41,86	8,80	0,20	6,09	11,38
17	19,87	0,22	14,20	26,66	38,70	0,13	31,33	47,64	8,61	0,22	5,65	11,52
18	25,61	0,22	18,29	34,07	49,72	0,14	40,23	61,19	8,90	0,19	5,93	11,43
19	-	-	-	-	-	-	-	-	9,18	0,20	6,62	12,50
20	25,19	0,23	17,61	34,57	49,71	0,13	40,30	61,35	8,22	0,25	4,91	11,40
21	18,66	0,23	13,16	25,45	36,56	0,14	29,57	45,31	8,55	0,22	5,57	11,63
22	19,15	0,23	13,65	25,95	37,25	0,14	30,09	46,43	8,75	0,20	5,98	11,38
23	13,54	0,24	9,61	18,89	26,31	0,16	21,31	33,79	8,92	0,20	6,00	11,66
24	9,69	0,25	6,83	13,87	18,80	0,17	15,19	24,82	8,97	0,20	6,03	11,95
25	-	-	-	-	-	-	-	-	9,41	0,17	6,85	12,24
26	-	-	-	-	-	-	-	-	9,47	0,17	6,92	12,19
27	25,84	0,20	18,19	33,84	49,49	0,14	39,22	60,45	9,09	0,18	6,62	11,97
28	25,38	0,21	17,23	33,38	49,03	0,14	38,58	60,22	8,97	0,17	6,77	11,27
29	-	-	-	-	-	-	-	-	9,31	0,21	6,54	12,59
30	8,90	0,23	6,29	12,21	17,19	0,16	13,76	22,03	9,11	0,19	6,35	12,15

Tabelle A4: Ergebnisse der Szenariensimulation im Ic-Einzugsgebiet

TEZ	Szenario 4			Szenario 5			Szenario 6					
	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max	\bar{X}	VarK	Min	Max
1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	0,91	0,07	0,82	1,04	1,33	0,07	1,17	1,51	1,62	0,08	1,47	1,84
4	1,17	0,05	1,09	1,29	1,75	0,07	1,55	1,98	2,12	0,08	1,88	2,37
5	10,90	0,08	9,86	12,43	17,97	0,11	15,05	22,72	22,75	0,11	18,91	29,14
6	1,13	0,07	1,02	1,29	1,66	0,07	1,45	1,88	2,01	0,08	1,82	2,28
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	1,98	0,07	1,75	2,21	2,91	0,07	2,55	3,24	3,53	0,08	3,16	3,91
9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	2,18	0,06	1,93	2,42	3,21	0,07	2,81	3,56	3,89	0,07	3,49	4,29
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	2,91	0,05	2,64	3,20	4,28	0,06	3,85	4,87	5,19	0,07	4,54	5,71
17	4,55	0,06	4,21	5,23	6,67	0,06	5,99	7,70	8,09	0,07	6,84	9,02
18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	8,79	0,07	8,28	10,77	12,87	0,08	11,48	15,63	15,53	0,08	13,10	18,16
21	5,40	0,07	5,00	6,44	7,88	0,07	7,03	9,41	9,55	0,08	8,02	10,93
22	3,26	0,05	3,00	3,64	4,79	0,06	4,36	5,47	5,81	0,07	4,98	6,42
23	2,31	0,06	2,06	2,55	3,40	0,07	3,00	3,80	4,12	0,07	3,66	4,52
24	1,66	0,07	1,50	1,89	2,44	0,07	2,15	2,75	2,96	0,08	2,69	3,35
25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	3,39	0,07	3,16	4,12	5,14	0,11	4,46	6,74	6,28	0,12	5,11	8,25
30	1,58	0,03	1,50	1,70	2,42	0,07	2,22	2,82	2,98	0,08	2,60	3,46

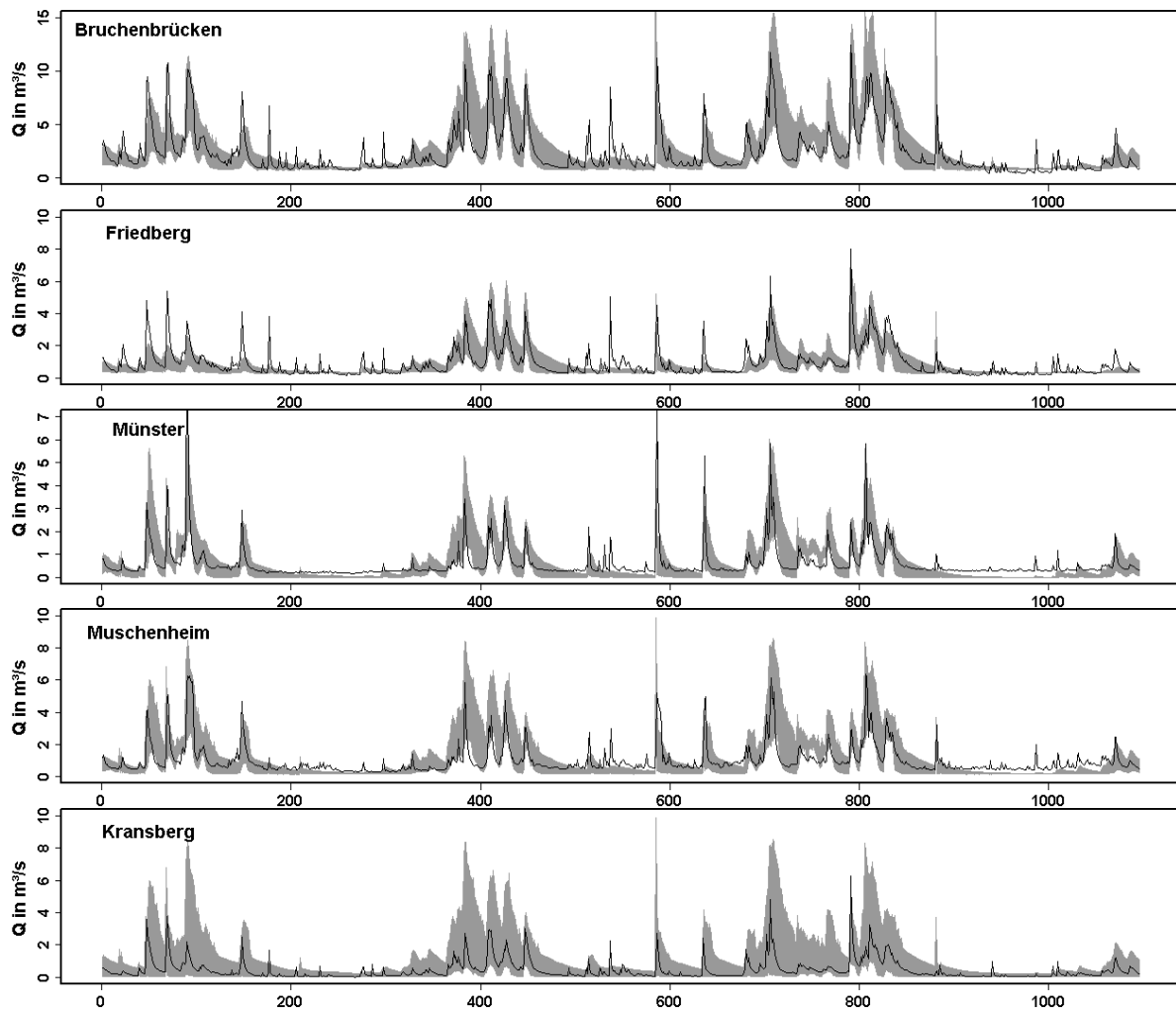
Tabelle A4: Fortsetzung

		<i>NSE</i>			<i>NSE-log</i>			<i>d_Q</i>			<i>PBIAS_Q</i>		
		Min	Max	\bar{X}	Min	Max	\bar{X}	Min	Max	\bar{X}	Min	Max	\bar{X}
Bruchen- brücken	Variante I	-0,02	0,30	0,16	0,18	0,40	0,30	0,67	0,73	0,70	0,02	22,33	9,85
	Variante II	-1,41	0,65	0,33	-34,83	0,64	0,41	0,22	0,91	0,80	0,00	96,71	12,51
	Variante III	-1,26	0,69	0,26	-36,69	0,71	0,48	0,25	0,90	0,75	0,00	96,12	3,65
Friedberg	Variante I	0,14	0,29	0,22	0,23	0,36	0,31	0,62	0,72	0,68	0,00	13,31	5,03
	Variante II	-0,88	0,63	0,37	-11,23	0,68	0,43	0,22	0,90	0,77	0,00	91,62	20,20
	Variante III	-0,83	0,55	0,26	-9,30	0,60	0,41	0,27	0,84	0,71	0,00	88,34	8,07
Münster	Variante I	-0,05	0,15	0,03	-2,61	-1,78	-2,19	0,50	0,61	0,55	0,00	11,28	3,82
	Variante II	-0,53	0,42	0,14	-15,84	0,20	-8,10	0,21	0,87	0,71	0,00	87,44	15,81
	Variante III	-1,56	0,43	-0,23	-7,54	0,36	-0,13	0,38	0,81	0,63	0,00	67,15	5,47
Muschen- heim	Variante I	-0,33	0,00	-0,17	-0,56	-0,35	-0,46	0,56	0,63	0,59	2,43	24,49	12,79
	Variante II	-2,03	0,42	-0,03	-22,06	0,10	-1,06	0,27	0,87	0,73	0,00	93,00	12,68
	Variante III	-3,78	0,52	-0,72	-17,43	0,53	0,21	0,31	0,86	0,60	0,00	87,11	5,14
Krans- berg	Variante I	0,07	0,23	0,15	-0,07	0,26	0,10	0,54	0,66	0,61	23,77	44,93	34,81
	Variante II	-0,50	0,59	0,23	-6,09	0,54	-0,43	0,30	0,89	0,67	18,83	96,61	55,25
	Variante III	-0,30	0,41	0,18	-3,04	0,54	0,29	0,37	0,77	0,63	27,02	83,26	40,20

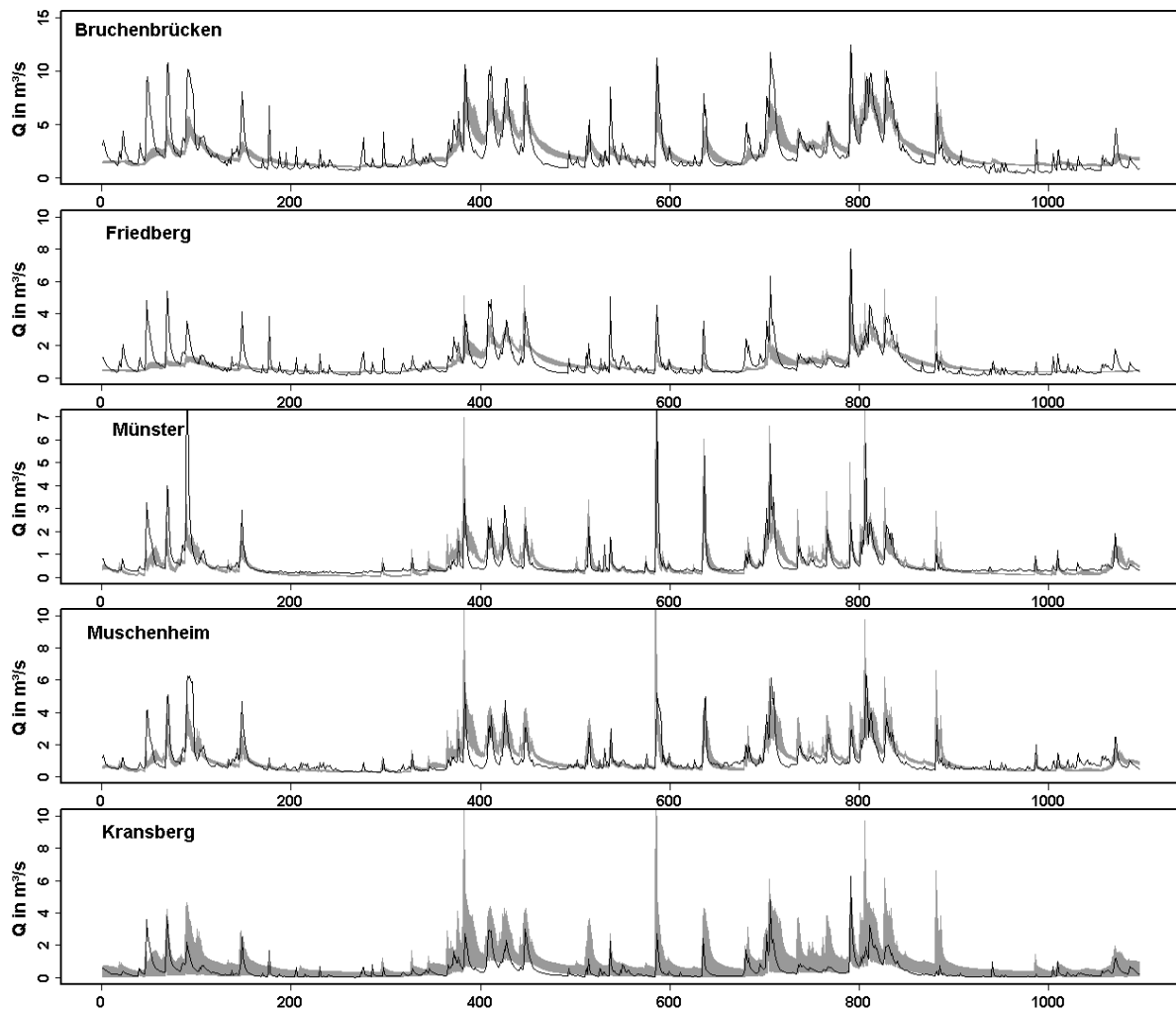
Tabelle A5: Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Abflüsse für das Wettereinzugsgebiet

		d_N			$PBIAS_N$		
		Min	Max	\bar{X}	Min	Max	\bar{X}
Bruchen- brücken	Variante I	0,22	0,75	0,53	0,01	507,59	88,49
	Variante II	0,21	0,96	0,64	0,10	540,76	66,61
	Variante III	0,20	0,93	0,59	0,01	179,62	32,41
Friedberg	Variante I	0,18	0,62	0,46	0,00	530,24	95,23
	Variante II	0,20	0,94	0,60	0,08	485,90	58,87
	Variante III	0,20	0,85	0,51	0,02	147,88	43,86
Münster	Variante I	0,15	0,63	0,43	0,18	632,71	132,44
	Variante II	0,17	0,87	0,59	0,14	611,41	102,48
	Variante III	0,04	0,81	0,44	0,01	303,24	70,86
Muschenheim	Variante I	0,16	0,69	0,46	0,18	635,82	119,97
	Variante II	0,18	0,92	0,61	0,02	627,63	86,29
	Variante III	0,06	0,82	0,40	0,05	315,94	54,22

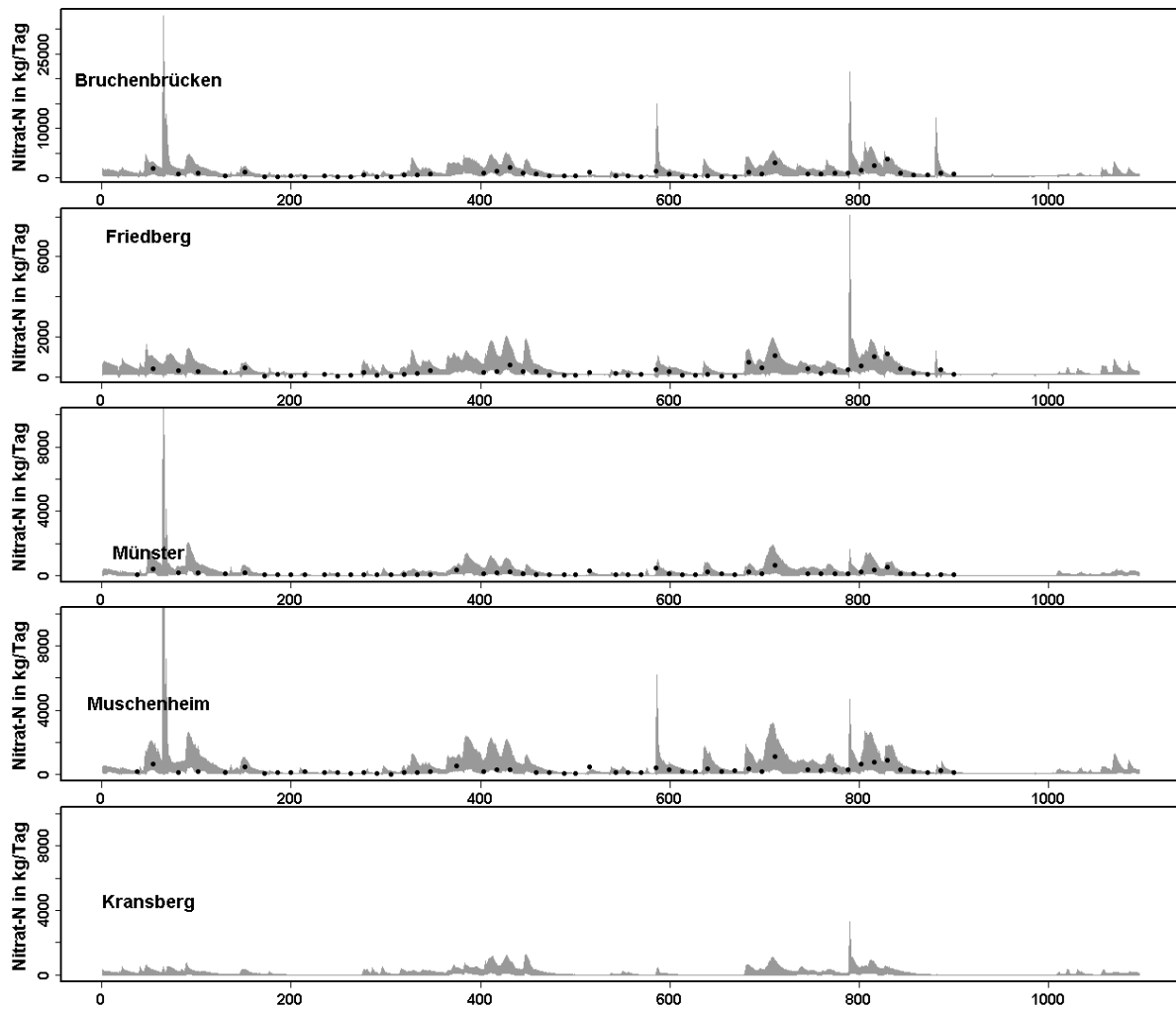
Tabelle A6: Kennwerte für die Gütemaße aus der Monte-Carlo-Simulation für die alle gemessenen Stationen im Hinblick auf die simulierten Nitratfrachten für das Wettereinzugsgebiet



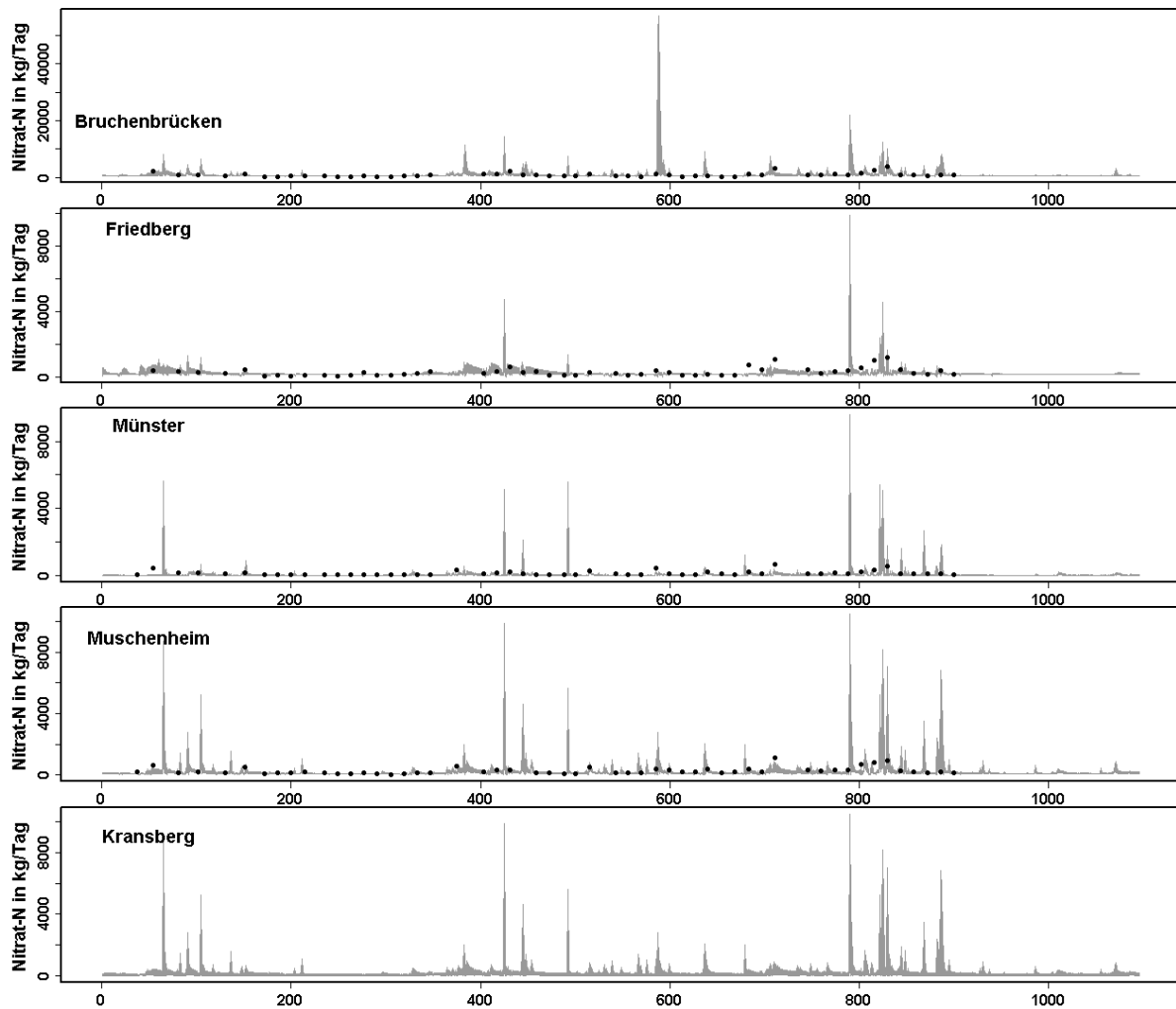
Abb, A4: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster, Muschenheim und Kransberg für den Zeitraum 2006 - 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II



Abb, A5: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Abflüsse (schwarze Linie) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg Münster, Muschenheim und Kransberg für den Zeitraum 2006-2008; die graue Fläche bezeichnet den 95% -Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III



Abb, A6: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für das Jahr 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante II



Abb, A7: Simulierte (graue Fläche) und gemessene Nitrat-Frachten (schwarze Punkte) für die Pegel Bruchenbrücken, Friedberg, Münster und Muschenheim für den Zeitraum 2006 - 2008; die graue Fläche bezeichnet den 95%-Unsicherheitsbereich des GLUE-Ensembles für die Variante III