Universität Trier

KlimLandRP

Klima- und Landschaftswandel
in Rheinland-Pfalz

Auswirkungen des Klimawandels auf die Ressource Wasser in Rheinland-Pfalz

Schlussbericht Modul Wasser

Laufzeit:	01.04.2008-30.09.2011 (3,5 Jahre)
Berichtszeitraum:	April 2008 - September 2011
Homepage:	www.klimlandrp.de

Projektpartner:

Universität Trier
Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz
Johannes Gutenberg Universität Mainz
Landesforsten Rheinland-Pfalz
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
PIK
Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
RLP Agroscience

Autorenverzeichnis

Modul Wasser

Prof. Dr.-Ing. Markus Casper

Universität Trier, Fachbereich 6, Physische Geographie
Universitätsring 15, 54286 Trier
E-mail: casper@uni-trier.de
Telefon: +49 (0) 651-201-4518
Fax: +49 (0) 651-201-3976

Gayane Grigoryan

Universität Trier, Fachbereich 6, Physische Geographie
E-mail: grigoryan@uni-trier.de
Telefon: +49 (0) 651-201-4556

Prof. Dr. Günther Heinemann

Universität Trier, Fachbereich 6, Umweltmeteorologie
E-mail: heinemann@uni-trier.de
Telefon: +49 (0) 651-201-4623

Dr. Reinhard Bierl

Universität Trier, Fachbereich 6, Hydrologie
E-mail: bierl@uni-trier.de
Telefon: +49 (0) 651-201-3075

Zitierhinweis:

CASPER, M., GRIGORYAN, G., HEINEMANN, G. & BIERL, R. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Ressource Wasser in Rheinland-Pfalz. – RHEINLAND-PFALZ KOMPETENZZENTRUM FÜR KLIMAWANDELFOLGEN [Hrsg.]: Schlussberichte des Landesprojekts Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz (KlimLandRP), Teil 2, Modul Wasser: 164 S.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 10

2 Stand des Wissens 11

3 Zielsetzung und Forschungsfragen 14

4 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts 15

5 Bilanzierung des Wasser- und Nitrathaushaltes 16
5.1 Einleitung 16
5.2 Methoden 17
5.2.1 Modellkonzept von STOFFBLANZ 17
5.2.2 Datenaufbereitung 25
5.3 Ergebnisse und Diskussion 39
5.3.1 Wasserbilanz 39
5.3.2 Bodenerosion und Sedimenteintrag 56
5.3.3 Nitratbilanz 56

6 Wasserhaushalt von Waldstandorten 61
6.1 Einleitung 61
6.2 Methoden 62
6.2.1 Überblick 62
6.2.2 Hydrologische Simulationen 62
6.2.3 Bestimmung von Trockenstress an Waldstandorten 67
6.2.4 Regionalisierung 68
6.3 Ergebnisse und Diskussion 72
6.3.1 Modellverhalten 72
6.3.2 Wasserverfügbarkeit der simulierten Waldstandorte 74
6.3.3 Wasserverfügbarkeit als Kartendarstellung 80
6.3.4 Diskussion 91

7 Analyse des zukünftigen hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten auf der Basis von Signature Indices 93
7.1 Einleitung 93
7.2 Untersuchungsgebiet 94
7.3 Methoden 95
7.3.1 Hydrologisches Modell und Eingangsdaten 95
7.3.2 Bias-Korrektur 96
7.3.3 Indices 97
7.4 Ergebnisse und Diskussion 98
7.4.1 Jahresmittelwerte von Niederschlag und Temperatur 98
7.4.2 Modellfehler 99
7.4.3 Bias-Korrektur des Niederschlags 100
7.4.4 Klimaänderungssignal in den CCLM-Datensätzen 102
7.4.5 Schlussfolgerungen und Ausblick 104

8 Ergänzende Stakeholderbefragungen Wasserwirtschaft 107

9 Gesamtdiskussion 109

10 Schlussfolgerungen 115

11 Ausblick und offene Forschungsfragen 118

12 Zusammenfassung 121
12.1 Bilanzierung des Wasser- und Nitrathaushaltes 121
12.2 Wasserhaushalt von Waldstandorten 122
12.3 Prognose des Abflussverhaltens mit Signature Indices 123
12.4 Zusätzliche Stakeholderbefragungen 123
12.5 Regionale Klimasimulationen 124
12.6 Wasserqualität unter dem Einfluss des Klimawandels 124

13 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte 126
13.1 Vorträge/Präsentationen 126
13.2 Posterpräsentationen 127
13.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP 127
13.4 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien 128
13.5 Rundfunk und Fernsehen 128
13.6 Publikationen 128

14 Literaturverzeichnis 129

15 Anhang 137

Abbildungsverzeichnis

Abb. 5.1: Methodisches Vorgehen bei der Ermittlung des Sedimenteintrages und der Sedimenthauptlieferflächen (LfULG, 2009: 37). 22

Abb. 5.2: Fließschema zur Abschätzung der N-Bilanz auf Ackerflächen (LfULG, 2009: 54). 24

Abb. 5.3: Schema zur Berechnung der mittleren Fließwegedistanz mit ArcMap 9.2. 33

Abb. 5.4: Schematischer Ablauf des Lückenfüllens der im Landesinformationssystem (LIS) enthaltenen geheimen Werte zur gemeindebezogenen Anbaufläche einer Fruchtart. 36

Abb. 5.5: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere reale Evaportanspiration in mm a-1 1961-1990. 40

Abb. 5.6: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende in mm a-1 1961-1990. 40

Abb. 5.7: Anteile der berechneten langjährigen mittleren Wasserhaushaltsgrößen und Abflusskomponenten (Q) für Rheinland-Pfalz und dessen Naturräume am mittleren Jahresniederschlag, 1961-1990. 41

Abb. 5.8: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Oberflächenabfluss in mm a-1 1961-1990.41

Abb. 5.9: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Abfluss von versiegelten Flächen in mm a-1 1961-1990. 41

Abb. 5.10: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Sickerwasserrate in mm a-1 1961-1990. 42

Abb. 5.11: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Dränabfluss in mm a-1 1961-1990. 42

Abb. 5.12: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Zwischenabfluss in mm a-1 1961-1990. 42

Abb. 5.13: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Basisabfluss in mm a-1 1961-1990. 42

Abb. 5.14: (Links) Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende für 1961-1990 sowie (rechts) gemessene mittlere Abflussspende für 1979-1998 (LUWG), auf Einzugsgebietsebene in mm a-1. 43

Abb. 5.15: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende auf Grundlage der WETTREG2006-Referenzszenarien normal (links) und trocken (rechts) für 1971-2000. 46

Abb. 5.16: Prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für Rheinland-Pfalz gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die nahe (2021-2050) und für die ferne (2071-2100) Zukunft. 49

Abb. 5.17: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die nahe Zukunft nach der (links) A1B-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A1B-trocken-Projektion. 49

Abb. 5.18: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die nahe Zukunft nach der (links) A2-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A2-trocken-Projektion. 50

Abb. 5.19: Mit STOFFBILANZ berechnete prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die Rheinland-Pfälzischen Naturräume gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (2021-2050), jeweils im Vergleich zum Referenzlauf. 50

Abb. 5.20: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der (links) A1B-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A1B-trocken-Projektion. 51

Abb. 5.21: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der (links) A2-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A2-trocken-Projektion. 51

Abb. 5.22: Mit STOFFBILANZ berechnete prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a-1 für die Rheinland-Pfälzischen Naturräume gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die ferne Zukunft (2071-2100), jeweils im Vergleich zum Referenzlauf. 52

Abb. 5.23: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion. 54

Abb. 5.24: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion. 54

Abb. 5.25: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion. 55

Abb. 5.26: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion. 55

Abb. 5.27: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer jährlicher (links) Bodenabtrag von der Fläche und (rechts) Sedimenteintrag in t ha-1. 56

Abb. 5.28: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Nitrateintrag über Oberflächenabfluss (links) und gelöster Nitrateintrag über Drainabfluss (rechts) in kg N ha-1, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007. 58

Abb. 5.29: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Nitrateintrag über Zwischenabfluss (links) und gelöster Nitrateintrag über Basisabfluss mit Denitrifikation (rechts) in kg N ha-1, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007. 58

Abb. 5.30: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Gesamt-Nitrateintrag (links) und diffuser partikelgebundener Nitrateintrag (rechts) in kg N ha-1, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007. 59

Abb. 6.1: Zur Simulation von Waldstandorten verwendete DWD-Klimastationen in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen (nach Spekat et al., 2006) sowie die Wärmestufen in Rheinland-Pfalz (nach AStOK, 2003; 294). 63

Abb. 6.2: Langjähriger mittlerer Niederschlag in mm a-1 und langjährige mittlere Temperatur in °C der verwendeten Klimastationen (1971-2000). 64

Abb. 6.3: Klimaregionen in Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlag in Rheinland-Pfalz mit den ausgewählten Referenzstationen. 70

Abb. 6.4: Gruppen der nutzbaren Feldkapazität bis 1 m Tiefe für Rheinland-Pfalz. 70

Abb. 6.5: Reliefgruppen, abgeleitet aus dem DGM20+, für Rheinland-Pfalz. 71

Abb. 6.6: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, Südexposition, nFK=150 mm, Jahr 1982. 72

Abb. 6.7: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, Nordexposition, nFK=150 mm, Jahr 1982. 73

Abb. 6.8: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, ebene Lage, nFK=150 mm, Jahr 1982. 73

Abb. 6.9: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=200 mm, Jahr 1982. 73

Abb. 6.10: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=50 mm, Jahr 1982. 73

Abb. 6.11: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=150 mm, Jahr 1976. 74

Abb. 6.12: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=150 mm, Jahr 1987. 74

Abb. 6.13: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Vergangenheit (1971-2000) für die Standorte: Links) Schneifel, Nordhang, nFK=200 mm, Mitte) Trier, eben, nFK=100 mm und Rechts) Roxheim, Südhang, nFK=50 mm. 75

Abb. 6.14: Berechneter mittlerer Trockenstressindex in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche, 1971-2000. 75

Abb. 6.15: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche, 1987. 76

Abb. 6.16: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche, 1976. 76

Abb. 6.17: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz normal (links), A1B normal (2021-2050) (Mitte), A1B normal (2071-2100) (rechts). 78

Abb. 6.18: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz trocken (links), A1B trocken (2021-2050) (Mitte), A1B trocken (2071-2100) (rechts). 78

Abb. 6.19: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz feucht (links), A1B feucht (2021-2050) (Mitte), A1B feucht (2071-2100) (rechts). 78

Abb. 6.20: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen für 2071-2100, A2 normal (links), A2 trocken (Mitte), A2 feucht (rechts). 79

Abb. 6.21: Absolute Differenz des mittleren Trockenstressindexes in % für 100-jährige Buchen, 2021-2050, A1B normal (links), A1B trocken (Mitte), A1B feucht (rechts). 79

Abb. 6.22: Absolute Differenz des mittleren Trockenstressindexes in % für 100-jährige Buchen, 2071-2100, A1B normal (links), A1B trocken (Mitte), A1B feucht (rechts). 79

Abb. 6.23: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Roxheim, Südhang, nFK=50mm. 80

Abb. 6.24: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Trier, eben, nFK=150mm. 80

Abb. 6.25: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Schneifel, Nordhang, nFK=200mm. 80

Abb. 6.26: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006 und Messdaten, 1971-2000. 82

Abb. 6.27: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, 1971–2000. 83

Abb. 6.28: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, Referenzlauf normal, 1971–2000. 84

Abb. 6.29: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, Referenzlauf trocken, 1971–2000. 84

Abb. 6.30: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2021–2050. 85

Abb. 6.31: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2071–2100. 85

Abb. 6.32: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal, 2021–2050. 86

Abb. 6.33: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken, 2021–2050. 86

Abb. 6.34: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal, 2071–2100. 87

Abb. 6.35: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken, 2071–2100. 87

Abb. 6.36: Naturraumbezogene absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf. 88

Abb. 6.37: Naturraumbezogene absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf. 88

Abb. 6.38: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf normal. 89

Abb. 6.39: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf trocken. 89

Abb. 6.40: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf normal. 90

Abb. 6.41: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf trocken. 90

Abb. 7.1: Untersuchungsgebiet: Mittlerer Jahresniederschlag (1961-1990) und Einzugsgebietsgrenzen 95

Abb. 7.2: Signature Indices für den Vergleich von (1) Abfluss (gemessen) und (2) Abfluss (simuliert) mit gemessenen Klimadaten als Modellantrieb (1994-2003). 100

Abb. 7.3. Signature Indices für den Vergleich von simuliertem Abfluss mit (1) gemessenen Klimadaten und (2) Bias-korrigiertem Niederschlag, Kontrolllauf 1 100

Abb. 7.4: Signature Indices aus Vergleich von simulierten Abflusszeitreihen (1) mit gemessenen meteorologischen Eingangsdaten (1994-2003) und (2) mit Kontrolllauf 2 als Modellantrieb (Temperatur = Bias-korrigiert, Niederschlag = korrigiert mit parametrischem Q-matching) 101

Abb. 7.5: Signature Indices für den Vergleich von (1) CCLM Kontrolllauf 1 und (2) CCLM Projektion 1: 2015-2024 103

Abb. 7.6: Signature Indices aus Vergleich simulierter Abflusszeitreihen mit CCLM-Daten als Modellantrieb: (1) Kontrolllauf 2 und (2) Projektion 2 (A1B-Szenario, 2091-2100) 104

Abb. 9.1: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion. 110

Abb. 9.2: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion. 110

Abb. 9.3: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion. 111

Abb. 9.4: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a-1 für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion. 111

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1: Übersicht zu den Originaldaten, deren Herkunft und Verwendung in STOFFBILANZ. 26

Tab. 5.2: Langjähriger mittlerer gemessener Jahresniederschlag (REGNIE-Daten, LUWG) sowie mit STOFFBILANZ berechnete langjährige reale Evapotranspiration und Abfluss für Rheinland-Pfalz (1961-1990). 40

Tab. 5.3: Langjähriger mittlerer gemessener Abfluss (1979-1998) sowie mit STOFFBILANZ berechneter Abfluss für Naturräume in Rheinland-Pfalz (1961-1990). 43

Tab. 5.4: Mit STOFFBILANZ berechnete langjährige mittlere Wasserhaushaltsgrößen mit gemessenen Klimadaten sowie den WETTREG2006-Referenzszenarien normal und trocken. 46

Tab. 5.5: Mit STOFFBILANZ berechnete langjährige mittlere Abflussspenden mit gemessenen Klimadaten sowie den WETTREG2006-Referenzszenarien normal und trocken, für Naturräume in Rheinland-Pfalz. 47

Tab. 5.6: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster und partikelgebundener Nitrateintrag basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007, ausgewertet für Naturräume in Rheinland-Pfalz. 59

Tab. 5.7: Nutzungsbezogene mittlere berechnete diffuse gelöste Nitrat-Einträge für Rheinland-Pfalz, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007. 60

Tab. 6.1: Kennwerte der verwendeten Klimastationsdaten (Quellen: DWD, Spekat et al., 2006). 63

Tab. 6.2: Schwellenwerte für den Trockenstressindikator BWd9 in Abhängigkeit des mittleren Wassergehaltes im Wurzelraum. 68

Tab. 6.3: Eingangsdaten und deren Herkunft sowie Bearbeitung. 69

Tab. 6.4: Klasseneinteilungen für die Parameter Niederschlag, Temperatur, nutzbare Feldkapazität und Relief zur Erstellung der Landschaftsräume. 70

Tab. 6.5: Wärmestufenbezogene Mittelwerte der absoluten Differenz des berechneten Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buchen, WETTREG 2006, jeweils in Bezug zum Referenzlauf. 90

Tab. 7.1: Gebietskennwerte 94

Tab. 7.2: Eingangsdaten 95

Tab. 7.3: Eingesetzte Bias-Korrekturverfahren für Niederschlag und Temperatur. 97

Tab. 7.4: Übersicht der neun Signature Indices 98

Tab. 7.5: Jahresniederschlag in mm 99

Tab. 7.6: Jahresmitteltemperatur in °C 99

1 Einleitung

Wasser ist aufgrund seiner vielen Funktionen ein zentrales Element für Mensch und Natur. Es ist Baustoff bei der Photosynthese der Pflanzen, Bestandteil von Organismen, Lebensraum aber auch Energieträger, Transportmittel, Lösungsmittel, Lebensmittel sowie Energieregler für den Wärmehaushalt der Erde. Wasser ist die am meisten genutzte Naturressource. Sie wird benötigt, um die Bevölkerung, Industrie und Landwirtschaft mit Wasser entsprechender Qualität zu versorgen (DYCK UND PESCHKE, 1995; S. 80). Das Wasservorkommen für ein bestimmtes Gebiet und für einen bestimmten Zeitraum hängt eng mit dem Klimasystem zusammen. Insbesondere Niederschlag und Verdunstung beeinflussen die Komponenten des Wasserkreislaufes (DYCK UND PESCHKE, 1995; S. 20). Wegen dieser Wechselwirkung ist davon auszugehen, dass der erwartete, anthropogen bedingte Klimawandel den natürlichen Wasserkreislauf verändern wird. Der globale Klimawandel wird sich in einem veränderten Niederschlags- und Temperaturverhalten widerspiegeln (IPCC, 2007; 49). Dies wird sich auch in Rheinland-Pfalz zeigen und Folgen auf den regionalen Wasserhaushalt haben (MUFV, 2007; 21ff, 75). Es ist aber davon auszugehen, dass die einzelnen Komponenten des Wasserkreislaufes (z. B. Grund- und Oberflächenwasser) unterschiedlich stark vom Klimawandel beeinflusst werden. Das bedeutet gleichzeitig, dass Wassernutzer und Ökosysteme unterschiedlich stark vom Klimawandel betroffen sein werden – je nachdem, welche Komponenten des Wasserkreislaufes für sie von Bedeutung sind.

Der Landschaftswasserhaushalt ist u. a. entscheidend für die Erträge in der Landwirtschaft oder die Wüchsigkeit von Bäumen. Insbesondere auf Böden mit geringem Speichervermögen oder exponierter Lage ist bei sich ändernder Niederschlagsverteilung und steigenden Temperaturen mit einer Zunahme von Trockenstress zu rechnen. Das Abflussverhalten der Fließgewässer hat zahlreiche Konsequenzen auf die Umwelt sowie auf die Wasserwirtschaft. Es ist zu erwarten, dass sich das mittlere Abflussverhalten, sowie das Niedrig- und Hochwasserverhalten infolge des Klimawandels ändern. Außerdem ist davon auszugehen, dass sich die Wasserqualität der Fließgewässer aufgrund veränderter Wasserführung sowie steigender atmosphärischer Temperatur verändert.

2 Stand des Wissens

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf den Bereich Wasser abzuschätzen und Anpassungsmaßnahmen abzuleiten, werden deutschlandweit regionale Studien durchgeführt. Eine Übersicht zu den laufenden und abgeschlossenen Untersuchungen ist auf der Internetseite des Kompetenzzentrums Klimafolgen und Anpassung (KOMPASS, www.anpassung.net) des Umweltbundesamtes dargestellt. Deutschland- oder europaweiten Studien sind nur allgemeine Aussagen für Rheinland-Pfalz zu entnehmen. Das Projekt KLIWAS, welches mit der Projektdauer von 2009-2013 von der Bundesanstalt für Gewässerkunde geleitet wird, geht der Fragestellung nach, welche Folgen der Klimawandel auf die Bundeswasserstraßen hat, und welche Handlungsoptionen es für die Wirtschaft und die Binnenschifffahrt gibt. Im international angelegten Projekt RheinBlick2050 (CHR, 2010) werden die Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussregime des gesamten Rhein-Einzugsgebietes untersucht. Ein weiteres Projekt, welches die regionalen Folgen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt untersucht, ist KLIWA. Seit Dezember 1998 besteht das Kooperationsvorhaben zwischen dem Deutschen Wetterdienst und den Ländern Baden-Württemberg, Bayern, und seit dem 1.1.2007 auch Rheinland-Pfalz. KLIWA basiert auf einer fachübergreifenden Zusammenarbeit zu dem Themenkomplex "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft" (z.B. KLIWA, 2009; http://www.kliwa.de). Die Ergebnisse dieser und noch weiterer Untersuchungen werden im Folgenden kurz zusammengefasst.

Hochwasser

Die bisherigen Auswirkungen des Klimawandels auf das Hochwasserverhalten in Rheinland-Pfalz werden von HENRICHS ET AL. (2005; 7ff) mittels Trendanalysen der Abflussganglinien von 39 Pegeln mit einer Beobachtungsdauer von ca. 50 Jahren untersucht. Diese Pegel liegen in den Zuflüssen von Mosel und Rhein. Zwölf der Pegel weisen eine signifikante Zunahme der Jahreshöchstabflusswerte auf. Der Trend ist jedoch nicht linear, sondern weist einen sprunghaften Anstieg Mitte der siebziger Jahre auf. Dieser Sprung wird mit dem vermehrten Auftreten von zyklonalen Westwetterlagen ab Mitte der siebziger Jahre begründet. Die zwölf Pegel liegen im Luvbereich der west-östlich ziehenden Niederschalgsfelder, weshalb auch nur an diesen Pegeln eine sprunghafte Zunahme der Jahreshöchstabflüsse zu verzeichnen ist (HENRICHS ET AL., 2005; 7). Betrachtet man nur das Sommerhalbjahr, so zeigt sich für den Zeitraum ab 1978, dass an elf Pegeln die sommerlichen Höchstabflusswerte signifikant abnehmen. Für das Winterhalbjahr weisen drei Pegel eine signifikante Zunahme der winterlichen Höchstabflusswerte ab 1978 auf. HENRICHS ET AL. (2005; 27) schätzen die bisherige Reaktion der Rheinland-Pfälzischen Gewässer auf veränderte Niederschlags-

verhältnisse als geringfügig ein. Im Rahmen des Projektes "Änderung im Abflussregime des Rheins" (KHR/CHR, 2007; 296-350) werden unter anderem für sieben in Rheinland Pfalz liegende Pegel (Worms/Rhein, Grolsheim/Nahe, Kaub/Rhein, Kalkofen/Lahn, Trier/Mosel, Cochem/Mosel, Andernach/Rhein) ebenfalls Trenduntersuchungen durchgeführt. Die Beobachtungsdauer beträgt bis auf den Pegel Grolsheim (ca. 50 Jahre) ca. 100 Jahre. Für die Pegel Worms, Kaub, Trier, Cochem und Andernach zeigt sich im Winterhalbjahr und im Jahr eine signifikante Zunahme der Hochwasserabflusswerte. Der Pegel Grolsheim/Nahe ist der Einzige aus der Studie von KHR/CHR (2007), der gleichzeitig auch von HENRICHS ET AL. (2005) untersucht wurde.

Für die nahe Zukunft sind für den Pegel Trier auf Basis von Ensembleberechnungen keine eindeutigen Veränderungen der Hochwasserkennwerte zu erwarten, für die ferne Zukunft hingegen ein zunehmender Trend (CHR, 2010; 126f).

Niedrigwasser

Die Trendanalysen der Niedrigwasserhöhen der letzten 100 Jahre zeigen für die Rhein-Pegel im Winterhalbjahr und im Gesamtjahr eine Zunahme (KHR/CHR, 2007; 296-350). Für den Pegel Trier nehmen die Niedrigwasserhöhen ab. Aufgrund des Moselausbaus ab 1956 sind die Ergebnisse für den Pegel Trier unter Vorbehalt zu sehen (KHR/CHR, 2007; 335f).

Für fünf Pegel im Nahe-Einzugsgebiet zeigt sich für die nahe Zukunft eine deutliche Zunahme der mittleren jährlichen Niedrigwasserdauer. Des Weiteren sind dort schwache Abnahmen des mittleren jährlichen Niedrigwasserabflusses zu erwarten (KLIWA, 2009; 2f). Für den Pegel Trier zeigen Ensemblerechnungen für die nahe Zukunft kein eindeutiges Änderungssignal der Niedrigwasserkennwerte. Erst für die ferne Zukunft zeigen die sommerlichen Niedrigabflusswerte abnehmende Tendenzen, und die winterlichen leicht zunehmende Tendenzen für den Pegel Trier (CHR, 2010; 118).

Mittlerer Abfluss

SCHWANDT (2003; 65) berechnet für den Pegel Cochem eine Zunahme der mittleren Abflüsse für den Zeitraum 2061-2095. Für den Pegel Grolsheim/Nahe zeigen die Szenarien-Berechnungen von MENZEL ET AL. (2001) für die ferne Zukunft (2061-2095) deutliche Vergrößerungen der mittleren Abflüsse im Winter. Es sei angemerkt, dass diese Studien für die Klimaprojektionen den globalen Modellantrieb ECHAM4 verwendeten, welcher in der Zwischenzeit durch ECHAM5 ersetzt wurde.

Der mittlere Abfluss im Winterhalbjahr zeigt für den Pegel Trier eine zunehmende Tendenz sowohl für die nahe als auch für die ferne Zukunft. Hingegen nimmt der mittlere Abfluss im Sommerhalbjahr für den Pegel Trier in der fernen Zukunft wahrscheinlich ab. Der mittlere jährliche Abfluss zeigt für den Pegel Trier weder für die nahe noch für die ferne Zukunft ein eindeutiges Änderungssignal (CHR, 2010; 113).

Grundwasser

Für die Entwicklung der Grundwasserneubildungsrate in Rheinland-Pfalz wird aufgrund der hydrogeologisch und klimatisch vergleichbaren Verhältnisse mit Hessen eine ähnliche Entwicklung erwartet (MUFV RP, 2007; 56). Für Hessen prognostizieren BERTHOLD UND HERGESELL (2005; 16) bis 2050 eine Zunahme der mittleren Grundwasserneubildung um ca. 25%.

Neue Studien zeigen hingegen nur eine leichte Zunahme der Grundwasserneubildung für die nahe Zukunft in Rheinland-Pfalz. Im Bereich des Bitburger Gutlandes, der Kalkeifel und der Wittlicher Senke beträgt die absolute Änderung der Grundwasserneubildung >+10 mm a^{-1}, und in den übrigen Regionen von Rheinland-Pfalz 0 mm a^{-1} bis +10 mm a^{-1} (DWA, 2011; 98). Gleichzeitig kann aber die Beanspruchung der Grundwasservorräte in den Sommermonaten steigen (DWA, 2011; 44f).

Wasserqualität

Der Einfluss von Klimaänderungen auf die Qualität von Lebensgemeinschaften in Fließgewässern ist bisher schwierig abzuschätzen, da neben den Unsicherheiten in der Prognose klimatischer Änderungen und den Veränderungen der punktuellen und diffusen Stoffeinträge auch die ökologischen Auswirkungen auf die Biozönose nicht vorhersehbar sind (FELD UND HERING, 2007). Als Folge verstärkt auftretender Trockenperioden werden sich die Niedrigwasserführung der Flüsse und damit die mögliche Belastung des (biotischen) Lebensraums ändern. Eine Verminderung des Gesamtabflusses über längere Zeiträume kann aufgrund der in Bezug auf Abwassereinleitungen fehlenden Verdünnung zur Gefährdung aquatischer Ökosysteme führen. Gerade im kleinräumigen lokalen Bereich kommt es hier zu Defiziten, besonders wenn das Gewässer einen hohen Abwasseranteil hat oder Gewässerstrecken gegen eine bestimmte Art von Belastung besonders sensitiv sind, wie z. B. sehr langsam fließende Gewässer gegen Belastungen mit leicht abbaubaren Stoffen, die sich negativ auf die Sauerstoffverhältnisse auswirken. Starkregenereignisse in dieser Periode können zudem ebenfalls zu einer erhöhten stoßförmigen Belastung und damit insgesamt zu einer Verschlechterung der Wasserqualität beitragen (BORCHARDT, 1992; KREJCI V. ET AL., 2004.) Verlängerte Niedrigwasserabflusszeiten beeinflussen darüber hinaus ebenfalls die Temperatur- und Sauerstoffbedingungen in den Gewässern, vor allem auch in den Stauhaltungen. Höhere Temperaturen wirken sich in den Gewässern beschleunigend auf alle Stoffumsatzprozesse aus. Welche Bedeutung Temperaturänderungen auf Stoffumsätze gerade in kleinen Gewässern mit kurzen Verweilzeiten haben, ist bisher nicht geklärt (HAIDEKKER UND HERING, 2007; BEITINGER ET AL., 2000). Welche Einflüsse diese Perioden auf die Wechselwirkung der Gewässer mit ihren Auebereichen haben, ist ebenfalls noch weitgehend unklar. Veränderte Niedrigwasserabflussmengen führen zudem zu Sedimentationsproblemen in Kanalsystemen mit der Folge verstärkter Faulungsvorgänge sowie vermehrtem Spülbedarf. Änderungen im Abflussverhalten in Richtung erhöhter Spitzenabflüsse können dagegen zu einer verstärkten Remobilisierung von Schadstoffen aus belasteten Sedimenten führen.

3 Zielsetzung und Forschungsfragen

Die Aufgabe des Moduls Wassers war es zum Einen, den Partner-Modulen des Projektes Basisinformationen und Ergebnisse bezüglich der Klimawandelfolgen auf den Landschaftswasserhaushalt zu liefern. Zum Anderen war es die Aufgabe, Hinweise für die Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz bezüglich des Klimawandels zu geben. Um eine Anpassung der Wassernutzer und Ökosysteme an den Klimawandel zu ermöglichen, war es notwendig, zunächst die Folgen auf die unterschiedlichen Komponenten des Wasserkreislaufes abzuschätzen. Das Modul Wasser stellte dabei eine inhaltliche Ergänzung zu den laufenden Forschungsaktivitäten des Landes im Rahmen von KLIWA dar. Daher wurden hier auch im Wesentlichen Methoden eingesetzt, welche in KLIWA keine Verwendung finden.

Das Ziel des Moduls Wasser war es zu untersuchen, welche Folgen der Klimawandel in Rheinland-Pfalz auf die (1) Wasserbilanz, auf den (2) Wasserhaushalt von Waldstandorten, auf das (3) Abflussverhalten der Fließgewässer und auf die (4) Wasserqualität der Fließgewässer haben könnte.

Für eine angepasste Waldbewirtschaftung, wurde gemeinsam mit Landesforsten Rheinland-Pfalz eine modellbasierte Methode (unter Verwendung des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH) entwickelt, welche die Abschätzung der zukünftigen Standorteignung von Bäumen unterstützen soll.

Um den betroffenen Sektoren (z. B. verarbeitendes Gewerbe, Hochwasserschutz) eine Anpassung an den Klimawandel zu ermöglichen, wurden modellbasiert (LARSIM, STOFFBILANZ) die Folgen des Klimawandels auf den Abfluss untersucht.

Damit die Fließgewässer in Zukunft entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) naturnah und als funktionsfähiges Ökosystem erhalten bleiben, ist es notwendig, die Wirkungsketten zwischen den Klimafaktoren und den Habitatbedingungen von Fließgewässerbiozönosen zu untersuchen und modellbasiert (STOFFBILANZ) zukünftig gefährdete Regionen zu identifizieren.

Zur Beantwortung der Forschungsfragen wurden unterschiedliche modellbasierte Methoden, für jeweils verschiedene räumliche und zeitliche Auflösungen, eingesetzt. Auf Grundlage der gewonnenen Erkenntnisse wurden die Konsequenzen für klimasensitive Systeme abgeschätzt, Anpassungsoptionen vorgeschlagen, Chancen und Risiken sowie neue Forschungsfragen für den Bereich Wasser aufgezeigt.

4 Beitrag zur Gesamtzielsetzung des Projekts

Die Arbeiten des Moduls Wasser waren ein Baustein im Gesamtprojekt Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz. Als eins der Grundlagenmodule wurden die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Ressource Wasser in Rheinland-Pfalz untersucht. Es wurden unterschiedliche Aspekte von Wasser betrachtet, weil in Abhängigkeit vom betroffenen Sektor auch unterschiedliche Wasserhaushaltskomponenten entscheidend sind.

Die Untersuchungen des Moduls Wasser zeigten eine Bandbreite möglicher klimabedingter Entwicklungen der Wasserhaushaltskomponenten. Aus den Ergebnissen ließ sich feststellen, wie stark die unterschiedlichen Regionen in Rheinland-Pfalz von den Änderungen der Wasserhaushaltskomponenten betroffen sein könnten. Einige dieser Ergebnisse waren für die entsprechenden Projektpartner eine Grundlage in ihren Arbeiten. Andere Ergebnisse waren wichtig für die wasserwirtschaftlichen Sektoren und für ein zukunftsorientiertes Landschaftsmanagement. Die Ergebnisse sollten dazu dienen, Chancen und Risiken für die relevanten Umweltsektoren, Landnutzungen und Biodiversität abzuleiten.

Die Beurteilung der Klimawandelfolgen im Bereich Wasser konnte nicht unabhängig von Stakeholdern erfolgen. Stakeholderbefragungen aus unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Sektoren halfen den Informations- und Anpassungsbedarf der Sektoren abzuschätzen und Anpassungsoptionen abzuleiten.

Während des Projektes stand das Modul Wasser im Dialog mit den Projektmodulen Boden, Wald, Landwirtschaft und Biodiversität. Der interdisziplinäre Austausch war auf unterschiedlichen Ebenen angesetzt. Die Frage der einheitlichen Datengrundlage stand zu Beginn des Projektes im Vordergrund und wurde gemeinsam diskutiert. Interdisziplinäre Fragestellungen erforderten ebenso ständigen Austausch über Methoden und Ergebnisse während der gesamten Projektlaufzeit. Gemeinsam wurden Ideen und Methoden entwickelt sowie Forschungsbedarf identifiziert.

5 Bilanzierung des Wasser- und Nitrathaushaltes

5.1 Einleitung

Aussagen über sensitive Großregionen in Rheinland-Pfalz hinsichtlich der Wasser- und Nitratbilanz haben große Bedeutung für die Wasserwirtschaft und den Landschaftsschutz. Es existieren zahlreiche Studien zu den Themen Abflussverhalten und Hochwasser in Rheinland-Pfalz, aber wenige flächendeckende zum Landschaftswasserhaushalt. Ergebnisse aus deutschlandweiten Projekten sind räumlich gering aufgelöst und ermöglichen nur eine sehr grobe Abgrenzung von Regionen. Das Ziel dieser Untersuchung war es, den landesweiten Wasserhaushalt (Wasserbilanz) sowie den Nitrat- und Sedimenteintrag in die Gewässer abzuschätzen, um auf dieser Basis sensitive Regionen in Rheinland-Pfalz identifizieren zu können. Für die Frage nach der potenziellen Eutrophierung von Fließgewässern ergaben sich damit wertvolle Basisinformationen. Außerdem sollten die Auswirkungen des Klimawandels auf die zukünftige langjährige Wasserbilanz abgeschätzt werden. Dafür wurde das Modell STOFFBILANZ (GEBEL ET AL. 2011, GEBEL ET AL. 2010, GEBEL ET AL. 2005) angewendet. STOFFBILANZ ist ein Modell zur einzugsgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche. Durch einfache Berechnungsverfahren kann ferner eine Quantifizierung der aus den Emissionen resultierenden Einträge in die Fließgewässer (Immissionen) durchgeführt werden. STOFFBILANZ berücksichtigt sowohl Stickstoff- als auch Phosphoreinträge. Die Nährstoffbilanzierung in den Teileinzugsgebieten erfolgt durch die Berücksichtigung von punktuellen und diffusen Einträgen sowie Stoffrückhaltung (Retention) entlang der Fließwege (HALBFAß ET AL. 2010, UHLIG ET AL. 2009). STOFFBILANZ wurde bisher flächendeckend in den Ländern Sachsen, Sachsen-Anhalt sowie im Oberrheingraben (Projekte MoNiT und Logar) eingesetzt. Hinzu kommen zahlreiche Detailstudien in Sachsen, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg. Derzeit laufen BMBF-geförderte Arbeiten in Nordchina, wo der Modellansatz für die Berechnung tagesbasierter Abflüsse, Bodenerosionsraten, Sedimenteinträge und partikelgebundener Phosphoreinträge ertüchtigt wurde (MEIßNER ET AL. 2011).

Für die dynamische Visualisierung und Auswertung der Modelleingangsdaten und Modellergebnisse stand die von GALF bR (www.galf-dresden.de) entwickelte webbasierte grafische Benutzeroberfläche STOFFBILANZ-Viewer (www.viewer.stoffbilanz.de) zur Verfügung.

5.2 Methoden

5.2.1 Modellkonzept von STOFFBLANZ

5.2.1.1 Wasserbilanz

„Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz im Modul WASSERBILANZ. Der Gesamtabfluss *R* ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse Oberflächenabfluss *RO* (inklusive Abfluss von versiegelter Fläche), Drainabfluss *RD*, Zwischenabfluss *RI* und Basisabfluss *RG*.

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und Abflusses versiegelter Flächen erfolgt nach einem modifizierten Curve-Number-Verfahren (US SCS 1972, HALBFAß 2005). Der Oberflächenabfluss wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet. Zwischenabfluss und Basisabfluss werden auf Basis der Sickerwasserrate *SW* unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (WESSOLEK ET AL. 2008, AD-HOC-AG BODEN 2003, RÖDER 1997, WESSOLEK 1997). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient der Festlegung von Abflussanteilen. Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität von Ackerstandorten. Die Berechnung des Drainabflusses erfolgt auf dem gedränten Flächenanteil analog der Berechnung von Infiltration (nach AD-HOC-AG BODEN 2003) auf ungedränten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird. Der Anteil gedränter Flächen für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland wird programmintern in Abhängigkeit vom Bodentyp festgelegt (vgl. BEHRENDT ET AL. 1999).“ (LfULG, 2009: 29)

Oberflächenabfluss

„Die Ableitung des mittleren, jährlichen Oberflächenabflusses unversiegelter Flachen *RO* bzw. Regenwasserabflusses von versiegelten Flächen *RS* erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (US SCS 1972, HALBFAß 2005). […] Eine Curve Number (*CN*) […] stellt den Gebietsrückhalt dar, das heißt das maximale Speichervermögen des Bodens unter Berücksichtigung der Art der Landnutzung und dem Vorregen (abgebildet über drei Bodenfeuchteklassen). Um den Einfluss der Bodeneigenschaften hinsichtlich Versickerungsvermögen bzw. Abflussbereitschaft zu berücksichtigen, werden im SCS-Verfahren vier hydrologische Bodengruppen ausgewiesen. Diese werden für die Berechnung in STOFFBILANZ entsprechend den Bodenartengruppen zugewiesen (US SCS 1972, (mod. n. HALBFAß 2005, siehe Tabelle 1 in GEBEL ET AL, 2009: 11).

Der mittlere, jährliche Oberflächenabfluss *RO* ergibt sich dann wie folgt:

$$RO, RS = \frac{\left(P_d - I_A\right)^2}{\left(P_d - I_A + S\right)} \bullet d_p$$

mit

P_d … mittlere, tägliche Niederschlagssumme bezogen auf die Tage mit Niederschlag

d_p … mittlere, jährliche Anzahl der Niederschlagstage

S … Gebietsrückhalt [mm] ; $S = \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \bullet 25{,}4$

I_A … Anfangsverlust [mm] ; $I_A = 0{,}03 \bullet S$

Die Berechnung des Oberflächenabflusses *RO* erfolgt bei den Hauptnutzungsformen *Acker*, *Grünland*, *Obstbau*, *Weinbau*, *Laubwald*, *Nadelwald* und *Devastierung* für den hydrologisch angebundenen, unversiegelten Flächenanteil. Auf den hydrologisch nicht angebundenen Flächen wird dagegen kein Oberflächenabfluss berechnet. Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform *Siedlung* werden grundsätzlich auf dem unversiegelten Flächenanteil der Oberflächenabfluss *RO* und auf dem versiegelten Anteil der Regenwasserabfluss *RS* berechnet. Keine Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt für Zellen mit einer mittleren Hangneigung kleiner als 0,5° sowie auf drainierten Flächenanteilen.“ GEBEL ET AL. (2009; 10f)

Infiltration

„Um den Zwischen- und Basisabfluss zu bestimmen, muss zuerst die Berechnung der Infiltrationsrate durchgeführt werden. Das TUB-BGR-Verfahren (Ad-hoc-AG Boden 2003) liefert Sickerwasserraten (Infiltrationsraten) auf der Basis von nutzungsspezifischen Regressionsgleichungen (siehe GEBEL ET AL, 2009: 63). Das Verfahren ist ausschließlich für mehrjährige Berechnungszeiträume entwickelt worden.“ GEBEL ET AL (2009; 12)

Für die Landnutzungen Ackerland, Grünland, Nadelwald und Laubwald wird die Sickerwasserrate *SW* aus dem Boden gemäß dem TUB-BGR-Verfahren aus der Differenz von Niederschlag P_{year} und realer Evapotranspiration ET_a, berechnet: (GEBEL ET AL., 2009; 12).

$SW = P_{year} - ET_a$ [mm a^{-1}]

„Die Abschätzung von ET_a basiert auf der Abhängigkeit der *ET0* von der Landnutzung und der pflanzenverfügbaren Wassermenge *WV*. Die pflanzenverfügbare Wassermenge *WV* [mm] wird nach der folgenden Formel berechnet (AD-HOC-AG BODEN, 2003).

$$WV = nFKWe + KA + P_{summer} \bullet \left(1 - \frac{RO}{P_{year}} \right) \quad \text{[mm a}^{-1}\text{]}$$

mit

nFKWe … nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [mm]

KA … mittlere kapillare Aufstiegsrate [mm] (Bestimmung siehe GEBEL ET AL., 2009: 12f)

Für die Hauptnutzungsformen Siedlung, Weinbau, Obstbau und Sonstiges wird die Sickerwasserrate nach LIEBSCHER UND KELLER (1979), modifiziert von WENDLAND ET AL. (1993) abgeschätzt:

$$SW = 0{,}86 \bullet P_{year} - 111{,}6 \bullet \left(\frac{P_{summer}}{P_{winter}} \right) - 120 \bullet \log\left(KA + nFKWe \right) \quad \text{[mm a}^{-1}\text{]}$$

Dränabfluss

Der Anteil gedränter Flächen A_d für die Hauptnutzungsformen Acker und Grünland kann programmintern (nach BEHRENDT ET AL. 1999) in Abhängigkeit vom Bodentyp abgeschätzt werden. Anhand des Dränflächenanteils [%] und der Infiltration *SW* (berechnet nach AD HOC-AG BODEN (2003) analog zur ungedränten Fläche, aber ohne Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs), wird anschließend der Dränabfluss *RD* berechnet:

$$RD = \frac{A_d \cdot SW}{100}$$

Auf dem dränierten Flächenanteil wird auf die Berechnung der Abflusskomponenten *RG*, *RO* und *RI* verzichtet.

Basis- und Zwischenabfluss

Die Ermittlung von Zwischenabfluss *RI* und Basisabfluss *RG* erfolgt durch die Aufteilung der Sickerwasserrate *SW* nach RÖDER (1997). Dazu wird empirisch eine Separation der einzelnen Abflussanteile auf Basis der Sickerwasserrate *SW* mit Hilfe des Abflussquotienten *fq* durchgeführt. Der Abflussquotient *fq* berücksichtigt die Parameter Hangneigung und Hydromorphiegrad (je nach Grundwasserabstand und Bodentyp). Die Ermittlung des Abflussquotienten (mod. n. RÖDER 1997) zeigt GEBEL ET AL. (2009: 14).

Basis- und Zwischenabfluss berechnen sich gemäß der nachfolgenden Gleichungen. Dabei werden der Dränflächenanteil A_d und der Anteil versiegelter Flächen A_{seal} berücksichtigt. Kein Basisabfluss wird für gedränte Flächen berechnet, für versiegelte Flächen wird eine Durchlässigkeit von 25% (nach SUKOPP UND WITTIG, 1998) angenommen.

$$RG = \frac{\frac{SW \cdot RO \cdot f_{\exp}}{P_{year}} \cdot \left(1 - \frac{A_d}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0{,}75 \cdot A_{seal}}{100}\right)}{f_q} \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

$$RI = \left(f_q - 1\right) \cdot RG \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

mit

f_{exp} … (mod. n. WESSOLEK 1997) beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten.“ GEBEL ET AL (2009; 12ff)

5.2.1.2 Bodenerosion und Sedimenteintrag

„Im Modul BODENABTRAG werden sowohl der Bodenabtrag von der Fläche als auch der Sedimenteintrag in die Gewässer modelliert.

Bodenerosion durch Wasser

Die potenzielle Bodenerosion durch Wasser wird nach der „Allgemeinen Bodenabtragsgleichung“ (ABAG) ermittelt. Es ist zu berücksichtigen, dass der ABAG-Ansatz lediglich die Flächen- und Rillenerosion berücksichtigt. Die linearen Erosionsformen Rinnen- und Grabenerosion bleiben bei der Quantifizierung auf Einzugsgebietsebene unerkannt und werden demzufolge nicht bilanziert (AUERSWALD UND SCHWERTMANN 1988, AUERSWALD 2000, WIEGAND 2002)“ (LfULG, 2009: 35).

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot S \cdot L \cdot P$$

A...langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [t ha^{-1} a^{-1}]

R...Regen-und Oberflächenabflussfaktor: Maß für die Erosivität der Niederschläge

K...Bodenerodierbarkeitsfaktor: Maß für die Erodierbarkeit des Bodens

C...Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags unter bestimmten Bewirtschaftungsbedingungen (z. B. Kulturpflanze, Anbautechnik) zur Schwarzbrache

S...Hangneigungsfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Neigung zum Standardhang der USLE (9% Neigung). Für die Berechnungen in Rheinland-Pfalz wird ein kombinierter LS-Faktor genutzt

L...Hanglängenfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges gegebener Länge zum Standardhang der USLE. Für die Berechnungen in Rheinland-Pfalz wird ein kombinierter LS-Faktor genutzt

P...Erosionsschutzfaktor: Verhältnis des Bodenabtrags bei Erosionsschutzmaßnahmen (Konturpflügen) zu den Verhältnissen ohne Schutzmaßnahmen

Der Regenerosivitätsfaktor R (R-Faktor) wird nach der bundesweit gültigen Regressionsgleichung

$$R = 0{,}0788 \bullet mittlerer\ Jahresniederschlag\ [mm] - 2{,}82$$

in Anlehnung an DIN 19708 (2005) modellintern berechnet, da für Rheinland-Pfalz keine belastbare Regressionsgleichung vorliegt (SAUERBORN 1994).

„Die räumlich differenzierte Ermittlung eines gemeindebezogenen C-Faktors erfolgt auf Basis einer Gemeinde-Agrarstatistik nach AUERSWALD (2002) für konventionell und konservierend bearbeitete Ackerflächen. Mit diesem Verfahren können 91% der Variation der exakten C-Faktoren erfasst werden. C-Faktoren bei konservierender Bewirtschaftung (Mulchsaat) können über einen pauschalen Wert von 0,06 abgebildet werden, wenn zwar die Flächenanteile, aber nicht die Fruchtartengruppen unter konservierender Bewirtschaftung bekannt sind. Weiteren Hauptnutzungsformen werden folgende C-Faktoren zugeordnet: Obstbau 0,1, Weinbau 0,3 (angepasst für Rheinland-Pfalz), Grünland 0,004, Wald 0,004. Für alle anderen Hauptnutzungsformen wird kein Bodenabtrag modelliert.

Bei der Bewertung der Modellergebnisse ist zu beachten, dass die gewählte Rastergröße im Modell einen signifikanten Einfluss auf die Modellierung hat. Tendenziell werden mit zunehmender Rastergröße geringere Bodenabträge ermittelt, da die räumliche Variabilität der originalen Reliefparameter infolge der Aggregierung abnimmt bzw. nivelliert wird (WU ET AL. 2005)." (LfULG, 2009: 35)

Sedimenteintrag in Oberflächengewässer infolge Bodenerosion

In STOFFBILANZ werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser über die Sediment Delivery Ratio (SDR) abstrahiert und abgeschätzt (LfULG, 2009: 35). „Die SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter. Zur Einschätzung der Sedimenteinträge infolge von Bodenerosion durch Wasser wurde ein speziell für mesoskalige Modellierungen angepasstes Verfahren entwickelt (VEITH 2002, HALBFAß 2005, HALBFAß UND GRUNEWALD 2006, 2008, VOGES 1999). Ziele des Verfahrens sind:

- die räumlich differenzierte Betrachtung der Sedimentlieferfunktion in Abhängigkeit von wichtigen Einflussgrößen
- die Ausweisung von wahrscheinlichen Hauptliefergebieten für den Sedimenteintrag in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser (Hot Spots, Source Areas)
- die Quantifizierung des Sedimenteintrags.

Abb. 5.1 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise ab. In einem ersten Schritt werden mittels eines GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens sogenannte nichteintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt (HALBFAß UND GRUNEWALD 2006). Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nichteintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in Oberflächengewässer unberücksichtigt." (LfULG, 2009: 35f)

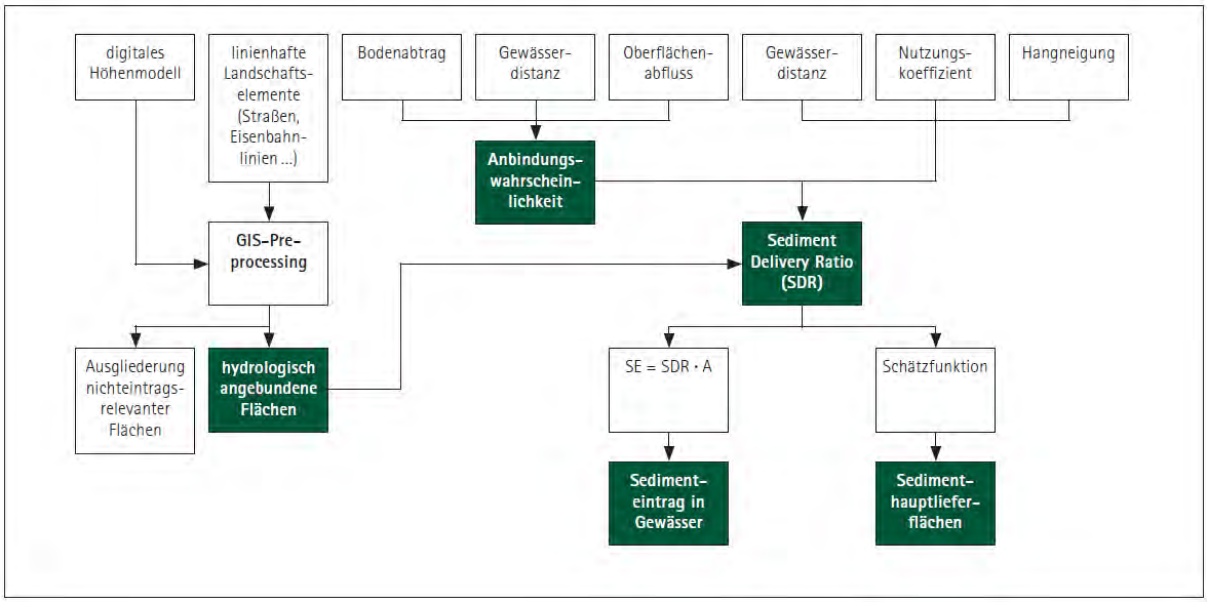


Abb. 5.1: Methodisches Vorgehen bei der Ermittlung des Sedimenteintrages und der Sediment-hauptlieferflächen (LfULG, 2009: 37).

5.2.1.3 Bilanzierung der Nitrateinträge

Diffuser N-Gesamteintrag

„Der Gesamtstickstoffeintrag aus diffusen Quellen TN_{diff} wird als Summe von gelöster (DN_R) und partikulär (PN_{SE}) gebundener Fracht berechnet:“ (LfULG, 2009; 58)

$$TN_{diff} = DN_R + PN_{SE} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

Diffuser gelöster N-Eintrag

„Der gesamte gelöste N-Eintrag DN_R aus diffusen Quellen spiegelt die Summe aus den jeweiligen N-Einträgen über die einzelnen Abflusskomponenten unter Berücksichtigung der Denitrifikation im Grundwasserleiter wider.“ (LfULG, 2009; 58)

$$DN_R = DN_{RO} + DN_{RS} + DN_{RD} + DN_{RI} + DN_{RG} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

mit

DN_{RO} … N-Eintrag über Oberflächenabfluss [kg $ha^{-1}a^{-1}h$]

DN_{RS} … N-Eintrag von versiegelten Flächen [kg $ha^{-1}a^{-1}h$]

DN_{RD} … N-Eintrag über Drainabfluss [kg $ha^{-1}a^{-1}h$]

DN_{RI} … N-Eintrag über Zwischenabfluss [kg $ha^{-1}a^{-1}h$]

DN_{RG} … N-Eintrag über Basisabfluss [kg $ha^{-1}a^{-1}h$]

Berechnung der einzelnen Komponenten aus *DNsoil*

„Der leicht wasserlösliche Nitrat-Stickstoff DN_{soil} ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschungsgefährdet. Seine Verlagerung in die Oberflächengewässer erfolgt aus der durchwurzelten Bodenzone über den Pfad der Versickerung (N-Eintrag im Sickerwasser DN_{SW}), den Drainabluss DN_{RD} sowie den Oberflächenabfluss DN_{RO}. Die gelösten N-Einträge über die verschiedenen Abflusspfade berechnen sich nach dem jeweiligen Anteil des Pfades an der Wasserbilanz. Die Aufteilung der Fracht im Sickerwasser DN_{SW} in den Eintrag über Zwischenabfluss DN_{RI} bzw. Basisabfluss DN_{RG} erfolgt ebenfalls abflussanteilig. Bei der Berechnung von DN_{RG} werden zusätzlich die Verweilzeit und Denitrifikation im Grundwasserleiter mit einbezogen. Im Modul N-BILANZ wird eine Bestimmung der Denitrifikationsleistung r_{gw} im oberen Grundwasserleiter (Grundwasserabflusspfad) in Abhängigkeit von der grundwasserführenden Gesteinseinheit vorgenommen (WENDLAND UND KUNKEL 1999, KUNKEL UND WENDLAND 1999, ULLRICH 2006, UHLIG ET AL. 2009). Für Gewässerflächen wird angenommen, dass die N-Fracht ausschließlich über den Oberflächenabflusspfad emittiert wird. Eine mögliche Verlagerung von Stickstoff vom Gewässer ins Grundwasser wird damit nicht betrachtet (LfULG, 2009; 57).“ Die Berechnung des N-Eintrages über die einzelnen Abflusskomponenten ist in LfULG (2009: 57) genau beschrieben.

„Auf den Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau und Sonstiges wird der N-Austrag DN_{soil} unter Berücksichtigung der Zwischenbilanz $N_{surplus}$, der atmospärischen Deposition N_{atm} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt ermittelt:

$$DN_{soil} = N_{surplus} + N_{atm} - D_{soil} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

Für Gewässerflächen wird der N-Austrag der atmosphärischen Deposition gleichgesetzt. Für Waldflächen berechnet sich der N-Austrag unter Berücksichtigung der N-Nettoaufnahmerate I_{uptake}, der N-Immobilisierungsrate I_{humus} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt (nach NAGEL UND GREGOR 1999):

$$DN_{soil} = N_{atm} - D_{soil} - I_{uptake} - I_{humus} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform Siedlung wird der N-Austrag nur für den unversiegelten Flächenanteil berechnet. Für versiegelte Flächen A_{seal} [%] wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen, die sich aus dem Mittel der Durchlässigkeit unterschiedlicher Beläge ergibt (vgl. SUKOPP UND WITTIG 1998).

$$DN_{soil} = \left(N_{atm} - D_{soil}\right) \cdot \left(1 - \frac{0{,}75 \cdot A_{seal}}{100}\right) \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

Die von versiegelten Flächenanteilen berechneten Frachten DN_{RS} gelangen über den diffusen Eintragspfad direkt ins Oberflächengewässer. Sie berechnen sich analog zur Ableitung der diffusen P-Einträge von versiegelten Flächen (siehe LfULG 2009: 43, Abbildung 34) unter Berücksichtigung der N-spezifischen Exportkoeffizienten. (LfULG, 2009: 56f.)

„Die Zwischenbilanz $N_{surplus}$ für Ackerflächen ergibt sich als erweiterte Bilanz aus der Verrechnung von Quellen (Import, Mobilisierung) und Senken (Immobilisierung, Export). […] Für Grünlandstandorte berechnet sich die Zwischenbilanz aus den relevanten Importgrößen abzüglich der jeweiligen Exportgrößen. Umsatzprozesse werden nicht einbezogen. Auf Weinbauflächen wird für die Zwischenbilanz programmintern pauschal der Wert 0 kg N $ha^{-1}a^{-1}$ vergeben, Obstbauflächen erhalten 10 kg N $ha^{-1}a^{-1}$." (LfULG, 2009: 56) Die Berechnung von Import, Mobilisierung, Immobilisierung und Export auf Ackerflächen ist in LfULG (2009: 54-59) detailliert beschrieben.

In STOFFBILANZ werden Mobilisierung bzw. Immobilisierung von Stickstoff innerhalb des N-Pools für die Hauptnutzungsform Acker in vereinfachter Form mit berücksichtigt (LfULG, 2009: 54). „Die Vorteile dieser erweiterten Bilanz liegen insbesondere in der Tatsache, dass Phänomene der An- oder Abreicherung von Stickstoff im Humus zumindest überschlägig abgebildet werden können. Dies erscheint gerade vor dem Hintergrund des steigenden Anbaus nachwachsender Rohstoffe mit zu erwartenden Auswirkungen auf die Humusbilanz vorteilhaft. Zusätzlich können Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. erhöhte N-Immobilisierung durch Zwischenfruchtanbau, Veränderungen im Viehbesatz usw.) oder Folgen des Klimawandels (z. B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. […] Die Bilanzierung des N-Saldos auf Ackerflächen berücksichtigt die in Abb. 5.2 enthaltenen Bilanzglieder (siehe auch Modellerläuterung unter www.stoffbilanz.de)." (LfULG, 2009: 54f).

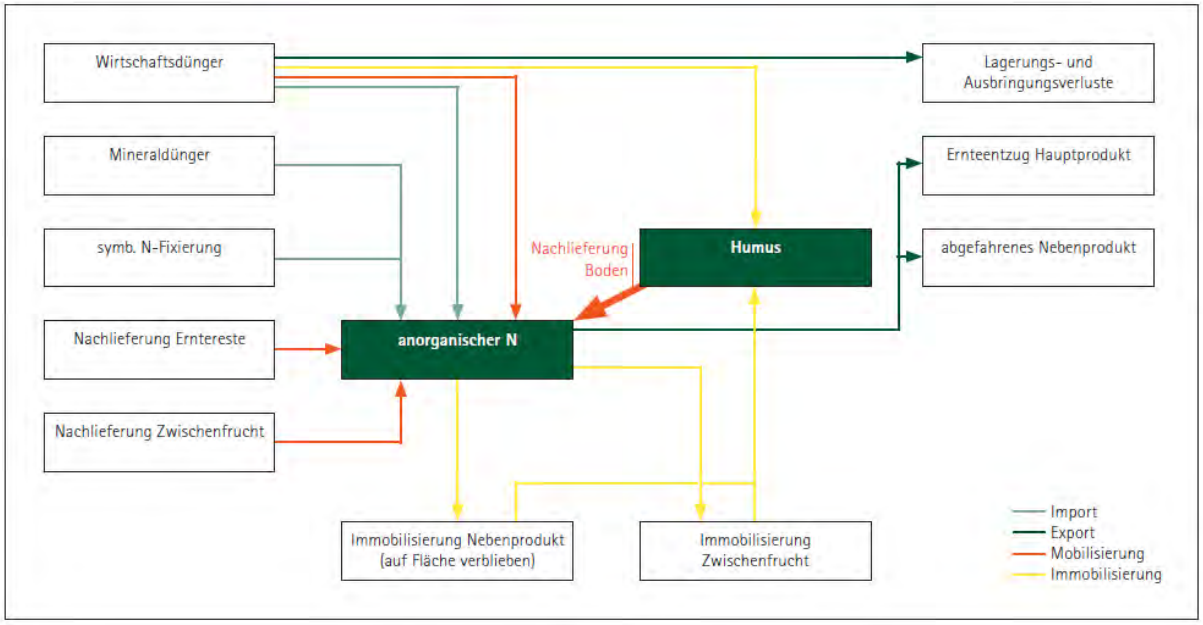


Abb. 5.2: Fließschema zur Abschätzung der N-Bilanz auf Ackerflächen (LfULG, 2009: 54).

„Die Denitrifikation in der Bodenzone D_{soil} wird für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung und Sonstige unter Berücksichtigung der MichaelisMentenKinetik nach WENDLAND (1992) berechnet. Dabei werden die in der nachfolgenden Gleichung enthaltenen Bilanzglieder sowie die Angaben zur atmosphärischen Deposition N_{atm} eingesetzt. Zusätzlich werden die maximale Denitrifikationsrate D_{max} sowie die Konstante K in Abhängigkeit von den Denit-

rifikationsbedingungen (günstig, mittelmäßig, ungünstig) je nach Bodentyp modellintern ermittelt.

$$D_{soil} = \frac{D_{\max} \cdot \frac{N_{surplus} + N_{atm}}{7{,}5}}{K + \frac{N_{surplus} + N_{atm}}{7{,}5} 1{,}72 \cdot C/N} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

Für Waldflächen wird die Denitrifikationsrate unter Verwendung des Critical-load-Konzeptes (siehe NAGEL UND GREGOR 1999, KAISER UND GEBEL 2003) bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition die N-Nettoaufnahmerate, die Immobilisierungsrate sowie ein Denitrifikationsfaktor berücksichtigt (siehe GEBEL ET AL. 2009)." (LfULG, 2009: 56)

Diffuser partikelgebundener N-Eintrag

„Neben dem gelösten N-Eintrag DN_R kann es in geringem Umfang auch zur partikelgebundenen Verlagerung von Stickstoff in Folge von Bodenabtragsereignissen kommen. Eine entsprechende Quantifizierung dieser Einträge ins Oberflächengewässer erfolgt in Kombination mit dem Modul BODENABTRAG. Der partikuläre N-Eintrag PN_{SE} berechnet sich unter Berücksichtigung des organischen Bodenstickstoffgehalts N_t und des Sedimenteintrages SE. Der Bodenstickstoffgehalt wird programmintern aus dem Humusgehalt (Oberboden) berechnet (LfULG, 2009: 58).

$$PN_{SE} = \frac{N_t \cdot SE}{3000} \quad [kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$$

5.2.2 Datenaufbereitung

5.2.2.1 Allgemeines

Zum Einsatz von STOFFBILANZ waren zunächst Eingangsdaten erforderlich, welche im Laufe der ersten Projektphase akquiriert und aufbereitet wurden. Tab. 5.1 zeigt die erforderlichen Eingangsdaten (rechts) und deren Herkunft (links). Die Datenaufbereitung erfolgte gemeinsam durch die KlimLandRP-Module Wasser, Boden und Landwirtschaft. Die Datenverfügbarkeit bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung in Rheinland-Pfalz erwies sich als stark eingeschränkt. Ursache dafür waren zum Einen fehlende Erhebungen (bspw. Bodenbearbeitung, Düngung) und zum Anderen nicht zugängliche Daten des Statistischen Landesamtes. Dies erforderte zwangsläufig eine Abschätzung dieser Daten.

Die Gesellschaft für angewandte Landschaftsforschung (GALF bR) wurde mit der Bereitstellung und dem Support von STOFFBILANZ beauftragt. Von der GALF bR wurde die Datenbankstruktur für das KlimLandRP-Projekt als Webanwendung angelegt. Das Datenbanksystem PostgreSQL8.3 und der PostGIS-Aufsatz wurden zur weiteren Bearbeitung an der Universität Trier installiert. Die in Tab. 5.1 genannten Daten wurden auf ein landesweites 500 x 500 m Raster übertragen (Datenbanktabelle). Anschließend wurde diese Datenbanktabelle

mit den Eingangsdaten an die GALF bR übergeben, wo die Berechnungen der einzelnen STOFFBILANZ-Module durchgeführt und online verfügbar gemacht wurden.

Koordinatensystem

Das geographische Bezugssystem war das Gauß-Krüger-System (3. Meridianstreifen, GK3). Auf diesem Koordinatensystem basierten alle Kartendarstellungen im Projekt KlimLandRP.

Modellraster

Das Modell STOFFBILANZ benötigte als Berechnungsgrundlage einen Vektordatensatz, welcher Rheinland-Pfalz in einem quadratischen Gitter (Modellraster) abbildet. Von GALF bR wurde eine Kantenlänge von 500 Metern empfohlen. Jeder Gitterzelle wurden dann die notwendigen Eingangsdaten zugeordnet.

Da in Rheinland-Pfalz kein geeignetes Raster im GK3 System vorliegt, wurde für STOFFBILANZ ein Modellraster erstellt, welches sich am Blattschnitt der Orthophotos (in GK3; von Agroscience übergeben) orientierte. Als Koordinatenursprung diente der Koordinatenursprung des Orthophoto-Blattschnittes (Hochwert = 5422000 und Rechtswert = 3282000). Das über den Befehl "create fishnet" erstellte Modellraster wurde anschließend auf Rheinland-Pfalz zugeschnitten. Es resultierten 80822 Gitterzellen à 500 x 500 m für die Landesfläche von Rheinland-Pfalz.

Tab. 5.1: Übersicht zu den Originaldaten, deren Herkunft und Verwendung in STOFFBILANZ.

Originalquelle	Original-Produkt	überreicht von	in STOFFBILANZ verwendet für
ATKIS bzw. Behrens und Scholten (2002)	DGMK 20+(*CFBLFSDGM*, Rasterdatensatz)	RLP Agroscience	Exposition
			Hangneigung
			Gebietshöhe
			mittlere Fließwegedistanz
			hydrologische Anbindung
Bodenflächendaten (BFD 200) der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200)	dominante Bodenarten	LGB	Bodenartengruppe
	Bodentyp		Bodentyp
	Hydromorphiegrad		Hydromorphiegrad
	Skelettgehalt		Skelettgehalt
	nutzbare Feldkapazität		nFK
	K-Faktor		K-Faktor
Corine 2000, Landcoverdaten	Ausschnitte der CORINE-Landnutzungsdaten, die in RLP liegen	Internet	dominante Hauptnutzung
Landesinformationssystem des Statistischen Landesamtes RLP	Anbauflächen pro Gemeinde (2007)	RLP Agroscience, Internet	Agrarstruktur
	Viehbesatz pro Kreis (2003)		Viehbesatz
	Hektarertrag pro Kreis (2007)		Ertrag pro Fruchtart

Originalquelle	Original-Produkt	überreicht von	in STOFFBILANZ verwendet für
BMU/UBA Forschungsprojekt 204 63 252 (Gauger, 2008)	Gesamtdeposition in Abhängigkeit der Landnutzung (Corine 2000), für das Jahr 2004, Rasterdatensatz	Uni Stuttgart	atm. N-Gesamtdeposition
ATKIS	Straßennetz (Stand 2008)	LUWG	hydrologischen Anbindung
	Eisenbahnnetz (Stand 2008)		
Expertenwissen	Abschätzung der mineralischen Düngung pro Fruchtart und Jahr in RLP	DLR Rheinhessen-Nahe-Hunsrück	mineralische Düngung pro Fruchtart
FUL/PauLa	beantragte Mulchverfahren im Jahr 2008	Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau, RLP	Anteil konservierende Bodenbearbeitung
Regnie	langjähriger mittlerer Jahresniederschlag (für 1961-1990 sowie 1971-2000)	LUWG	mittlerer Winterniederschlag, mittlerer Sommerniederschlag
Hydrologischer Atlas Deutschland (HAD)	langjährige mittlere potenzielle Evapotranspiration für den Zeitraum 1961-1990 (Rasterdatensatz)	DWD	potenzielle Evapotranspiration
Klimadaten des LUWG (Eingangsdaten für InterMet)	Niederschlagszeitreihen für rheinland-pfälzische Niederschlagsstationen	LUWG	Anzahl Regentage >1mm
	Grundwasserlandschaften	WebGIS	Grundwasserführende Gesteinseinheit
	Landesgrenze		Landesgrenze
	Gemeindegrenze		Gemeindegrenze
	Kreisgrenze		Kreisgrenze
	Einzugsgebiet 250 km		Einzugsgebiete 250 km
	Gewässernetz		hydrologische Anbindung & mittlere Fließwegedistanz
	Landnutzung pro Einzugsgebiet (Stand 2004)		Versiegelungsgrad
	langjährige Jahresmitteltemperatur (für die Zeiträume 1961-1990 sowie 1971 - 2000)	LUWG	Jahresmitteltemperatur
WETTREG-Stationsdaten, Szenarien A1B und A2, jeweils normal und trocken sowie nahe und ferne Zukunft; Referenzlauf normal und trocken (IDP-Tool)	Interpolierte Monatswerte des Niederschlags WETTREG2006	Firma Hydron und Projektleitung	mittlerer Winterniederschlag (Referenz und Projektionen)
			mittlerer Sommerniederschlag (Referenz und Projektionen)
	Interpolierte Monatswerte der Temperatur WETTREG2006		mittlere Jahrestemperatur (Referenz und Projektionen) potenzielle Evapotranspiration (Referenz und Projektionen)
	Interpolierte Monatswerte der Sonnenscheindauer WETTREG2006		potenzielle Evapotranspiration (Referenz und Projektionen)
	Stationswerte Niederschlag (IDP-Tool) WETTREG2006		Anzahl Regentage >1 mm (Referenz und Projektionen)

Originalquelle	Original-Produkt	überreicht von	in STOFFBILANZ verwendet für
	LS-Faktor	LGB	LS-Faktor

5.2.2.2 Verfahren

Verwendete Programme

Die Aufbereitung von räumlich differenzierten Geodaten erfolgte mit Hilfe der folgenden Programme:

- ArcMap 9.2
- PostgreSQL - ist ein freies, objektrelationales Datenbankmanagementsystem,
- PostGIS - ist eine Erweiterung für die objekt-relationale Datenbank PostgreSQL, die geografische Objekte und Funktionen umfasst. PostgreSQL mit PostGIS bildet eine Geodatenbank, die in Geoinformationssysteme eingebunden werden kann,
- QuantumGIS (QGIS) - ist ein freies Geoinformationssystem zum Betrachten, Bearbeiten und Erfassen von räumlichen Daten. Es dient zum Importieren der Geodaten in die PostGIS-Datenbank.

Aggregationsverfahren auf das Modellraster

Damit jede der 80822 Gitterzellen die notwenigen räumlichen Eingangsdaten aus Tab. 5.1 erhält, war es erforderlich, die Originaldaten auf das Modellraster zu aggregieren. Dies erfolgte mit Hilfe von "ArcGIS" (Befehl "zonal statistics"), sofern die Originaldaten als Rasterdaten vorlagen. Bei Vektordaten wurde diese über "Postgis" (SQL-Abfragen) durchgeführt. Hierbei wurde das Modellraster mit Hilfe des jeweiligen Programms über einen Originaldatensatz gelegt. Die Informationen aus diesem Datensatz wurden auf das Modellraster übertragen. Bei intervall- oder rationalskalierten Eingangsdaten wurde das Mittelwertprinzip angewendet. Dabei wurde jeweils ein Mittelwert einer 500 x 500 m Gitterzelle berechnet. Sofern es sich bei den Eingangsdaten um nominalskalierte Eingangsdaten handelte, kam das Dominanzprinzip zum Einsatz, wobei der in einer 500 x 500 m Gitterzelle am häufigsten vorkommende Wert des Originaldatensatzes ermittelt wurde. Falls räumliche Datenlücken entstanden, wurden diese über eine "Postgis"-SQL-Abfrage, auf Grundlage der Nachbarzellenwerte, aufgefüllt.

5.2.2.3 Basisgeometrien

Die Original-Basisgeometrien (Landesgrenze, Kreise, Verbandsgemeinden, Gemeinden, Einzugsgebiete (250 km²), Grundwasserkörper sowie Gewässernetz) wurden an GALF übergeben, wo sie bei den Berechnungen mit STOFFBILANZ als Auswertungsebenen zum Einsatz kamen. Außerdem dienten diese geometrischen Daten als zusätzliche Rauminformation im webbasierten Viewer von STOFFBILANZ.

5.2.2.4 Klima und Deposition

Messzeitraum

Die Originaldaten der mittleren Sommer- und Winterniederschläge, Jahresmitteltemperatur, potenziellen Evapotranspiration und atmosphärischen Stickstoff-Gesamtdeposition (Tab. 5.1) wurden über Mittelwertbildung auf das Modellraster übertragen (Anh. 1 - Anh. 5).

Die Anzahl der Niederschlagstage > 1 mm wurde zunächst stationsweise bestimmt. Hierbei standen die Eingangsdaten aus Intermet/NMap zur Verfügung. Es wurde ein langjähriger Mittelwert über den Zeitraum 1961-1990 ermittelt, wobei nur Niederschlagsstationen ohne Fehlwerte berücksichtigt wurden. Die so erhaltene mittlere jährliche Anzahl der Niederschlagstage > 1 mm wurde für Rheinland-Pfalz interpoliert. Mit Hilfe von ArcMap9.2 wurden die Ergebnisse unterschiedlicher Interpolationsverfahren mit der Karte des DWD zur "mittleren Anzahl von Niederschlagstagen > 10 mm für den Zeitraum 1960-1990" verglichen. Die räumliche Verteilung der Niederschlagstage konnte am besten durch das Simple Kriging-Verfahren dargestellt werden. Der Vorteil dieser Interpolationsmethode lag in der Berücksichtigung der räumlichen Varianz. Dieser Rasterdatensatz wurde über "zonal statistics" auf das Modellraster (Anh. 6) übertragen.

Zukunftsprojektionen

Die Abbildungen der Klima-Eingangsdaten der Zukunftsprojektionen befinden sich im Anh. 7. Diese zeigen den Sommerniederschlag, Winterniederschlag, Jahresmitteltemperatur, potentielle Evapotranspiration und Niederschlagstage folgender Klimaprojektionen: Szenarien A1B und A2, jeweils Realisationen normal und trocken für die nahe (2021-2050) und ferne (2071-2100) Zukunft sowie die Referenzszenarien (1971-2000) normal und trocken.

Die mittleren Sommer- und Winterniederschläge sowie die Jahresmitteltemperatur wurden aus den interpolierten Monatswerten der Klimaprojektionen gewonnen. Dabei wurden für die Zeiträume 2021-2050 sowie 2071-2100 die Niederschlagssummen bzw. die Jahresmitteltemperaturen gebildet. Die Anzahl der Niederschlagstage wurde analog der Vorgehensweise für den Messzeitraum durchgeführt. Als Grundlage dienten die Tagesdaten der 130 WETTREG-Niederschlagsstationen.

Im Gegensatz zu den übrigen Eingangsklimagrößen lagen der potentiellen Evapotranspiration keine Klimamodelldaten zugrunde. Zurückgegriffen wurde für die Berechnung daher auf die von der FAO als internationalen Standard empfohlene Formel der Gras-Referenzverdunstung nach Penman-Monteith (ALLEN ET AL. 1994 IN GFA 2002, S. 53). Mittels Anpassung der Ursprungsgleichung auf die hier benötigte monatliche Verdunstungshöhe ergab sich daraus folgende Formel (vgl. ebd., S. 54):

$$ET_0^* = \frac{(R_G + 93 \cdot k) \cdot (T + 22)}{165 \cdot (T + 123)} \cdot \frac{n_m}{1 + 0{,}00019 \cdot h}$$

ET_0^*… Gras-Referenzverdunstung [mm/Monat]

R_G… mittlere Globalstrahlung [J/cm^2]

k …Küstenfaktor (hier = 1) [-]

T… mittlere Monatstemperatur [°C]

n_m… Zahl der Monatstage [-]

h… Stationshöhe [m]

Zu berücksichtigen war bei der Berechnung insbesondere die mittlere Globalstrahlung R_G, während die übrigen Parameter problemlos aus den vorliegenden Daten entnommen beziehungsweise errechnet wurden können. Da die Globalstrahlung R_G als Messwert allerdings nicht zur Verfügung stand, wurde sie über die folgende Beziehung berechnet:

$$R_G = R_0 \cdot (0{,}19 + 0{,}55 \cdot S_r)$$

R_0 … extraterrestrische Strahlung [J/cm^2]

S_r … relative Sonnenscheindauer [h]

R_0 als die extraterrestrische Strahlung ließ sich wiederum über die beiden Größen der Geographischen Breite φ sowie der Datumsfunktion ζ ermitteln:

$$R_0 = 2425 + 1735 \cdot \sin\xi + 44 \cdot (\varphi - 51) \cdot (\sin\xi - 1) \quad \text{mit} \quad \xi = 0{,}0172 \cdot JT - 1{,}39$$

ζ … Datumsfunktion [-]

JT … Tag des Jahres (1..365) [-]

φ … Geographische Breite [°]

S_r als relative Sonnenscheindauer ergab sich dagegen aus der Beziehung von astronomisch möglicher zu tatsächlicher Sonnenscheindauer, welche aus den Daten wiederum zur Verfügung stand:

$$S_r = \frac{S}{S_0} \quad \text{mit} \quad S_0 = 12{,}3 + \sin\xi \cdot \left(4{,}3 + \frac{\varphi - 51}{6}\right)$$

S : tatsächliche Sonnenscheindauer [h]

S_0 : astronomisch mögliche Sonnenscheindauer [h]

Die extraterrestrische Strahlung $R_{0,}$ die relative Sonnenscheindauer S_r und die Globalstrahlung R_G wurden auf diese Weise für alle Rasterzellen zunächst als Tageswerte berechnet und schließlich als Monatsmittelwerte in die Formel zur Berechnung der Gras-Referenzverdunstung ET_0^* eingesetzt. Aus den Ergebnissen wurden im Anschluss Jahressummen der potentiellen Evapotranspiration gebildet.

5.2.2.5 Boden

Die Bodendaten wurden vom Modul Boden des Projektes KlimLandRP aufbereitet und zur Verfügung gestellt.

Verschneidung mit Landnutzungsdaten

Die Berechnung der Bodenfunktionen erfolgte bei der bodenkundlichen Übersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK 200) auf Basis der Leitbodenform. Die Leitbodenform hat in der Regel den größten Flächenanteil innerhalb einer Bodenformengesellschaft (Anh. 8, links).

Um die räumliche Auflösung der BÜK 200 zu erhöhen, wurden die Flächen der Bodenformengesellschaften mit CORINE-Landcover-Daten (CORINE 2000) in einem GIS verschnitten. Daraus resultierten landnutzungsabhängige Geometrien für alle Bodenformengesellschaften. Den einzelnen Flächen wurde dann eine landnutzungsbezogene Leitbodenform zugewiesen (Anh. 8, rechts). Die Anzahl der in der Karte dargestellten Leitbodenformen wurde dadurch von 236 auf 637 erhöht. Für die meisten Flächen konnte eine landnutzungsbezogene Leitbodenform aus der jeweiligen Bodenformengesellschaft gewählt werden. War dies nicht möglich, wurde die Leitbodenform synthetisch aus einem Bodenprofil einer anderen Landnutzung generiert.

Durch Verschneidung der Landnutzungsdaten mit den Bodenformengesellschaften wurden in der Eifel und im Westerwald Grünlandstandorte durch eine eigene Leitbodenform charakterisiert (Anh. 8). Im Hunsrück und im Saar-Nahe-Becken wurde die Verteilung zwischen Wald und Ackerland somit wesentlich differenzierter abgebildet.

Bodenarten

Das Modell STOFFBILANZ unterscheidet 11 Bodenartengruppen und zusätzlich Niedermoortorf, Hochmoortorf und subhydrische Bodenarten. Die Mehrzahl der BÜK 200- Bodenformen besteht jedoch aus geschichteten Profilen mit zum Teil unterschiedlichen Bodenartengruppen im durchwurzelbaren Bodenraum. Für das Modell STOFFBILANZ wurden daher die Bodenarten aus der Bodenflächendatenbank der BÜK 200 horizontweise herausgelesen und anschließend die Bodenartengruppe mit der größten Mächtigkeit im durchwurzelbaren Bodenraum als dominierende Bodenartenguppe bestimmt. Abschließend wurde dieser Vektordatensatz über das Dominanzverfahren auf das Modellraster übertragen. Das Ergebnis ist in Anh. 9 zu sehen.

Bodentypen

Die Bodentypen (Anh. 10) aus den landnutzungsbezogenen Leitbodenformen wurden zu den 28 Bodentypen aggregiert, welche das Modell STOFFBILANZ als Eingangsdaten benötigt. Auch wenn dadurch die Differenzierung der landnutzungsbezogenen BÜK 200 in vielen Bereichen wieder aufgehoben wurde, war dieser Schritt doch notwendig, da die Ableitungen und Berechnungen von Bodenfunktionen nun auf einer wesentlich differenzierteren räumlichen Datengrundlage durchgeführt wurden. Die Übertragung der Bodentypen auf das Modellraster erfolgte über das Dominanzverfahren.

Skelettgehalt

Der Skelettgehalt des Oberbodens (Anh. 11) wurde aus den Bodenflächendaten der BÜK 200 als Stufenwert ausgelesen. Der Skelettgehalt wird als Grobbodenanteil (> 2 mm) verstanden. Es wurde die jeweilige Klassenmitte als Prozentwert angegeben (Anh. 13). Das Aggregieren des Skelettgehaltes auf das Modellraster erfolgte über das Mittelwertprinzip.

Hydromorphiegrad

Der Hydromorphiegrad (Anh. 12) wurde anhand der STOFFBILANZ-Bodentypen bestimmt (GEBEL AT AL., 2009; 14, Tabelle 3) und anschließend über das Dominanzverfahren auf das Modellraster übertragen.

K-Faktor

Der Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) (Anh. 14) ist ein Teilglied der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) und diente als Kenngröße für die Erosionsanfälligkeit des Oberbodens. Der K-Faktor wurde aus Bodenart, Humus- und Skelettgehalt nach MÜLLER (2004) berechnet. Humus- und Skelettgehalt lagen in der Bodenflächendatenbank der BÜK 200 als Stufenwerte vor. Für STOFFBILANZ wurde der K-Faktor über das Mittelwertverfahren auf das Modellraster aggregiert.

LS-Faktor

Der LS Faktor (Anh. 15) ist ein weiteres Teilglied der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG). Durch die Firma scilands wurde im Auftrag des Landesamts für Geologie und Bergbau nach einem Verfahren der AG Geosystemanalyse (Geogr. Inst. Universität Göttingen und scilands GmbH) unter Berücksichtigung des Wege- und Straßennetzes (Lineamente) der LS-Faktor für die gesamte Landesfläche berechnet. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Lineamente zu einer Unterbrechung des für den Oberflächenabtrag relevanten Einzugsgebietes führen und hangabwärts ein neues Einzugsgebiet beginnt. Die Berechnung des modifizierten LS-Faktors erfolgte auf Basis des DGM20+ von Rheinland-Pfalz. Die Lineamente des Wege- und Straßennetzes wurden verschiedenen ATKIS-Layern entnommen (SCILANDS 2007). Die Übertragung auf das Modellraster erfolgte über das Mittelwertprinzip.

Nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes

Die nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes kann modellintern vereinfacht abgeschätzt werden. Da jedoch rheinland-pfalzweite Daten zur nutzbaren Feldkapazität vorlagen, wurde im Rahmen einer Plausibilitätsprüfung vorgeschlagen, diese bevorzugt zu nutzen. Die nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraums wurde unter Berücksichtigung von Zu- und Abschlägen auf Basis des Skelett- und Humusgehalts in der Bodenflächendatenbank der BÜK 200 für jede Bodenform aus den Horizontdaten der Bodenformen berechnet. Die Aggregierung auf das Modellraster erfolgte über das Mittelwertverfahren (Anh. 16).

5.2.2.6 Relief und Hydrologie

Die Hangneigung (Anh. 17) und die Exposition (Anh. 18) wurden aus dem gefilterten DGM20+ (CFBLFSDGM) von BEHRENS UND SCHOLTEN (2002), unter Verwendung von ArcMap9.2 abgeleitet. Die Hangneigung wurde zunächst aus dem 20 m-CFBLFSDGM berechnet und anschließend durch Mittelwertbildung auf das Modellraster (500m) übertragen. Die Exposition wurde ebenfalls aus dem 20 m-CFBLFSDGM abgeleitet. Anschließend wurde das in Grad vorliegende 20 m-Expositions-Raster kategorisiert, um die Klasseneinteilung zu erhalten, welche für STOFFBILANZ notwendig war. Zusätzlich wurde in STOFFBILANZ die Klasse "flach" implementiert. Die Übertragung des klassifizierten 20 m-Expositionsrasters auf das 500 m-Modellraster erfolgte über das Dominanzprinzip. Die Gebietshöhe (Anh. 19) wurde von GaLF bR aus dem DGM20+ (CFBLFSDGM) abgeleitet und über das Mittelwertprinzip auf das STOFFBILANZ-Raster übertragen.

Die grundwasserführende Gesteinseinheit für STOFFBILANZ (Anh. 20) wurde auf Basis der Grundwasserlandschaften in Rheinland-Pfalz (LUWG, 2005) erstellt. Die ursprünglichen Grundwasserlandschaften wurden den für STOFFBILANZ notwendigen grundwasserführenden Gesteinseinheiten (Anh. 21) zugeordnet (Anh. 22). Die Übertragung der grundwasserführenden Gesteinseinheit auf das 500 m-Modellraster erfolgte über das Dominanzprinzip.

Die mittlere Fließwegedistanz zum Vorfluter (Anh. 23) wurde aus dem 20 m-CFBLFSDGM über den Befehl "flowlength" in ArcMap9.2 bestimmt. Dieser Befehl ermöglichte die Berechnung der Entfernung entlang eines Fließweges bis zur Flussmündung. Damit die Berechnung der Fließwegedistanz jedoch bis zum nächsten Vorfluter erfolgt, wurde ein Gewichtsraster berücksichtigt. Die Werte des Gewichtsrasters entlang des Flusslaufes betragen 0, ansonsten 1. Das Gewichtsraster wurde anhand der Fließakkumulation ermittelt. Es wurde ein Grenzwert der entwässernden Zellen (=3000) bestimmt, bei dem das gesamte Gewässernetz am besten nachgebildet wird. Für die Fließakkumulation selbst war die vorherige Bestimmung der Fließrichtung notwendig. Diese wurde außerdem zur abschließenden Berechnung der Fließwegedistanz benötigt. Die Vorgehensweise zur Berechnung ist in Abb. 5.3 dargestellt.

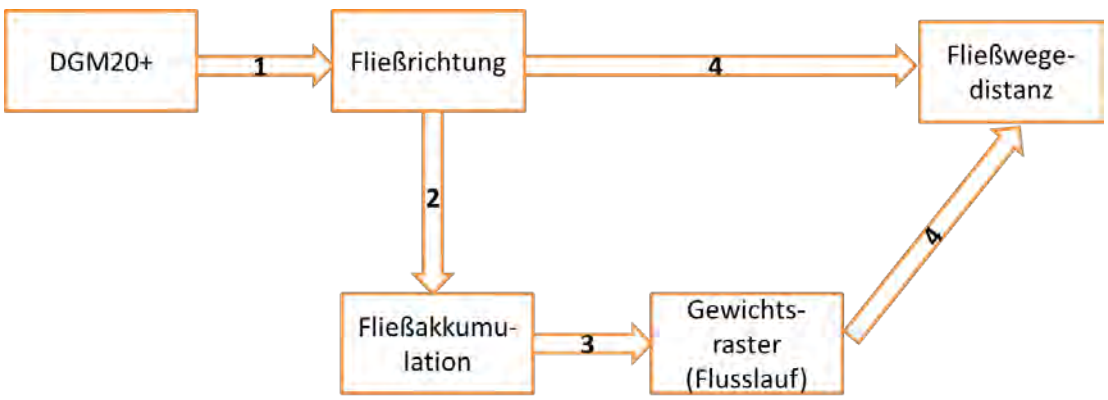


Abb. 5.3: Schema zur Berechnung der mittleren Fließwegedistanz mit ArcMap 9.2.

Die hydrologische Anbindung (Anh. 24) wurde von GALF bR berechnet. Grundlage waren das Höhenmodell (20 m-CFBLFSDGM), Gewässernetz (höher aufgelöst) sowie Straßen- und Eisenbahnnetz (Barrieren). Als erste Schätzung wurde von GALF eine hydrologische Anbindung von 0% oder 100% berücksichtigt. Prinzipiell ist es jedoch möglich, eine hydrologische Anbindung im Wertebereich von 0% bis 100% zu berechnen.

5.2.2.7 Flächennutzung

Landnutzung

Die Original-Shapedatei zur Corine2000-Landnutzung wurde entsprechend der Landnutzungsklassen für STOFFBILANZ klassifiziert. Die für STOFFBILANZ notwendigen Landnutzungsklassen sind: Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Siedlung, Weinbau, Obstbau und Gewässer. Die Übertragung der neu klassifizierten Corine-Landnutzung auf das 500 m-Modellraster erfolgte über das Dominanzprinzip. Die in STOFFBILANZ eingegangene Landnutzung ist in Anh. 25 abgebildet.

Versiegelungsgrad

Der Versiegelungsgrad basierte auf ATKIS-Daten (Stand 2004), welche aus WebGIS heruntergeladen werden können. Um für STOFFBILANZ den prozentualen Versiegelungsgrad angeben zu können, wurde die Attributspalte "urban_proz" genutzt. Diese Spalte gab an, wie viel Prozent eines Einzugsgebietes durch Siedlung und Gewerbefläche versiegelt war. Die Original-Angaben der Attributspalte "urban_proz" wurden durch Mittelwertbildung auf das Modellraster (500 m) übertragen. Der in STOFFBILANZ eingegangene Versiegelungsgrad wird in Anh. 26 gezeigt.

5.2.2.8 Agrarstatistik

Die Daten zur Agrarstatistik wurden gemeinsam mit dem Modul Landwirtschaft des Projektes KlimLandRP bearbeitet.

Agrarstruktur pro Gemeinde

Die räumlich am besten aufgelösten Angaben des Landesinformationssystems (LIS) zur Agrarstruktur bezogen sich auf die einzelnen Gemeinden (d.h. Angabe pro Gemeinde). Dabei handelte es sich um Informationen zu Anbauflächen zahlreicher Fruchtarten und Nutzungsformen. Für die Aufbereitung der Agrarstruktur pro Gemeinde für STOFFBILANZ wurde auf die Statistik des Jahres 2007 zurückgegriffen.

a) Lückenfüllen

Bei der Sichtung der Daten fiel auf, dass bei zahlreichen Fruchtarten neben den erwarteten „0“-Werten für die Anbaufläche (keine Anbaufläche für die entsprechende Frucht in dieser Gemeinde) auch informationsfreie Bereiche (keine Angabe) auftauchten. Es stellte sich heraus, dass die Informationen für bestimmte Gemeinden aus Datenschutzgründen verschleiert wurden. Dies ist in der Regel dann der Fall, wenn aus der Angabe Rückschlüsse auf den/die Erzeuger zu treffen wären. Befinden sich in einer Gemeinde nur ein oder zwei Produzenten

der entsprechenden Frucht, wären direkte Rückschlüsse auf Flächennutzung und Produktionsmengen des/der Betriebe(s) möglich. Deshalb unterbleibt die Angabe im LIS. Im Interesse vollständiger und flächendeckender Analysen sind trotzdem Aussagen für diese Räume notwendig. Im Zuge der Datenaufbereitung wurde deshalb eine Methode zur Erzeugung synthetischer Näherungswerte entwickelt. Die erzeugten Werte sollten sich der Realität weit genug nähern, um einen plausiblen Gesamteindruck der Anbauverhältnisse zu erhalten. Gleichzeitig sollten sie so weit von der Realität entfernt sein, dass die erzeugten Werte keine Verletzung der Datenschutzrechte darstellten.

Grundlage für die Erschließung der Ersatzwerte war die Angabe „Summe der geheimen Werte“, die pro Kreis den Tabellen des LIS zu entnehmen war. Diese Angabe aggregiert die Werte für die Anbaufläche derjenigen Fruchtarten auf Kreisebene, für die auf Gemeindeebene keine Angabe gemacht werden darf. Um trotzdem eine gemeindebezogene Aussage zu bekommen, musste die hier angegebene Fläche praktisch anteilig auf diejenigen Gemeinden verteilt werden, für die keine Angabe vorlag.

Wie viel Anbaufläche eine Gemeinde jeweils bekam, wurde auf Basis der Informationen des Automatisierten Liegenschaftskatasters Rheinland-Pfalz (ALK, Folie 21: Tatsächliche Nutzung) bestimmt. Dieser Datensatz enthält flurstückbezogen die entsprechende Landnutzung, z.B. Ackerland, Laub-, Nadel- oder Mischwald sowie verschiedene Grünlandnutzungen. Auch die Zugehörigkeit der Flurstücke zu Gemeinde und Landkreis ist dokumentiert. Alle Angaben lagen flächendeckend (!) vor, also auch für die Gemeinden, deren Angaben im Landesinformationssystem aus Datenschutzgründen fehlten.

Aus diesen Daten wurden für jeden Landkreis die ackerbaulich genutzten Flächen derjenigen Gemeinden summiert, für die im LIS keine Angabe erfolgte (Summe pro Kreis). Dieser Wert diente als Berechnungsgrundlage (100%). Anschließend wurde für jede der betroffenen Gemeinden der Flächenanteil (%) berechnet. Auf der Basis dieser Anteile wurden die oben beschriebenen Flächen aus der „Summe der geheimen Werte“ auf die entsprechenden Gemeinden verteilt. Diese Vorgehensweise wurde für jede im LIS vertretene Fruchtart (sofern ackerbaulich produziert) gesondert angewendet. Eine äquivalente Methode wurde für Grünlandnutzung angewendet. Das folgende Schema am Beispiel einer fiktiven Ackerfrucht (Abb. 5.4) verdeutlicht die Vorgehensweise (Angaben in ha). Als Ergebnis des Lückenfüllens der geheimen Werte des Landesinformationssystems stand eine Tabelle mit der Agrarstruktur (Fruchtartenspektrum und Grünland) pro Gemeinde zur Verfügung.

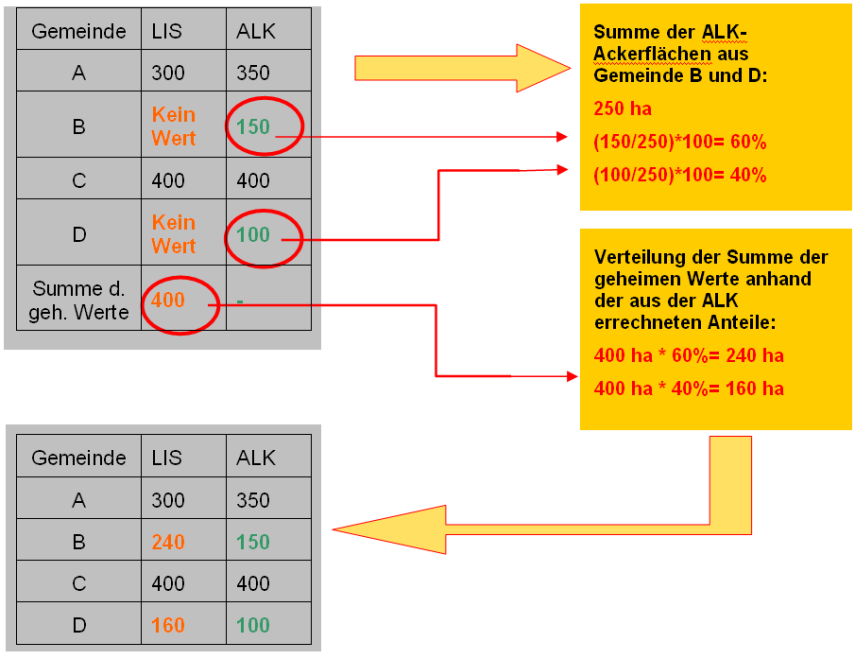


Abb. 5.4: Schematischer Ablauf des Lückenfüllens der im Landesinformationssystem (LIS) enthaltenen geheimen Werte zur gemeindebezogenen Anbaufläche einer Fruchtart.

b) Aufbereitung der Agrarstruktur für STOFFBILANZ aus den lückengefüllten LIS-Angaben

Die nun lückengefüllte gemeindebezogene Agrarstruktur des Landesinformationssystems (LIS) konnte jedoch nicht direkt für STOFFBILANZ verwendet werden, da bei STOFFBILANZ teilweise andere Fruchtartengruppen als bei LIS unterschieden werden. Deshalb wurde die lückengefüllte Anbauflächenstatistik der LIS-Fruchtarten so aufbereitet, dass sich für die STOFFBILANZ-Fruchtartengruppen Anbaustatistiken ergaben. Die Aufbereitung der lückengefüllten Anbauflächenstatistik der LIS-Fruchtarten wird im Anh. 27 beschrieben.

Ernteertrag pro Fruchtartengruppe

Für STOFFBILANZ wurden Hektarerträge auf Gemeindeebene benötigt. Im Landesinformationssystem (LIS) lagen die Angaben zu Hektarerträgen für das Jahr 2007 nur bis auf Kreisebene vor. Aus diesem Grund wurden für STOFFBILANZ die Hektarerträge auf Kreisebene für das Jahr 2007 verwendet. Dabei galt die Annahme, dass die Hektarerträge in den Gemeinden eines Kreises gleich waren.

a) Lückenersatz

Bei der Sichtung der Hektarerträge auf Kreisebene (aus dem LIS) fiel auf, dass für die kreisfreien Städte keine Hektarerträge angegeben wurden. Vom LIS konnten jedoch Durchschnittswerte für die drei Stadtregionen (Koblenz, Trier, Rheinhessen-Pfalz) generiert werden, welche schließlich übernommen wurden.

Bei der weiteren Bearbeitung zeigte sich, dass das Spektrum der erfassten Fruchtarten und Nutzungsformen im Vergleich zu den Anbauflächen deutlich eingeschränkt war, so dass für manche in STOFFBILANZ benötigte Fruchtartengruppen nicht einmal Kreisangaben zu Hektarerträgen vorlagen. Dies betraf die Hektarerträge der Fruchtarten Tabak (hell und dunkel), Erdbeere, Spargel und Intensivkultur. In solchen Fällen wurden Landesangaben zu Hektarerträgen pro Fruchtartengruppe übernommen oder abgeschätzt. Dabei wurde angenommen, dass die Hektarerträge in den Gemeinden von Rheinland-Pfalz gleich sind.

b) Aufbereitung der Hektarerträge für STOFFBILANZ aus den lückengefüllten LIS-Angaben

Die lückengefüllten kreis-, bzw. landesbezogenen Hektarerträge des Landesinformationssystems (LIS) konnten nicht direkt für STOFFBILANZ verwendet werden, da bei dem STOFFBILANZ-Modell teilweise andere Fruchtartengruppen als bei dem LIS unterschieden werden. Deshalb wurden, ähnlich der Agrarstruktur, die lückengefüllten Hektarerträge der LIS-Fruchtarten so aufbereitet, dass sich für die STOFFBILANZ-Fruchtartengruppen Hektarerträge ergaben. Die Aufbereitung der lückengefüllten Anbauflächenstatistik der LIS-Fruchtarten ist in Anh. 28 zusammengestellt.

5.2.2.9 Mineralische Düngung pro Fruchtartengruppe

Für STOFFBILANZ war die Angabe der mineralischen Düngung pro Fruchtartengruppe sowie pro Raumeinheit (Gemeinde, Kreis oder Land) vorzugeben, wobei diese sehr schwierig zu ermitteln war. Das statistische Landesamt hatte diesbezüglich keine Daten veröffentlicht. Aus diesem Grund wurde eine Expertenbefragung mit Herrn Dr. Friedhelm Fritsch (Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück) durchgeführt. Es konnten landesweite Richtwerte zur mineralischen Düngung pro Fruchtartengruppe (

Anh. 30) ermittelt werden. Es sei jedoch erwähnt, dass eine landesweite pauschale Abschätzung sehr schwierig war und die von Herrn Dr. Fritsch angegebenen Werte nur als grobe Richtwerte für die ersten Berechnungen mit STOFFBILANZ dienten.

5.2.2.10 Wirtschaftseigene Düngung

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zur Wirtschaftsdüngung wurde anhand von Großvieheinheiten (GVE) pro Kreis gewonnen (Anh. 31). Hierbei wurde angenommen, dass in jeder Gemeinde eines Landkreises gleich viel gedüngt wird.

Als Grundlage der Berechnung wirtschaftseigener Düngung dienten die Kreisangaben zu GV/100 ha für das Jahr 2003 (STATISTISCHES LANDESAMTES RLP, 2007b; 154; Tabelle 7.8). Gemäß Empfehlung von GALF bR wurde ein pauschaler Wert von 80 kg N pro GV angenommen. In STOFFBILANZ gingen die in Anh. 32 dargestellten Werte ein.

$$Wirtschaftsdüngung_{SB}\left[\frac{kg\ N}{ha * a}\right] = \frac{GV}{ha * a} * 80\ kg\ N$$

5.2.2.11 Konservierende Bodenbearbeitung (Mulchsaatverfahren)

Gemeinde,- Kreis- oder Landesangaben zur konservierenden Bodenbearbeitung in % waren beim Statistischen Landesamt nicht verfügbar. Daher wurde auf Daten aus dem PAULa- und FUL-Programm des Jahres 2008 zurückgegriffen, welche vom Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz bereitgestellt wurden. Nachteil dieser Daten war, dass das FUL/PAULa ein freiwilliges Programm ist und somit nicht alle Betriebe, die Mulchsaatverfahren betreiben, dort erfasst wurden. In der Pressemeldung vom Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau (2008) hieß es, dass die Teilnahme am PAULa-Programm sich auf 25% der landwirtschaftlich genutzten Fläche beläuft. Aus diesem Grund wurde angenommen, dass die Daten aus dem PAULa und FUL-Programm nur ein Viertel der eigentlichen Anbaufläche mit Mulchsaatverfahren darstellten.

Die Kreisangaben zum Mulchsaatverfahren aus dem PAULa und FUL-Programm des Jahres 2008 lagen für die kreisfreien Städte nicht vor. Daher wurde der Wert 0% angenommen. Für 5 Kreise war eine Angabe zu den geförderten Flächen mit Mulchsaatverfahren wegen der Geheimhaltung nicht möglich. Für einen weiteren Kreis gab es keinen Antragsteller. Insgesamt beteiligten sich im Jahr 2008 ca. 260 Unternehmen mit rund 4.890 ha am Mulchsaat-Antragsverfahren. Auf Grundlage dieser landesweiten Werte wurden die fehlenden Angaben der 6 Kreise mit jeweils 54 ha pauschal ergänzt. Die nun lückengefüllten Hektar-Angaben zum Mulchsaatverfahren wurden in Prozent umgerechnet, wobei die Gesamtackerfläche eines jeden Kreises als 100% angenommen wurde. Das Ergebnis zur konservierenden Bodenbearbeitung ist in Anh. 33 und im Anh. 34 dargestellt.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

5.3.1 Wasserbilanz

5.3.1.1 Berechnete Wasserbilanz auf Basis von Klimamessdaten

Die berechnete mittlere reale Evapotranspiration für Rheinland-Pfalz (Abb. 5.5) beträgt 525 mm a^{-1}. Regional betrachtet weisen sowohl die Mittelgebirgslagen als auch die Tallagen etwa gleich hohe Evapotranspirationswerte auf (Tab. 5.2). Eine prozentuale Betrachtung zeigt, dass landesweit 66% des Niederschlages verdunsten, in den Tallagen 83% und in den Mittelgebirgslagen 61%. Genauer gesagt ergeben sich die höchsten Evapotranspirationsanteile für das Nördliche Oberrheintiefland und das Mittelrheingebiet. Die niedrigsten Anteile der Evapotranspiration resultieren hingegen in der Westeifel und im Bergisch-Sauerländischen Gebirge (Abb. 5.7). Der nach der Evapotranspiration übrig bleibende Anteil des Niederschlages ergibt eine landesweite mittlere Abflussspende von 271 mm a^{-1} (Abb. 5.6). In den Mittelgebirgslagen ist die mittlere Abflussspende im Vergleich zu den Tallagen etwa dreifach höher (Tab. 5.2). Der regionale Unterschied der Abflussspende spiegelt die Niederschlagsverteilung wider, welche in den Mittelgebirgslagen eine Höhe von 856 mm a^{-1} und in den Tallagen 630 mm a^{-1} aufweist (Tab. 5.2).

Rheinland-Pfalz weit hat der Basisabfluss mit 51% den größten Anteil an der berechneten Abflussspende. Der Zwischenabfluss liegt bei einem Anteil von 36%, der Oberflächenabfluss bei 11% und der Dränabfluss bei 2%. Ein Oberflächenabfluss für Rheinland-Pfalz ist bis auf Teile des Nördlichen Oberrheintieflandes, des Mittelrheintals und des Moseltals flächendeckend vorhanden (Abb. 5.8) und liegt im Mittel bei 23 mm a^{-1}. Bei den Regionen ohne Oberflächenabfluss handelt es sich meist um Flächen mit einer Hangneigung < 0.5°. Des Weiteren ergibt sich auf versiegelten Flächen ein mittlerer Oberflächenabfluss (Abb. 5.9) in Höhe von 6 mm a^{-1}. Dieser Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen ist im Nördlichen Oberrheintiefland und im Rhein-Main-Tiefland entsprechend der Bevölkerungsstruktur am höchsten. Das nicht oberflächig abfließende Wasser infiltriert als Sickerwasser (240 mm a^{-1}) in den Boden. Die regionale Verteilung der berechneten Sickerwasserrate spiegelt die Niederschlagsverteilung in Rheinland-Pfalz wider (Abb. 5.10). Gemäß dem Modellkonzept gelangt ein Teil des Sickerwassers als Dränabfluss in den Vorfluter. Dieser beträgt für Rheinland-Pfalz im Mittel 6 mm a^{-1}, wobei regional starke Unterschiede auftreten (Abb. 5.11). Die höchsten Anteile des Dränabflusses ergeben sich im Westerwald auf den Grünlandstandorten. Ein weiterer Teil des Sickerwassers in Höhe von 96 mm a^{-1} gelangt als Zwischenabfluss (Abb. 5.12) in die Gewässer. Dabei ergeben sich die größten Anteile des Zwischenabflusses für die Westeifel sowie das Bergisch-Sauerländische Gebirge und die geringsten für das Nördliche Oberrheintiefland. Schließlich beträgt der Basisabfluss (Abb. 5.13), als restlicher Teil des Sickerwassers, im langjährigen Mittel 138 mm a^{-1}. Die regionale Verteilung des Basisabflusses entspricht der des Zwischenabflusses.

Die ermittelten Werte weichen in einigen Regionen von Ergebnissen anderer Projekte wie KLIWA sowie von Pegelauswertungen ab.

Tab. 5.2: Langjähriger mittlerer gemessener Jahresniederschlag (REGNIE-Daten, LUWG) sowie mit STOFFBILANZ berechnete langjährige reale Evapotranspiration und Abfluss für Rheinland-Pfalz (1961-1990).

Gebiet	Größe [km²]	Niederschlag (REGNIE) [mm a^{-1}]	Reale Evapotranspiration [mm a^{-1}]	Abfluss [mm a^{-1}]
Rheinland-Pfalz gesamt	19855	796	525	271
Mittelgebirgslagen	14575	856	524	333
Tallagen	5280	630	525	106

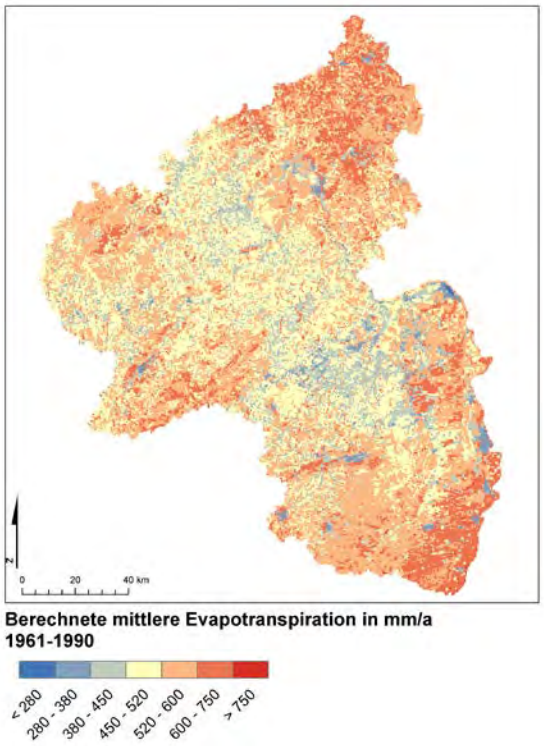


Abb. 5.5: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere reale Evaportanspiration in mm a^{-1} 1961-1990.

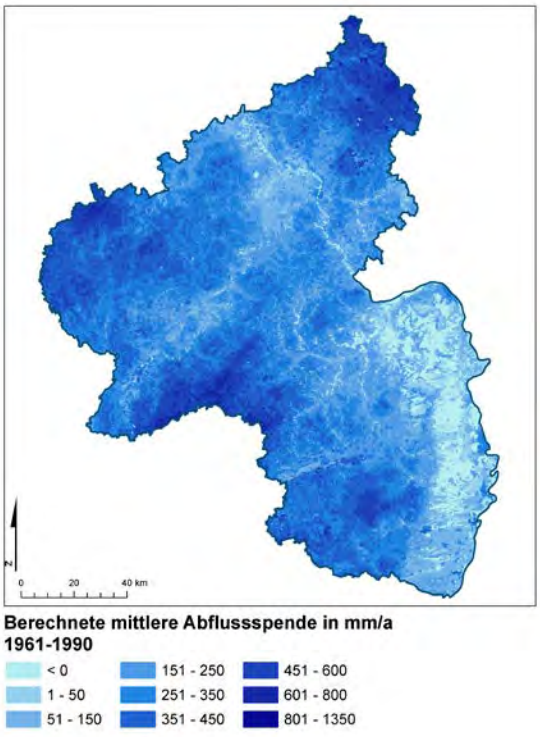


Abb. 5.6: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende in mm a^{-1} 1961-1990.

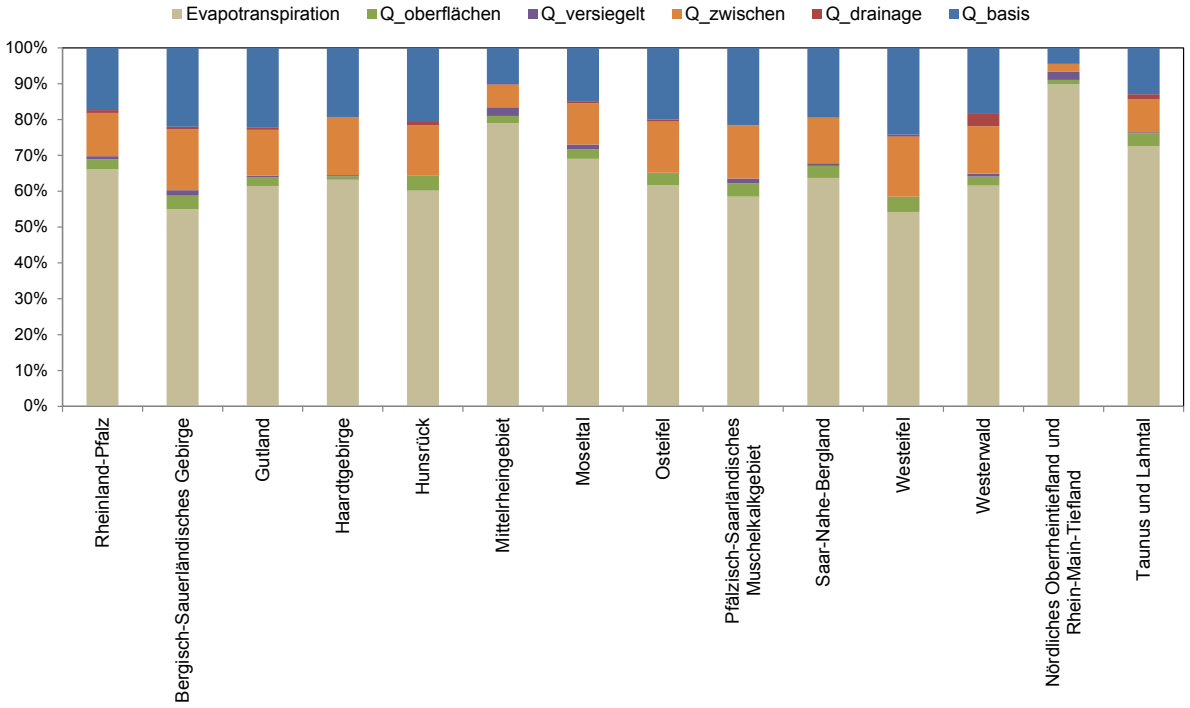


Abb. 5.7: Anteile der berechneten langjährigen mittleren Wasserhaushaltsgrößen und Abflusskomponenten (Q) für Rheinland-Pfalz und dessen Naturräume am mittleren Jahresniederschlag, 1961-1990.

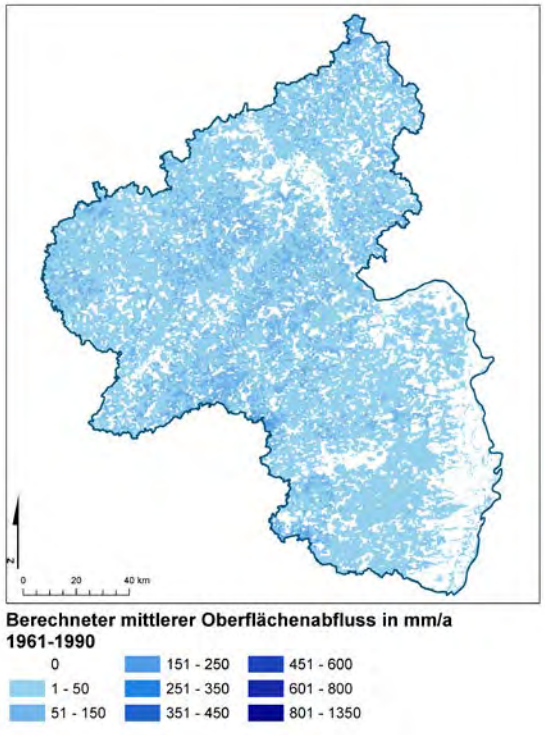


Abb. 5.8: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Oberflächenabfluss in mm a^{-1} 1961-1990.

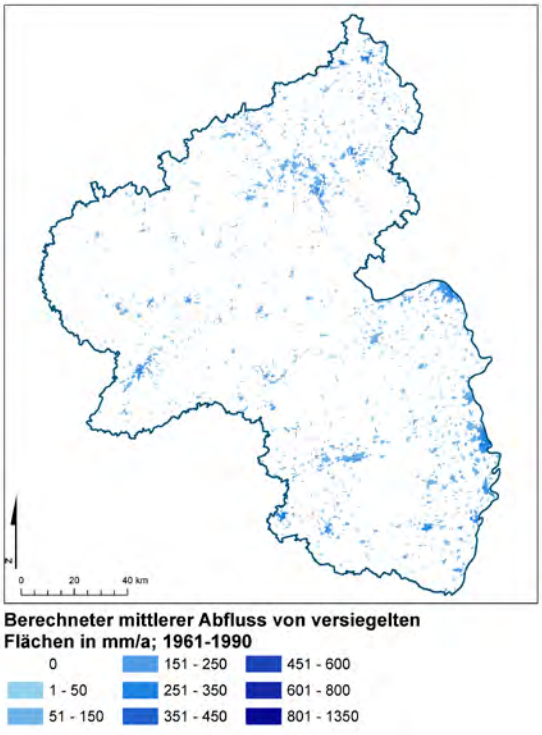


Abb. 5.9: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Abfluss von versiegelten Flächen in mm a^{-1} 1961-1990.

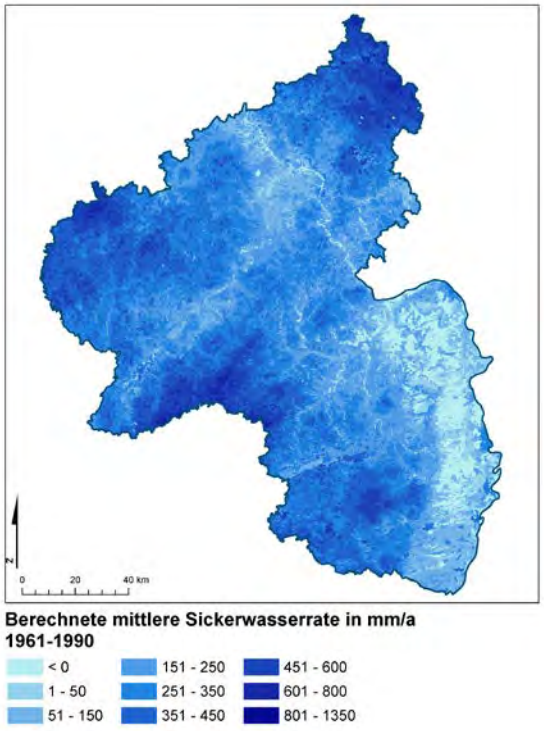


Abb. 5.10: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Sickerwasserrate in mm a^{-1} 1961-1990.

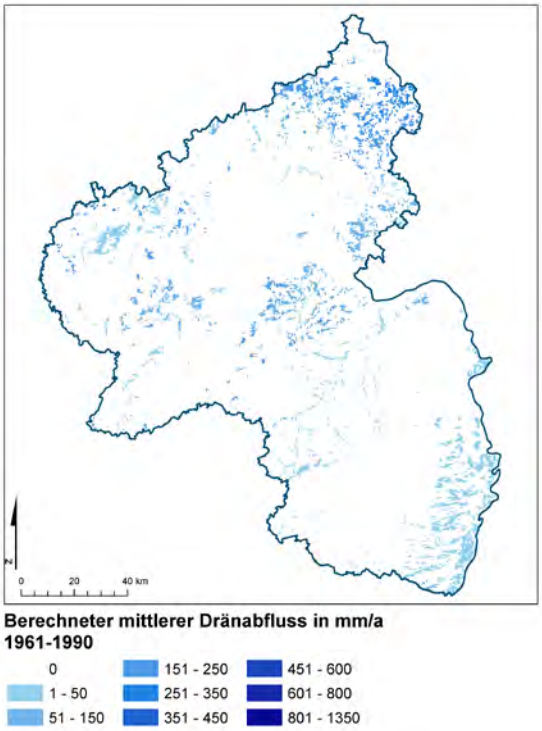


Abb. 5.11: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Dränabfluss in mm a^{-1} 1961-1990.

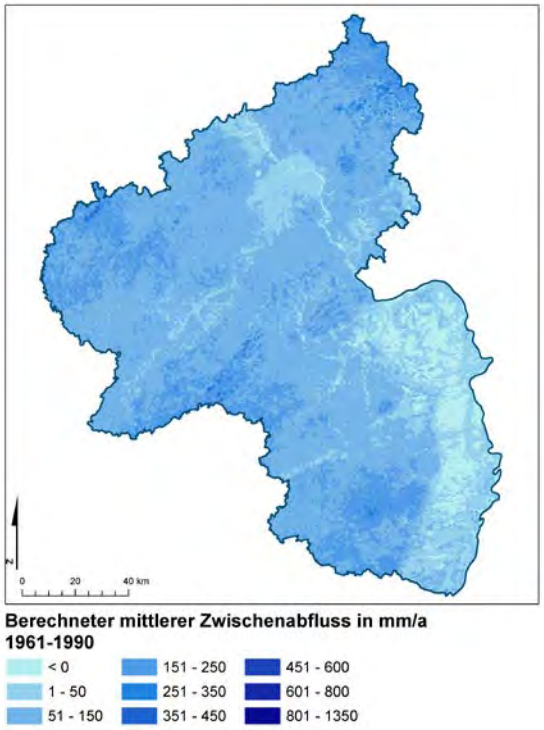


Abb. 5.12: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Zwischenabfluss in mm a^{-1} 1961-1990.

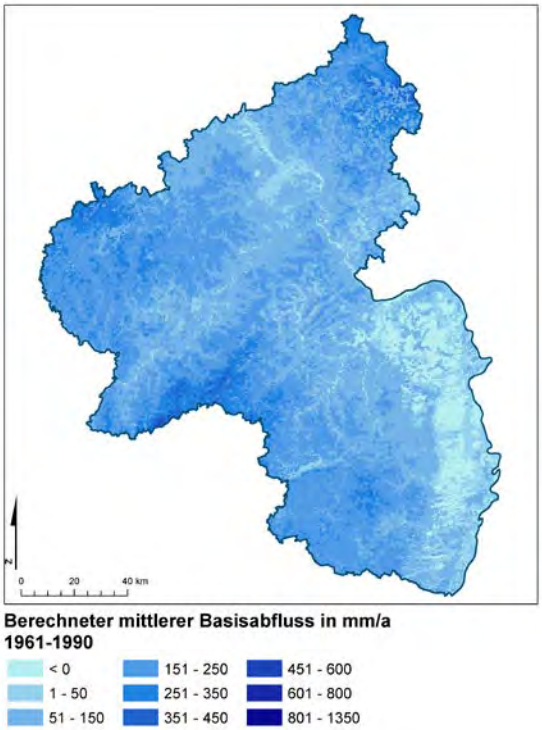


Abb. 5.13: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer Basisabfluss in mm a^{-1} 1961-1990.

Eine vollständige Plausibilisierung der berechneten Abflusskomponenten mit Messdaten ist nicht möglich, da zum Einen im Modell stark vereinfachte Konzepte zugrunde liegen und zum Anderen in der Realität keine Abflusskomponenten gemessen werden können, mit denen ein Vergleich durchgeführt werden kann. Hingegen ist ein Vergleich der berechneten mittleren Abflussspende (Abb. 5.14, links) gut mit Messdaten (Abb. 5.14, rechts) möglich. Der Vergleich von gemessenen und modellierten Abflüssen für den Zeitraum 1961-1990 (Modelldaten) bzw. 1979-1998 (Messdaten LUWG) ergibt für gesamt Rheinland-Pfalz eine Unterschätzung von rund 13 mm a^{-1} (5%). Bei der Betrachtung einzelner Naturräume von Rheinland-Pfalz zeigen sich jedoch größere Unterschiede (vgl. Tab. 5.3). Demnach unterschätzt das STOFFBILANZ-Modell die gemessenen Abflussspenden besonders für die Gebiete Nördliches Oberrheintiefland, Bergisch-Sauerländisches Gebirge, das nördliche Mittelrheintal sowie Westerwald. Eine starke Überschätzung der Abflussspenden betrifft besonders die Naturräume Haardtgebirge und Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet. Gute Übereinstimmungen in den Mittelwerten zeigen sich für die Gebiete Gutland, Saar-Nahe-Bergland sowie Taunus und Lahntal.

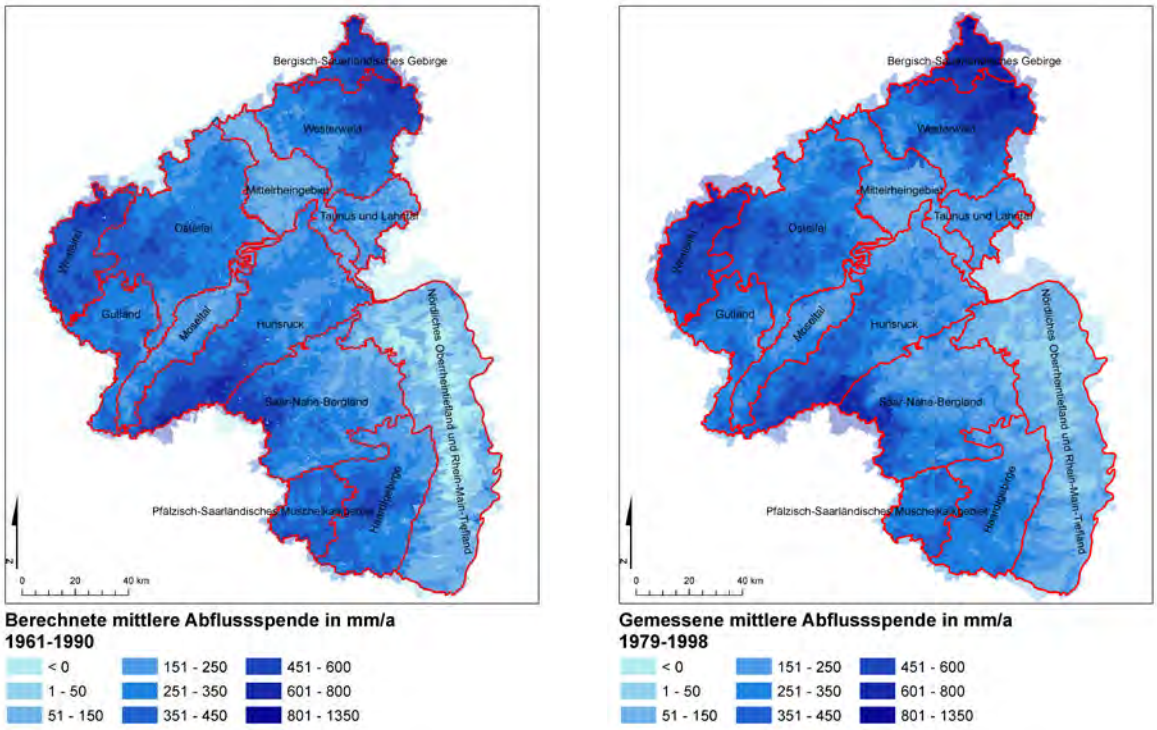


Abb. 5.14: (Links) Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende für 1961-1990 sowie (rechts) gemessene mittlere Abflussspende für 1979-1998 (LUWG), auf Einzugsgebietsebene in mm a^{-1}.

Tab. 5.3: Langjähriger mittlerer gemessener Abfluss (1979-1998) sowie mit STOFFBILANZ berechneter Abfluss für Naturräume in Rheinland-Pfalz (1961-1990).

Gebiet	Größe [km²]	Abfluss berechnet [mm a^{-1}]	Abfluss gemessen [mm a^{-1}]	Abweichung [%]
Rheinland-Pfalz gesamt	19855	271	284	-4.6

Gebiet	Größe [km²]	Abfluss berechnet [mm a^{-1}]	Abfluss gemessen [mm a^{-1}]	Abweichung [%]
Mittelgebirgslagen	14575	333	337	-1
Tallagen	5280	106	136	-22
Bergisch-Sauerländisches Gebirge	435	481	641	-25.0
Gutland	918	318	312	1.9
Haardtgebirge	1619	316	264	19.7
Hunsrück	2605	342	314	8.9
Mittelrheingebiet	1141	140	177	-20.9
Moseltal	865	229	251	-8.8
Osteifel	2593	314	335	-6.3
Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet	634	373	321	16.2
Saar-Nahe-Bergland	2417	277	271	2.2
Westeifel	933	439	492	-10.8
Westerwald	1838	361	417	-13.4
Nördliches Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland	3275	62	95	-34.7
Taunus und Lahntal	584	202	209	-3.3

5.3.1.2 Plausibilisierung des WETTREG-Modells für den IST-Zustand

Die mit den WETTREG2006-Referenzszenarien berechnete Wasserbilanz (IST-Zustand, Abb. 5.15) wird mit der auf Grundlage der gemessenen Klimadaten berechneten Wasserbilanz (Abb. 5.6) verglichen. Damit sind Aussagen zu der Plausibilität der Klimaszenarien möglich. Die langjährigen mittleren Wasserbilanzgrößen zeigen, dass insgesamt der Niederschlag in beiden Referenzläufen unterschätzt wird (Tab. 5.4). Dabei ist die Abweichung des Referenzslaufs „normal“ in Höhe von -5% kleiner als bei dem Referenzlauf „trocken“ (-11%). Der insgesamt geringere Niederschlagsinput verursacht auch die Unterschätzung der realen Evapotranspiration und Abflussspende für den IST-Zustand. Jedoch stimmt das Referenzlauf-normal im Mittel besser mit den Ergebnissen mit den gemessenen Klimadaten überein (Tab. 5.4). Die Abweichung der mittleren Abflussspende beträgt dabei -7%, und der realen Evapotranspiration -3%. Ein regionaler Vergleich der berechneten mittleren Abflussspenden

bestätigt, dass für die meisten Naturräume in Rheinland-Pfalz das Referenzlauf-normal die berechnete Abflussspende auf Grundlage von Klimamessdaten im Mittel am besten widergibt. Einzige Ausnahme sind die Regionen Nördliches Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland mit einer Überschätzung von 21%. Für den selbigen Naturraum ergibt hingegen die mittlere Abweichung des Referenzlaufs-trocken lediglich -2% und spiegelt somit die mit Klimamessdaten berechnete Abflussspende besser wider. Die größte Abweichung der mittleren Abflussspenden zeigt sich bei beiden Referenzszenarien für den Hunsrück, mit einer Unterschätzung von -22% (normal) und -28% (trocken). Für die restlichen Naturräume ergeben sich bei dem Referenzlauf-normal geringe Unterschätzungen von -2% bis -11%. Eine Übersicht mit den Abweichungen der mittleren Abflussspenden ist in

Tab. 5.5 dargestellt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der WETTREG2006-Referenzlauf-normal für alle Naturräume bis auf das Nördliche Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland die mit Messdaten berechnete Abflussspende am besten widergibt. Für den Hunsrück wird der Niederschlag und folglich die berechnete Abflussspende bei beiden Referenzszenarien stark unterschätzt.

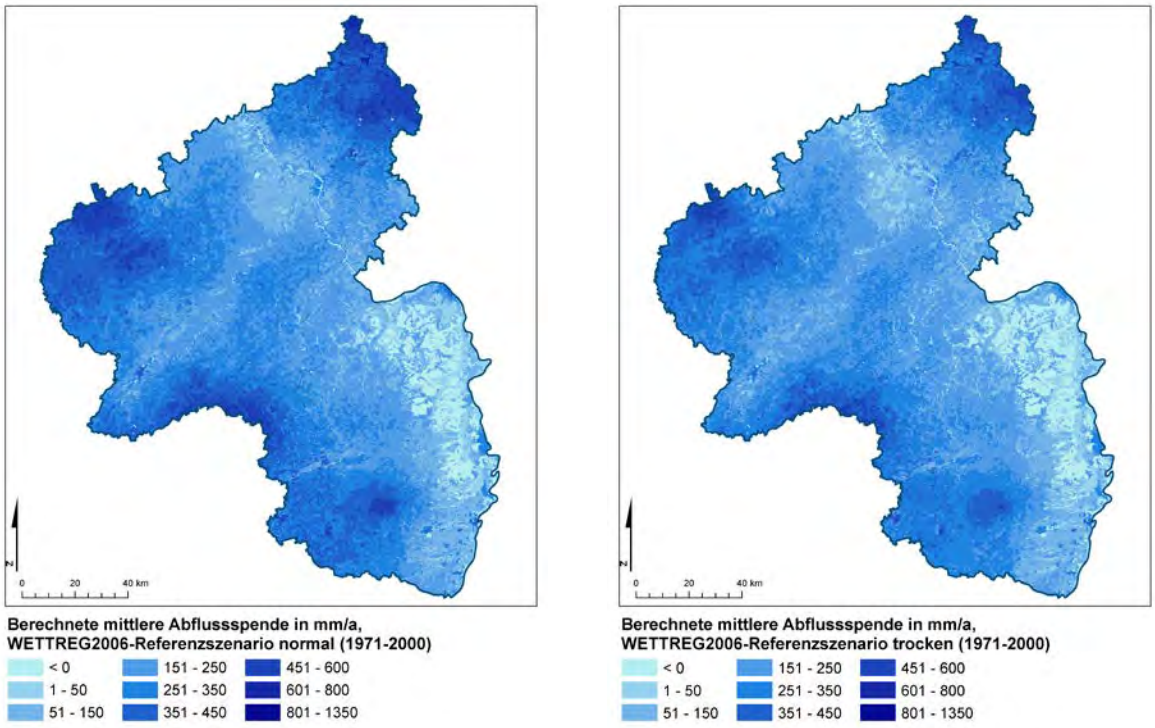


Abb. 5.15: Mit STOFFBILANZ berechnete mittlere Abflussspende auf Grundlage der WETTREG2006-Referenzszenarien normal (links) und trocken (rechts) für 1971-2000.

Tab. 5.4: Mit STOFFBILANZ berechnete langjährige mittlere Wasserhaushaltsgrößen mit gemessenen Klimadaten sowie den WETTREG2006-Referenzszenarien normal und trocken.

	Gemessene Klimadaten (1961-1990)	Referenz normal (1971-2000)	Referenz trocken (1971-2000)	Differenz normal %	Differenz trocken %
Niederschlag [mm a^{-1}]	796	758	709	-5	-11
Reale Evapotranspiration [mm a^{-1}]	525	508	490	-3	-7
Abfluss [mm a^{-1}]	271	251	220	-7	-19

Tab. 5.5: Mit STOFFBILANZ berechnete langjährige mittlere Abflussspenden mit gemessenen Klimadaten sowie den WETTREG2006-Referenzszenarien normal und trocken, für Naturräume in Rheinland-Pfalz.

Gebiet	Größe [km²]	Differenz normal %	Differenz trocken %
Bergisch-Sauerländisches Gebirge	435	-2	-20
Gutland	918	-6	-17
Haardtgebirge	1619	-8	-16
Hunsrück	2605	-22	-29
Mittelrheingebiet	1141	-10	-26
Moseltal	865	-8	-20
Osteifel	2593	-10	-20
Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet	634	-4	-13
Saar-Nahe-Bergland	2417	-5	-13
Westeifel	933	-3	-15
Westerwald	1838	-6	-24
Nördliches Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland	3275	21	-2
Taunus und Lahntal	584	-11	-28

5.3.1.3 Mit Zukunftsprojektionen berechnete Wasserbilanz

Im folgenden Abschnitt werden keine absoluten Zahlen der mit Klimaprojektionen berechneten mittleren Abflussspenden genannt, weil diese Angaben mit Unsicherheiten verbunden sind. Vielmehr werden die Änderungssignale der berechneten mittleren Abflussspenden dargestellt, um zukünftige Entwicklungen abschätzen zu können.

Laut den Berechnungen des Modells STOFFBILANZ zeigt sich für die nahe Zukunft keine eindeutige landesweite Veränderung der mittleren Abflussspende. So sind je nach Klimaszenario Änderungen von -8% bis +9% möglich. Die landesweite maximale mittlere Zunahme der Abflussspende von +9% ergibt sich für das Szenario A2-normal und die maximale mittlere Abnahme von -8% für das Szenario A1B-trocken. Die Veränderungen der beiden anderen Szenarien (A2-trocken und A1B-normal) liegen innerhalb der oben genannten Spannweite (Abb. 5.16, links). Die regional differenzierte Betrachtung der Änderung zeigt hingegen für den Nordosten von Rheinland-Pfalz bei allen Szenarien eine leicht abnehmende Tendenz

der mittleren Abflussspenden (Abb. 5.17, Abb. 5.18). Dies betrifft vor allem die Naturräume Bergisch-Sauerländisches Gebirge sowie den Westerwald (Abb. 5.19). Die Änderungsspannweite der Szenarien ist mit 5% für beide Naturräume klein, so dass von einer relativ eindeutigen Tendenz ausgegangen werden kann. Für die übrigen Naturräume zeigt sich kein eindeutiges Änderungssignal der mittleren Abflussspenden. Insbesondere für das Nördliche Oberrheintiefland (einschließlich Rhein-Main-Tiefland) ergibt sich eine sehr große Änderungsspannweite, welche sich von -44% bis 21% erstreckt (Abb. 5.19). Das bedeutet, dass für diese Region keine eindeutige Aussage zur zukünftigen Entwicklung der mittleren Abflussspende in der nahen Zukunft gemacht werden kann. Alle übrigen Naturräume weisen zwar geringere Änderungsspannweiten um 18% auf, zeigen aber trotzdem keine eindeutige Tendenz auf (Abb. 5.19).

Für die ferne Zukunft zeigen alle Szenarien eine landesweite Zunahme der mittleren Abflussspenden, wobei sich das Ausmaß der Zunahme voneinander unterscheidet. Die Änderungsspannweite liegt bei 24%. Die größte Zunahme der mittleren Abflussspende wird für das A1B-normal Szenario berechnet (30%). Hingegen ist die geringste mittlere Zunahme in Höhe von 6% für das A2-trocken Szenario zu erwarten (Abb. 5.16, rechts). Die beiden anderen Szenarien bewegen sich mit 20% bzw. 23% dazwischen. Regional gesehen ist vor allem im Westen von Rheinland-Pfalz von Zunahmen der mittleren Abflussspenden auszugehen (Abb. 5.20, Abb. 5.21). Dies betrifft vor allem die Naturräume Gutland, Hunsrück, Moseltal und das Saar-Nahe-Bergland (Abb. 5.22). Dort betragen die Zunahmen der mittleren Abflussspenden 11% - 52%. Der Nordosten, für welchen für die nahe Zukunft eine leicht abnehmende Tendenz berechnet wurde, zeigt in der fernen Zukunft kein solches Änderungssignal mehr. So ergibt sich für das Bergisch-Sauerländische Gebirge und den Westerwald kaum eine Änderung der mittleren Abflussspende (Abb. 5.22). Ähnlich wie für die nahe Zukunft, resultiert für das Nördliche Oberrheintiefland (einschließlich Rhein-Main-Tiefland) eine sehr große Änderungsspannweite, wobei sowohl negative als auch positive Änderungen modelliert werden (Abb. 5.22). Auch für die ferne Zukunft lässt sich somit kein eindeutiges Änderungssignal für das Nördliche Oberrheintiefland feststellen.

Insgesamt zeigt sich, dass die Änderungsspannweiten für die ferne Zukunft für alle Naturräume größer sind als für die nahe Zukunft. Das deutet darauf hin, dass die Ergebnisse für die ferne Zukunft mit etwas höheren Unsicherheiten behaftet sind, wenngleich sich deutlichere Tendenzen der mittleren Abflussspenden zeigen als für die nahe Zukunft.

Sofern nur die laut Kapitel 5.3.1.2 plausiblen Normal-Projektionen betrachtet werden, zeigt sich ein etwas anderes Ergebnis. Demnach ergeben sich für die nahe Zukunft, bis auf den Nordosten von Rheinland-Pfalz, eher leicht zunehmende mittlere Abflussspenden. Der Nordosten zeigt kaum Änderungen. (Abb. 5.19). Für das Nördliche Oberrheintiefland zeigen die laut Kapitel 5.3.1.2 plausiblen Trocken-Projektionen eindeutige Abnahmen der mittleren Abflussspende für die nahe Zukunft (Abb. 5.19). Jedoch werden für die ferne Zukunft keine eindeutigen Änderungen für das Nördliche Oberrheintiefland berechnet. Die übrigen Naturräume zeigen gemäß den Normal-Projektionen der fernen Zukunft zunehmende Tendenzen im Westen und kaum Änderungen im Nordosten (Abb. 5.22).

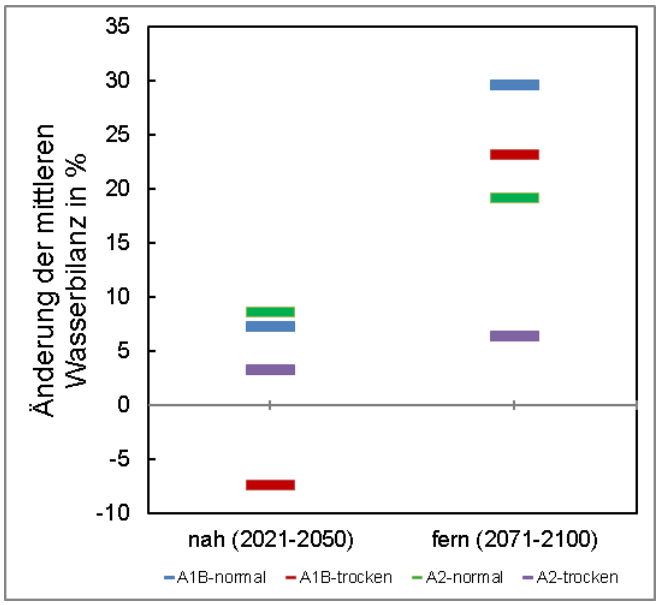


Abb. 5.16: Prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für Rheinland-Pfalz gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die nahe (2021-2050) und für die ferne (2071-2100) Zukunft.

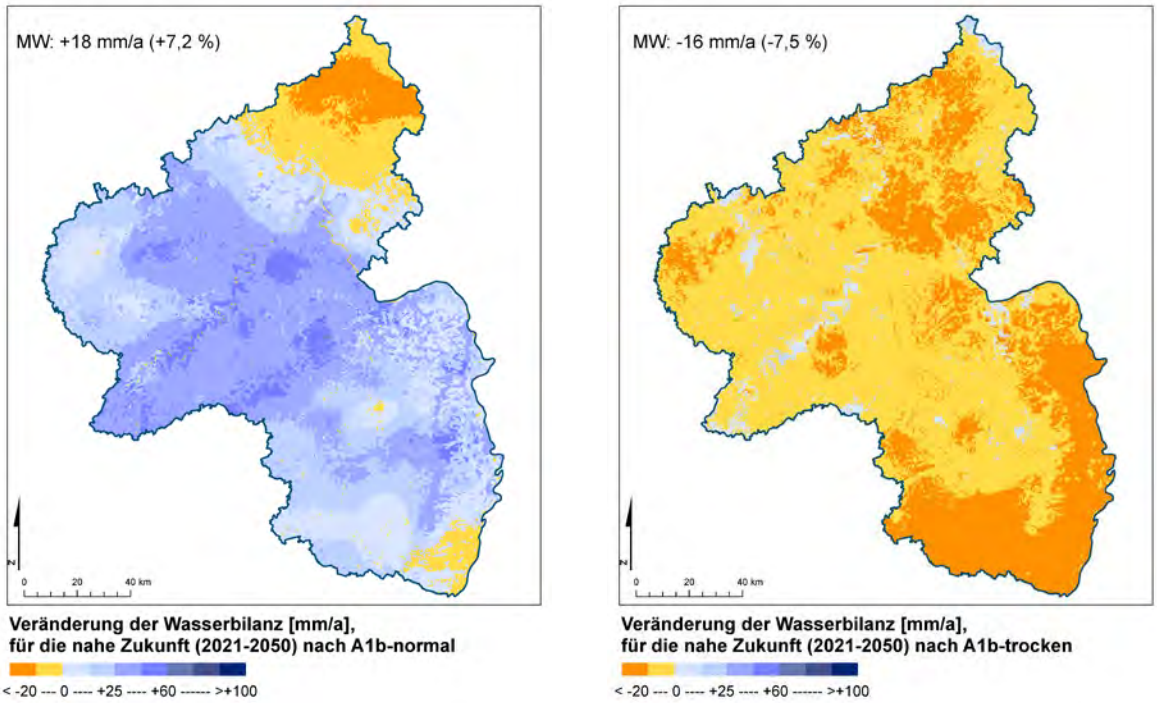


Abb. 5.17: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die nahe Zukunft nach der (links) A1B-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A1B-trocken-Projektion.

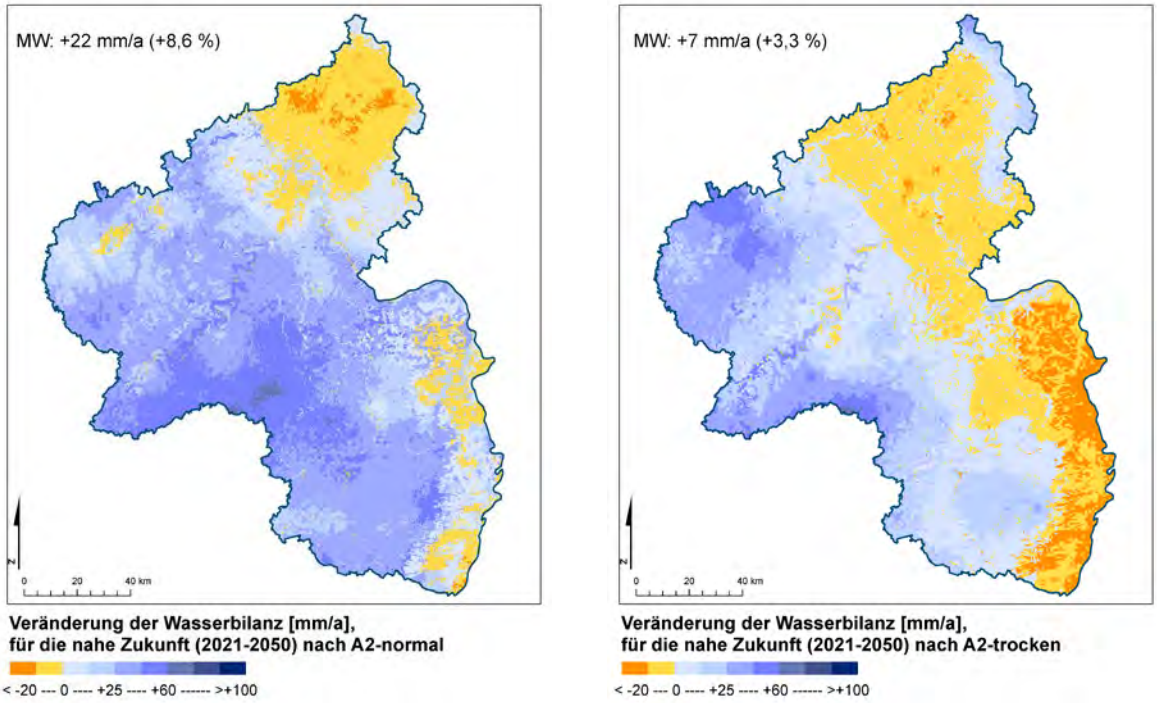


Abb. 5.18: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die nahe Zukunft nach der (links) A2-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A2-trocken-Projektion.

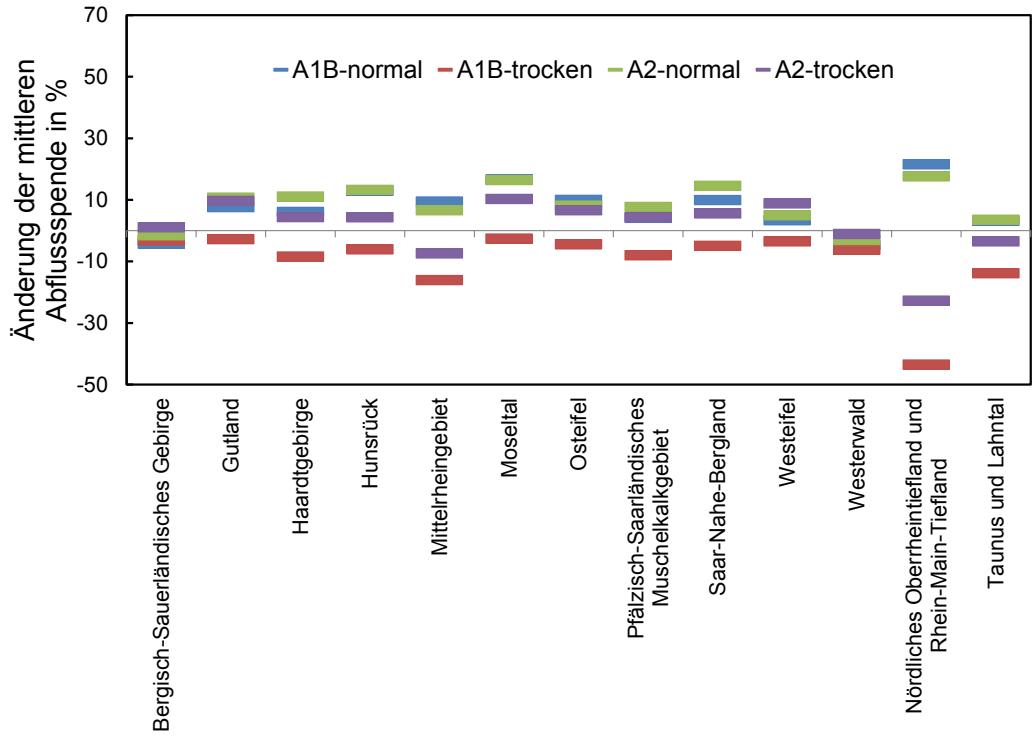


Abb. 5.19: Mit STOFFBILANZ berechnete prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die Rheinland-Pfälzischen Naturräume gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die nahe Zukunft (2021-2050), jeweils im Vergleich zum Referenzlauf.

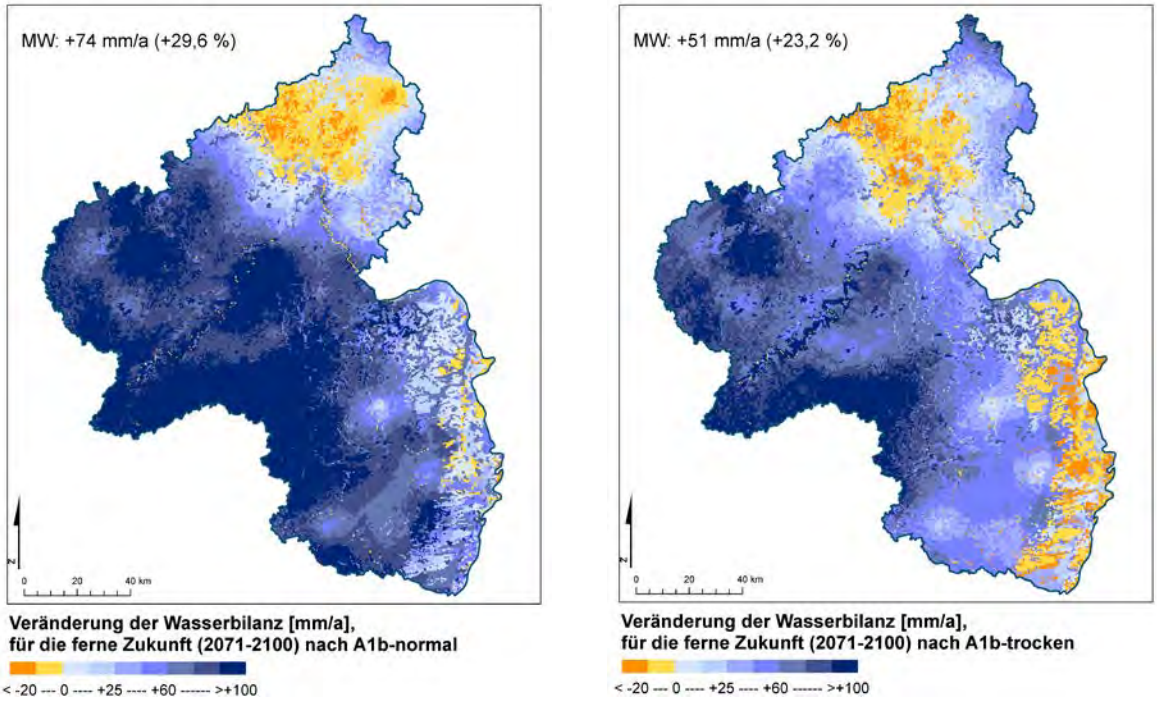


Abb. 5.20: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der (links) A1B-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A1B-trocken-Projektion.

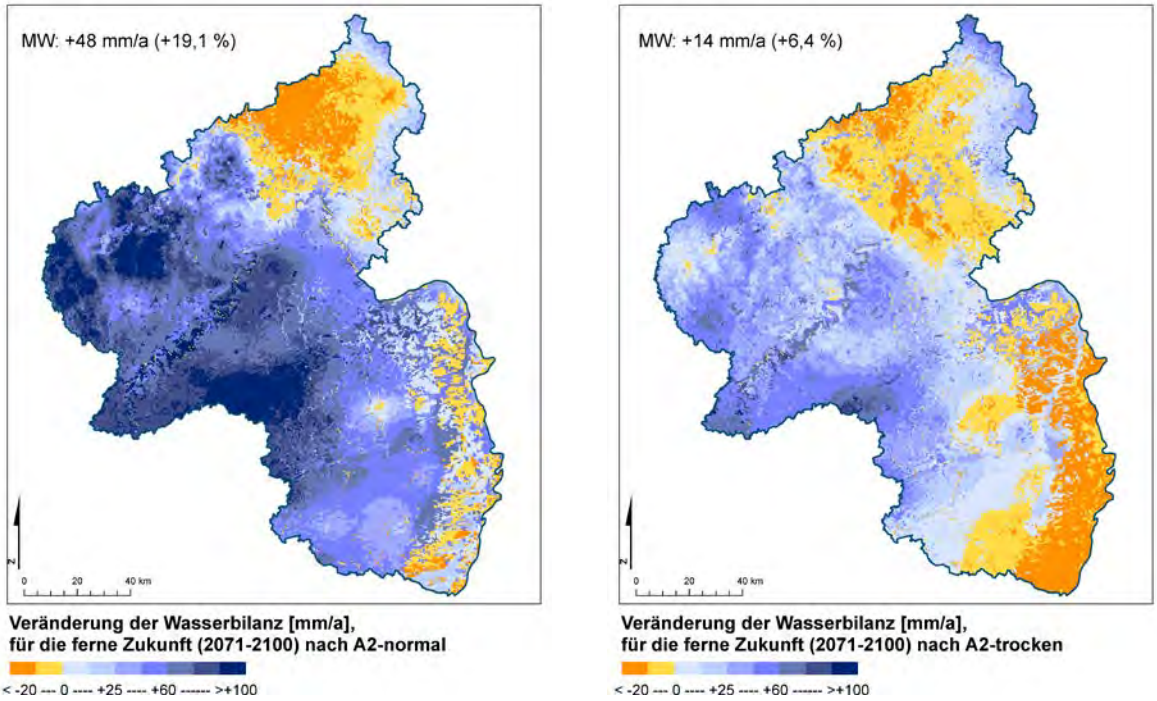


Abb. 5.21: Mit STOFFBILANZ berechnete Veränderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der (links) A2-normal-Projektion sowie nach der (rechts) A2-trocken-Projektion.

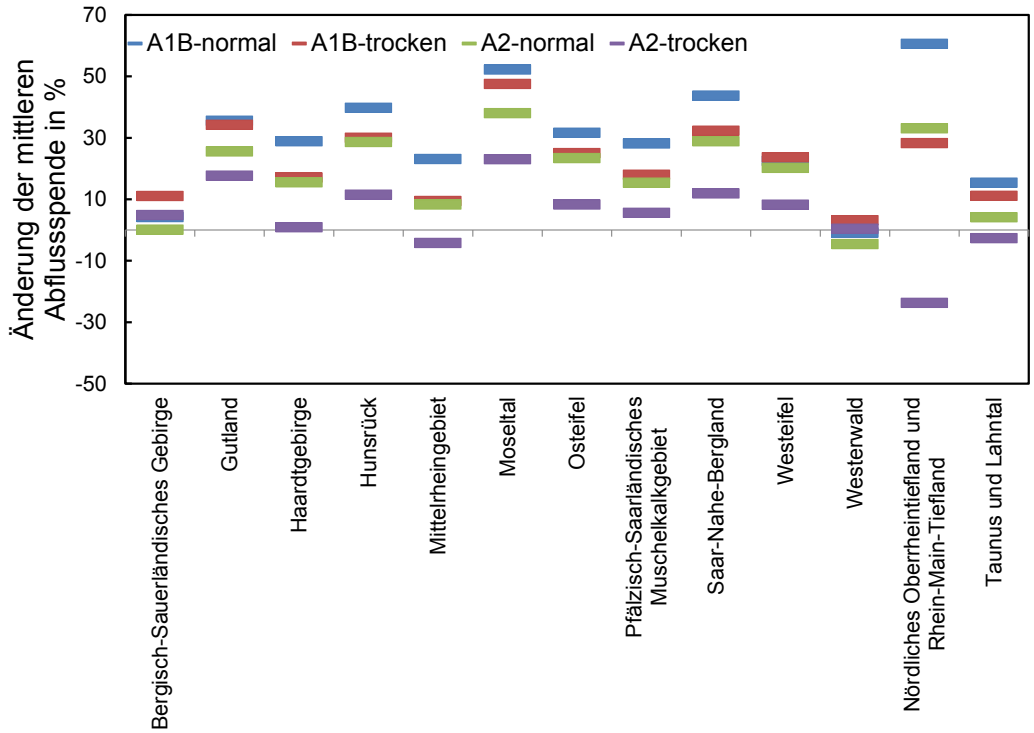


Abb. 5.22: Mit STOFFBILANZ berechnete prozentuale Änderung der mittleren Abflussspende in mm a^{-1} für die Rheinland-Pfälzischen Naturräume gemäß den WETTREG2006-Klimaprojektionen für die ferne Zukunft (2071-2100), jeweils im Vergleich zum Referenzlauf.

5.3.1.4 Zusammenfassung und Diskussion

Die Ergebnisse des Kapitels 5.3.1 erlauben eine Abschätzung über die mögliche zukünftige Entwicklung der mittleren Abflussspende in Rheinland-Pfalz. Zunächst wurde die Plausibilität des Modells STOFFBILANZ untersucht. Es zeigte sich, dass in den Tallagen erwartungsgemäß hohe Verdunstungsraten berechnet werden. Dementsprechend gering ist der Abflussanteil in den Tallagen. Der Basisabfluss stellt für ganz Rheinland-Pfalz die Hauptkomponente des Gesamtabflusses dar. Der Basisabfluss im Modell entspricht einer langsamen Abflusskomponente, es ist die Summe aus kurzfristigem Basisabfluss (verzögerter hypodermischer Abfluss) und langfristigem Basisabfluss. Der im Modell berechnete Basisabfluss kann somit nicht einem grundwasserbürtigen Abfluss gleichgesetzt werden. Die berechnete mittlere Abflussspende weist je nach Region unterschiedlich starke Abweichungen auf. Im Durchschnitt werden die mittleren Abflussspenden für die Tallagen unterschätzt. So wird beispielsweise das Nördliche Oberrheintiefland von STOFFBILANZ sehr stark unterschätzt. Hingegen wird die gemessene Abflussspende für das Haardtgebirge stark überschätzt. Die Naturräume Gutland, Saar-Nahe-Bergland, Taunus und Osteifel weisen kaum systematische Abweichungen der mittleren Abflussspenden auf. Ursache für die Abweichungen kann zum einen der unterschiedliche Vergleichszeitraum sein. Die berechneten Abflussspenden zeigen einen 30-jährigen Mittelwert (1961-1990), die gemessenen Abflussspenden beziehen sich hingegen auf einen 20-jährigen Mittelwert (1979-1998). Die unterschiedlichen Zeiträume ergaben sich aufgrund der Datenverfügbarkeit zum Zeitpunkt der Untersuchung. Zum anderen können auch das Modellkonzept und vor allem die Eingangsdaten (Niederschlag, Temperatur) Ursa-

che für die Abweichungen der gemessenen Abflussspenden sein. Eine intensivere Ursachenforschung konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Für die Bewertung der zukünftigen Abflussspenden sind die systematischen Abweichungen weniger bedeutend, da hier nur die Differenzen betrachtet werden. Für die Berechnung der Nitrateinträge sind die Abweichungen bedeutender und müssen bei der Interpretation der Karten berücksichtigt werden.

Ein weiterer Schritt zur Bewertung der zukünftigen Wasserbilanzänderung ist die Prüfung der Plausibilität der Klimaprojektionen. Hier zeigte sich, dass der Referenzlauf-normal am besten mit den Ergebnissen auf Basis von Klimamessdaten übereinstimmt. Einzige Ausnahme ist das Nördliche Oberrheintiefland, für welches der Referenzlauf-trocken plausibler ist. Im Hunsrück wird der Niederschlag und somit auch der Abfluss in beiden Referenzszenarien stark unterschätzt.

Sofern nur die plausiblen Projektionen betrachtet werden, zeigen sich für die nahe und ferne Zukunft, mit Ausnahme des Nordostens von Rheinland-Pfalz, zunehmende mittlere Abflussspenden. Der Nordosten von Rheinland-Pfalz weist weder für die nahe noch für die ferne Zukunft ein eindeutiges Änderungssignal auf. Für das Nördliche Oberrheintiefland zeigen die laut Kapitel 5.3.1.2 plausiblen Trocken-Projektionen eindeutige Abnahmen der mittleren Abflussspende für die nahe Zukunft. Für die ferne Zukunft werden dort keine eindeutigen Änderungen berechnet.

Zieht man alle Zukunftsprojektionen in die Auswertung ein, ergeben sich andere Änderungstendenzen. Für die nahe Zukunft ließe sich demnach bis auf den Nordosten kein eindeutiges Änderungssignal für Rheinland-Pfalz feststellen. Nur der Nordosten zeigt dann leicht abnehmende Tendenzen der mittleren Abflussspende. Für die ferne Zukunft zeigen sich landesweit Zunahmen der mittleren Abflussspenden, ausgenommen der Nordosten von Rheinland-Pfalz und das Nördliche Oberrheintiefland. Auffällig ist, dass sowohl für die nahe als auch für die ferne Zukunft die Änderungsspannweiten für das Nördliche Oberrheintiefland sehr groß sind, was auf eine hohe Unsicherheit hindeutet.

Es mag auch auf den ersten Blick erstaunen, dass die zukünftige Abflussspende eher zunehmende Tendenzen aufweist. Diese Ergebnisse resultieren aber vor allem aufgrund der projizierten Zunahme der Winterniederschläge. Für alle einbezogenen Klimaprojektionen sind Zunahmen der Winterniederschläge zu verzeichnen (Abb. 5.23, Abb. 5.24). Gleichzeitig nehmen in allen Projektionen die Sommerniederschläge ab (Abb. 5.25, Abb. 5.26). Das bedeutet, dass sich das Abflussverhalten im Winter- und Sommerhalbjahr stärker als bisher unterscheiden wird. Während vor allem im Winter die Abflussspenden zunehmen werden, würde sich im Sommerhalbjahr das Gegenteil zeigen. Die in diesem Abschnitt bisher betrachteten mittleren Abflussspenden zeigen lediglich ein langjähriges mittleres Verhalten. Daraus lassen sich beispielsweise Informationen für die Grundwasserneubildung gewinnen. Ebenso können sich daraus Hinweise für klimasensitive Systeme gewinnen lassen, für welche das langjährige mittlere Abflussverhalten wichtig ist, wie beispielsweise für Wasserkraftanlagen. Da sich mit dem dargestellten Ansatz keine jahreszeitlichen Aussagen über die Veränderungen in der Wasserbilanz treffen lassen, sind für die Betrachtung weiterer klimasensitiver Systeme (z. B. Pflanzen) weitere Ansätze notwendig.

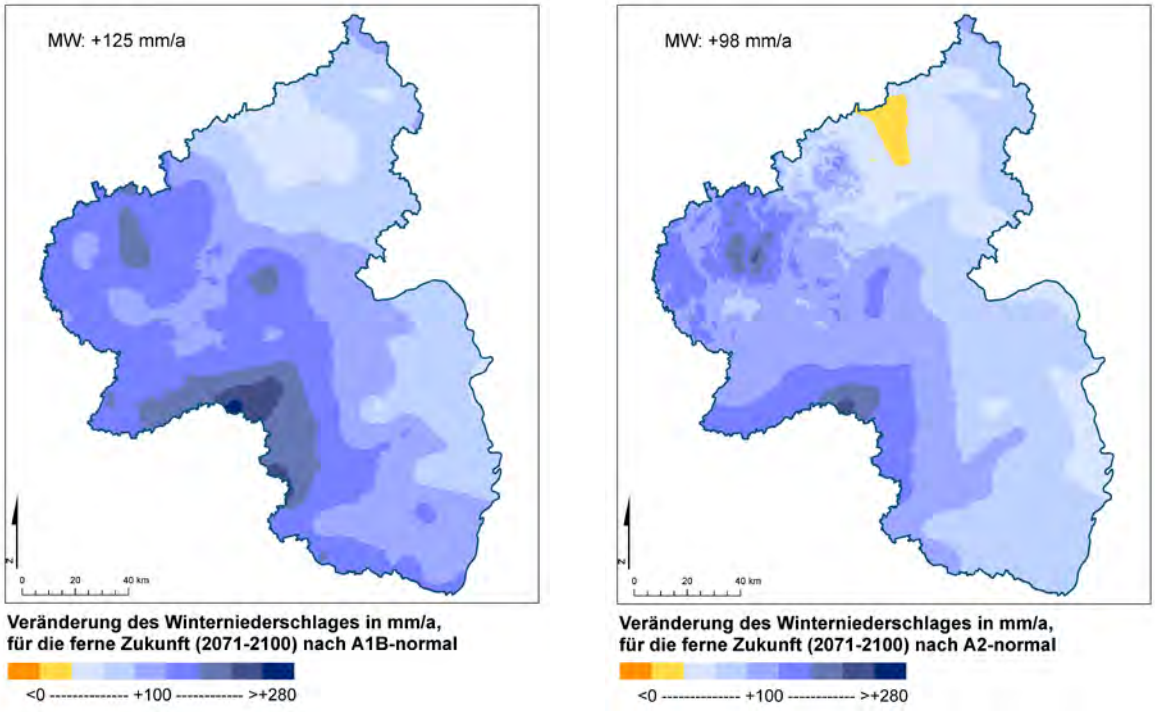


Abb. 5.23: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion.

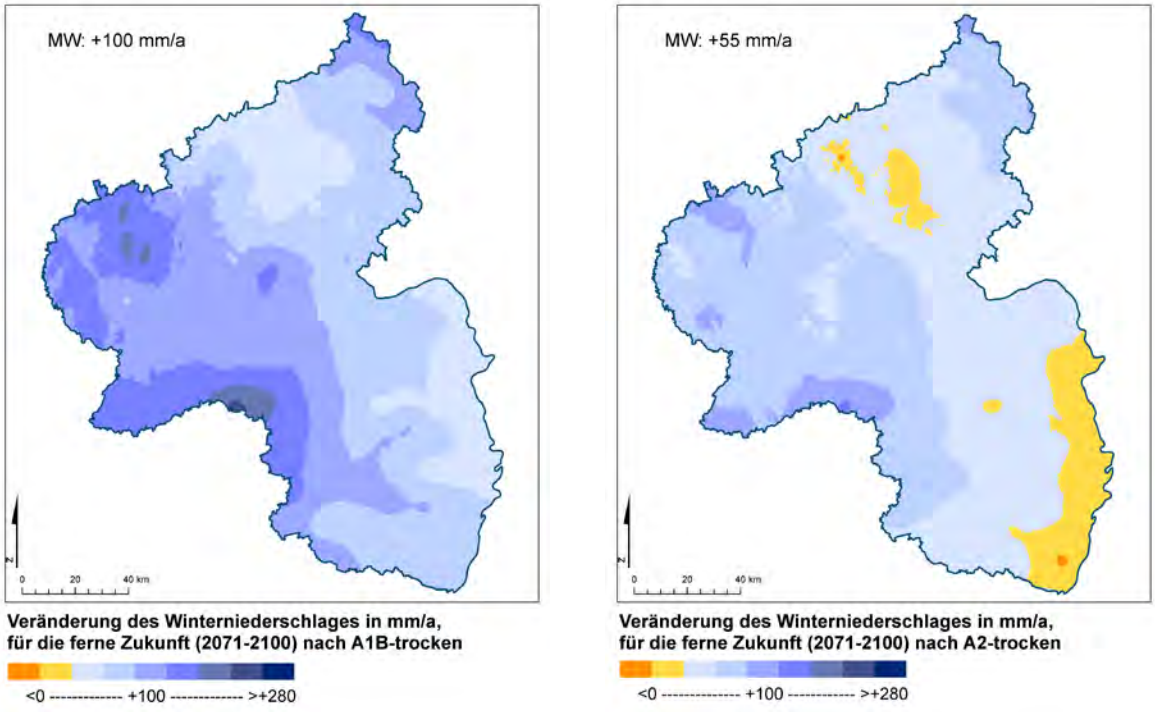


Abb. 5.24: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion.

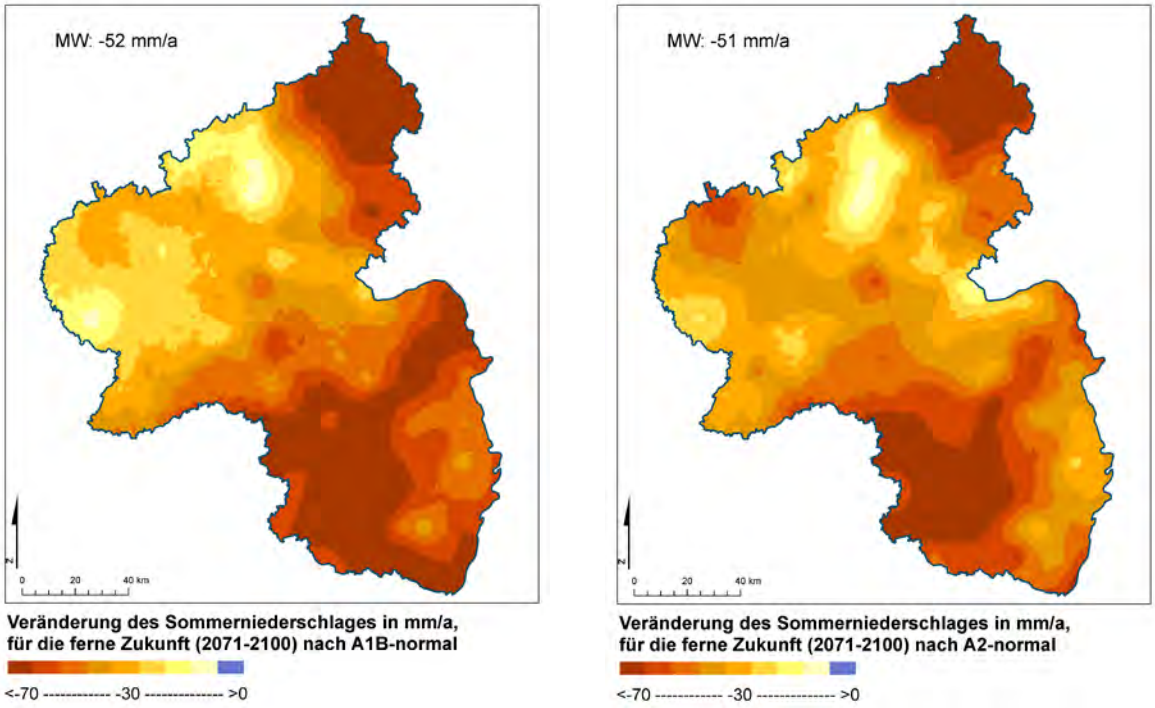


Abb. 5.25: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion.

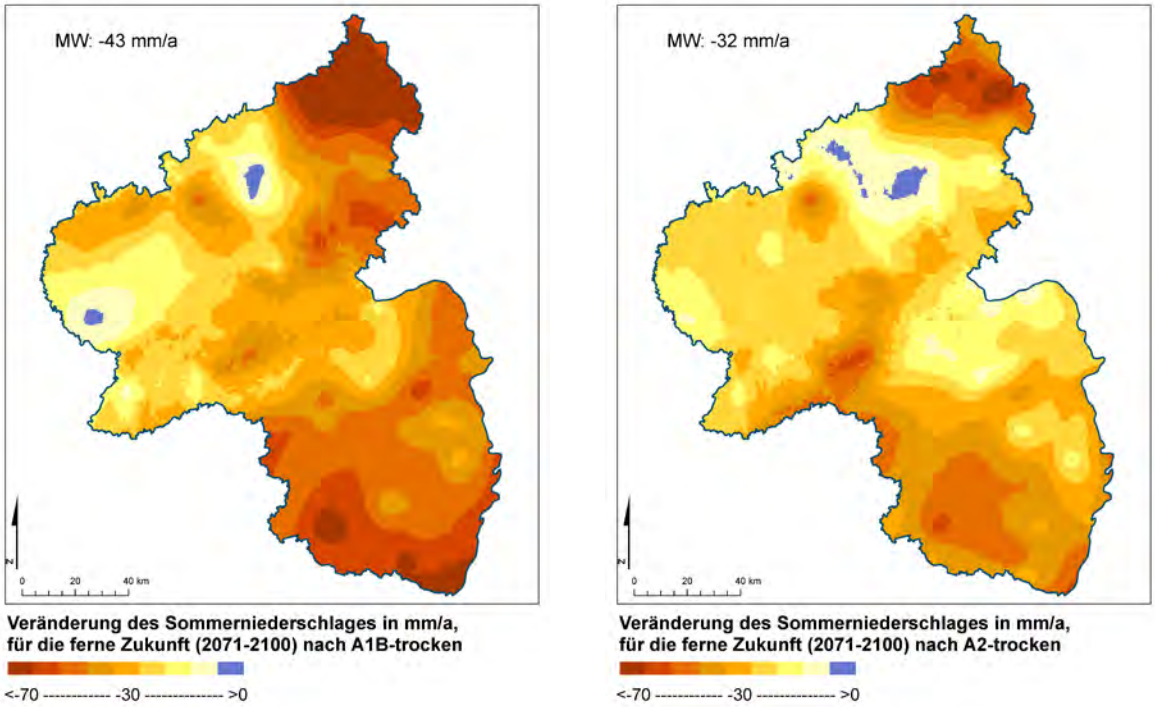


Abb. 5.26: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion.

5.3.2 Bodenerosion und Sedimenteintrag

Abb. 5.27 (links) zeigt den mittleren berechneten Bodenabtrag. Die Angaben in t $ha^{-1}a^{-1}$ dienen in diesem Bericht dazu, die Größenordnungen, die das Modell STOFFBILANZ berechnet, darzustellen. Bisher fehlen in Rheinland-Pfalz Bodenerosionsmessungen oder kleinräumige Modellierungen, um diese Werte zu verifizieren. Die Karte zeigt einige Regionen mit einer hohen bis sehr hohen Gefährdung gegenüber Bodenerosion durch Wasser. Besonders Rheinhessen und die Naheregion treten hervor. In Abb. 5.27 (rechts) ist der mittlere jährliche Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer bezogen auf den Austragungsort dargestellt. In der Karte lässt sich eine Konzentration der Flächen im Naheeinzugsgebiet feststellen. Weiteres ist dem Abschlussbericht des Moduls Boden zu entnehmen.

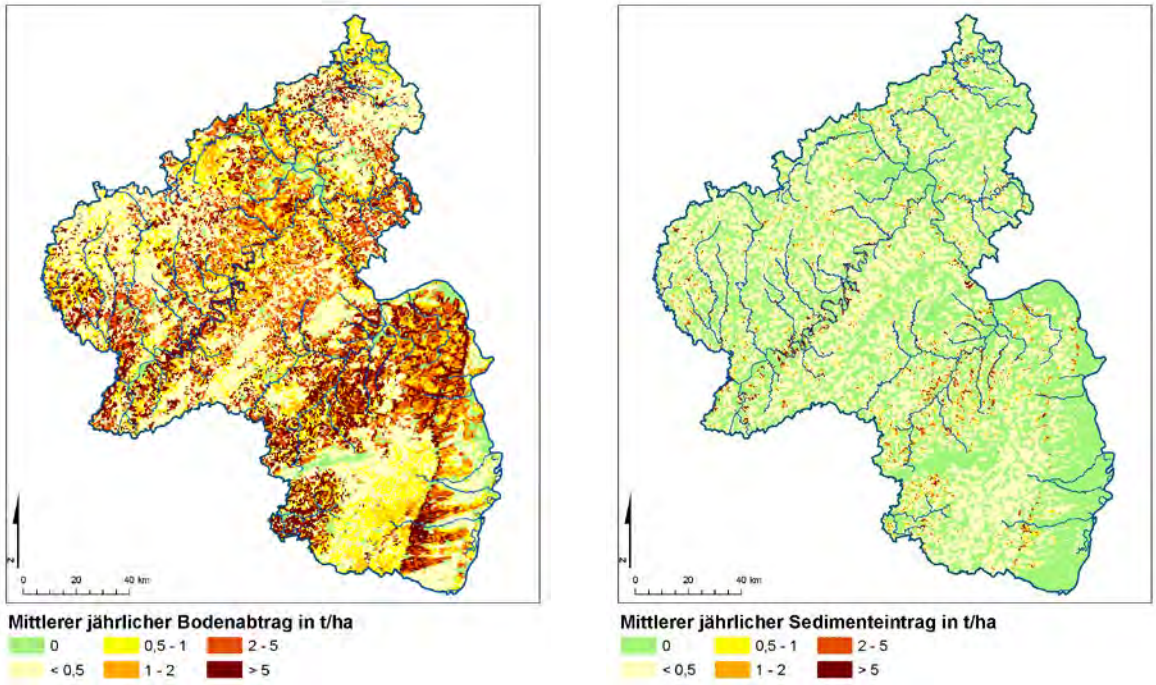


Abb. 5.27: Mit STOFFBILANZ berechneter mittlerer jährlicher (links) Bodenabtrag von der Fläche und (rechts) Sedimenteintrag in t ha^{-1}.

5.3.3 Nitratbilanz

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick zu den berechneten mittleren Nitrateinträgen für Rheinland-Pfalz gegeben. Es handelt sich hierbei um die bilanzierten Nitrateinträge, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007. Es werden keine absoluten Nitratwerte genannt, da es in erster Linie darum geht, Regionen zu identifizieren, die für hohe Nitrateinträge in die Gewässer beitragend sind. Der gelöste Nitrateintrag erfolgt in STOFFBILANZ über die in Abschnitt 5.2.1.1 beschriebenen Abflusskomponenten (Abb. 5.28, Abb. 5.29). Gemäß den Berechnungen erfolgt landesweit 13% des Nitrateintrages über den Oberflächenabfluss, wobei die höchsten Einträge sich für das Mittelrheinischen Becken ergeben. Hingegen werden nur 3% des gelösten Nitrateintrages über den Drainabfluss eingebracht. Für den Westerwald und das nordöstliche Gutland werden die höchsten Nitrateinträge über

Drainageabfluss berechnet. Über den Zwischenabfluss werden 35% des gelösten Nitrats eingetragen und über den Basisabfluss 48%. Die höchsten Einträge über den Basisabfluss werden für das Mittelrheinische Becken, das Gutland sowie für die untere Nahe berechnet. Betrachtet man die gesamten diffusen gelösten Nitrateinträge (Abb. 5.30, links), so ergeben sich im landesweiten Durchschnitt Einträge von 31 kg N ha^{-1}. Dabei haben die Naturräume Gutland, Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet, Mittelrheingebiet sowie Taunus die höchsten Einträge (Tab. 5.6). Die niedrigsten Nitratmengen werden im Haardtgebirge eingebracht (Tab. 5.6). Eine landnutzungsspezifische Auswertung zeigt erwartungsgemäß, dass die höchsten Nitrateinträge auf den Ackerflächen, Weinbauflächen und auf Grünland (Tab. 5.7) resultieren, wobei laut Experten die Werte für Weinbau trotzdem zu niedrig ausfallen. Im Gegensatz zu den gelösten Nitrateinträgen sind die partikelgebundenen Nitrateinträge (Abb. 5.30, rechts) mit durchschnittlich 0,5 kg N ha^{-1} sehr gering. Hohe Werte werden gelegentlich an Hanglagen erreicht, wie beispielsweise im Moseltal. Dort beträgt der berechnete partikelgebundene Nitrateintrag 4,3 kg N ha^{-1}, wohingegen sich für alle anderen Naturräume Werte unter 1 kg N ha^{-1}ergeben (Tab. 5.6).

Die in diesem Abschnitt dargestellten Ergebnisse zum diffusen Nitrateintrag basieren auf ersten Berechnungen mit dem Modell STOFFBILANZ, welche im Rahmen des Projektes möglich waren. Es sei darauf hingewiesen, dass punktuelle Quellen in den dargestellten Ergebnissen nicht berücksichtigt wurden, ebenso wenig wie die N-Retention im Grundwasserleiter und während der Abflusspassage im Oberflächengewässer (N-Immission). Die dargestellten Ergebnisse zeigen nur berechnete diffuse Einträge und keine N-Frachten, weshalb auch ein Vergleich mit Messdaten nicht möglich ist. Ein Vergleich mit den Ergebnissen zur Gefährdung des Grundwassers durch diffuse Stoffeinträge aus MUF (2005; S. 120) zeigt aber, dass die meisten Regionen, die als potenziell gefährdet eingestuft wurden, sich auch in den STOFFBILANZ-Ergebnissen wiederfinden. So werden die Regionen für die die höchsten Einträge berechnet wurden (Mittelrheinbecken, Pfälzisch-Saarländischen Muschelkalkgebiet, Gutland, Taunus) in MUF (2005; S. 120) als potenziell gefährdet eingestuft. Allerdings zeigen sich in STOFFBILANZ keine hohen diffusen Nitrateinträge im Nördlichen Oberrheintiefland. Gemäß MUF (2005; S. 120) werden aber die Grundwasserkörper in dieser Region als potenziell gefährdet eingestuft. Diese Abweichung kann mit der simulierten Unterschätzung der Wasserbilanz für das Nördliche Oberrheintiefland erklärt werden (s. Kapitel 5.2.1.1). Für diese Region wurden sehr geringe bis gar keine Sickerwasserraten berechnet.

Die im Rahmen der Auswertungen mit STOFFBILANZ identifizierten potentiellen Gefährdungsgebiete stimmen nicht mit Auswertungen des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht sowie des Landesamtes für Geologie und Bergbau überein. Auch werden die eigentlichen Problemgebiete Rheinhessen und Vorderpfalz nicht als solche ausgewiesen. Aufgrund dessen ist die Eignung des Modells STOFFBILANZ zur Ableitung regionaler Aussagen hinsichtlich der Nitratbelastung auf Basis der vorliegenden Datengrundlage fraglich.

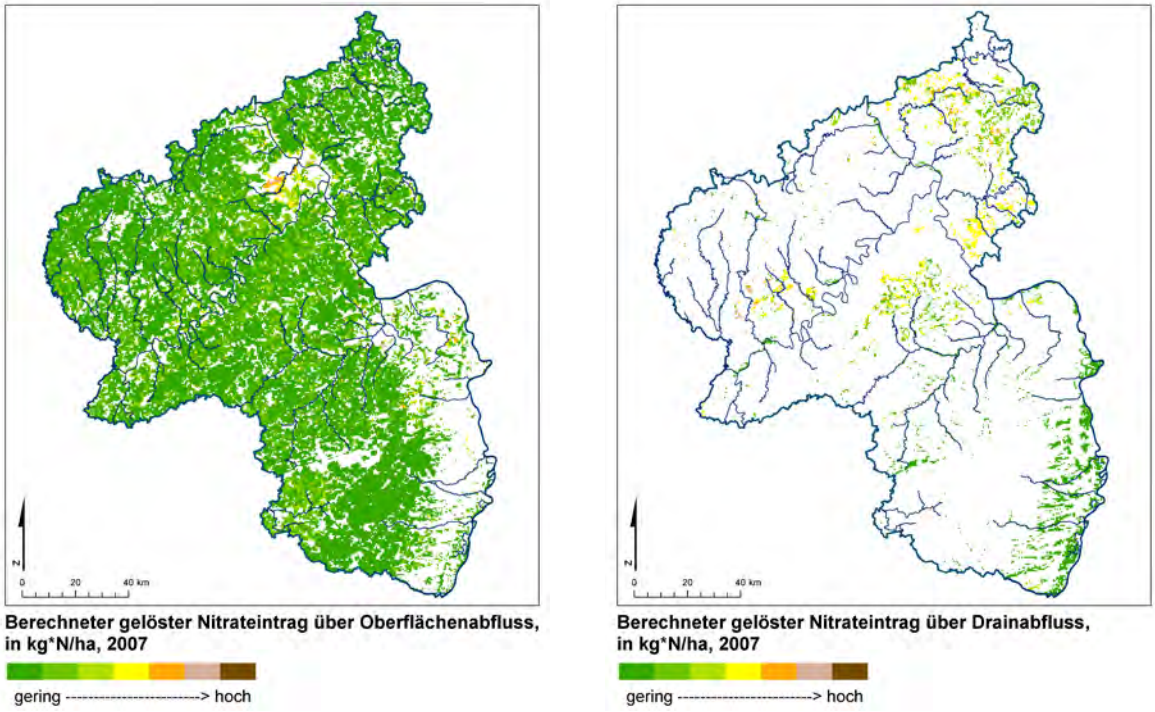


Abb. 5.28: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Nitrateintrag über Oberflächenabfluss (links) und gelöster Nitrateintrag über Drainabfluss (rechts) in kg N ha^{-1}, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007.

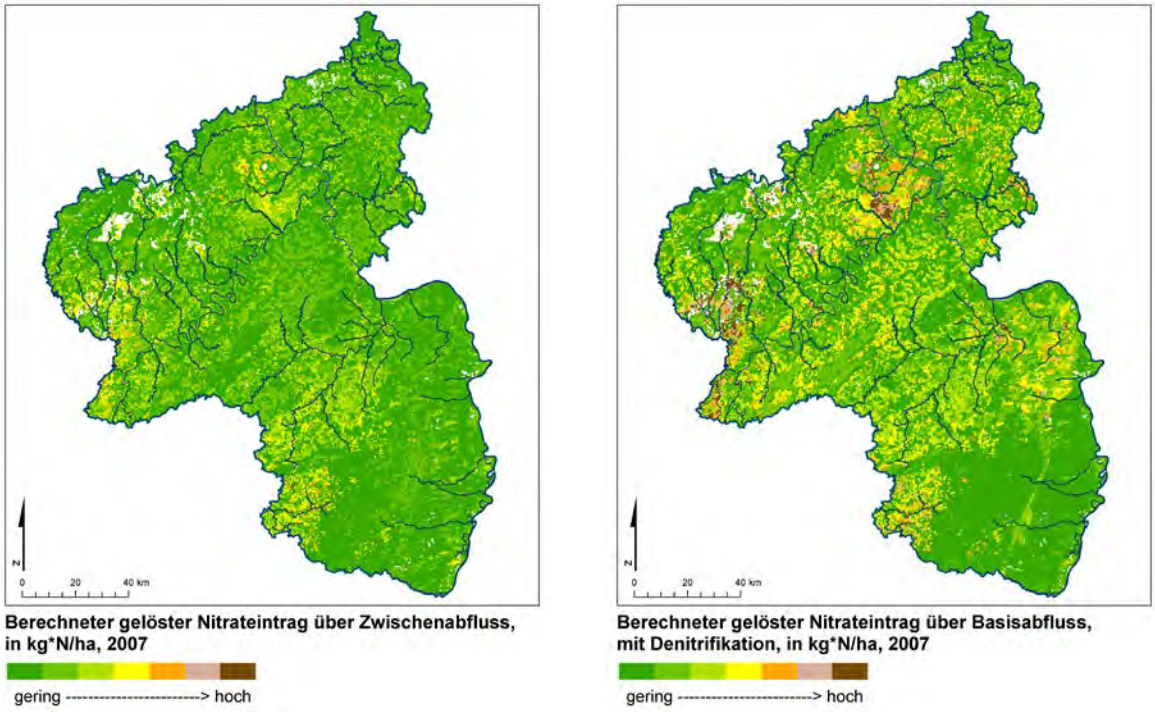


Abb. 5.29: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Nitrateintrag über Zwischenabfluss (links) und gelöster Nitrateintrag über Basisabfluss mit Denitrifikation (rechts) in kg N ha^{-1}, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007.

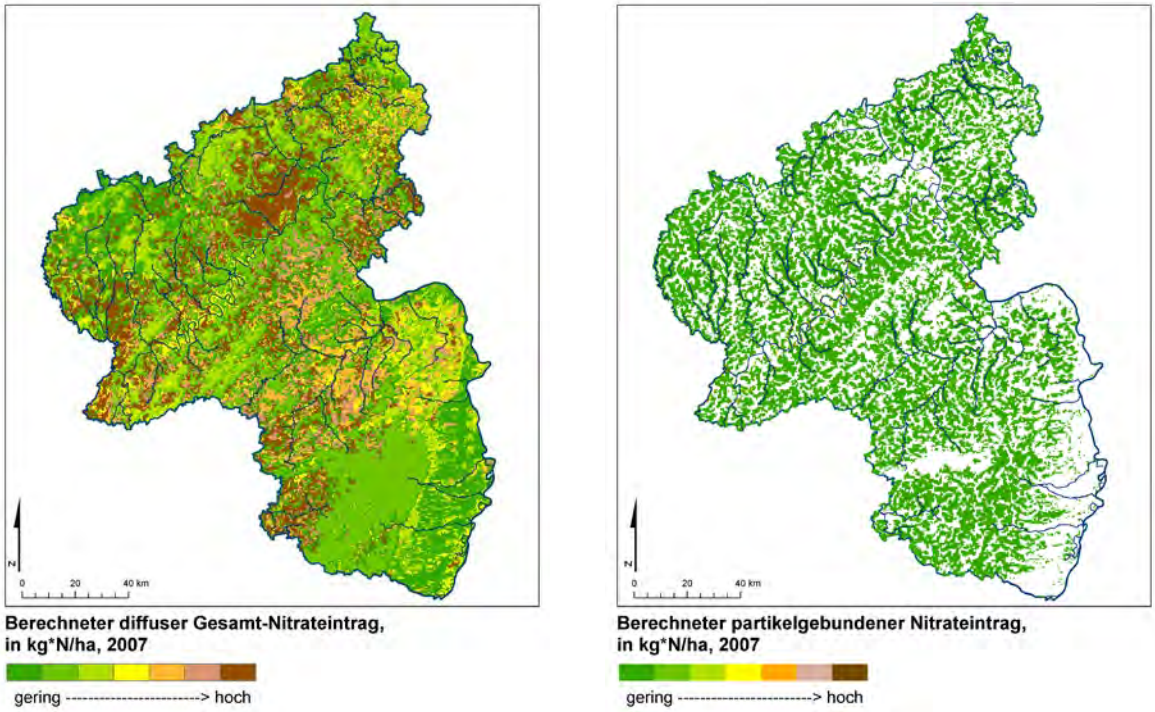


Abb. 5.30: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster Gesamt-Nitrateintrag (links) und diffuser partikelgebundener Nitrateintrag (rechts) in kg N ha^{-1}, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007.

Tab. 5.6: Mit STOFFBILANZ berechneter diffuser gelöster und partikelgebundener Nitrateintrag basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007, ausgewertet für Naturräume in Rheinland-Pfalz.

Gebiet	Größe [km²]	Diffuser gelöster Nitrateintrag	Diffuser partikelgebundener Nitrateintrag
Rheinland-Pfalz gesamt	19855	31	0.5
Bergisch-Sauerländisches Gebirge	435	24	0.2
Gutland	918	47	0.7
Haardtgebirge	1619	17	0.1
Hunsrück	2605	31	0.2
Mittelrheingebiet	1141	43	0.6
Moseltal	865	33	4.3
Osteifel	2593	29	0.2
Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet	634	44	0.3
Saar-Nahe-Bergland	2417	34	0.4

Gebiet	Größe [km²]	Diffuser gelöster Nitrateintrag	Diffuser partikelgebundener Nitrateintrag
Westeifel	933	24	0.3
Westerwald	1838	32	0.1
Nördliches Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland	3275	22	0.1
Taunus und Lahntal	584	37	0.1

Tab. 5.7: Nutzungsbezogene mittlere berechnete diffuse gelöste Nitrat-Einträge für Rheinland-Pfalz, basierend auf der landwirtschaftlichen Statistik des Jahres 2007.

Nutzung	Acker	Grünland	Weinbau	Laubwald	Nadelwald	Siedlung	Gewässer	sonstige	Durchschnitt
diffuser N-Eintrag kg N ha^{-1}	57	26	27	13	18	13	18	6	31

6 Wasserhaushalt von Waldstandorten

6.1 Einleitung

Der Klimawandel wird sich auf den Wasserhaushalt in Rheinland-Pfalz auswirken. Der Wasserhaushalt beeinflusst Ökologie und Ökonomie. In der Forstwirtschaft wird z.B. die Erträge und Wüchsigkeit der Bäume betreffen (GAUER, 2009). Insbesondere auf Böden geringen Speichervermögens oder exponierter Lage ist bei sich ändernder Niederschlagsverteilung und steigenden Temperaturen mit einer Zunahme von Trockenstress zu rechnen. Mit der zu erwartenden Zunahme des Trockenstresses werden die Bäume zunehmend ihre Widerstandfähigkeit gegenüber Insekten und anderen Schädlingen verlieren (ENGESSER ET AL., 2008; PETERCORD, 2008).

Für eine zukünftige, an den Klimawandel angepasste Waldbewirtschaftung ist es daher unerlässlich zu wissen, wie die Biomasseproduktion verschiedener Baumarten durch den Klimawandel beeinflusst wird. Aktuell wird der Wasserhaushalt, welcher in direktem Zusammenhang mit der Baumwüchsigkeit steht, durch Landesforsten Rheinland-Pfalz mittels mittlerer Niederschlagssumme, nutzbarer Feldkapazität des Standortes sowie einer Kombination aus Exposition und Hangneigung (Sonnhanglage, ebener Standort, Schatthanglage) bestimmt. Die Wasserhaushaltsstufe bezeichnet gemäß der AStOK (2003: 131, 294) die Wasserversorgung eines forstlichen Einzelstandortes. Über neun Klassen von “sehr frisch” (gute Wasserversorgung) bis “sehr trocken” (schlechte Wasserversorgung) wird dabei der Standort linear bewertet (GAUER 2009, 2003). Diese Methode ist jedoch hinsichtlich der Klimaveränderungen ungeeignet, weil die Lufttemperatur bei der Klassifikation nicht direkt berücksichtigt wird. Für andere Waldstandorte Deutschlands, wie in Bayern (FALK ET AL., 2008, SCHULTZE ET AL., 2005) und in Sachsen (SCHWÄRZEL ET AL., 2008), werden modellbasierte Konzepte entwickelt. Diese lassen sich aber nicht auf Rheinland-Pfalz übertragen, da die Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen unterschiedlich ist (AStOK 2003). Daher wurde gemeinsam mit dem Modul Wald und der Außenstelle Forsteinrichtung von Landesforsten Rheinland-Pfalz eine modellbasierte Methode entwickelt, welche die Abschätzung der zukünftigen Standorteignung von Bäumen in Rheinland-Pfalz unterstützen soll. In der vorliegenden Studie wird untersucht, wie sich der zu erwartende Klimawandel auf den Wasserhaushalt von Waldstandorten unter der Annahme einer Buchenbestockung in Rheinland-Pfalz auswirkt.

6.2 Methoden

6.2.1 Überblick

Die Bestimmung der Klimawandelfolgen auf den Wasserhaushalt von 100-jährigen Buchenstandorten in Rheinland-Pfalz basiert auf hydrologischen Simulationen verschiedener Standorte. Diese Standorte unterscheiden sich in ihren Gelände- und Klimaeigenschaften, so dass eine große Bandbreite an 100-jährigen Buchenbeständen abgebildet wird. Die simulierten Standortergebnisse wurden anschließend hinsichtlich der Bodenwassermenge ausgewertet, wodurch ein objektiver Vergleich der Standorte zwischen Ist-Zustand und Zukunftsprojektion ermöglicht wurde. Die gewonnenen Ergebnisse wurden zusätzlich regionalisiert. Dabei wurden die Ergebnisse eines repräsentativen Standortes auf einen Landschaftsraum übertragen. Im Folgenden wird die Vorgehensweise detailliert beschrieben.

6.2.2 Hydrologische Simulationen

6.2.2.1 Simulierte Standorte

Die Simulationsläufe wurden für virtuelle Standorte an den Positionen von 22 DWD-Klimastationen (Abb. 6.1, Tab. 6.1) durchgeführt. Die klimatischen Eigenschaften der Klimastationen reichen von trocken und warm bis hin zu kühl und feucht (Abb. 6.2). Somit wurde eine große klimatische Bandbreite an Standorten abgebildet. Allen Standorten war ein 100-jähriger Buchenbestand als Referenzbestockung sowie ein schluffiger Lehm-Boden aufgrund der weiten Verbreitung in Rheinland-Pfalz gemeinsam. Pro Klimastation wurden durch Veränderung der nutzbaren Feldkapazität (50 mm, 100 mm, 150 mm, 200 mm) sowie Hangneigung (0°, 20°) und Exposition (N, S) zwölf verschiedene Standortvariationen simuliert. Diese Standortvariationen basieren auf den Komponenten der Rheinland-Pfälzischen Ansprache des Wasserhaushaltes von Waldbeständen (AStOK, 2003; S. 294). Somit wurden für 22 Klimastationen jeweils 12 Standortvariationen simuliert, so dass schließlich 264 unterschiedliche Buchenstandorte abgebildet werden konnten.

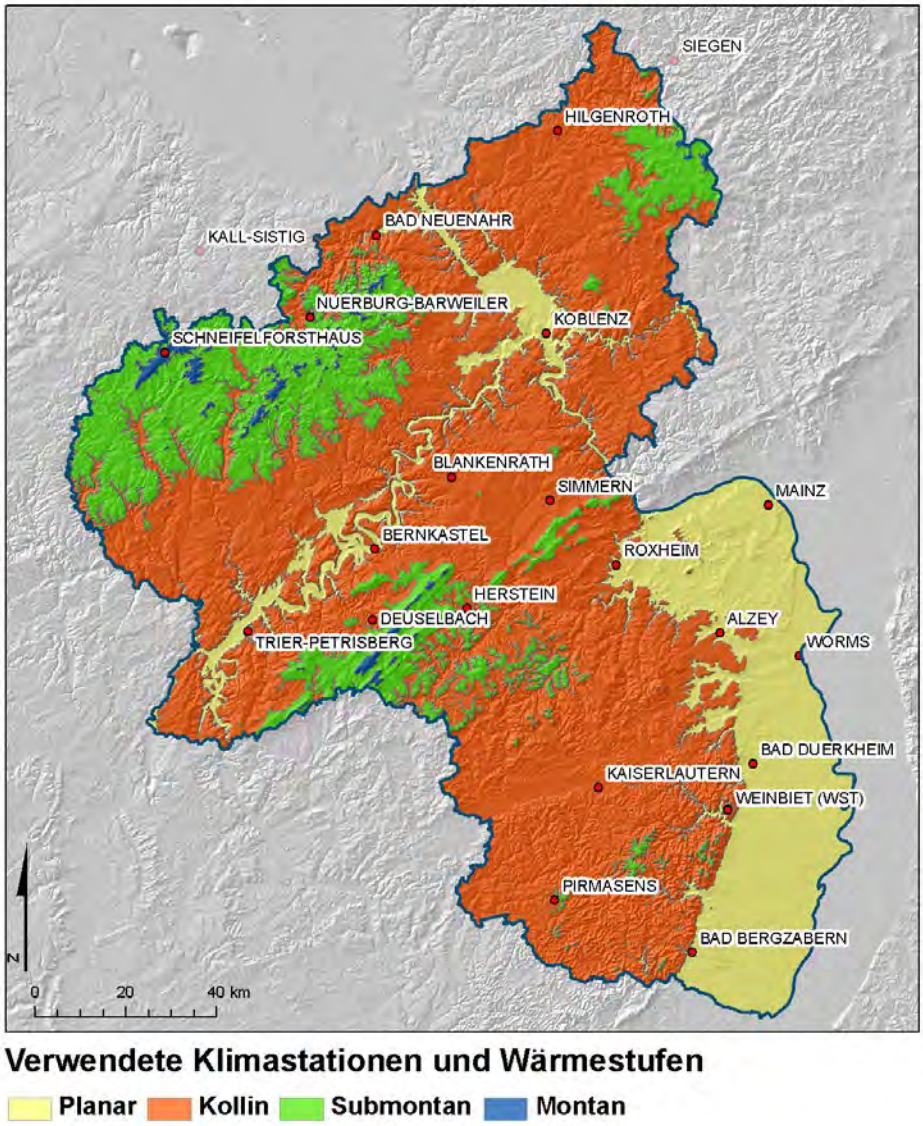


Abb. 6.1: Zur Simulation von Waldstandorten verwendete DWD-Klimastationen in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen (nach SPEKAT ET AL., 2006) sowie die Wärmestufen in Rheinland-Pfalz (nach AStOK, 2003; 294).

Tab. 6.1: Kennwerte der verwendeten Klimastationsdaten (Quellen: DWD, SPEKAT ET AL., 2006).

Klimastation	Breitengrad	Längengrad	Höhe m ü. NN
Alzey	49° 44'	8° 07'	215
Bad Bergzabern	49° 06'	8° 00'	252
Bad Dürkheim	49° 28'	8° 12'	107
Bad Neuenahr	50° 32'	7° 05'	111
Bernkastel	49° 55'	7° 04'	120

Klimastation	Breitengrad	Längengrad	Höhe m ü. NN
Blankenrath	50° 02'	7° 18'	417
Deuselbach	49° 46'	7° 03'	480
Herstein	49° 47'	7° 21'	320
Hilgenroth	50° 44'	7° 39'	295
Kaiserslautern	49° 26'	7° 44'	285
Kall-Sistig	50° 30'	6° 32'	505
Koblenz	50° 20'	7° 36'	85
Mainz	49° 59'	8° 15'	130
Nürburg-Barweiler	50° 22'	6° 52'	485
Pirmasens	49° 13'	7° 35'	280
Roxheim	49° 35'	8° 22'	90
Schneifel	50° 18'	6° 25'	649
Siegen	50° 51'	8° 00'	263
Simmern	50° 00'	7° 36'	437
Trier-Petrisberg	49° 45'	6° 40'	265
Worms	49° 36'	8° 22'	88
Weinbiet	49° 23'	8° 07'	553

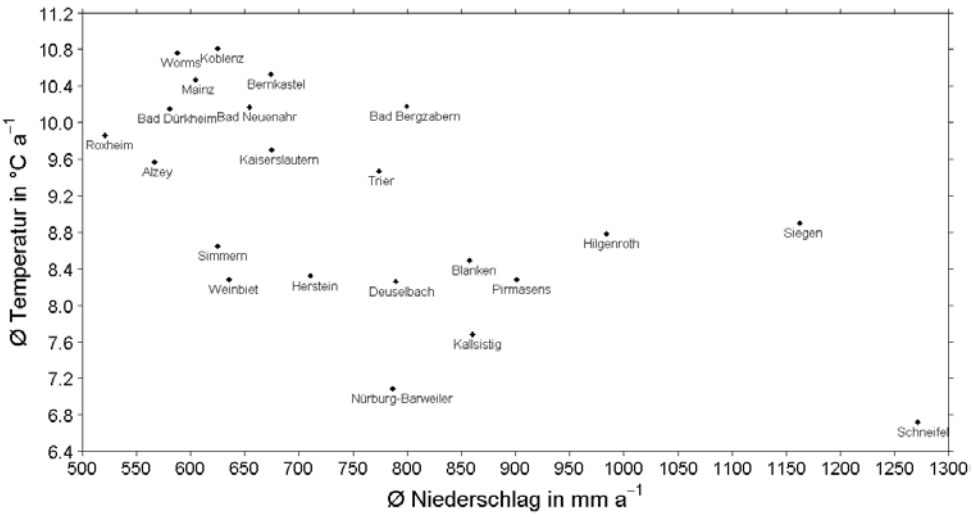


Abb. 6.2: Langjähriger mittlerer Niederschlag in mm a^{-1} und langjährige mittlere Temperatur in °C der verwendeten Klimastationen (1971-2000).

6.2.2.2 Hydrologisches Modell

Für diese Arbeit wurde der eindimensionale Modellansatz von WaSiM-ETH 8.2 (SCHULLA UND JASPER 2007) verwendet. Die hydrologischen Prozesse im Modell basieren auf physikalischen und konzeptionellen Annahmen. Für die aktuelle Arbeit lagen die Vorteile von WaSiM-ETH 8.2 in der Simulation der Bodenwasserbewegung der ungesättigten Bodenzone nach VAN GENUCHTEN (1980), der Ermittlung der Evapotranspiration nach Penman-Monteith (MONTEITH AND UNSWORTH, 1990) und der topographieabhängigen Korrekturmöglichkeit von Strahlung und Temperatur nach OKE (1987).

6.2.2.3 Randbedingungen

Die Simulationen beschränkten sich auf eine Zelle von 100 m x 100 m. Die obere Randbedingung des simulierten Systems stellte ein 100-jähriger Buchenbestand als Referenzbewuchs dar. Die untere Randbedingung wurde durch einen Grundwasserspiegel bei 5 m unter Geländeoberkante (GOK) gebildet. Bei der Simulation wurden somit eindimensionale Bodenwasserbewegungen in der ungesättigten Bodenwasserzone modelliert: Dabei galt implizit die Annahme, dass der laterale Zufluss dem lateralen Abfluss entspricht.

6.2.2.4 Klimadaten

Für die hydrologischen Simulationen wurden Klimadaten von den verfügbaren 20 DWD-Stationen in Rheinland-Pfalz und 2 DWD-Stationen in Nordrhein-Westfalen genutzt (Abb. 6.1, Tab. 6.1). Die Nordrhein-Westfälischen Klimastationen wurden zusätzlich ausgewählt, um weitere Klimastationen aus submontaner Lage zu berücksichtigen.

Die Daten wurden durch SPEKAT ET AL. (2006) bereitgestellt und schließen gemessene Klimadaten sowie zukünftige Klimaprojektionen für jede Station mit ein. Die Projektion des zukünftigen Klimas basierte auf der statistischen Regionalisierungsmethode WETTREG. Diese wurde über eine Klassifikation der Wetterlagen und der Daten der Klimastationen berechnet (SPEKAT ET AL., 2006).

Für jeden Simulationslauf mit WaSiM-ETH waren Tageswerte zu Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Sonnenscheindauer nötig. Aufgrund von Fehlwerten in den Eingangsdaten konnten für die Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel nicht alle Zukunftsprojektionen simuliert werden. Im Folgenden ist aufgeführt, mit welchen Klimadaten für jede Klimastation hydrologische Simulationen durchgeführt wurden:

- Messdaten 1971-2000
- Referenzlauf feucht 1971-2000 (außer Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel)
- Referenzlauf normal 1971-2000
- Referenzlauf trocken 1971-2000
- A1B feucht 2021-2050 und 2071-2100
  (außer Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel)
- A1B normal 2021-2050 und 2071-2100

- A1B trocken 2021-2050 und 2071-2100
- A2 feucht 2021-2050 und 2071-2100
  (außer Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel)
- A2 normal 2021-2050 und 2071-2100
  (außer Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel)
- A2 trocken 2021-2050 und 2071-2100
  (außer Klimastationen Bad Dürkheim und Schneifel)

Da bei der Simulation mit WaSiM-ETH die topographieabhängige Korrektur von Strahlung und Temperatur nach OKE (1987) genutzt wurde, aber die relative Luftfeuchte für die ursprünglich angegebene Lufttemperatur gilt, erfolgte eine manuelle Anpassung der relativen Luftfeuchte an die topographiekorrigierte Temperatur. Dazu wurden zunächst für jede Klimastation und für jeden oben genannten Klimadatensatz zwei Simulationen mit 20° Nordexposition und 20° Südexposition durchgeführt, wobei die topographiekorrigierte Lufttemperatur mit ausgegeben wurde. Diese wurde für die Korrektur der ursprünglichen relativen Luftfeuchte nach folgenden Gleichungen benutzt:

$$RF_{korr} = \frac{LF_{absolut}}{e_{s_korr}} * 100$$

Mit

RF_{korr}… korrigierte relative Luftfeuchte in %

$LF_{absolut}$… absolute Luftfeuchte in hPa

e_{s_korr}… korrigierter Sättigungsdampfdruck in hPa

$$LF_{absolut} = \frac{RF_{orig} * e_{s_orig}}{100} \qquad \text{und} \qquad e_{s_orig} = 6.1078 * e^{\frac{17.27 * T_{orig}}{237.3 + T_{orig}}}$$

Mit

RF_{orig}… Original relative Luftfeuchte in %

e_{s_orig}… Original Sättigungsdampfdruck in hPa

T_{orig}… Original Lufttemperatur in °C

$$e_{s_korr} = 6.1078 * e^{\frac{17.27 * T_{korr}}{237.3 + T_{korr}}}$$

Mit

T_{korr}… Topographiekorrigierte Lufttemperatur in °C

6.2.2.5 Parametrisierung und Plausibilitätsprüfung

Die Vegetationsparametrisierung für einen 100-jährigen Buchenbestand basierte auf der in WaSiM-ETH implementierten Laubwaldparametrisierung, wurde jedoch durch Erfahrungswerte von Landesforsten und Literaturwerte (BREUER ET AL., 2003; DVWK, 1995; GERRITS ET AL., 2010) modifiziert. Die van Genuchten Parameter des schluffigen Lehms basierten auf der Arbeit von TEEPE ET AL. (2003), wohingegen die gesättigte Leitfähigkeit der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 2005) entnommen wurde. Um die vier unterschiedlichen nutzbaren Feldkapazitäten zu erlangen, wurde der Sättigungswassergehalt schrittweise reduziert. Die Plausibilitätsprüfung der Simulationen erfolgte über den Abgleich zwischen erwartetem und simuliertem Saugspannungsverlauf im Wurzelraum. So sollten Austrocknungsphasen über den Sommer sowie ein Wiederauffüllen des Bodenspeichers im späten Herbst und über den Winter zu beobachten sein. Des Weiteren wurden die simulierten Wasserbilanzen mit den Ergebnissen des Solling-Projektes verglichen (ELLENBERG ET AL., 1986; 364). Ziel war hierbei nicht, möglichst genau Messwerte von Beobachtungsstationen zu erreichen, sondern ein realitätsnahes Gesamtverhalten des betrachteten Systemausschnitts abzubilden.

6.2.3 Bestimmung von Trockenstress an Waldstandorten

Zur späteren Bewertung des Wasserhaushaltes wurde mit Forstwirtschaftsexperten ein Indikator erarbeitet, welcher aus den berechneten Wasserhaushaltsgrößen Stressperioden für die Pflanzen anzeigen sollte. Im Verlauf des Projektes wurden unterschiedliche Indikatoren erarbeitet und geprüft. Indikatoren, welche auf Verdunstungsgrößen basierten, wurden als ungeeignet bewertet, weil die Unsicherheit bei der Vegetationsparametrisierung sehr groß und folglich die Indikatoren als unsicher zu bewerten sind. Viel geeigneter erschienen Indikatoren, die auf dem modellierten Bodenwassergehalt basieren. Aus einer Vielzahl von Indikatoren wurde der Trockenstressindikator „BWd9“ als am besten geeignet ausgewählt. Der verwendete Trockenstressindikator BWd9 beruhte auf Literaturangaben (LAATSCH 1969), Erfahrungswerten von Landesforsten und eigenen Ansätzen. Dieser Trockenstressindikator „BWd9“ setzt dabei jeweils den mittleren Bodenwassergehalt im Wurzelraum in Bezug zu systemkritischen Schwellenwerten: Permanenter Welkepunkt (PWP), Hälfte der nutzbaren Feldkapazität (nFK/2), ein Viertel der nutzbaren Feldkapazität (nFK/4). Der Indikator kann die Intensität, Dauer und Häufigkeit von Trockenperioden bestimmen, und wurde tageweise für den gesamten Simulationszeitraum berechnet. Beim BWd9 wurde der mittlere Bodenwassergehalt im Wurzelraum abzüglich 9 mm (dreifacher täglicher Transpirationsanspruch, nach AStOK, 2003; 130) mit den drei Schwellenwerten (nFK/2, nFK/4 und PWP) verglichen und jedem Tag ein Wert gemäß Tab. 6.2 zugewiesen. Dadurch ergab sich eine feine Abstufung der Stressbeanspruchung für die Pflanze.

Für die jährliche Auswertung wurde die Vegetationsperiode gemäß der Modellparametrisierung (15.04-15.10) genutzt. Die innerhalb der Vegetationsperiode liegenden Tageswerte des Indikators wurden aufsummiert und anschließend als Anteil an der Vegetationsperiode in Prozent berechnet (siehe unten).

$$BWd9_{jährlich} = \left(\sum_{k=1}^{n} BWd9_{täglich}(k) \right) * \frac{100}{n}$$

Mit

$BWd9_{jährlich}$ …	Jahres-Trockenindexwert in % der Vegetationszeit
n …	Länge der Vegetationsperiode (hier vom 15.04.-15.10. → 183 Tage)
$BWd9_{täglich}$	Tages-Trockenindexwert

Der ***BWd9$_{jährlich}$*** gibt somit die Trockenheitsbelastung eines Jahres in % der Vegetationsperiode wider. Für die Bestimmung des mittleren Trockenstresses über mehrere Jahre wurden die Jahreswerte gemittelt.

Tab. 6.2: Schwellenwerte für den Trockenstressindikator BWd9 in Abhängigkeit des mittleren Wassergehaltes im Wurzelraum.

$BWd9_{täglich}$	Schwellenwerte
0	$WG_{Wurzelraum}$ -9 mm >= nFK/2
0,2	nFK/2 > $WG_{Wurzelraum}$ – 9 mm >= nFK/4
0,5	nFK/4 > $WG_{Wurzelraum}$ -9 mm >= PWP
1	PWP > $WG_{Wurzelraum}$ -9 mm

6.2.4 Regionalisierung

6.2.4.1 Überblick

Zunächst wurde mit Hilfe von ArcMap9.3 Rheinland-Pfalz in Abhängigkeit von Niederschlag, Temperatur, Relief und nutzbarer Feldkapazität in Landschaftsräume eingeteilt. Diese Landschaftsräume sollten eine möglichst große Bandbreite an Buchenstandorten in Rheinland-Pfalz widerspiegeln. Für jeden Landschaftsraum wurden Wasserhaushaltssimulationen mit gemessenen Klimadaten sowie mit Klimaprojektionen für eine 100-jährige Buche durchgeführt. Anschließend wurden die Wasserhaushaltssimulationen im Hinblick auf Trockenstress ausgewertet und auf die entsprechenden Landschaftsräume übertragen. Somit wurden Karten für Rheinland-Pfalz erstellt, welche einen mittleren berechneten Trockenstress für 100-jährige Buchen in der Vergangenheit sowie für die Zukunft, unter Annahme der A1B-trocken- und A1B-normal-WETTREG2006-Klimaprojektion, darstellten.

6.2.4.2 Landschaftsräume

Für die Ableitung der Landschaftsräume wurden die in Tab. 6.3 aufgelisteten räumlichen Eingangsdaten verwendet. Der Niederschlags,- Temperatur- und nFK-Datensatz wurden mit Hilfe von ArcMap9.3 in das Raster-Format mit einer räumlichen Auflösung von 20m*20m umgewandelt. Der Niederschlagsdatensatz wird über das Inverse-Distance-Weighting-Verfahren (IDW) von der ursprünglichen 1 km-Auflösung auf 20 m-Auflösung umgerechnet. Bei der Umrechnung des Temperaturdatensatzes in 20 m-Auflösung wurde zusätzlich die Geländehöhe berücksichtigt. Dabei wurde zunächst der Geländehöheneinfluss auf die Temperatur nach Gleichung 1 herausgerechnet. Die so erhaltenen Residuen der Temperatur wurden auf 20 m interpoliert und anschließend Nach Gleichung 2 wieder auf die Geländehöhe bezogen.

$$T_{res_1km} = T_{1km} + 0.64 * \frac{mittlere\ Höhe_{1km}}{100} \quad (1)$$

$$T_{20m} = T_{res_20m} - 0.64 * \frac{Höhe_{20m}}{100} \quad (2)$$

Der Datensatz der nutzbaren Feldkapazität wurde aus dem Vektorformat ins Rasterformat umgewandelt. Zuletzt wurden aus dem digitalen Geländemodell Exposition und Hangneigung abgeleitet.

Um die Anzahl der Landschaftsräume und somit der notwendigen Wasserhaushaltssimulationen zu begrenzen, wurden die Eingangsdaten anschließend klassifiziert. Die Klasseneinteilung für den Niederschlag und die Temperatur (Tab. 6.4, linke Spalten) wurde so ausgewählt, dass jede Klimalandschaft (Abb. 6.3) von einer rheinland-pfälzischen Klimastation repräsentiert werden konnte. Von den 20 möglichen Klima-Kombinationen waren jedoch nur 13 belegt. Die Klasseneinteilung für die nutzbare Feldkapazität und für das Relief (Tab. 6.4, rechte Spalten) wurde in Absprache mit Landesforsten bestimmt.

Aus der Verschneidung der bearbeiteten und klassifizierten Eingangsdaten (Abb. 6.3-Abb. 6.5) ergaben sich 156 Landschaftsräume für Rheinland-Pfalz.

Tab. 6.3: Eingangsdaten und deren Herkunft sowie Bearbeitung.

Parameter	Herkunft	Bearbeitung
Ø Niederschlag (1971-2000)	INTERMET	Interpolation von 1 km-Auflösung auf 20 m und Umwandlung in GRID
Ø Temperatur (1971-2000)	INTERMET	Höhenabhängige Interpolation von 1 km-Auflösung auf 20 m und Umwandlung in GRID
Nutzbare Feldkapazität bis 1m Tiefe	LGB	Umwandlung in GRID

Parameter	Herkunft	Bearbeitung
DGM20+ (BEHRENS UND SCHOLTEN, 2002)	RLP Agroscience	Ableitung der Hangneigung und Exposition

Tab. 6.4: Klasseneinteilungen für die Parameter Niederschlag, Temperatur, nutzbare Feldkapazität und Relief zur Erstellung der Landschaftsräume.

Ø Niederschlag	Ø Temperatur	Nutzbare Feldkapazität	Relief
≤ 550 mm	≤ 8°C	≤ 75 mm	Eben (O-SO | W-NW | ≤10°Neigung)
>550 mm - 650 mm	>8°C - 9°C	>75 mm - 125 mm	Schatthang (NW-O & >10° Neigung)
>650 mm - 750 mm	>9°C - 10°C	>125 mm - 175 mm	Sonnhang (SE-W & >10° Neigung)
>750 mm - 900 mm	>10°C	>175 mm	
>900 mm			

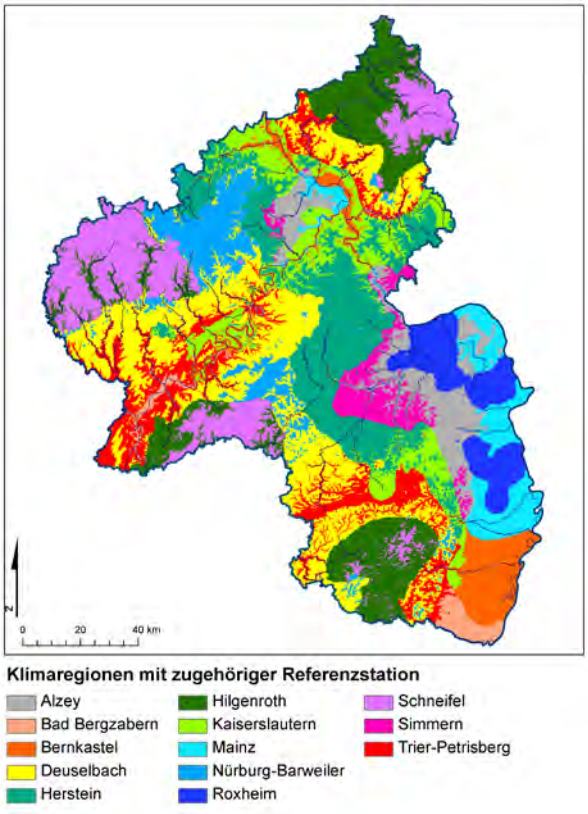


Abb. 6.3: Klimaregionen in Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlag in

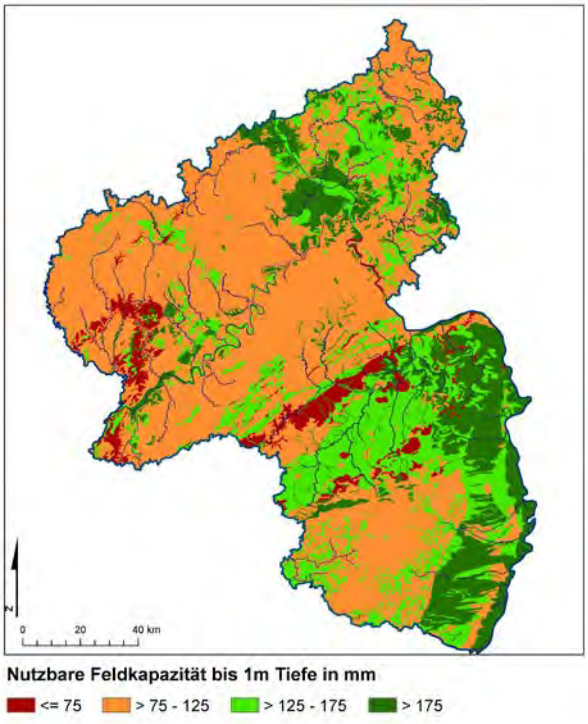


Abb. 6.4: Gruppen der nutzbaren Feldkapazität bis 1 m Tiefe für Rheinland-Pfalz.

Rheinland-Pfalz mit den ausgewählten Referenzstationen.

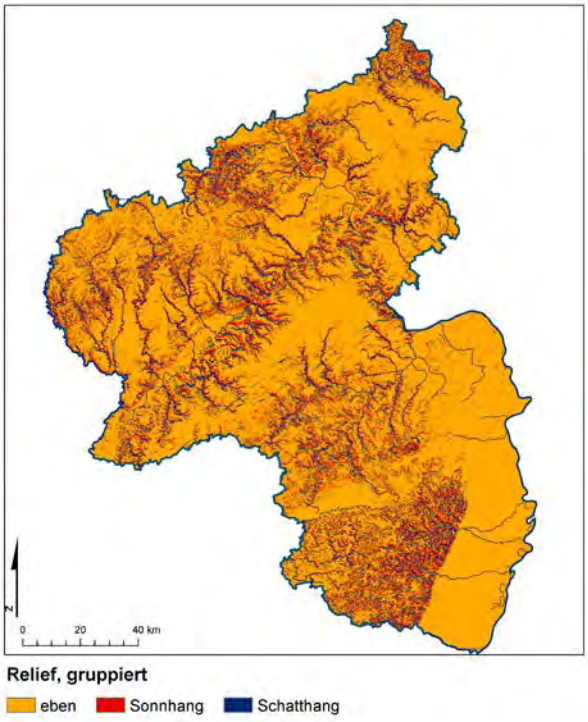


Abb. 6.5: Reliefgruppen, abgeleitet aus dem DGM20+, für Rheinland-Pfalz.

6.2.4.3 Kartenerstellung

Für die Erstellung der Karten mit potentiellem Trockenstress für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz wurden die Ergebnisse der hydrologischen Simulationen der 156 Standorte mit Hilfe von ArcMap9.3 auf die 156 Landschaftsräume übertragen. Für jeden Klimadatensatz wurde eine eigene Karte erstellt, so dass insgesamt 7 Karten resultierten: Messzeitraum (1971-2000), Referenz normal (1971-2000), Referenz trocken (1971-2000), A1B normal nah (2021-2050), A1B normal fern (2071-2100), A1B trocken nah (2021-2050), A1B trocken fern (2071-2100).

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Modellverhalten

Mit der Parametrisierung des Modells-WaSiM-ETH kann der Wasserhaushalt der unterschiedlichen Waldstandorte differenziert nachgebildet werden. Zum einen können die Unterschiede zwischen einem nord- und südexponierten Hang simuliert werden. So zeigt erwartungsgemäß der simulierte Jahresgang des relativen Bodenwassergehaltes für einen südexponierten Hang, dass die Austrocknung des Bodenprofils während der Sommermonate intensiver und länger ist als bei einem nordexponierten Hang. Dieses Verhalten wird in Abb. 6.6 und Abb. 6.7 beispielhaft für einen moderaten Standort (Trier-Petrisberg, nFK=150mm) und ein mittleres Jahr (1982) gezeigt. Ein ebener Standort (Abb. 6.8) liegt vom Verhalten dementsprechend dazwischen, wobei das simulierte Bodenwasserprofil dem des südexponierten Standortes ähnlicher ist.

Es lassen sich die Standorte mit unterschiedlicher Feldkapazität anhand des simulierten Wasserhaushaltes gut unterscheiden. Während Standorte mit hoher nutzbarer Feldkapazität eine kontinuierliche schwache Austrocknung während der Sommermonate zeigen, sind die Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität von intensiveren Austrocknungsphasen geprägt, welche kurzzeitig durch Niederschlagsereignisse unterbrochen werden. Dieses Verhalten wird in Abb. 6.9 und Abb. 6.10 ebenso für einen moderaten Standort beispielhaft gezeigt.

Das Modell ist außerdem in der Lage, den Wasserhaushalt unterschiedlicher klimatischer Jahre plausibel darzustellen. So ist das simulierte Bodenwasserprofil eines moderaten Standortes für das trockene und warme Jahr 1976 deutlich von einer langen und intensiven Austrocknungsphase geprägt, die bis Anfang Dezember hineinreicht (Abb. 6.11). Für das kühle und feuchte Jahr 1987 zeigt sich erwartungsgemäß ein hoher relativer Bodenwassergehalt über das ganze Jahr hinweg, der nur von einer kurzfristigen Verringerung im Juli geprägt ist (Abb. 6.12).

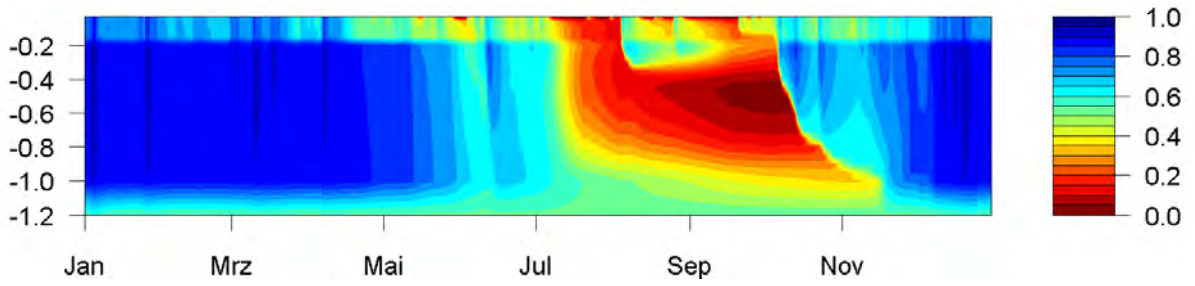


Abb. 6.6: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, Südexposition, nFK=150 mm, Jahr 1982.

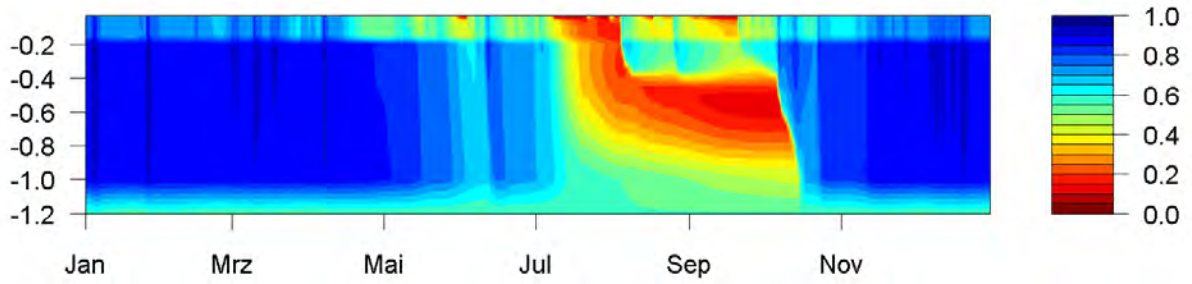


Abb. 6.7: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, Nordexposition, nFK=150 mm, Jahr 1982.

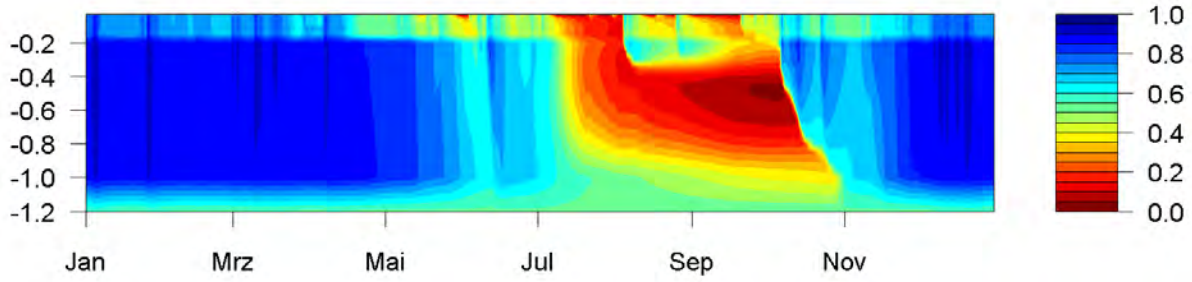


Abb. 6.8: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, ebene Lage, nFK=150 mm, Jahr 1982.

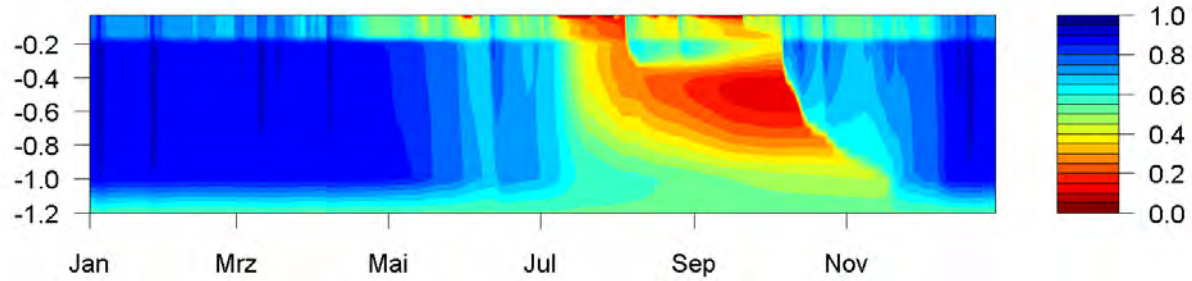


Abb. 6.9: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=200 mm, Jahr 1982.

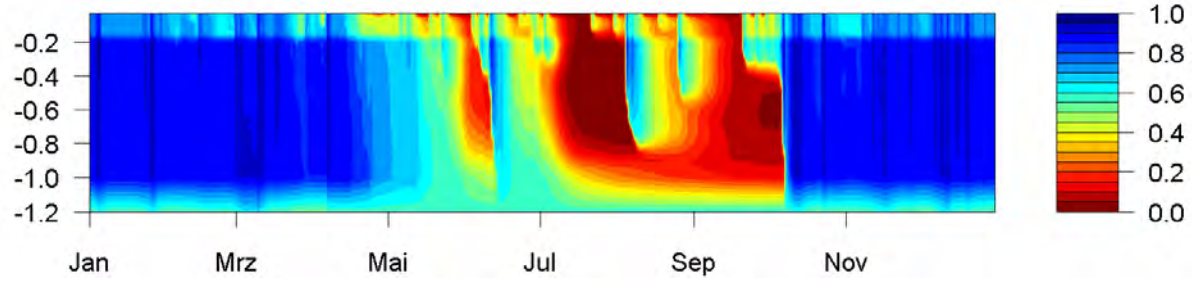


Abb. 6.10: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=50 mm, Jahr 1982.

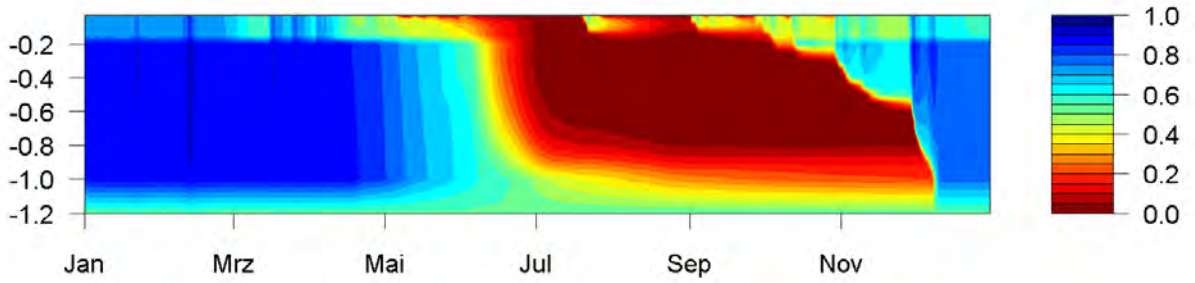


Abb. 6.11: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=150 mm, Jahr 1976.

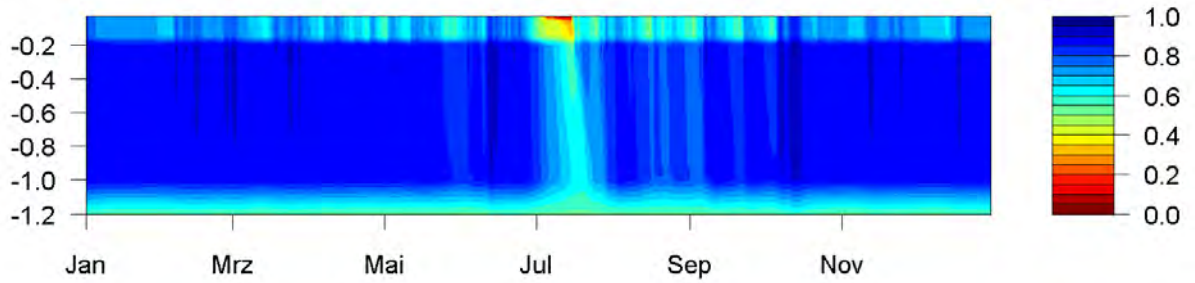


Abb. 6.12: Tiefenprofil (1,2 m) des simulierten relativen Bodenwassergehaltes für den Standort: Trier-Petrisberg, eben, nFK=150 mm, Jahr 1987.

6.3.2 Wasserverfügbarkeit der simulierten Waldstandorte

6.3.2.1 Vergangener Zeitraum 1971-2000

Die mittleren Indikatorwerte für die simulierten Standorte des vergangenen Zeitraumes (1971-2000) liegen zwischen 0% und 43% der Vegetationsperiode. Aus diesen Werten lässt sich die Wasserverfügbarkeit der simulierten Standorte bewerten. Niedrige Werte zeigen Standorte mit guter Wasserversorgung an und hohe Werte deuten auf Standorte mit Trockenstress hin. Der Standort mit der besten Wasserversorgung ergibt sich für die Klimastation Schneifelforsthaus der Variation nFK=200 mm und Schatthang. Für diese Station wird nahezu kein Trockenstress indiziert (Abb. 6.13, Links). Eine mittlere Wasserverfügbarkeit zeigt sich beispielweise für den Standort mit den Klimadaten der Station Trier-Petrisberg und der Variation nFK=100 mm, eben (Abb. 6.13, Mitte). Zu einem der trockensten Standorte führt die Simulation mit den Klimadaten von Roxheim für einen Sonnhang mit 50 mm nFK (Abb. 6.13, Rechts). Eine Übersichtsdarstellung der gesamten 264 Standortsimulationen zeigt Abb. 6.14. Dort sind jeweils die mittleren Indikator-Werte für den Zeitraum 1971-2000 dargestellt. Die am besten wasserversorgten Standorte befinden sich in der unteren linken Ecke der Abb. 6.14. Dies sind gemäß den Klimaparametern montane bis submontane Standorte mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität. Die am schlechtesten wasserversorgten Standorte sind in der oberen rechten Ecke der Abb. 6.14 zu finden. Dabei handelt es sich um planare Standorte mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität.

Betrachtet man die Indices einzelner Jahre, so zeigt sich, dass der Indikator BWd9 die Wasserverfügbarkeit klimatisch unterschiedlicher Jahre gut differenziert. Für das Jahr 1987, welches kühl und regenreich war, ist die Wasserverfügbarkeit an allen simulierten Standorten hoch (Abb. 6.15). Hingegen wird aus den Ergebnissen für das trockene und heiße Jahr 1976 deutlich erkennbar, dass an vielen Standorten Trockenstress geherrscht haben muss (Abb. 6.16). Mit Hilfe des Indikators BWd9 kann die Wasserverfügbarkeit der unterschiedlichen Standorte einschließlich ihrer unterschiedlichen Klimaverhältnisse objektiv bewertet werden.

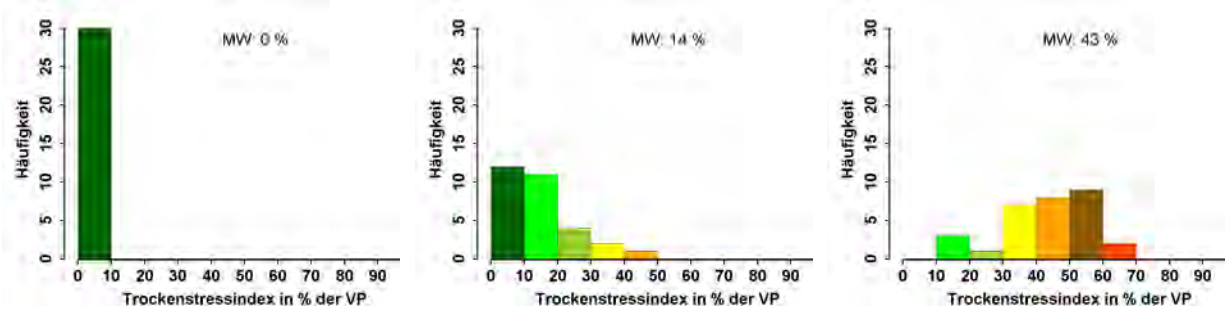


Abb. 6.13: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Vergangenheit (1971-2000) für die Standorte: Links) Schneifel, Nordhang, nFK=200 mm, Mitte) Trier, eben, nFK=100 mm und Rechts) Roxheim, Südhang, nFK=50 mm.

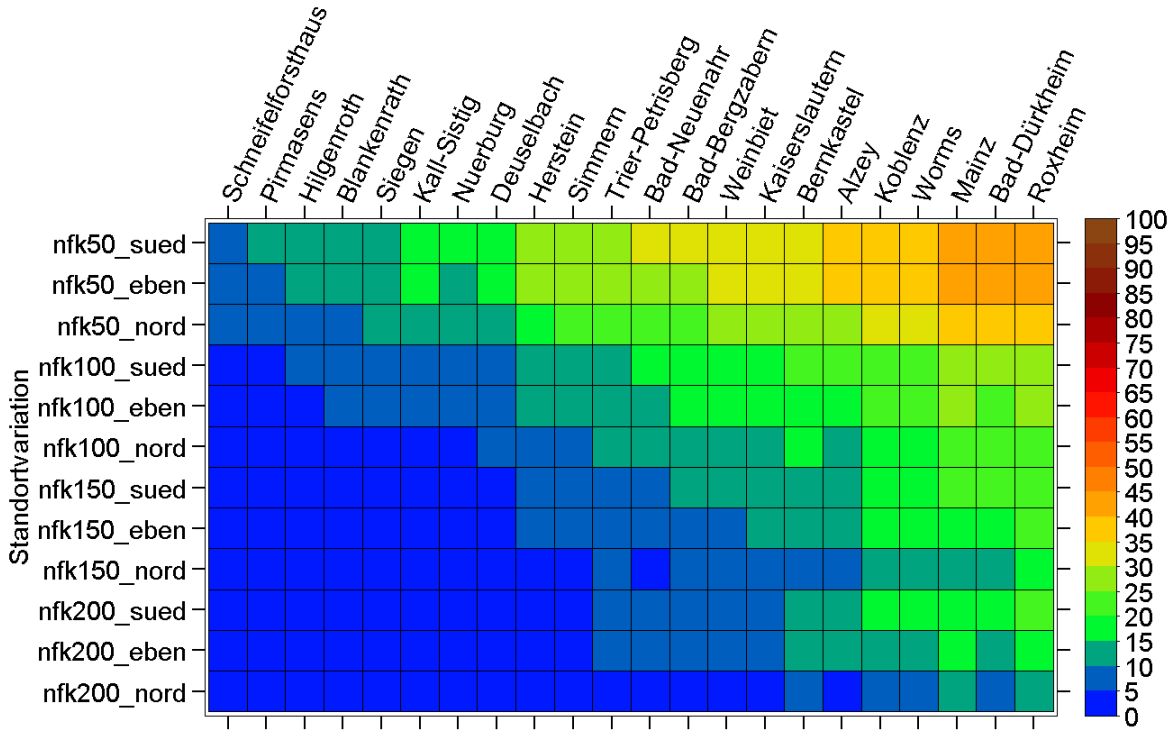


Abb. 6.14: Berechneter mittlerer Trockenstressindex in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche, 1971-2000.

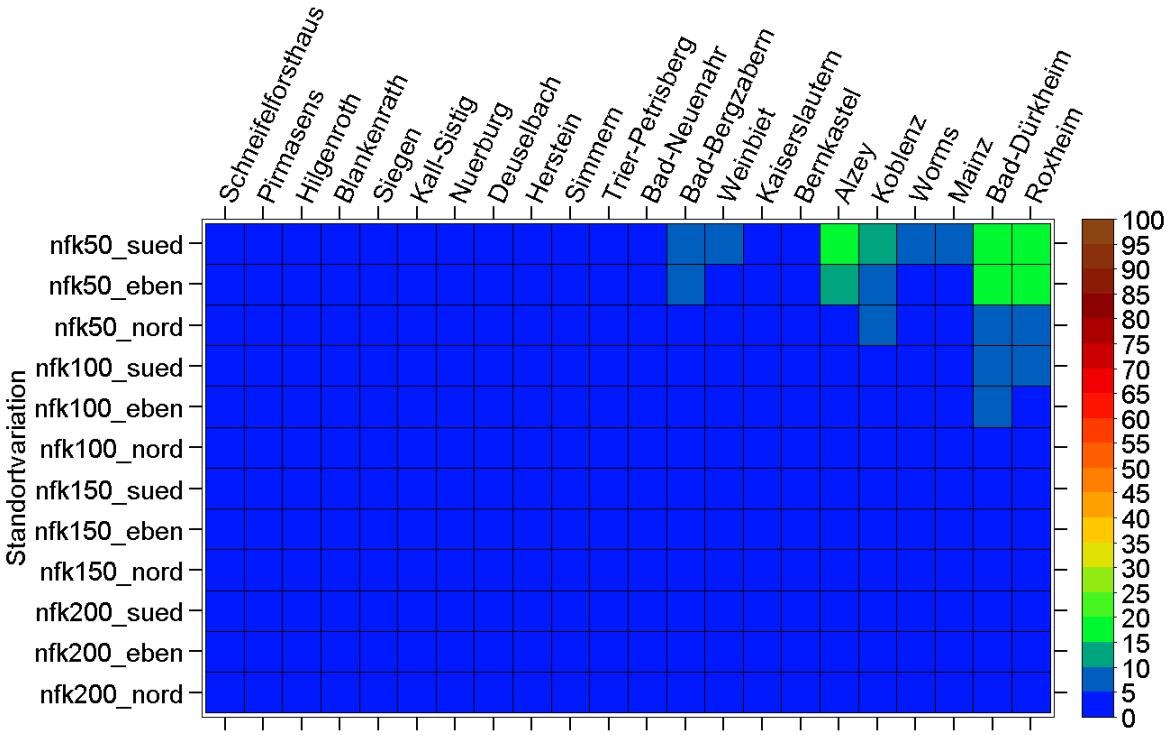


Abb. 6.15: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche, 1987.

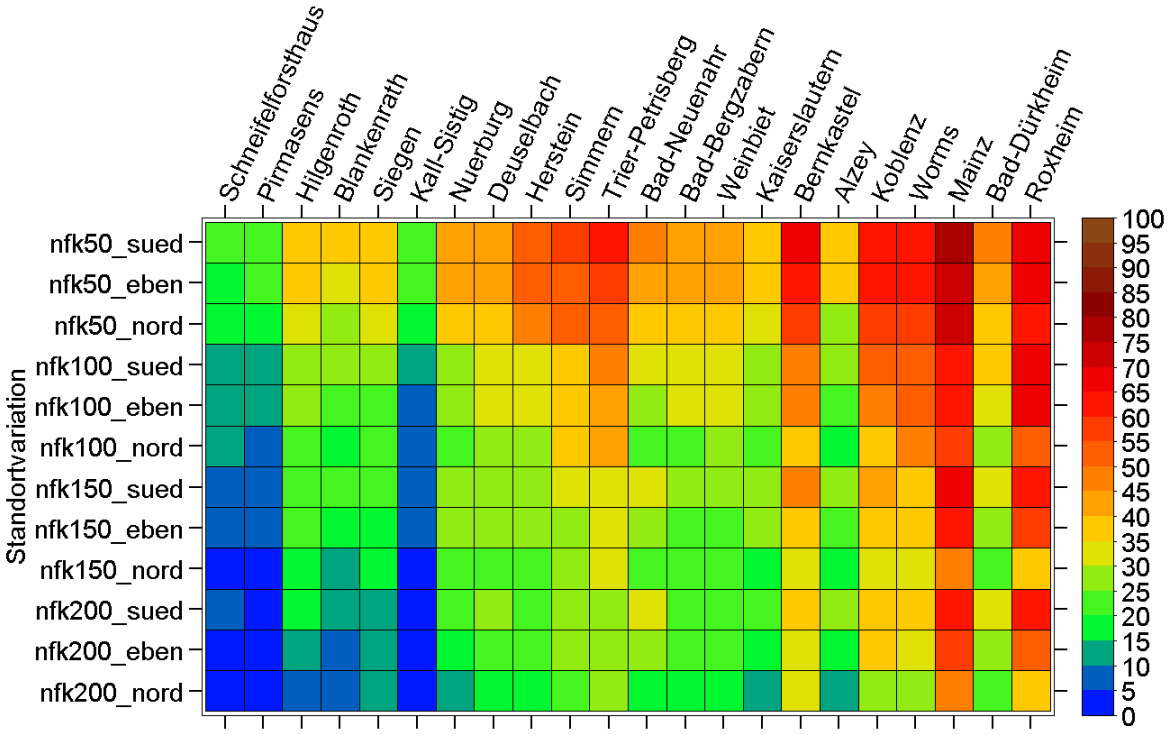


Abb. 6.16: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche, 1976.

6.3.2.2 Klimaprojektionen

Die Ergebnisse mit den Klimaprojektionen zeigen für die 264 Buchenstandorte fast ausschließlich höhere Trockenstressindices. Das Ausmaß der möglichen Veränderung unterscheidet sich jedoch von Standort zu Standort. Bei der Betrachtung der Ergebnisse sind zwei Aspekte von besonderer Bedeutung. Zum einen wird analysiert, welche heute noch gut wasserversorgten Standorte in Zukunft in den kritischen Bereich der schlecht wasserversorgten Standorte fallen könnten. Zum anderen wird betrachtet, welche Standorte einer großen Änderungsspannweite der Wasserverfügbarkeit unterliegen könnten. Dieser Aspekt ist von Bedeutung, da dies in der forstlichen Praxis eine Planungsunsicherheit, genauer gesagt eine falsche Abschätzung des Ertragspotenzials bedeutet. In dieser Untersuchung wird die langfristige Änderung der Wasserverfügbarkeit ausgewertet.

Wassermangel

Buchenstandorte, welche unter heutigen Klimabedingungen unter schlechter Wasserverfügbarkeit leiden, sind vor allem planare Standorte mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität (Abb. 6.14). Die berechneten Trockenstressindices zeigen dabei Mittelwerte >40% der Vegetationsperiode. Für die Bestimmung von zukünftig schlecht wasserversorgten Standorten, gilt es Standorte zu indentifizieren, welche in Zukunft ebenso Trockenstressindices um 40% der Vegetationsperiode oder mehr haben könnten. Die Entwicklung der Trockenstressindices gemäß den WETTREG2006-Projektionen zeigt, dass in der Zukunft vor allem Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität von Wassermangel gefährdet sein werden. Dabei handelt es sich sowohl um kolline Standorte mit sehr geringer nutzbarer Feldkapazität als auch um planare Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität. Die Gefährdung der Standorte ist viel stärker über die Höhenstufen hinweg gerichtet als über die Bodeneigenschaften. Heute sehr gut wasserversorgte Standorte werden auch in Zukunft nicht von Trockenheit gefährdet sein. Dieses oben beschriebene Muster der Trockenheitsgefährdung ist in der nahen Zukunft schwächer ausgeprägt als in der fernen Zukunft (Abb. 6.17 - Abb. 6.19). Zwar kann man gemäß den unterschiedlichen Klimaprojektionen nicht ganz genau sagen, welche Standorte tatsächlich von Wassermangel gefährdet sein werden, aber das Muster der Gefährdung ist auch in den A2-Klimaprojektionen für die ferne Zukunft denen der A1B-Projektionen ähnlich (Abb. 6.20).

Ausmaß der Verschiebung

Was das Ausmaß der Änderung angeht, so ist festzustellen, dass in der nahen Zukunft keine großen absoluten Differenzen festzustellen sind (Abb. 6.21). Hingegen betragen die maximalen Differenzen der Trockenstressindices für die ferne Zukunft bis ca. 25% der Vegetationsperiode (Abb. 6.22). Für die ferne Zukunft lässt sich auch ein deutlicheres Änderungsmuster erkennen. Insgesamt werden Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität von großer Verschiebung betroffen sein, wie auch beispielhaft in Abb. 6.23 zu sehen ist. Außerdem werden kolline Standorte aller nutzbaren Feldkapazitäten ebenso gefährdet sein (bspw. Abb. 6.24). Montane und submontane Standorte mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität werden

in Zukunft keine starken Änderungen der Wasserverfügbarkeit aufzeigen, wie beispielsweise in Abb. 6.25 zu sehen ist.

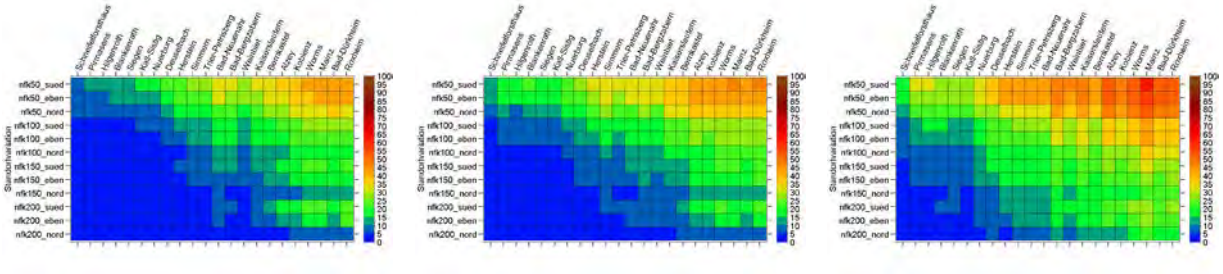


Abb. 6.17: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz normal (links), A1B normal (2021-2050) (Mitte), A1B normal (2071-2100) (rechts).

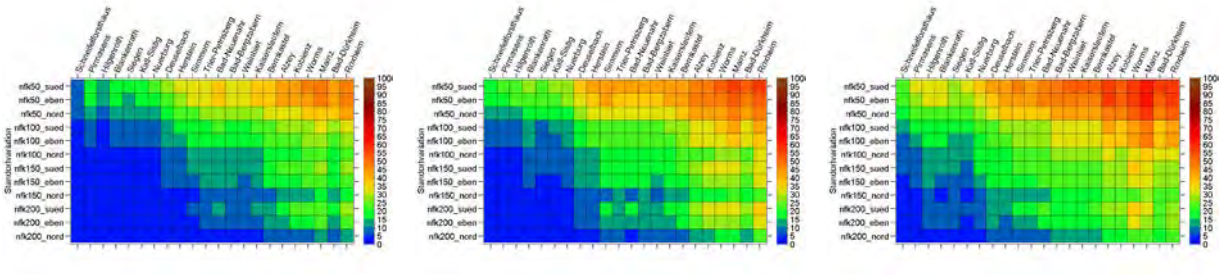


Abb. 6.18: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz trocken (links), A1B trocken (2021-2050) (Mitte), A1B trocken (2071-2100) (rechts).

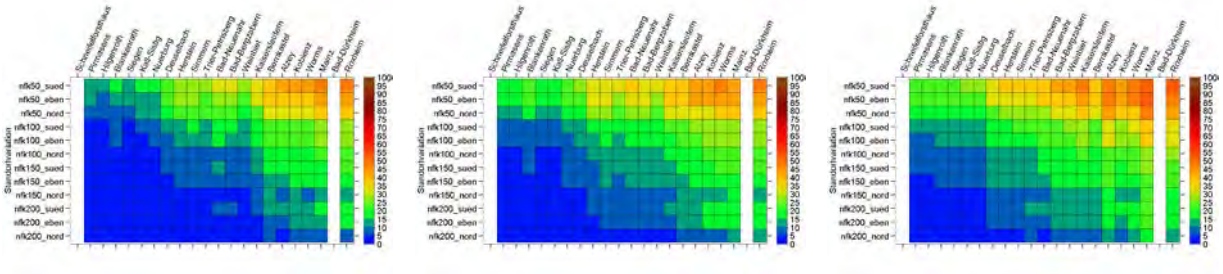


Abb. 6.19: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen, Referenz feucht (links), A1B feucht (2021-2050) (Mitte), A1B feucht (2071-2100) (rechts).

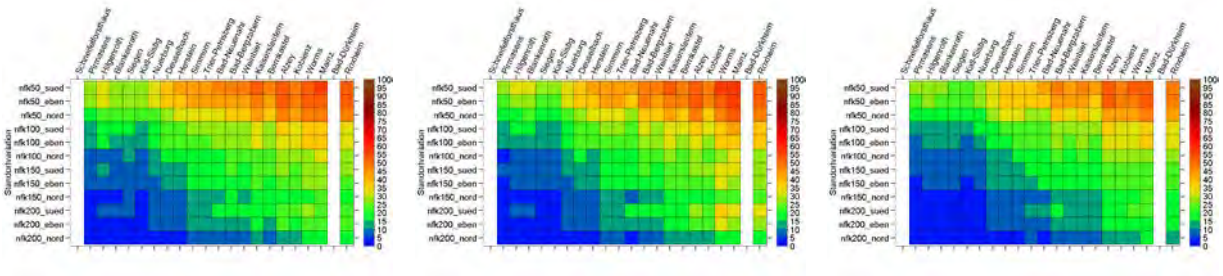


Abb. 6.20: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buchen für 2071-2100, A2 normal (links), A2 trocken (Mitte), A2 feucht (rechts).

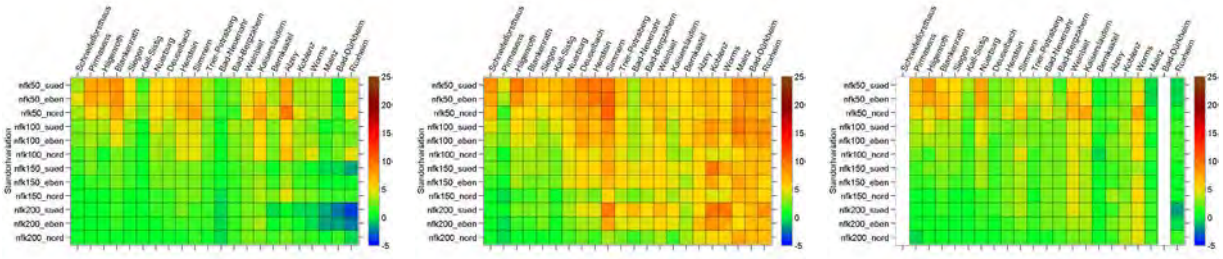


Abb. 6.21: Absolute Differenz des mittleren Trockenstressindexes in % für 100-jährige Buchen, 2021-2050, A1B normal (links), A1B trocken (Mitte), A1B feucht (rechts).

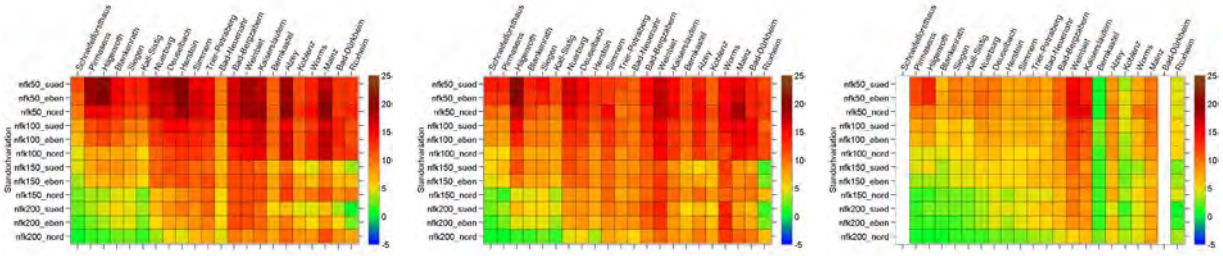


Abb. 6.22: Absolute Differenz des mittleren Trockenstressindexes in % für 100-jährige Buchen, 2071-2100, A1B normal (links), A1B trocken (Mitte), A1B feucht (rechts).

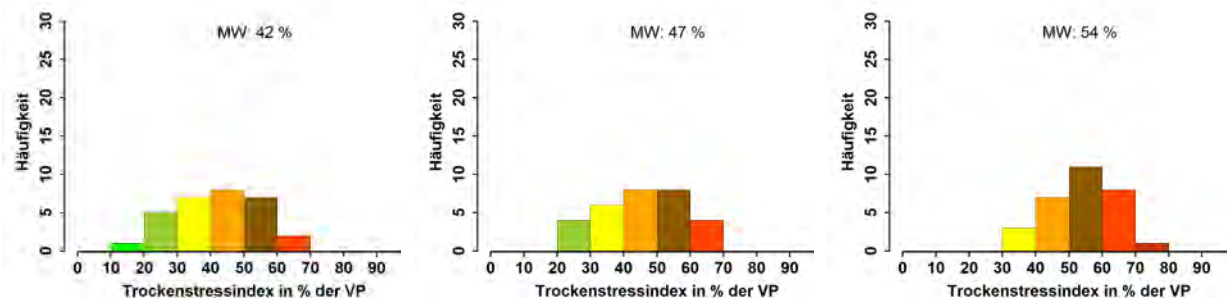


Abb. 6.23: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Roxheim, Südhang, nFK=50mm.

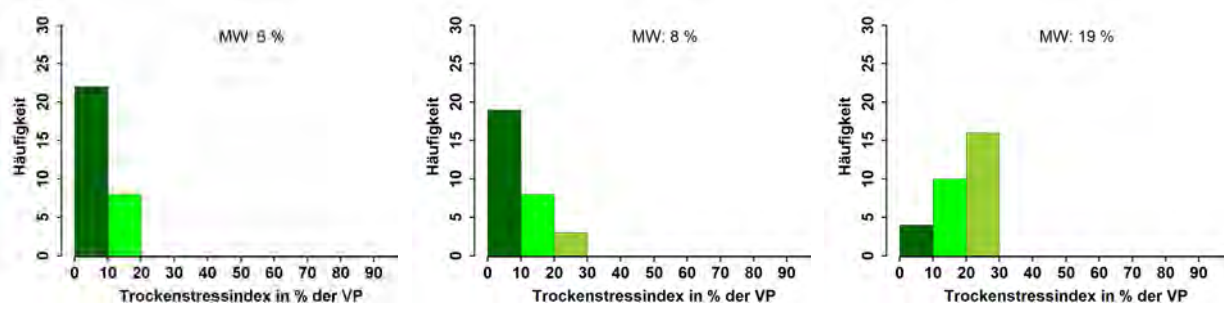


Abb. 6.24: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Trier, eben, nFK=150mm.

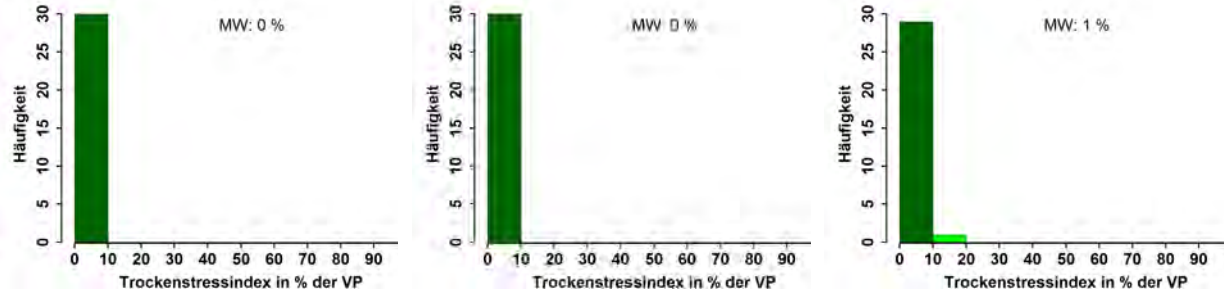


Abb. 6.25: Häufigkeitsverteilung des jährlichen Trockenstressindikators für die Zeiträume Referenz normal 1971-2000 (links), A1B-normal 2021-2050 (Mitte) und A1B-normal 2071-2100 (rechts), für den Standort Schneifel, Nordhang, nFK=200mm.

6.3.3 Wasserverfügbarkeit als Kartendarstellung

Nach der oben beschriebenen Vorgehensweise zur Berechnung des Trockenstresses für (potenzielle) 100-jährige Buchenstandorte in Rheinland-Pfalz zeigt sich für die Vergangenheit, dass in den Hochlagen der Eifel, des Hunsrücks, des Westerwaldes, des Saar-Nahe-Berglandes sowie des Haardtgebirges kaum Trockenstress auftritt (Abb. 6.27). Hoher Trockenstress zeigt sich hingegen für den Mittellauf und Unterlauf der Nahe, den Süden des Nordpfälzer Berglandes, den Speyerbachschwemmkegel im Vorderpfälzer Tiefland, den Norden des nördlichen Oberrheintieflandes, das Bitburger Gutland, das Obere Mittelrheintal sowie die Ingelheim-Mainzer Rheinebene (Abb. 6.27). Dabei handelt es sich um Regionen, welche primär eine niedrige nutzbare Feldkapazität aufweisen (Abb. 6.4).

Der berechnete Trockenstress mit den Daten des Referenzlaufs normal (Abb. 6.28) stimmt mit den Ergebnissen für den vergangenen Zeitraum besser überein, als der trockene Refe-

renzlauf (Abb. 6.29). Beim Referenzlauf-trocken ergibt sich im Mittel wie erwartet mehr Trockenstress (11.5%) als beim Referenzlauf-normal (8.5%).

Wassermangel

Naturräume, welche unter heutigen Klimabedingungen unter schlechter Wasserverfügbarkeit leiden, zeigen mittlere Trockenstressindices um 15% der Vegetationszeit an (Abb. 6.26). Für die Bestimmung von zukünftigen schlecht wasserversorgten Naturräumen gilt es Regionen zu finden, welche in Zukunft ebenso Trockenstressindices um 15% der Vegetationsperiode oder mehr haben könnten. Die Entwicklung der Trockenstressindices gemäß den WETTREG2006-Projektionen zeigt, dass in der nahen Zukunft die Naturräume Gutland sowie das Mittelrheingebiet neben den bisher betroffenen Gebieten zusätzlich vom Wassermangel stärker betroffen sein werden (

Abb. 6.30). Am wenigsten vom Wassermangel betroffen werden die Naturräume Bergisch-Sauerländisches Gebirge, Westeifel und der Westerwald sein (

Abb. 6.30). In der fernen Zukunft bleiben die soeben genannten Naturräume weiterhin vom Wassermangel am wenigsten betroffen (Abb. 6.31). Hingegen kommen alle anderen Naturräume in der fernen Zukunft über die Trockenstressindex-Grenze von 15% der Vegetationsperiode und sind im Mittel vom Wassermangel so betroffen wie heute das Nördliche Oberrheintiefland und Rhein-Main-Tiefland (Abb. 6.31). Am stärksten vom Wassermangel betroffen werden in der fernen Zukunft die Naturräume Gutland, Nördliches Oberrheintiefland, Mittelrheingebiet, Moseltal und Saar-Nahe-Bergland sein. Innerhalb der Naturräume sind die Trockenstressindices unterschiedlich stark ausgeprägt. Deshalb soll hier kurz neben der Mittelwert bezogenen Betrachtung der Naturräume auf die Differenzierung eingegangen werden. Dabei ist von Interesse, wo in Zukunft zusätzlich Regionen sein werden mit einem mittleren Trockenstressindex von 40% der Vegetationsperiode oder mehr (vgl. Abschnitt 6.3.2.2). Für die nahe Zukunft sind dies der Unterlauf der Nahe, der Norden des nördlichen Oberrheintieflandes, der Süden des Nordpfälzer Berglandes sowie das Obere Mittelrheintal (Abb. 6.32, Abb. 6.33). Für die ferne Zukunft kommen außerdem die Gebiete Mittellauf der Nahe, Speyerbachschwemmkegel im Vorderpfälzer Tiefland und Bitburger Gutland in den kritischen Bereich geringer Wasserverfügbarkeit hinzu (Abb. 6.34, Abb. 6.35).

Ausmaß der Verschiebung

Für die nahe Zukunft (2021–2050) nimmt der berechnete Trockenstress für beide Szenarien nicht so stark zu wie für die ferne Zukunft (2071–2100) (Abb. 6.36, Abb. 6.37). Die mittlere absolute Zunahme des Trockenstresses für die nahe Zukunft (2021–2050) beträgt beim Szenario A1B trocken 5.2% in der Vegetationsperiode und beim Szenario A1B normal 2.6% in der Vegetationsperiode. Hingegen ist die absolute Zunahme des Trockenstresses für die ferne Zukunft 10.9% in der Vegetationsperiode (A1B normal) und 9.7% in der Vegetationsperiode (A1B trocken). Gemäß der verwendeten Szenarien betreffen die größten Zunahmen des Trockenstresses in der fernen Zukunft vor allem die Regionen Gutland, Taunus und Lahntal, Moseltal sowie Saar-Nahe-Bergland (Abb. 6.37). Es sind vor allem kolline Bereiche, die in der fernen Zukunft von großen Änderungen betroffen sind (Tab. 6.5). Die geringsten

Zunahmen ergeben sich für die Westeifel und das Nördliche Oberrheintiefland (Abb. 6.37), welche in der montanen und planaren Lage liegen. Für die montanen Bereiche sind für die ferne Zukunft im Mittel die geringsten Änderungen zu verzeichnen (Tab. 6.5).

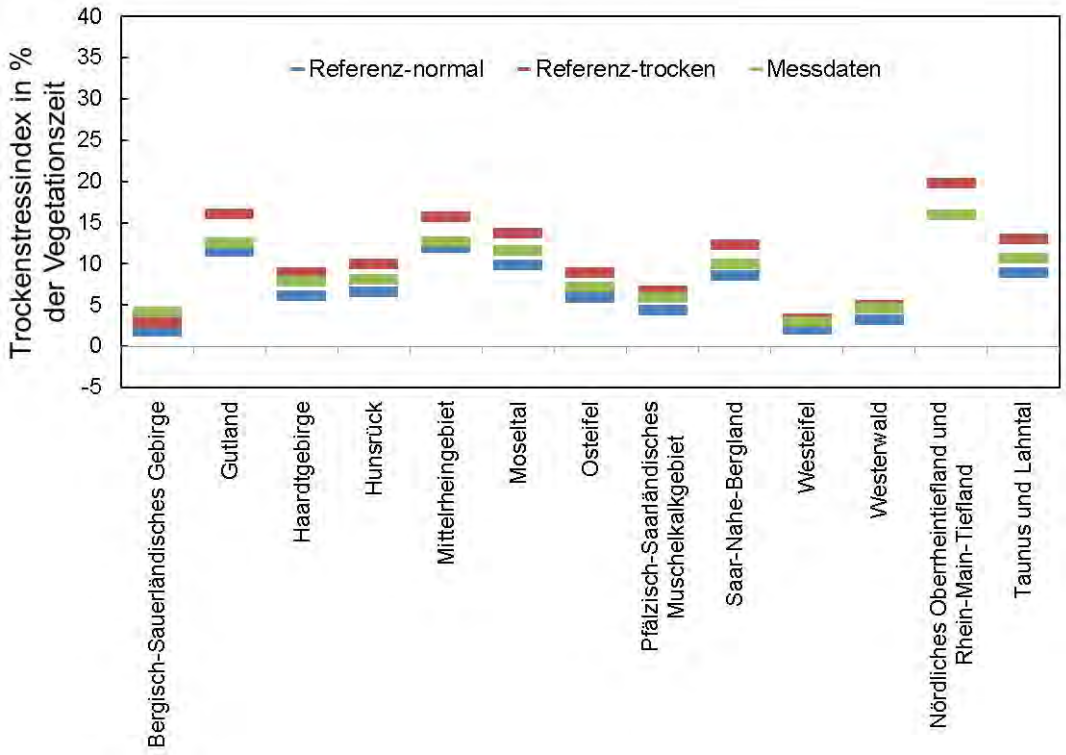


Abb. 6.26: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006 und Messdaten, 1971-2000.

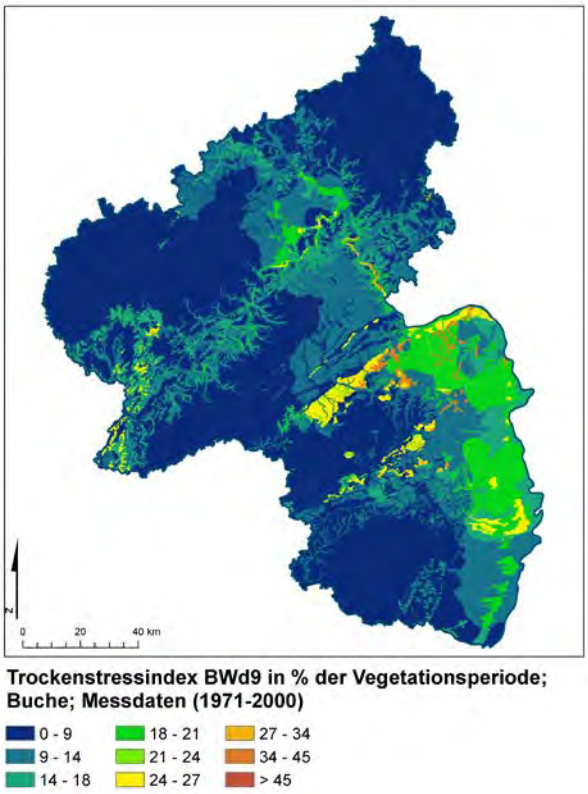


Abb. 6.27: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, 1971–2000.

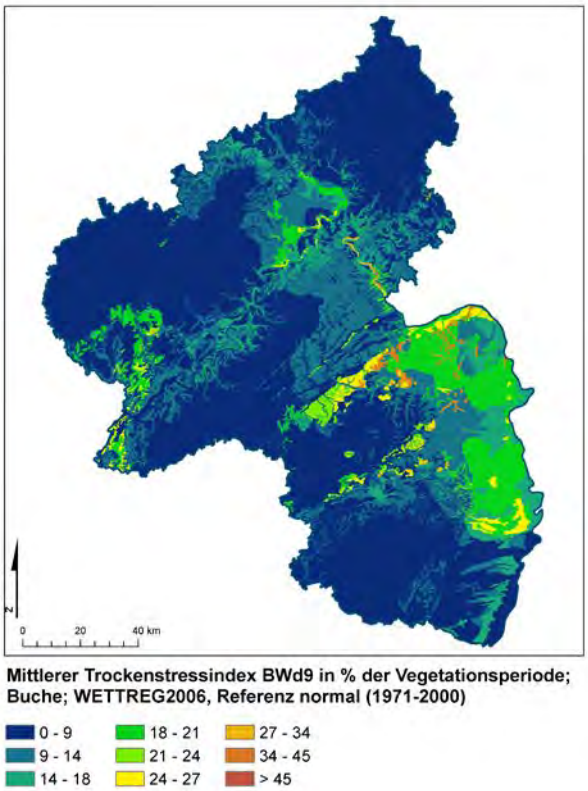


Abb. 6.28: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, Referenzlauf normal, 1971–2000.

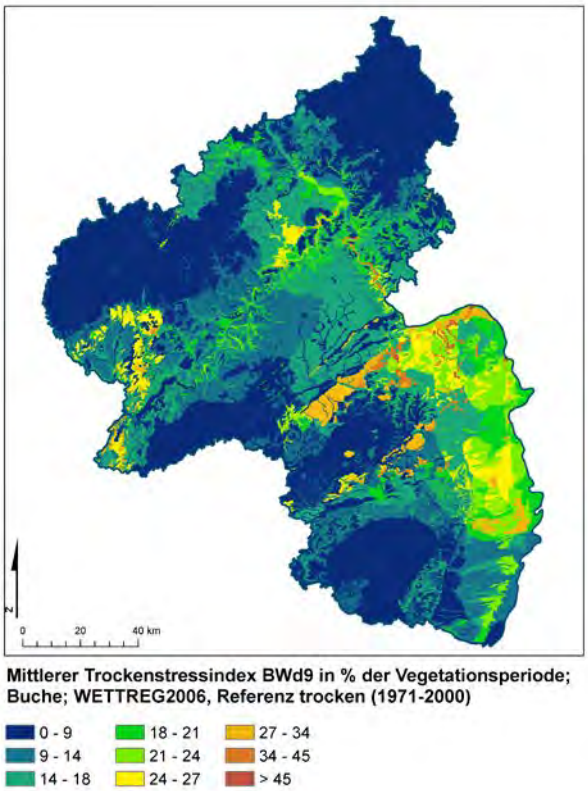


Abb. 6.29: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, Referenzlauf trocken, 1971–2000.

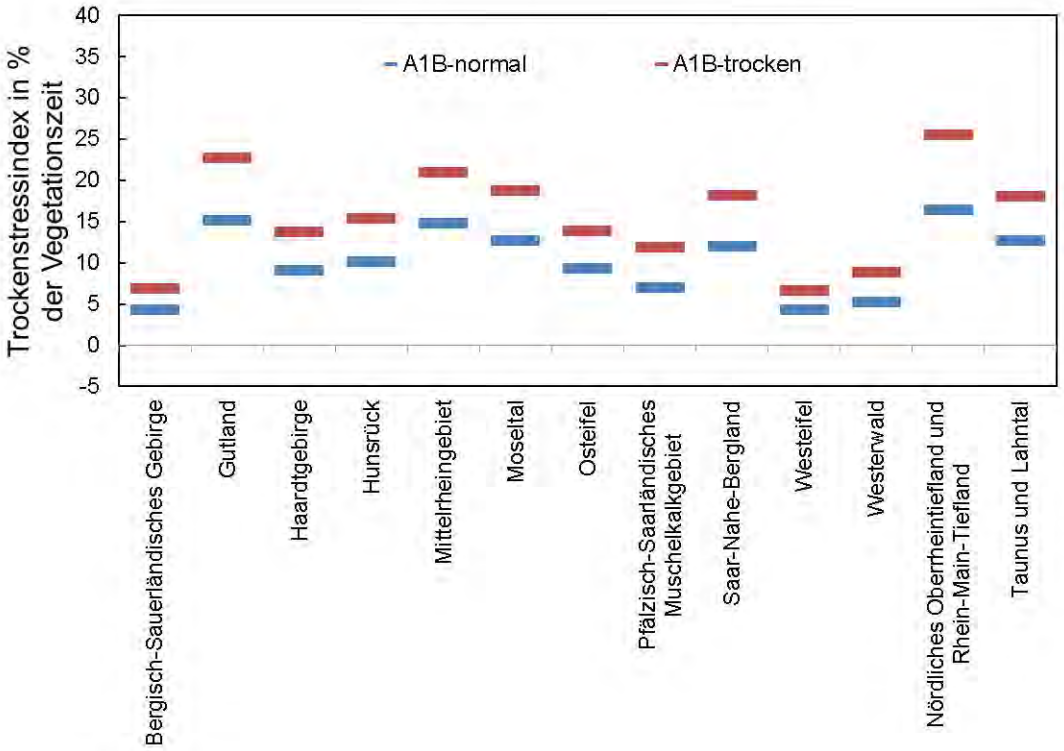


Abb. 6.30: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2021–2050.

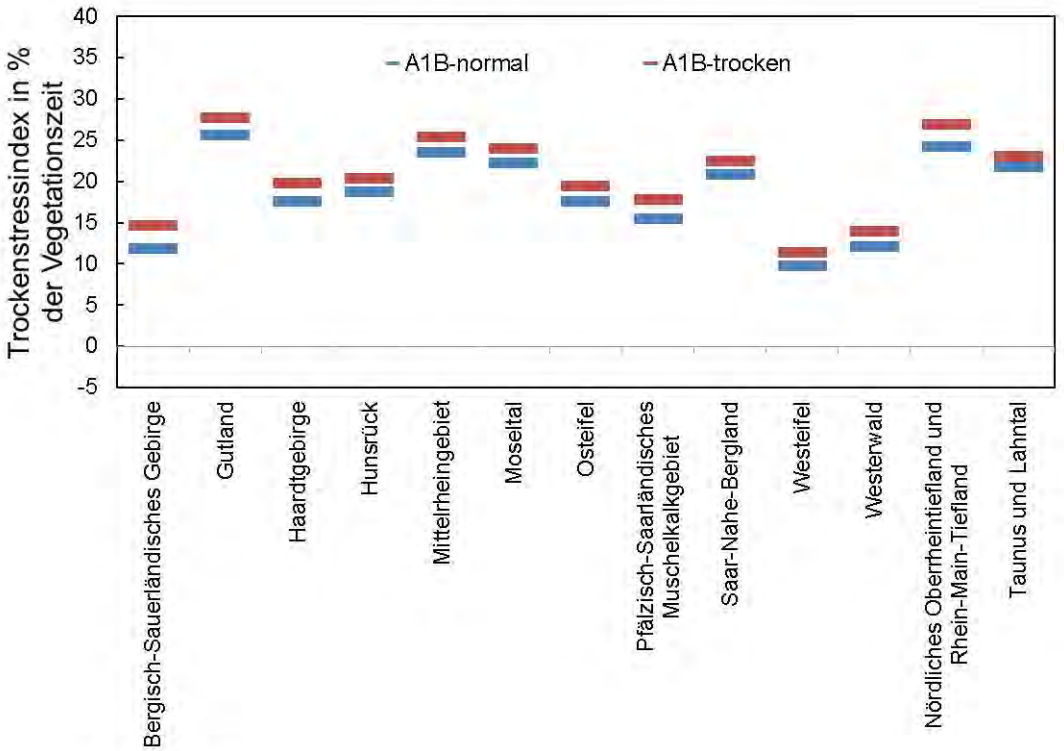


Abb. 6.31: Naturraumbezogener berechneter mittlerer Trockenstress in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2071–2100.

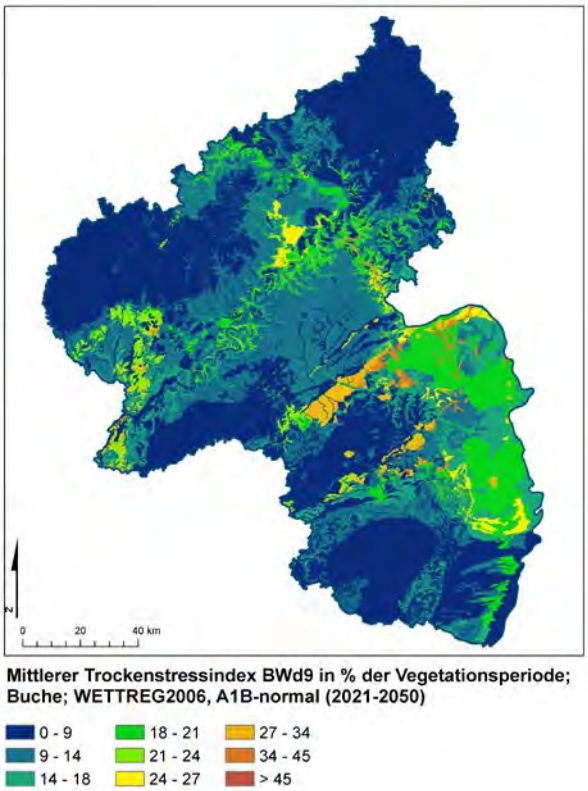


Abb. 6.32: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal, 2021–2050.

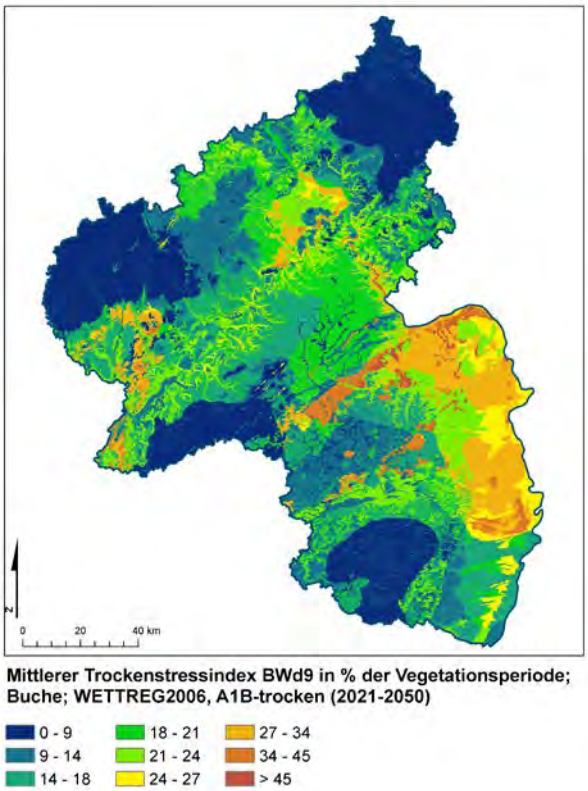


Abb. 6.33: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken, 2021–2050.

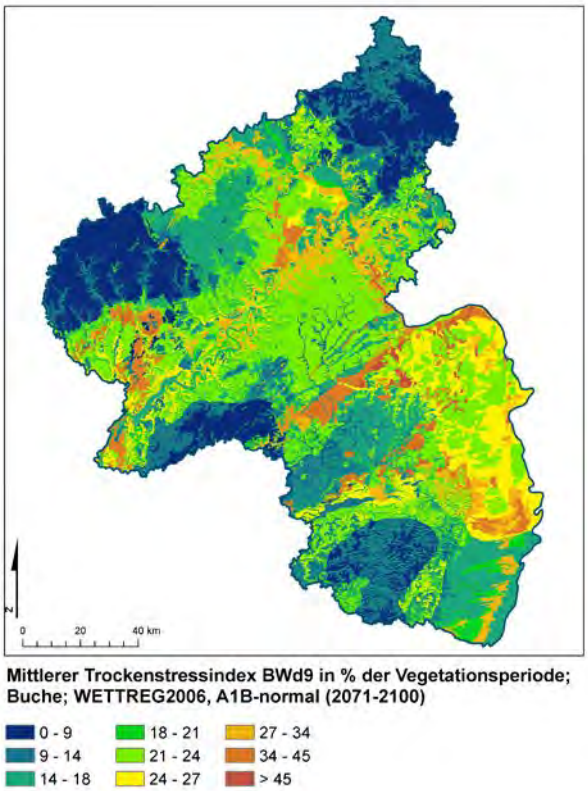


Abb. 6.34: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal, 2071–2100.

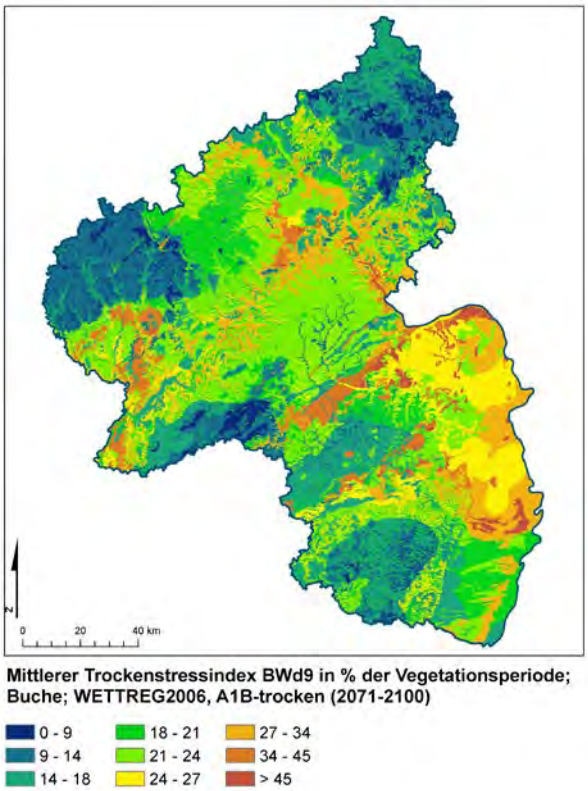


Abb. 6.35: Berechneter mittlerer Trockenstress in % für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken, 2071–2100.

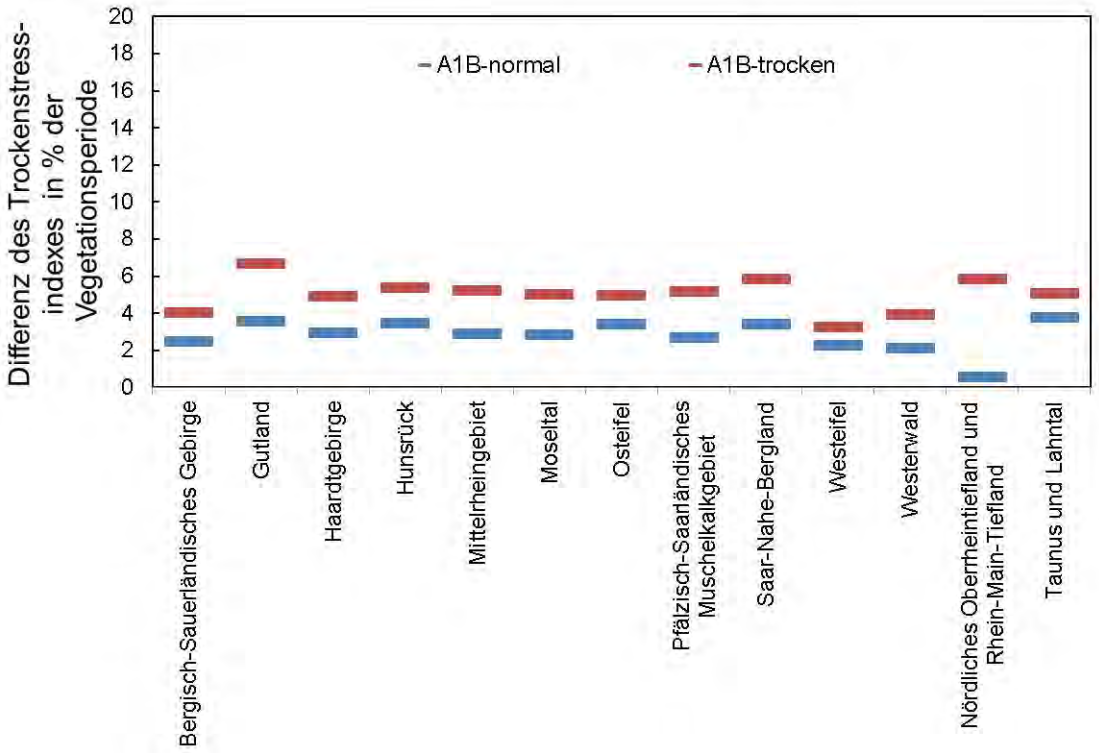


Abb. 6.36: Naturraumbezogene absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf.

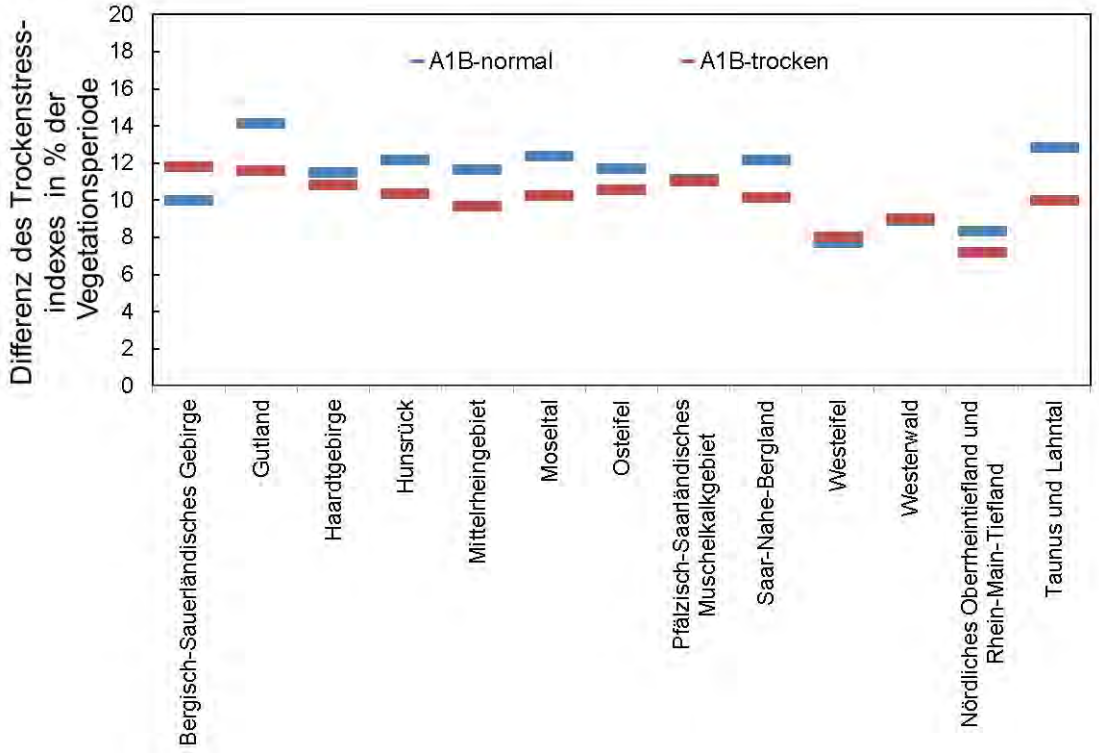


Abb. 6.37: Naturraumbezogene absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf.

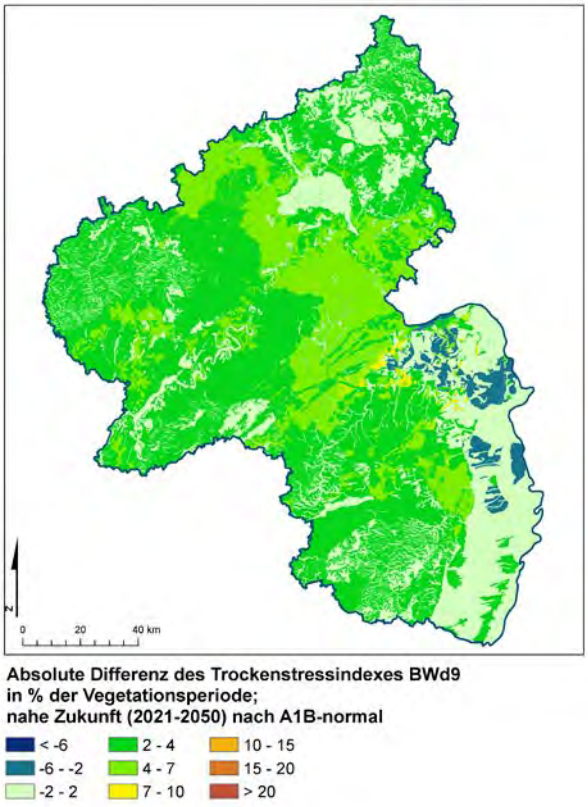


Abb. 6.38: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf normal.

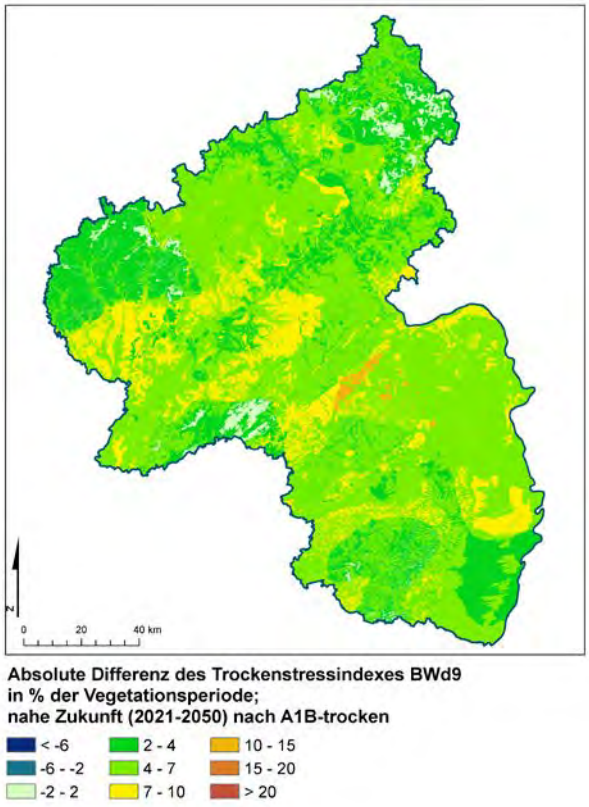


Abb. 6.39: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken 2021–2050 in Bezug zum Referenzlauf trocken.

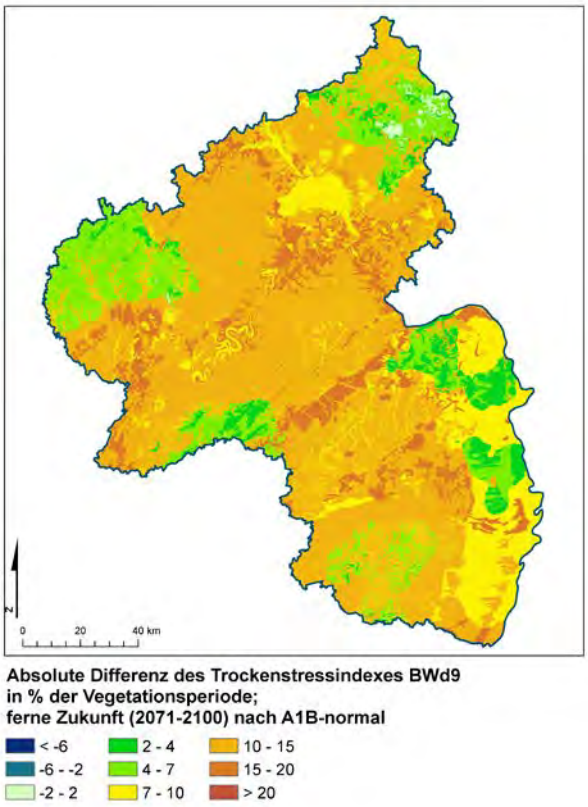


Abb. 6.40: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B normal 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf normal.

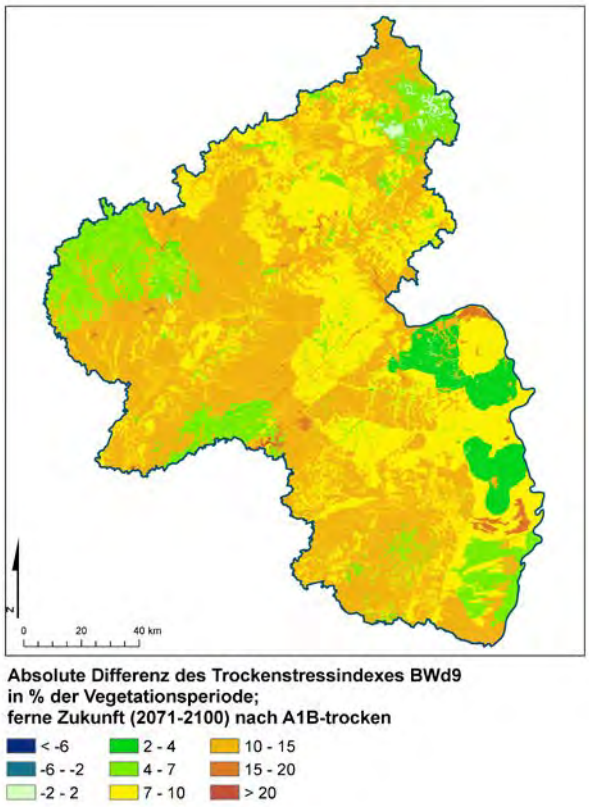


Abb. 6.41: Absolute Differenz des berechneten mittleren Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buche in Rheinland-Pfalz, WETTREG 2006, A1B trocken 2071–2100 in Bezug zum Referenzlauf trocken.

Tab. 6.5: Wärmestufenbezogene Mittelwerte der absoluten Differenz des berechneten Trockenstresses in % der Vegetationsperiode für 100-jährige Buchen, WETTREG 2006, jeweils in Bezug zum Referenzlauf.

Wärmestufe-Gebiet (Größe)	Absolute Differenz A1B-normal (2021–2050)	Absolute Differenz A1B-normal (2071–2100)	Absolute Differenz A1B-trocken (2021–2050)	Absolute Differenz A1B-trocken (2071–2100)
Planar (4122 km²)	0.9	9	5.5	7.8
Kollin (12320 km²)	3.3	12.2	5.5	10.6
Submontan (3209 km²)	2.7	9	3.7	8.7
Montan (205 km²)	2.2	7.2	2.9	7.5
Rheinland-Pfalz (19856 km²)	2.6	10.9	5.2	9.7

6.3.4 Diskussion

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserverfügbarkeit von Buchenstandorten in Rheinland-Pfalz sind gemäß den Ergebnissen dieser Studie für die ferne Zukunft (2071-2100) viel deutlicher ausgeprägt als für die nahe Zukunft (2021-2050). Zum einen werden zukünftig neben den planaren Standorten auch kolline Standorte mit geringer Feldkapazität vom Wassermangel betroffen sein. Zum anderen werden in der fernen Zukunft Standorte mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität von einer großen Änderung der Wasserverfügbarkeit betroffen sein, ebenso wie kolline Standorte mit mittlerer und hoher nutzbarer Feldkapazität. Heutige submontane und montane Standorte mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität werden am wenigsten vom Klimawandel betroffen sein.

Zu ähnlichen Ergebnisse kommen auch SCHULZ UND ASCHE (2008). In Ihrer Untersuchung übertragen sie das Nordrhein-Westfälische Konzept zur Bewertung des Wasserhaushaltes forstlicher Standorte auf ganz Deutschland. Sie zeigen, dass auf Standorten des unteren Berglandes mit geringer nutzbarer Feldkapazität eine Abnahme der Wasserverfügbarkeit zu erwarten ist (SCHULZ UND ASCHE, 2008: 23). Auch MANTHEY ET AL. (2007: 442) gehen davon aus, dass Buchen unter einem sommertrockeneren Klima auf flachgründigen Böden stärker geschädigt werden können, genauso wie auf Standorten an ihrer heutigen Trockengrenze ($N < ca.\ 650\ mm\ a^{-1}$). Neben dem Problem des Wassermangels sehen MANTHEY ET AL. (2007) auch den Befall von Schädlingen als Gefährdung an, was aber nicht Gegenstand dieser Untersuchung war. Ein Gesichtspunkt, der kaum in der Literatur diskutiert wird, ist das Ausmaß der Verschiebung der Wasserhaushaltsstufe für Waldstandorte. Zwar bedeutet eine große Verschiebung nicht zwangsläufig, dass dieser Standort in Zukunft eine sehr geringe Wasserverfügbarkeit haben wird, aber es ist wahrscheinlich, dass der erwartete Ertrag nach der derzeitigen Methode zu hoch eingeschätzt werden würde. SUTMÖLLER ET AL. (2008) gehen trotz vieler Untersuchungen davon aus, dass der derzeitige Kenntnisstand nicht ausreicht, um abgesichert zu beurteilen, welche Rolle die Buche in der Zukunft spielen wird.

Die hier beschriebene Methode stellt dennoch eine Möglichkeit dar, den Wasserhaushalt von Waldstandorten in Abhängigkeit der Temperatur objektiv zu bewerten. Einschränkungen der Ergebnisse ergeben sich aufgrund fehlender Grundlagendaten zur Abschätzung von Verdunstungsparametern in Wasserhaushaltsmodellen. Wegen der hohen Unsicherheit bei der Parametrisierung der Verdunstungswiderstände wurden keine Trockenstressindices verwendet, welche wie bei FALK ET AL. 2008 sowie bei SCHULTZE ET AL. 2005 auf den Verdunstungsgrößen basieren. Der hier verwendete Trockenstressindex BWd9 ist dem in SCHWÄRZEL ET AL. (2008) vorgestellten Indikator ähnlich, bei dem ebenso die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge bewertet wird. Durch eine Abstufung des BWd9 kann jedoch eine höhere Sensitivität erzeugt werden. Gleichzeitig erhält der BWd9 auch Schätzwerte, welche aber auf pflanzenphysiologische Größen beruhen. Der Trockenstressindikator BWd9 kommt allerdings unter sehr heißen und trockenen Bedingungen an seine Grenzen. In diesem Bereich ist eine differenzierte Unterteilung des Trockenstressindikators nicht möglich. Allerdings ist dies für die aktuelle Untersuchung nicht sehr kritisch, da ab einem Trockenstressindikator von 40% der Vegetationsperiode sowieso eine sehr geringe Wasserverfügbarkeit vorherrscht

und Standorte mit größerem Index-Wert sozusagen ohnehin als äußerst trocken bezeichnet werden. Ein Vergleich der Simulationsergebnisse mit Messdaten wäre wünschenswert, ist aber aufgrund fehlender langjähriger Messungen an den gewählten Stationen kaum möglich. Die Regionalisierung der Ergebnisse, genauer gesagt die Einteilung der Klimaregionen berücksichtigt bisher keinen Nord-Süd-Gradienten. Möglicherweise würde sich in diesem Fall beispielsweise im Süden des Nördlichen Oberrheingrabens eine noch stärkere Gefährdung ergeben. Natürlich liegt auch in der Auswahl der Klimaprojektionen selbst eine Unsicherheit, was aber ein allgemeines Problem bei Klimawandelfolgen-Untersuchungen ist. Da die vorgestellte Methode weitestgehend automatisiert ist, lassen sich Neurechnungen mit neueren oder zusätzlichen Klimaprojektionen schnell durchführen. Es sei hier auch darauf verwiesen, dass die vorgestellten Ergebnisse die langjährige Änderung der Wasserverfügbarkeit darstellen und keine Aussageben über das Risikopotential durch Trockenjahre darstellen. Einzelne Ergebnissen (z.B. Abb. 6.16) geben aber Hinweise auf Standorte, die durch Trockenjahre gefährdet sein könnten.

Trotz der Einschränkungen besitzt der vorgestellte Ansatz den entscheidenden Vorteil, dass dieser im Gegensatz zu der derzeitigen Methode zur Bestimmung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten die Lufttemperatur direkt berücksichtigt. Dies ist im Zuge des Klimawandels eine entscheidende Größe, die den Wasserhaushalt stark beeinflusst und daher unbedingt berücksichtigt werden muss.

Die vorgestellten Ergebnisse können in der forstlichen Praxis Anwendung finden. Zukünftig vom Wassermangel gefährdete Standorte lassen sich mit der vorgestellten Methode identifizieren. Standorte mit einer großen Änderungsspannweite zeigen auf, wo mit Planungsunsicherheiten zu rechnen ist. Für einen intensiveren Einsatz der Ergebnisse in der forstlichen Planung ist es notwendig, den Trockenstressindices entsprechende Wasserhaushaltsstufen gemäß den Vorgaben aus SGD-SÜD (2006: 32) zuzuordnen. So könnten aus Karten direkt die Wasserhaushaltsstufen gelesen werden und als Grundlageninformation für die forstliche Standortskartierung dienen. Schon jetzt sollten aber die erzielten Ergebnisse in der Praxis Anwendung finden, denn die derzeitige Methode zur Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen (SGD-SÜD, 2006: 32) und der Ertragsschätzung von Buchen würde vor allem für kolline Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität aufgrund des projizierten Klimawandels zu Fehlplanungen führen.

7 Analyse des zukünftigen hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten auf der Basis von Signature Indices

7.1 Einleitung

Die Abschätzung hydrologischer Veränderungen in Folge des Klimawandels ist eine der wichtigsten Fragen, die Hydrologen heute bearbeiten (BLÖSCHL UND MONTANARI 2010; SCHAEFLI ET AL., 2011). Daher ist es notwendig, dass diese Veränderungen (z.B. in der Wasserbilanz, der Reaktivität oder bei Extremen) präzise ermitteln und beschreiben werden können. In diesem Zusammenhang werden oft hydrologische Modelle eingesetzt, um die Wirkung des sich wandelnden Klimas auf große Einzugsgebiete zu quantifizieren (MAHMOUD ET AL. 2009). Dazu wird bisher meist der Output von globalen Klimamodellen verwendet (TAYE ET AL. 2011). Zahlreiche Studien zeigen jedoch den starken Einfluss der räumlichen Auflösung des meteorologischen Inputs auf die Simulationsergebnisse (ARNELL 2011; CASPER ET AL. 2009; SEGOND ET AL. 2007; TRAMBLAY ET AL. 2011). Daher muss für Simulationen in kleineren Einzugsgebieten auf Regional- oder Lokalmodelle zurückgegriffen werden (TEUTSCHBEIN UND SEIBERT 2010, MARKE ET AL. 2011). Allerdings stellen PIANI ET AL. (2010) fest, dass Niederschlags- und Temperaturfelder aus Regionalmodellen systematische Fehler aufweisen können. Werden Sie unkorrigiert als Antrieb für hydrologische Modelle verwendet, kommt es möglicherweise zu großen Fehlern in der Abflusssimulation. FOWLER ET AL. (2007) empfehlen daher, hydrologische Modelle für die Analyse der Klimasimulationen einzusetzen anstatt dazu nur Stationsdaten zu verwenden. Als Gütekriterium sind dann jedoch Indikatoren notwendig, die auch die dynamischen Eigenschaften des hydrologischen Systems berücksichtigen. Beispiele für hydrologisch begründete Indikatoren sind Signature Indices, die entweder aus der Abflussdauerlinie (YILMAZ ET AL. 2008) oder aus der Verteilung der Ereignisabflussbeiwerte abgeleitet werden (MERZ ET AL. 2006; LEY ET AL. 2011).

Die Abflussdauerlinie erlaubt eine schnelle Bewertung des hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten. Die Abflussdauerlinie zeigt die Häufigkeitsverteilung der Abflusshöhen an einem Pegel an. Sie reagiert sehr sensitiv auf die vertikale Verteilung des Wassers in Einzugsgebieten. Eine große Steigung der Dauerlinie zeigt eine schnelle Abflussreaktion an, während flachere Kurven auf eine stärkere Dämpfung und Speicherung schließen lassen (YADAV ET AL. 2007). Ereignisbeiwerte hingegen reagieren sehr empfindlich auf Veränderun-

gen in jahreszeitlichen Schwankungen des Niederschlags und auf eine Veränderung in der Verdunstungshöhe (MERZ ET AL. 2006).

Um die Stärken beider Ansätze zu kombinieren, werden in dieser Studie 5 Signature Indices auf der Basis der Abflussdauerlinie und 4 Signature Indices, die aus der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Ereignisabflussbeiwerte abgeleitet werden, verwendet (CASPER ET AL. 2012). Diese Signature Indices verwenden wir, um für 3 Untereinzugsgebiete der Nahe Abflusssimulationen mit unterschiedlichen Klimadatensätzen als Antrieb zu vergleichen. Dabei standen sowohl gemessene meteorologische Daten als auch verschiede Derivate aus zwei COSMO-CLM-Simulationsläufen zur Verfügung.

7.2 Untersuchungsgebiet

Die vorliegende Studie findet in drei Untereinzugsgebieten der Nahe statt (Abb. 7.1): Kronweiler (65 km²), Kellenbach (362 km²) und Gensingen (197 km²). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 930 mm in Kronweiler, 675 mm in Kellenbach und 545 mm in Gensingen. Die potentielle Jahresverdunstung reicht von 615 mm in Gensingen bis 540 mm in Kronweiler und Kellenbach. Die Feldkapazität der Böden ist in Gensingen wesentlich höher als in Kronweiler und Kellenbach. Gensingen ist hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt, in Kellenbach und Kronweiler ist mehr als die Hälfte der Fläche bewaldet. Das Abflussverhalten der drei Einzugsgebiete ist sehr unterschiedlich: Kronweiler zeigt hohe Abflüsse, eine hohe Reaktivität und ganzjährig hohe Abflussbeiwerte. Im Gegensatz dazu reagiert Gensingen sehr langsam, zeigt niedrige Abflüsse und Abflussbeiwerte mit einer hohen Variabilität im Winter. Das Abflussverhalten von Kellenbach liegt zwischen diesen beiden Gebieten. Wegen des großen Gradienten in den Einzugsgebietseigenschaften wird eine unterschiedliche Reaktion der Gebiete auf Änderungen des Klimas erwartet. Weitere Details der Einzugsgebiete finden sich in Tabelle 7.1.

Tab. 7.1: Gebietskennwerte

Gebietskennwert		**Kronweiler (64 km²)**	**Kellenbach (362 km²)**	**Gensingen (197 km²)**
Mittlerer Jahresniederschlag (mm a^{-1})		930	675	545
Potentielle Verdunstung (mm a^{-1})		535	540	615
Abfluss-	*Jahr*	14.0	7.2	2.3
spende (l/s*km²)	*Winter*	23.1	10.9	2.8
	Sommer	5.2	3.6	1.7
Mittlerer Abfluss-	*Jahr*	0.23	0.17	0.04
beiwert	*Winter*	0.41	0.28	0.08
(93-08)	*Sommer*	0.09	0.07	0.03
Nutzung		43% Acker	58% Acker	75% Acker, Wein, Obst
		3% Siedlung	3% Siedlung	5% Siedlung
		54% Wald	39% Wald	20% Wald

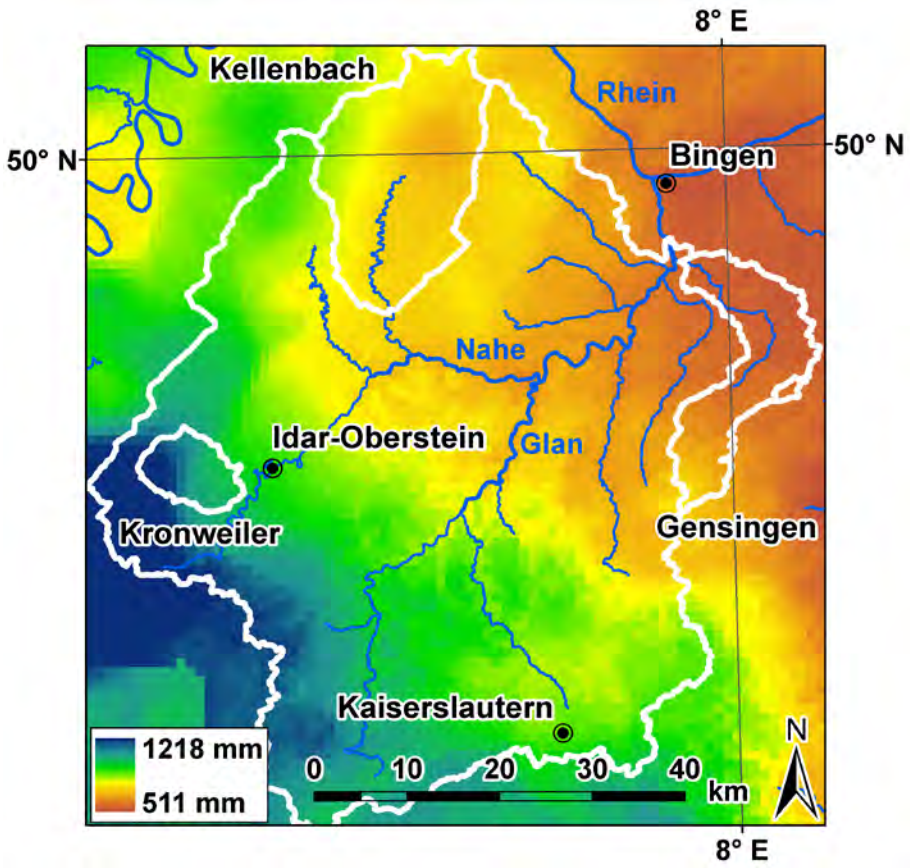


Abb. 7.1: Untersuchungsgebiet: Mittlerer Jahresniederschlag (1961-1990) und Einzugsgebietsgrenzen

7.3 Methoden

7.3.1 Hydrologisches Modell und Eingangsdaten

Als Simulationsmodell wird das offizielle N-A-Modell für das Nahe-Einzugsgebiet (LUWG, Mainz) verwendet. Es handelt sich dabei um das Modellsystem LARSIM (LUDWIG UND BREMICKER, 2006). In dieser Studie wird dieses Modell mit Klimadaten aus verschiedenen Quellen betreiben (Tabelle 7.2). Dabei hat jede der verwendeten Zeitreihen eine Länge von 10 Jahren und eine zeitliche Auflösung von einer Stunde.

Tab. 7.2: Eingangsdaten

(1) Gemessene meteorologische Daten mit InterMet interpoliert aus 56 Stationen des DWD, 1994-2003 (Gerlach, 2006)
(2) COSMO-CLM Kontrolllauf 1 (Szenario C20_1, 1988-2000)
(3) COSMO-CLM Projektion 1, Zeitraum 2015-2024 (Szenario A1B_1)
(4) COSMO-CLM Kontrolllauf 2 (Szenario C20_2, 1991-2000)
(5) COSMO-CLM Projektion 2, Zeitraum 2091-2100 (Szenario A1B_2)

Die COSMO-CLM (CCLM) Daten stammen aus 2 verschiedenen Läufen des COSMO-CLM. Die Datensätze (2) und (3) stammen von einem Lauf des COSMO4.2-CLM3 mit 5 km Auflösung im Rahmen des LandCaRe 2020 Projektes (BERG ET AL. 2008; KÖSTNER ET AL. 2008, ROCKEL ET AL. 2006). Die Datensätze (4) und (5) stammen aus einem Lauf, der im Rahmen der Forschungsinitiative Rheinland-Pfalz erstellt wurde (GUTJAHR ET AL. 2011). Hierbei kam COSMO-CLM in der Version 4.8.11 zum Einsatz, ebenfalls mit einer Auflösung von 5 km.

Auf die Datensätze (2) und (3) wurde nur eine Bias-Korrektur des Niederschlags angewendet. Auf die Datensätze (4) und (5) wurden 2 verschiedene Korrekturverfahren für den Niederschlag und eines für die Temperatur angewendet. Jeder Datensatz wurde bilinear auf das 1 km Raster des Modells interpoliert. Abflussmessungen lagen für die 3 Pegel Kronweiler, Kellenbach und Gensingen für den Zeitraum 1990 bis 2003 vor.

7.3.2 Bias-Korrektur

Die Ausgaben regionaler Klimamodelle (RCMs) weisen zwar eine angemessene räumliche Auflösung für die Verwendung in hydrologischen Modellen auf, sollten aber dennoch nicht direkt als Modellantrieb für Klimawandel-Impaktstudien verwendet werden (z.B. WILBY ET AL. 2000, KLEINN ET AL. 2005, CHRISTENSEN ET AL. 2008). Grund dafür ist, dass entscheidende Klimavariablen für die hydrologische Modellierung (Temperatur und Niederschlag) aus RCM-Simulationen zum Teil einen beträchtlichen Bias aufweisen (SENNIKOVS UND BETHERS 2009). Als Bias wird der systematische Fehler eines Modells bezeichnet, der sich in der Abweichung der simulierten von den beobachteten Werten ausdrückt. Da hydrologische Modelle sehr empfindlich auf den Temperatur- und Niederschlags-Input reagieren, können dort bereits geringe systematische Fehler zu erheblichen Fehlern im simulierten Abfluss führen (CASPER ET AL. 2011, MARAUN ET AL. 2010). Aus diesem Grund ist das Entfernen des Bias aus den CCLM-Ausgaben (= Bias-Korrektur) für ihre Verwendung in hydrologischen Impaktstudien unumgänglich. FOWLER ET AL. (2007) sehen darin sogar den wichtigsten Schritt in der Verwendung der Klimamodell-Ausgaben für Impaktmodelle. In dieser Arbeit wird eine Bias-Korrektur durchgeführt, die in ihren Grundzügen der Methode von PIANI ET AL. (2010a,b) bzw. SENNIKOVS UND BETHERS (2009) entspricht und im Folgenden als Quantile-matching (Q-matching) bezeichnet wird. Die Grundidee des Q-matching besteht darin, die kumulative Verteilungsfunktion (cumulative distribution function, CDF) der großskaligen Variable aus dem Klimamodell (hier COSMO-CLM 5 km) der kumulativen Verteilungsfunktion der lokalskaligen Variable (Wetterstation) anzupassen. Um die Verteilungsfunktion einer Zeitreihe zu bestimmen, muss zunächst eine Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (probability density function, PDF) an diese angepasst werden. Die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion kann entweder über eine theoretische bzw. parametrische Verteilungsfunktion bestimmt werden, welche bestmöglich an die Daten angepasst wird, oder über eine empirische, nicht-parametrische Verteilung berechnet werden. Als parametrische Verteilung für den Niederschlag eignet sich eine Gamma-Verteilung, während sich an Temperaturdaten eine Gauß'sche Normalverteilung gut anpassen lässt. Es ist nicht garantiert, dass statistische Modelle für den Kern einer Verteilung auch eine adäquate Darstellung der Extreme liefern. Daher sollte für die Nieder-

schlagsextreme eine generalisierte Pareto-Verteilung (GPV) angenommen werden. Für Temperaturextreme reicht die Anpassung einer separaten Normalverteilung. (PIANI ET AL. 2010A,B, YANG ET AL. 2010). Tabelle 7.3 enthält eine Übersicht der auf die einzelnen Datensätze angewendeten Korrekturverfahren.

Tab. 7.3: Eingesetzte Bias-Korrekturverfahren für Niederschlag und Temperatur.

Datensatz	Niederschlag	Temperatur
(2) COSMO_CLM Kontrolllauf 1	Q-Matching, empirische Verteilungsfunktion	Keine Korrektur
(3) COSMO_CLM Projektion 1: 2015-2024	Q-Matching, empirische Verteilungsfunktion	Keine Korrektur
(4) COSMO_CLM Kontrolllauf 2	(4.1) Q-Matching, empirische Verteilungsfunktion (4.2) Q-Matching, parametrische Verteilungsfunktion (Gamma) ohne Extremwertverteilung	Q-Matching, parametrische Verteilungsfunktion (Normalverteilung) mit Extremwertverteilung (Normalverteilung)
(5) COSMO_CLM Projektion 2: 2091-2100	(5.1) Q-Matching, empirische Verteilungsfunktion (5.2) Q-Matching, parametrische Verteilungsfunktion (Gamma) ohne Extremwertverteilung	Q-Matching, parametrische Verteilungsfunktion (Normalverteilung) mit Extremwertverteilung (Normalverteilung)

7.3.3 Indices

Die Signature Indices haben einen entscheidenden Vorteil gegenüber den herkömmlichen Gütemaßen (RMSE, R2, Nash-Sutcliffe-Efficieny). Letztere gestatten keine Aussage darüber, worin genau die Unterschiede zweier Zeitreihen bestehen. Dies ist allerdings dann von besonderem Interesse, wenn die Veränderung des Abflussverhaltens von der Gegenwart zur Zukunft, also die Auswirkungen des Klimawandels abgeschätzt oder wenn der Einfluss einer Bias-Korrektur der klimatischen Antriebsdaten auf das Abflussverhalten eines Einzugsgebiets untersucht werden soll. Mithilfe von Signature Indices kann genau dies analysiert werden. Außerdem können die Unterschiede zweier Zeitreihen mit den Signature Indices in hydrologisch aussagekräftigen Begriffen wie Wasserbilanz oder Reaktivität ausgedrückt werden. Damit liefern sie nützliche Informationen, um die Ursachen der Abweichungen zweier Abflusszeitreihen zu erfassen. Es werden insgesamt neun Signature Indices verwendet, um die Veränderung des hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten bei unterschiedlichem meteorologischem Modellantrieb möglichst umfassend zu untersuchen (Tab. 7.4). Fünf dieser Indices werden aus Abflussdauerlinien abgeleitet (YILMAZ ET AL. 2008), vier stehen im Zusammenhang mit der Verteilung der Ereignisabflussbeiwerte (LEY ET AL. 2011). Weitere Details zur Ableitung dieser Indices finden sich in CASPER ET AL. (2012).

Tab. 7.4: Übersicht der neun Signature Indices

Bezeichnung	Information
BiasRR	Veränderung des Mittelwerts (Wasserbilanz)
BiasFDCmidslope	Veränderung der Reaktivität
BiasFHV	Veränderung der Hochwasserabflüsse
BiasFLV	Veränderung der Niedrigwasserabflüsse
BiasFMM	Veränderung des Medians (mittlere Abflüsse)
BiasERC	Veränderung der mittleren Feuchtespeicherung im Einzugsgebiet
BiasERCSummer	Veränderung der Abflussbeiwerte des hydrologischen Sommerhalbjahres
BiasERCWinter	Veränderung der Abflussbeiwerte des hydrologischen Winterhalbjahres
BiasERCcv	Veränderung der Variabilität der Abflussbeiwerte

7.4 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden verschiedene Fehlergrößen voneinander getrennt: Zuerst wird versucht, den Modellfehler zu quantifizieren, dann wird der Effekt der jeweiligen Bias-Korrektur diskutiert und im Anschluss das relative Klimaänderungssignal ermittelt und diskutiert.

7.4.1 Jahresmittelwerte von Niederschlag und Temperatur

In den Tabellen 7.5 und 7.6 finden sich die mittleren Jahresniederschläge und die mittleren Jahrestemperaturen für die Pegeleinzugsgebiete Kronweiler, Kellenbach und Gensingen. Direkt erkennbar sind die starken Abweichungen für den Pegel Kronweiler (Tabelle 7.5). Während im Kontrolllauf 1 der Jahresniederschlag deutlich unterschätzt wird, finden sich im Kontrolllauf 2 zu hohe Jahresniederschläge. Dies ist vor allem damit zu begründen, dass die Interpolation der Bias-Korrektur für Kronweiler auf keinen Stationswert in unmittelbarer Nähe des Einzugsgebietes zurückgreifen kann bzw. 2 der 3 Stationen, die dem Gebiet am nächsten liegen, eine deutlich andere Höhenlage aufweisen. Beim Kontrolllauf 1 wurde keine Bias-Korrektur der Temperatur vorgenommen, die Jahresmitteltemperatur ist daher deutlich zu niedrig (Tabelle 7.6).

Tab. 7.5: Jahresniederschlag in mm

Herkunft	Zeitraum	Kronweiler	Kellenbach	Gensingen
gemessen	1994-2003	937.6	690.9	563.9
CCLM	Kontrolllauf 1	813.0	702.3	557.5
CCLM	Projektion 1: 2015-2024	819.1	673.2	546.1
CCLM	Kontrolllauf 2, emp.Qm	1023	712	-
CCLM	Kontrolllauf 2, gamma	1048	733	-
CCLM	Projektion 2: 2091-2100	1086	774	-

Tab. 7.6: Jahresmitteltemperatur in °C

Herkunft	Zeitraum	Kronweiler	Kellenbach	Gensingen
gemessen	1994-2003	8,6	8,8	10,1
CCLM	Kontrolllauf 1	7,1	7,3	8,8
CCLM	Projektion 1: 2015-2024	7.7	8,0	9.5
CCLM	Kontrolllauf 2	8,3	8,6	-
CCLM	Projektion 2: 2091-2100	12,1	12,5	-

7.4.2 Modellfehler

Um die Fehler des hydrologischen Modells selbst zu ermitteln, wurden die Abweichungen zwischen dem simulierten und dem gemessenem Abfluss bestimmt (Abb. 7.2). Der simulierte Abfluss basiert auf gemessenen Klimadaten. Deutlich erkennbar ist, dass das Modell für alle Einzugsgebiete höhere Abflussbeiwerte im Sommer aufweist (= positive Werte für BiasERCSummer), was auf eine fehlerhafte Simulation der Vorereignisbedingungen hindeutet. Für die Einzugsgebiete Kronweiler und Kellenbach sind alle anderen Abweichungen relativ gering. Am Pegel Gensingen sind jedoch starke Abweichungen für 8 der 9 Indices erkennbar. Dies weist auf erhebliche Fehler in der Modellkalibrierung oder Messfehler am Pegel hin. Aus diesem Grund wurde der Pegel Gensingen nur im ersten Teil der Studie verwendet (COSMO_CLM Kontrolllauf 1 und Projektion 1, 2015-2024). Der Kontrolllauf 2 und Projektion 2 (2091-2100) wurden nur für die Pegel Kronweiler und Kellenbach prozessiert.

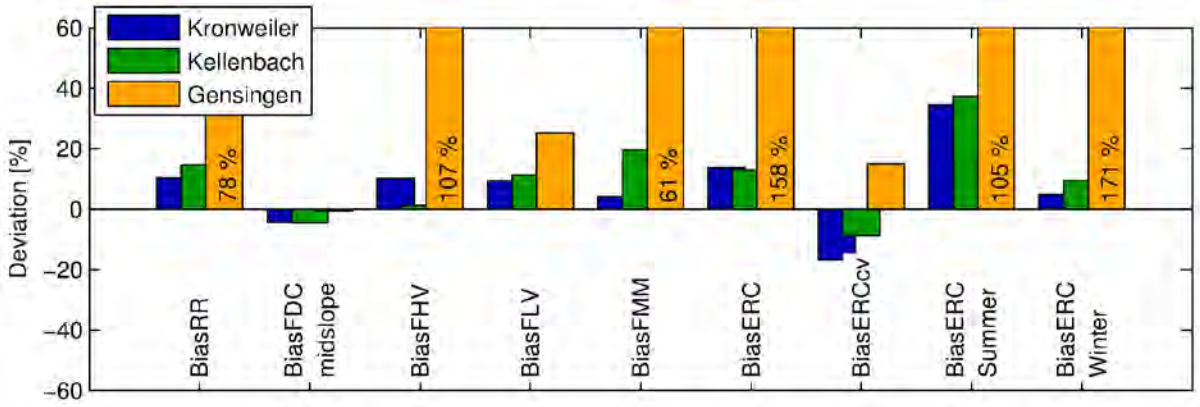


Abb. 7.2: Signature Indices für den Vergleich von (1) Abfluss (gemessen) und (2) Abfluss (simuliert) mit gemessenen Klimadaten als Modellantrieb (1994-2003).

7.4.3 Bias-Korrektur des Niederschlags

7.4.3.1 COSMO_CLM: Kontrolllauf 1

Die Abweichungen zwischen CCLM Kontrolllauf 1 und gemessenen Klimadaten als Modellantrieb werden sehr deutlich (Abb. 7.3). Für Kronweiler kann eine relativ kleine Zunahme im Gesamtabfluss (BiasRR), der Reaktivität (BiasFDCmidslope) und den Abflussspitzen (BiasFHV) festgestellt werden. Dies kann durch den geringeren Jahresniederschlag in diesem Datensatz erklärt werden (Tab. 7.5). Im Gegensatz dazu werden höhere Abflussbeiwerte im Sommer festgestellt (BiasERCSummer). Das ergibt sich logisch aus der deutlich niedrigeren Jahresmitteltemperatur des CCLM Kontrolllaufs 1. Die Abweichung liegt im Bereich von -1.6 °C (Tab. 7.3), woraus eine niedrigere Evapotranspiration und feuchtere Vorereignisbedingungen im Sommer resultieren, was dann höhere Abflussbeiwerte zur Folge hat.

Die beiden anderen Pegel zeigen eine klare Abnahme für die meisten Signature Indices, obwohl kein Unterschied im jährlichen Niederschlag festzustellen ist. Dieser scheinbare Widerspruch erklärt sich abermals aus den niedrigeren mittleren Jahrestemperaturen des CCLM Kontrolllaufs 1 (Abweichung: -1.2 und -1.5 °C).

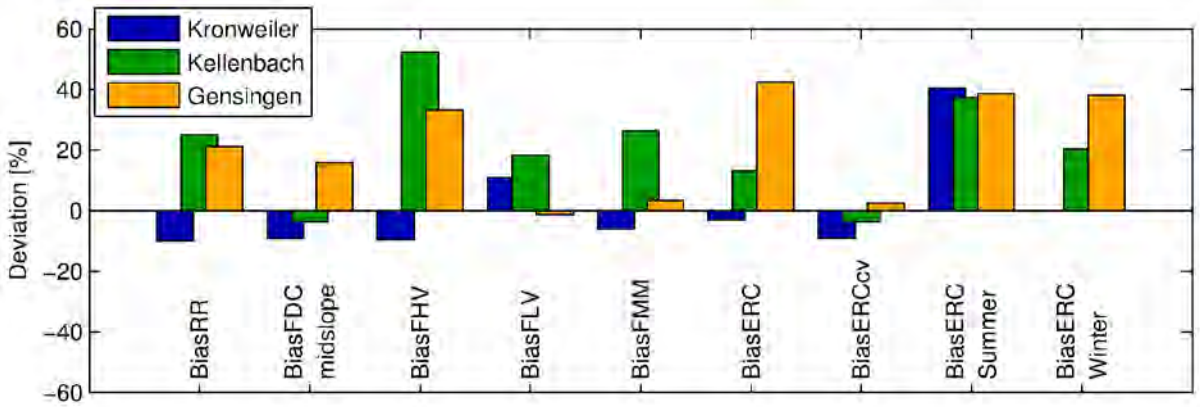


Abb. 7.3. Signature Indices für den Vergleich von simuliertem Abfluss mit (1) gemessenen Klimadaten und (2) Bias-korrigiertem Niederschlag, Kontrolllauf 1.

7.4.3.2 COSMO_CLM: Kontrolllauf 2

Für Kronweiler zeigt sich eine starke Überschätzung des simulierten Abflusses mit CCLM-Antrieb gegenüber der von meteorologischen Messdaten angetriebenen Simulation (Abb. 7.4). Während die Reaktivität kaum eine Veränderung zeigt und die Niedrigwasserabflüsse (BiasFLV) sowie die mittleren Abflüsse (BiasFMM) nur mäßig überschätzt werden, lässt sich eine enorme Überschätzung im Volumen der Hochwasserabflüsse erkennen (BiasFHV +105%). Diese tragen somit wesentlich zur stark erhöhten Wasserbilanz (BiasRR +64%) in der Simulation mit CCLM-Antrieb bei. Die Signature Indices aus den Ereignisabflussbeiwerten zeigen für Kronweiler die gleiche Tendenz deutlich erhöhter Werte mit dem CCLM-Daten Antrieb. Hier sticht insbesondere der BiasERCSummer mit knapp +160% hervor. Die im Vergleich zum BiasERCWinter viel stärkere Zunahme der sommerlichen Abflussbeiwerte bewirkt eine Abnahme der Varianz der ERCs (BiasERCcv). In Kellenbach ist die stärkere Zunahme der sommerlichen gegenüber den winterlichen ERCs zwar ebenso vorhanden, aber sie ist dort nicht groß genug, um eine Verminderung der Varianz der ERCs hervorzurufen. Dies liegt daran, dass die Abflussbeiwerte im Winter generell deutlich höher sind, als im Sommer. Eine Anhebung der bereits hohen ERCs im Winter um 20 Prozent bei gleichzeitiger Zunahme der niedrigen sommerlichen ERCs um 50 Prozent lässt den absoluten Abstand zwischen niedrigen und hohen Abflussbeiwerten sogar noch weiter anwachsen (BiasERCcv +31%).

In Kellenbach sind sich die simulierten Abflusszeitreihen beider Datensätze viel ähnlicher als in Kronweiler. Sowohl die Wasserbilanz (BiasRR) als auch die Reaktivität (BiasFDC midslope), das Niedrigwasser (BiasFLV) und die mittleren Abflüsse (BiasFMM) werden hier mit beiden Eingangsdatensätzen fast gleich simuliert. Einzig die Spitzenabflüsse (BiasFHV) werden auch in Kellenbach mit CCLM-Antrieb deutlich überschätzt.

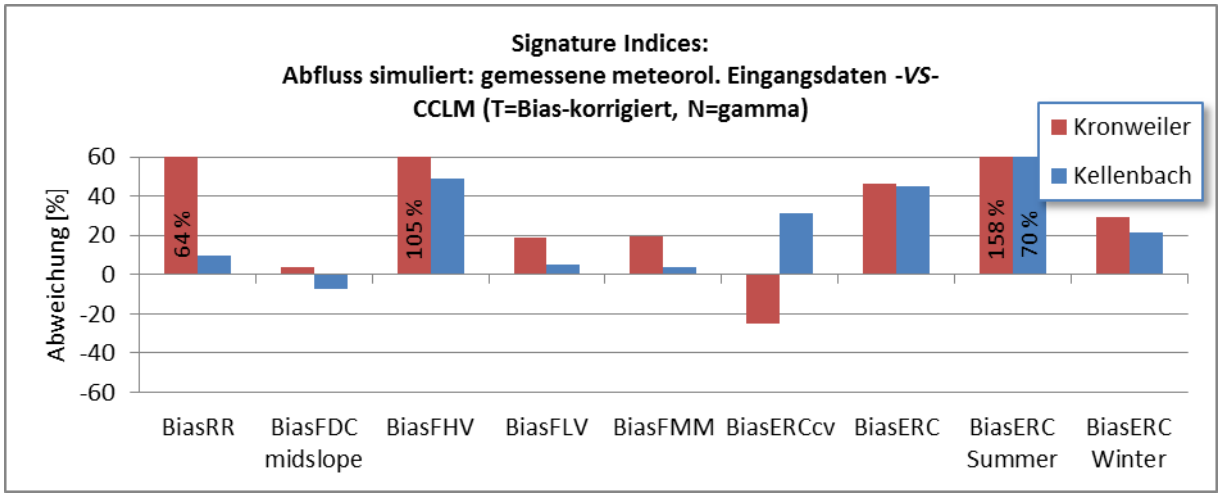


Abb. 7.4: Signature Indices aus Vergleich von simulierten Abflusszeitreihen (1) mit gemessenen meteorologischen Eingangsdaten (1994-2003) und (2) mit Kontrolllauf 2 als Modellantrieb (Temperatur = Bias-korrigiert, Niederschlag = korrigiert mit parametrischem Q-matching).

Der stark positive BiasRR in Kronweiler wird durch den deutlich höheren Niederschlag in den CCLM-Daten (1048 bzw. 1023 mm a^{-1}) gegenüber den Messdaten (938 mm a^{-1}) verursacht (Tab. 7.4). In Kellenbach liegt der mittlere Jahresniederschlag der CCLM-Daten viel näher an den Messdaten, was dort die geringeren Abweichungen im simulierten Abfluss erklärt. Der stark überschätzte BiasERCSummer lässt sich durch zu feuchte Bedingungen im Sommer erklären. Dies gilt für beide Einzugsgebiete, aber insbesondere für Kronweiler. Da sich die mittleren Temperaturen von CCLM und Messdaten kaum unterscheiden (Kronweiler: 0,36 °C Differenz, Kellenbach: 0,22 °C Differenz), ist vermutlich weniger eine zu geringe Verdunstung, sondern eher ein zu hoher Niederschlag im Sommer dafür verantwortlich. Die mit CCLM-Antrieb überschätzten Hochwasserabflüsse (BiasFHV) lassen sich größtenteils im Zusammenhang mit Schneeschmelzereignissen erklären. Bei näherer Betrachtung der einzelnen großen Abflussereignisse zeigt sich, dass fast alle großen Ereignisse in der Abflusszeitreihe mit CCLM-Daten als Modellantrieb mit Schneeschmelzprozessen im Zusammenhang stehen. Bei der Abflusszeitreihe mit gemessenen meteorologischen Daten als Modellantrieb sind solche Ereignisse zum einen seltener und weisen zum anderen deutlich geringere Abflussvolumina auf. Damit kann der erhöhte BiasFHV so gedeutet werden, dass im CCLM zu viel Schnee fällt, also die winterlichen Niederschläge besonders in dieser Hinsicht überschätzt werden. Da Schneeschmelzereignisse nicht bei der Auswertung der ERCs berücksichtigt werden, steigt der BiasERCWinter weniger stark an. Zuletzt spielen auch die durch den BiasERCSummer angedeuteten feuchteren Verhältnisse im Sommer eine Rolle für die Entstehung der erhöhten Spitzenabflüsse. Treffen sommerliche Starkregen auf ein feuchteres Einzugsgebiet, so sind entsprechend höhere Abflüsse zu erwarten.

7.4.4 Klimaänderungssignal in den CCLM-Datensätzen

7.4.4.1 COSMO_CLM Projektion 1 (2015-2024)

Ein Klimaänderungssignal wird über die Bestimmung der relativen Unterschiede zwischen Kontrolllauf und Projektion ermittelt. Für den ersten CCLM-Lauf (Projektion 1, Szenario A1B) ergibt sich für die Einzugsgebiete Kellenbach und Gensingen eine leichte Abnahme im Jahresniederschlag (Tab. 7.5) und eine deutliche Temperaturzunahme (Tab. 7.6). Dies bedingt eine Abnahme der Abflussspitzen (negativer Index BiasFHV) und der Ereignisabflussbeiwerte (Abb. 7.5). Auch die Wasserbilanz (negativer Index BiasRR) und die Reaktivität nehmen ab (negativer Index BiasFDCmidslope). Teilweise unterschiedlich reagiert das Einzugsgebiet Kronweiler. Es zeigt eine leichte Zunahme beim Niederschlag, was jedoch durch die höheren Evapotranspirationsverluste ausgeglichen wird und sich in Indexwerten nahe Null ausdrückt. Nur im Spitzenabflussbereich ist eine Abnahme festzustellen (negativer Index BiasFHV), was evtl. durch eine unterschiedliche zeitliche Verteilung des Niederschlags erklärt werden kann, da die Indizes für die Ereignisabflussbeiwerte weitgehen unverändert bleiben.

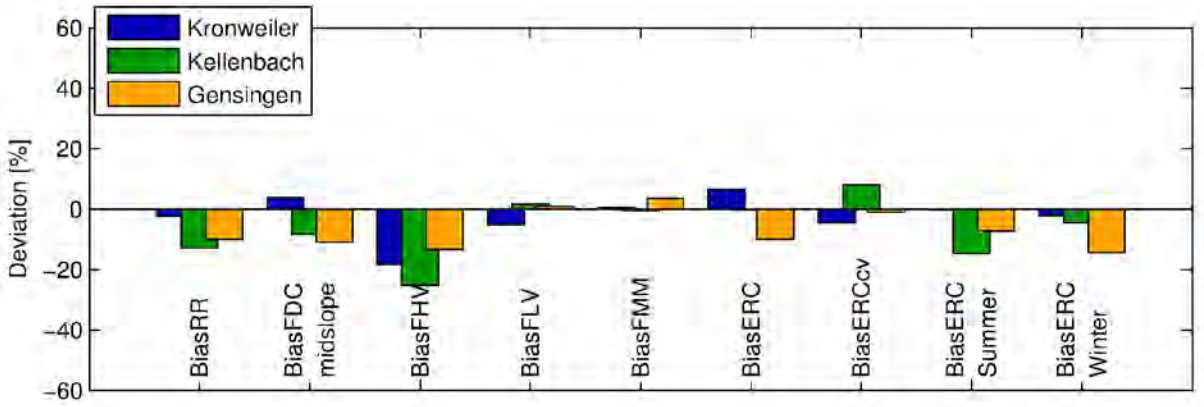


Abb. 7.5: Signature Indices für den Vergleich von (1) CCLM Kontrolllauf 1 und (2) CCLM Projektion 1: 2015-2024

7.4.4.2 COSMO_CLM Projektion 2 (2091-2100)

Die Wasserbilanz (BiasRR) ist in der Projektion 2 (A1B-Szenario, 2091-2100) gegenüber dem Kontrolllauf 2 leicht erhöht (Abb. 7.6). Dies erscheint auf den ersten Blick verwunderlich, da eine Zunahme der mittleren Temperaturen vom Kontrolllauf 2 zu Projektion 2 von fast 4 °C (Tab. 7.6) eine stark erhöhte Verdunstung und damit eine Verringerung des BiasRR erwarten lässt. Dieser scheinbare Widerspruch kann möglicherweise durch das Zusammenwirken von Summe und zeitlicher Verteilung der Niederschläge erklärt werden. Erstens ist der mittlere Jahresniederschlag in der Projektion 2 höher als im Kontrolllauf 2 (Tab. 7.5). Dieser Überschuss an Niederschlag kann womöglich einen Teil der temperaturbedingten Verdunstungszunahme in der Projektion 2 kompensieren. Dass dies jedoch nicht völlig gelingt, deutet der negative BiasFLV in beiden Einzugsgebieten an. Die Abnahme im Volumen der Niedrigwasserabflüsse weist auf eine zukünftig stärkere Austrocknung im Sommer hin, welche als Folge der Verdunstungszunahme durch die höheren Temperaturen gedeutet werden kann. Unterstützt wird diese These durch die viel geringeren ERCs im Sommer des Zukunftsszenarios (BiasERCSummer). Die höhere Temperatur bzw. Verdunstung führt hier zu einer geringeren Vorereignisfeuchte, was in geringeren sommerlichen Abflussbeiwerten resultiert. Unter Annahme einer unveränderten jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung wäre eine positive Wasserbilanz (BiasRR) kaum zu erklären. Es ist äußerst unwahrscheinlich, dass die Zunahme des Jahresmittelniederschlags von 3,6% in Kronweiler bzw. 5,6% in Kellenbach alleine genügt, um die temperaturbedingt stark erhöhte Verdunstung in der Projektion 2 auszugleichen oder gar zu übertreffen. Weiter deutet der besonders in Kronweiler stark negative BiasFHV darauf hin, dass die durch Schneeschmelze verursachten intensiven Abflussereignisse des Kontrolllaufs 2 in der Projektion 2 fehlen. Dies lässt sich durch die deutlich höheren Temperaturen im Zukunftsszenario erklären. Diese starke Veränderung zeigt sich nicht in den winterlichen Abflussbeiwerten (BiasERCWinter), da bei diesen keine Schneeschmelzereignisse berücksichtigt werden. Zugleich steigen die mittleren Abflüsse an (BiasFMM). Dies bedeutet, dass im Winter zwar die Spitzenabflüsse sinken, aber die mittleren Abflüsse zunehmen, was als ein weiterer Hinweis für eine mehr auf den Winter verschobene jahreszeitliche Niederschlagsverteilung angesehen werden kann. Insgesamt resultiert dies in einer posi-

tiven Wasserbilanz (BiasRR), da im Winter ein durch die erhöhte Temperatur bedingter Verdunstungsverlust weniger stark ausgeprägt ist als im Sommer. Der mindernde Effekt der Temperaturzunahme auf die Abflusssumme wird demnach durch die veränderte jahreszeitliche Verteilung des Niederschlags überkompensiert. Die Zunahme der Reaktivität (BiasFDCmidslope) bedeutet, dass das Gebiet insgesamt ausgeprägter auf den Niederschlag reagiert. Ein solches Verhalten ist besonders dann zu erwarten, wenn ein Einzugsgebiet tendenziell feuchter wird. Dies passt zu der oben genannten Vermutung feuchterer Winter im Zukunftsszenario. Da der BiasFDCmidlsope nur die Werte der Abflussdauerlinie zwischen dem 20 und 70%-Quantil berücksichtigt, fällt die verstärkte sommerliche Trockenheit hier kaum ins Gewicht. Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass sich das Klimaänderungssignal der CCLM-Daten im Untersuchungsgebiet in Form feuchterer, aber schneeärmerer Winter sowie trockenerer Sommer präsentiert.

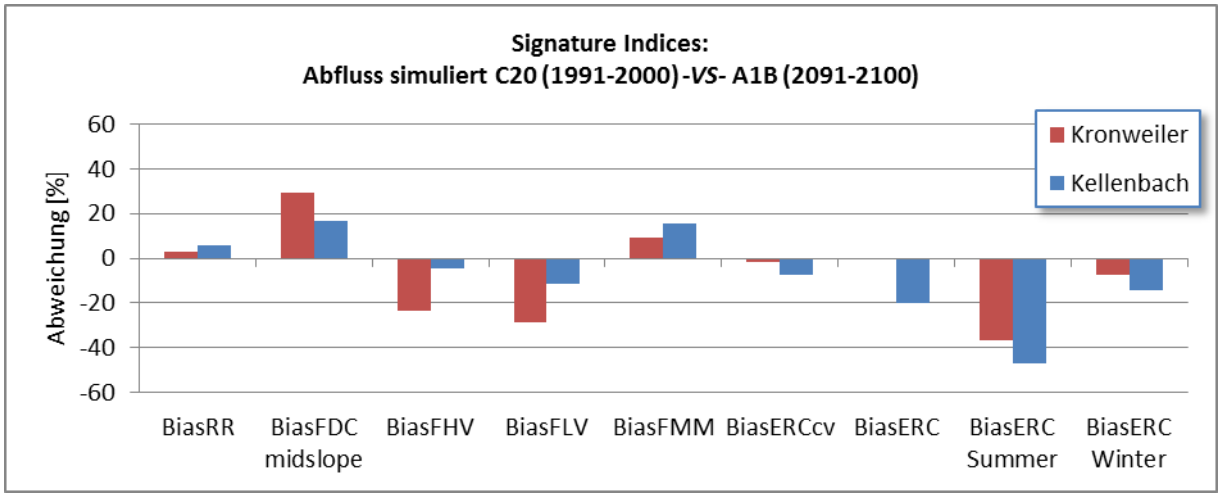


Abb. 7.6: Signature Indices aus Vergleich simulierter Abflusszeitreihen mit CCLM-Daten als Modellantrieb: (1) Kontrolllauf 2 und (2) Projektion 2 (A1B-Szenario, 2091-2100).

7.4.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die in dieser Studie vorgestellten Bias-Korrekturverfahren sind weitgehend in der Lage, den Bias aus den Niederschlags- und (für den zweiten Datensatz) Temperaturzeitreihen des CCLM zu entfernen. Dies gelingt sehr gut für diejenigen CCLM-Rasterzellen, in denen sich eine Messstation befindet. Für den Großteil der Zeitreihen des CCLM erfolgt die Korrektur jedoch mittels Interpolationsverfahren. Der Bias kann insbesondere für die Temperatur zwar auch dort verringert, aber nicht ganz entfernt werden. Für den Niederschlag ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Das Interpolationsverfahren stellt daher den größten Schwachpunkt des Korrekturverfahrens dar. Zudem ist die Güte der Bias-Korrektur stark von der quantitativen und qualitativen Verfügbarkeit von Beobachtungsdaten abhängig. Je dichter das Netz von Messstationen und je vollständiger und länger deren Aufzeichnungen, umso besser gelingt die Korrektur. Bei der Evaluierung des Bias-Korrekturverfahrens durch die simulierten Abflusszeitreihen fielen besonders der Modellfehler von LARSIM sowie Mängel in den Beobachtungsdaten als Unsicherheitsfaktoren auf. Die zur Auswertung verwendeten Signature Indices veranschaulichen hier sehr deutlich, wie sich das simulierte Abflussverhalten bei

Verwendung unterschiedlicher klimatischer Datensätze verändert. Sie sind äußerst sensitiv und erlauben eine einfache und hydrologisch aussagekräftige Interpretation der Ergebnisse. Damit eignen sich die Signature Indices sowohl als indirektes Ähnlichkeitsmaß zum Vergleich zweier Datensätze als auch zur Analyse der Folgen klimatischer Veränderungen auf das Abflussverhalten von Flusseinzugsgebieten.

Für eine verlässliche hydrologische Prognose müsste in jedem Fall ein Ensemble-Ansatz verwendet werden (KNUTTI 2008; TEUTSCHBEIN UND SEIBERT 2010). Zur Zeit stehen jedoch auf der Skala von 5 km² wegen der hohen Rechenzeit der Einzelläufe keine Ensembleläufe des COSMO-CLM oder vergleichbarer Modelle zur Verfügung. Bei den verwendeten Daten handelt es sich um 2 einzelne Projektionen, über deren Eintrittswahrscheinlichkeit keine Aussagen getroffen werden können. Außerdem ist es erforderlich (1), die Abweichungen zwischen Simulationsmodell und Realität zu identifizieren, (2) die Ursachen dieser Abweichungen zu erklären und (3) sie dann auf ein tolerierbares Maß zu reduzieren. Um ein Modell bzw. eine Modellkette verwenden zu können, sollte sichergestellt sein, dass die historischen bzw. beobachteten Verhältnisse reproduziert werden. Um diesem Ziel näher zu kommen, sind in dem hier gezeigten Beispiel noch einige weitere Arbeitsschritte notwendig:

(1) Modellfehler von LARSIM reduzieren, z.B. durch Kalibrierung des Modells mit Hilfe der Signature Indices (HERBST ET AL. 2009)

(2) Verbesserung der Bias-korrigierten Temperaturfelder durch eine Höhenkorrektur mit Hilfe eines hochaufgelösten Geländemodells

(3) Erweiterung des Bias-Korrekturverfahrens (Q-matching) für den Niederschlag, unter besonderer Berücksichtigung der Extremwerte, z.B. durch Verwendung des dynamischen Mischungsmodells nach VRAC UND NAVEAU (2007) mit einer Gamma-Verteilung für den Kern und einer Pareto-Verteilung für die Extremwerte der Verteilung

(4) Verwendung unterschiedlicher Interpolationsverfahren bei der Bias-Korrektur und Vergleich anhand simulierter Abflusszeitreihen und Signature Indices

(5) Bedarf an zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Beobachtungsdatensätzen

(6) Überprüfung auf mögliche Abweichungen in den weiteren Variablen der CCLM-Ausgabe, die in LARSIM Eingang finden (Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, Luftdruck) und gegebenenfalls Bias-Korrektur dieser Variablen

Die für das KlimLandRP-Projekt bereitgestellten regionalen Klimasimulationen haben ein hohes Potenzial sowohl für die hydrologische Modellierung als auch für andere Anwendungen (z. B. Bioklima, Biodiversität). Die Vorteile liegen im Vergleich zu statistischen Verfahren wie z. B. WETTREG (UBA 2007) darin, dass dynamische Modelle konsistente Felder der atmosphärischen und hydrologischen Größen liefern, die Dynamik der Prozesse direkt simulieren und topographische Einflüsse auch in Regionen ohne Messdaten berücksichtigen. Weiterhin können die Felder in hoher zeitlicher Auflösung (1h) zur Verfügung gestellt werden. Die Nachteile der dynamischen Modelle liegen in den hohen Anforderungen an Rechenzeit und

an eventuellen systematischen Fehlern, die eine Korrektur erforderlich machen (BIAS-Korrektur). Im Vergleich zu bisher verfügbaren Simulationen von dynamischen regionalen Klimamodellen aus dem PRUDENCE-Projekt mit 50 km Auflösung (CHRISTENSEN UND CHRISTENSEN 2007, JACOB ET AL. 2007) und dem ENSEMBLES-Projekt mit 25 km Auflösung (VAN DER LINDEN UND MITCHELL 2009) ist die Auflösung der bereitgestellten Daten mit 5 km deutlich höher und repräsentiert das durch komplexes Gelände geprägte Klima von Rheinland-Pfalz deutlich besser. Der nächste Schritt zu einer noch höheren Auflösung von ca. 1 km, mit der auch eine direkte Simulation der konvektiven Niederschlagsdynamik möglich ist, würde eine weitere Verbesserung darstellen (KNOTE ET AL. 2010).

Eine große Herausforderung für die Zukunft stellt die Quantifizierung der Unsicherheiten von hochaufgelösten regionalen Klimasimulationen für die Zukunftsszenarien dar, wie sie in Form von Multi-Modell-Ensembles im Rahmen des ENSEMBLES-Projekt mit 25 km Auflösung (VAN DER LINDEN UND MITCHELL 2009) untersucht wurden. Eine derartige Studie für regionale Klimasimulationen auf der Kilometer-Skala ist nur durch eine Kooperation von nationalen und internationalen Modellierergruppen zu erreichen.

Es muss daher hier noch einmal klar betont werden, dass eine einzelne Modellsimulation, die dieser Studie zugrunde liegt, nicht geeignet ist, eine abschließende Bewertung vorzunehmen bzw. wissenschaftlich fundierte Schlüsse bezüglich der hydrologischen Wirkung des Klimawandels auf das Untersuchungsgebiet zu ziehen. Vergleiche des CCLMs mit anderen Klimamodellen zeigen aber, dass das CCLM insgesamt gut im Feld der anderen Modelle liegt (VAN DER LINDEN UND MITCHELL 2009, JACOB ET AL. 2007).[1]

[1] **Danksagung.** Die Autoren danken dem LUWG in Mainz für die Bereitstellung des Modells LARSIM, der Abflussdaten des Nahe-Einzugsgebietes und der Klimadaten. Außerdem geht ein Dank an Burkhardt Rockel und Anne Pätzold vom Helmholtz-Zentrum Geesthacht für die Bereitstellung der CLM-Daten für die Zeitscheiben 1988-2000 und 2015-2024. Die COSMO-CLM-Daten für die Zeitscheiben 1991-2000 und 2091-2100 wurden im Rahmen des Projekts „Global change“ (gefördert durch die Forschungsinitiative Rheinland-Pfalz) erstellt.

8 Ergänzende Stakeholderbefragungen Wasserwirtschaft

Im Zuge der Bearbeitung des Moduls Wasser wurden ergänzend zur zentralen Befragung im Projekt drei weitere Stakeholderbefragungen im Bereich der Wasserwirtschaft durchgeführt, um den aktuellen Wissenstand zum Thema Klimawandel und Anpassungsstrategien detailliert ermitteln zu können (DRESEN 2011; GLOD 2011; PRIGGE 2010). Auf Basis dieser Befragungen können hier ergänzende Aussagen in den Bereichen (1) öffentliche und (2) nichtöffentliche Wasserversorgung, (3) Wasserkraftgewinnung, (4) Badegewässer, (5) Binnenschifffahrt (6) Fischerei und Gemüseanbau (7) gemacht werden.

Die ergänzenden Stakeholderbefragungen haben gezeigt, dass der Klimawandel in den Bereichen öffentliche und nichtöffentliche Wasserversorgung bereits ein sehr wichtiges und stark diskutiertes Thema ist. Vor allem Industrieunternehmen verlassen sich dabei nicht nur auf Informationen aus den Medien, sondern entwickeln eigene Strukturen, um gezielt Informationen zu sammeln, die sie für eine erfolgreiche Anpassung benötigen. Maßnahmen zur Minderung und Anpassung an den Klimawandel werden umfangreich in Betriebsprozesse eingebaut und sorgen neben einer Reduzierung der CO_2-Emissionen und des Wasserverbrauchs auch für finanzielle Entlastungen. Angetrieben durch gesetzlichen Vorgaben und finanzielle Interessen wird sich diese Entwicklung auch in Zukunft fortsetzen.

Die Betriebe der öffentlichen Wasserversorgung haben ebenfalls finanzielle Interessen, allerdings steht dort die Versorgungssicherheit an erster Stelle. Wasserversorger, die ihr Wasser zum Großteil aus Talsperren beziehen, konnten dabei schon erste kurzzeitige Engpässe verzeichnen. Maßnahmen, um die Versorgung für die Zukunft abzusichern, wurden daraufhin entweder schon umgesetzt oder befinden sich aktuell in der Planungsphase. Auch hier wird man die klimatischen Veränderungen in Zukunft weiter beobachten, und wenn nötig, entsprechend handeln. Gleiches gilt für die Wasserversorger, die ihr Wasser aus Tiefbrunnen beziehen, auch wenn diese bisher noch keine größeren Beeinträchtigungen bemerkt haben. Talsperrenbetreiber kennen jedoch bereits Trockenperioden und bereiten sich entsprechend vor. Für die Steinbachtalsperre (Wasserversorgung Idar-Oberstein) ist eine Verbundleitung nach Nonnweiler geplant, um Niedrigwasserphasen kompensieren zu können. Die Riveristalsperre (Wasserversorgung der Stadt Trier) kann im Notfall komplett durch das Kyllwasserwerk ersetzt werden.

Mit größeren Problemen haben die Wasserkraftwerksbetreiber zu kämpfen. Die - nach den Aussagen der Betreiber selbst - immer häufiger auftretenden Niedrigwasserstände in den

Bächen und Flüssen führen neben den bestehenden Schwierigkeiten durch umfangreiche Auflagen der Gesetzgebung zu einer sinkenden Jahresarbeit und damit zu finanziellen Einbußen. Viele der Betreiber fühlen sich dieser Entwicklung weitgehend ausgeliefert und fordern Hilfe der Politik ein, von der sie sich bisher vernachlässigt sehen. Hier erscheint es durchaus sinnvoll, von Seiten der zuständigen Behörden das Gespräch zu suchen und gemeinsam mit den Betroffenen Strategien zu entwickeln.

Im Bereich der Badeseen ist es in den letzten Jahren schon vermehrt zu Beeinträchtigungen der Pegelstände und der Wasserqualität gekommen. Trotzdem beschäftigen sich die Betreiber noch recht wenig mit dem Thema Klimawandel beziehungsweise haben in vielen Fällen nicht die finanziellen Mittel oder das nötige Know-how, um entsprechende Maßnahmen zu ergreifen.

Für die Binnenschifffahrt lassen längere Phasen mit Niedrigwasser im Sommer längere Liegezeiten erwarten. Leichtere Schiffe aus Verbundwerkstoffen mit geringerem Tiefgang stellen hier eine mögliche Anpassung dar.

In der Fischerei wird bereits eine Verdrängung der ursprünglichen Fischarten des Rheins hin zu wärmeliebenden Arten festgestellt. Erwerbsfischerei sollte daher ausschließlich auf Aquakulturen setzen, hier ist eine schnellere Anpassung an Klima und Marktbedingungen möglich. Erwerbsfischerei im Rhein selbst spielt daher insgesamt keine wirtschaftlich relevante Rolle mehr.

Im Bereich Gemüseanbau konnte nur ein Stakeholder im Raum Ludwigshafen befragt werden. Interessant ist der Hinweis, dass in der jüngsten Vergangenheit vermehrt Schadereignisse aufgetreten sind (Starkniederschläge und Hagel). Auch kam es bereits zur Verknappung von Bewässerungswasser im Sommer, was im Gemüsebau wegen der hohen Bewirtschaftungsintensität sehr schnell problematisch werden kann. Für die Zukunft wird erwartet, dass andere Gemüsesorten angebaut werden müssen, die an höhere Temperaturen besser angepasst sind. Grundsätzlich positiv wird die Verlängerung der Vegetationsperiode bewertet. Da die Anpassungsmöglichkeiten in der Landwirtschaft jedoch sehr kurzfristig möglich sind und auch bisher immer sehr schnell auf Markt- und Gesetzesvorlagen reagiert wurde, wird die Zukunft insgesamt positiv bewertet.

Grundsätzlich empfiehlt sich der Einsatz von regionalen Ansprechpartnern, die gezielte Aufklärungsarbeit zum Thema Klimawandel leisten und dabei helfen, sinnvolle und umsetzbare Maßnahmen zu entwickeln. Bei der Umsetzung sollten sie den Betroffenen begleitend zur Seite stehen. Eine erfolgreiche Anpassung an den Klimawandel in den Bereichen der Wasserkraft und den Badegewässern, wie sie in der öffentlichen und nichtöffentlichen Wasserversorgung aktuell schon passiert, hängt aus unserer Sicht im Wesentlichen von den politischen Rahmenbedingungen sowie ganz zentral von der Kommunikation zwischen Betroffenen und den beteiligten Behörden ab.

9 Gesamtdiskussion

Durch das Modul Wasser wurden im Wesentlichen drei sich ergänzende Teilstudien durchgeführt (Bilanzierung des Wasserhaushaltes, Wasserhaushalt von Waldstandorten und Analyse des zukünftigen hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten auf der Basis von Signature Indices). Ergänzt wurden diese Arbeiten durch eine Studie (Umweltmeteorologie, Uni Trier) zum Anwendungspotential von regionalen Klimasimulationen mit CCLM (es wurden stündliche Daten in einer Auflösung von 5 km für die Zeiträume 2015-2024 und 2091-2100 zur Verfügung gestellt), eine Studie zur Wassergüte (Hydrologie, Universität Trier) und drei Stakeholderbefragungen im Rahmen von Abschlussarbeiten an der Universität Trier.

Bilanzierung des Wasserhaushaltes

Die Auswertung unterschiedlicher Projektionen aus WETTREG mit STOFFILANZ zeigt ein relativ einheitliches Bild für Rheinland-Pfalz: Während insgesamt der Jahresniederschlag zunimmt, kommt es zu einer deutlichen Veränderung der jahreszeitlichen Verteilung der Niederschläge. So sind im Sommer durchweg niedrigere Niederschlagsmengen zu erwarten. Bei insgesamt steigenden Temperaturen sind längere Phasen von Wasserstress für Flora und Fauna zu erwarten.

Für die nahe Zukunft ließe sich bis auf den Nordosten kein eindeutiges Änderungssignal der Jahresbilanz für Rheinland-Pfalz feststellen. Nur der Nordosten zeigt dann leicht abnehmende Tendenzen der mittleren Abflussspende. Für die ferne Zukunft zeigen sich landesweit Zunahmen der mittleren Abflussspenden, ausgenommen der Nordosten von Rheinland-Pfalz und der Nördlichen Oberrheintiefland. Auffällig ist, dass sowohl für die nahe als auch für die ferne Zukunft die Änderungsspannweiten für das Nördliche Oberrheintiefland sehr groß sind, was auf eine hohe Unsicherheit in den Daten hindeutet.

Die zukünftige Jahresbilanz weist eher zunehmende Tendenzen der Abflussspenden auf. Dieses Ergebnis resultiert vor allem aus den projizierten Zunahmen der Winterniederschläge. Diese Zunahmen sind für alle einbezogenen Klimaprojektionen zu verzeichnen (Abb. 9.1, Abb. 9.2). Gleichzeitig sind für alle Projektionen Abnahmen der Sommerniederschläge zu verzeichnen (Abb. 9.3, Abb. 9.4). Das bedeutet, dass sich das Abflussverhalten zwischen Winter- und Sommerhalbjahr noch stärker unterscheiden wird: Während vor allem im Winter die Abflussspenden zunehmen werden, zeigt sich im Sommerhalbjahr das Gegenteil. Um diese Ergebnisse in Aussagen über eine zukünftige Wasserführung in den Gewässern oder

die Verfügbarkeit von Grundwasser zu übersetzen, muss jeweils die Grundwasserspeicherfähigkeit des Untergrundes berücksichtigt werden.

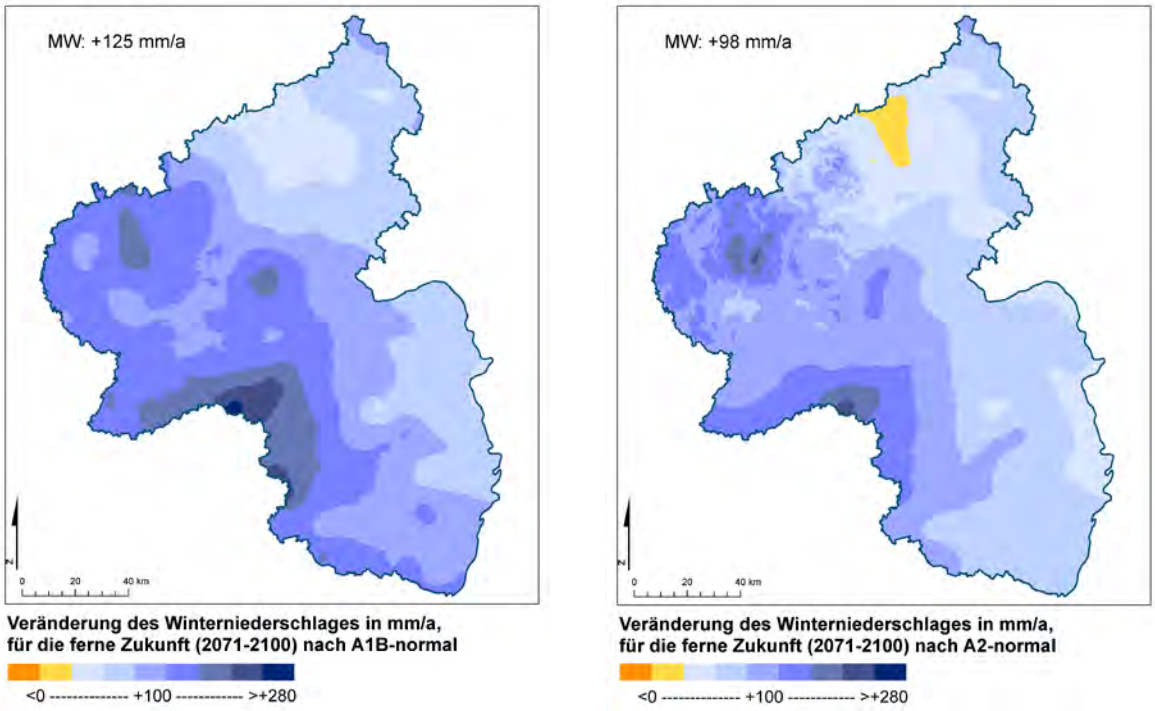


Abb. 9.1: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion.

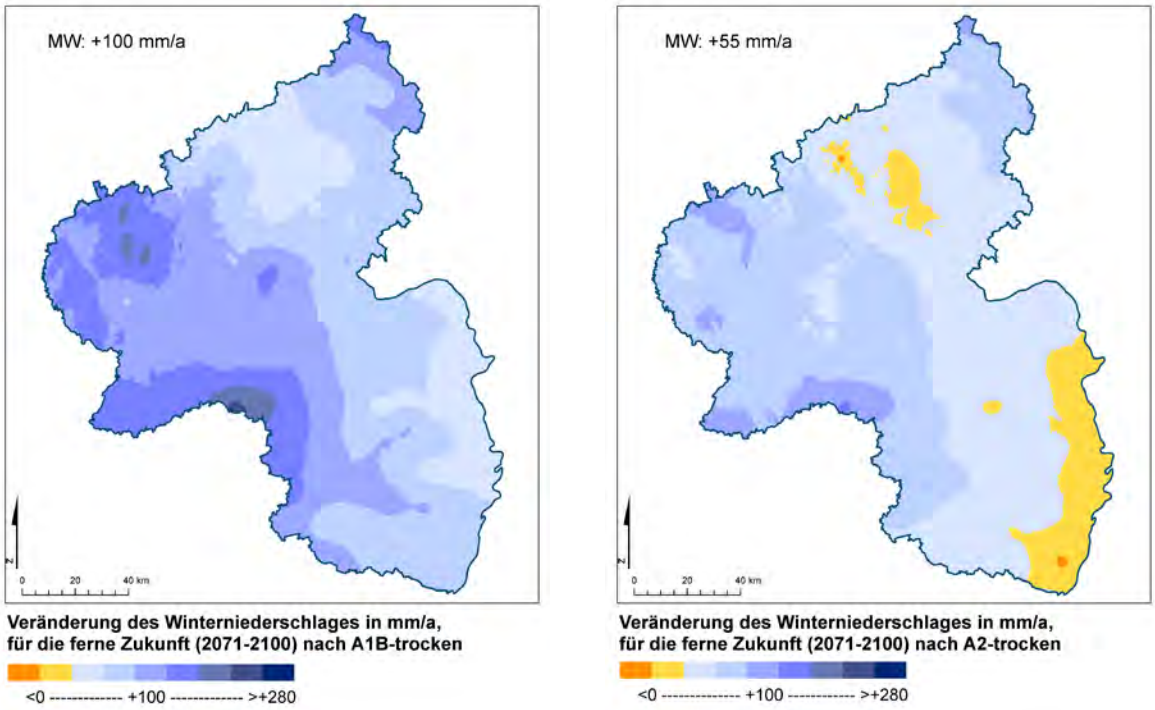


Abb. 9.2: Veränderung des mittleren Winterniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion.

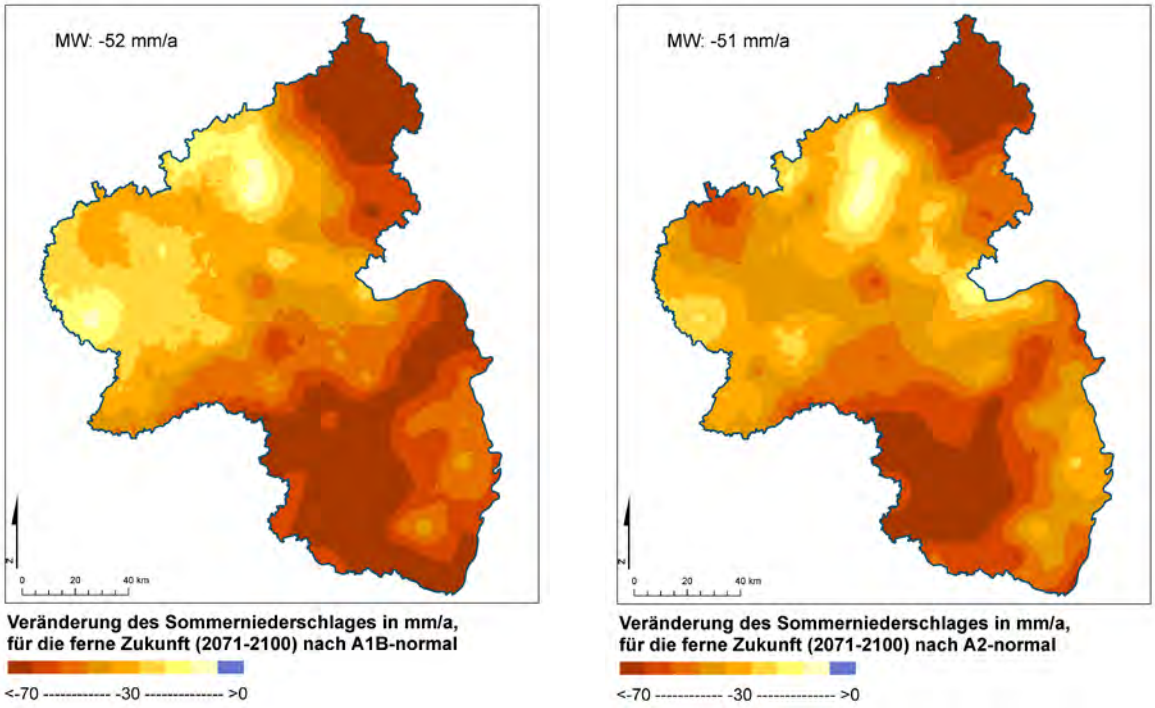


Abb. 9.3: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-normal-Projektion und (rechts) A2-normal-Projektion.

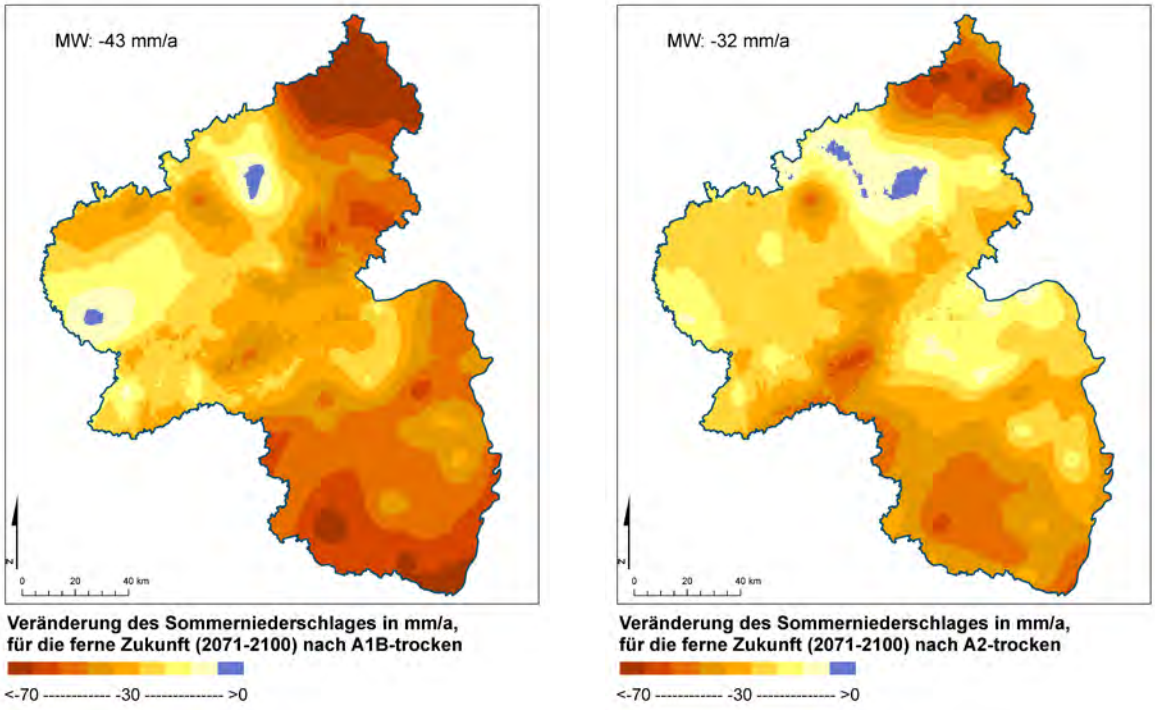


Abb. 9.4: Veränderung des mittleren Sommerniederschlages in mm a^{-1} für die ferne Zukunft nach der WETTREG2006 (links) A1B-trocken-Projektion und (rechts) A2-trocken-Projektion.

Waldstandorte

Die Untersuchungen zeigen deutliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserverfügbarkeit von Buchenstandorten in Rheinland-Pfalz. Das Änderungssignal ist erwartungsgemäß für die ferne Zukunft (2071-2100) viel deutlicher ausgeprägt als für die nahe Zukunft (2021-2050). Zum einen werden zukünftig neben den planaren Standorten auch kolline Standorte mit geringer bis mittlerer Feldkapazität vom Wassermangel betroffen sein. Heutige submontane und montane Standorte mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität werden erwartungsgemäß am wenigsten vom Klimawandel betroffen sein.

Die hier entwickelte Methode stellt eine gute Möglichkeit dar, den Wasserhaushalt von Waldstandorten in Abhängigkeit von der Temperatur objektiver zu bewerten. Eine Einschränkung ergibt sich jedoch dadurch, dass die Wasserhaushaltssimulationen aufgrund fehlender Grundlagendaten eine relativ grobe Schätzung der Verdunstungsparameter erfordern. Der hier verwendete Trockenstressindex BWd9 ist dem in SCHWÄRZEL ET AL. (2008) vorgestellten Indikator ähnlich. Durch eine Abstufung des BWd9 kann jedoch eine höhere Sensitivität erzeugt werden. Die Stufen des Trockenstressindikators BWd9 basiert auf Schätzwerten, welche auf pflanzenphysiologische Größen zurückgeführt werden können. Der Indikator BWd9 kommt unter sehr heißen und trockenen Bedingungen an seine Auflösungsgrenzen. Das ist für die aktuelle Untersuchung jedoch unkritisch, da ab einem Trockenstressindikatorwert von 40% der Vegetationsperiode Standorte bereits als „äußerst trocken“ eingestuft werden können. Eine Plausibilisierung der Simulationsergebnissen mit echten Messdaten wäre wünschenswert. Es existieren beim FAWF einige Untersuchungen allerdings sind die vorliegenden Simulationen nicht direkt vergleichbar, es müsste dazu gesonderte Simulationen mit geänderten Standort- und Klimadaten durchgeführt werden, um diese Informationen nutzbar zu machen. Die Regionalisierung der Ergebnisse, d .h. die Einteilung in Klimaregionen berücksichtigt bisher nicht einen Nord-Süd-Gradienten. Es sollte insbesondere im Südosten des Landes (Oberrheingraben) eine zusätzliche Klimastation verwendet werden. Die vorgestellte Methode ist weitgehend automatisiert. Neurechnungen mit neueren oder zusätzlichen Klimaprojektionen lassen sich so relativ schnell durchführen und können zu einer schnellen Aktualisierung abgeleiteter Standortattribute verwendet werden.

Regionale Klimasimulationen

Die für das KlimLandRP-Projekt bereitgestellten regionalen Klimasimulationen (CCLM) mit einer räumlichen Auflösung von 5 km haben ein hohes Potenzial sowohl für die hydrologische Modellierung als auch für andere Anwendungen (z. B. Bioklima, Biodiversität). Die Vorteile liegen im Vergleich zu statistischen Verfahren wie z. B. WETTREG (UBA 2007) darin, dass dynamische Modelle konsistente Felder der atmosphärischen und hydrologischen Größen liefern, die Dynamik der Prozesse direkt simulieren und topographische Einflüsse auch in Regionen ohne Messdaten berücksichtigen. Weiterhin können die Felder in hoher zeitlicher Auflösung (z. B. 1 Stunde) zur Verfügung gestellt werden. Die Nachteile der dynamischen Modelle liegen im hohen Bedarf an Rechenzeit und der meist notwendigen Korrektur von systematischen Modellfehlern (BIAS-Korrektur). Die im Projekt verwendeten 5km-Daten

repräsentieren das durch komplexes Gelände geprägte Klima von Rheinland-Pfalz deutlich besser als bisher verfügbare Datensätze in 10km oder 18km Auflösung. Allerdings ist es erst ab einer Auflösung von ca. 1km möglich, auch die konvektive konvektiven Niederschlagsdynamik abzubilden. Diese Daten werden frühestens in 2013 verfügbar sein.

Neben der detaillierten Analyse möglicher Folgen des prognostizierten Klimawandels können Impaktmodelle wie z. B. das in unserem Projekt eingesetzte Modell LARSIM auch dazu verwendet werden, die Klimasimulation selbst zu bewerten (CASPER ET AL. 2012).

In Mittelgebirgsräumen ist eine Bias-Korrektur sehr schwierig, da hier hohe Gradienten auftreten. Messstationen können bereits in relativ geringer Distanz zueinander ganz andere Eigenschaften aufweisen als der betrachtete Punkt. Wird die Transferfunktion zur Bias-Korrektur aus benachbarten Messstationen interpoliert, die sich in einer deutlich anderen Geländeposition befinden als das zu korrigierende Klimadatenpixel, dann ist mit einem geringeren Korrekturerfolg zu rechnen. Hier wird die Verwendung exakterer Interpolationsverfahren empfohlen. Passende Algorithmen sind z. B. bei INTERMET (GERLACH, 2006) implementiert. Entsprechende Untersuchungen laufen zur Zeit an der Universität Trier. Dabei bietet sich grundsätzlich eine Evaluierung des Bias-Korrekturverfahrens auf der Basis von simulierten Abflusszeitreihen an. In unserer Studie fielen u. a. der Modellfehler von LARSIM sowie Mängel in den Beobachtungsdaten als Unsicherheitsfaktoren auf (Tab. 9.1). Die zur Auswertung verwendeten Signature Indices konnten sehr gut abbilden, wie sich das simulierte Abflussverhalten bei Verwendung unterschiedlicher klimatischer Datensätze verändert. Sie reagieren äußerst sensitiv auf den Klimainput und erlauben eine schnelle und hydrologisch aussagekräftige Interpretation der Ergebnisse.

Tabelle 9.1.: Mögliche Fehlerquellen bei der Kopplung von regionalen Klimasimulationen und Niederschlags-Abfluss-Modellen.

Daten / Methoden	Fehlerquellen
COSMO-CLM	Systematischer Bias
Meteorologische Beobachtungen	Interpolation, Messfehler
Pegel	Messfehler
Bias-Korrektur	Interpolationsverfahren
	Annahme der Stationarität der Transferfunktion
	Vernachlässigung der Kovarianz von Temperatur und Niederschlag
Modellfehler hydrologisches Modell	Modellstruktur und -parametrisierung

In diesem Projekt lag uns nur eine einzelne COSMO-CLM-Simulation vor. Aus diesen Daten sind keine Schlüsse bezüglich der hydrologischen Wirkung des Klimawandels auf das Untersuchungsgebiet zu ziehen. Eine verlässliche hydrologische Prognose würde einen Ensemble Ansatz erfordern. Zur Zeit stehen jedoch auf der Skala von 5 km bzw. 1 km wegen der hohen Rechenzeit der Einzelläufe keine Ensembleläufe mit dem COSMO-CLM oder vergleichbaren Modellen zur Verfügung. Eine große Herausforderung für die Zukunft stellt daher die Quantifizierung der Unsicherheiten von hochaufgelösten regionalen Klimasimulationen für die Zukunftsszenarien dar. Erst dann ist auch eine umfassende hydrologische Interpretation der Simulationsläufe des Impaktmodells (z. B. LARSIM) sinnvoll.

Wasserqualität unter dem Einfluss des Klimawandels

Steuergrößen für Verhalten, Ernährung, Ausbreitung und Wachstum von Fließgewässerorganismen sind u.a. abiotische Umweltfaktoren wie Temperatur, Sauerstoffgehalt, Strömungsgeschwindigkeit, Nährstoffgehalte, Lichtangebot und pH. Die Schwierigkeit, die Vielfalt der Wechselwirkungen zu erfassen und mögliche Veränderungen zu prognostizieren, sind deutlich in der kürzlich im Rahmen des KLIWA-Projektes erschienenen Literaturstudie aufgeführt (http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/). Ausgangspunkt für die Betrachtung der möglichen Habitatveränderungen von Fließgewässern in Folge des Klimawandels stellen die direkt verursachten Auswirkungen auf die atmosphärische Temperatur, die atmosphärische Strahlungsbilanz und das Niederschlagsverhalten dar. Dabei sind generell die direkten, gewässerinternen Veränderungen von den gewässerexternen, äußeren Veränderungen bzgl. möglicher Eintragspfade (diffuser Oberflächeneintrag, Kläranlagen-Einleitungen etc.) abzugrenzen. Neben einem erhöhten Trockenwetterabfluss im Winterhalbjahr ist insbesondere in den Sommermonaten mit häufigeren Starkregenereignissen zu rechnen, welche bei generell niedrigerem Trockenwetterabfluss das Auftreten von Hochwasserereignissen begünstigen. In urban geprägten Gebieten mit Mischkanalisation können die klimatischen Veränderungen so zu einer steigenden Häufigkeit von Entlastungsereignissen von Seiten der Kläranlagen und damit verbunden zu häufigeren Schadstoffbelastungen und hydraulischen Stoßbelastungen im Gewässer führen. Veränderungen in der Umgebungstemperatur und der Wasserführung sind wesentliche Einflussgrößen auf das Temperaturregime von Gewässerabschnitten. Allein eine zum Teil geringe Veränderung in der Flusstemperatur beeinflusst aufgrund der engen Spannweiten für optimale Lebensbedingungen die Artenverteilung und die Artendichte. Weiterhin beeinflusst die Temperatur die Primärproduktion, die Zersetzung und die Streuverarbeitung mit Folgen für die Flussenergetik.

Auswirkungen auf die Wasserqualität aufgrund des Klimawandels sind aus unserer Sicht auch für Fließgewässer in Rheinland-Pfalz zu erwarten. Genauere Aussagen erfordern allerdings noch erhebliche Anstrengungen in der Forschung zu gewässerökologischen Zusammenhängen und deren Vernetzung mit den wichtigsten Einflussgrößen. Unter http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/indikatoren/literatursuche/ finden sich aktuell nur 13 Einzelstudien mit einem klaren Bezug zum Land Rheinland-Pfalz. Ergänzende Studien sind in jedem Fall notwendig.

10 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen im Rahmen des Projektes KlimLandRP deuten an, dass sich der Wasserhaushalt in der fernen Zukunft durch den Klimawandel merklich verändern wird. Höhere Verdunstungsraten infolge steigender Temperaturen und eine ungünstigere jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge sind zu erwarten. Damit ist mit einer Zunahme von Perioden mit geringem Wasservorrat im Boden während der Vegetationsperiode zu rechnen. Häufiger Wasserstress wird somit vor allem auf flachgründigen Standorten wahrscheinlicher. Dem kann in der Landwirtschaft mit einer veränderten Fruchtfolge oder mit dem Aufbau flächenhafter Bewässerungsanlagen begegnet werden. In der Forstwirtschaft muss jedoch bereits heute für eine dem „Klima angepasste“ Artenzusammensetzung gesorgt werden.

Der oben skizzierte Wandel dorthin vollzieht sich allmählich, so dass ausreichend Zeit für eine Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel zur Verfügung steht. Als Basis dafür ist ein gutes Monitoringsystem notwendig, damit der Wandel vor allem auch in seiner räumlichen Struktur richtig erfasst werden kann. Auswirkungen auf die Wasserqualität aufgrund des Klimawandels sind auch für Fließgewässer in Rheinland-Pfalz zu erwarten. Genaue Prognosen erfordern allerdings noch erhebliche Anstrengungen in der Forschung zu gewässerökologischen Zusammenhängen und deren Vernetzung mit den wichtigsten Einflussgrößen. Das Gewässermonitoring muss daher die wichtigsten Güteparameter mit einbeziehen.

Aus den Ergebnissen aus STOFFBILANZ lassen sich beispielsweise Informationen für die zukünftige Grundwasserneubildung gewinnen. Ebenso können sich daraus Hinweise für klimasensitive Systeme gewinnen lassen, für welche das langjährige mittlere Abflussverhalten wichtig ist, wie beispielsweise für Wasserkraftanlagen. Da sich mit dem dargestellten Ansatz jedoch keine jahreszeitlichen Änderungen der Wasserbilanz feststellen lassen, sind für die Betrachtung klimasensitiver Systeme (z. B. Pflanzen) andere Ansätze notwendig, wie z. B. der Trockenstressindikator BWd9, der im Rahmen dieses Projekte entwickelt wurde. Dieser Ansatz besitzt den entscheidenden Vorteil, dass dieser im Gegensatz zu der derzeitigen Methode zur Bestimmung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten die Lufttemperatur direkt berücksichtigt. Dies ist im Zuge des Klimawandels ein entscheidender Faktor, der den Wasserhaushalt stark beeinflusst und unbedingt berücksichtigt werden muss. Die in dieser Studie vorgestellte Methode zur Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf 100-jährige Buchen in Rheinland-Pfalz ist gut geeignet, um zukünftige Veränderungen abzuschätzen und quantitativ zu fassen. Schon jetzt sollten die erzielten Ergebnisse in der Praxis Anwendung

finden, denn die derzeitige Methode zur Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen (SGD-Süd, 2006: 32) und der Ertragsschätzung von Buchen würde vor allem für kolline Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität aufgrund des projizierten Klimawandels zu Fehlplanungen führen. Zukünftig vom Wassermangel gefährdete Standorte lassen sich mit der vorgestellten Methode gut identifizieren. Standorte mit einer großen Änderungsspannweite zeigen auf, wo mit Planungsunsicherheiten zu rechnen ist.

Aus Sicht der Stakeholder kann festgestellt werden:

(1) Öffentliche Wasserversorger: Im Bereich der Tiefbrunnen noch keine Probleme feststellbar. Talsperrenbetreiber kennen jedoch Trockenperioden und bereiten sich entsprechend vor. Für die Steinbachtalsperre (Wasserversorgung Idar-Oberstein) ist eine Verbundleitung nach Nonnweiler geplant, um Niedrigwasserphasen kompensieren zu können. Die Riveristalsperre (Wasserversorgung der Stadt Trier) kann im Notfall komplett durch das Kyllwasserwerk ersetzt werden.

(2) Nichtöffentliche Wasserversorgung: Insgesamt ist hier eine sehr gute Informationslage festzustellen; Anpassung hat hier klare finanzielle Vorteile.

(3) Wasserkraftgewinnung: Starke Abhängigkeit von der Wasserführung; Vermehrte Trockenperioden im Sommer führen zu Ertragseinbußen, durch geringere Auslastung der Anlagen.

(4) Binnengewässer: Hier bestehen teilweise Informationsdefizite; als Anpassungen sind Belüftung; Fremdwassereinspeisung oder auch Badeverbote möglich

(5) Binnenschifffahrt: Längere Phasen mit Niedrigwasser im Sommer lassen längere Liegezeiten erwarten. Leichtere Schiffe aus Verbundwerkstoffen mit geringerem Tiefgang stellen eine mögliche Anpassung dar.

(6) Fischerei: Hier wird bereits eine Verdrängung der ursprünglichen Fischarten des Rheins hin zu wärmeliebenden Arten festgestellt. Erwerbsfischerei sollte daher auf Aquakulturen setzen, hier ist eine schnellere Anpassung an Klima und Marktbedingungen möglich. Erwerbsfischerei im Rhein spielt insgesamt keine große Rolle mehr.

(7) Gemüseanbau: Hier sind aktuell schon Änderungen (steigende Temperaturen, Zunahme von Starkregen- und Hagelereignissen) spürbar, auch zeitweilige Verknappung von Bewässerungswasser wurde bereits beobachtet. Eine schnelle Anpassung an den Klimawandel ist jedoch über den Anbau neuer Sorten und die Erweiterung der Bewässerungsmöglichkeiten gegeben.

Grundsätzlich empfiehlt sich der Einsatz von regionalen Ansprechpartnern, die gezielte Aufklärungsarbeit zum Thema Klimawandel leisten und dabei helfen, sinnvolle und umsetzbare Maßnahmen zu entwickeln. Der Erfolg hängt im Wesentlichen von den politischen Rahmenbedingungen sowie der Kommunikation zwischen Betroffenen und den beteiligten Behörden ab.

Eine große Herausforderung für die Zukunft stellt die Quantifizierung der Unsicherheiten von hochaufgelösten regionalen Klimasimulationen für die Zukunftsszenarien dar, wie sie in Form von Multi-Modell-Ensembles im Rahmen des ENSEMBLES-Projekt mit 25km Auflösung (VAN

DER LINDEN AND MITCHELL 2009) untersucht wurden. Eine Studie für regionale Klimasimulationen auf der Kilometer-Skala ist aktuell jedoch nur durch eine Kooperation von nationalen und internationalen Modelliergruppen zu erreichen. An die Universität Trier laufen zur Zeit jedoch bereits Studien mit Einzeldatensätzen, die zeigen, dass auf der Kilometer-Skala der Topographieeinfluss auf das Klima in Rheinland-Pfalz deutlich besser abgebildet werden kann als auf der 5km-Skala.

Regionale Klimamodelle müssen grundsätzlich einer Bias-Korrektur der Niederschlags- und Temperaturfelder unterzogen werden. Dies muss insbesondere dann räumlich sehr genau erfolgen, wenn die Ausgaben des Klimamodells als Antriebsdaten externer Impaktmodelle verwendet werden. Neben der Auswertung möglicher Folgen des prognostizierten Klimawandels können Impaktmodelle wie z. B. hydrologische Modelle aber auch dazu eingesetzt werden, das Downscaling-Verfahren selbst zu bewerten. An der Universität Trier werden diese Themen zur Zeit sehr intensiv bearbeitet. So liegen spätestens Ende 2013 Bias-korrigierte COSMO-CLM-Läufe in der Kilometer-Skala für den Referenzlauf (1991-2000) und 2091-2100 vor. Es ist ebenfalls geplant, einen Reanalyselauf auszuwerten (1991-2000). Diese Datensätze werden dann sehr genau auf Ihre räumliche Konsistenz untersucht werden müssen. Dazu wird auch das Wasserhaushaltsmodell LARSIM für ausgewählte Pegel in Rheinland-Pfalz zu Einsatz kommen.

11 Ausblick und offene Forschungsfragen

Die Annahme der Stationarität von hydrologischen Prozessen hat in der Vergangenheit ermöglicht, aus langjährigen Messreihen von Niederschlag und Abfluss wasserwirtschaftliche Anlangen zu dimensionieren und mögliche Risiken abzuschätzen. Der Klimawandel untergräbt diese Grundannahme: Die Annahme der Stationarität muss heute aufgegeben werden (MILLY ET AL., 2008). Aus der Vergangenheit lässt nicht mehr direkt auf die Zukunft schließen. Somit sind die meisten Bemessungsverfahren, die im Wesentlichen auf statistischen Eigenschaften längerer Messreihen zurückgreifen, nicht mehr einsetzbar. Ein erster Ansatz, den Klimawandel in Süddeutschland systematisch zu berücksichtigen ist die Einführung eines Klimaänderungsfaktors in die Berechnung von Hochwasserabflüssen (ARBEITSKREIS KLIWA, 2006). Die Faktoren wurden damals auf der Basis verfügbarer regionaler Klimasimulationen festgelegt und mit bereits feststellbaren Trends in den Messdaten abgeglichen. Allerdings sind die zugrunde liegenden Klimasimulationen aus heutiger Sicht unzureichend, um verlässlich ein Änderungssignal im hydrologischen Verhalten abzuleiten. Aktuelle Analysen meteorologischer und hydrologischer Kenngrößen in Süddeutschland (ARBEITSKREIS KLIWA, 2011) zeigen bereits klare, wenn auch räumlich stark differenzierte Trends in den Messdaten. MERZ ET AL. (2012) betonen jedoch, dass die Detektion und Erklärung eines Trends in Zeitreihen wissenschaftlich noch fundierter ablaufen muss, um auch echte Ursache-Wirkungsbeziehungen ableiten zu können. Für diese Analysen ist es jedoch notwendig, den „Wandel zu messen“: Der Klimawandel macht ein konsequentes Monitoring von Niederschlag, Abfluss, Grundwasserständen und Wasserqualität notwendig, da die genaue raumzeitliche Entwicklung des Klimawandels in Folge der großen Unsicherheiten in den Klimaprojektionen nicht vorhergesagt werden kann. Die aktuelle Personalausstattung der zuständigen Ämter ist für diese Aufgaben aus unserer Sicht nicht ausreichend. Allerdings ist vor einer Erweiterung oder Ergänzung des Messnetzes mit (geo-)statistischen Methoden die optimale Position von Messstellen zu ermitteln.

Der nächste Schritt in der regionalen Klimasimulation hin zu einer noch höheren Auflösung von ca. 1 km, mit der auch eine direkte Simulation der konvektiven Niederschlagsdynamik möglich ist, würde eine weitere Verbesserung darstellen (KNOTE ET AL. 2010). Um die Simulationsergebnisse besser interpretieren und korrigieren zu können, sollten zudem zusätzliche Klimastationen, die vor allem die höheren Lagen des Hunsrücks und der Eifel besser erfassen, eingerichtet werden.

Zusätzliche Szenarien und Ensemblebetrachtungen (Emissionsszenarien, Globalmodelle, Regionalmodelle) sind erforderlich, um Aussagen über Bandbreiten / Unsicherheiten treffen zu können. Diese sehr umfangreichen Untersuchungen sind jedoch nur im Rahmen internationaler Kooperationen (vgl. ENSEMBLE-Projekt der EU) möglich.

Eine gründlichere Plausibilisierung des Modells STOFFBILANZ ist nur gemeinsam mit Experten unter Beteiligung des Büros GALF bR (Dresden) im Rahmen weiterer Studien möglich. Mit den bisherigen Berechnungen sollte ein Grundstein für weitere Arbeiten mit STOFFBILANZ über die Projektlaufzeit hinaus gelegt werden. Verbesserungen in den Ergebnissen könnten vielleicht durch Überarbeitung einiger Eingangsdaten erreicht werden, z.B. Agrarstatistik nach InVekoS, Berücksichtigung von punktuellen Nitrateinträgen oder kontinuierliche hydrologische Anbindung. In KlimLandRP wurden keine Berechnungen des Nitrateintrages mit Klimaszenarien durchgeführt, da dafür auch Landnutzungsszenarien eingesetzt werden müssten. Es ist jedoch einfach möglich, weitere Berechnungen auf Grundlage von Landnutzungsszenarien durchzuführen und dadurch mögliche Änderungen der Nitrateinträge für die Zukunft abzuschätzen. STOFFBILANZ bietet aber auch viele weitere Optionen an, z. B. Berechnung der Phosphatbilanz, critical source areas oder Immissionsberechnung (HALBFAß ET AL. 2010). Weitere Informationen hierzu finden sich unter www.galf-dresden.de.

Für einen intensiveren Einsatz der Projektergebnisse in der forstlichen Planung, ist es noch notwendig den entwickelten Trockenstressindices entsprechende Wasserhaushaltsstufen gemäß den Vorgaben aus SGD-SÜD (2006: 32) zuzuordnen. So könnten aus Karten direkt die Wasserhaushaltsstufen abgelesen werden und als Grundlageninformation für die forstliche Standortskartierung dienen. Aus den beschriebenen Einschränkungen ergeben sich Anhaltspunkte für weitere Arbeiten, die die Plausibilität der Ergebnisse erhöhen könnten. Eine Gegenüberstellung von jährlichen Trockenstressindices eines Standortes und Baumringanalysen könnte Aufschluss über die Realitätsnähe geben. Ein Vergleich der regionalisierten Trockenstressergebnisse des Jahres 2003 mit einem fernerkundlich bestimmten Trockenstress nach HILL ET AL. (2011) könnte Hinweise geben, wie gut die Regionalisierung und der verwendete Trockenstressindex die Realität abbildet. Außerdem könnten die Regionalisierungsergebnisse durch Berücksichtigung des Nord-Süd-Gradienten bei der Einteilung der Klimaregionen an Plausibilität gewinnen. Es wäre auch möglich, weitere Standortvariationen, z. B. mehr nFK-Klassen zu berücksichtigen, um eine feinere Regionalisierung zu ermöglichen. Simulationen mit weiteren Klimaprojektionen würden außerdem helfen, die Bandbreite der Änderungen für die Zukunft abzusichern. Inwiefern die oben genannten Ansatzpunkte Verbesserungen bringen könnten, lässt sich im Augenblick schwer abschätzen und sollte mit Forstexperten diskutiert werden. Genereller Forschungsbedarf wird außerdem deutlich in den Bereichen Parametrisierung von Baumbeständen (Jahresverlauf LAI, Verdunstungswiderstände) sowie Messung des Wasserhaushaltes von Waldstandorten gesehen.

Da Auswirkungen auf die Wasserqualität der Fließgewässer in Rheinland-Pfalz als Folge des Klimawandels zu erwarten sind, werden konkrete Studien für Rheinland-Pfalz empfohlen (Unter http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/indikatoren/literatursuche/ finden sich aktuell nur 13 Einzelstudien mit einem regionalen Bezug zu Rheinland-Pfalz). Genauere Prognosen

erfordern noch erhebliche Anstrengungen in der Grundlagenforschung zu gewässerökologischen Zusammenhängen und deren Vernetzung mit den wichtigsten Einflussgrößen.

12 Zusammenfassung

12.1 Bilanzierung des Wasser- und Nitrathaushaltes

Für eine landesweite Abschätzung des Wasserhaushaltes (Wasserbilanz) und des Nitrat- und Sedimenteintrages in die Gewässer wurde das Modell STOFFBILANZ (GEBEL ET AL. 2011, GEBEL ET AL. 2010, HALBFAß ET AL. 2010, KAISER UND GEBEL 2003) verwendet. Auf der Basis dieser Simulationen ließen sich sensitive Regionen in Rheinland-Pfalz identifizieren. Zur Parametrisierung von STOFFBILANZ mussten zunächst flächenhafte Daten akquiriert und aufbereitet werden. Anschließend erfolgte die Berechnung von Wasserbilanz, Sedimenteintrag und Nitratbilanz zuerst für den Ist-Zustand. Hier konnte die Wasserbilanz weitgehend plausibilisiert werden: Die Naturräume Gutland, Saar-Nahe-Bergland, Taunus und Osteifel weisen nur sehr geringe systematische Abweichungen der mittleren Abflussspenden auf. Im Durchschnitt werden die mittleren Abflussspenden jedoch für die Tallagen unterschätzt. Im Anschluss an die Plausibilisierung wurde mit den Klimaprojektionen (WETTREG2006, A1B-normal und -trocken, A2-normal und -trocken) gerechnet: Für die nahe Zukunft (2021-2050) lässt sich bis auf den Nordosten kein eindeutiges Änderungssignal für Rheinland-Pfalz feststellen. Nur der Nordosten zeigt leicht abnehmende Tendenzen der mittleren Abflussspende. Für die ferne Zukunft (2071-2100) zeigen sich landesweit Zunahmen der mittleren Abflussspenden, ausgenommen sind der Nordosten von Rheinland-Pfalz und das Nördliche Oberrheintiefland. Die zukünftige Wasserbilanz weist eine zunehmende Tendenz auf. Diese mittlere Zunahme resultiert aus den projizierten Zunahmen der Winterniederschläge. Für alle Projektionen finden sich abnehmende Sommerniederschläge. Die Wasserbilanz lässt direkte Schlüsse für gut gepufferte Systeme wie z. B. das Grundwasser zu, ist aber nicht geeignet, Prognosen für Systeme mit geringerem Puffervermögen zu stellen (z. B. Pflanzen- oder Tierpopulationen).

Die Ergebnisse zum diffusen Nitrateintrag basieren auf ersten Berechnungen mit dem Modell STOFFBILANZ, ohne punktuelle Quellen und N-Retention während der Grundwasser- und Abflusspassage im Oberflächengewässer (N-Immission) zu berücksichtigen. Betrachtet man die gesamten diffusen gelösten Nitrateinträge für 2007, so haben die Naturräume Gutland, Pfälzisch-Saarländisches Muschelkalkgebiet, Mittelrheingebiet sowie Taunus die höchsten Einträge. Die niedrigsten Nitratmengen werden im Haardtgebirge eingebracht, was zum Teil mit der Überschätzung der Abflussspende zusammenhängt. Ein Vergleich mit den Ergebnissen zur Gefährdung des Grundwassers durch diffuse Stoffeinträge aus MUF (2005; S. 120) zeigt, dass die meisten Regionen, die als potenziell gefährdet eingestuft wurden, sich auch in

den STOFFBILANZ-Ergebnissen wiederfinden. Eine gründliche Plausibilisierung dieser Ergebnisse und eine kontinuierliche Verbesserung der Datenbasis sind notwendig und sollte durch die zuständigen Stellen zusammen mit den Modellentwicklern durchgeführt werden. Inzwischen wurden zusätzliche, stärker prozessorientierte (und tagesbasierte) Verfahren zur Abflussbilanzierung und Erosionsmodellierung in das Modell STOFFBILANZ integriert und könnten somit auch in Rheinland-Pfalz Anwendung finden. Umfangreiche Vorarbeiten dazu wurden durch das Projekt geleistet.

12.2 Wasserhaushalt von Waldstandorten

Die Wasserhaushaltsstufe eines Waldstandortes ist für die forstliche Planung eine entscheidende Größe, weil sie den zukünftigen Ertrag beeinflusst. Die aktuell verwendete Methode zur Abschätzung der Wasserhaushaltsstufe ist wegen des zu erwartenden Klimawandels nicht geeignet, da die Lufttemperatur bei der Klassifikation nicht direkt berücksichtigt wird. Daher wurde gemeinsam mit dem Modul Wald und der Außenstelle Forsteinrichtung von Landesforsten Rheinland-Pfalz eine modellbasierte Methode entwickelt, welche die Abschätzung der zukünftigen Standorteignung von Bäumen in Rheinland-Pfalz unterstützen soll (Zeithorizont 50 bis 100 Jahre).

Die Ergebnisse zeigen ein Änderungssignal, welches für die ferne Zukunft (2071-2100) viel deutlicher ausgeprägt ist als für die nahe Zukunft (2021-2050). Zum einen werden zukünftig neben den planaren Standorten auch kolline Standorte mit geringer Feldkapazität vom Wassermangel betroffen sein. Am stärksten vom Wassermangel betroffen werden in der fernen Zukunft die Naturräume Gutland, Nördliches Oberrheintiefland, Mittelrheingebiet, Moseltal und Saar-Nahe-Bergland sein. Am wenigsten vom Wassermangel betroffen werden die Naturräume Bergisch-Sauerländisches Gebirge, Westeifel und der Westerwald sein. Die verwendeten Szenarien zeigen die größten Zunahmen des Trockenstresses in der fernen Zukunft vor allem in den Regionen Gutland, Taunus und Lahntal, Moseltal sowie Saar-Nahe-Bergland. Die geringsten Zunahmen ergeben sich für die Westeifel und das Nördliche Oberrheintiefland, welche in der montanen und planaren Lage liegen. Heutige submontane und montane Standorte mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität werden am wenigsten vom Klimawandel betroffen sein.

Für konkreten Einsatz der Simulationsergebnisse in der forstlichen Planung ist es noch notwendig, den Trockenstressindices entsprechende Wasserhaushaltsstufen gemäß den Vorgaben aus SGD-SÜD (2006: 32) zuzuordnen. Dann könnten direkt die Wasserhaushaltsstufen abgelesen werden und als Grundlageninformation für die forstliche Standortskartierung dienen. Schon jetzt sollten aber die erzielten Ergebnisse in der Praxis Anwendung finden, denn die derzeitigen Methoden zur Bestimmung der Wasserhaushaltsstufen (SGD-SÜD, 2006: 32) und der Ertragsschätzung von Buchen würden vor allem für kolline Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität aufgrund des projizierten Klimawandels zu klaren Fehlplanungen führen.

12.3 Prognose des Abflussverhaltens mit Signature Indices

Um Änderungen im hydrologischen Verhalten von Einzugsgebieten (Wasserbilanz, Reaktivität, Extreme) präzise messen zu können, werden sensitive und leicht interpretierbare Indikatoren benötigt. In der vorliegenden Studie (Kap. 7) wurden dazu 9 hydrologisch interpretierbare Indikatoren, sog. „Signature Indices“ verwendet (LEY ET AL., 2011).

Diese Indices wurden eingesetzt, um Simulationsergebnisse für 3 Untereinzugsgebiete im Nahe-Einzugsgebiet zu vergleichen. Als Modellantrieb standen Messdaten und simulierte Klimadaten aus zwei unterschiedlichen COSMO-CLM-Läufen (2015-2024 und 2091-2100) zur Verfügung. Es konnte gezeigt werden, dass Signature Indices ein sehr gutes Werkzeug sind, um die Unterschiede in den Zeitreihen schnell zu erfassen und hydrologisch zu interpretieren. Im Einzelnen ließen sich Veränderungen in der Verteilung des Wassers, in der Reaktivität des Gebietes, in der Saisonalität des Abflusses und in der Abflussbildung selbst bewerten. Es konnte klar gezeigt werden, dass das hydrologische Modell sehr empfindlich auf Fehler in der Niederschlagsmenge und der raum-zeitlichen Verteilung des Niederschlags reagiert. Es wurde deutlich, dass die bisher verwendeten Bias-Korrekturverfahren für Gebiete ohne Klimastation noch große Fehler aufweisen. Für beide Projektionen konnte ein einheitliches Klimaänderungssignal festgestellt werden: Es kommt zu einem Rückgang von Abflussspitzen und insbesondere im Sommer nehmen die Abflussbeiwerte sichtbar ab. Im Sommer ist mit deutlich trockneren Bedingungen zu rechnen.

12.4 Zusätzliche Stakeholderbefragungen

Im Rahmen zusätzlicher Stakeholderbefragungen im Bereich der Wasserwirtschaft wurden Akteure aus 7 relevanten Bereichen befragt. Die wichtigsten Schlussfolgerungen in Kurzform:

(1) Öffentliche Wasserversorger: Im Bereich der Tiefbrunnen sind bisher noch keine Probleme feststellbar. Talsperrenbetreiber kennen jedoch Trockenperioden und bereiten sich entsprechend vor. Für die Steinbachtalsperre (Wasserversorgung Idar-Oberstein) ist eine Verbundleitung nach Nonnweiler geplant, um Niedrigwasserphasen kompensieren zu können. Die Riveristalsperre (Wasserversorgung der Stadt Trier) kann im Notfall komplett durch das Kyllwasserwerk ersetzt werden.

(2) Nichtöffentliche Wasserversorgung: Insgesamt ist hier eine sehr gute Informationslage festzustellen; Anpassung hat hier klare finanzielle Vorteile.

(3) Wasserkraftgewinnung: Starke Abhängigkeit von der Wasserführung; Vermehrte Trockenperioden im Sommer führen zu Ertragseinbußen, durch geringere Auslastung der Anlagen. Wunsch nach stärkerer Aufmerksamkeit durch die Politik.

(4) Binnengewässer: Hier bestehen teilweise Informationsdefizite bei den Betreibern; als Anpassungen sind Belüftung; Fremdwassereinspeisung oder auch Badeverbote denkbar; Verbesserung der Kommunikation notwendig.

(5) Binnenschifffahrt: Längere Phasen mit Niedrigwasser im Sommer lassen längere Liegezeiten erwarten. Leichtere Schiffe aus Verbundwerkstoffen mit geringerem Tiefgang stellen eine mögliche Anpassung dar.

(6) Fischerei: Hier wird bereits eine Verdrängung der ursprünglichen Fischarten des Rheins hin zu wärmeliebenden Arten festgestellt. Erwerbsfischerei sollte daher auf Aquakulturen setzen, hier ist eine schnellere Anpassung an Klima und Marktbedingungen möglich. Erwerbsfischerei im Rhein spielt insgesamt keine große Rolle mehr.

(7) Gemüseanbau: Hier sind aktuell schon Änderungen (steigende Temperaturen, Zunahme von Starkregen- und Hagelereignissen) spürbar, auch zeitweilige Verknappung von Bewässerungswasser wurde bereits beobachtet. Eine schnelle Anpassung an den Klimawandel ist jedoch über den Anbau neuer Sorten und eine Erweiterung der Bewässerungsmöglichkeiten gegeben.

12.5 Regionale Klimasimulationen

Die für das Projekt KlimLandRP bereitgestellten regionalen Klimasimulationen (CCLM) mit einer räumlichen Auflösung von 5 km haben ein hohes Potential sowohl für die hydrologische Modellierung als auch für andere Anwendungen (z. B. Bioklima, Biodiversität). Die Vorteile liegen im Vergleich zu statistischen Verfahren wie z. B. WETTREG (UBA 2007) darin, dass dynamische Modelle konsistente Felder der atmosphärischen und hydrologischen Größen liefern, die Dynamik der Prozesse direkt simulieren und topographische Einflüsse auch in Regionen ohne Messdaten berücksichtigen. Weiterhin können die Felder in hoher zeitlicher Auflösung (1h) zur Verfügung gestellt werden. Dynamische Modelle weisen teilweise systematische Fehler auf, die eine Korrektur erforderlich machen (BIAS-Korrektur). Im Vergleich zu bisher verfügbaren Simulationen von dynamischen regionalen Klimamodellen (Auflösung 10 km bis 50 km) ist die Auflösung der bereitgestellten Daten mit 5 km höher und repräsentiert das durch komplexes Gelände geprägte Klima von Rheinland-Pfalz besser. Der nächste Schritt zu einer noch höheren Auflösung von ca. 1 km, mit der auch eine direkte Simulation der konvektiven Niederschlagsdynamik möglich ist, würde eine weitere Verbesserung darstellen (KNOTE ET AL. 2010). Diese Daten werden frühestens 2013 zur Verfügung stehen. Eine große Herausforderung für die Zukunft stellt die Quantifizierung der Unsicherheiten von hochaufgelösten regionalen Klimasimulationen für die Zukunftsszenarien dar, wie sie in Form von Multi-Modell-Ensembles im Rahmen des ENSEMBLES-Projektes mit 25 km Auflösung (VAN DER LINDEN UND MITCHELL 2009) untersucht wurden. Eine derartige Studie für regionale Klimasimulationen auf der Kilometer-Skala ist wegen des immensen Rechenaufwandes nur durch eine Kooperation von nationalen und internationalen Modelliergruppen zu erreichen.

12.6 Wasserqualität unter dem Einfluss des Klimawandels

Auswirkungen auf die Wasserqualität als Folge des Klimawandels sind auch für Fließgewässer in Rheinland-Pfalz zu erwarten. Genaue Prognosen erfordern allerdings noch erhebliche Anstrengungen in der Forschung zu gewässerökologischen Zusammenhängen und deren Vernetzung mit den wichtigsten Einflussgrößen. Es fehlen vor allem konkrete Studien in

Rheinland-Pfalz: Unter http://fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/indikatoren/literatursuche/ finden sich aktuell nur 13 Einzelstudien mit einem klaren Bezug zum Land Rheinland-Pfalz.

13 Öffentlichkeitsarbeit und Produkte

13.1 Vorträge/Präsentationen

CASPER, M., GRIGORYAN, G. & HEINEMANN, G. (2008): Interdisziplinäres Kolloquiums des FB VI Universität Trier "Regionaler Klimawandel - Auswirkungen und Anpassungen". Titel: "Zum Konzept des Projektes KlimLandRP", 06.11.2008.

GRIGORYAN, G. (2009): „Zum Konzept des Projektes KlimLandRP“. Kolloquium des Faches Physische Geographie an der Universität Trier FB VI, 10.02.2009.

CASPER, M. & GRIGORYAN, G. (2009): „Zum Konzept des Projektes KlimLandRP". Vortrag im Rahmen des Workshops Stoffbilanzierung, 26.- 27.02.2009.

GRIGORYAN, G., CASPER, M. (2009): Statusbericht - Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Rheinland-Pfalz. Vortrag an dem Statusseminar des Projekts KlimLandRP - Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz, 26.10.2009 in Trippstadt.

REITER, P., GRIGORYAN, G., GAUER, J., CASPER, M. & VASCONCELOS, A. (2009): Workshop großskalige hydrologische Modellierung in Dresden: "Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Rheinland-Pfalz". 25-27.11.2009.

GRIGORYAN, G. (2009): Präsentation der Zwischenergebnisse von STOFFBILANZ am LUWG: "KlimLandRP – Modul Wasser Arbeitspaket 1: STOFFBILANZ". 27.11.2009.

CASPER, M., GAUER, J., GRIGORYAN, G., REITER, P. & BIERL, R. (2010): Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Waldstandorten in Rheinland-Pfalz“. Vortrag am Tag der Hydrologie in Braunschweig, 25.-26.03 2010.

GRIGORYAN, G., (2010): „Zum Konzept des Projektes KlimLandRP – Zusammenarbeit mit Stadtwerken Trier bezüglich Klimawandel und Trinkwassertalsperren“ Vortrag bei den Stadtwerken Trier, 27.04.2010 in Trier.

GRIGORYAN, G., (2010): „Zum Konzept des Projektes KlimLandRP – Zusammenarbeit mit Stadtwerken Trier und Stadtwerken Idar-Oberstein bezüglich Klimawandel und Trinkwassertalsperren“ Vortrag bei den Stadtwerken Trier, 30.06.2010 in Trier.

CASPER, M.C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., HERBST, M., HEINEMANN, G., LEY, R. & ROCK, A. (2010): Comparing hydrological behavior of catchments with rainfall-runoff models using signature indices. Vortrag an der Tagung Looking at Catchments in Colors in Luxemburg, 10.-12.11 2010.

CASPER, M., GRIGORYAN, G., GAUER, J., PLEGNIÈRE, S. & REITER, P. (2010): Development of indicators for climate change impact on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate, Germany. Vortrag an der ForeStClim Mid-term Conference in Nancy, 20-22.11.2010.

CASPER, M.C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., HEINEMANN, G., LEY, R. & ROCK, A. (2011): Analyse des projizierten hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten auf der Basis von Signature Indices. Vortrag am Tag der Hydrologie in Wien, 24.-24.03 2011.

CASPER, M., GRIGORYAN, G. (2011): Präsentation der Projektergebnisse des Moduls Wasser am LUWG: "Arbeitsbericht KlimLandRP – Modul Wasser". 18.04.2011.

CASPER, M., GRIGORYAN, G. (2011): Welche Auswirkungen kann der Klimawandel auf den Wasserhaushalt haben? Vortrag an der Abschlusstagung des Projekts KlimLandRP - Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz, 29.09.2011 im Hambacher Schloss in Neustadt a. d. Weinstraße.

GRIGORYAN, G., CASPER, M. (2011): Welche Auswirkungen kann der Klimawandel auf den Wasserhaushalt haben? Vortrag an der Tagung der Stiftung für Ökologie und Demokratie e.V. zum Thema "Der Klimawandel und mögliche Folgen in Rheinland-Pfalz", 25.10.2011 in der FAWF, Trippstadt.

GRIGORYAN, G., CASPER, M., GAUER, J., REITER, P., VASCONCELOS, A. (2012): Welche möglichen Folgen hat der Klimawandel für den Wasserhaushalt von Waldstandorten in RLP? Vortrag an der Jahrestagung der AFSV vom 25.-28.4.2012 im Schlosshotel Petri, Treis-Karden, Mosel.

13.2 Posterpräsentationen

GRIGORYAN, G., CASPER, M. & BIERL, R. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf Wassermenge und -qualität in Rheinland-Pfalz. Posterbeitrag beim Tag der Hydrologie vom 26. und 27. März in Kiel.

GRIGORYAN, G. & CASPER, M. (2009): Impacts of climate change on water quantity and quality in Rhineland-Palatinate/Germany. Posterbeitrag bei der EGU-Konferenz vom 19. bis 24. April 2009 in Wien. Geophysical Research Abstracts, Vol. 11, 2009, http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2009/EGU2009-8851.pdf.

SAUER, T., GRIGORYAN, G. & VASCONCELOS, A. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und die Wasserqualität in Rheinland-Pfalz. Posterbeitrag bei der Fachtagung „Aktiver Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel – Beiträge der Agrar- und Forstwirtschaft" am 15. und 16. Juni 2009 in Braunschweig.

SAUER, T. & GRIGORYAN, G. (2009): Bodendaten der BÜK200 Rheinland-Pfalz für das Modell Stoffbilanz. Posterbeitrag beim Workshop „Anwendung von Bodendaten bei der Klimaanpassung" am 29. und 30. September 2009 in Dessau.

GRIGORYAN, G., CASPER, M., GAUER, J. & REITER, P. (2010): Impacts of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate/Germany. Posterbeitrag bei der EGU-Konferenz vom 2. bis 7. Mai 2010 in Wien.

GRIGORYAN, G., JOHST, M., CASPER, M.C. & AKONGHA, L.N. (2010): Evaluation of WASIM-ETH concerning runoff processes at different spatial scales in the Ruwer catchment (SW Germany). Posterbeitrag an der Tagung Looking at Catchments in Colors in Luxemburg, 10.-12.11 2010.

13.3 Wissenschaftliche Zwischen- und Abschlussarbeiten im Rahmen von KlimLandRP

REITER, P. (2010): Wasserhaushaltssimulationen für forstliche Standorte unter aktuellen und projizierten Klimabedingungen. Diplomarbeit an der Universität Trier.

PRIGGE, M. (2010): Die Rolle des Klimawandels in der Wasserwirtschaftlichen Praxis am Beispiel des Nahe-Einzugsgebietes. Diplomarbeit an der Universität Trier.

ROCK, A. (2010): Ereignisabfluss im Nahe-Einzugsgebiet unter aktuellen und projizierten Klimabedingungen. Diplomarbeit an der Universität Trier.

FICHTNER, C. (2010): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserbilanz in Rheinland-Pfalz (mit Hilfe von Stoffbilanz). Bachelorarbeit an der Universität Trier.

GLOD, T. (2011): Einfluss des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz und mögliche Anpassungsstrategien. Diplomarbeit an der Universität Trier.

DRESEN, A. (2011): Interviews zum Thema: Einfluss des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz und mögliche Anpassungsstrategien. Examensarbeit an der Universität Trier.

AIGNER, D. (2012): Bias-Korrektur eines regionalen Klimamodells und Bewertung über simulierte Abflusszeitreihen, Diplomarbeit an der Universität Trier.

13.4 Teilnahme an Fachtagungen/Symposien

CASPER, M., GRIGORYAN, G., SAUER, T. (2009): 4. KLIWA-Symposium - Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft, Mainz-Lerchenberg, 03./04.12.2009.

GRIGORYAN, G. (2010): CHR-RheinBlick2050 Schlussveranstaltung, Bonn, 13./14.10.2010.

GRIGORYAN, G. (2012): Regionalkonferenz – Der Oberrheingraben im Klimawandel – eine Region passt sich an. Kongresszentrum Karlsruhe, 26./27.03.2012.

13.5 Rundfunk und Fernsehen

CASPER, M., MATTHES, U. SUNTRUP, G. & TRAPP, M. (2008): Bericht über KlimLandRP. SWR-Fernsehen „Im Grünen". 18. November 2008.

CASPER, M. & HEINEMANN, G. (2008): Radiobeitrag über KlimLandRP in SWR 1. 24. November 2008.

13.6 Publikationen

HEINEMANN, G., CASPER, M., BIERL, R. & GRIGORYAN, G. (2009): DAS KLIMA IM WANDEL: DIE UNIVERSITÄT TRIER IST AKTIV. UNI JOURNAL TRIER 1/2009.

MATTHES, U., VASCONCELOS, A., KONOLD, W., GRIGORYAN, G., CASPER, M., SAUER, T., SPIES, E.-D., TINTRUP, G., TRAPP, M., BUSE, J., GRIEBELER, E.-M., SEITZ, A., KRAUS, C. & BÜCKING, M. (2009): Klima- und Landschaftswandel in Rheinland-Pfalz. Projekt zur Vulnerabilitätsanalyse und zur Entwicklung landesspezifischer Strategien zur Anpassung. In: Archiv f. Forstwesen u. Landschaftsökologie 43 (2009). S. 57-69.

GRIGORYAN, G., CASPER, M., GAUER, J., VASCONCELOS, A. & REITER, P. (2010) Impact of climate change on water balance of forest sites in Rhineland-Palatinate, Germany, Adv. Geosci., 27, 37-43, doi:10.5194/adgeo-27-37-2010, http://www.adv-geosci.net/27/37/2010/adgeo-27-37-2010.pdf.

CASPER, M., GAUER, J., GRIGORYAN, G., REITER, P. (2010): Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Waldstandorten in Rheinland-Pfalz, In: Meon, G. (Hrsg.): Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Integration von Hydrologie, Hydraulik, Gewässerschutz und Ökonomie, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2010 in Braunschweig, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29.10:53-60, Hennef.

CASPER, M.C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., HEINEMANN, G., LEY, R. & ROCK, A. (2011): Analyse des projizierten hydrologischen Verhaltens von Einzugsgebieten auf der Basis von Signature Indices. In: Blöschl, G. und Merz. R. (Hrsg.): Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2011 in Wien, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 30.11:144-151, Hennef.

CASPER, M.C., AIGNER, D., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., GUTJAHR, O., HEINEMANN, G. UND LEY, R. (2012): Einfluss der Bias-Korrektur auf die Abflusssimulation in mesoskaligen Einzugsgebieten, In: Weiler, M. (Hrsg.): Wasser ohne Grenzen, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2012 in Freiburg, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 31.12:225-230, Hennef

CASPER, M.C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., GUTJAHR, O., HEINEMANN, G., LEY, R. & ROCK, A. (2012): Analysis of projected hydrological behavior of catchments based on signature indices, Hydrol. Earth Syst. Sci. http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/16/409/2012/hess-16-409-2012.pdf.

GRIGORYAN, G., CASPER, M., GAUER, J., PLEGNIÈRE, S. & REITER, P. (IN PREP.): Einfluss des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von 100-jährigen Buchenstandorten in Rheinland-Pfalz. In: Trierer Geographische Studien: Wälder in der Großregion, Band 32, in Vorbereitung.

14 Literaturverzeichnis

AD-HOC-AG BODEN (2003): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsverfahren zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Ergänzungsblatt zu Kennwert 4.6 Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover.

AG BODEN - AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung – 5. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart.

ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. (1998): Crop Evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56.Arnell, N. W. (2011): Uncertainty in the relationship between climate forcing and hydrological response in UK catchments, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15, 897-912, doi:10.5194/hess-15-897-2011.

ARBEITSKREIS KLIWA (HRSG.) (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland, Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, KLIWA-Berichte, Heft 9, 100 S., http://www.kliwa.de.

ARBEITSKREIS KLIWA (HRSG.) (2011): Klimawandel in Süddeutschland - Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen Kenngrößen -Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA, Monitoringbericht 2011, 40 S., http://www.kliwa.de.

ASTOK – ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme – 6. Auflage, IHW, Eching.

AUERSWALD K. (2000): Bodenerosion – Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose. Vorsorgender Bodenschutz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, S. 17– 26.

AUERSWALD K. (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen. In: Landnutzung Landentwicklung, 43, S. 1– 5.

AUERSWALD K. & SCHWERTMANN U. (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz D., Bachmann G., Einsele G., Harreß H. M. [Hrsg.]: Bodenschutz. Berlin, Erich Schmidt Verlag.

BEITINGER, T. L.; BENNETT, W. A.; MCCAULEY, R. W. (2000): Temperature tolerance of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. Enviromental Biology of Fishes 58, 237 – 275.

BEHRENDT H., HUBER P., OPITZ D., SCHMOLL O., SCHOLZ G., UEBE R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Umweltbundesamt, Berlin.

BEHRENS UND SCHOLTEN (2002): DGMK20+ Erstellung der Digitalen Geomorphographischen Karte für das Bundesland Rheinland-Pfalz im Maßstabsbereich 1:25.000 bis 1:50.000. Dokumentation Giessen.

BERG, M., WIELAND, R., MIRSCHEL, W. & WENKEL, K.-O. (2008): LandCaRe 2020 - ein Entscheidungsunterstützungssystem zur Vorhersage und Beurteilung der Potentiale ländlicher Gebiete unter dem Einfluss regionalen Klimawandels. – in: Gnauk, A. (Eds.): Modellierung und Simulation von Ökosystemen. Shaker Verlag Aachen, 214-229.

BERTHOLD, G & HERGESELL, M. (2005): Flächendifferenzierte Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen einer Klimaänderung auf die Grundwasserneubildung in Hessen. Klimafolgen in der Wasserwirtschaft (Grundwasser), INKLIM 2012, Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen, Projektbaustein II, Klimawandel und Klimafolgen in Hessen, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Abschlussbericht. S. 16 – 21.

BEZIRKSVERBAND PFALZ, 2007. "Tabakernte in der Pfalz geht zu Ende", Pressemeldung vom 12.09.2007, http://www.lifepr.de/pressemeldungen/bezirksverband-pfalz/boxid/16315

BLÖSCHL, G. & MONTANARI, A. (2010) Climate change impacts – throwing the dice?, Hydrol. Process., 24, 374–381, doi:10.1002/hyp.7574.

BORCHARDT, D. (1992): Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen. Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagwassereinleitungen aus Kanalisationen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel, Bd. 10.

CASPER, M.C., HERBST, M., GRUNDMANN, J., BUCHHOLZ, O. & BLIEFERNICHT, J. (2009): Influence of rainfall variability on the simulation of extreme runoff in small catchments, Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 53.2009, H.3:132-137.

CASPER, M. C., GRIGORYAN, G., GRONZ, O., GUTJAHR, O., HEINEMANN, G., LEY, R. & ROCK, A. (2011): Analysis of projected hydrological behavior of catchments based on signature indices, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 8, 3571–3597, doi:10.5194/hessd-8-3571-2011.

CHR (2010): Assessment of Climate Change Impacts on Discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 Project. CHR report, I-23 229 pp., Lelystad.

CHRISTENSEN, J.H. & CHRISTENSEN, O.B. (2007): A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century, Climatic Change 81, 7-30.

DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.

DRESEN, A. (2011): Interviews zum Thema: Einfluss des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz und mögliche Anpassungsstrategien, Staatsexamensarbeit im Fach Geographie an der Universität Trier (unveröffentlicht).

DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E. V. (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft H.238, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

DWA – DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (2011): Wirkung und Folgen möglicher Klimaänderungen auf den Grundwasserhaushalt, 143 pp, Hennef.

DYCK, S UND PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. 3., stark bearbeitete Auflage, Verlag für Bauwesen, Berlin, 536 Seiten.

ENGESSER, R., FORSTER, B., MEIER, F. & WERMELINGER, B (2008): Forstliche Schadorganismen im Zeichen des Klimawandels. - Schweiz Z Forstwes 159 (2008) 10: 344–351, Pfäffikon.

ELLENBERG, H., MAYER, R. UND SCHAUERMANN, J. (1986): Ökosystemforschung Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 507 Seiten.

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens im Bereich der Wasserpolitik –Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L327.

FALK, W., DIETZ, E., GRÜNERT, S., SCHULTZE, B., KÖLLING, C. (2008): Wo hat die Fichte genügend Wasser? Neue überregional gültige Karten des Wasserhaushalts von Fichtenbeständen verbessern die Anbauentscheidung. In: Wald und Wasser, LWF aktuell 66, 21-25. http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-aktuell/66/a66_06_falk_dietz_ gruenert_schultze_koelling.pdf.

FELD, CH. & HERING, D.: (2008): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. Freshwater Biology, Vol. 52 (7), 1380-1399.

FOWLER, H. J., S. BLENKINSOP, & C. TEBALDI (2007): Linking climate change modelling to impacts studies: recent advances in downscaling techniques for hydrological modelling. Int. J. Climatol. 27, 1547-1578. doi:10.1002/joc.1556.

GAUER, J. (2009): Böden als Waldstandorte. In: Blume, H.P., Felix-Henningsen, P., Fischer W.R. (Hrsg): Handbuch der Bodenkunde. Kap. 4.2.1., Wiley-VCH, Weinheim.

GEBEL, M., HALBFAß, S., KAISER, M. & GRUNEWALD, K. (2005): Mesoskalige Modellierung diffuser Nährstoffeinträge in Flussgebieten mit dem Modell STOFFBILANZ - Entwicklungsstand und Perspektiven. In: Wittmann, J. & Nguyen Xuan Thinh (Hrsg.): Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften - Workshop Dresden 2005, ASIM-Mitteilung AMB 91, 159-168, Aachen.

GEBEL M., HALBFAß S., BÜRGER S., UHLIG M., GRUNEWALD K., KAISER M. (2009): STOFFBILANZ – Modellerläuterung. Adresse: http://www.stoffbilanz.de (30. 9. 2009).

GEBEL M., HALBFAß S., BÜRGER S., FRIESE, H., NAUMANN, S. (2010): Modelling of nitrogen turnover and leaching in Saxony, Adv. Geosci., 27, 139-144.

GEBEL M., HALBFAß S., BÜRGER S., GRUNEWALD K., LORZ C. (2011): Nachwachsende Rohstoffe - Wirkungen auf Wasserhaushalt und Gewässerschutz. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. (http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Verbundvorhaben-TP-Wasser-Abschlussbericht-31.05.2011.pdf).

GERLACH, N. (2006): INTERMET - Interpolation meteorologischer Größen, In: Bundesanstalt für Gewaesserkunde (Ed.): Niederschlags-Abfluss-Modellierung zur Verlängerung des Vorhersagezeitraumes operationeller Wasserstands-Abflussvorhersagen, Reihe BfG Veranstaltungen 3/2006: 5-14.

GERRITS, A. M., PFISTER, L. AND SAVENIJE, H. H. G. (2010): Spatial and temporal variability of canopy and forest floor interception in a beech forest. Hydrological processes, 24, 3011-3025, http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.7712/pdf.

GESELLSCHAFT ZUR FÖRDERUNG DER ABWASSERTECHNIK E.V. (GFA) (2002): Merkblatt ATV-DVWK-M 504: Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Bo-den. Hennef.

GLOD, T. (2011): Einfluss des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Rheinland-Pfalz und mögliche Anpassungsstrategien, Diplomarbeit im Fach Physische Geographie an der Universität Trier (unveröffentlicht).

GUTJAHR, O., G. HEINEMANN, M.C. CASPER & A. ROCK (2011): Statistical bias correction for daily precipitation fields from COSMO-CLM over the Nahe catchment area. European Geosciences Union (EGU), General Assemby, Vienna, Austria. Geophysical Research Abstracts Vol. 13, EGU2011-3074.

HADDELAND, I.; HEINKE, J.; F., V.; EISNER, S.; CHEN, C.; HAGEMANN, S. & LUDWIG, F.: Effects of climate model radiation, humidity and wind estimates on hydrological simulations. Hydrology and Earth System Sciences,16, 305-318, 2012,doi:10.5194/hessd-8-7919-2011.

HALBFAß S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss., Rhombos-Verlag, Bd. 1, Berlin.

HALBFAß S. & GRUNEWALD K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab. Wasserwirtschaft, 12, S. 28 – 32.

HALBFAß S. & GRUNEWALD K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. Wasserwirtschaft, 3, S. 31–35.

HALBFASS, S., GEBEL, M., BÜRGER, S. (2010): Modelling of long term nitrogen retention in surface waters, Adv. Geosci., 27, 145-148.

HAIDEKKER, A. & HERING, D. (2007): Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study.

HENRICHS, Y.; MEUSER, A.; PRELLBERG, D. (2005): Analyse der langjährigen Abflussverhältnisse im Hochwasserbereich vor dem Hintergrund eines Klimawandels. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (Hrsg.).

HERBST, M., GUPTA, H. V., & CASPER, M. C. (2009): Mapping model behavior using Self-Organizing Maps, Hydrol. Earth Syst. Sci., 13, 395–409, doi:10.5194/hess-13-395-2009.

HILL, J., STELLMES, M., STOFFELS, M., WERNER, W., SHTERN, O. & FRANTZ, D. (2011): Assessing the Sensitivity of European Beech (Fagus sylvatica L.) Stands to Severe Drought Based on Measurements from Earth Observation Satellites. In, 1st Forestry Workshop: Operational Remote Sensing in Forest Management. 2-3 June 2011, Prague, Czech Republic. http://www.conferences.earsel.org/system/uploads/asset/file/226/paperjhill_etal_formatted.pdf.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007): Climate Change Synthesis Report, 72 p.

JACOB, D., L. BÄRRING, O. B. CHRISTENSEN, J. H. CHRISTENSEN, M. DE CASTRO, M. DÉQUÉ, F. GIORGI, S. HAGEMANN, M. HIRSCHI, R. JONES, E. KJELLSTRÖM, G. LENDERINK, B. ROCKEL, E. SÁNCHEZ, CH. SCHÄR, S. I. SENEVIRATNE, S. SOMOT, A. VAN ULDEN, & B. VAN DEN HURK, (2007): An inter-comparison of regional climate models for Europe: Model performance in Present-Day Climate, Climatic Change, 10.1007/s10584-006-9213-4.

KAISER M. & GEBEL M. (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge. In: Geoöko 24 (3-4): 262-269.

KHR/CHR (2007): Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert – Analyse, Veränderung, Trends. Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes (KHR), Bericht Nr. I-22, 377 pp., Lelystad.

KINNELL, P.I.A. (2001): The USLE-M and Modeling Erosion Within Catchments. In: Stott, D.E., Steinhardt G.C. (eds): Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Perdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory.

KLIWA, 2009: KLIWA-Bericht Heft 14: Auswirkung des Klimawandels auf Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz - Untersuchungen an ausgewählten Pegeln und Gewässerstellen, Hrsg. AG KLIWA, http://www.kliwa.de.

KNOTE, C., HEINEMANN, G., ROCKEL, B. (2010): Changes in weather extremes: Assessment of return values using high resolution climate simulations at convection-resolving scale. Meteorol. Zeitschrift N.F. 19, 11-23.

KNUTTI, R. (2008): Should we believe model predictions of future climate change? Phil. Trans. Roy. Soc. A 366, 4647–4664, doi:10.1098/rsta.2008.0169.

KÖSTNER B., BERG M., BERNHOFER CH., FRANKE J., GÖMANN H., KERSEBAUM K.C., KUHNERT M., LINDAU, R., MANDERSCHEID T., MENGELKAMP H.-T., MIRSCHEL W., NENDEL C., NOZINSKI E., PÄTZOLD A., SIMMER S., STONNER R., WEIGEL H.-J., WENKEL K.O. & WIELAND R. (2008): Land, Climate and Resources (LandCaRe) 2020 – Foresight and Potentials in Rural Areas under Regional Climate Change. Ital J Agron / Riv Agron, 3 (3) Suppl., 743-744.

KREJCI V.; ROSSI L.; KREIKENBAUM S.; FANKHAUSER R. (2004): Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter – Einführung in das Projekt. Gas-Wasser-Abwasser 6/2004, 419–422.

KUNKEL R., WENDLAND F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebie. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19.

LAATSCH, W. (1969): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser – 1. Teil Leicht durchlässige Standorte – Forstwiss. Cent.bl, 88, 257-271, Hamburg.

LEIBUNDGUT, CH. & EISELE, M. (2005): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens „Hydrologische Güte“ als Expertensystem zum operationellen Einsatz im Flussgebietsmanagement. Abschlußbericht - Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung, FKZ BWC 21013 - Freiburg.

LEY, R., CASPER, M.C., HELLEBRAND, H. & MERZ, R. (2011): Catchment Classification by Runoff Behaviour with Self-Organizing Maps (SOM), Hydrol. Earth Syst. Sci. 15/2947/2011/ doi:10.5194/hess-15-2947-2011.

LFULG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2009): Halbfaß, S., Gebel, M., Friese, H., Grunewald, K., Mannsfeld, K. Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. https://publikationen.sachsen.de/bdb/showDetails.do?detailForward=listByKeyword&id=2296864.

LUDWIG, K. & BREMICKER, M. (2006): The Water Balance Model LARSIM - Design, Content and Applications. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Bd. 22.

LUWG (LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT) 2005: Hydrologischer Atlas Rheinland-Pfalz, Mainz.

LWK (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER RHEINLAND-PFALZ), 2005: Grüner Bericht 2005. Landwirtschaftskammer Rheinland-Pfalz http://www.lwk-rlp.de/bilder/mediafile_3622_GB_gesamt.pdf.

LWK (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER RHEINLAND-PFALZ), 2007: Die Landwirtschaft in Rheinland-Pfalz, Landwirtschaftskammer Rheinland-Pfalz. http://www.lwk-rlp.de/bilder/mediafile_5574_LW2007.pub.pdf.

MAHMOUD, M., LIU, Y., HARTMANN, H., STEWART, S., WAGENER, T., SEMMENS, D., STEWART, R., GUPTA, H. V., DOMINGUEZ, D., DOMINGUEZ, F., HULSE, D., LETCHER, R., RASHLEIGH, B., SMITH, C., STREET, R., TICEHURST, J., TWERY, M., VAN DELDEN, H., WALDICK, R., WHITE, D., & WINTER, L. (2009): A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making, Environ. Model. Softw., 24, 798–808, doi:10.1016/j.envsoft.2008.11.010.

MANTHEY, M.; LEUSCHNER, C. U. HÄRDTLE, W. (2007): Buchenwälder und Klimawandel. Natur und Landschaft, 82, 441-445. http://www.botanik.uni-greifs-wald.de/fileadmin/laoek/pdf/paper_downloads/Manthey_et_al._2007_Buchenwaelder_und_Klimawandel.pdf.

MARAUN, D., WETTERHALL, F., IRESON, A., CHANDLER, R., KENDON, E., WIDMANN, M., BRIENEN, S., RUST, H., SAUTER, T., THEMEßL, M., VENEMA, V., CHUN, K., GOODESS, C., JONES, R.G.AND ONOF, C., VRAC, M. & THIELE-EICH, I. (2010): Precipitation downscaling under climate change. Recent developments to bridge the gap between dynamical models and the end user. Reviews of Geophysics, 48, RG3003, doi:10.1029/2009RG000314.

MEIßNER R., OLLESCH G., KRÖGER C., ENGELKE P., GEBEL M., HALBFASS S. (2011): Einzugsgebietsbezogenes Wassermanagement im Miyun-Reservoir. KW 2011(4) 12/11, 674-679.

MENZEL, L.; BÜRGER, G.; SCHWANDT, D. (2001): Klimaänderungen und Hochwasser: Ergebnisse aus einer DFNK-Studie im Rheingebiet. Zweites Forum Katastrophenvorsorge 24. – 26. September 2001.

MERZ, R., BLÖSCHL, G. AND PARAJKA, J. (2006): Spatio-temporal variability of event runoff coefficients. J. Hydrol., 331, 591-604, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.06.008.

MERZ, B., VOROGUSHYN, S., UHLEMANN, S., DELGADO, J. & Y. HUNDECHA (2012): HESS Opinions "More efforts and scientific rigour are needed to attribute trends in flood time series", Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 9, 1345-1365, http://www.hydrol-earth-syst-sci-discuss.net/9/1345/2012/.

MILLY, P.C.D, BETANCOURT, J, FALKENMARK, M., HIRSCH, R.M, KUNDZEWICZ, Z.W., LETTENMAIER, D.P.& R.J.STOUFFER (2008): Stationarity Is Dead: Whither Water Management, Science 319: 573-574.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ (MUFV) (2007): Klimabericht Rheinland-Pfalz.

MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, VERKEHR, LANDWIRTSCHAFT UND WEINBAU, 2008: Pressemeldung vom 19.05.2008, http://www.mwvlw.rlp.de/icc/internet/nav/1a8/1a850c1e-8318-5501-be59-26ffe52681ed,7b970980-d650-0a11-33e2-dce3742f2293,,,aaaaaaaa-aaaa-aaaa-aaaa-000000000042.

MUF - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND-PFALZ (2005). Gewässer in Rheinland-Pfalz. Die Bestandsaufnahme nach der Europäischen wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). 165 Seiten.

MONTEITH, J.L., UNSWORTH, M.H. (1990): Principles of Environmental Physics, second ed. Edward Arnold, London, UK.

MÜLLER, U. (2004) Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Arbeitshefte Boden Heft 2004/2 7. erweiterte und ergänzte Auflage, Verknüpfungsregeln 6.6.7, 6.6.8, 6.6.11 und 6.6.12.

NAGEL H. D. & GREGOR H. D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen: Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik (Critical Loads\& levels). Springer, Berlin Heidelberg.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (2004): National Engineering Handbook Part 630 Hydrology – Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall, United States Department of Agriculture.

OKE, T.R. (1987): Boundary Layer Climates, 2nd ed., Routledge, London and New York. 435 p.

PETERCORD, R.: Zukünftige Gefährdung der Rotbuche durch rinden- und holzbrütende Käfer in Baden-Württemberg. - Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., 16, 247-250, Giessen, 2008.

PIANI, C., HAERTER, J., COPPOLA, E. (2010A): Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. Theor. Appl. Climatol, 99, 187-192, doi10.1007/S00704-009-0134-9.

PIANI, C., WEEDON, G. P., BEST, M., GOMES, S. M., VITERBO, P., HAGEMANN, S. & HAERTER, J. O. (2010B): Statistical bias correction of global simulated daily precipitation and temperature for the application of hydrological models, in: Journal of Hydrology, 395, pp. 199–215.

PRIGGE, M. (2010): Die Rolle des Klimawandels in der wasserwirtschaftlichen Praxis am Beispiel des Nahe-Einzugsgebietes, Diplomarbeit im Fach Physische Geographie an der Universität Trier (unveröffentlicht).

ROCKEL, B., WILL, A. & HENSE, A. (2008): The Regional Climate Model COSMO-CLM (CCLM). Meteorologische Zeitschrift, 17/4, 347-348.

RÖDER M. (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes – dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz. Dissertation, TU Dresden.

SANGATI, M., M. BORGA, D. RABUFFETTI, & R. BECHINI (2009): Influence of rainfall and soil properties spatial aggregation on extreme flash flood response modelling: An evaluation based on the Sesia river basin, North Western Italy. Adv. Water Resour. 32, 1090-1106. doi:10.1016/j.advwatres.2008.12.007.

SAUERBORN, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. In: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Band 13, Bonn.

SCHAEFLI, B., HARMAN, C.J., SIVAPALAN, M. & SCHYMANSKI, S.J. (2011): HESS Opinions: Hydrologic predictions in a changing environment: behavioral modeling, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15, 635-646, doi:10.5194/hess-15-635-2011.

SCHULLA, J. UND JASPER, K. (2007): Model description WaSiM-ETH, Zürich.

SCHULTZE, B., KÖLLING, C., DITTMAR, C., RÖTZER, T., ELLING, W. (2005): Konzept für ein neues quantitatives Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushalts von Waldböden in Bayern. Forstarchiv, 76, 155-163.

SCHWANDT, D. (2003): Abflussentwicklung in Teileinzugsgebieten des Rheins – Simulationen für den Ist-Zustand und für Klimaszenarien. PIK Report No. 88, Potsdam.

SCHWÄRZEL, K., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C., FEGER, K.-H. (2008): Modellierung und Regionalisierung des Standortwasserhaushaltes von Wäldern im Mittelgebirge. http://www.afsv.de/download/arbeitsgruppe/Schwaerzel_Text_Freiburg_7Juli2008.pdf.

SCILANDS (2007): LS_Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) für die Landesfläche von Rheinland-Pfalz (Kurzdokumentation).

SEGOND, M.-L., H. S. WHEATER & C. ONOF (2007): The significance of spatial rainfall representation for flood runoff estimation: A numerical evaluation based on the Lee catchment, UK. J. Hydrol. 347, 116-131. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.09.040.

SENNIKOVS, J. & BETHERS, U. (2009): Statistical downscaling method of regional climate model results for hydrological modeling. 18th World IMACS/MODSIM Congress, 2009.

SGD-SÜD, AUßENSTELLE KOBLENZ (2006): Forstliche Standortskartierung; Anweisung und Datenschlüssel für die Bodenprofilaufnahme. Zusammengestellt von Jürgen Gauer. 39 Seiten.

SPEKAT, A., ENKE, W. UND KREIENKAMP, F. (2006): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2, 94 p, http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3133.pdf (19.05.2008), 2006.

STATISTISCHES LANDESAMT RLP, 2007A: Anbau von Gemüse und Erdbeeren zum Verkauf 2007, Bad Ems. http://www.statistik.rlp.de/verlag/berichte/C1053_200700_1j_L.pdf.

STATISTISCHES LANDESAMT RLP, 2007B: Die Landwirtschaft 2006. Statistische Bände, Band 395, Bad Ems.
http://www.statistik.rlp.de/verlag/sonstiges/landwirtschaft/band395_die_landwirtschaft_2006.pdf.

STATISTISCHES LANDESAMT RLP, 2009: Die Landwirtschaft 2008. Statistische Bände, Band 397, Bad Ems.
http://www.statistik.rlp.de/verlag/sonstiges/landwirtschaft/band397_die_landwirtschaft_2008.pdf.

SUKOPP H. & WITTIG R. (1998): Stadtökologie – ein Fachbuch für Studium und Praxis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

SUTMÖLLER, J., SPELLMANN, H., FIEBIGER, C., & ALBERT, M. (2008). Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Buchenwälder in Deutschland. Beiträge aus der NW-FVA, 3: 136-158. http://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Verwaltung/Publikationen/Beitraege_aus_NW-FVA/SUTMOELLER_et_al_-_Band_3_der_Beitraege_aus_der_NW-FVA_2008.pdf

TAYE, M. T., NTEGEKA, V., OGIRAMOI, N. P. & WILLEMS, P.(2011): Assessment of climate change impact on hydrological extremes in two source regions of the Nile River Basin, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15, 209-222, doi:10.5194/hess-15-209-2011.

TEEPE, R., DILLING H., BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from texture and bulk density. In: J. Plant Nutr. Soil Sci, 166, 111-119.

TEUTSCHBEIN, C. & SEIBERT, J. (2010): Regional Climate Models for Hydrological Impact Studies at the Catchment-Scale: A Review of Recent Modeling Strategies, Geography Compass, 4/7 (2010): 834–860, doi:10.1111/j.1749-8198.2010.00357.x.

TRAMBLAY, Y., C. BOUVIER, P.-A. AYRAL & A. MARCHANDISE (2011): Impact of rainfall spatial distribution on rainfall-runoff modelling efficiency and initial soil moisture conditions estimation. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 11, 157-170. doi:10.5194/nhess-11-157-2011.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2007): Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen. Das statistische Regionalisierungs-modell WETTREG. Publikation des Umweltbundesamts Dessau, 27pp.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2008): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie, S. 104.

UHLIG, M., GEBEL, M., HALBFASS, S., LIEDL, R. (2010): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. Grundwasser, 15: 163–176.

ULLRICH J. (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasserleiter mit dem Modell STOFFBILANZ. Dipl.-Arbeit, TU Dresden, Inst. f. Geografie, Dresden.

US SCS (1972): National engineering handbook (Chap 4: Hydrology, 2nd reprint). US Dept. Agriculture, Washington.

VAN DER LINDEN P. & J.F.B. MITCHELL (EDS.) (2009): ENSEMBLES: Climate Change and its Impacts: Summary of research and results from the ENSEMBLES project. Met Office Hadley Centre, Fitz-Roy Road, Exeter EX1 3PB, UK. 160pp.

VAN GENUCHTEN, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Amer. J. 44, 892–898.

VEITH T. L. (2002): Agricultural BMP placement for cost-effective pollution control at the watershed level. Virginia Polytechnic Institute and State University.

VOGES J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer. Diss. Univ. Hannover.

VRAC, M. & NAVEAU, P. (2007): Stochastic downscaling of precipitation: from dry events to heavy rainfall. Water Resources Research, 43, W07402, doi:10.1029/2006WR005308.

WENDLAND F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD). Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 8.

WENDLAND F. & KUNKEL R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 13.

WESSOLEK G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstandorten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rostoffe, unveröff., Hannover.

WESSOLEK G., DUIJNISVELD W. H. M., TRINKS S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. Journal of Hydrology 356, 17– 27.

WIEGAND U. (2002): Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau. UFZ-Bericht 6/2002.

WILBY, R. L. (2010): Evaluating climate model outputs for hydrological applications - Opinion. Hydrol. Sci. J. 55(7), 1090-1093, doi:10.1080/02626667.2010.513212.

WU S., LI J., HUANG G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modelling with digital elevation models. Environmental Modelling and Assessment, 10 (1), 33 – 42.

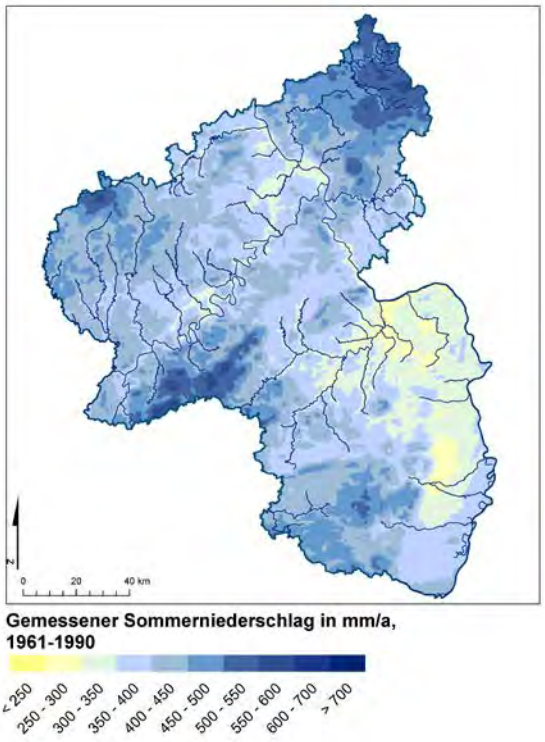
XU, H., TAYLOR, R. G. & XU, Y. (2011): Quantifying uncertainty in the impacts of climate change on river discharge in sub-catchments of the Yangtze and Yellow River Basins, China, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15, 333-344, doi:10.5194/hess-15-333-2011.

YADAV, M., WAGENER, T. & GUPTA, H. (2007): Regionalization of constraints on expected watershed response behavior for improved predictions in ungauged basins. Adv. Water Resour., 30, 1765-1774, doi:10.1016/j.advwatres.2007.01.005.

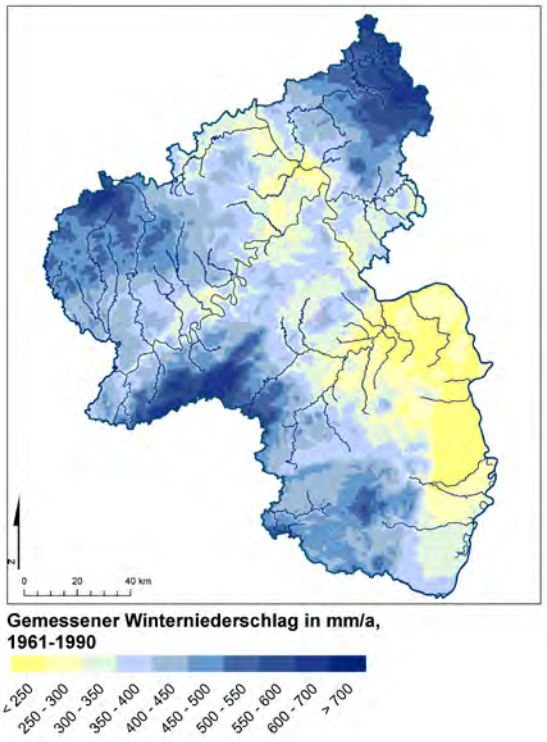
YANG, W., ANDRÉASSON, J., GRAHAM, L.P., OLSSON, J., ROSBERG, J. & WETTERHALL, F. (2010): Distribution-based-scaling to improve usability of regional climate model projections for hydrological climate change impacts studies. Hydrol. Res., 41(3-4), 211-229, doi:10.2166/nh.2010.004.

YILMAZ, K. K., GUPTA, H.V. & WAGENER, T. (2008): A process-based diagnostic approach to model evaluation: Application to the NWS distributed hydrologic model, Water Resour. Res., 44, W09417, doi:10.1029/2007WR006716.

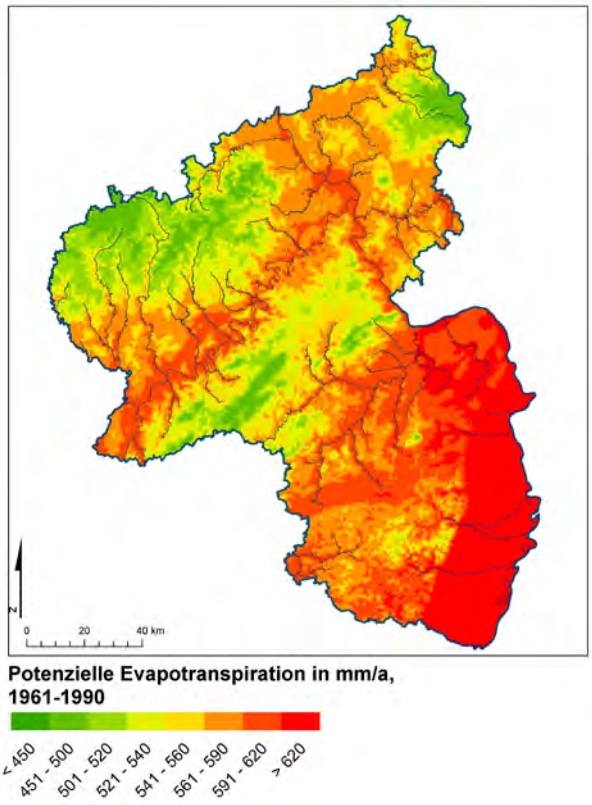
15 Anhang



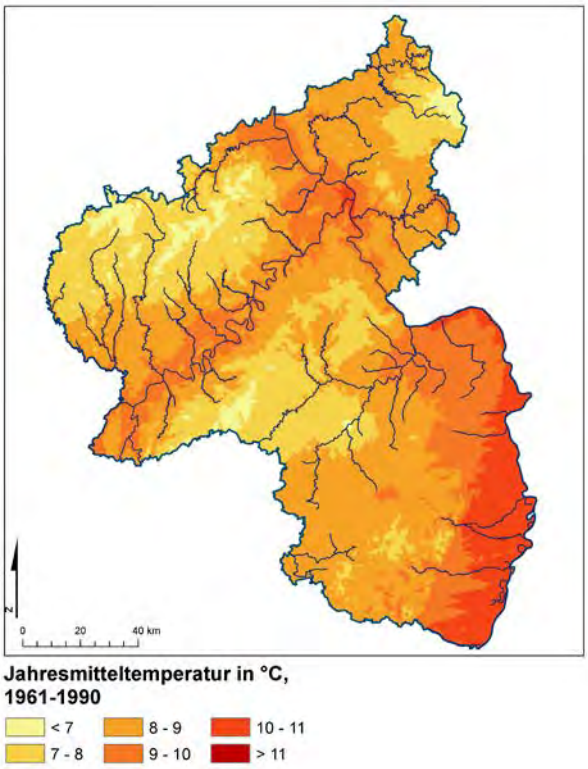
Anh. 1: Mittlerer Sommerniederschlag in mm a^{-1} für Rheinland-Pfalz, Mittelwert 1961-1990 (Regnie-Daten), aggregiert auf das Modellraster.



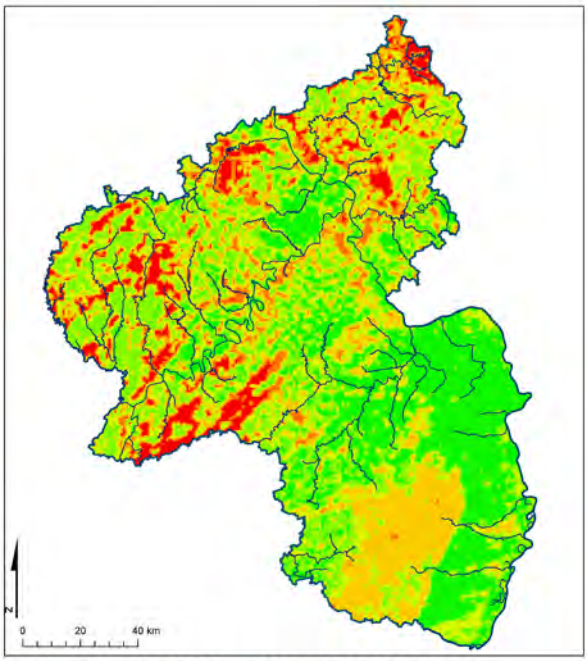
Anh. 2: Mittlerer Winterniederschlag in mm a^{-1} für Rheinland-Pfalz, Mittelwert 1961-1990 (Regnie-Daten), aggregiert auf das Modellraster.



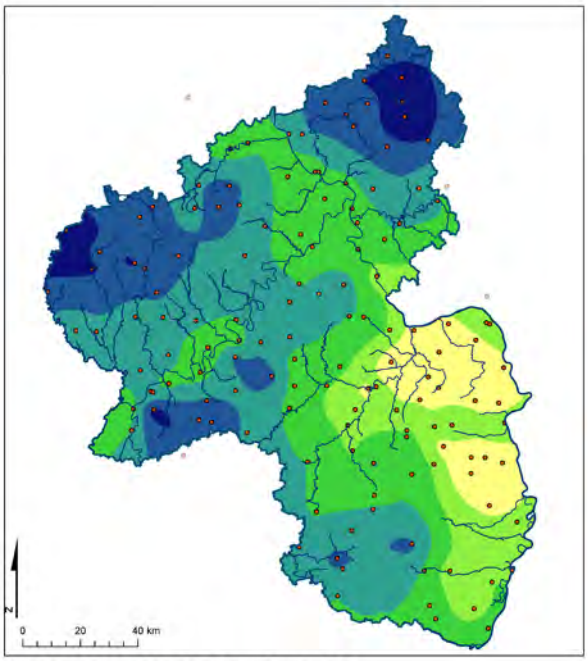
Anh. 3: Potenzielle Evapotranspiration in mm, Mittelwert 1961-1990 (hydrologischer Atlas Deutschland), aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 4: Jahresmitteltemperatur in °C, Mittelwert 1961-1990, aggregiert auf das Modellraster.

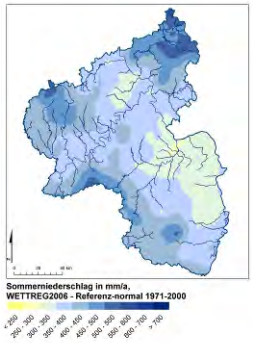
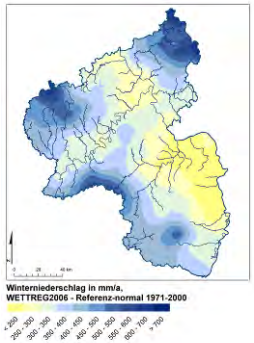
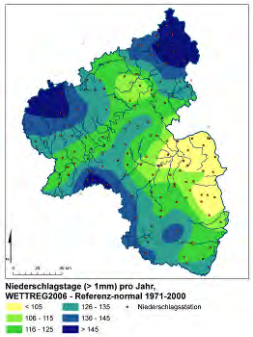
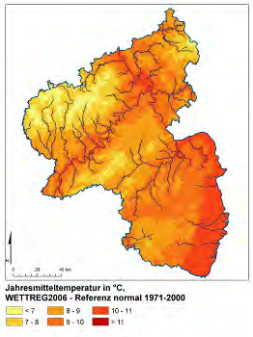
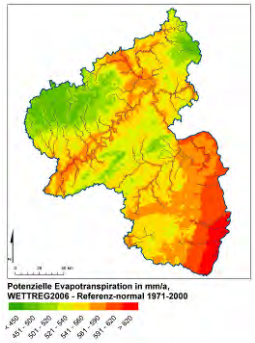
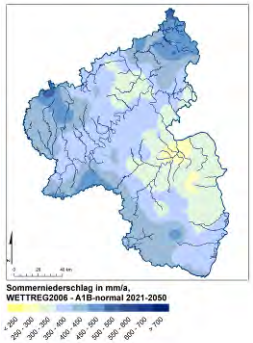
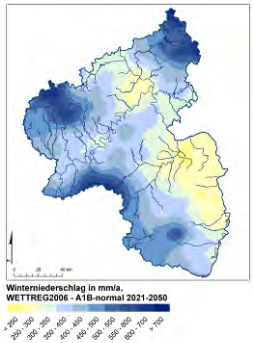
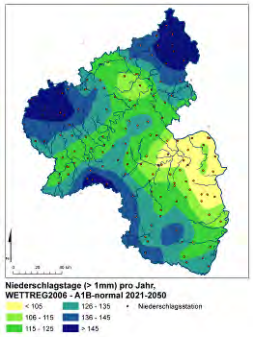
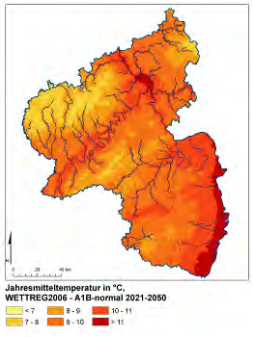
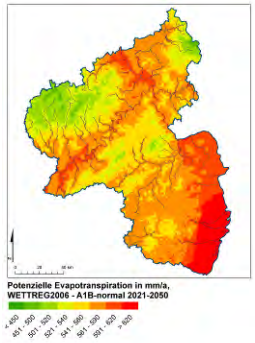


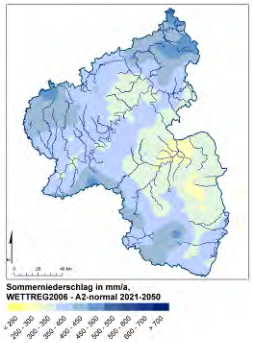
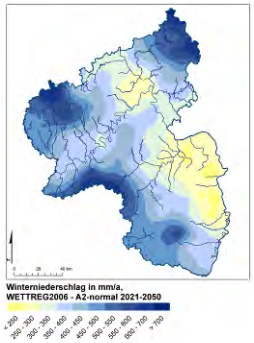
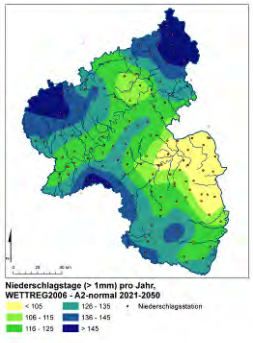
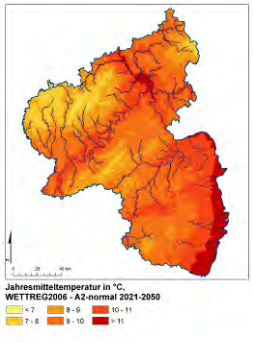
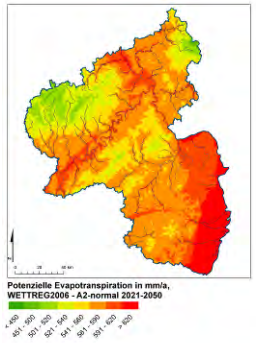
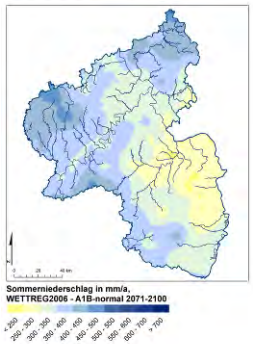
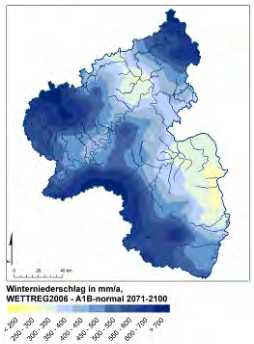
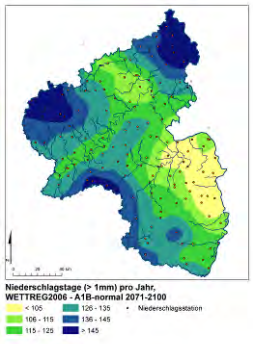
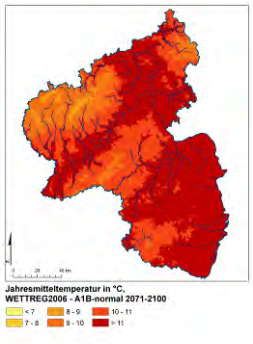
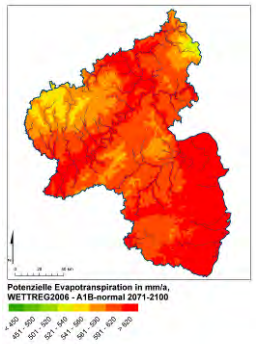
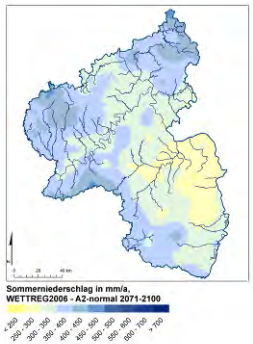
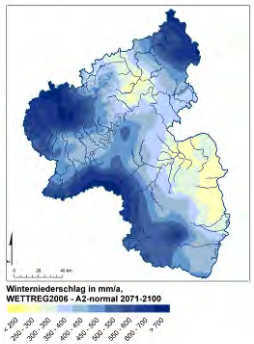
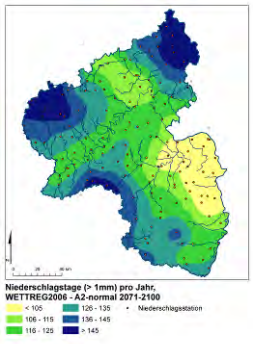
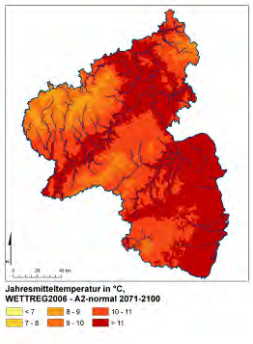
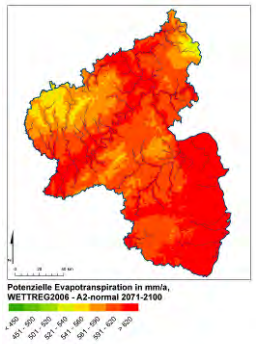
Anh. 5: Nutzungsbezogene atmosphärische N-Gesamtdeposition in kg N/ha/a, 2004, aggregiert auf das Modellraster.

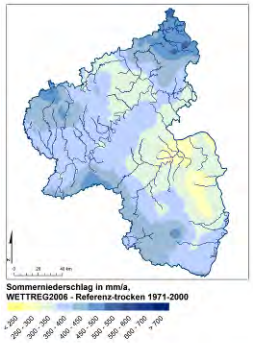
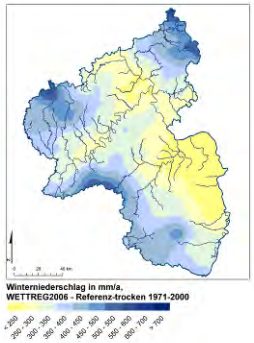
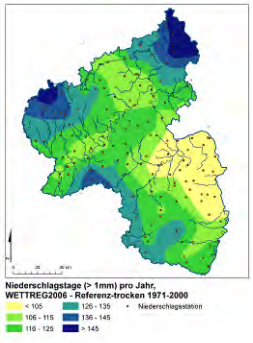
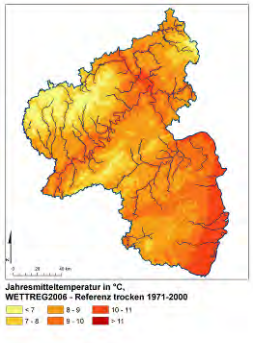
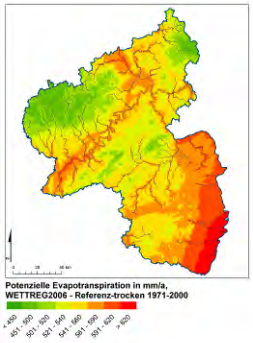
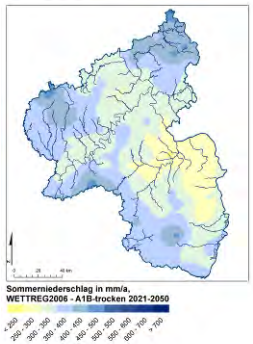
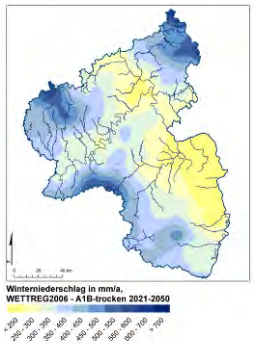
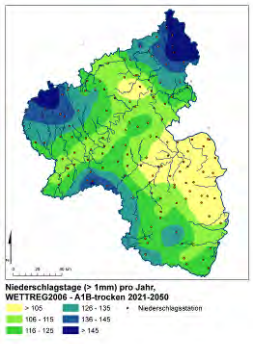
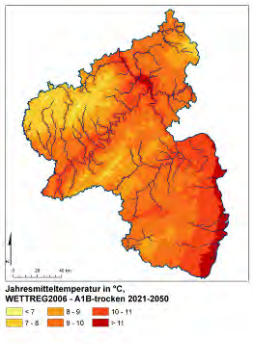
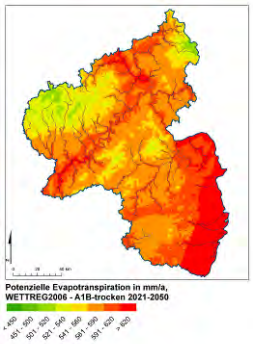
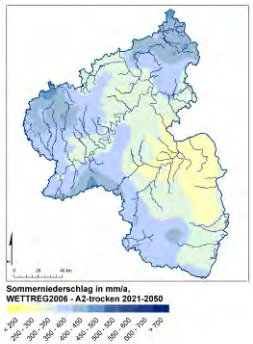
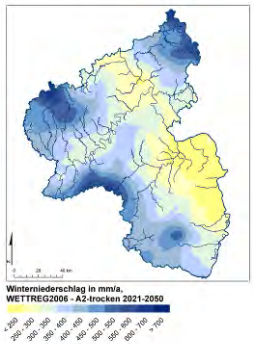
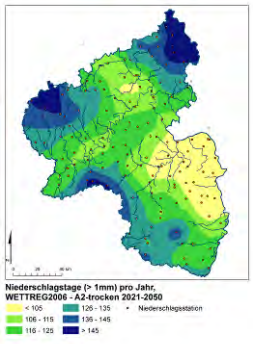
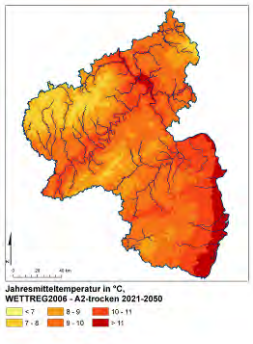
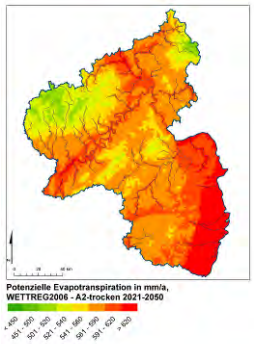


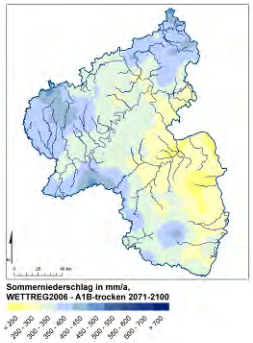
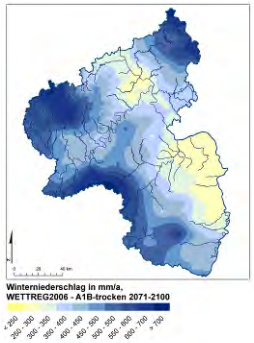
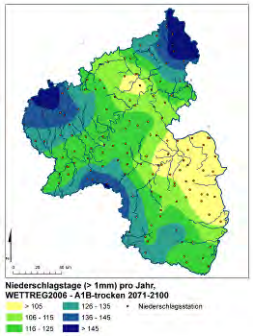
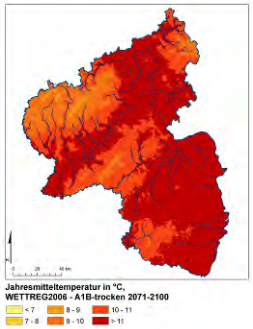
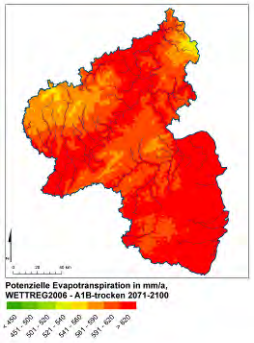
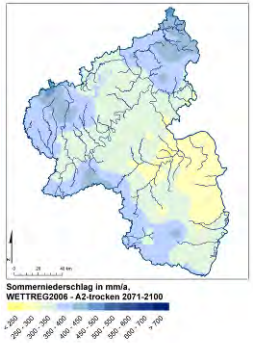
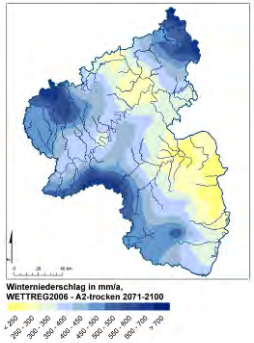
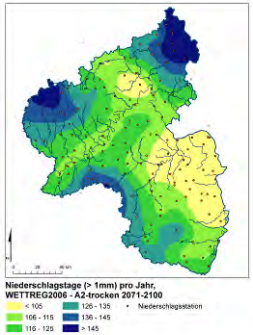
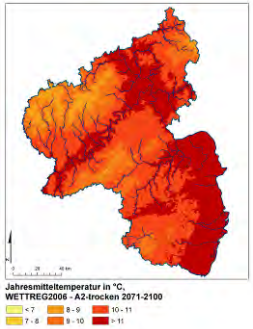
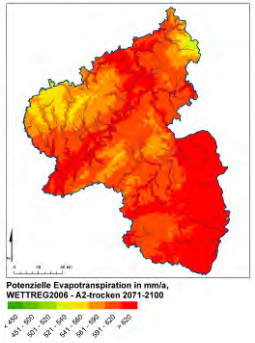
Anh. 6: Anzahl der Niederschlagstage (>1mm) pro Jahr mm, Mittelwert 1961-1990, aggregiert auf das Modellraster sowie die verwendeten Niederschlagsstationen.

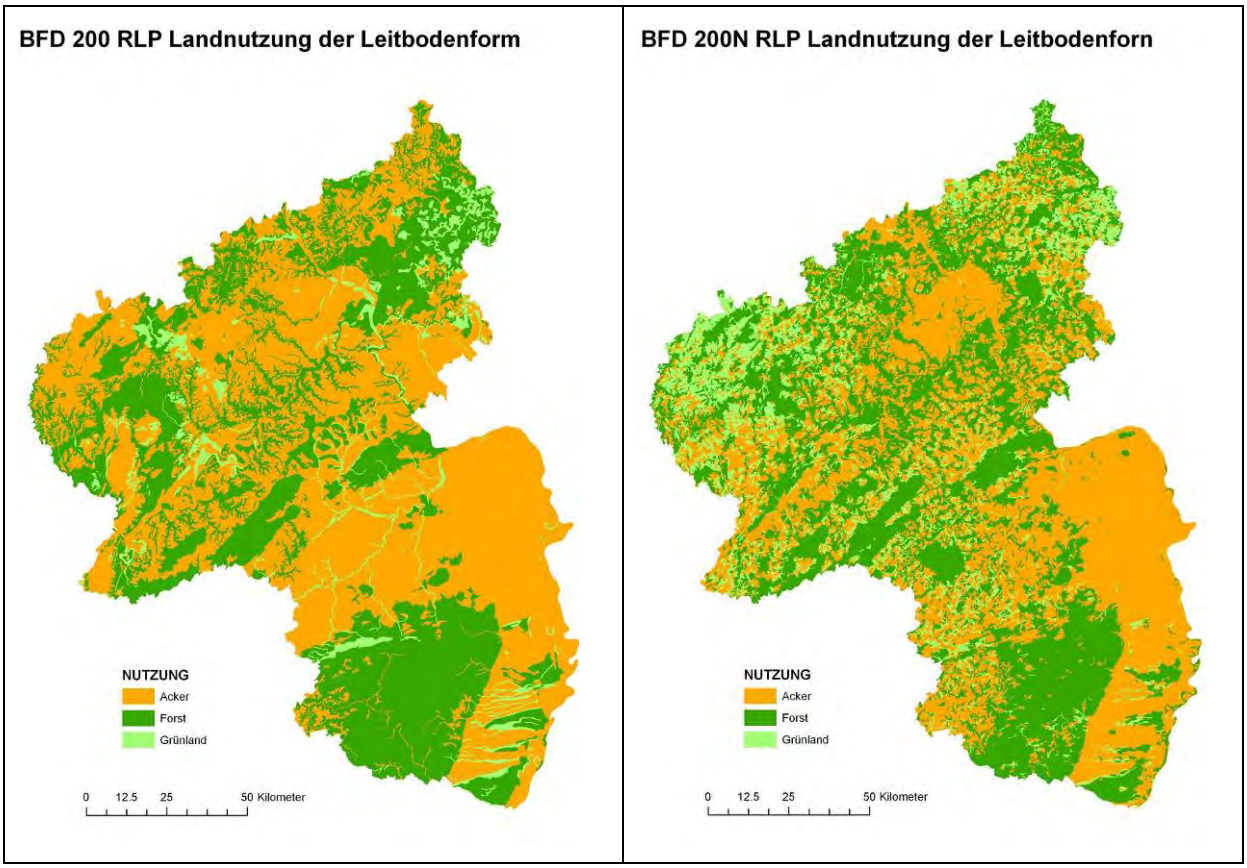
Anh. 7: Eingangsdaten der Klimaprojektionen A1B normal und A1B trocken sowie A2 normal und A2 tocken, zur Berechnung der Wasserbilanz mit STOFFBILANZ.

Szenario	Sommerniederschlag	Winterniederschlag	Regentage	Temperatur	Potenzielle Evapotranspiration
Referenz normal					
A1B normal 2021-2050					

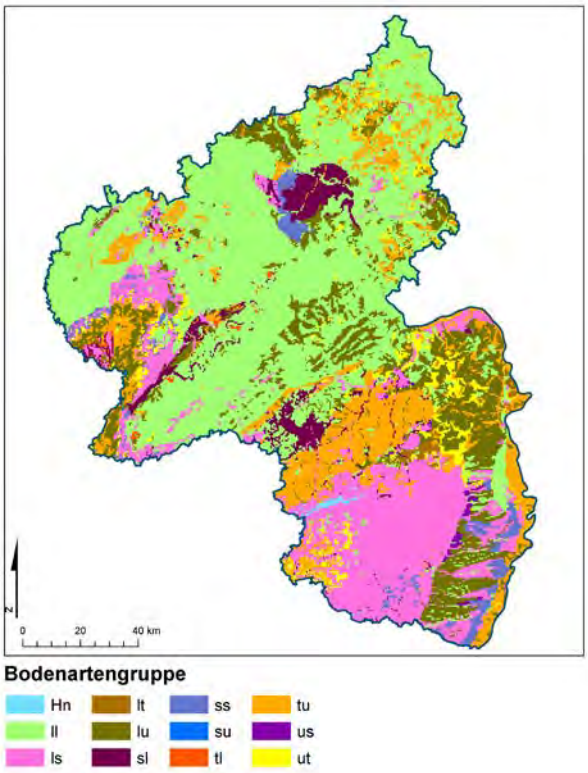
Szenario	Sommerniederschlag	Winterniederschlag	Regentage	Temperatur	Potenzielle Evapotranspiration
A2 normal 2021-2050					
A1B normal 2071-2100					
A2 normal 2071-2100					

Szenario	Sommerniederschlag	Winterniederschlag	Regentage	Temperatur	Potenzielle Evapotranspiration
Referenz trocken					
A1B trocken 2021-2050					
A2 trocken 2021-2050					

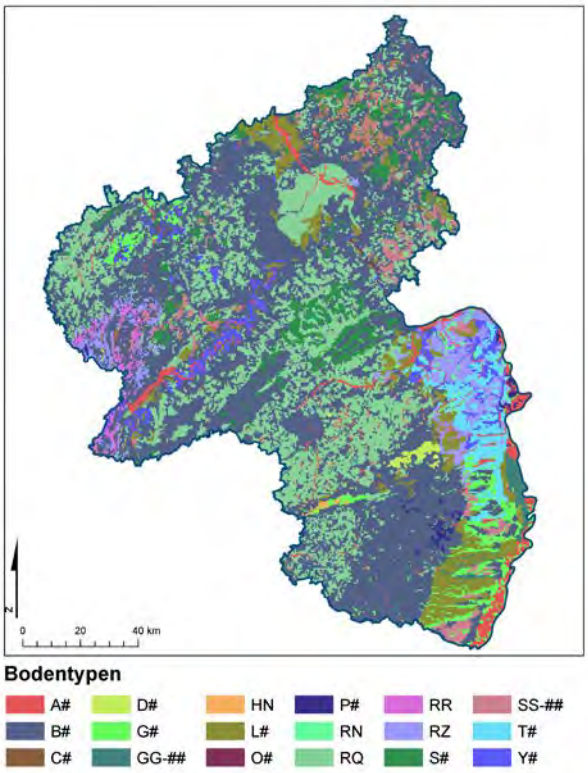
Szenario	Sommerniederschlag	Winterniederschlag	Regentage	Temperatur	Potenzielle Evapotranspiration
A1B trocken 2071-2100					
A2 trocken 2071-2100					



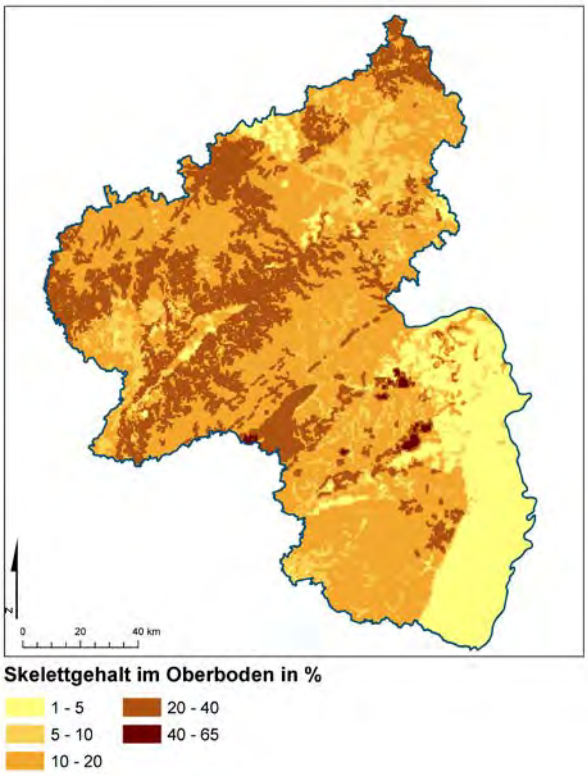
Anh. 8: links: Landnutzung der Leitbodenform in der jeweiligen Bodenformengesellschaft; rechts: Zuordnung der landnutzungsbezogenen Leitbodenform nach Verschneidung der Bodenformengesellschaften mit der Landnutzung.



Anh. 9: Dominierende Bodenartengruppen im durchwurzelbaren Bodenraum, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 10: Bodentypen, aggregiert auf das Modellraster.

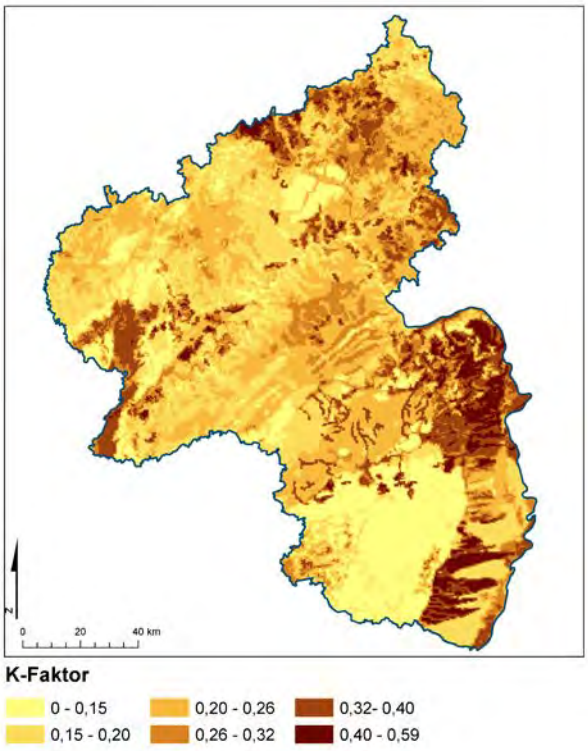


Anh. 11: Skelettgehalt im Oberboden, aggregiert auf das Modellraster.

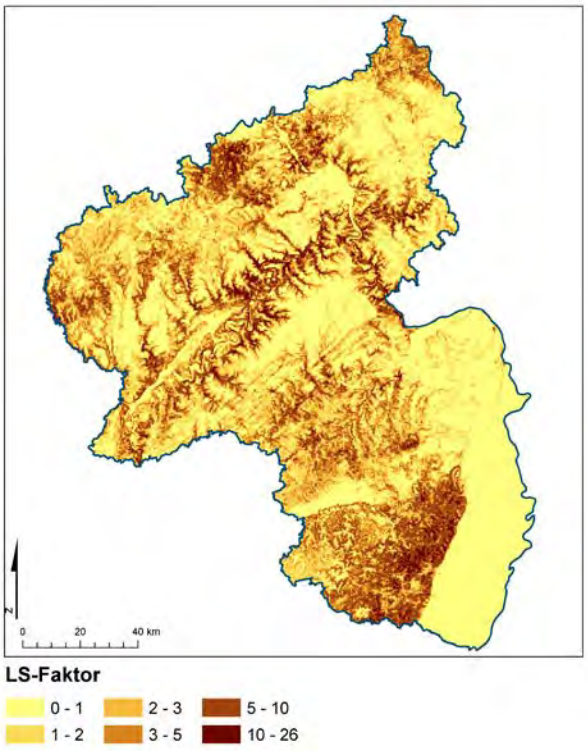
Anh. 12: Hydromorphiegrad der Böden, aggregiert auf das STOFFBILANZ-Raster r.

Anh. 13: Einstufung des Grobbodens (AG Boden 2005).

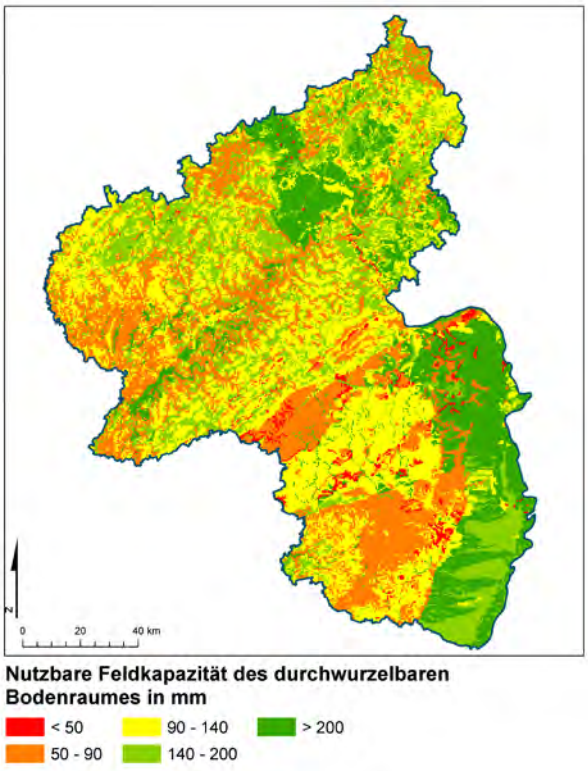
Stufe	Bezeichnung		Vol.-%	Klassenmittel
1	sehr schwach	steinig, kiesig, grusig	< 2	1,0
2	schwach	steinig, kiesig, grusig	2 bis < 10	6,0
3	mittel	steinig, kiesig, grusig	10 bis < 25	17,5
4	stark	steinig, kiesig, grusig	25 bis < 50	37,5
5	sehr stark	steinig, kiesig, grusig	50 bis < 75	62,5
6	extrem stark	Steine, Kies, Grus	≥ 75	75,0



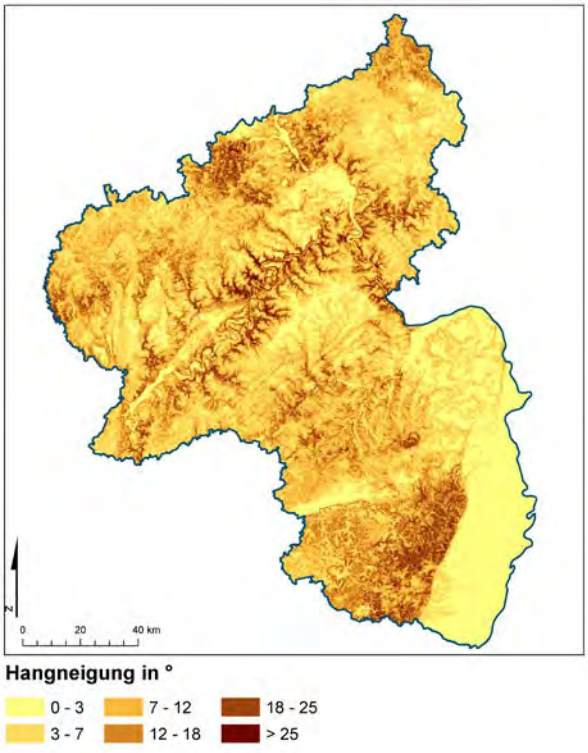
Anh. 14: K-Faktor, aggregiert auf das Modellraster.



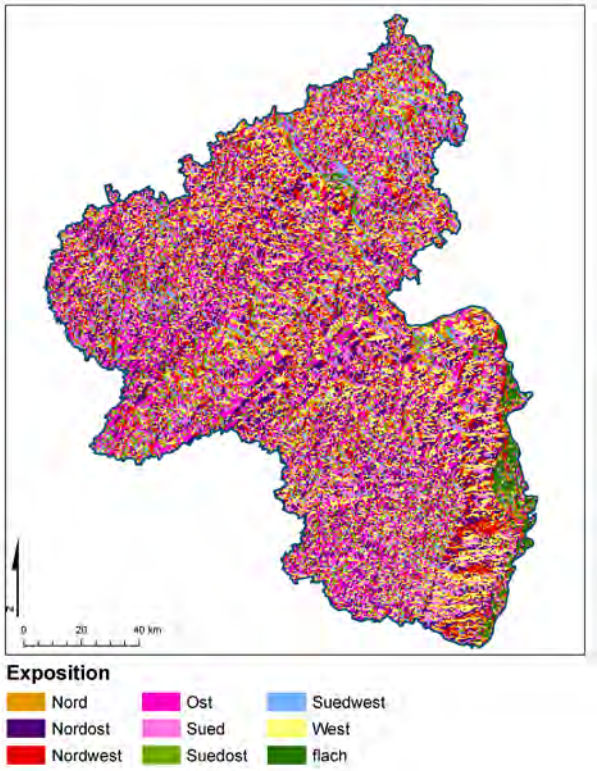
Anh. 15: LS-Faktor, aggregiert auf das Modellraster.



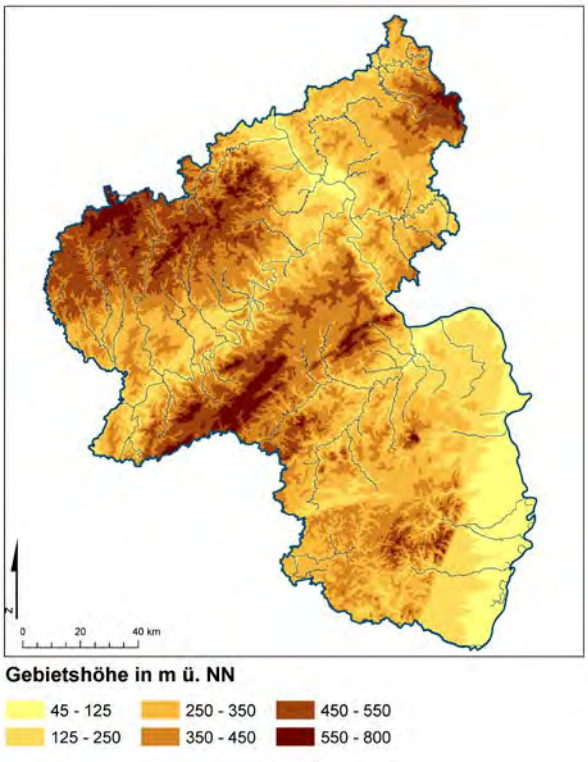
Anh. 16: Nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes, aggregiert auf das Modellraster.



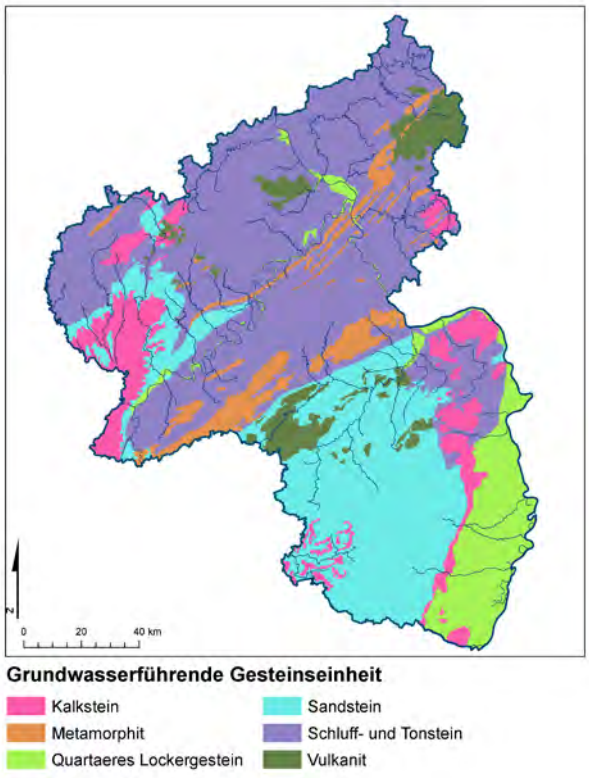
Anh. 17: Hangneigung, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 18: Exposition, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 19: Gebietshöhe für Rheinland-Pfalz, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 20: Grundwasserführende Gesteinseinheit für Rheinland-Pfalz, aggregiert

auf das Modellraster.

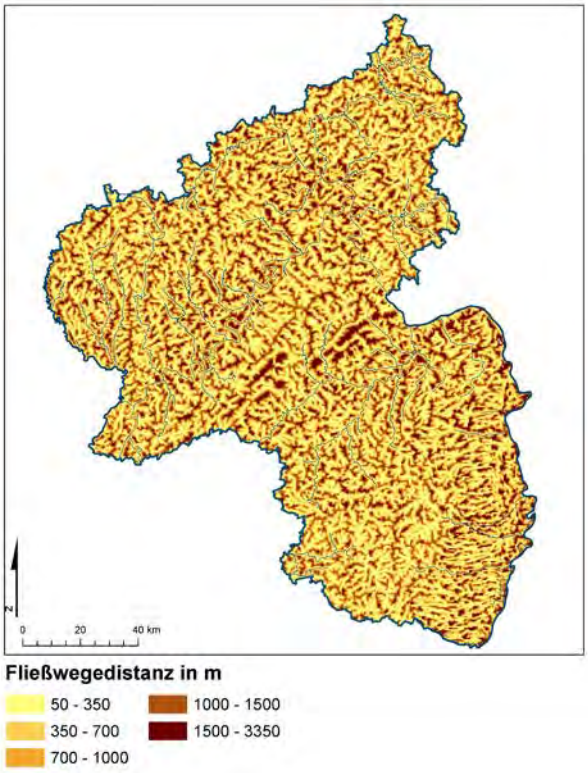
Anh. 21: Für STOFFBILANZ erforderliche Einteilung der grundwasserführenden Landschaften.

Einteilung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten für STOFFBILANZ
Quartäres Lockergestein
Tertiäres Lockergestein
Kies
Schotter
Locker- über Festgestein
Sandstein
Schluff- und Tonstein
Kalkstein
Karst
Vulkanit
Plutonit
Metamorphit
Konglomerat

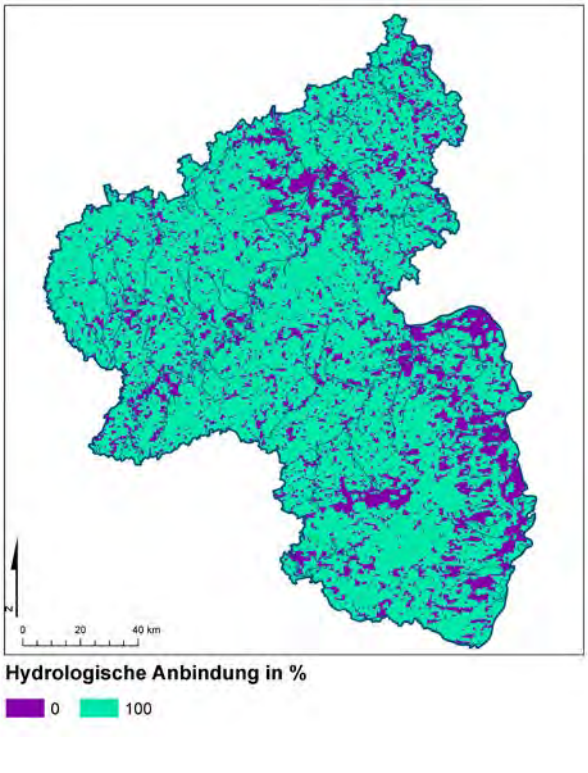
Anh. 22: Einteilung der grundwasserführenden Gesteinseinheit für STOFFBILANZ auf Basis der Grundwasserlandschaften für Rheinland-Pfalz.

Grundwasserlandschaften, original	**Grundwasserführende Gesteinseinheit für STOFFBILANZ**
Buntsandstein	Sandstein
Devonische Kalksteine	Kalkstein
Devonische Quarzite	Metamorphit
Devonische Schiefer u. Grauwacken	Schluff- und Tonstein
Muschelkalk u. Keuper	Kalkstein
Quartäre u. pliozäne Sedimente	Quartäres Lockergestein

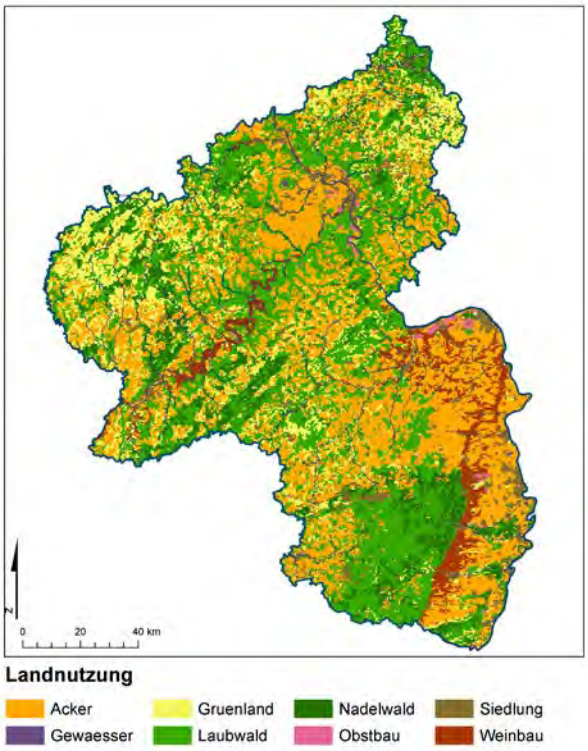
Grundwasserlandschaften, original	Grundwasserführende Gesteinseinheit für STOFFBILANZ
Quartäre Magmatite	Vulkanit
Rotliegend-Sedimente	Sandstein
Rotliegende Magmatite	Vulkanit
Sandsteine des Lias	Sandstein
Tertiäre Bruchschollen	Kalkstein
Tertiäre Kalksteine	Kalkstein
Tertiäre Mergel u. Tone	Schluff- und Tonstein
Tertiäre Vulkanite	Vulkanit



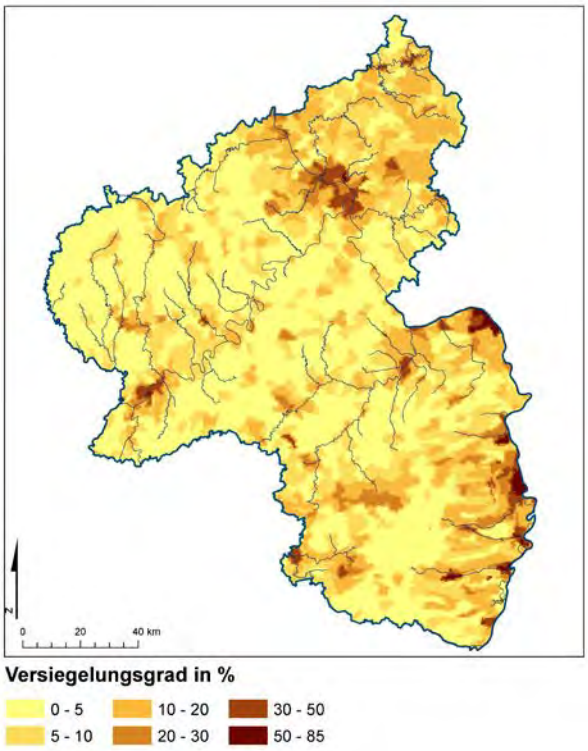
Anh. 23: Mittlere Fließwegedistanz für Rheinland-Pfalz, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 24: Hydrologische Anbindung für Rheinland-Pfalz, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 25: Landnutzung, aggregiert auf das Modellraster.



Anh. 26: Versiegelungsgrad, aggregiert auf das Modellraster.

Anh. 27: Abschätzungsmethoden der Anbaufläche pro Gemeinde aus den lückengefüllten LIS-Angaben.

Qualitätsweizen

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zum Qualitätsweizen (*Qualitätsweizen*$_{SB}$) wurde aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu *Winterweizen_einschlieschlich_Dinkel*$_{LIS}$ entsprechend der folgenden Formel abgeleitet. Es wird angenommen, dass in jeder Gemeinde 51% des Gesamtweizens Qualitätsweizen ist. Die Angabe zu 51% stammt aus dem "Grünen Bericht 2005" (LWK, 2005; Seite 72, Tabelle 3.19) und stellt den landesweiten Anteil von A und E Weizen (Qualitätsweizen) am Gesamtweizen, im Jahr 2004 dar.

$$Qualitätsweizen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0{,}51 * Winterweizen_einschliesslich_Dinkel_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Winterweizen

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zum *Winterweizen*$_{SB}$ ergibt sich aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu *Winterweizen_einschlieschlich_Dinkel*$_{LIS}$ abzüglich dem vorher berechneten *Qualitätsweizen*$_{SB}$-Anteil.

$$Winterweizen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Winterweizen_einschliesslich_Dinkel_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] - Qualitätsweizen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Wintergerste

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Wintergerste$_{LIS}$* kann direkt für STOFFBILANZ übernommen werden.

$$Wintergerste_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Wintergerste_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Winterroggen

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Roggen$_{LIS}$* wird ohne Umrechnung für die STOFFBILANZ-Angabe *Winterroggen$_{SB}$* übernommen.

$$Winterroggen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Roggen_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Sommergetreide

Die lückengefüllten LIS-Angaben zu *Sommergerste$_{LIS}$*, *Hafer$_{LIS}$*, *Sommermengengetreide$_{LIS}$* werden addiert und ergeben die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu *Sommergetreide$_{SB}$*.

$$Sommergetreide_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Sommergerste_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] + Hafer_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] + \ldots$$
$$\ldots + Sommermengengetreide_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Silomais

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Silomais$_{LIS}$* kann direkt für STOFFBILANZ übernommen werden.

$$Silomais_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Silomais_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Körnermais

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Körnermais_ohne_Corn_Cob-Mis$_{LIS}$* wird ohne Umrechnung für die STOFFBILANZ-Angabe *Körnermais$_{SB}$* übernommen.

$$Körnermais_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Körnermais_ohne_Corn-Cob-Mix_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Raps

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Raps_und_Rübsen$_{LIS}$* wird ohne Umrechnung für die STOFFBILANZ-Angabe *Raps$_{SB}$* übernommen.

$$Raps_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Raps_und_Rübsen_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Sonstige Ölfrüchte

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu *sonstige_Ölfrüchte$_{SB}$* ergibt sich als Differenz der lückengefüllten LIS-Angabe von *Ölfrüchten$_{LIS}$* und der lückengefüllten LIS-Angabe von *Raps_und_Rübsen$_{LIS}$*.

$$sonstige\ Ölfrüchte_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Ölfrüchte_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] - Raps_und_Rübsen_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Kartoffeln

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu *Kartoffeln*$_{LIS}$ kann direkt für STOFFBILANZ übernommen werden.

$$Kartoffeln_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Kartoffeln_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Sonstige Hackfrüchte

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu *sonstige_Ölfrüchte*$_{SB}$ ergibt sich aus den lückengefüllten LIS-Angaben zu *Zuckerrüben*$_{LIS}$ und *Runkelrüben*$_{LIS}$.

$$Sonstige\ Hackfrüchte_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Zuckerrüben_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] + Runkelrüben_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Sonnenblumen

Aus den lückengefüllten LIS-Angaben der Ölfrüchte (*Ölfrüchten*$_{LIS}$) ist eine plausible Abschätzung der Anbaufläche von Sonnenblumen pro Gemeinde (*Sonnenblumen*$_{SB}$) nicht möglich. Deshalb wird kein Anbau von Sonnenblumen angenommen.

$$Sonnenblumen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Körnerleguminosen

Die lückengefüllten LIS-Angaben zu Hülsenfrüchten (*Hülsenfrüchte*$_{LIS}$) werden für die in STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Körnerleguminosen (*Körnerleguminosen*$_{SB}$) ohne Umrechnung übernommen.

$$Körnerleguminosen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Hülsenfrüchte_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Futterleguminosen

Die lückengefüllten LIS-Angaben zu Klee und Kleegras (*Klee_und_Kleegras*$_{LIS}$) werden für die in STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Futterleguminosen (*Futterleguminosen*$_{SB}$) ohne Umrechnung übernommen.

$$Futterleguminosen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Klee_und_Kleegras_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Feldgras

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu Feldgrasanbau (*Felgdrasanbau*$_{LIS}$) kann direkt für STOFFBILANZ übernommen werden.

$$Feldgras_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Feldgrasanbau_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Tabak, hell

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu hellem Tabak (*Tabak_hell*$_{SB}$) wurde aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu Tabak (*Tabak*$_{LIS}$) entsprechend der folgenden Formel abgeleitet. Es wird angenommen, dass in jeder Gemeinde 37% des Gesamttabaks heller Tabak ist. Die Angabe 37% stammt aus einer Pressemeldung (Bezirksverband Pfalz, 2007) und stellt den landesweiten Anteil der Tabaksorte Virgin (heller Tabak) am Gesamttabak, im Jahr 2007 dar.

$$Tabak_hell_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0{,}37 * Tabak_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Tabak, dunkel

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zum dunklem Tabak (Tabak_dunkel$_{SB}$) ergibt sich aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu Tabak (*Tabak$_{LIS}$*) abzüglich dem vorher berechneten hellem Tabak-Anteil (*Tabak_hell$_{SB}$*).

$$Tabak_dunkel_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Tabak_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] - Tabak_hell_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Erdbeeren

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Erdbeeren (*Erdbeeren$_{SB}$*) wird aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu Gemüse mit Erdbeeren (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) abgeleitet. Es wird angenommen, dass in jeder Gemeinde 5,6% des angebauten Gemüses (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) Erdbeeren sind.

Der Anteil 5,6% wird auf Grundlage der Daten des Statistischen Landesamtes (2007) berechnet. Die landesweite Summe der lückengefüllten Anbauflächen (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) liegt bei 12354 ha. Im Jahr 2006 wurden laut Statistischem Landesamt (2007) 705 ha Erdbeeren angebaut. Hieraus ergibt sich der Anteil von 5,6% für das Jahr 2006.

$$Erdbeeren_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0{,}056 * Gemüse_mit_Erdbeeren_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Spargel

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Spargel (*Spargel$_{SB}$*) wird aus der lückengefüllten LIS-Angabe zu Gemüse mit Erdbeeren (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) abgeleitet. Es wird angenommen, dass in jeder Gemeinde 6,9% des angebauten Gemüses (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) Spargel ist.

Der Anteil 6,9% wird aufgrund der Daten des Statistischen Landesamtes (2007) berechnet. Die landesweite Summe der lückengefüllten Anbauflächen (*Gemüse_mit_Erdbeeren$_{LIS}$*) liegt bei 12354 ha (100%). Im Jahr 2006 wurden laut Statistischem Landesamt (2007a) 855 ha Spargel (im Ertrag) angebaut. Hieraus ergibt sich der Anteil von 6,9% für das Jahr 2006.

$$Spargel_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0{,}069 * Gemüse_mit_Erdbeeren_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Intensivkulturen

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Intensivkulturen (*Intensivkulturen$_{SB}$*) wird nach folgender Formel berechnet.

$$Intensivkulturen_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Gemüse_mit_Erdbeeren_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] - Erdbeeren_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] - \ldots$$
$$\ldots - Spargel_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Intensivgrünland

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Intensivgrünland (*Intensivgrünland$_{SB}$*) ergibt sich als Summe der lückengefüllten LIS-Angaben zu *Dauerwiesen$_{LIS}$*, *Mähweiden$_{LIS}$* und

Weiden einschließlich aus der landwirtschaftlichen Erzeugung genommenes Dauergrünland (*Weiden_e.ldw.Erz.Dgl*$_{LIS}$).

$$Intensivgrünland_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Dauerwiesen_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] + Mähweiden_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] + \ldots$$
$$\ldots + Weiden_e.ldw.Erz.Dgl_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Extensivgrünland

Die lückengefüllte LIS-Angabe zu Hutungen (*Hutungen*$_{LIS}$) kann direkt für die in STOFFBILANZ notwendige Angabe zu Extensivgrünland (*Extensivgrünland*$_{SB}$) übernommen werden.

$$Extensivgrünland_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = Hutungen_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Stilllegung

Aus den lückengefüllten LIS-Angaben ist eine plausible Abschätzung der frisch stillgelegten Flächen pro Gemeinde (*Stilllegung*$_{SB}$) nicht möglich. Deshalb wird angenommen, dass es keine frisch stillgelegten Ackerflächen gibt.

$$Stilllegung_{SB}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] = 0\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Zwischenfrucht in %

Die für STOFFBILANZ notwendige Angabe zum Zwischenfruchtanbau pro Gemeinde in Prozent (*Zwischenfrucht*$_{SB}$) wird aus den lückengefüllten LIS-Angaben zum Zwischenfruchtanbau (*Zwischenfrucht*$_{LIS}$) und zum Ackerland (*Ackerland*$_{LIS}$) berechnet.

$$Zwischenfrucht_{SB}\left[\frac{\%}{Gemeinde}\right] = (Zwischenfrucht_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right] * 100) \div Ackerland_{LIS}\left[\frac{ha}{Gemeinde}\right]$$

Anh. 28: Aufbereitung der Hektarerträge für STOFFBILANZ aus den lückengefüllten LIS-Hektarerträgen.

Fruchtartengruppe für Stoffbilanz	Ableitung der Hektarerträge [dt/ha]
Qualitätsweizen	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Winterweizen einschließlich Dinkel" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Qualitätsweizen nicht verfügbar sind
Winterweizen	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Winterweizen einschließlich Dinkel" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Winterweizen nicht verfügbar sind
Wintergerste	Kreisangaben zu "Wintergerste" aus dem Landesinformationssystem
Winterroggen	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Roggen" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Winterroggen nicht verfügbar sind

Fruchtartengruppe für Stoffbilanz	Ableitung der Hektarerträge [dt/ha]
Sommergetreide	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Sommergerste" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Sommergetreide nicht verfügbar sind. Es werden die Kreisangaben der Hektarerträge zur Sommergerste übernommen, weil diese in Rheinland-Pfalz das am meisten angebaute Sommergetreide ist.
Silomais	Kreisangaben zu "Silomais" aus dem Landesinformationssystem
Körnermais	Kreisangaben zu "Körnermais" aus dem Landesinformationssystem
Raps	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Winterraps" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Raps nicht verfügbar sind
sonstige Ölfrüchte	Kreisangaben zu "Ölfrüchte" aus dem Landesinformationssystem
Kartoffeln	Kreisangaben zu "Kartoffeln" aus dem Landesinformationssystem
sonstige Hackfrüchte	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Zuckerrübe" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von sonstigen Hackfrüchten nicht verfügbar sind. Es werden die Kreisangaben der Hektarerträge zur Zuckerrübe übernommen, weil diese in Rheinland-Pfalz öfters angebaut wird als Runkelrübe. Außerdem gibt es im LIS keine Angaben der Hektarerträge zu Runkelrübe.
Sonnenblumen	Null, da wegen mangelnder Datenlage kein Anbau und somit kein Ertrag von Sonnenblumen angenommen wird
Körnerleguminosen	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Hülsenfrüchte" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Körnerleguminosen nicht verfügbar sind
Futterleguminosen	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Klee und Kleegras mit Luzerne" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Futterleguminosen nicht verfügbar sind. Die Hektarerträge zu "Klee und Kleegras mit Luzerne" werden zusätzlich mit 4 multipliziert, da als Input für STOFFBILANZ der Grünmasseertrag notwendig ist, und nicht der Heuertrag. Der Faktor 4 stammt aus der Literatur (Statistisches Landesamt, 2007b, Seite 90).
Feldgras	Kreisangaben zu "Feldgrasanbau" aus dem Landesinformationssystem; Die Hektarerträge zu "Feldgrasbau" werden zusätzlich mit 4 multipliziert, da als Input für STOFFBILANZ der Grünmasseertrag notwendig ist, und nicht der Heuertrag. Der Faktor 4 stammt aus der Literatur (Statistisches Landesamt, 2007b, Seite 90).

Fruchtartengruppe für Stoffbilanz	Ableitung der Hektarerträge [dt/ha]
Intensivkulturen	als Näherung wird ein mittlerer gewichteter Hektarertrag von 298 dt/ha für alle Gemeinden in Rheinland-Pfalz angenommen; Dieser mittlere gewichtete Hektarertrag wurde aus den landesweiten Hektarerträgen der einzelnen Gemüsearten berechnet. Die Hektarerträge der einzelnen Gemüsesorten werden aus Daten des Statistischen Landesamtes (2009, Seite 134, Tabelle 5.8 (Jahr 2007)) entnommen. Für die Gewichtung des mittleren Hektarertrages werden die prozentualen Anbauflächen der angebauten Gemüsesorten (Statistisches Landesamt 2009, Seite 131, Tabelle 5.5 (Jahr 2007)) hinzugezogen. Die Berechnung kann im Anh. 29 nachvollzogen werden. Für die Berechnung werden nur diejenigen Gemüsesorten hinzugezogen, für welche Hektarerträge vorliegen.
Tabak hell	als Näherung wird der landesweite Hektarertrag von 2,5 dt/ha genommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von hellem Tabak nicht verfügbar sind. Der Wert von 2,5 dt/ha stammt aus LWK (2007).
Tabak dunkel	als Näherung wird der landesweite Hektarertrag von 2,5 dt/ha genommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von dunklem Tabak nicht verfügbar sind. Der Wert von 2,5 dt/ha stammt aus LWK (2007)
Erdbeeren	als Näherung wird der landesweite Hektarertrag von 95,3 dt/ha genommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Erdbeeren nicht verfügbar sind. Der Wert von 95,3 dt/ha stammt aus Daten des Statistischen Landesamtes (2009, Seite 134, Tabelle 5.8 (Jahr 2007))
Spargel	als Näherung wird der landesweite Hektarertrag von 54,7 dt/ha genommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Spargel nicht verfügbar sind. Der Wert von 54,7 dt/ha stammt aus Daten des Statistischen Landesamtes (2009, Seite 134, Tabelle 5.8 (Jahr 2007))
Intensivgrünland	als Näherung werden die Kreisangaben zu "Wiesen und Mähweiden" übernommen, weil im Landesinformationssystem Kreisangaben zu Hektarerträgen von Intensivgrünland nicht verfügbar sind. Die Hektarerträge zu " Wiesen und Mähweiden " werden zusätzlich mit 4 multipliziert, da als Input für STOFFBILANZ der Grünmasseertrag notwendig ist, und nicht der Heuertrag. Der Faktor 4 stammt aus der Literatur (Statistisches Landesamt, 2007b, Seite 90).
Extensivgrünland	Null, da keine Erträge
Stilllegung	Null, da keine Erträge

Anh. 29: Berechnung des mittleren gewichteten Hektarertrages für Gemüse in Rheinland-Pfalz, für das Jahr 2007 (Quelle: nach Statistisches Landesamt, 2009; eigene Berechnungen).

Ausgewählte Gemüseart	Ertrag [dt/ha] (Jahr 2007)	Anbauflächen [ha] (Jahr 2007)	Gewichtung [1/1]	Gewichteter Ertrag [dt/ha]
Radies	235.4	2674	0.201	47.32
Möhren	507.9	1642	0.123	62.70
Blumenkohl	303.1	1292	0.097	29.44
Feldsalat	77.9	1077	0.081	6.31
Speisezwiebeln	408.8	1119	0.084	34.39
Spargel	54.7	1118	0.084	4.60
Kopfsalat	317.1	796	0.060	18.98
Spinat	182.1	634	0.048	8.68
Porree (Lauch)	374.9	541	0.041	15.25
Lollosalat	265.4	320	0.024	6.39
Brokkoli	169.3	221	0.017	2.81
Rettich	341	447	0.034	11.46
Kohlrabi	405.1	293	0.022	8.92
Chinakohl	689.4	238	0.018	12.34
Rhabarber	210.9	252	0.019	4.00
Knollensellerie	637.1	260	0.020	12.45
Endiviensalat	389.9	121	0.009	3.55
Weißkohl	530.2	95	0.007	3.79
Eissalat	275	71	0.005	1.47
Wirsing	399.6	56	0.004	1.68
Rotkohl	479.9	34	0.003	1.23
Summe		13301	1	298

Anh. 30: Richtwerte (!) zur mineralischen Düngung pro Fruchtartengruppe pro Jahr, für ganz Rheinland-Pfalz (Quelle: persönliche Mitteilung Herr Dr. Fritsch)

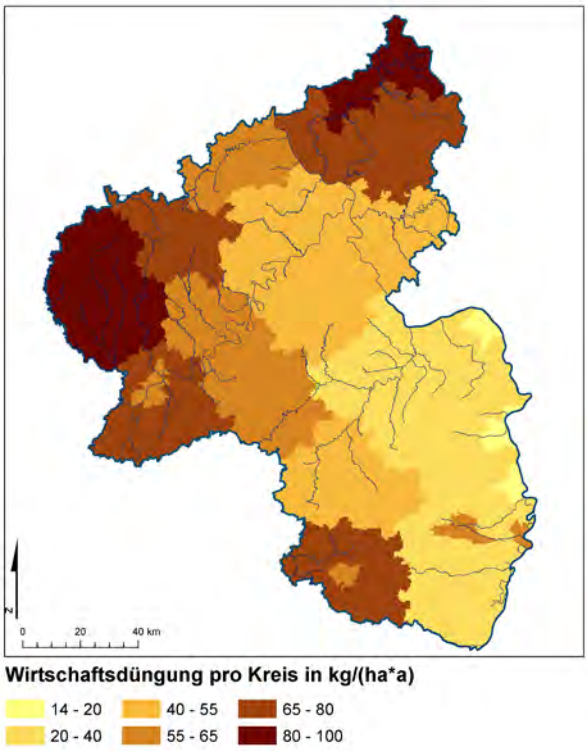
Fruchtartengruppe	Mineralische Düngung [kg*N] (mittlere Angaben/Spannweite), sofern keine Wirtschaftsdünger bzw. Gülle angewendet werden
Qualitätsweizen	200
Winterweizen	180
Wintergerste	150
Winterroggen, Triticale	160
Sommergetreide (Sommerweizen, Hafer, Sommerroggen, Sommermenggetreide)	100
Silomais	180
Körnermais, Corn-Cob-Mix	180
Sonstige Ölfrüchte (Öllein, Körnersenf)	60
Kartoffeln	140
Sonstige Hackfrüchte (Zuckerrübe, Futterhackfrüchte)	100
Sonnenblumen	80
Körnerleguminosen (Ackerbohne, Erbse, Lupine)	0
Futterleguminosen (Klee, Kleegras, Luzerne)	0
Ackergras, Feldgras	200
Virginia-Tabak	10
dunkle luftgetrocknete Tabake + Burley-Tabak	200
Erdbeere	70
Spargel	80
Intensivgrünland (Wiesen, Mähweide, Dauerweide, Wechselgrünland)	200
Extensivgrünland (Streuwiese, Hutung, Sonstige Grünlandfäche)	0
Brache, Stilllegung	0

Fruchtartengruppe	Mineralische Düngung [kg*N] (mittlere Angaben/Spannweite), sofern keine Wirtschaftsdünger bzw. Gülle angewendet werden
Raps, Rübsen	200
Intensivkulturen (Intensivgemüse)	300

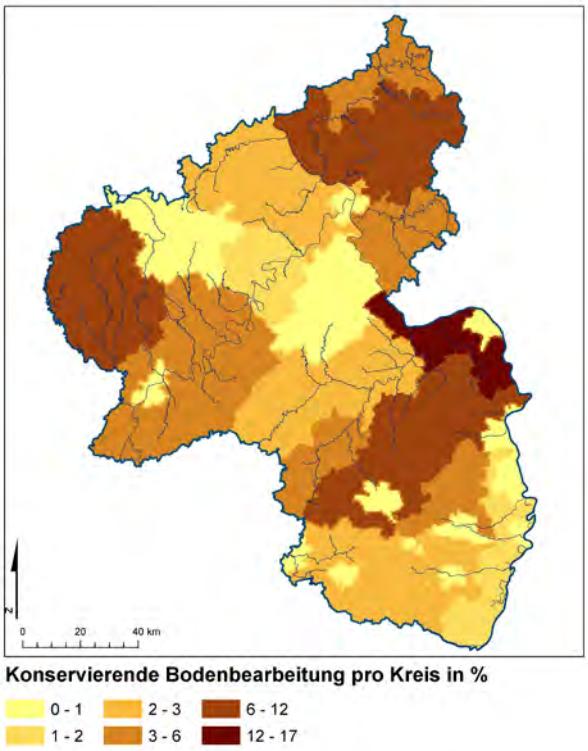
Anh. 31: Eingangsdaten und Ergebnis zur Berechnung der Wirtschaftsdüngung für STOFFBILANZ (Quelle: nach Statistisches Landesamt RLP, 2007b; eigene Berechnungen).

Kreis	GV/100 ha (bezogen auf die LF der viehhaltenden Betriebe)	GV/ha	Wirtschaftsdüngung$_{SB}$ [kg N/(ha*a]
Koblenz, St	58	0.58	46.4
Ahrweiler	74	0.74	59.2
Altenkirchen (Ww.)	107	1.07	85.6
Bad Kreuznach	46	0.46	36.8
Birkenfeld	74	0.74	59.2
Cochem-Zell	57	0.57	45.6
Mayen-Koblenz	59	0.59	47.2
Neuwied	94	0.94	75.2
Rhein-Hunsrück-Kreis	69	0.69	55.2
Rhein-Lahn-Kreis	64	0.64	51.2
Westerwaldkreis	85	0.85	68
Trier, St	79	0.79	63.2
Bernkastel-Wittlich	80	0.8	64
Eifelkreis Bitburg-Prüm	123	1.23	98.4
Vulkaneifel	96	0.96	76.8
Trier-Saarburg	84	0.84	67.2
Frankenthal (Pfalz), St	26	0.26	20.8
Kaiserslautern, St	58	0.58	46.4

Kreis	GV/100 ha (bezogen auf die LF der viehhaltenden Betriebe)	GV/ha	Wirtschaftsdüngung$_{SB}$ [kg N/(ha*a]
Landau i. d. Pfalz, St	43	0.43	34.4
Ludwigshafen a. Rh., St	22	0.22	17.6
Mainz, St	17	0.17	13.6
Neustadt a. d. Weinstr., St	70	0.7	56
Pirmasens, St	78	0.78	62.4
Speyer, St	75	0.75	60
Worms, St	25	0.25	20
Zweibrücken, St	91	0.91	72.8
Alzey-Worms	38	0.38	30.4
Bad Dürkheim	45	0.45	36
Donnersbergkreis	48	0.48	38.4
Germersheim	39	0.39	31.2
Kaiserslautern	68	0.68	54.4
Kusel	65	0.65	52
Südliche Weinstraße	42	0.42	33.6
Rhein-Pfalz-Kreis	26	0.26	20.8
Mainz-Bingen	39	0.39	31.2
Südwestpfalz	87	0.87	69.6



Anh. 32: Wirtschaftsdüngung pro Kreis.



Anh. 33: Anteil konservierender Bearbeitung.

Anh. 34: Mulchsaatverfahren in Rheinland-Pfalz für das Jahr 2008, aus dem FUL/PAULa-Programm (Quelle: Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz (Sabine Hohn-Braun; Referat Flächen- und Betriebsprämien, FUL/PAULa, AGZ, InVeKoS) sowie eigene Berechnungen)

Kreis	Mulchsaatverfahren ha	Ackerland ha	Mulchsaatverfahren %
LK Neuwied	187	6664	11.2
LK Trier-Saarburg	224	15971	5.6
LK Birkenfeld	54	9599	2.3
LK Vulkaneifel	14	8202	0.7
LK Südwestpfalz	62	11358	2.2
LK Mainz-Bingen	748	18481	16.2
Rhein-Pfalz-Kreis	67	15591	1.7
LK Südliche Weinstraße	54	9819	2.2
LK Kusel	193	13162	5.9
LK Kaiserslautern	235	9730	9.7
LK Germersheim	54	14696	1.5
Donnersbergkreis	739	26849	11.0
LK Bad Dürkheim	54	6985	3.1
LK Alzey-Worms	627	27786	9.0
Eifelkreis Bitburg-Prüm	516	33242	6.2
LK Bernkastel-Wittlich	164	15410	4.3
Westerwaldkreis	179	6984	10.3
Rhein-Lahn-Kreis	213	19189	4.4
Rhein-Hunsrück-Kreis	45	25397	0.7
LK Mayen-Koblenz	193	30648	2.5
LK Cochem-Zell	54	16543	1.3
LK Bad Kreuznach	122	19985	2.4
LK Altenkirchen (Ww.)	39	4203	3.7

Kreis	Mulchsaatverfahren ha	Ackerland ha	Mulchsaatverfahren %
LK Ahrweiler	54	8891	2.4
Landau in der Pfalz, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Zweibrücken, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Worms, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Speyer, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Pirmasens, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Neustadt an der Weinstraße, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Mainz, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Ludwigshafen am Rhein, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Kaiserslautern, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Frankenthal(Pfalz),Kreisfreie Stadt	0	0	0
Trier, Kreisfreie Stadt	0	0	0
Koblenz, Kreisfreie Stadt	0	0	0