

# Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grund- wasserdargebot und den Bodenwasser- haushalt in Nordrhein-Westfalen

*Frank Herrmann, Shaoning Chen, Ralf Kunkel, Frank Wendland*

23. Mai 2014

# Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserangebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen

*Frank Herrmann, Shaoning Chen, Ralf Kunkel, Frank Wendland*

23. Mai 2014

Forschungszentrum Jülich  
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre)  
52425 Jülich  
Tel.: 02461 61-3847 (-3165)  
E-mail: [f.herrmann@fz-juelich.de](mailto:f.herrmann@fz-juelich.de); [f.wendland@fz-juelich.de](mailto:f.wendland@fz-juelich.de)

---

Das Projekt ist Teil der Anpassungspolitik des Landes Nordrhein-Westfalen und wurde mit Mitteln des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen finanziert. Weitere Informationen zum Thema Anpassung an den Klimawandel sowie die Anpassungsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen finden sich unter: [www.klimawandel.nrw.de](http://www.klimawandel.nrw.de)



# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>1</b>
<b>Symbolverzeichnis</b> .....	<b>3</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Hintergrund und Veranlassung</b> .....	<b>6</b>
<b>2. Vorausgegangene Untersuchungen und Zielsetzung</b> .....	<b>8</b>
<b>3. Definition hydrologischer Perioden und Simulationszeiträume</b> .....	<b>10</b>
<b>4. Vorhandene regionale Klimamodelle und Auswahl für die Modellierung</b> .....	<b>11</b>
4.1 Überblick und Auswahl der WETTREG-2010 Realisierung 4.....	11
4.2 Einordnung der Realisierung 4 im WETTREG-2010 Ensemble.....	12
<b>5. Modellbeschreibung mGROWA</b> .....	<b>19</b>
5.1 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente.....	20
5.2 Berechnung der monatlichen landnutzungsspezifischen Verdunstung.....	20
5.3 Zeitlich hoch aufgelöste Bereitstellung der Klimatelemente.....	23
5.4 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation.....	24
5.4.1 Modellgeometrie und Flächendifferenzierte Parametrisierung.....	24
5.4.2 Bilanz des Wassergehaltes im Boden.....	26
5.4.3 Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration.....	27
5.4.4 Bilanzierung des Sickerwassers.....	29
5.4.5 Bilanzierung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser.....	29
5.4.6 Beispiel für die Simulation täglicher Wasserhaushaltsgrößen auf einem Standort mit Vegetation.....	31
5.5 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen.....	33
5.6 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen.....	33
5.7 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten.....	34
<b>6. Datengrundlagen und Modellinput</b> .....	<b>37</b>
6.1 Landnutzung.....	38
6.2 Digitales Modell der Geländeoberfläche.....	40
6.3 Bodenkundliche Daten.....	40
6.4 Gedrängte landwirtschaftliche Flächen.....	42
6.5 Grundwasserflurabstand.....	43
6.6 Hydrogeologische Gesteinseinheiten im Festgestein.....	46
6.7 Grundwasserentnahmemengen.....	46

---

6.8	Klimaelemente .....	47
6.8.1	Klimaelemente für die Referenzperiode auf Basis von DWD-Klimadaten .....	47
6.8.2	Projizierte Klimaelemente des Modells WETTREG-2010 Realisierung 4.....	49
<b>7.</b>	<b>Wasserhaushalt der hydrologischen Referenzperiode (1971-2000) .....</b>	<b>52</b>
7.1	Mittlere mehrjährige Wasserhaushaltsgrößen.....	52
7.2	Innerjährliche Verteilung der Grundwasserneubildung.....	56
7.3	Evaluierung der Wasserhaushaltssimulation für die Referenzperiode.....	58
7.3.1	Einzugsgebiete und Vergleichsgrößen.....	58
7.3.2	Objektive Kennzahlen für die Evaluierung.....	62
7.3.3	Ergebnisse der Evaluierung .....	64
7.4	Vergleich der modellierten Grundwasserneubildung der Modelle mGROWA und GROWA.....	68
7.5	Vergleich der modellierten Grundwasserneubildung des Modells mGROWA mit Ergebnissen anderer Modelle im Bereich der Niederrheinischen Tieflandsbucht.....	72
<b>8.</b>	<b>Projizierter Entwicklungspfad des Wasserhaushalts bis 2100 .....</b>	<b>74</b>
8.1	Mittlere mehrjährige Wasserhaushaltsgrößen.....	74
8.2	Zeitliche Entwicklung der jährlichen Grundwasserneubildung.....	86
8.3	Zeitliche Entwicklung des Bodenfeuchtedefizits.....	90
<b>9.</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....</b>	<b>91</b>
	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>96</b>

## Symbolverzeichnis

<i>BFI</i>	Base-Flow-Index (dimensionslos)
<i>cr</i>	kapillar aus dem Grundwasser aufgestiegene Wassermenge in mm/T
<i>d<sub>sm</sub></i>	Bodenfeuchtedefizit in %
<i>e</i>	Eulersche Zahl
<i>et<sub>a</sub></i>	tatsächliche Evapotranspiration in mm/T
<i>et<sub>0</sub></i>	Gras-Referenzevapotranspiration in mm/T
<i>k<sub>LN</sub></i>	landnutzungsspezifischer Verdunstungsfaktor (dimensionslos)
<i>k<sub>V</sub></i>	Versiegelungsgrad (dimensionslos)
<i>h</i>	Wasserspannung in hPa
<i>i</i>	Index zur Kennzeichnung der simulierten Tage
<i>j</i>	Index zur Kennzeichnung der Bodenhorizonte
<i>k</i>	Index zur Kennzeichnung der simulierten Schichten des Modells
<i>l</i>	Anzahl der Schichten des Modells
<i>M</i>	Kennzeichnung für eine Monatssumme eines in Datenrastern gespeicherten Wertes
<i>m</i>	Anzahl der Horizonte eines Bodenprofils
<i>n</i>	Parameter des van Genuchten Modells (dimensionslos)
<i>p</i>	Niederschlag in mm/T
<i>pot</i>	Index zur Kennzeichnung eines potentiellen Wertes
<i>q<sub>cr</sub></i>	kapillare Aufstiegsrate in mm/T
<i>q<sub>drain</sub></i>	Drainageabfluss in mm/T
<i>q<sub>d</sub></i>	Direktabfluss in mm/T
<i>q<sub>in</sub></i>	zugeströmte Wassermenge mm/T
<i>q<sub>p</sub></i>	Sickerwasserrate in mm/T
<i>q<sub>pp</sub></i>	Sickerwasserrate vor Erreichen der Feldkapazität in mm/d
<i>q<sub>r</sub></i>	Grundwasserneubildung in mm/T
<i>q<sub>rn</sub></i>	Netto-Grundwasserneubildung in mm/T
<i>q<sub>t</sub></i>	Gesamtabfluss in mm/T
<i>R<sub>Disse</sub></i>	Disse-Funktion
<i>r</i>	pflanzenspezifischer Faktor
<i>s</i>	Speicherfüllstand in mm/L
<i>St</i>	Kennzeichnung für an Klimastationen gewonnene Werte
<i>t</i>	Anzahl der Tage eines Monats oder einer beliebigen größeren Zeitspanne
<i>tab</i>	Index zur Kennzeichnung eines tabelliert vorliegenden Wertes
<i>tnp</i>	Anteil eines Bodenhorizontes an einer Schicht des Modells in cm
<i>u<sub>s</sub></i>	monatsspezifischer Ausschöpfungsfaktor
<i>z<sub>a</sub></i>	Abstand zwischen Grundwasseroberfläche und der Untergrenze einer Schicht in dm
<i>α</i>	Parameter des van Genuchten Modells in 1/hPa
<i>β</i>	Hangexposition gegenüber Nord in °
<i>γ</i>	Hangneigung in °

---

$\theta$	Wassergehalt im Boden in $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ oder Vol. % oder mm/Schicht
$\theta_a$	pflanzennutzbarer Teil des Wassergehalts bei Feldkapazität (nutzbare Feldkapazität) in $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ oder Vol. % oder mm/Schicht
$\theta_{crit}$	Kritischer Wassergehalt in Vol. %
$\theta_{fc}$	Wassergehalt im Boden bei Feldkapazität in $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ oder Vol. % oder mm/Schicht
$\theta_{pwp}$	Wassergehalt im Boden am permanenten Welkepunkt in $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ oder Vol. % oder mm/Schicht
$\theta_r$	Parameter des van Genuchten Modells in $\text{cm}^3/\text{cm}^3$
$\theta_s$	Parameter des van Genuchten Modells in $\text{cm}^3/\text{cm}$

## Abkürzungsverzeichnis

AG	Arbeitsgemeinschaft
BK 50	Bodenkarte 1:50.000
bzw.	beziehungsweise
d.h.	das heißt
DWD	Deutscher Wetterdienst Offenbach
EZG	Einzugsgebiet
ggf.	gegebenenfalls
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSE	Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz
o.a.	oben angegeben
PBIAS	Percent bias / prozentuale Tendenz
SWIM	Soil and Water Integrated Model
u.a.	unter anderem
vgl.	vergleiche

## 1. Hintergrund und Veranlassung

Die nordrhein-westfälische Landesregierung verfolgt beim Thema Klimawandel eine Doppelstrategie: einerseits soll durch eine gezielte Unterstützung der Klimaschutzpolitik und regionale Schutzmaßnahmen dazu beigetragen werden, die Erderwärmung auf ein erträgliches Maß zu begrenzen – andererseits sollen die nicht mehr abwendbaren Folgen des Klimawandels abgeschätzt werden, um Schäden so gering wie möglich zu halten bzw. die sich evtl. ergebenden Chancen zu nutzen (<http://www.umwelt.nrw.de/klima/klimawandel/anpassungspolitik>).

Um letzteres zu gewährleisten, hat die Landesregierung bereits im Jahr 2009 eine umfassende Anpassungsstrategie vorgelegt (MUNLV, 2009), in die unter anderem die Ergebnisse einer Studie des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung e.V. (PIK) eingeflossen sind (PIK, 2009). Im Rahmen dieser Studie wurde u.a. die Anfälligkeit der Wasserwirtschaft gegenüber dem Klimawandel basierend auf Klimaprojektionen mit einer Auflösung von 18 mal 18 km abgeschätzt. Zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt wurde vom PIK hierbei das ökohydrologische Modell SWIM (Soil and Water Integrated Model, Krysanova et al., 1998) verwendet.

Eine der Ausgangsgrößen der Wasserwirtschaft für die regionale Grundwasserbewirtschaftungsplanung ist das Grundwasserdargebot, welches unter anderem durch die Grundwasserneubildung aus Niederschlagswasser bestimmt wird. Nach DIN 4049 bezeichnet der Begriff der Grundwasserneubildung den Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser (vgl. Abb. 1).

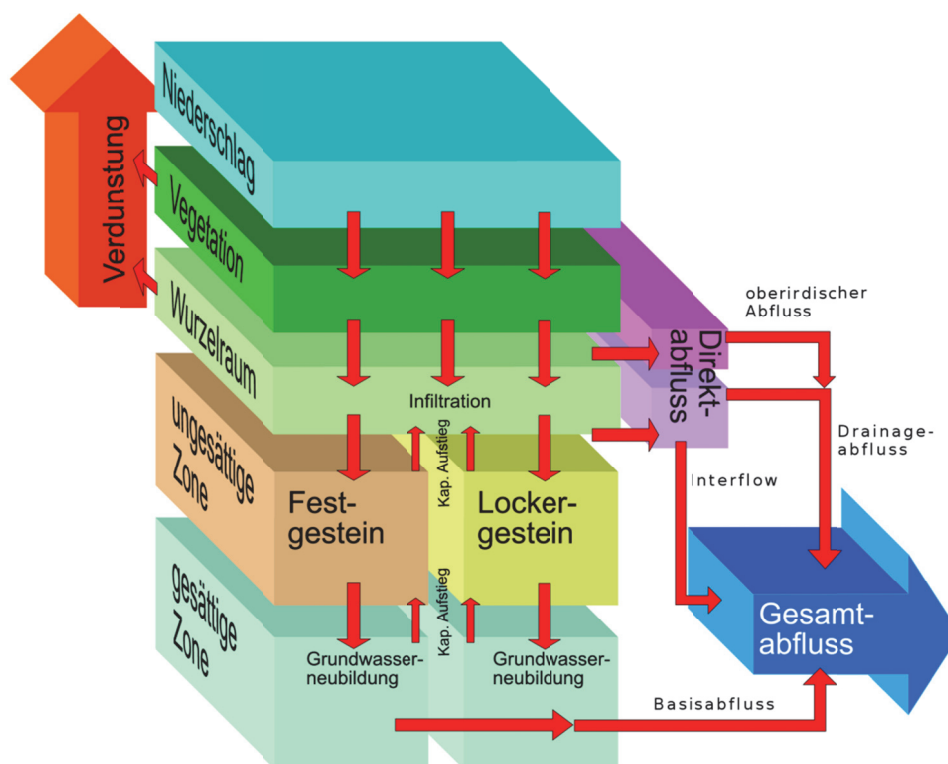


Abb. 1 Der Wasserhaushalt des Festlandes (in Anlehnung an Dörhöfer et al., 2001).



Im Modell SWIM wird die Grundwasserneubildung jedoch größtenteils der Versickerung aus der durchwurzelten Bodenzone gleichgesetzt. Das bedeutet, es erfolgt keine räumlich differenzierte Abtrennung von Direktabflussanteilen (vgl. Abb. 1), wie dem natürlichen Zwischenabfluss (wichtig vor allem in Festgesteinsregionen) oder dem Abfluss aus Dränagen (wichtig vor allem in grund- und stauwasserbeeinflussten Lockergesteinsregionen). Viele weitere hydrologische Modelle sind ebenso auf die Simulation des Abflusses im Gewässernetz fokussiert. Dies hat zu Folge, dass die in der Studie des PIK (2009) berechneten „Grundwasserneubildungshöhen“ im Allgemeinen überschätzt werden, so dass sie für die (grund-) wasserwirtschaftliche Rahmenplanung nur eingeschränkt verwendbar sind. Gleiches gilt sinngemäß für Prognosen zur Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot, die sich basierend auf dem Modell ergeben.

Über die Studie des PIK (2009) konnte somit nicht abschließend geklärt werden, ob und in welche Richtung sich das Grundwasserdargebot in Nordrhein-Westfalen durch den Klimawandel auf längere Sicht ändern wird und ob dadurch ggf. eine innerjährliche Gefährdung der Wasserbedarfsdeckung aus Grundwasserressourcen für die Landwirtschaft und die öffentliche Wasserversorgung sowie die grundwasserabhängigen Ökosysteme die Folge sein kann. Vor diesem Hintergrund sollten im Rahmen des Projektes *„Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen“* die möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Grundwasserdargebot in Nordrhein-Westfalen in zeitlich und räumlich hoher Auflösung analysiert werden.

Das Projekt ist Teil der Anpassungspolitik des Landes Nordrhein-Westfalen und wurde mit Mitteln des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen finanziert. Weitere Informationen zum Thema Anpassung an den Klimawandel sowie die Anpassungsstrategie des Landes Nordrhein-Westfalen finden sich unter [www.klimawandel.nrw.de](http://www.klimawandel.nrw.de).

## 2. Vorausgegangene Untersuchungen und Zielsetzung

In Nordrhein-Westfalen wird das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel und Wendland, 2002) seit nunmehr 10 Jahren für wasserwirtschaftlich und wasserrechtlich relevante Planungsarbeiten – z.B. zur Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebotes – routinemäßig verwendet (vgl. Bogena et al., 2003; Bogena et al., 2005; Kunkel et al., 2006). Mit GROWA werden die wesentlichen Komponenten des Wasserhaushaltes, nämlich die tatsächliche Evapotranspiration, der Gesamtabfluss und die Direktabflusskomponenten Drainageabfluss und natürlicher Zwischenabfluss sowie die Grundwasserneubildung in hoher räumlicher Auflösung (z.B. 100 m Raster) und in jährlicher Zeitauflösung für hydrologische Perioden auf Landesebene simuliert.

Das GROWA-Modell wurde zudem in weiteren Studien in Nordrhein-Westfalen erfolgreich eingesetzt. In einer Kooperation mit der RWE Power AG und dem Erftverband wurde GROWA mit dem Grundwassermodell *Rurscholle* in der Niederrheinischen Bucht gekoppelt (Herrmann et al., 2009). Erst im November 2012 wurde beim Jahresgespräch Braunkohle vereinbart, dass im Tätigkeitsgebiet des Erftverbandes einheitlich die mit GROWA ermittelten Grundwasserneubildungshöhen im Rahmen wasserrechtlicher Erlaubnis- und Bewilligungsverfahren herangezogen werden sollen (Autorenkollektiv, 2012). Außerdem wird das Modell in Nordrhein-Westfalen zur eintragspfadbezogenen Berechnung von diffusen Nährstoffeinträgen in Grund- und Oberflächengewässer eingesetzt (z.B. Kunkel et al., 2010; Tetzlaff et al., 2009; Wendland et al., 2010).

Dennoch können mit dem GROWA-Modell keine Fragestellungen zum innerjährlichen Abflussgeschehen beantwortet werden. Insbesondere für die Bewertung des Einflusses des Klimawandels auf die innerjährliche Grundwasserneubildung ist es in diesem Zusammenhang nicht ausreichend, nur die Veränderungen in der mehrjährigen Niederschlags- und Abflussverteilung abzubilden. Stattdessen müssen, wie bereits von Gleick (1987), Leavesley (1994) und Middelkoop et al. (2001) festgestellt wurde, auch Veränderungen im innerjährlichen Abflussgeschehen abbildbar sein.

Vor dem Hintergrund dieses Sachverhalts, bzw. der auf dem GROWA-Modell basierenden Vorarbeiten, beauftragte das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) das Forschungszentrum Jülich mit der Weiterentwicklung des GROWA-Modells. Ziel war die Entwicklung eines neuen zeitlich höher aufgelösten Wasserhaushaltsmodells um:

- die im Jahresverlauf in verschiedenen Kompartimenten verfügbaren Wassermengen, wie z.B. der Sickerwassermenge in der durchwurzelten Bodenzone, in täglicher Auflösung zu bilanzieren,
- eine für die Belange der Grundwasserbewirtschaftungsplanung und damit in Nordrhein-Westfalen auch für die Belange der Bewässerungsplanung hinreichend genaue Quantifizierung der Grundwasserneubildung in monatlicher Auflösung vorzunehmen,
- angetrieben durch ein Klimamodell den Einfluss von Klimaveränderungen auf den Bodenwasserhaushalt und die für die Grundwasserbewirtschaftung relevante Grundwasserneubildung bis zum Jahr 2100 zu projizieren und

- die Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf das Grundwasserdargebot in Nordrhein-Westfalen regional und zeitlich differenziert zu analysieren.

Die Kalibrierung und Evaluierung des neuen Wasserhaushaltsmodells sollte für die hydrologische Periode 1971-2000 und basierend auf DWD-Niederschlags- und Klimadaten erfolgen (DWD – Deutscher Wetterdienst). Die diesbezüglichen Modellergebnisse sollten gleichsam den Referenzzeitraum darstellen, um den Einfluss von Klimaveränderungen auf die Entwicklung der Grundwasserneubildung bis zum Jahr 2100 abzubilden. Eine wesentliche Randbedingung bei der Modellentwicklung sollte es sein, die Funktionalität des GROWA-Modells, d.h. die hohe Flächendifferenzierung (100 mal 100m), und die konsistente Abbildung des Wasserhaushalts auf Bundeslandebene beizubehalten. Vor diesem Hintergrund wurde das neu zu entwickelnde Wasserhaushaltsmodell mGROWA genannt, wobei „m“ speziell die auf monatlicher Basis berechnete Grundwasserneubildung spezifiziert. Mit mGROWA abbildbar sein sollten die Wasserhaushaltsgrößen tatsächliche Evapotranspiration, Gesamtabfluss, Direktabfluss mit expliziter Ausweisung des Abflusses aus künstlichen Entwässerungssystemen (Drainagen) sowie, wie bereits erwähnt, vor allem die Grundwasserneubildung.

In Kapitel 3 dieses Berichts werden zunächst hydrologische Perioden und Simulationszeiträume definiert. In Kapitel 4 wird anschließend dargelegt, wie die Auswahl der Klimaprojektion erfolgt ist, auf Basis derer dann die Verwendbarkeit des Modells mGROWA für Klima-Impact-Studien demonstriert wird. In Kapitel 5 wird das Modell mGROWA beschrieben. Dieses beinhaltet als Bodenwasserhaushaltsmodul das am Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie in Hannover entwickelte Modell BOWAB (Engel et al., 2012). Die für die mGROWA-Simulationen verwendeten Datengrundlagen werden in Kapitel 6 aufgeführt und erläutert. In Kapitel 7 werden die mGROWA-Simulationsergebnisse für die beobachtete Referenzperiode (1971-2000) dargestellt und die Evaluierung der Simulationsergebnisse mit Hilfe eines an die landesspezifischen Verhältnisse angepassten Verfahrens dokumentiert. Im Kapitel 8 erfolgt die Darstellung der Ergebnisse der Projektion des Wasserhaushalts in die Zukunft bis zum Jahr 2100 auf Basis der Daten des Modells WETTREG-2010 (Realisierung 4). Kapitel 9 fasst schließlich die wesentlichen Ergebnisse des Projektes zusammen und ordnet diese im Hinblick auf ihre Bedeutung für die zukünftige Wasserbewirtschaftung ein.

### 3. Definition hydrologischer Perioden und Simulationszeiträume

Im Rahmen des Projektes wurden Wasserhaushaltssimulationen für verschiedene Zeiträume basierend auf gemessenen oder projizierten Klimadaten durchgeführt. Innerhalb dieser Zeiträume wurden verschiedene hydrologische Perioden definiert.

Basierend auf gemessenen Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurde die Vergangenheit von 1961 bis 2005 sowie die darin eingeschlossene Referenzperiode 1971-2000 abgebildet (siehe Kapitel 6.8.1 und 7).

Mit dem Wetterlagen-Regionalisierungsmodell WETTREG-2010 wurde eine zusammenhängende mögliche Klimaentwicklung von 1961 bis 2100 abgebildet (siehe Kapitel 4, 6.8.2 und 8). Klimaprojektionen sind generell nicht zeitpunktgenau. Aus diesem Grund sollte für vergleichende Analysen mit beobachteten Klimadaten nur das statistische Verhalten längerer Perioden untersucht werden. Außerdem wird eine multidekadische Variabilität des Klimas beobachtet, welche jedoch durch die Klimamodelle nicht zwingend zeitlich genau abgebildet wird. Dies erschwert zusätzlich die Auswahl sinnvoller Vergleichsperioden. Für vergleichende Untersuchungen sollten deshalb direkt aufeinanderfolgende Perioden gewählt werden, um keine Dekade aus der Analyse eines mehrere 30-Jahresperioden umfassenden Entwicklungspfad auszuschließen. Demnach wurden 4 direkt aufeinanderfolgende hydrologische Perioden von 30 Jahren Länge zwischen 1981 bis 2100 definiert. Die Tab. 1 gibt einen Überblick über die Simulationszeiträume und Perioden sowie deren Bezeichnung im Text.

**Tab. 1 Hydrologische Perioden und Simulationszeiträume.**

Periodenbezeichnung	Simulationszeitraum	Wasserhaushaltsjahre
Auf Basis von gemessenen Klimadaten (DWD)		
Vergangenheit	01.11.1960 bis 31.10.2005	1961 bis 2005
Referenzperiode	01.11.1970 bis 31.10.2000	1971 bis 2000
Auf Basis von WETTREG-2010 R4-Klimadaten		
Projektion des Wasserhaushalts	01.01.1961 bis 31.12.2100	1962 bis 2100
Periode 1	01.11.1980 bis 31.10.2010	1981 bis 2010
Periode 2	01.11.2010 bis 31.10.2040	2011 bis 2040
Periode 3	01.11.2040 bis 31.10.2070	2041 bis 2070
Periode 4	01.11.2070 bis 31.10.2100	2071 bis 2100

## **4. Vorhandene regionale Klimamodelle und Auswahl für die Modellierung**

### **4.1 Überblick und Auswahl der WETTREG-2010 Realisierung 4**

Exemplarisch für mögliche zukünftige Entwicklungspfade des Klimas und damit des Wasserhaushalts sollten laut Vorhabensbeschreibung ausgewählte Ergebnisse auf der Basis des STAR- und/oder des WETTREG-Verfahrens für die Wasserhaushaltssimulation verwendet werden. Bei STAR und WETTREG handelt es sich um statistische Downscaling-Verfahren, mit denen die in einer räumlichen Auflösung von ca. 200 mal 200 km vorliegenden Simulationsergebnisse globaler Klimamodelle in eine für regionale Analysen nutzbare höhere Auflösung überführt werden können. Hierbei ist prinzipiell eine beliebig hohe Auflösung bis hin zu einer einzelnen Klimastation möglich.

Beide Downscaling-Verfahren basieren auf der Verknüpfung beobachteter langjähriger klimatischer Messreihen mit den Ergebnissen von globalen Klimamodellen durch statische Verfahren, so dass der Trend von Klimagrößen aus den Globalmodellen auf die betrachteten Stationen bezogen werden kann. Hierzu wird der entsprechende Trend auf eine per Zufallszahlengenerator (unter Berücksichtigung der interannuellen Variabilität und des Ranges) erzeugte Rekombination der beobachteten Klimadaten aufgeprägt. Die bei STAR und WETTREG angewendeten Verfahrensweisen sind im Detail in einer Reihe von Publikationen beschrieben (Enke et al., 2005; Kreienkamp et al., 2010; Spekat et al., 2007) und sollen hier nur für das in diesem Vorhaben verwendete WETTREG-Verfahren kurz erläutert werden.

In einem ersten Schritt werden aus den an einzelnen Klimastationen beobachteten Klimaparametern (z.B. Temperatur, Feuchte) Größenklassen gebildet. Diese Größenklassen werden dann jahreszeit- und breitenkreisbezogen den aufgetretenen Großwetterlagen zugeordnet und auf ein äquidistantes Gitter transformiert. In einem nächsten Schritt wird analysiert, zu welchem Zeitpunkt und mit welcher Häufigkeit bestimmte Großwetterlagen in den Ergebnissen des zugrunde liegenden globalen Klimamodells auftreten. Veränderungen des Antriebs, d.h. der im Globalmodell für die Zukunft berechneten Klimaparameter, beeinflussen die Auftretenswahrscheinlichkeit der Wetterlagenmuster und damit die Klimaparameter an einer Station.

Zur Erhöhung der statistischen Sicherheit wurden sowohl beim STAR- als auch beim WETTREG-Verfahren mehrere Realisierungen der Zeitreihen berechnet, die jeweils als eine mögliche Zukunft betrachtet werden können. Die Ergebnisse dieser Realisierungen unterscheiden sich zum Teil erheblich.

Die im Rahmen dieses Projektes verwendeten WETTREG-2010-Ergebnisse (WETTREG 2010, Meteo-Research i. A. des Umweltbundesamtes, 2006.) basieren auf Randbedingungen bzw. Wetterlagen des Globalmodells ECHAM5/MPI-OM (Roeckner et al., 2003; Roeckner et al., 2004) und dem IPCC Emissionsszenario A1B (IPCC, 2007). Dieses Emissionsszenario impliziert einen Anstieg der mittleren globalen Oberflächentemperatur von fast 3 °C bis zum Jahr 2100. Als Ergebnis der WETTREG-2010-Klimaregionalisierung standen für Nordrhein-Westfalen lokale Zeitreihen der täglichen Niederschlagshöhen für die Periode 1961-2100 für insgesamt 322 Stationen zur Verfügung. Für 34 Stationen waren zusätzlich tägliche Angaben

zu den mittleren, minimalen und maximalen Lufttemperaturen, zum Dampf- und Luftdruck, der relativen Luftfeuchtigkeit, der Windgeschwindigkeit sowie der Sonnenscheindauer, des Bedeckungsgrades und der nach ATV-DVWK (2002) berechneten Gras-Referenzevapotranspiration verfügbar. Im Vergleich zu den DWD-Daten haben die in WETTREG-2010 betrachteten Stationen insbesondere bei den Niederschlagsdaten eine geringere räumliche Dichte, sind aber dennoch vergleichbar homogen über das Bundesland verteilt (vgl. Abb. 24 und Abb. 25 im Abschnitt 6.8.2).

Kunkel et al. (2012) haben die langjährigen regionalen Unterschiede zwischen beobachteten und den von WETTREG-2010 in 10 Realisierungen ermittelten Klimagrößen für das Bundesland Niedersachsen analysiert. Als Ergebnis der Analyse zeigte die Realisierung 4 für das Land Niedersachsen vergleichsweise geringe Unterschiede zwischen den beobachteten und projizierten Werten, so dass sie für Niedersachsen als „Referenzrealisierung“ verwendet wurde (vgl. Herrmann et al., 2013). Die für das Land Niedersachsen angewendete Vorgehensweise wurde aus Konsistenzgründen auf das Bundesland Nordrhein-Westfalen übertragen. Dementsprechend wurde ebenfalls diese WETTREG-2010 (Realisierung 4) exemplarisch als Basis für die Simulation eines möglichen zukünftigen Wasserhaushalts verwendet und auf eine Betrachtung der STAR-Ergebnisse verzichtet.

Der in der Realisierung 4 (im Folgenden auch verkürzt als WETTREG-2010 R4 bezeichnet) abgebildete mögliche zukünftige Entwicklungspfad des Klimas wird ausführlicher im Abschnitt 6.8.2 im Zusammenhang mit allen übrigen für die Wasserhaushaltssimulationen verwendeten Datengrundlagen dargestellt. Im Folgenden wird der gewählte Entwicklungspfad mit Referenzdatenrastern des DWD sowie mit dem gesamten Ensemble aller 10 WETTREG-2010-Realisierungen verglichen, um eine Einordnung innerhalb des Ensembles zu ermöglichen.

## **4.2 Einordnung der Realisierung 4 im WETTREG-2010 Ensemble**

Im Hinblick auf die Bewertung der mGROWA-Simulationsergebnisse mit WETTREG-2010 R4 als klimatischen Modellinput (siehe Kapitel 8) ist die Einordnung, ob die Realisierung 4 im Vergleich zum gesamten WETTREG-2010-Ensemble eine eher feuchte, eine eher trockene oder eine ungefähr in der Ensemblemitte liegende Zukunft repräsentiert, von Interesse. Analog dazu ist eine Einordnung der Realisierung 4 bezüglich der vom gesamten Ensemble repräsentierten Spannbreite der Gras-Referenzevapotranspiration interessant. Eine Einordnung, inwiefern das WETTREG-2010-Ensemble die räumliche Verteilung des mittleren langjährigen Niederschlags und der mittleren langjährigen Gras-Referenzevapotranspiration in der beobachteten Referenzperiode 1971-2000 abbildet, ist ebenfalls von Interesse.

Das durch Klimamodelle für die Vergangenheit simulierte Klima ist generell nicht zeitpunktgenau. Ziel der Klimamodellierung für die Vergangenheit ist es vielmehr, mit dem Modell die Klimastatistik der Vergangenheit genau abzubilden. Diese Charakteristik der Klimamodellergebnisse schränkt die sinnvollen Möglichkeiten zum Vergleich mit beobachteten Klimadaten ein. Das bedeutet, dass ein direkter Vergleich von Zeitreihen nicht zulässig ist. Vielmehr sollten lediglich statistische Kennzahlen langer Zeitabschnitte (d.h. hydrologischer Perioden), wie zum Beispiel die langjährigen Mittelwerte, verglichen werden.

Um eine Einordnung der Realisierung 4 vorzunehmen, wurden als erstes für das gesamte Ensemble die langjährigen mittleren Jahressummen der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration an den Stationen der WETTREG-2010-Klimaregionalisierung für die Periode 4 (2071-2100) und den Zeitabschnitt der Referenzperiode (1971-2000) berechnet. Mit Hilfe des IDW-Verfahrens (Inverse Distanzwichtung; Shepard, 1968) wurden diese Werte regionalisiert. Dabei blieb der Zusammenhang zwischen den Klimagrößen und der Topographie unberücksichtigt. Bei der Regionalisierung der Referenzraaster des DWD wird ein solcher Zusammenhang hingegen berücksichtigt (vgl. Müller-Westermeier, 1995). Zusätzlich unterscheidet sich die Anzahl der WETTREG-2010-Stationen von dem für die Erstellung der DWD-Referenzraaster verwendeten Stationen.

Aus den genannten Gründen ist die Differenz zwischen den DWD-Referenzrastern und den 10 Realisierungen kleinregional teilweise beträchtlich. Die resultierenden Differenzen sowie die DWD-Referenz für Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration sind jeweils in Abb. 2 und Abb. 3 dargestellt. Besonders deutlich sichtbar wird die unterschiedliche Stationsdichte bei der Regionalisierung der Gras-Referenzevapotranspiration in der Westfälischen Bucht.

Die für die Gegenüberstellung verwendeten WETTREG-2010 Klimagrößen wurden mit Hilfe eines Verfahrens regionalisiert, welches für alle Realisierungen konsistent angewendet wurde. Aufgrund dieser Vorgehensweise lassen sich trotz der teilweise großen Differenzen nützliche Schlussfolgerungen hinsichtlich der Einordnung der Realisierung 4 ziehen. In Tab. 2 sind die Gebietsmittel für alle dargestellten Differenzen aufgelistet. Die Abweichungen der langjährigen Gebietsmittelwerte von der DWD-Referenz in der Periode 1971-2000 liegen für den Niederschlag im Bereich von -20 bis +31 mm/a. Der Wert für die Realisierung 4 weicht im Vergleich zu den anderen Realisierungen mit nur -4 mm/a sehr gering ab und liegt ungefähr in der Ensemblemitte. Für die Gras-Referenzevapotranspiration liegen die Differenzen im Bereich von +17 bis +22 mm/a und damit in einer sehr engen Spanne von 5 mm/a. Auch hier liegt die Realisierung 4 ungefähr in der Ensemblemitte. Gegenüber dem Referenzraaster des DWD resultieren für alle WETTREG-2010 Realisierungen höhere Gebietsmittelwerte. Dies ist wahrscheinlich durch die für die Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration eingesetzten im Detail unterschiedlichen Berechnungswege begründet (vgl. Allen et al., 1998).

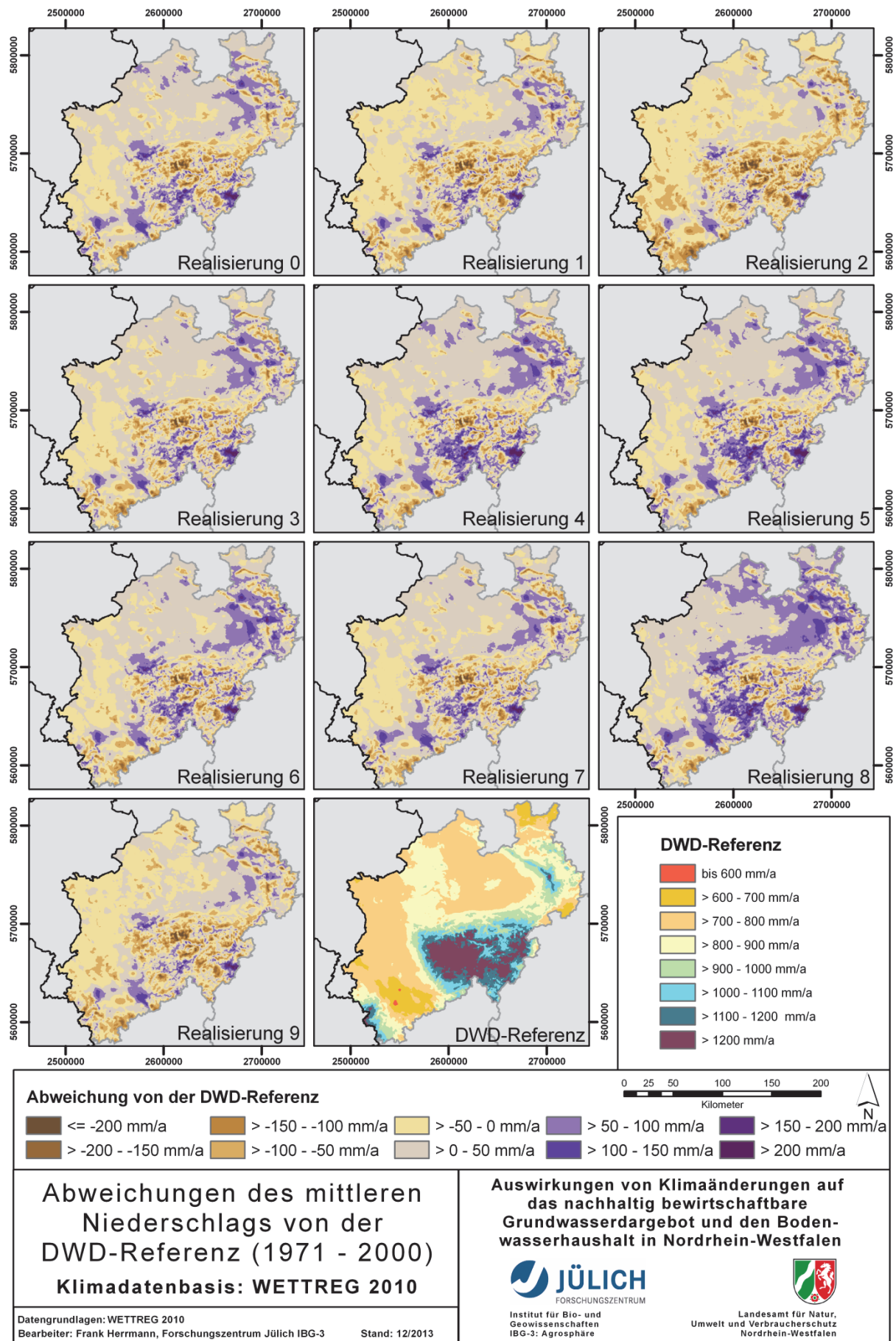


Abb. 2 Abweichungen des mittleren Niederschlags der 10 WETTREG-2010 Realisierungen von der DWD-Referenz (1971-2000).



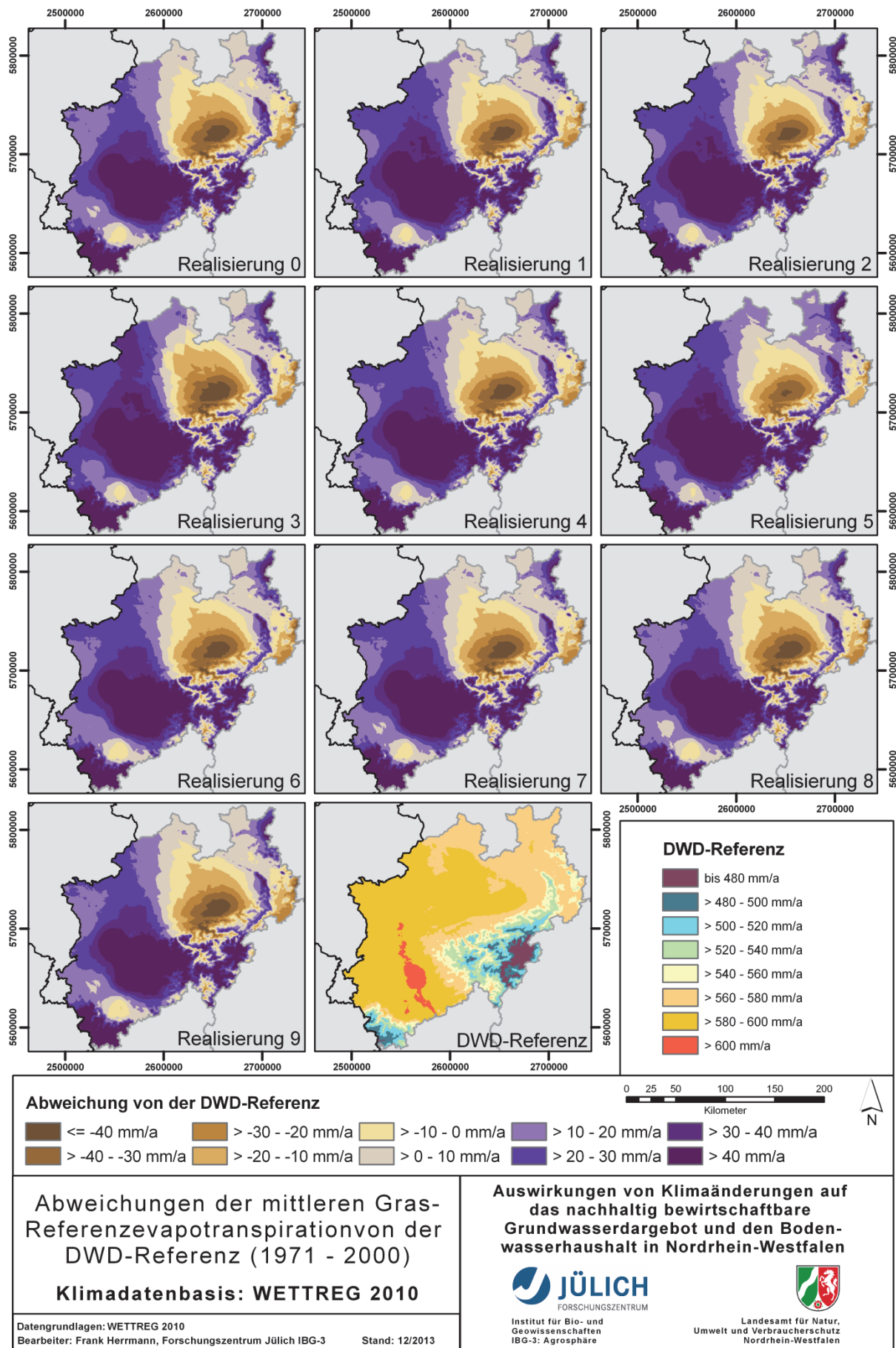


Abb. 3 Abweichungen der mittleren Gras-Referenzevapotranspiration der 10 WETTREG-2010 Realisierungen von der DWD-Referenz (1971-2000).

**Tab. 2 Gegenüberstellung langjähriger Mittelwerte der 10 Realisierungen des Regionalmodells WETTREG-2010. Die Werte für die Realisierung 4 sind hervorgehoben.**

	WETTREG-2010 Realisierung Nr.									
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>Niederschlag</b> Mittlere Abweichung vom Ensemble- Mittelwert in mm/a (2071-2100 )	+28	+3	-1	+25	<b>-4</b>	-31	-21	-13	+16	-3
<b>Niederschlag</b> Mittlere Abweichung von der DWD-Referenz in mm/a (1971-2000)	+7	-6	-20	+6	<b>+1</b>	+18	+13	+6	+31	-10
<b>Gras-Referenz- evapotranspiration</b> Mittlere Abweichung vom Ensemble- Mittelwert in mm/a (2071-2100 )	-4	+1	-2	+3	<b>-2</b>	-3	+8	-2	+3	±0
<b>Gras-Referenz- evapotranspiration</b> Mittlere Abweichung von der DWD-Referenz in mm/a (1971-2000)	+18	+21	+22	+21	<b>+19</b>	+24	+18	+18	+17	+17

Für die Periode 4 (2071-2100) wurden die langjährigen Mittelwerte der einzelnen Realisierungen dem jeweiligen Ensemblemittelwert gegenübergestellt und in Abb. 4 und Abb. 5 dargestellt. Die Gebietsniederschläge der einzelnen Realisierungen differieren vom Ensemblemittelwert in der Spannbreite von -31 bis +28 mm/a (Tab. 2). Die Realisierung 4 liegt mit -4 mm/a wieder sehr nahe am Mittelwert des Ensembles. Die Realisierungen 5 und 6 würden eine trockenere Zukunft und die Realisierungen 0 und 3 eine feuchtere Zukunft repräsentieren. Die Gebietsmittel der Gras-Referenzevapotranspiration der einzelnen Realisierungen differieren vom Ensemblemittelwert im Bereich von -4 bis +8 mm/a (Tab. 2), wieder in einer relativ geringen Spannbreite. Auch hier liegt die Realisierung 4 mit -2 mm/a nur unwesentlich vom Ensemblemittelwert entfernt. Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch die WETTREG-2010 R4 ungefähr das Ensemblemittel abgebildet wird. Daraus kann geschlossen werden, dass auch bei der Projektion des Wasserhaushalts auf Basis des WETTREG-2010-Ensembles die mGROWA-Ergebnisse auf Basis der Realisierung 4 einen mittleren zukünftigen Entwicklungspfad innerhalb des Ensembles darstellen.

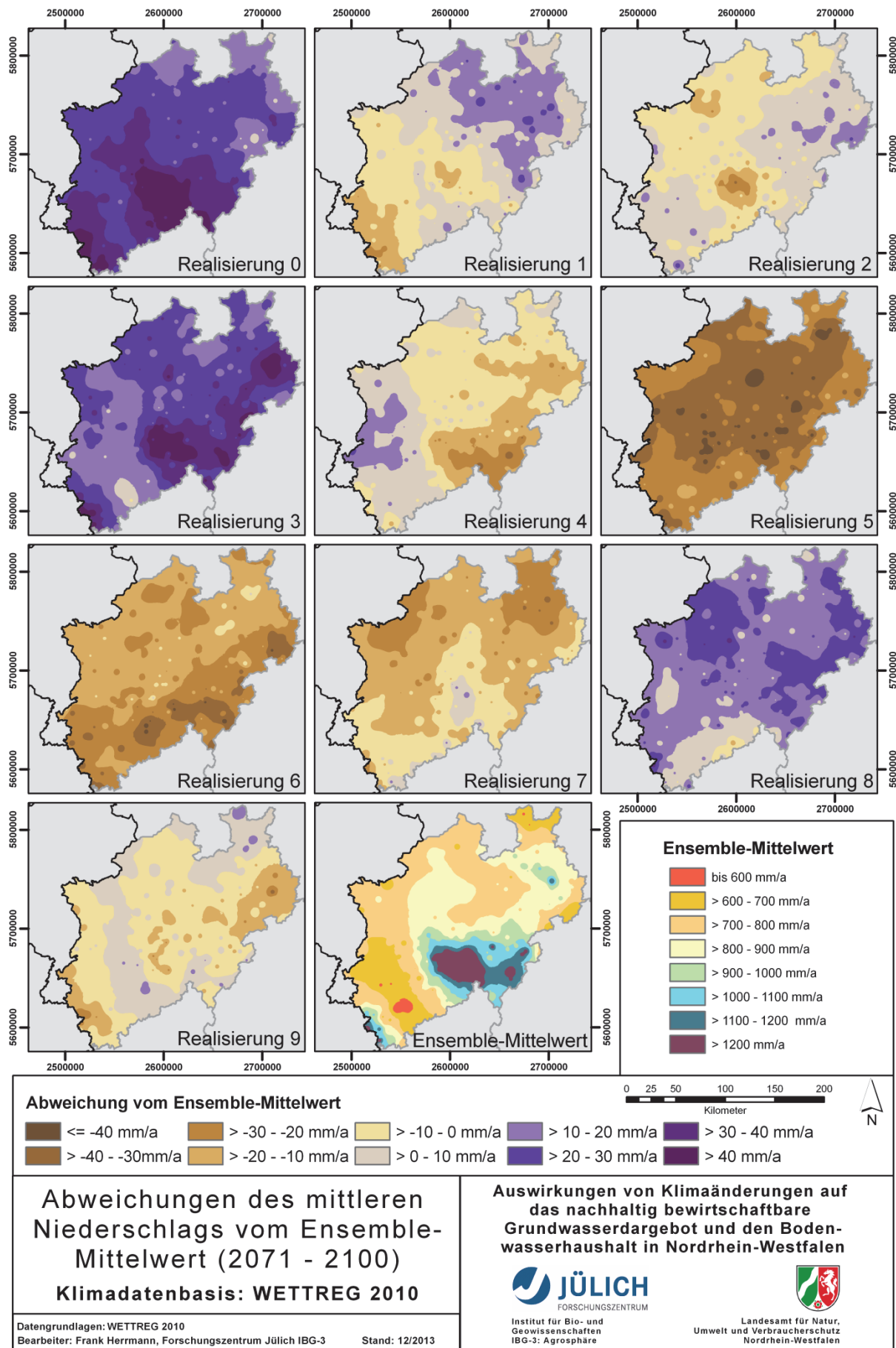


Abb. 4 Abweichungen des mittleren Niederschlags der 10 WETTREG-2010 Realisierungen vom Ensemble-Mittelwert (2071-2100).

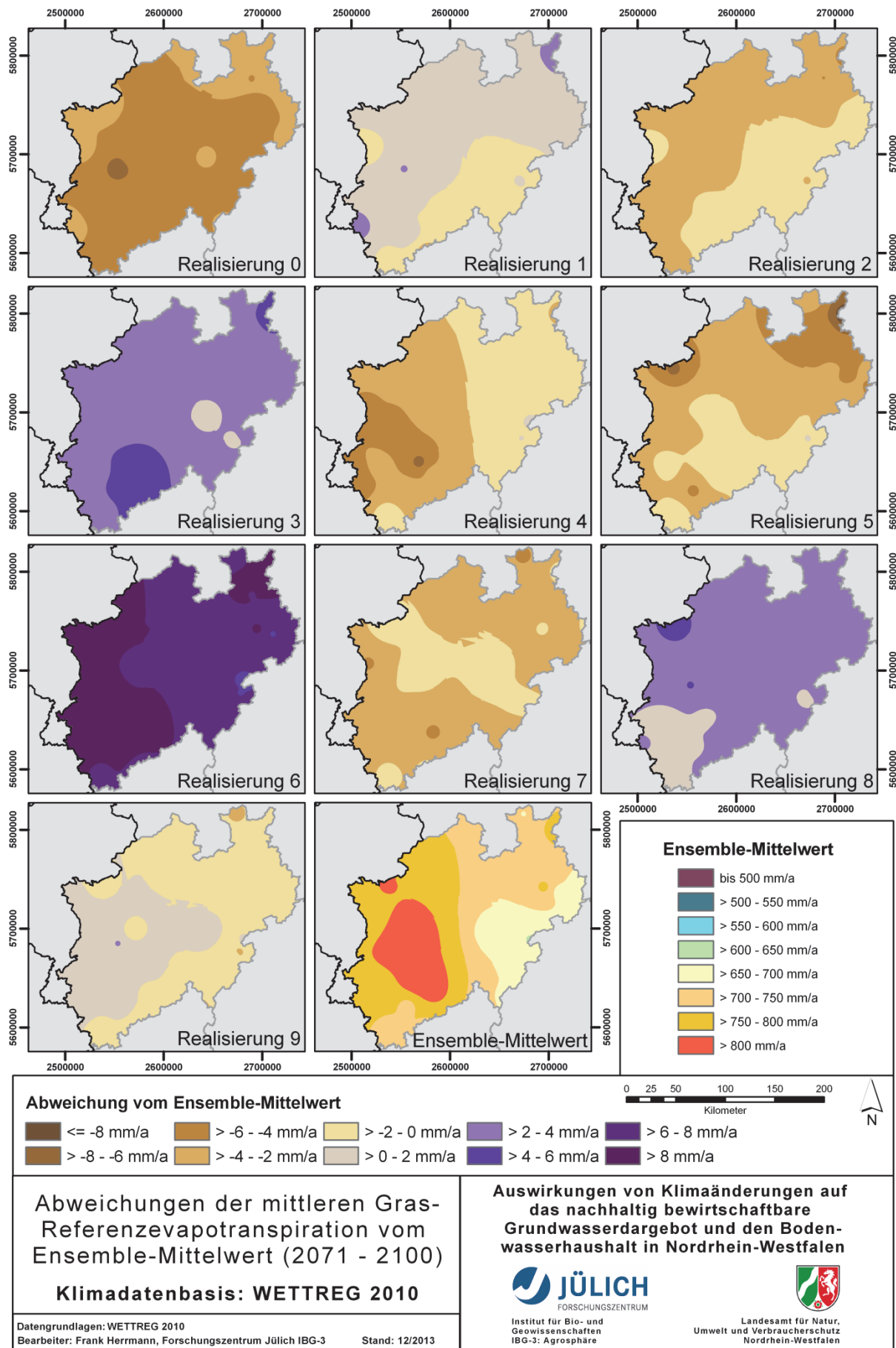


Abb. 5 Abweichungen der mittleren Gras-Referenzevapotranspiration der 10 WETTREG-2010 Realisierungen vom Ensemble-Mittelwert (2071-2100).

## 5. Modellbeschreibung mGROWA

Das Wasserhaushaltsmodell mGROWA ist ein konzeptionelles rasterbasiertes flächendifferenziertes Modell zur Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration, des gesamten gebildeten Abflusses (Gesamtabfluss), des Direktabflusses, der Grundwasserneubildung und des Abflusses über Drainagen in großen Modellgebieten (wenige km<sup>2</sup> bis >100.000 km<sup>2</sup>). Im Sinne von Becker und Serban (1990) handelt es sich um ein *deterministic conceptual distributed grid based hydrologic model*.

Die tatsächliche Evapotranspiration und die Bildung des Gesamtabflusses werden in Tages-schritten simuliert und für einzelne Monate der simulierten Zeitspanne als Monatssummen ausgegeben. Die Abflusskomponenten können mit mGROWA ebenso für einzelne Monate bilanziert werden. Die räumliche Auflösung – die Zellgröße des regulären Modellrasters – ist beliebig wählbar.

Basis der Simulation ist die Wasserhaushaltsgleichung mit ihren Klima-, Abfluss-, und Speichergrößen. Sie wird im Abschnitt 5.1 eingeführt. Für alle Zellen des Modellrasters erfolgt die Berechnung der landnutzungsspezifischen tatsächlichen Evapotranspiration auf Basis des zur Verfügung stehenden Wassers (Abschnitt 5.2). Die räumliche und zeitliche Variabilität der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration kann auf Basis beliebiger Datenquellen und mit frei wählbaren Verfahren im Rahmen der Datenaufbereitung abgebildet, und in der Simulation als Modellinput verwendet werden (Abschnitt 5.3).

Dem konzeptionellen Ansatz der flächendifferenzierten Simulation des Wasserhaushalts folgend werden für verschiedene Oberflächentypen jeweils angepasste Berechnungsmethoden verwendet. Die Simulation des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation erfolgt durch das BOWAB-Modul (Erweiterung des Modells von Engel et al., 2012) und wird in Abschnitt 5.4 erläutert. Weiterhin werden die Typen „urbane Fläche“ (teilweise oder vollständig versiegelt) und „freie Wasseroberfläche“ in den Abschnitten 5.5 und 5.6 erläutert.

Die für die Simulation des Wasserhaushalts benötigten Klima-Datenraster müssen vor Simulationsbeginn für jeden Monatszeitschritt bereitgestellt werden. Alle übrigen Datenraster, z.B. die Bodenbedeckungskategorien oder der Flurabstand des Grundwassers, können ebenfalls von Monat zu Monat variieren. Insbesondere bei der Simulation des Wasserhaushalts in stark vom Bergbau beeinflussten Gebieten kann bei langen Simulationszeiträumen die Notwendigkeit bestehen, die Veränderungen der Landschaft (Rekultivierungsflächen, Halden, Tagebaurestlöcher, etc.) im Modell entsprechend zu aktualisieren (Herrmann et al., 2009). Auch verändert sich über die Jahre teilweise großflächig der Status landwirtschaftlicher Nutzflächen hinsichtlich ihrer künstlichen Entwässerung durch Drainagen (Tetzlaff et al., 2008), was eine Aktualisierung der entsprechenden Datengrundlagen notwendig machen kann. Aus den genannten Gründen können mit mGROWA ausnahmslos alle Flächendaten in jedem Monat des simulierten Zeitraumes neu eingelesen, d.h. aktualisiert werden.

Die Simulation des Wasserhaushalts wird durch die beiden am Forschungszentrum Jülich entwickelten Java-Programme *Mgrowap* (Simulation der Evapotranspiration und des Gesamtabflusses) und *MgrowaRunoffSeparation* (Separation der Abflusskomponenten) realisiert. *Mgrowap* ist aufgrund des beträchtlichen notwendigen Rechenaufwandes bei langen Simulationszeiträumen für die parallelisierte Berechnung auf Mehrprozessormaschinen ausgelegt.

## 5.1 Berechnung der Wasserbilanz einzelner Modellelemente

Die innerhalb einer diskreten Zeitspanne durch die verschiedenen Prozesse des Wasserkreislaufs in einem diskreten Modellelement des Modellraumes bewegte Wassermenge wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gl. 1) bilanziert:

$$p + q_{in} = et_a + q_t + (s_2 - s_1) \quad \text{Gl. 1}$$

Hierbei ist  $p$  der Niederschlag,  $q_{in}$  die dem Modellelement zugeströmte Wassermenge (z.B. durch kapillaren Aufstieg),  $et_a$  die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration,  $q_t$  der gesamte gebildete Abfluss von diesem Modellelement,  $s_1$  der Speicherfüllstand zu Beginn und  $s_2$  der Speicherfüllstand am Ende der Zeitspanne. Die linke Seite der Gleichung umfasst alle Volumenströme in ein Modellelement hinein, die rechte Seite alle Volumenströme aus diesem heraus sowie die Veränderung der im Modellelement gespeicherten Wassermenge, z.B. der Bodenfeuchte oder des Niederschlagswassers auf versiegelten Flächen. Alle in den folgenden Absätzen beschriebenen Gleichungen und Verfahren dienen dazu, die einzelnen Größen der Wasserhaushaltsgleichung zu simulieren. Mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung wird sichergestellt, dass bei der großräumigen Simulation des Wasserhaushalts auf allen Rasterzellen (Modellelementen) des Untersuchungsgebietes keine methodischen Bilanzfehler auftreten.

## 5.2 Berechnung der monatlichen landnutzungsspezifischen Verdunstung

Als wesentliche Größe der Wasserhaushaltsgleichung muss die landnutzungsspezifische tatsächliche Evapotranspiration flächendeckend berechnet werden. Die im Wasserhaushaltsmodell mGROWA realisierte Berechnung erfolgt für einzelne Tage auf Basis der sogenannten Gras-Referenzevapotranspiration  $et_0$ , eines landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktors  $k_{LN}$ , einer Funktion  $f(\beta, \gamma)$  zur Berücksichtigung der Hangexposition und -neigung sowie einer Speicherfunktion  $f(s)$  zur Berücksichtigung der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassermengen nach Gl. 2:

$$et_a = et_0 \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \cdot f(s) \quad \text{Gl. 2}$$

Die Gras-Referenzevapotranspiration als grundlegende Größe wird mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (z.B. Allen et al., 1998; Allen et al., 1994; ATV-DVWK, 2002; Monteith, 1965). Diese Gleichung bildet den physikalischen Prozess der Verdunstung auf Grundlage der meteorologischen Eingangsgrößen sowie standortspezifischer Oberflächen- und Pflanzenparameter ab (Albedo, aerodynamischer Verdunstungswiderstand, Bestandeswiderstand). Mit ihrer Hilfe ist eine Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration möglich, ohne dass weitgehende empirische Annahmen einfließen müssen. Die Gras-Referenzevapotranspiration ist das Ergebnis der Penman-Monteith-Gleichung für eine standardisierte Gras-Oberfläche bei gegebenen verdunstungsrelevanten meteorologischen Größen. Für eine von den Referenzbedingungen abweichende Landoberfläche und die darauf befindliche abweichende Vegetation können mit Hilfe der landnutzungsspezifischen Verdunstungs-

faktoren die entsprechenden Parameter der Penman-Monteith-Gleichung angepasst werden, sodass sich aus der Gras-Referenzevapotranspiration für beliebige Oberflächen eine tatsächliche Evapotranspiration ableiten lässt.

Verdunstungsfaktoren für einzelne Feldfrüchte (z.B. Allen et al., 1998; Dommermuth und Trampf, 1991; DVWK, 1996; Engel et al., 2012) oder auch Landnutzungsklassen (z.B. ATV-DVWK, 2002) sind vielfach publiziert worden. Aufgrund des Wachstums der Vegetation verändern sich die Albedo, die Bestandeshöhe sowie die verdunstungsrelevanten Widerstandswerte und es resultiert für die meisten Landoberflächen ein Jahresgang der Verdunstungsfaktoren. Für die Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA in den Bundesländern oder großen Flusseinzugsgebieten Deutschlands stehen im Allgemeinen nur die digitalen Landschaftsmodelle (DLM) des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) oder die CORINE Bodenbedeckungsdaten (CORINE Land Cover (CLC2000); Umweltbundesamt, DLR-DFD 2004) zur Verfügung. Es fehlen darin jedoch detaillierte Informationen zur Fruchtfolge auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Aus diesem Grund muss auf eine feldfruchtspezifische Verdunstungssimulation verzichtet werden, obwohl diese prinzipiell mit mGROWA möglich ist. Für zukünftige mGROWA-Anwendungen könnten Satellitendaten als Grundlage zur Berücksichtigung von landwirtschaftlichen Fruchtfolgen genutzt werden. In Pilotstudien (z.B. Montzka, 2008) wurde der Eignung von Satellitendaten zur räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Wasserhaushaltsmodellierung bereits nachgewiesen. Für die hier dokumentierten Simulationen des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen wurden die Objektarten des DLM in Landnutzungsklassen eingeordnet (siehe Tab. 3). Für diese Klassen und die Einzelmonate des Jahres sind landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren verfügbar und in Tab. 4 angegeben.

**Tab. 3 In mGROWA derzeit unterschiedene Landnutzungsklassen (ATV-DVWK, 2002).**

LK	Beschreibung
1	dicht bebaute Fläche, > 80 % versiegelt
2	locker bebaute Flächen und Siedlungen
3	Ackerland
4	Grünland
5	Dauerkulturen, Wein- und Obstbau
6	Verschiedene heterogene landw. Flächen
7	Laubwälder
8	Nadelwälder
9	Mischwälder
10	Flächen ohne bzw. mit nur geringer Vegetation, Strauch- und Krautbewuchs
11	Feuchtfleichen, Torfmoore
12	offene Wasserflächen, Gewässerläufe

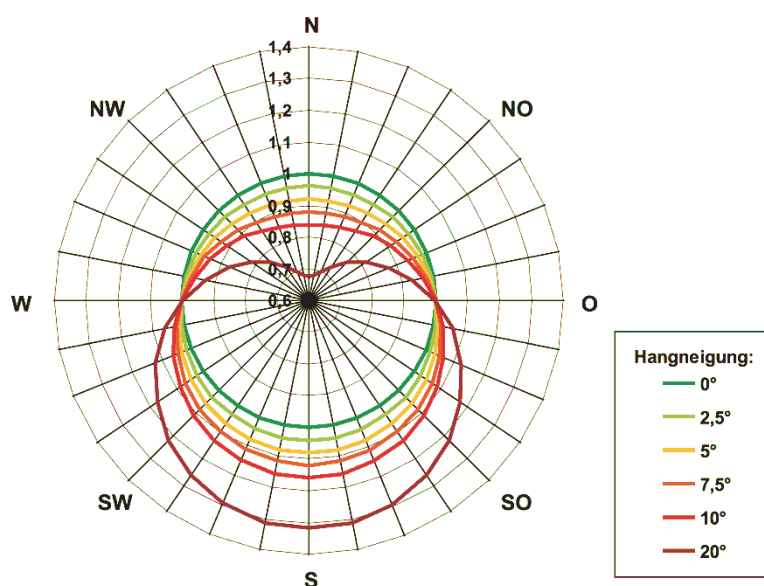
**Tab. 4** Landnutzungsspezifische Verdunstungsfaktoren für die Landnutzungsklassen und einzelne Monate (aus ATV-DVWK, 2002).

LK	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709	0,709
2	0,977	0,977	0,962	0,948	0,941	0,941	0,941	0,941	0,948	0,955	0,962	0,977
3	0,733	0,733	0,744	0,947	1,188	1,181	1,185	1,151	0,974	0,853	0,775	0,733
4	0,804	0,927	1,014	1,041	1,059	1,056	1,038	0,999	0,977	0,965	0,989	0,927
5	0,937	0,937	0,918	0,958	0,975	0,975	0,975	0,997	1,007	0,968	0,937	0,937
6	0,807	0,807	0,871	0,935	1,030	1,035	1,035	1,057	0,962	0,908	0,847	0,807
7	1,003	1,003	1,053	1,179	1,114	1,227	1,241	1,241	1,241	1,139	1,082	1,003
8	1,335	1,335	1,335	1,335	1,307	1,321	1,335	1,335	1,335	1,335	1,335	1,335
9	1,173	1,173	1,173	1,264	1,211	1,280	1,280	1,294	1,294	1,250	1,238	1,173
10	0,863	0,863	0,863	0,877	0,871	0,864	0,864	0,864	0,864	0,877	0,863	0,863
11	1,076	1,076	1,051	1,014	1,002	1,002	1,002	1,026	1,026	1,051	1,076	1,076
12	1,165	1,217	1,256	1,283	1,283	1,296	1,283	1,283	1,270	1,230	1,165	1,139

Bei der Berechnung der Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung wird eine ebene Landoberfläche vorausgesetzt. Im Gegensatz zu dieser erhalten Hangflächen jedoch, abhängig von ihrer Neigung und Exposition, einen veränderten Energieeintrag durch die einfallende Strahlung. Die Verdunstung ist auf nördlich ausgerichteten Hängen kleiner und auf südlich ausgerichteten Hängen größer als auf einem vergleichbaren Standort in der Ebene. Aus diesem Grund muss eine Korrekturfunktion in Gl. 2 berücksichtigt werden. Kunkel und Wendland (1998) haben diese Korrekturfunktion (Gl. 3) auf Basis der Untersuchungen von Golf (1981) ermittelt (vgl. Abb. 6):

$$f(\beta, \gamma) = (1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\beta - 90) - 2,5 \cdot 10^{-4}) \cdot \gamma + 1 \quad \text{Gl. 3}$$

Hierin sind  $\beta$  die Hangexposition gegenüber Nord und  $\gamma$  die Hangneigung (jeweils in  $^\circ$ ).

**Abb. 6** Funktionswerte der Korrekturfunktion für nicht ebene Oberflächen.



Mit dem letzten Faktor in Gl. 2 wird die für die Verdunstung zur Verfügung stehende Wassermenge berücksichtigt. Die Funktion  $f(s)$  ist für die verschiedenen Standorttypen:

- Standorte mit Vegetation,
- versiegelte Standorte und
- freie Wasseroberflächen

unterschiedlich definiert und wird in den entsprechenden Abschnitten (5.4.3, 5.5, 5.6) erläutert.

### 5.3 Zeitlich hoch aufgelöste Bereitstellung der Klimaelemente

Für die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushalts mit mGROWA in Tagesschritten wird die räumliche Verteilung der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration benötigt. Für einzelne Tage einer 30-jährigen hydrologischen Periode (1971 bis 2000 hat genau 10 958 Tage) würde eine sehr große Anzahl Datenraster mit der jeweiligen räumlichen Verteilung der Tagessummen resultieren. Außerdem erschwert die ausgeprägte räumliche Inhomogenität der Klimaelemente in kurzen Zeitskalen die Regionalisierung (Wagner et al., 2012). Demgegenüber ist die Nutzung von Datenrastern mit Monatssummen praktischer (deutlich geringere Anzahl Datenraster und geringerer Speicherbedarf), mit geringerem Rechenaufwand für die Regionalisierung und die Regionalisierung mit weniger Unsicherheiten und Schwierigkeiten verbunden. Datenraster mit Monatssummen der Klimaelemente werden beispielsweise vom DWD geliefert (Müller-Westermeier, 1995) oder müssen auf Basis von Stationswerten erstellt werden (z.B. mit CLINT; Kunkel et al., 2012).

Im Modell mGROWA erfolgt die Bereitstellung von Tagessummen der Klimaelemente für die Bilanzierung des Wasserhaushalts auf allen Rasterzellen jeweils aus einer Kombination aus in Datenrastern gespeicherten Monatssummen und den an Klimastationen beobachteten Zeitreihen der Tagessumme. Für jede Rasterzelle wird in den vier sie umgebenden Quadranten die jeweils nächstgelegene Klimastation mit verfügbaren Werten ermittelt. Aus den Tagessummen dieser Stationen werden mit dem IDW-Verfahren (Inverse Distanzgewichtung; Shepard, 1968) gemischte Tagessummen  $p_{St,i}$  und  $et_{0,St,i}$  für alle Tage des entsprechenden Monats interpoliert. Es resultiert für jede Rasterzelle eine gemischte Zeitreihe mit Tagessummen der Klimaelemente auf Basis der jeweiligen Tagessummen an den vier Stationen. Befinden sich in einzelnen Quadranten keine Stationen, wird die Anzahl der verwendeten Stationen entsprechend reduziert. Die gemischten Tagessummen werden als Gewichte verwendet, um aus den Monatssummen der Rasterdatensätze die Tagessummen  $p_i$  und  $et_{0,i}$  für die Bilanzierung des Wasserhaushaltes zu gewinnen (Gl. 4 u. Gl. 5;  $p_M$  Monatssumme des Niederschlags aus dem Rasterdatensatz,  $et_{0,M}$  Monatssumme der Gras-Referenzevapotranspiration aus dem Rasterdatensatz,  $t$  Anzahl der Tage des betreffenden Monats,  $i$  Index über alle Tage).

$$p_i = p_M \cdot \frac{p_{St,i}}{\sum_{i=1}^t p_{St,i}} \quad \text{Gl. 4}$$

$$et_{0,i} = et_{0,M} \cdot \frac{et_{0,St,i}}{\sum_{i=1}^t et_{0,St,i}} \quad \text{Gl. 5}$$

Die hier gewählte Vorgehensweise bei der Bereitstellung der Klimaelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration hat mehrere Vorteile:

- Es können räumliche Verteilungen der Monatssummen der Klimaelemente als Input für die Simulation des Wasserhaushalts verwendet werden, die auf Basis verschiedener Regionalisierungsmethoden und Datenquellen (Messwerte an Klimastationen oder auch Regenradaraten) ermittelt wurden.
- Es ist während der Wasserhaushaltssimulation nur ein reduzierter Rechenaufwand für die Ermittlung der Tagessummen notwendig, weil die rechentechnisch aufwendige Berücksichtigung räumlicher Zusammenhänge (z.B. durch ein Variogramm beim Kriging oder eine externe Drift) in die vorher durchzuführende Regionalisierung der Monatssummen ausgelagert wird (siehe dazu auch Kunkel et al., 2012).
- Die Wasserbilanz basiert auf den mit geringeren Unsicherheiten behafteten regionalisierten Monatssummen. Die Tagessummen an den Klimastationen werden lediglich dazu verwendet, die zeitliche Verteilung von Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration innerhalb eines Monats zu ermitteln.

## 5.4 Wasserhaushaltssimulation auf Flächen mit Vegetation

Die Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts auf Flächen mit Vegetation und damit des für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Wassers erfolgt im Modell mGROWA auf Basis des von Engel et al. (2012) entwickelten Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodells BOWAB. Dieses Modell dient in der Praxis zur feldfruchtspezifischen Berechnung des im Boden insgesamt gespeicherten Wassers, des pflanzenverfügbaren Wassers, der Sickerwasserrate und des Bewässerungsbedarfs auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Tagesschritten. Nach einer Anpassung der relevanten Parameter ist die Methodik prinzipiell für die Simulation des Bodenwasserhaushalts unter beliebigen Vegetationstypen verwendbar. Lediglich der Wasserhaushalt in stark staunassen oder über längere Zeiträume gefrorenen Böden (der arktischen und subarktischen Bereiche) kann derzeit durch das Modell BOWAB noch nicht präzise abgebildet werden.

Die Berechnungsmethodik des Modells BOWAB wurde im Rahmen der Implementierung in mGROWA ergänzt und erweitert. Einerseits wurden wichtige Parameter für neue Vegetationstypen vorläufig festgelegt. Andererseits wurde die Bilanzierung des kapillar aufsteigenden Wassers überarbeitet. In den folgenden Abschnitten werden die Prozessschritte zur automatisierten Erzeugung und Parametrisierung der Modellgeometrie, zur Bilanzierung des im Bodenprofil gespeicherten und sich bewegenden Wassers, zur Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration, der Sickerwasserbewegung sowie der kapillar aufsteigenden Wassermengen erläutert.

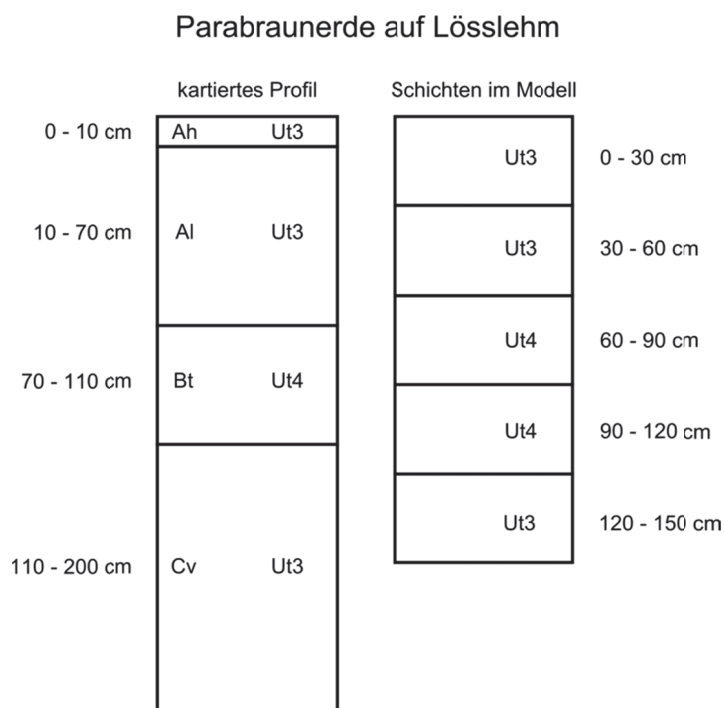
### 5.4.1 Modellgeometrie und Flächendifferenzierte Parametrisierung

Bevor die Simulation des Bodenwasserhaushalts beginnen kann, muss für alle Flächen mit Vegetation je Zelle des Modellerasters ein 1-dimensionales Modell des Bodens erzeugt werden. Dieser Arbeitsschritt impliziert die geometrische Gliederung jeder Rasterzelle in Schich-

ten und die Zuweisung hydro-pedologischer Parameter an diese Schichten. Diese Gliederung und Parametrisierung muss aufgrund der großen Anzahl zu bilanzierender Rasterzellen vollständig automatisiert ablaufen und wird vor Beginn der eigentlichen Simulation durch das Rechenprogramm *Mgrowap* durchgeführt.

Die Gliederung der Bodenzone in Modellschichten muss sich an der maximalen Durchwurzelungstiefe aller im Modellgebiet vorhandenen Bodenbedeckungskategorien orientieren. Die Anzahl und die Mächtigkeit der Schichten können frei gewählt werden (die Mächtigkeit in Dezimeterschritten), wobei die Mächtigkeit der Schichten über das Bodenprofil konstant bleibt. Im Rahmen der hier dokumentierten Simulationen wurde der Bodenwasserhaushalt in 5 Schichten mit einer Schichtmächtigkeit von je 3 dm bilanziert.

Auf Basis der in der Bodenkarte abgebildeten Bodenprofile wird jeder Rasterzelle ein Leitprofil mit den entsprechenden Parametern zugewiesen (vgl. Abb. 7). Vom kartierten Profil werden die Bodenarten auf die Schichten des Modells übertragen, indem als Erstes die Anteile der kartierten Horizonte an den jeweiligen Schichten des zls berechnet werden. Danach wird jeder Schicht die Bodenart des Horizontes mit dem größten Anteil zugewiesen. In analoger Weise wird mit der Bodenartengruppe (Sand, Lehm, Torf, etc.), bei Mineralböden mit der effektiven Lagerungsdichte und bei Moorböden mit dem Substanzvolumen verfahren.



**Abb. 7 Schematische Darstellung zur Übertragung der Bodenarten vom kartierten Profil auf die Schichten des Modells am Beispiel einer Parabraunerde auf Lösslehm.**

Des Weiteren müssen die bodenspezifischen Parameter „Wassergehalt bei Feldkapazität“  $\theta_{fc}$  und „pflanzennutzbarer Teil des Wassergehalts bei Feldkapazität“  $\theta_a$  (nutzbare Feldkapazität) für jede Modellschicht auf Basis der Werte in den Horizonten des kartierten Profils berechnet werden. Der pflanzennutzbare Teil des Wassergehalts wird nach Gl. 6 auf Basis des Wassergehalts am sogenannten „permanenten Welkepunkt“  $\theta_{pwp}$  ermittelt:

$$\theta_a = \theta_{fc} - \theta_{pwp} \quad \text{Gl. 6}$$

Für jede Modellschicht werden die beiden Wassergehalte  $\theta_{fc}$  und  $\theta_a$  (in Vol. %) entsprechend des Anteils einzelner Horizonte summiert, sodass ein entsprechender Wassergehalt in mm/Schicht resultiert (mit  $tnp$  als Anteil eines Bodenhorizontes  $j$  an einer Schicht  $k$  des Modells in cm):

$$\theta_k = \sum_{j=1}^m \theta_j \cdot tnp_j \cdot 10^{-1} \quad \text{Gl. 7}$$

Die hier gewählte Verfahrensweise stellt sicher, dass die Übertragung der beiden Parameter bilanztreu erfolgt. Demnach kann in den Modellschichten dieselbe Menge Wasser bei Auffüllung bis auf Feldkapazität gespeichert werden, die aufgrund des kartierten Profils für diesen Abschnitt der Bodensäule vorgegeben ist.

#### 5.4.2 Bilanz des Wassergehaltes im Boden

Mit jedem Zeitschritt (Tag) verändert sich der Wassergehalt in den bilanzierten Schichten des Modells. Niederschlag fällt und die Vegetation verdunstet einen Teil des im Boden gespeicherten Wasser. Außerdem kann bei entsprechend hohem Wassergehalt eine Sickerwasserbewegung  $q_p$  oder bei ausreichend geringem Wassergehalt – für den Fall eines grundwassernahen Standortes – ein kapillarer Aufstieg  $q_{cr}$  aus dem Grundwasser und damit eine begrenzte Auffüllung einzelner Schichten einsetzen. Aus den genannten Größen und dem Wassergehalt der Schichten am Beginn des Tages wird für alle Schichten ein neuer Wassergehalt für den Beginn des Folgetages berechnet. Für die oberste Schicht lautet die Bilanzgleichung:

$$\theta_{i+1,1} = \theta_{i,1} + p_i - et_{a,i,1} - q_{p,i,1} + q_{cr,i,1} \quad \text{Gl. 8}$$

und für alle darunter befindlichen Schichten (ohne Niederschlag):

$$\theta_{i+1,k} = \theta_{i,k} - et_{a,i,k} + q_{p,i,k-1} - q_{p,i,k} + q_{cr,i,k} \quad \text{Gl. 9}$$

Gemäß Gl. 8 und Gl. 9 ist das Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAB als einfaches Überlaufmodell strukturiert. Die Sickerwasserrate aus der untersten bilanzierten Schicht wird als Gesamtabfluss von dieser Rasterzelle angesehen.

Für den ersten Zeitschritt des simulierten Zeitraums muss ein Startwassergehalt festgelegt werden. Für große Flussgebiete oder administrative Einheiten liegen in der Regel keine flächendeckenden Daten bezüglich der Bodenfeuchte an einem Stichtag vor. Es muss demzufolge ein Startwassergehalt geschätzt werden. Als Startbedingung kann in mGROWA ein relativer Füllstand für den Bodenwasserspeicher vorgegeben werden. Dieser wird für alle Rasterzellen mit Vegetation gleichermaßen verwendet. Der Wert 1 bedeutet dabei, dass alle Böden auf den Wassergehalt bei Feldkapazität aufgefüllt sind. Demgegenüber bedeutet der Wert 0, dass alle Böden bis zum Wassergehalt am permanenten Welkepunkt ausgetrocknet sind. Die

Annahmen für den Startwassergehalt führen zu einer sogenannte „spin-up“-Zeit des Modells. Innerhalb dieser Zeit werden unrealistische Wasserhaushaltsgrößen simuliert, wenn der geschätzte Startwassergehalt stark vom wahren, aber unbekanntem Wassergehalt am Tag des Simulationsbeginns abweicht. Die „spin-up“-Zeit endet zu dem Zeitpunkt, an dem in der Realität und im Modell jeweils durch die Prozesse des Wasserhaushalts alle Böden auf Feldkapazität aufgefüllt wurden. In der Regel ist dies spätestens am Ende des Winterhalbjahres des ersten simulierten Wasserwirtschaftsjahres der Fall. Im Rahmen der hier dokumentierten Simulationen wurde der relative Startwassergehalt aufgrund der relativ niederschlagsreichen Monate vor Beginn des Simulationszeitraums auf den Wert 1 gesetzt.

### 5.4.3 Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration

Die tatsächliche Evapotranspiration auf Standorten mit Vegetation ist einerseits abhängig vom Wassergehalt im Boden und wie stark das Wasser an die Bodenmatrix gebunden ist. Sie ist andererseits auch abhängig vom Tiefenbereich, den die Vegetation über ihr Wurzelsystem für die Wasseraufnahme erschlossen hat. Für jede Rasterzelle mit Vegetation ergibt sich die tägliche tatsächliche Evapotranspiration aus der Summe der Wassermengen, die jede Modellschicht zum Prozess beiträgt (Gl. 10):

$$et_{a,i} = \sum_{k=1}^l et_{a,i,k} \quad \text{Gl. 10}$$

Diese Anteile einzelner Schichten an der gesamten tatsächlichen Evapotranspiration sind durch sogenannte Ausschöpfungsfaktoren grob festgelegt, die in der Summe über alle Modellschichten 1 ergeben:

$$1 = \sum_{k=1}^l u_{s,k} \quad \text{Gl. 11}$$

Die Ausschöpfungsfaktoren spiegeln die Durchwurzelungstiefe im Jahresgang wider. Modellschichten mit  $u_{s,k} = 0$  werden als Bereiche ohne Wurzeln angesehen. Demzufolge wird aus diesen Schichten kein Wasser direkt für die Evapotranspiration entnommen. In Tab. 5 sind exemplarisch die sich phänologisch verändernden Ausschöpfungsfaktoren für eine ackerbauliche Nutzung auf einem Sandboden angegeben.

**Tab. 5 Beispiel für landnutzungs- und bodenspezifische Ausschöpfungsfaktoren (Ackerland auf Feinsand mittlerer Lagerungsdichte).**

Schicht	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1	1	1	1	1	0,7	0,6	0,7	0,8	1	1	1	1
2	0	0	0	0	0,3	0,4	0,3	0,2	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Neben den Ausschöpfungsfaktoren, die die vertikale Verteilung der Wasseraufnahme durch die Vegetation grob spezifizieren, ist der eigentliche Prozess der Wasseraufnahme zusätzlich

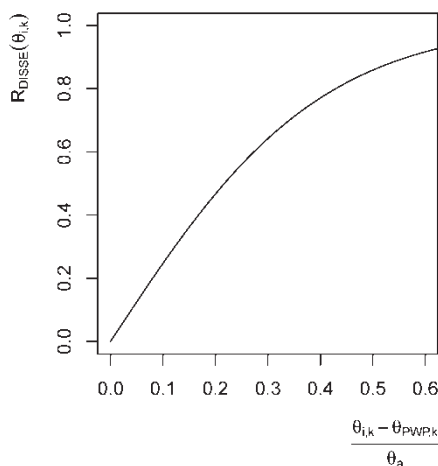
vom Wassergehalt und dessen Pflanzenverfügbarkeit in den einzelnen Schichten abhängig. Mit abnehmender Bodenfeuchte sinkt auch die Transpirationsleistung der Vegetation. Der Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Transpirationsleistung wird durch die sogenannte Disse-Funktion (Disse, 1995) beschrieben (Gl. 12):

$$R_{Disse,i,k} = \frac{1 - e^{-r \cdot \frac{\theta_{i,k} - \theta_{pwp,k}}{\theta_{a,k}}}}{1 + e^{-r \cdot \frac{\theta_{i,k} - \theta_{pwp,k}}{\theta_{a,k}}} - 2 \cdot e^{-r}} \quad \text{Gl. 12}$$

Hierin ist  $e$  die Eulersche Zahl und  $r$  ein pflanzenspezifischer Faktor. Dieser Faktor hat mit dem Wert 5 in zahlreichen Untersuchungen zu den besten Ergebnissen geführt (ATV-DVWK, 2002) und wird deshalb auch so im Rahmen der hier dokumentierten Simulationen verwendet. Für Flächen mit Vegetation wird durch die Disse-Funktion die Funktion  $f(s)$  aus Gl. 2 für den Fall spezifiziert, in dem ein reduzierter Wassergehalt im Boden einen signifikanten Einfluss auf die Evapotranspiration hat (Gl. 13). Dies ist der Fall, wenn der Wassergehalt einer Schicht unter einen kritischen Wassergehalt  $\theta_{crit}$  fällt. Der kritische Wassergehalt variiert für verschiedene Bodengruppen. Für Sandböden ist  $\theta_{crit} = 0,5 \cdot \theta_a$ , für alle übrigen Böden  $\theta_{crit} = 0,6 \cdot \theta_a$ .

$$f(s_{i,k}) = \begin{cases} 1, & k = 1 \text{ und } p_i > et_{0,i} \cdot k_{LN} \\ 1, & R_{Disse,i,k} > 1 \\ 0, & R_{Disse,i,k} < 0 \\ 1, & \theta_{i,k} > \theta_{crit} \\ R_{Disse,i,k}, & \text{sonst} \end{cases} \quad \text{Gl. 13}$$

Abb. 8 zeigt die Funktionswerte der Disse-Funktion. Erst ab dem kritischen Wassergehalt fallen die Funktionswerte und damit die Transpirationsleistung der Vegetation signifikant, bis sie am permanenten Welkepunkt 0 werden.



**Abb. 8 Funktionswerte der Disse-Funktion für kritische Wassergehalte.**

Für die Berechnung der tatsächlichen täglichen Evapotranspiration aus den einzelnen Modellschichten werden letztendlich für die oberste Modellschicht die Gl. 14 und die tiefer liegen-

den Schichten die Gl. 15 verwendet. Mit Gl. 14 wird implizit berücksichtigt, dass interzeptierter Niederschlag unabhängig von der Bodenfeuchte potentiell verdunstet (DVWK, 1996).

$$et_{a,i,1} = (p_i - (p_i - et_{0,i} \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma)) \cdot f(s_{i,k})) \cdot u_{s,k} \quad \text{Gl. 14}$$

$$et_{a,i,k} = et_{0,i} \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \cdot f(s_{i,k}) \cdot u_{s,k} \quad \text{Gl. 15}$$

#### 5.4.4 Bilanzierung des Sickerwassers

Zwischen den Modellschichten und aus der Bodensäule heraus nach unten kann in zwei Fällen eine Sickerwasserbewegung einsetzen. Es kann, wenn der Wassergehalt einer Schicht den Wassergehalt bei Feldkapazität übersteigt, die betreffende Schicht das überschüssige Wasser nicht mehr gegen die Schwerkraft halten, dieses sickert in die nächst tiefer liegende Schicht ein oder verlässt die bilanzierte Bodensäule. Außerdem kann in Aufsättigungsphasen vor Erreichen der Feldkapazität eine Sickerwasserbewegung einsetzen (z.B. auf präferentiellen Fließwegen). Dazu muss der Wassergehalt am Beginn des Tages über einem Schwellenwert und über dem Wassergehalt am Beginn des Vortages liegen (Gl. 16):

$$q_{p,i,k} = \begin{cases} \theta_{i,k} - \theta_{fc,k}, & \theta_{i,k} > \theta_{fc,k} \\ q_{pp,k}, & \theta_{i,k} \leq \theta_{fc,k} \text{ und } \theta_{i,k} \geq \theta_{i-1,k} \text{ und } \theta_{i,k} > 0,6 \cdot \theta_a + \theta_{PWP} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases} \quad \text{Gl. 16}$$

Die Sickerwasserrate  $q_{pp}$ , die vor Erreichen der Feldkapazität entstehen kann, ist abhängig von der Bodengruppe und nimmt mit zunehmender Tiefe ab (siehe. Tab. 6).

**Tab. 6 Sickerwasserrate vor Erreichen der Feldkapazität auf verschiedenen Bodenarten.**

Sandböden		Alle übrigen Bodenarten	
Tiefenbereich in cm	$q_{pp}$ in mm/d	Tiefenbereich in cm	$q_{pp}$ in mm/d
0 - 30	2,0	0 - 30	1,2
30 - 60	1,2	30 - 60	0,8
> 60	0,8	> 60	0,5

#### 5.4.5 Bilanzierung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser

Auf grundwasserbeeinflussten Böden erfolgt die Wasserversorgung der Vegetation aus dem im Wurzelraum gespeicherten und dem von der Grundwasseroberfläche kapillar aufsteigenden Wasser. In diesem Sinne gehören zu den grundwasserbeeinflussten Böden – aus modelltechnischer Sicht – die semiterrestrischen Böden und die Standorte mit terrestrischen Böden, auf denen zumindest temporär der Kapillarsaum des Grundwassers die Wurzelzone erreicht. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone kann nur dann stattfinden, wenn der gesamte hydraulische Gradient des bilanzierten Raumes ungleich Null ist (vgl. Hillel, 1980; Scheffer, 2002). Dies ist bei einem Wasserdefizit in der Wurzelzone der Fall, wenn der Betrag des Matrixpotenzials größer ist als das Gravitationspotential. Es findet dann durch das kapillar aufsteigende Wasser ein Potentialausgleich statt. Die Aufstiegsrate ist dabei abhängig

von der Wasserspannung  $h$  (dem negativen Porenwasserdruck) in dem Bereich der Wurzelzone mit Wasserdefizit, der Höhendifferenz zwischen Grundwasseroberfläche und diesem Niveau sowie der Porengrößenverteilung – und damit der Korngrößenverteilung.

Giesel et al. (1972) haben mit Hilfe numerischer Simulationen auf Grundlage der Darcy-Gleichung für eine Vielzahl verschiedener Bodenarten die Beziehungen zwischen Wasserspannung, kapillaren Aufstiegsraten und kapillaren Aufstiegs Höhen dargestellt. Die von ihnen ermittelten Werte bilden die Grundlage für tabellierte kapillare Aufstiegsraten wie sie beispielsweise von Renger et al. (2009) oder Müller und Waldeck (2011) bereitgestellt werden. Charakteristisch sind für alle Bodenarten relativ geringe kapillare Aufstiegsraten bei geringer Wasserspannung. Mit Hinblick auf den Bodenwasserhaushalt relevante kapillare Aufstiegsraten setzen erst bei einer Wasserspannung ein, wie sie für einen Wassergehalt von etwa 70 % der nutzbaren Feldkapazität charakteristisch ist (vgl. Armbruster, 2002; Schindler, 1981).

Im Modell mGROWA wird der pragmatische Ansatz verfolgt, die kapillar aufsteigenden Wassermengen nicht physikalisch exakt zu simulieren, sondern auf Basis der tabellierten Richtwerte (Müller und Waldeck, 2011; Renger et al., 2009) zu bilanzieren. Dazu wird als erstes mit Hilfe der von van Genuchten (1980) angegebenen Funktion (Gl. 17) die Wasserspannung in den Modellschichten, beginnend mit der untersten Schicht oberhalb der Grundwasseroberfläche, berechnet. Die Wasserspannung ist abhängig vom aktuellen Wassergehalt sowie weiteren hydraulischen Parametern.

$$|h_{i,k}| = \frac{\left[ \left( \frac{\theta_s - \theta_r}{\theta_{i,k} - \theta_r} \right)^{\frac{n}{n-1}} - 1 \right]^{\frac{1}{n}}}{\alpha} \quad \text{Gl. 17}$$

Die Parameter  $\theta_s$ ,  $\theta_r$ ,  $n$  und  $\alpha$  dieses sogenannten „van Genuchten-Mualem“-Modells liegen ebenfalls für eine Vielzahl Bodenarten tabelliert vor (z.B. in Barth, 2003; Renger et al., 2009; Schindler et al., 2004; Schwärzel et al., 2006; Vereecken et al., 2010).

Im Modell mGROWA wird nun von folgender Annahme ausgegangen: bis in die tiefste Schicht, in der die aktuelle Wasserspannung negativer ist als die für die tabellierten Richtwerte angenommene Wasserspannung, kann am entsprechenden Tag kapillarer Aufstieg stattfinden, wenn eine weitere Bedingung erfüllt ist. Für den aktuellen Abstand  $z_a$  zwischen Grundwasseroberfläche und der Untergrenze der entsprechenden Modellschicht muss bei gegebener Bodenart ein kapillarer Aufstieg möglich sein. Die für den jeweiligen Tag dann potentiell mögliche kapillare Aufstiegsrate  $q_{cr,pot,i,k}(z_a)$  wird den Tabellenwerken entnommen (Tab. 7 zeigt ein Beispiel). Die Bodenartenauswahl erfolgt nach der Bodenart des untersten Horizontes. In Abhängigkeit vom tatsächlichen Wasserdefizit wird letztendlich die tatsächlich kapillar aufsteigende Wassermenge abgeschätzt (Gl. 18).



**Tab. 7 Beispiel für tabellierte kapillare Aufstiegsraten in mm/d (aus Müller und Waldeck, 2011).**

Bodenart	Abstand $z_a$ zwischen der Grundwasseroberfläche und der Untergrenze der bilanzierten Schicht in dm													$ h $ in hPa
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
fSms	> 5	> 5	> 5	> 5	> 5	3	1,5	0,7	0,3	0.15	0.1	<0.1	0	140

\*Angenommene Wasserspannung an der Untergrenze des Wurzelraumes

$$q_{cr,i,k} = \begin{cases} q_{cr,pot,i,k}(z_a), & |h_{i,k}| > |h_{tab}| \text{ und } \theta_{fc,i,k} - \theta_{i,k} \geq q_{cr,pot,i,k}(z_a) \\ \theta_{fc,i,k} - \theta_{i,k}, & |h_{i,k}| > |h_{tab}| \text{ und } \theta_{fc,i,k} - \theta_{i,k} < q_{cr,pot,i,k}(z_a) \\ 0, & q_{cr,pot,i,k}(z_a) < 0.1 \end{cases} \quad \text{Gl. 18}$$

Findet an einem Tag aus dem Grundwasser kapillarer Aufstieg in den Bilanzraum statt, so wird die aufsteigende Wassermenge einerseits für die Berechnung des neuen Wassergehalts der betreffenden Schicht verwendet (Gl. 8 und Gl. 9). Andererseits stellt der kapillare Aufstieg auch einen Modellinput ähnlich dem Niederschlag dar, der für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes bilanziert werden muss. Das heißt, in Gl. 1 wird  $q_{in,i} = q_{cr,i,k}$  gesetzt und als Simulationsergebnis ausgegeben.

#### 5.4.6 Beispiel für die Simulation täglicher Wasserhaushaltsgrößen auf einem Standort mit Vegetation

Die Abb. 9 zeigt nun exemplarisch die mit mGROWA und dem Bodenwasserhaushaltsmodul BOWAB für das Wasserwirtschaftsjahr 1995 berechneten täglichen Wasserhaushaltsgrößen auf einem landwirtschaftlich genutzten Standort mit einem Flurabstand von 105 cm. Die ersten beiden Zeilen zeigen den Jahresgang des klimatischen Modellinputs „Niederschlag“ und „Gras-Referenzevapotranspiration“. Deutlich sichtbar folgt die tatsächliche Evapotranspiration (3. Zeile) dem Jahresgang der Gras-Referenzevapotranspiration.

Sie ist jedoch auch abhängig vom Wassergehalt in der Wurzelzone (6. Zeile). Dieser Wasserspeicher wird im Sommerhalbjahr durch kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser (5. Zeile) teilweise aufgefüllt, sodass im Vergleich zur Gras-Referenzevapotranspiration kein relevanter Rückgang der tatsächlichen Verdunstung stattfindet. In der 4. Zeile ist der Gesamtabfluss bzw. die Sickerwasserrate dargestellt. Bei geringem Bodenfeuchtedefizit im Winterhalbjahr und entsprechenden hohen Niederschlagsereignissen kann eine Sickerwasserbewegung stattfinden.

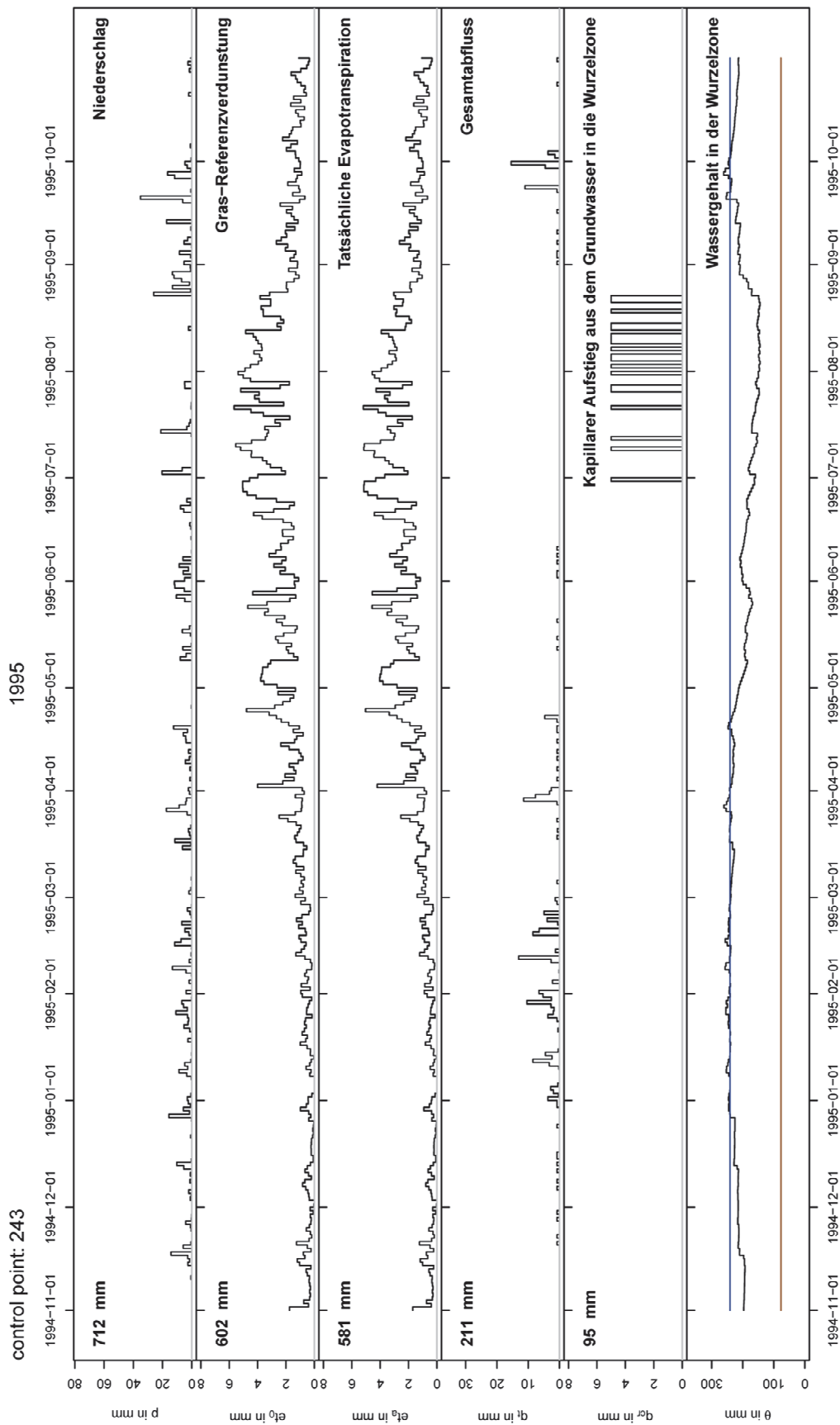


Abb. 9 Simulierte tägliche Wasserhaushaltsgrößen auf einem landwirtschaftlich genutzten Standort im Jahr 1995.

## 5.5 Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen

Auf den versiegelten Flächen der urbanen Räume – z.B. Asphaltflächen, Dachflächen mit Entwässerung, Straßenpflaster – ist der Betrag der Verdunstung ebenfalls abhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge. Im Gegensatz zum Boden kann von den versiegelten Flächen jedoch nur das Wasser verdunsten, welches auf der Oberfläche auch gespeichert werden kann. Auf typischen versiegelten Flächen urbaner Räume kann etwa 1 mm Regenwasser gespeichert werden (abgeleitet aus Untersuchungen von Wessolek und Facklam, 1997). Der Anteil des Niederschlages, der nicht gespeichert werden kann, fließt als Gesamtabfluss ab. Für versiegelte Flächen ergibt sich folgende Definition der Speicherfunktion  $f(s)$ :

$$f(s_i) = \begin{cases} 1, & s_i \geq et_{0,i} \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \\ 0, & s_i = 0 \\ \frac{s_i}{et_{0,i} \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma)}, & 0 < s_i < et_{0,i} \cdot k_{LN} \cdot f(\beta, \gamma) \end{cases} \quad \text{Gl. 19}$$

Die Landnutzungstypen der urbanen Landnutzungsklassen haben neben einem versiegelten Flächenanteil auch einen Anteil mit Vegetation bedeckter Oberfläche. Der Anteil der versiegelten Flächen wird dabei durch den Versiegelungsgrad  $k_V$  angegeben. Im Modell mGROWA wird demzufolge auf urbanen Flächen der Verdunstungsprozess mit Hilfe von zwei unterschiedlich definierten Speicherfunktionen simuliert und nachfolgend die resultierende Wasserbilanz für die entsprechenden Rasterzellen anhand des durch den Versiegelungsgrad vorgegebenen Flächenverhältnisses ermittelt.

## 5.6 Wasserhaushaltssimulation auf freien Wasseroberflächen

Auf freien Wasseroberflächen steht für den Evaporationsprozess immer ausreichend Wasser zur Verfügung. Die Speicherfunktion in Gl. 2 ist in diesem Fall als  $f(s) = 1$  definiert. Die Korrekturfunktion  $f(\beta, \gamma)$  nimmt ebenfalls den Wert 1 an, was dazu führt, dass die Evaporation nur durch die atmosphärischen Bedingungen gesteuert wird. An Tagen, an denen die tatsächliche Verdunstung den Niederschlag überschreitet, wird in der Bilanz Wasser aus dem Reservoir der Fläche entnommen. Diese entnommene Wassermenge hat ebenfalls den Charakter eines Modellinputs – die Wassermenge strömt quasi in den Bilanzraum ein – und wird für die entsprechenden Rasterzellen des Modellgebietes nach Gl. 20 bilanziert.

$$q_{in,i} = \begin{cases} et_{a,i}, & p_i = 0 \\ et_{a,i} - p_i, & p_i < et_{a,i} \\ 0, & p_i > et_{a,i} \end{cases} \quad \text{Gl. 20}$$

Gesamtabfluss wird von freien Wasseroberflächen an Tagen gebildet, an denen die Niederschlagshöhe die tatsächliche Evaporationshöhe überschreitet.

## 5.7 Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten

Auf Basis der mGROWA-Simulationen sollen nicht nur Fragestellungen bezüglich des sich insgesamt in einem Modellgebiet bildenden Abflusses beantwortet werden. Zusätzlich sind auch Kenntnisse über die Abflusskomponenten (vgl. Abb. 1) von erheblicher Bedeutung für die wasserwirtschaftliche Praxis. Unter Grundwasserneubildung wird der Teil des Abflusses verstanden, der als infiltrierendes Sickerwasser den Grundwasserleiter speist.

Im mehrjährigen Mittel kann die Grundwasserneubildung dem mehrjährigen mittleren grundwasserbürtigen Abfluss (Basisabfluss) gleichgesetzt werden. Der nicht zur Grundwasserneubildung beitragende Teil des Abflusses wird als Direktabfluss bezeichnet und subsummiert die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und den Abfluss über künstliche Entwässerungssysteme (Drainagen). Aufgrund des empirischen Charakters dieses mGROWA-Modellteils, werden die entsprechenden Abflusskomponenten bilanziert, über die genauen Abflusswege werden hingegen keine Aussagen gemacht. Um mit mGROWA für wasserwirtschaftliche Fragestellungen direkt verwendbare Ergebnisse zu liefern, werden die Abflusskomponenten als Summen für einzelne Monate zusammengefasst ermittelt.

Das Separationsverfahren orientiert sich an dem von Kunkel und Wendland (2002) und Bogena et al. (2003) verwendeten Ansatz, die Abflusskomponenten auf Basis der von charakteristischen abflussrelevanten Standortbedingungen abhängigen Base-Flow-Indizes (BFI-Werte) zu bestimmen. Dieses impliziert, dass die Abflusskomponenten als relative Anteile am Gesamtabfluss angegeben werden können. Die für die Separation verwendete Grundgleichung lautet:

$$q_t = BFI \cdot q_t + (1 - BFI) \cdot q_t = q_r + q_d \quad \text{Gl. 21}$$

Ob diese Grundgleichung für die Berechnung der Abflusskomponenten verwendet werden muss oder ob eine direkte Berechnung möglich ist, hängt von den Standortbedingungen in den einzelnen Rasterzellen ab. Die Abb. 10 zeigt das hierarchische Verfahren zur Ermittlung der abflussrelevanten Standortbedingungen sowie die in den speziellen Fällen verwendeten Gleichungen. Es wird nur eine Standortbedingung als bestimmend für den Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss angesehen.

Auf versiegelten Oberflächen findet keine Grundwasserneubildung statt. Das abfließende Wasser wird dem Direktabfluss zugerechnet. Urbane Landnutzungsklassen sind analog zur Methodik der Simulation des Gesamtabflusses (vgl. Abschnitt 5.5) aus versiegelten und unversiegelten Anteilen zusammengesetzt, sodass auch unter diesen Flächen eine Grundwasserneubildung stattfinden kann.

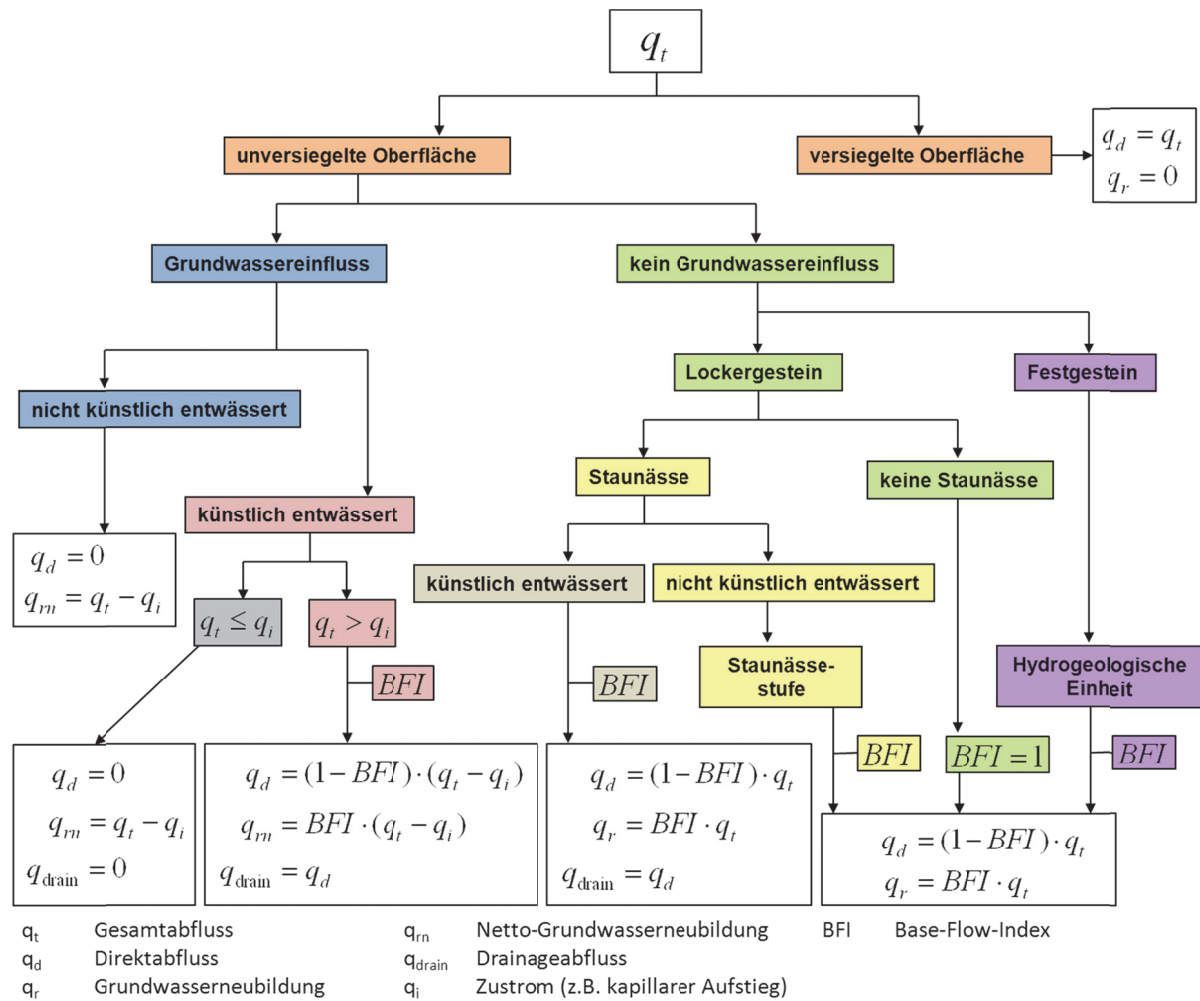


Abb. 10 Hierarchisches Modell zur Separation des Gesamtabflusses in die Abflusskomponenten.

Für unversiegelte Oberflächen wird als nächstes der Grundwasserflurabstand für die Aufspaltung des Gesamtabflusses in die Komponenten relevant. Auf ebenen grundwassernahen Standorten wird im Modell mGROWA in vertikaler Richtung in der gesamten ungesättigten Zone die Wasserbewegung bilanziert. Auf diesen Flächen findet kein relevanter Direktabfluss statt. Das Sickerwasser aus den bilanzierten Modellschichten erreicht aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition Grundwasserneubildung. Durch kapillar aufsteigendes Grundwasser kann auf diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten jedoch auch eine Grundwasserzehrung einsetzen. Um diesen Wechselwirkungen Rechnung zu tragen, wird die sogenannte Netto-Grundwasserneubildung  $q_{rn}$  berechnet, die in den Monaten negative Werte annimmt, in denen der kapillare Aufstieg überwiegt. Darauf aufbauend kann durch Bildung der Jahressummen bestimmt werden, ob im mehrjährigen Mittel im Wasserwirtschaftsjahr netto eine Grundwasserzehrung stattfindet. Die entsprechende Rasterzelle ist dann Teil eines Zehrgebietes. Für den Fall, dass auf grundwassernahen Standorten Drainagen für eine zusätzliche Entwässerung und Absenkung der natürlichen Grundwasserstände sorgen, wird ein Drainageabfluss  $q_{drain}$  berechnet. Eine Drainage sorgt zusätzlich zum bereits beschriebenen Mechanismus der Grundwasserzehrung für eine reduzierte Grundwasserneubildung vor allem in den Wintermonaten.

Auf Standorten ohne Einfluss des Grundwassersystems auf die bilanzierte Bodenzone durch kapillaren Aufstieg sind die vorliegenden Gesteinsarten relevant für den Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss. Im Festgesteinsbereich sind die BFI-Werte abhängig von der hydraulischen Durchlässigkeit der hydrogeologischen Einheiten, im Lockergesteinsbereich vom Einfluss bindiger Bodenschichten (Stauäsehorizonte), die die Grundwasserneubildung herabsetzen. Diese Stauäse kann gegebenenfalls durch Drainagen künstlich entwässert sein. In diesem Fall wird ebenso ein einsetzender Drainageabfluss bilanziert. Existiert auf einem Standort keiner der genannten Einflussfaktoren, so wird angenommen, dass das gesamte bilanzierte Sickerwasser als Grundwasserneubildung wirksam wird.

Die Base-Flow-Indizes sind für die abflussrelevanten Standortbedingungen charakteristische Größen, die durch Kalibrierung unter Berücksichtigung von beobachteten Abflusszeitreihen in einer Vielzahl von Einzugsgebieten im nordwestdeutschen Raum ermittelt wurden (vgl. Bogena et al., 2003; Bogena et al., 2005; Kunkel et al., 2006; Wendland et al., 2003).

## 6. Datengrundlagen und Modellinput

Für eine mGROWA-Simulation sind generell flächendeckende vollständig verfügbare Datengrundlagen notwendig. Die für die Wasserhaushaltssimulationen in Nordrhein-Westfalen verwendeten Datengrundlagen sind in Tab. 8 angegeben.

**Tab. 8 Datengrundlagen für die mGROWA-Simulation in Nordrhein-Westfalen.**

Datengrundlage	Datenquelle für Nordrhein-Westfalen
Landnutzung <ul style="list-style-type: none"> <li>– Landnutzungstypen</li> <li>– Versiegelungsgrade</li> </ul>	ATKIS DLM 25 (Bezirksregierung Köln, Abteilung 7); CORINE Land Cover 2000 (Statistisches Bundesamt)
Digitales Geländemodell	DGM 10 (Bezirksregierung Köln, Abteilung 7)
Bodenkarte <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bodenprofile, inkl. Horizontmächtigkeit und horizontspezifischen Parametern (Bodenart, Lagerungsdichte, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, Substanzvolumen &amp; Zersetzungsstufe für organische Horizonte)</li> <li>– Grundwasserflurabstand</li> <li>– Stauäsestufen</li> </ul>	Bodenkarte 1:50.000 (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen); Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
Karte der Dränflächen	Tetzlaff et al. (2008)
Gemessene Klimadaten (tägliche Stationswerte) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Niederschlag</li> <li>– Temperatur, Sonnenscheindauer/Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit</li> </ul> Auf gemessenen Klimadaten basierende Datenraster mit Monatssummen <ul style="list-style-type: none"> <li>– Niederschlag</li> <li>– Gras-Referenzevapotranspiration</li> </ul>	Deutscher Wetterdienst
Klimaszenariendaten (tägliche Stationswerte) <ul style="list-style-type: none"> <li>– Niederschlag</li> <li>– Temperatur, Sonnenscheindauer/Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit</li> </ul>	WETTREG-2010, Meteo-Research i. A. des Umweltbundesamtes, 2006.
Hydrogeologische Gesteinseinheiten	Hydrogeologische Karte 1:100 000 (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen)
Tägliche Abflussmessungen	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Erftverband
Einzugsgebietsgrenzen	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

### 6.1 Landnutzung

Die Informationen des digitalen Landschaftsmodells (siehe Abb. 11) wurden verwendet, um für jede Rasterzelle die spezifische Simulationsmethodik (Speicherfunktion) und die landnutzungsspezifischen Verdunstungsfaktoren für die Monate des Jahres vorzugeben. Außerdem wurden den urbanen Landnutzungsklassen Versiegelungsgrade (siehe Abb. 12), angelehnt an die im CORINE Land Cover 2000-Datensatz (Keil et al., 2005) verwendeten Werte, zugewiesen. Bei zukünftigen mGROWA-Modellanwendungen wäre zu überprüfen, ob die Wasserhaushaltssimulation auf urbanen Flächen durch Verwendung von Daten der Landesumweltverwaltung bzw. Siedlungswasserwirtschaft (z.B. Niederschlagswasserversickerung) weiter präziser werden kann.

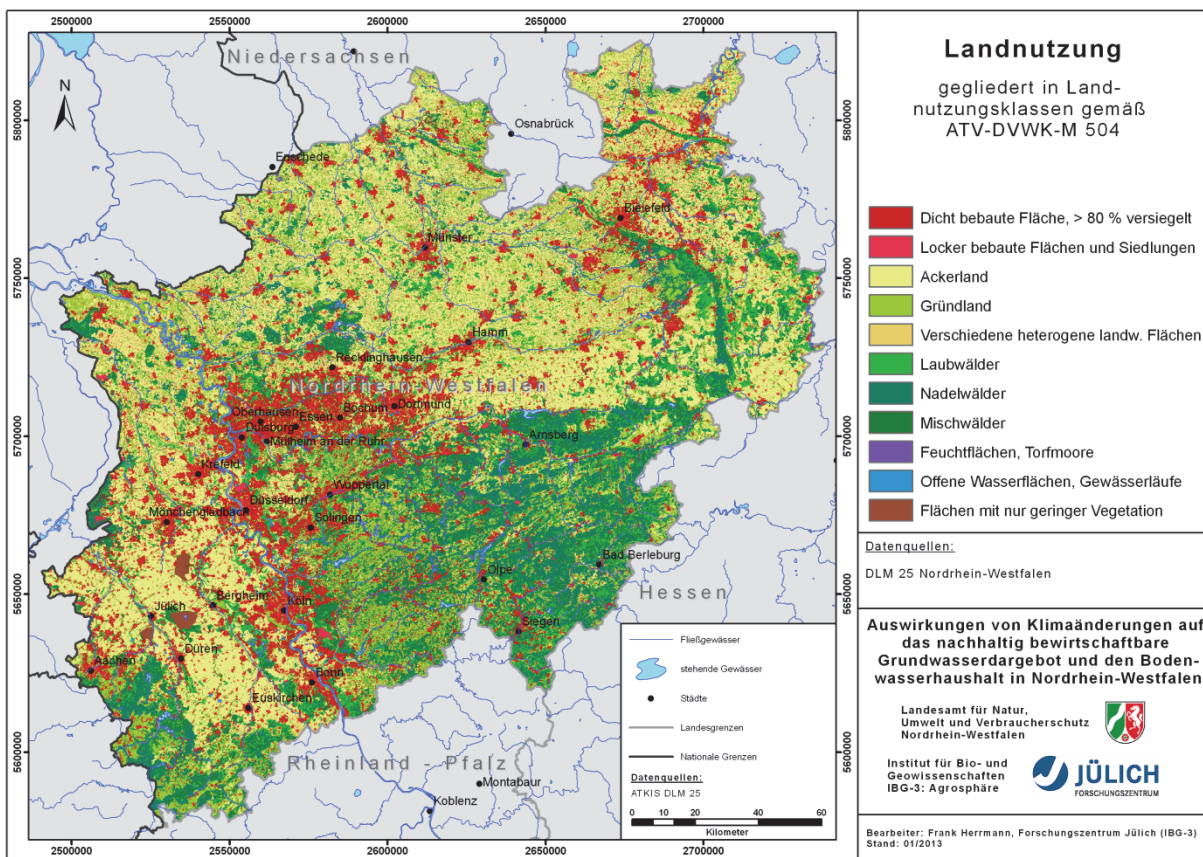


Abb. 11 Landnutzung in Nordrhein-Westfalen gegliedert in die Landnutzungsklassen gemäß ATV-DVWK (2002).



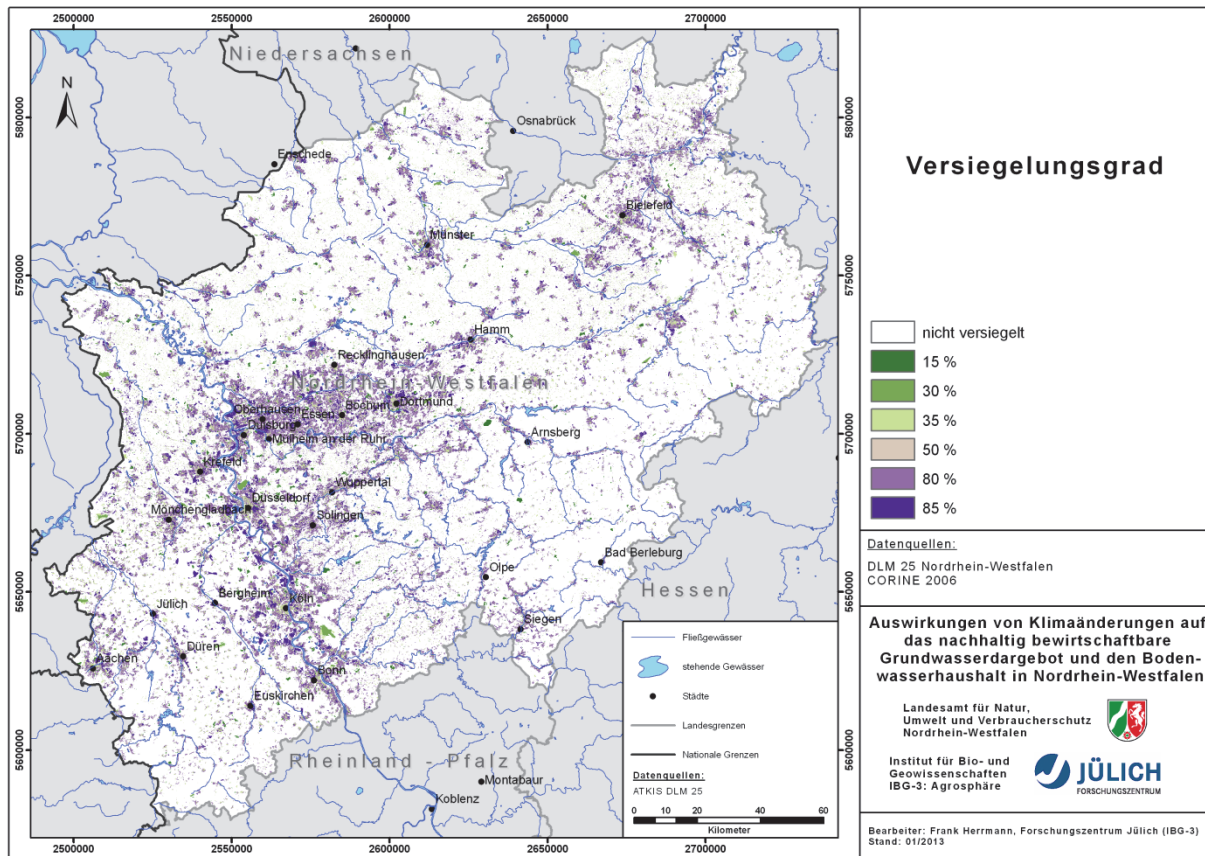


Abb. 12 Versiegelungsgrade der urbanen Flächen in Nordrhein-Westfalen in Anlehnung an die Versiegelungsgrade des CORINE Land Cover 2000-Datensatzes.

## 6.2 Digitales Modell der Geländeoberfläche

Aus der Höheninformation des digitalen Geländemodells wurden die Neigung der Geländeoberfläche und ihre Exposition GIS-gestützt flächendeckend abgeleitet. Dabei kamen die in Burrough und McDonell (1998) beschriebenen Standardtechniken zum Einsatz. Mit Hilfe der Gl. 3 wurde aus der Information zur Geländeneigung und -exposition der Topographiefaktor berechnet (siehe Abb. 13).

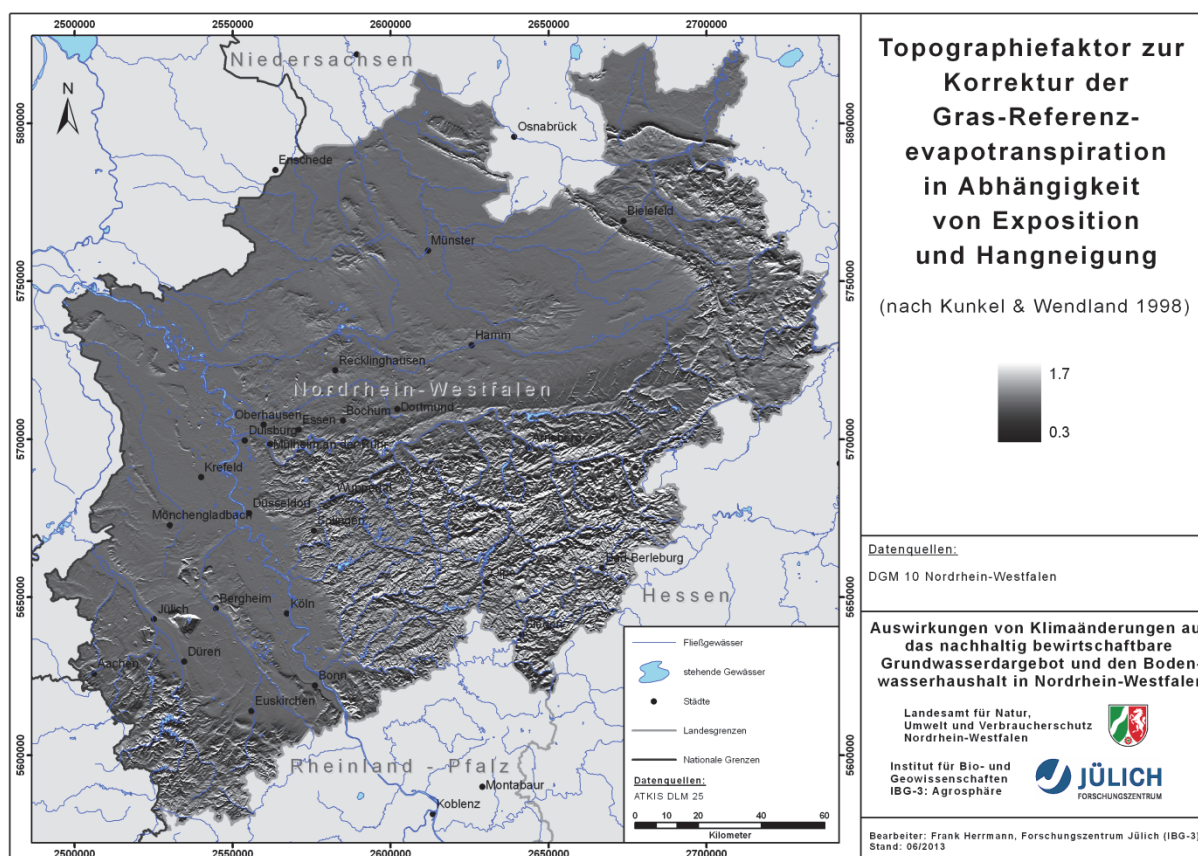


Abb. 13 Topographiefaktor zur Korrektur des Gras-Referenz- evapotranspiration in Abhängigkeit von Exposition und Hangneigung.

## 6.3 Bodenkundliche Daten

Aus den Informationen Bodenkarte 1:50.000 (BK 50) wurden sämtliche Geometriedaten und hydropedologischen Parameter übernommen bzw. mit Hilfe der *Auswertungsmethoden im Bodenschutz* (Müller und Waldeck, 2011) ermittelt. Die Abb. 14 zeigt dazu exemplarisch die Verbreitung der Bodenarten des Oberbodens in Nordrhein-Westfalen, so wie sie die Grundlage für die Parametrisierung der Bodenprofile gemäß Abschnitt 5.4.1 bildet.

Abb. 15 zeigt die Verbreitung der Staunässestufen der Pseudogleye und pseudovergleyten Böden. Diese Information wird für die Separation in die Abflusskomponenten auf Basis des Schemas in Abb. 10 berücksichtigt.

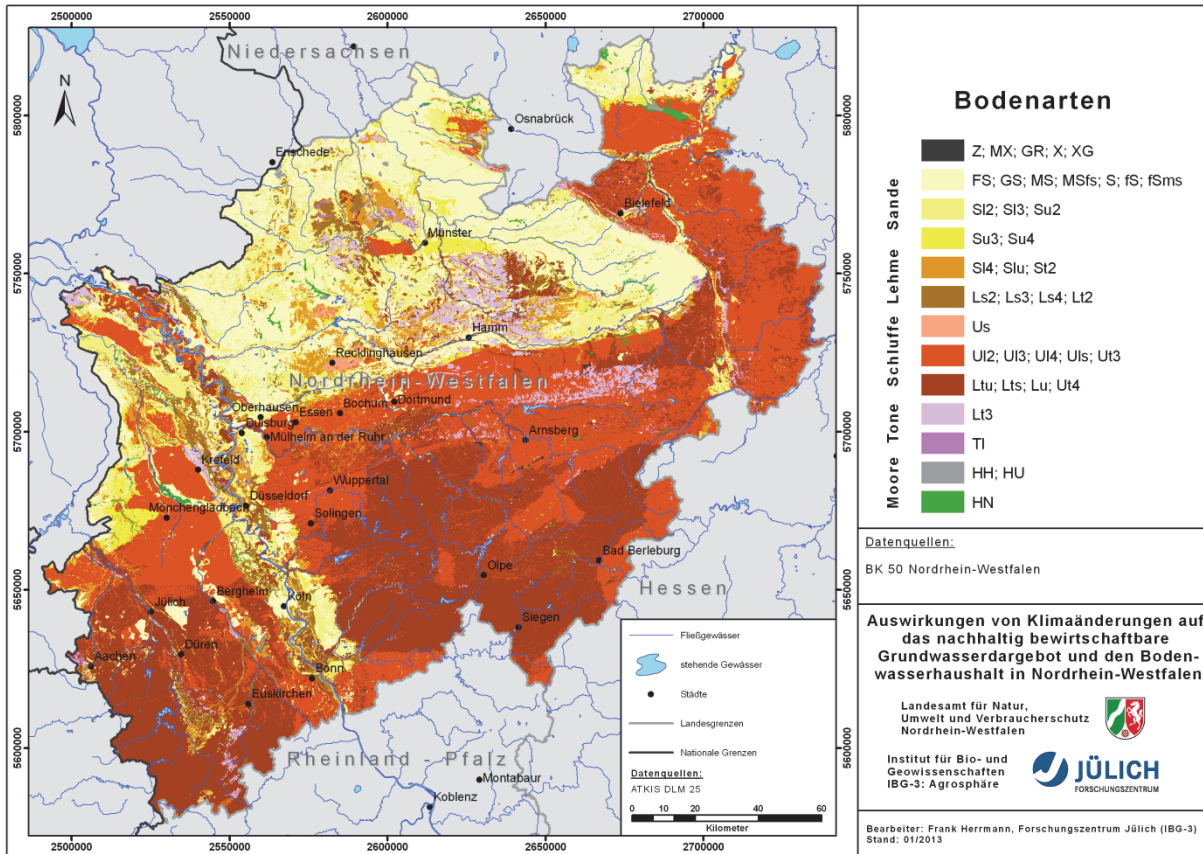


Abb. 14 Verbreitung der Bodenarten des Oberbodens in Nordrhein-Westfalen.

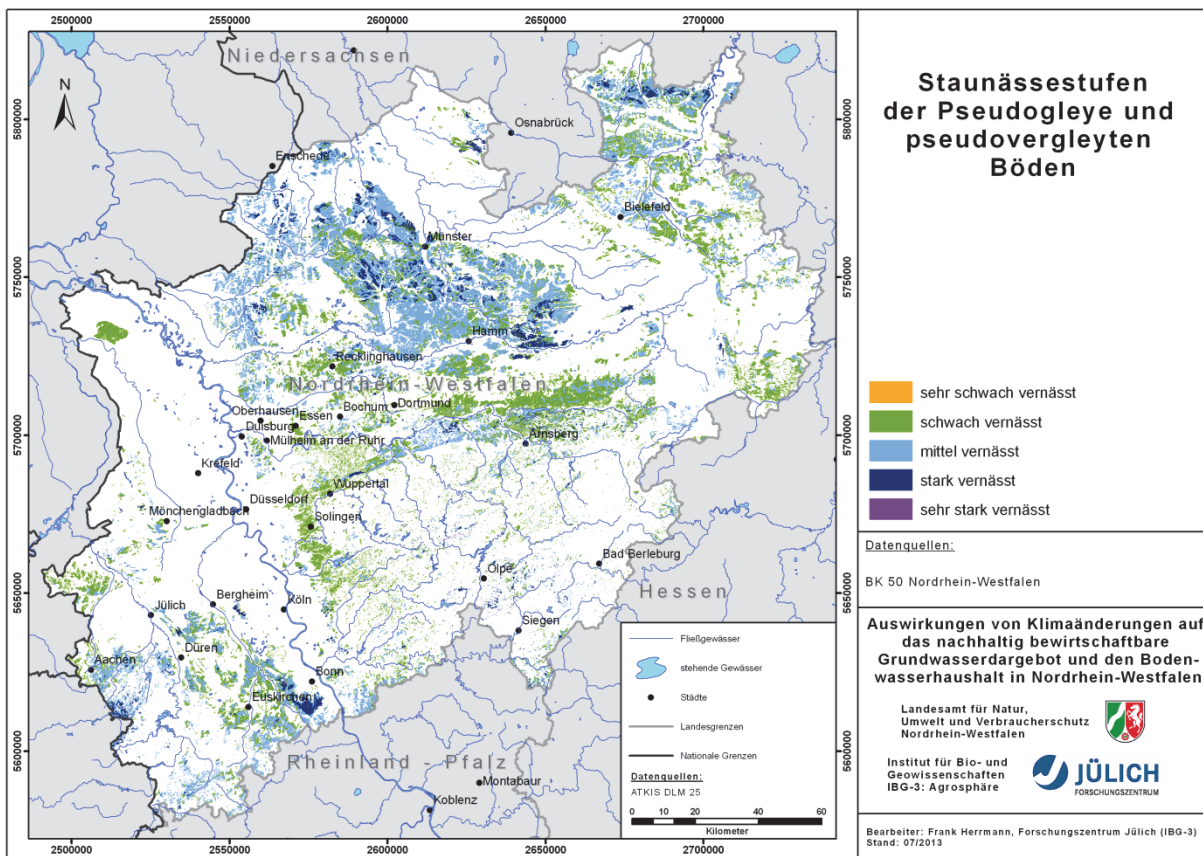


Abb. 15 Stauässtufen der Pseudogleye und pseudovergleyten Böden in Nordrhein-Westfalen.

## 6.4 Gedränte landwirtschaftliche Flächen

Für Nordrhein-Westfalen wurde von Wendland et al. (2010) mit Hilfe der Methodik von Tetzlaff et al. (2008) eine Karte der potentiell gedränten landwirtschaftlichen Nutzfläche erstellt (Abb. 16). Eine Beschreibung des Verfahrens und weitere Aspekte zur Erstellung der Karte können bei ebendiesen Autoren nachgelesen werden.

Die in der Karte der potentiell gedränten landwirtschaftlichen Nutzfläche verzeichneten Flächen wurden unter Verwendung der diesbezüglichen Informationen der Bodenkarte 1:50.000 (vgl. Abschnitt 6.3) in Drainagen die Grundwasser entwässern und Dränagen die Staunässe entwässern gegliedert. Diese Gliederung wurde aus zwei Gründen notwendig. Erstens werden die Drainagen, die Grundwasser entwässern, für die Ableitung der Flurabstandskarte (vgl. Abb. 17) verwendet. Vom Höhenniveau der Drainage kann in diesem Fall auch ein kapillarer Aufstieg in die Wurzelzone stattfinden. Zweitens können bei einer Untergliederung für die beiden Typen verschiedene, an die unterschiedlichen Abflussbedingungen angepasste, BFI-Werte verwendet werden.

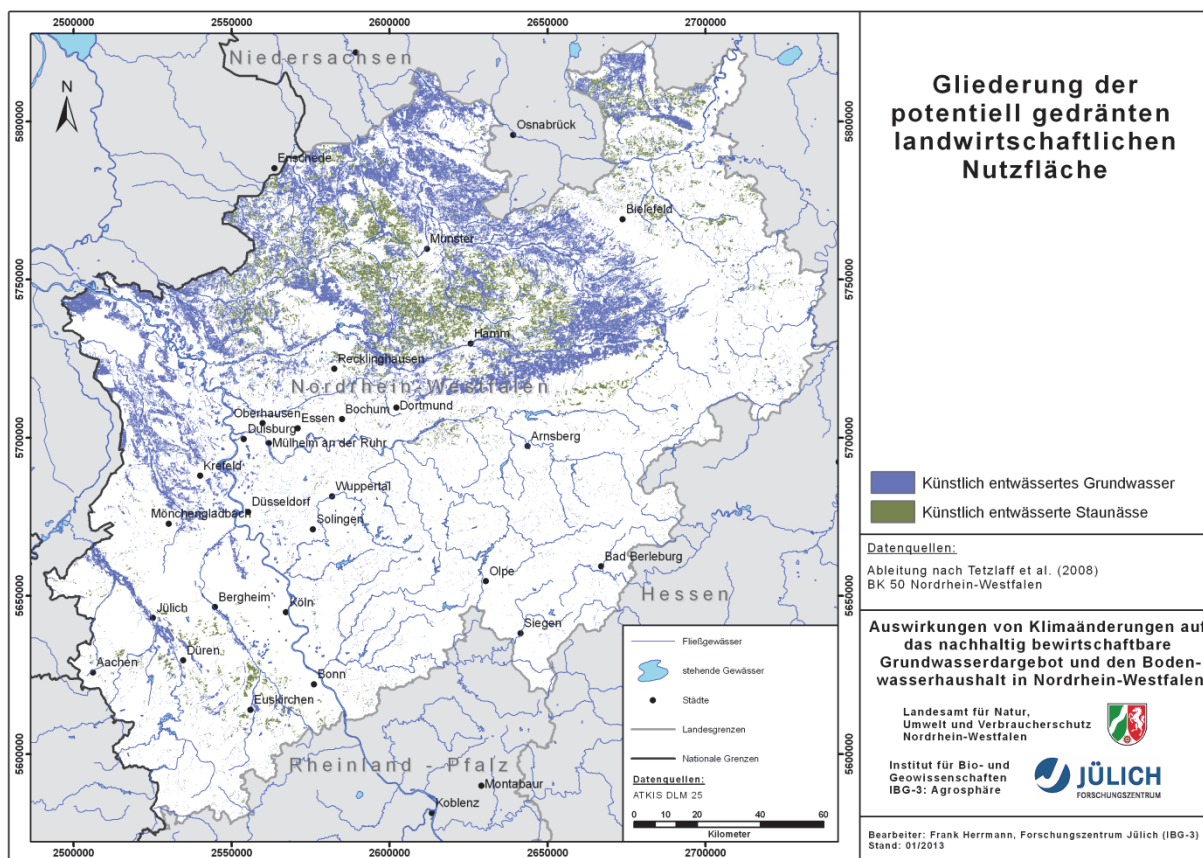


Abb. 16 Gliederung der potentiell gedränten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Bereiche, in den Grundwasser oder Staunässe künstlich entwässert wird.

## 6.5 Grundwasserflurabstand

Für die Simulation des kapillaren Aufstiegs von der Grundwasseroberfläche bis in die Wurzelzone (vgl. Abschnitt 5.4.5) sowie für die Berechnung der monatlichen Netto-Grundwasserneubildung (vgl. Abschnitt 5.7) wird eine Information bezüglich des Grundwasserflurabstandes benötigt (Abb. 17). Aus den für die grundwasserbeeinflussten Böden vorliegenden Angaben in der BK 50 zur mittleren Tiefenlage der Grundwasseroberfläche sowie für die Dränflächen, die keine Staunässe entwässern, wurde ein Datensatz mit mittleren Flurabständen des Grundwassers erstellt und für die Wasserhaushaltssimulationen mit mGROWA als stationäre Randbedingung verwendet. Für die Tiefenlage der Dränagen wurde flächendeckend 8 dm angenommen.

Der Grundwasserflurabstand kann einerseits saisonal schwanken aber andererseits auch langjährige Trends aufweisen. Generell gibt es in Gebieten mit flurnahem Grundwasser mehrere Ursachen für die Einstellung eines Grundwasserflurabstandes, der für die entsprechenden Rasterzellen des Modells abgebildet werden muss. Einerseits kann durch kapillaren Aufstieg in die Wurzelzone Grundwasser entnommen werden, außerdem kann Grundwasser lateral und vertikal einer Rasterzelle zu- und abströmen. Alle genannten Prozesse haben einen Einfluss auf den Grundwasserstand in den entsprechenden Rasterzellen. Die resultierende Dynamik der Grundwasserstände wird jedoch vom Modell mGROWA nicht simuliert, da mGROWA kein klassisches Grundwassermodell ist. Es werden nur die Entnahmen durch kapillaren Aufstieg und der Zustrom durch Grundwasserneubildung bilanziert.

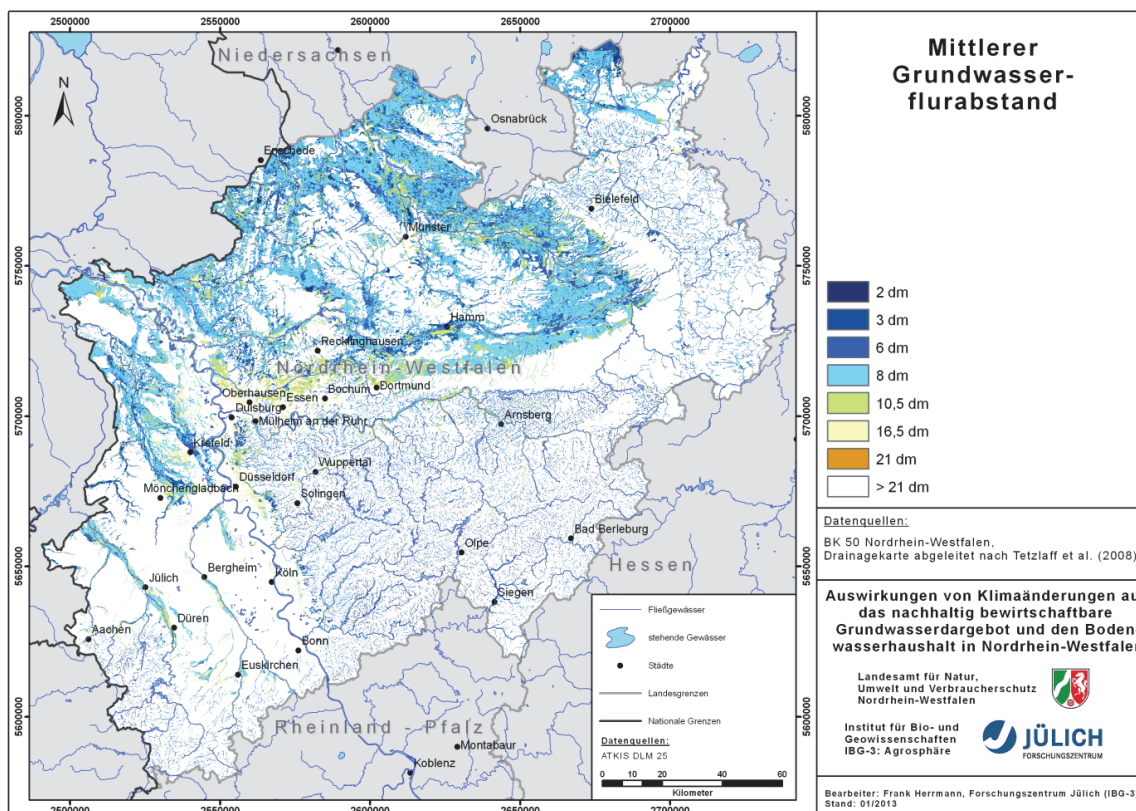


Abb. 17 Mittlerer Grundwasserflurabstand im Verbreitungsgebiet grundwasserbeeinflusster Böden in Nordrhein-Westfalen.

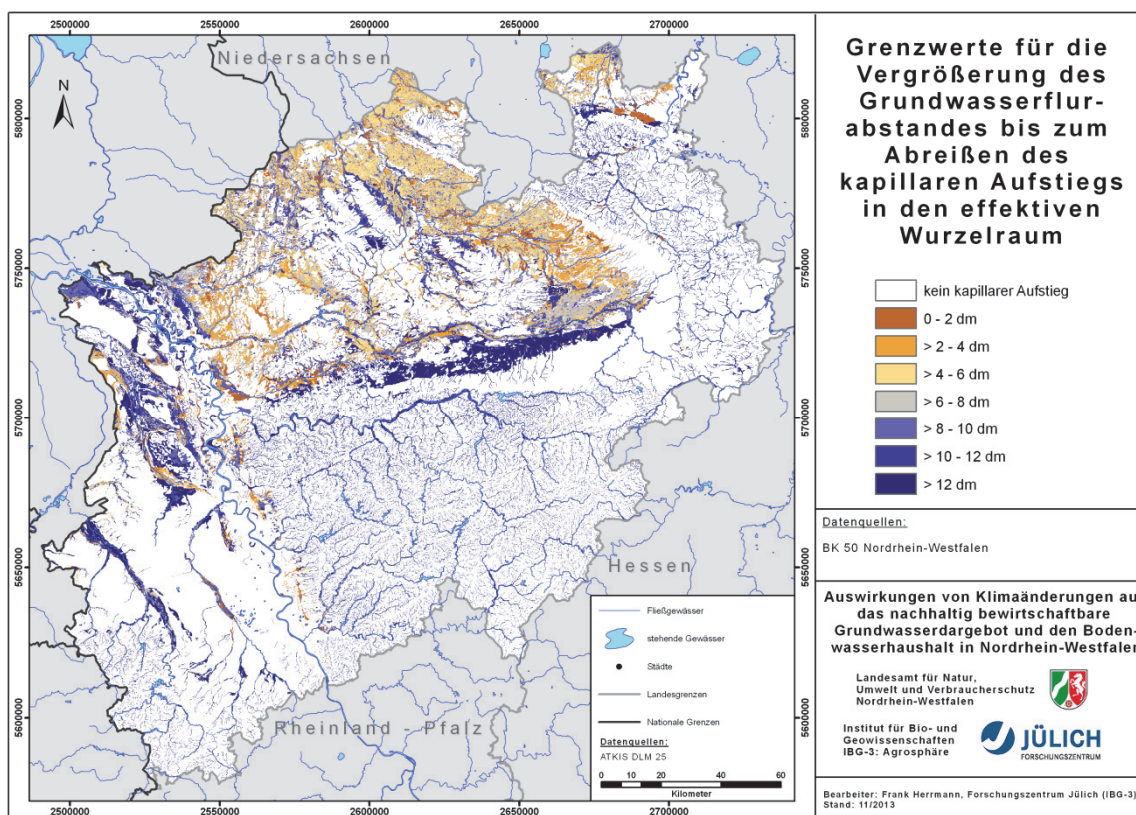
Um als Modellinput für das mGROWA-Modell verwendbar zu sein, müssen Grundwasserstände als Modellinput aufbereitet und für die Simulation als Grundwasserflurabstand bereitgestellt werden. Es existieren jedoch derzeit für NRW keine flächendeckenden Rasterdaten auf Basis von Messwerten, die die Dynamik der Grundwasserstände räumlich und zeitlich (in Monatsschritten) über einen langen Zeitraum hochaufgelöst realistisch abbilden.

Insofern kann derzeit der Einfluss einer instationären Grundwasseroberfläche auf die Wasserversorgung der Wurzelzone und damit die tatsächliche Verdunstung als Wasserhaushaltsgröße noch nicht detailliert untersucht werden. Dementsprechend sind mGROWA-Simulationsergebnisse auf grundwasserbeeinflussten Standorten gegenüber Ergebnissen auf Standorten ohne Grundwassereinfluss mit zusätzlicher Unsicherheit verbunden. Diese Unsicherheit muss lokal unter Berücksichtigung der lokal vorkommenden Bodenarten, Durchwurzelungstiefen und der mittleren Tiefenlage der Grundwasseroberfläche bewertet werden. Kapillare Aufstiegsrate und -höhe sind in starkem Maße abhängig von der Bodenart. So kann auf einem sandigen Standort eine geringe Absenkung der Grundwasseroberfläche zu einem Abreißen des kapillaren Aufstiegs führen. Demgegenüber würde auf einem bindigen Boden bei gleichem Grundwasserstand und Absenkungsbetrag aufgrund der größeren kapillaren Aufstieghöhe weiterhin eine gute Wasserversorgung der Wurzelzone aus dem Grundwasser stattfinden (vgl. Müller und Waldeck, 2011).

Abb. 18 zeigt die Grenzwerte für die Vergrößerung des Grundwasserflurabstandes bis zum Abreißen des kapillaren Aufstiegs in den effektiven Wurzelraum gegenüber dem für die Simulationen verwendeten Grundwasserflurabstand. Für die Bodenarten der in der BK 50 verzeichneten grundwasserbeeinflussten Profile wurden auf Basis der von Müller und Waldeck (2011) bereitgestellten Verknüpfungsregel 6.1.13 die Abstände zwischen Grundwasseroberfläche und Basisfläche des effektiven Wurzelraums bestimmt, bei denen kapillare Aufstiegsraten größer als 0,5 mm/Tag realistisch sind. Aus den effektiven Durchwurzelungstiefen der betreffenden Böden und aus dem mittleren Grundwasserflurabstand (Abb. 17) wurde dann die räumliche Verteilung der Grenzwerte berechnet. Diese Verteilung der Grenzwerte kann zur lokalen Bewertung der Simulationsergebnisse (Kapitel 7 und 8) hinzugezogen werden.

Danach könnte der Grundwasserstand auf ca. 70 % der Flächen mit Grundwassereinfluss (in Blautönen gedruckt) potentiell um 6 dm oder mehr im Vergleich zum verwendeten mittleren Grundwasserstand absinken, bevor die Wasserversorgung der effektiven Wurzelzone durch kapillaren Aufstieg zum Erliegen kommt. Auf ca. 18 % der grundwasserbeeinflussten Flächen würde eine Absenkung zwischen 4 und 6 dm und nur auf 12 % eine Absenkung kleiner 4 dm zum nahezu vollständigen Erliegen des kapillaren Aufstiegs führen. Nach den Erfahrungswerten der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 4; Ad-hoc-Arbeitsgruppe-Boden, 1994) kann auf grundwasserbeeinflussten Böden von einem mittleren Grundwassertiefstand von ca. 2 bis 5 dm unterhalb des mittleren Grundwasserstandes ausgegangen werden. Bis zum vollständigen Abreißen des kapillaren Aufstiegs muss demnach auf einem Großteil der grundwasserbeeinflussten Flächen eine stärkere Absenkung der Grundwasserstände erfolgen, als in der Bodenkundlichen Kartieranleitung angenommen wird. Nach den hier dargelegten Erfahrungswerten würden 70 % der Flächen mit Grundwassereinfluss selbst auf eine Absenkung des Grundwasserstandes um 6 dm nicht mit einem vollständigen Abreißen des kapillaren Aufstiegs reagieren. Dies ist beispielsweise für einen Großteil der Standorte in der Niederrheini-

schen Bucht und der Soester Börde der Fall. Insbesondere empfindlich auf eine Absenkung der Grundwasserstände würden demnach jedoch die Böden im nordrhein-westfälischen Teil des Einzugsgebiets der Ems und im Münsterland reagieren. Mit sinkenden Grundwasserständen kann eine verringerte kapillare Aufstiegsrate, eine verringerte zusätzliche Wasserversorgung der durchwurzelten Bodenzone und damit eine verringerte tatsächliche Evapotranspiration einhergehen. Daraus würde in den betreffenden Regionen ein höherer Gesamtabfluss resultieren. Wie in Kapitel 7.3.3 (Ergebnisse der Evaluierung) gezeigt wird, hat die Verwendung stationärer Grundwasserstände landesweit zu keiner signifikanten Unterschätzung des Gesamtabflusses geführt. Mit Hilfe der Abb. 18 werden qualitative Aussagen zum Einfluss von Grundwasserstandschwankungen auf die Netto-Grundwasserneubildung und den kapillaren Aufstieg in die Wurzelzone möglich.



**Abb. 18** Grenzwerte für die Vergrößerung des Grundwasserflurabstandes bis zum Abreißen des kapillaren Aufstiegs in den effektiven Wurzelraum gegenüber dem für die Simulationen verwendeten Grundwasserflurabstand.

## 6.6 Hydrogeologische Gesteinseinheiten im Festgestein

Die Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:100.000 (HK 100) wurde als Datenbasis für die Separation der Abflusskomponenten im Festgesteinsbereich verwendet. Den in der HK 100 verzeichneten Festgesteinseinheiten wurden auf Basis ihrer Einordnung in Durchlässigkeitsklassen die von Bogena et al. (2003) und Wendland et al. (2010) ermittelten, kalibrierten und validierten BFI-Werte zugewiesen (Abb. 19).

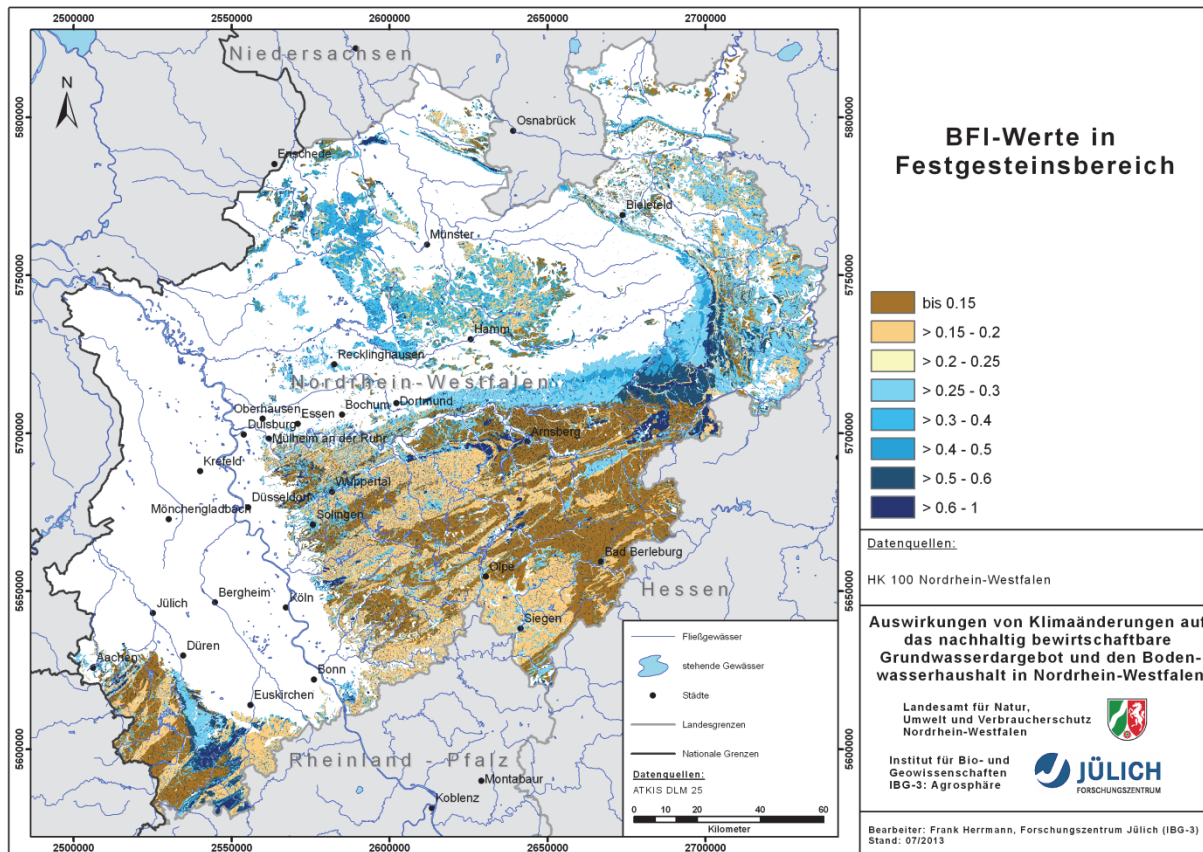


Abb. 19 BFI-Werte im nordrhein-westfälischen Festgesteinsbereich.

## 6.7 Grundwasserentnahmemengen

Vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen wurde eine Datensammlung mit Entnahmemengen aus Grund- und Oberflächengewässern in NRW (ca. 5300 Entnahmepunkte) zur Berücksichtigung bei der Evaluierung der mGROWA-Simulationsergebnisse bereitgestellt. Es zeigte sich jedoch, dass für den vereinbarten Evaluierungszeitraum 1971-2000 in der Datensammlung keine Grundwasserentnahmemengen vorhanden waren. Auf die Verwendung der Entnahmemengen im Rahmen der Evaluierung wurde deshalb verzichtet. Im Rahmen zukünftiger Modellanwendungen könnten auf den Evaluierungszeitraum bezogene Daten jedoch sehr wertvoll sein.



## 6.8 Klimatelemente

### 6.8.1 Klimatelemente für die Referenzperiode auf Basis von DWD-Klimadaten

Als Klimadatenbasis für die Wasserhaushaltssimulation für die Referenzperiode wurde auf DWD Messdaten von Klima- und Niederschlagsstationen aufgesetzt. Aus den beobachteten Klimadaten konnte für 23 Stationen die tägliche Gras-Referenzevapotranspiration mit Hilfe der Penman-Monteith-Gleichung berechnet werden (Berechnungsverfahren aus ATV-DVWK, 2002). Aus den bereitgestellten Zeitreihen der gemessenen Tagessumme des Niederschlags an den Stationen in Nordrhein-Westfalen und den angrenzenden Bundesländern wurden 481 geeignete ausgewählt.

Für eine mGROWA-Simulation werden Datenraster mit den Monatssummen der Klimatelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration benötigt. Zu diesem Zweck stellte der DWD zusätzlich regionalisierte Klimatelemente für die einzelnen Monate der Jahre 1960 bis 2010 zur Verfügung (regionalisiert mit dem Verfahren von Müller-Westermeier, 1995).

Die räumliche Verteilung der nutzbaren Niederschlags- und Klimastationen aus dem Messnetz des DWD sowie die räumliche Verteilung der mittleren mehrjährigen Klimatelemente (Referenzperiode) sind in Abb. 20 und Abb. 21 dargestellt. Zusätzlich ist im oberen Teil von Abb. 22 und Abb. 23 (Abschnitt 6.8.2) jeweils der zeitliche Verlauf der Jahressummen für den Simulationszeitraum der beobachteten Vergangenheit dargestellt. Eine Analyse der Klimaentwicklung der jüngeren Vergangenheit in Nordrhein-Westfalen kann Sträter et al. (2008) entnommen werden.

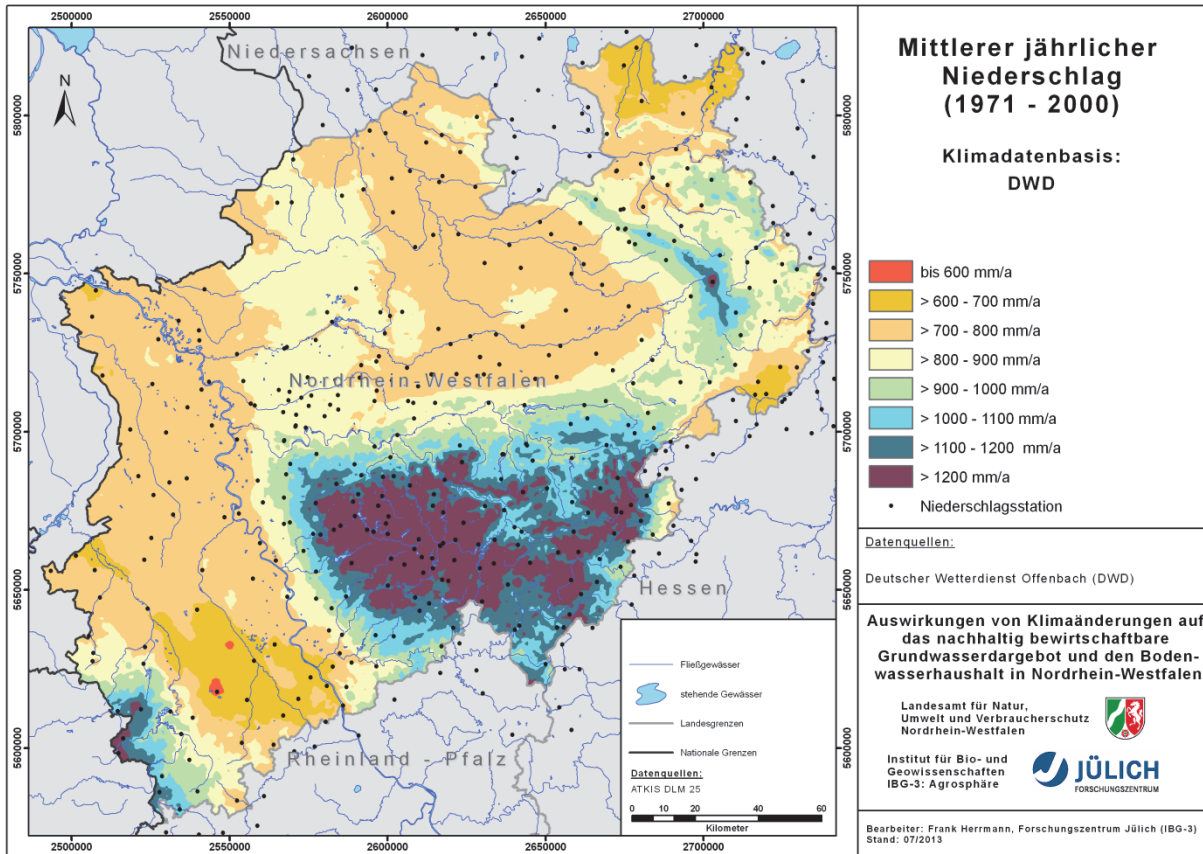


Abb. 20 Mittlerer jährlicher Niederschlag in der beobachteten Referenzperiode 1971-2000 (Datenbasis: DWD).

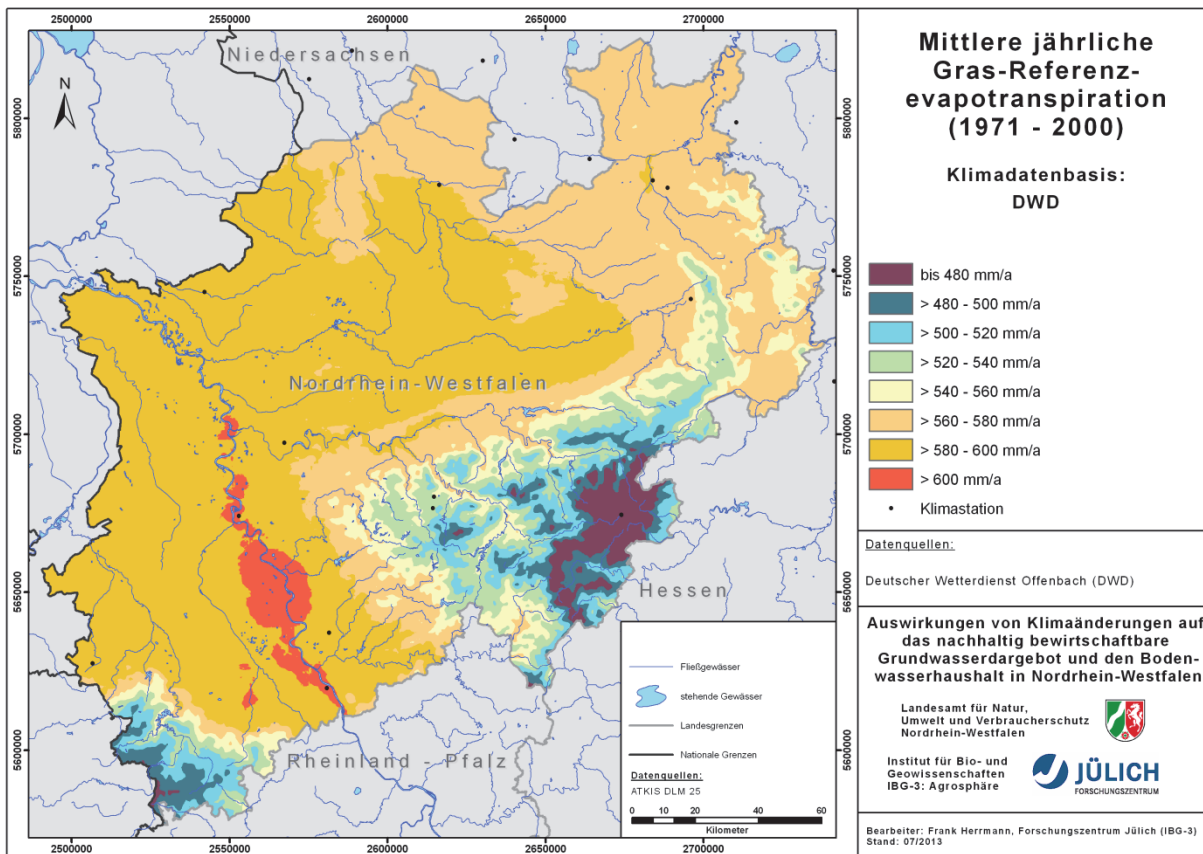


Abb. 21 Mittlere jährliche Gras-Referenzevapotranspiration in der beobachteten Referenzperiode 1971-2000 (Datenbasis: DWD).

## 6.8.2 Projizierte Klimatelemente des Modells WETTREG-2010 Realisierung 4

Exemplarisch für einen möglichen zukünftigen Entwicklungspfad des Klimas und damit des Wasserhaushalts wurde die Realisierung 4 des Wetterlagen-Regionalisierungsmodells WETTREG-2010 ausgewählt (vgl. Kap. 4). Abb. 24 und Abb. 25 zeigen für die Klimatelemente Niederschlag und Gras-Referenzevapotranspiration die räumliche Verteilung der für die Arbeiten nutzbaren Stationen und die räumliche Verteilung der mittleren Jahressummen in den 4 betrachteten Perioden (vgl. Tab. 1). In Abb. 22 und Abb. 23 sind jeweils unten der zeitliche Verlauf der Jahressummen der Klimatelemente für den gesamten Simulationszeitraum der Projektion des Wasserhaushalts dargestellt. Bemerkenswert ist der leichte Trend hin zu geringeren Niederschlägen im Gesamtjahr bis 2100, dem ein deutlicher Anstieg der Gras-Referenzevapotranspiration gegenüber steht.

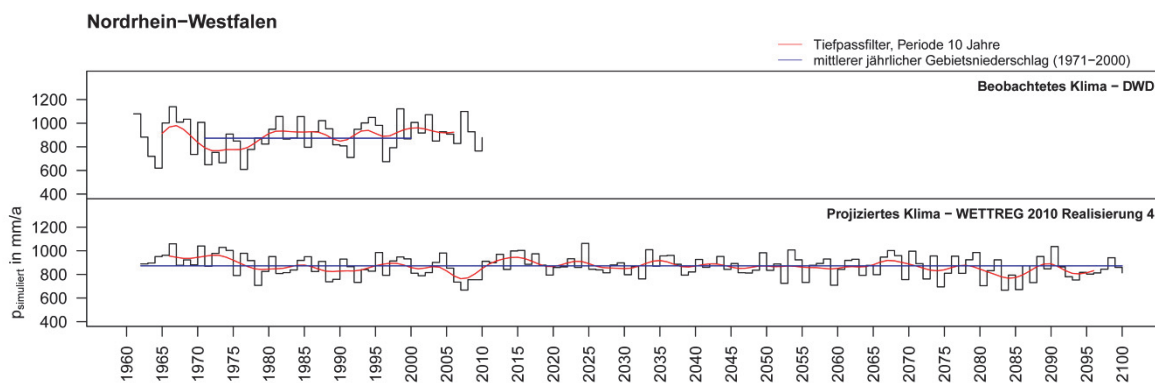


Abb. 22 Zeitliche Entwicklung des Gebietsniederschlags in Nordrhein-Westfalen in der Vergangenheit (oben) und projiziert mit WETTREG-2010 R4 zwischen 1961 und 2100 (unten).

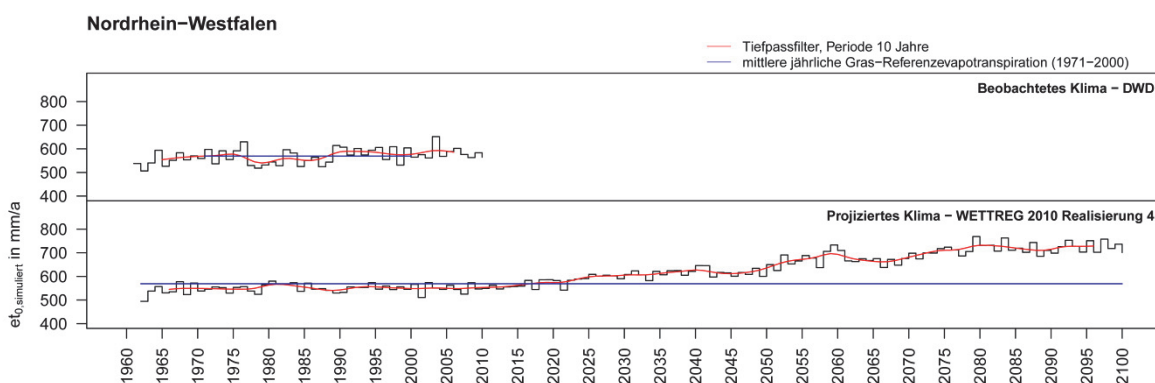


Abb. 23 Zeitliche Entwicklung der Gras-Referenzevapotranspiration in Nordrhein-Westfalen in der Vergangenheit (oben) und projiziert mit WETTREG-2010 R4 zwischen 1961 und 2100 (unten).

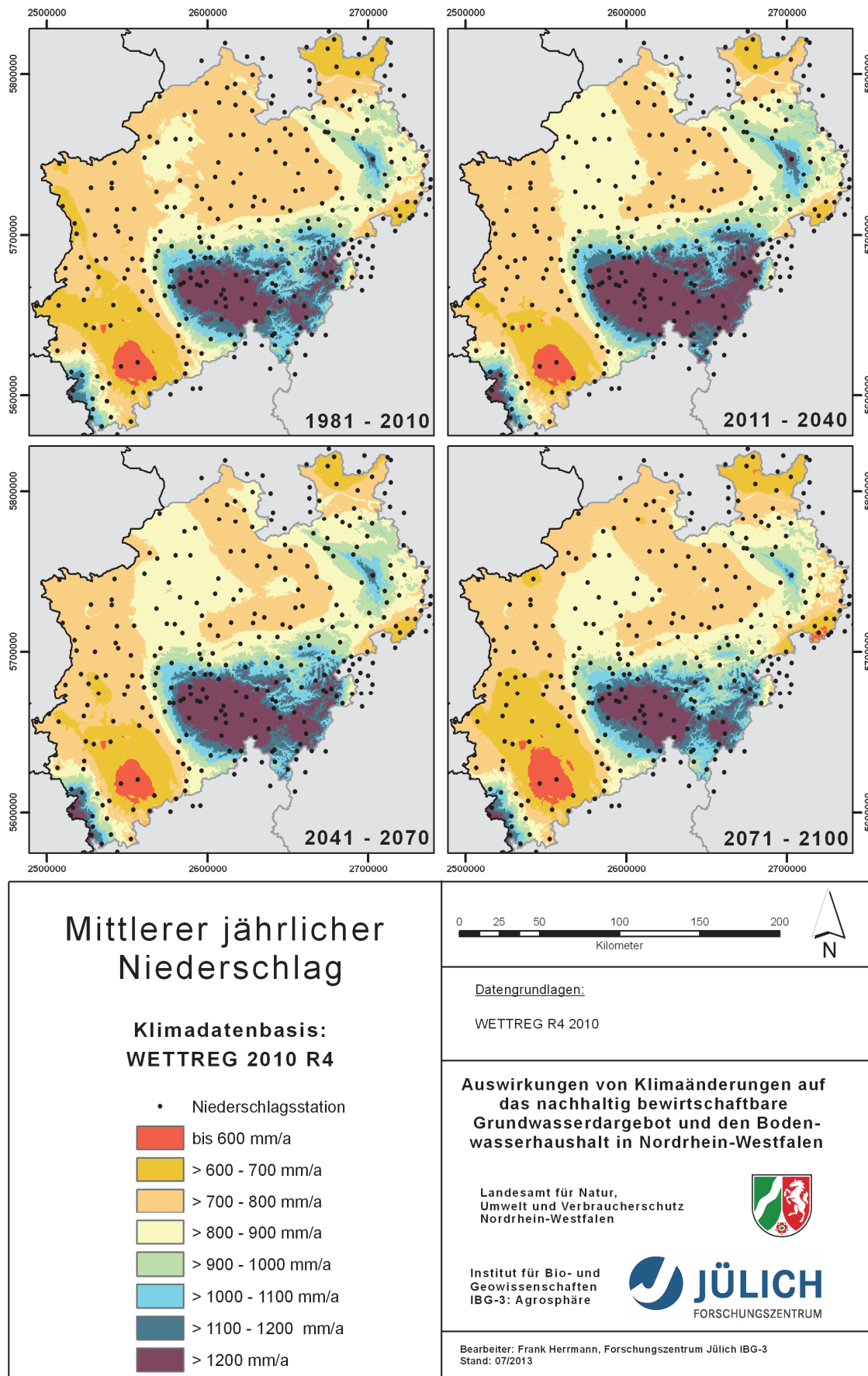


Abb. 24 Für die 4 Perioden mit CLINT aus den WETTREG-2010 R4-Daten interpolierter mittlerer jährlicher Niederschlag.

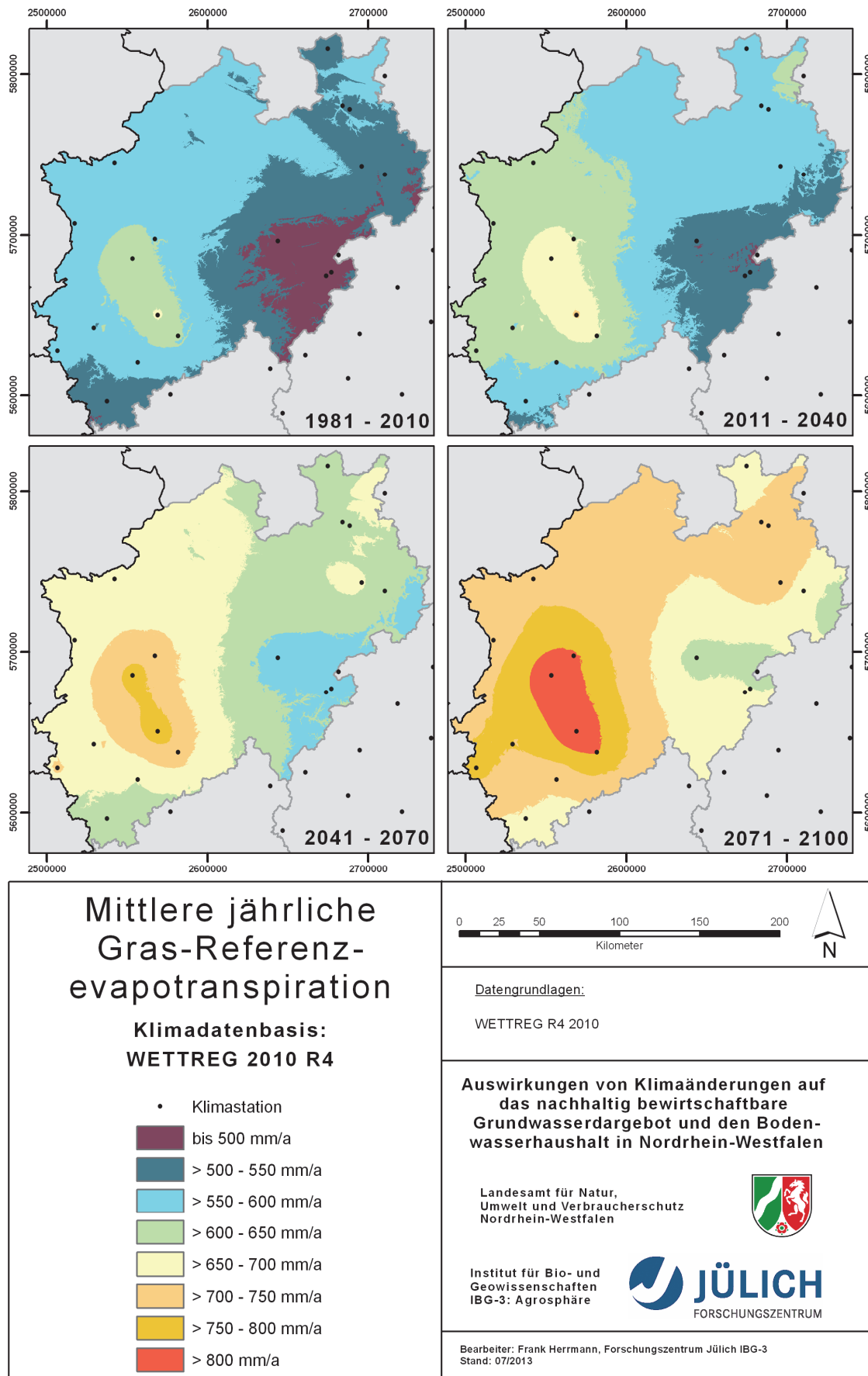


Abb. 25 Für die 4 Perioden mit CLINT aus den WETTREG-2010 R4-Daten interpolierte mittlere jährliche Gras-Referenzevapotranspiration.

## 7. Wasserhaushalt der hydrologischen Referenzperiode (1971-2000)

### 7.1 Mittlere mehrjährige Wasserhaushaltsgrößen

Aus wasserwirtschaftlicher Perspektive ist als erstes die räumliche Verteilung der mehrjährigen mittleren Wasserhaushaltsgrößen von Interesse. Die folgenden Abbildungen zeigen hierzu die räumliche Verteilung der mittleren jährlichen tatsächlichen Evapotranspiration (Abb. 26), des Gesamtabflusses (Abb. 27), der Grundwasserneubildung (Abb. 28), des Direktabflusses (Abb. 29) und des Abflusses aus Drainagen (Abb. 30) für die hydrologische Referenzperiode 1971-2000.

Deutlich erkennbar ist der Einfluss der Landnutzung und der Wasserverfügbarkeit auf den Verdunstungsprozess (Abb. 26). In den urbanen Räumen mit teilweise hohen Versiegelungsgraden verdunsten meist weniger als 350 mm/a. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Evapotranspiration mit ca. 400 bis 500 mm/a meist geringer als auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen mit ca. 500 mm/a. Deutlich sichtbar sind zudem die Gebiete, in denen die Vegetation durch kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser zusätzlich mit Wasser versorgt wird. Hier wird eine Evapotranspiration von teilweise mehr als 600 mm/a erreicht.

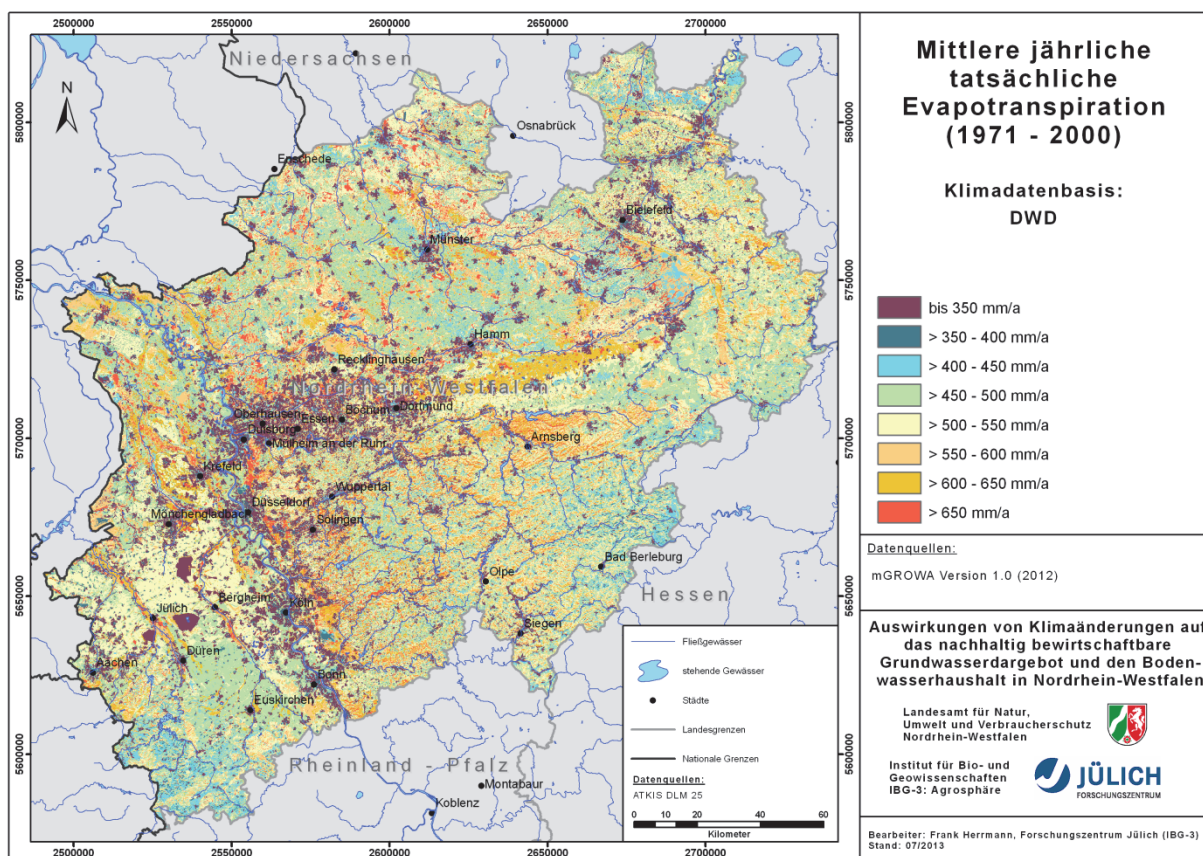
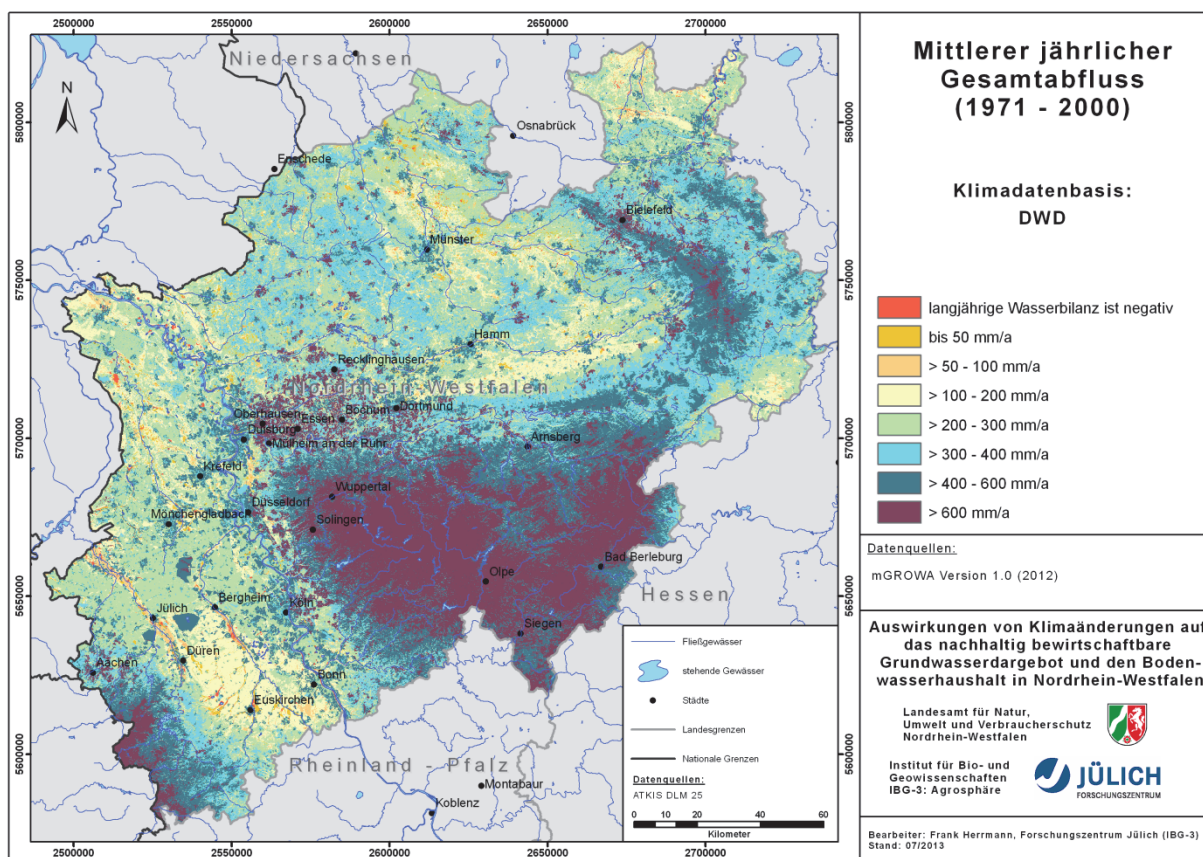


Abb. 26 Mittlere jährliche tatsächliche Evapotranspiration in Nordrhein-Westfalen; simuliert mit mGROWA und beobachteten DWD-Klimadaten (1971-2000) als Modellinput.

Die räumliche Verteilung des simulierten mittleren jährlichen Gesamtabflusses (mittlerer jährlicher Niederschlag minus simulierte mittlere jährliche tatsächliche Evapotranspiration) ist stark durch die Niederschlagsverteilung geprägt (Abb. 27). Hier ragt das Rheinische Schiefergebirge aufgrund der hohen Jahresniederschläge mit deutlich mehr als 600 mm/a heraus. In den Tieflandbereichen Nordrhein-Westfalens ist das räumliche Muster der Bildung des Abflusses zusätzlich von der Landnutzung (Versiegelung, Vegetation etc.) und dem Vermögen der Böden, Wasser zu speichern beeinflusst. Dementsprechend variiert der Gesamtabfluss in der Fläche stärker zwischen 100 und 400 mm/a. Auf einzelnen grundwassernahen Standorten ist die mehrjährige mittlere Wasserbilanz negativ. Hier wird mehr Wasser verdunstet, als Niederschlag fällt. Für eine qualitative Beurteilung bezüglich des Einflusses von Grundwasserflurabstandsschwankungen auf die Simulationsergebnisse auf solchen Standorten kann Abb. 18 herangezogen werden.



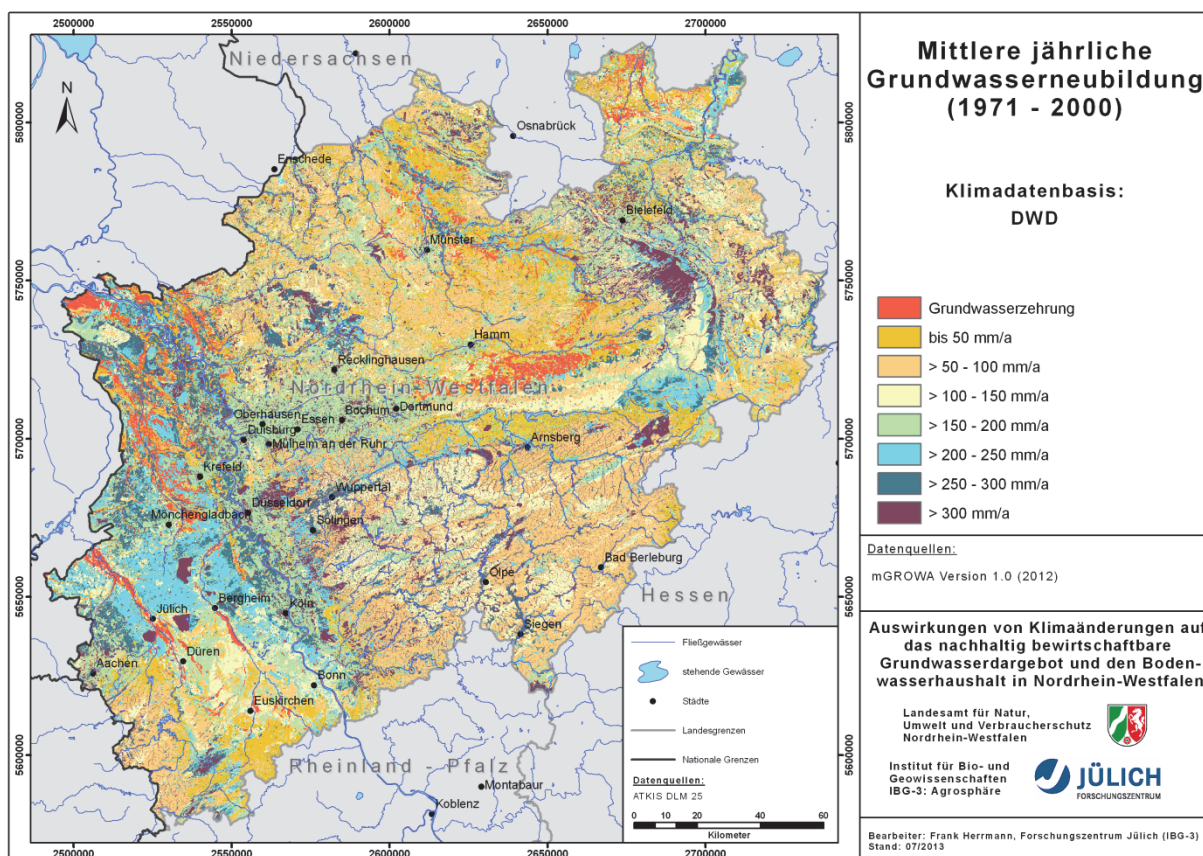
**Abb. 27** Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss in Nordrhein-Westfalen; simuliert mit mGROWA und beobachteten DWD-Klimadaten (1971-2000) als Modellinput.

Auf den grundwasserfernen Standorten im Tiefland liegt die mittlere jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Landnutzung im Bereich zwischen 50 und 300 mm/a (Abb. 28). In den Mittelgebirgen wird die Grundwasserneubildung hauptsächlich durch die Gesteinseigenschaften determiniert. Die räumliche Verteilung ist hier sehr heterogen. In den hydraulisch gering durchlässigen hydrogeologischen Einheiten des Rheinischen Schiefergebirges finden 50 bis 100 mm/a Grundwasserneubildung statt. In hydraulisch besser durchlässigen Einheiten können 100 bis 300 mm/a erreicht werden.

In Regionen, in denen künstliche Entwässerungssysteme zur Beschleunigung des Abflusses installiert sind, spielt der zum Direktabfluss (Abb. 29) zählende Drainageabfluss (Abb. 30) eine bedeutende Rolle. Über die Drainagesysteme der Westfälischen Bucht werden 150 bis über 200 mm/a abgeführt.

Regional wird durch die Drainagen im hydrologischen Winterhalbjahr die Grundwasserneubildung unterschiedlich stark reduziert. In der Jahresbilanz stellen deshalb künstlich entwässerte Gebiete häufig Grundwasserzehrgebiete dar, weil dort im Sommerhalbjahr mehr Grundwasser aus dem Aquifer durch kapillaren Aufstieg verdunstet als ihm im Winterhalbjahr als Grundwasserneubildung zusickert. Lokal kann die Grundwasserzehrung auf diese Weise 100 mm/a und mehr erreichen (Abb. 28).

Im Rheinischen Schiefergebirge spielen künstliche Entwässerungssysteme den zugrunde liegenden Modellannahmen zufolge eine nur untergeordnete Rolle. Stattdessen ist dort für die Gebietsentwässerung der zum Direktabfluss zählende natürliche Interflow bedeutsam. Der Direktabfluss liegt in diesen Gebieten abhängig von den hydraulischen Gebirgseigenschaften im Bereich zwischen 200 und mehr als 500 mm/a.



**Abb. 28** Mittlere jährliche Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen; simuliert mit mGROWA und beobachteten DWD-Klimadaten (1971-2000) als Modellinput.



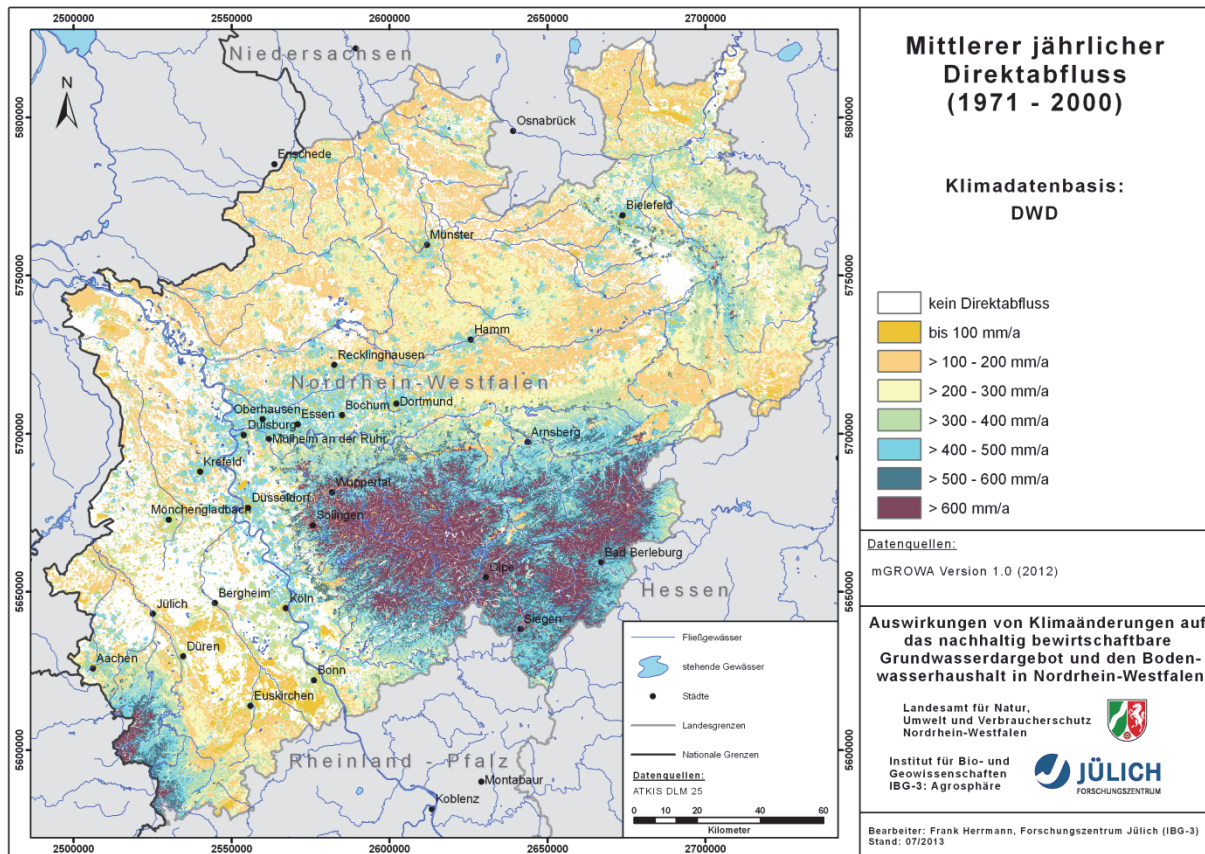


Abb. 29 Mittlerer jährlicher Direktabfluss in Nordrhein-Westfalen; simuliert mit mGROWA und beobachteten DWD-Klimadaten (1971-2000) als Modellinput.

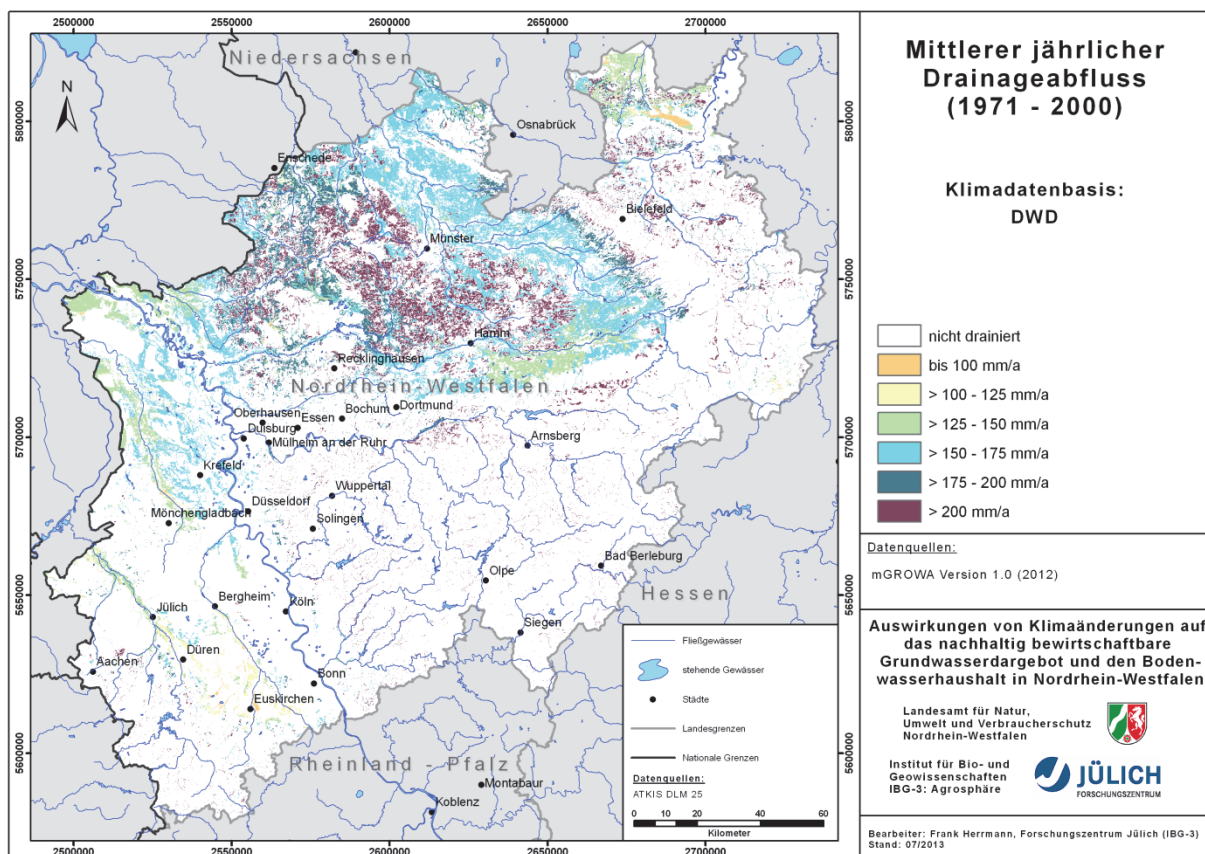


Abb. 30 Mittlerer jährlicher Drainageabfluss in Nordrhein-Westfalen; simuliert mit mGROWA und beobachteten DWD-Klimadaten (1971-2000) als Modellinput.

## 7.2 Innerjährliche Verteilung der Grundwasserneubildung

In den Darstellungen der räumlichen Verteilung der mehrjährigen mittleren monatlichen Grundwasserneubildung (Abb. 31) wird die Gliederung des Wasserwirtschaftsjahres in zwei Phasen deutlich. Im hydrologischen Winterhalbjahr findet eine intensive Grundwasserneubildung mit einem Maximum in den Monaten Dezember und Januar statt. Im Westen und Norden Nordrhein-Westfalens erreicht die Grundwasserneubildung dann auf nicht drainierten Flächen 40 bis 80 mm/Monat. In den Festgesteinsgebieten werden in den Monaten Dezember und Januar je nach Aquifertyp zwischen 5 und 40 mm/Monat Grundwasser neu gebildet. In den Monaten November, Februar und März sind die Monatssummen der Grundwasserneubildung jeweils etwa 30 bis 40 % geringer. Im Übergangsmonat April wird aufgrund der beginnenden Vegetationsperiode deutlich mehr Wasser verdunstet und die Grundwasserneubildung sinkt demzufolge auf 5 bis maximal 20 mm/Monat ab. Während des Sommerhalbjahres sinkt dann die Grundwasserneubildung auf grundwasserfernen Standorten im mehrjährigen Mittel auf nahezu Null. Auf grundwassernahen Standorten findet während dieser Zeit kapillarer Aufstieg in die Wurzelzone und damit Grundwasserzehrung statt. Die Neubildungsperiode setzt verbreitet im Oktober mit Werten zwischen 5 und 40 mm/Monat wieder ein.

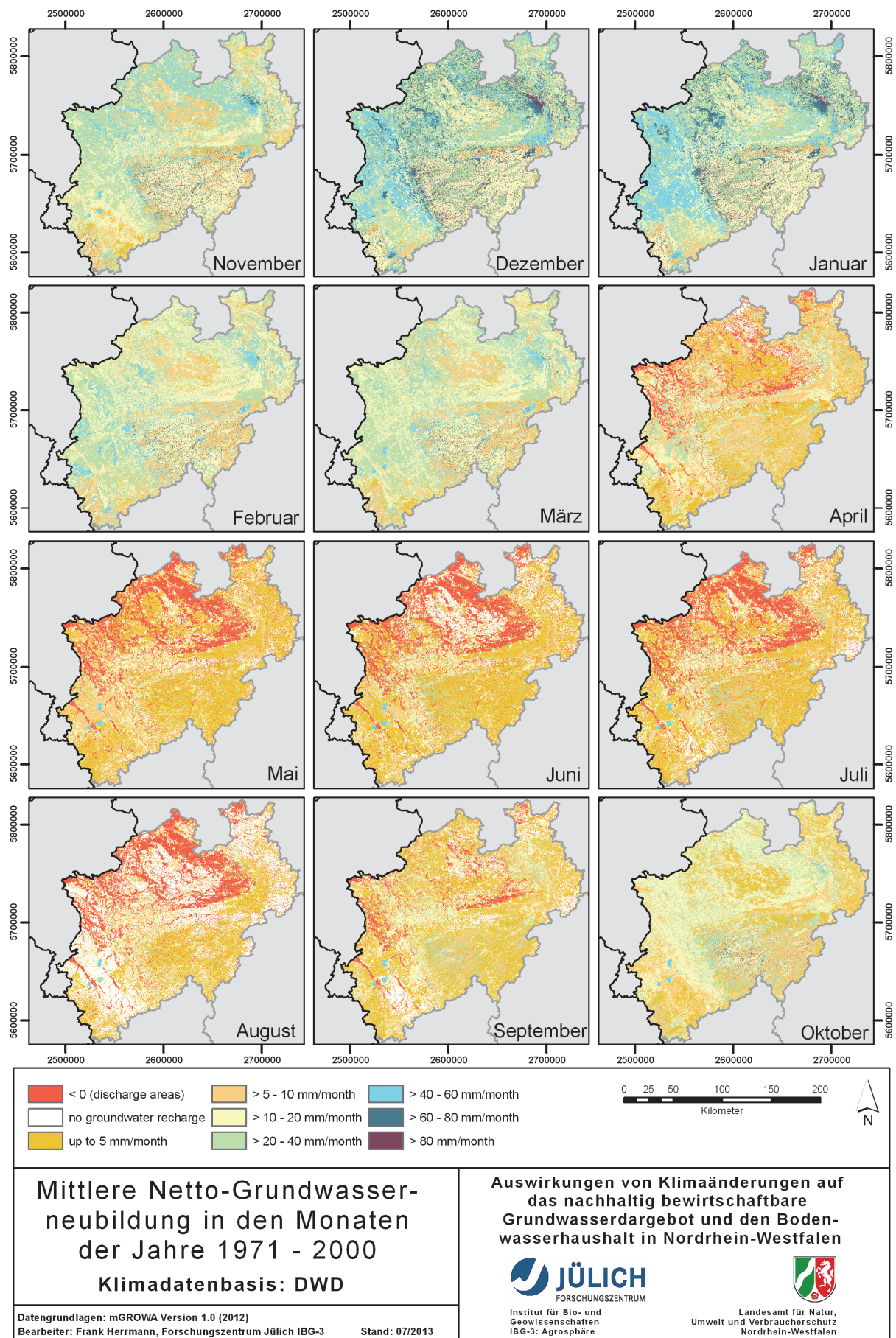


Abb. 31 Mittlere Netto-Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen in den Einzelmonaten der Jahre 1971-2000. Als Klimainput wurden DWD-Klimadaten verwendet.

## 7.3 Evaluierung der Wasserhaushaltssimulation für die Referenzperiode

### 7.3.1 Einzugsgebiete und Vergleichsgrößen

Die Güte der mit mGROWA simulierten Wasserhaushaltsgrößen „Gesamtabfluss“ und „Grundwasserneubildung“ kann durch Vergleiche mit gemessenen Abflusspenden in ausgewählten Flusseinzugsgebieten evaluiert werden. Die Evaluierung erfolgte durch Gegenüberstellung des simulierten und des gemessenen mehrjährigen mittleren Gesamtabflusses bzw. der Grundwasserneubildung (vgl. Kapitel 7.3.3). Für die Bewertung des Gesamtabflusses werden die beobachteten MQ-Werte verwendet. Die Grundwasserneubildung kann bei Betrachtung längerer Zeiträume dem Basisabfluss gleichgesetzt werden. Der Anteil des Basisabflusses am MQ-Wert kann in Einzugsgebieten, in denen Lockergesteinsaquifere dominieren, mit Hilfe der Methode von Wundt (1958) und in Einzugsgebieten, in den Festgesteinsaquifere dominieren, mit Hilfe der Methode von Demuth (1993) abgeschätzt werden (vgl. Bogena et al., 2005).

Das Demuth-Verfahren nutzt die sogenannte „Dauerkurve des Basisabflusses“ für die Bestimmung des mittleren Basisabflusses. Es existieren hierbei zwei Kurventypen, ein S-förmiger Kurventyp mit einem linearen Bereich und ein parabolischer Kurventyp. Für den parabolischen Kurventyp liefert das Demuth-Verfahren keine sinnvollen Ergebnisse. Es kann deshalb nicht für alle Ganglinien im Festgesteinsbereich angewendet werden. Dieses Faktum ist bei der Auswahl der Evaluierungsgebiete berücksichtigt worden.

In Nordrhein-Westfalen sind zudem viele der beobachteten Abflussganglinien anthropogen oder naturbedingt beeinflusst. Solche Einflüsse sind beispielsweise:

- Talsperren und Stauseen im Flusslauf,
- umfangreiche Entnahmen aus Grund- und Oberflächenwasser im Einzugsgebiet,
- Einleitungen (z.B. aus Kläranlagen),
- Transfer von Wassermengen über Einzugsgebietsgrenzen hinweg oder
- der unterschiedliche Verlauf der oberirdischen und unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen.

Vor dem Hintergrund des in vielen Regionen NRWs mehr oder weniger stark anthropogen beeinflussten Abflussverhaltens, modelltechnischer Randbedingungen und der Verwendung objektiver Kennzahlen für die Bewertung der Simulationsergebnisse (Erläuterung im folgenden Abschnitt 7.3.2) konnten nicht alle Einzugsgebiete mit beobachteten Abflussganglinien für die Evaluierung verwendet werden. Generell mussten die Einzugsgebiete und beobachteten Abflussganglinien folgende Kriterien erfüllen (vgl. Armbruster, 2002), um im Rahmen des durchgeführten Auswahlprozesses als geeignet für die Evaluierung der Wasserhaushaltssimulation angesehen zu werden:

- Für das gesamte Einzugsgebiet mussten Simulationsergebnisse vorliegen (dies führte in vielen Fällen zu einem Ausschluss länderübergreifender EZG).
- Die Abflussganglinie eines Pegels durfte für den Evaluierungszeitraum (1971-2000) im Vergleich zu anderen Pegeln keinen sichtbaren Trend aufweisen.
- Für einen Pegel sollten für 95 % des Evaluierungszeitraums beobachtete Abflusswerte vorliegen.
- Der Abfluss sollte auch bei Niedrigwasser nicht kleiner als  $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$  sein.

Generell wurden die für die Abflussevaluierung geeigneten Pegel in 2 Gruppen eingeordnet: Für die EZG-Gruppe 1 wurden insgesamt 29 relativ kleine Einzugsgebiete an den Oberläufen der nordrhein-westfälischen Flusssysteme ausgewählt (Abb. 32, Abb. 33 u. Tab. 9), die den o.a. Kriterien entsprachen. Das heißt, diese Pegel waren durch menschliche Aktivitäten relativ unbeeinflusst. Dementsprechend wurden z.B. Einzugsgebiete, in denen sich Talsperren befinden, die das Niedrigwasserregime beeinflussen, von der Evaluierung ausgeschlossen. Um auch Pegel aus dem Rheinischen Braunkohlenrevier in die Evaluierung der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung einbeziehen zu können, wurden die mit dem Wiener-Mehrkanal-Filter erzeugten Basisabflussganglinien hinzugezogen (Bucher, 1999; Quelle: Erftverband). Mit Hilfe des Wiener-Mehrkanal-Filters kann auf Basis einer anthropogen beeinflussten beobachteten Abflussganglinie unter Berücksichtigung einer unbeeinflussten Referenzzeitreihe eine unbeeinflusste Basisabflussganglinie simuliert werden. Auf diese Weise konnten die Einzugsgebiete der Pegel Oedt (Niers), Pannenmühle (Schwalm) und Bessenich (Neffelbach), die im potentiellen Einflussbereich der Tagebausümpfung des Rheinischen Braunkohlenreviers liegen, in die Evaluierung der EZG-Gruppe 1 einbezogen werden. Für die genannten drei Pegel standen außerdem die unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen (Quelle: Erftverband) zur Verfügung. Insgesamt bedecken die ausgewählten Einzugsgebiete der Gruppe 1 ca. 3300 km<sup>2</sup> und damit ca. 10 % der Landesfläche Nordrhein-Westfalens. Auch sind sie relativ gleichmäßig über das Modellgebiet verteilt.

Für die EZG-Gruppe 2 wurden insgesamt 11 große Einzugsgebiete ausgewählt (Tab. 10 und Abb. 34). Diese integrieren jeweils das Abflussregime einer größeren Anzahl kleiner Teilgebiete und decken den größtmöglichen Teil des Modellgebietes ab (insgesamt ca. 14.700 km<sup>2</sup> bzw. 43 % der Landesfläche). Ausgeschlossen wurden die stark anthropogen beeinflussten großen Einzugsgebiete im Einflussbereich des Rheinischen Braunkohlenbergbaues.

Mit der Fokussierung auf die beschriebenen zwei Gruppen von Einzugsgebieten wird es einerseits möglich nachzuweisen, dass die für einen möglichst großen Teil des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen mit dem Modell mGROWA bilanzierten Wasserhaushaltsgrößen in der Gesamtsumme realistisch sind (EZG-Gruppe 2). Andererseits wird es möglich nachzuweisen, dass auch kleinregional (EZG-Gruppe 1) mit dem Modell mGROWA realistische Wasserhaushaltsgrößen simuliert werden; beispielsweise in homogenen Einzugsgebieten mit wenigen dominanten Landnutzungsformen und spezifischen hydrogeologischen Eigenschaften (EZG im Rheinischen Schiefergebirge).

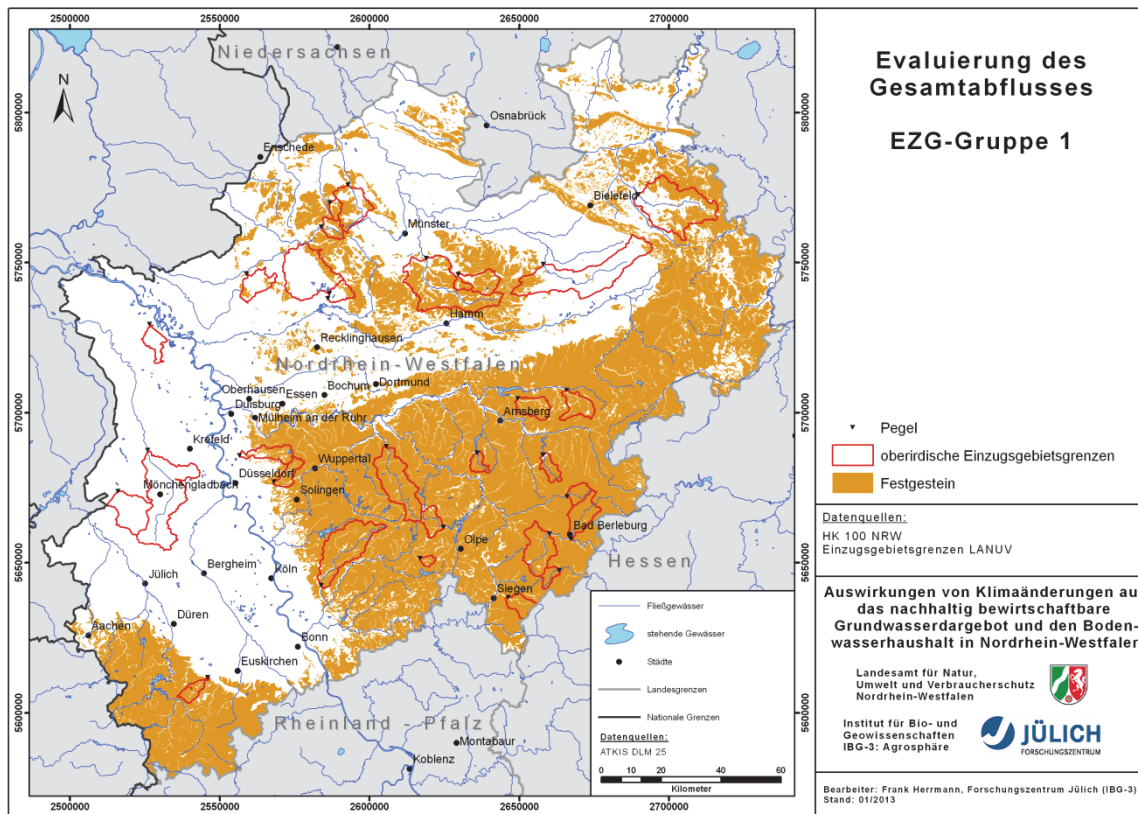


Abb. 32 Für die Evaluierung des Gesamtabflusses verwendete relativ kleine oberirdische Flusseinzugsgebiete an den Oberläufen der nordrhein-westfälischen Flusssysteme (EZG-Gruppe 1).

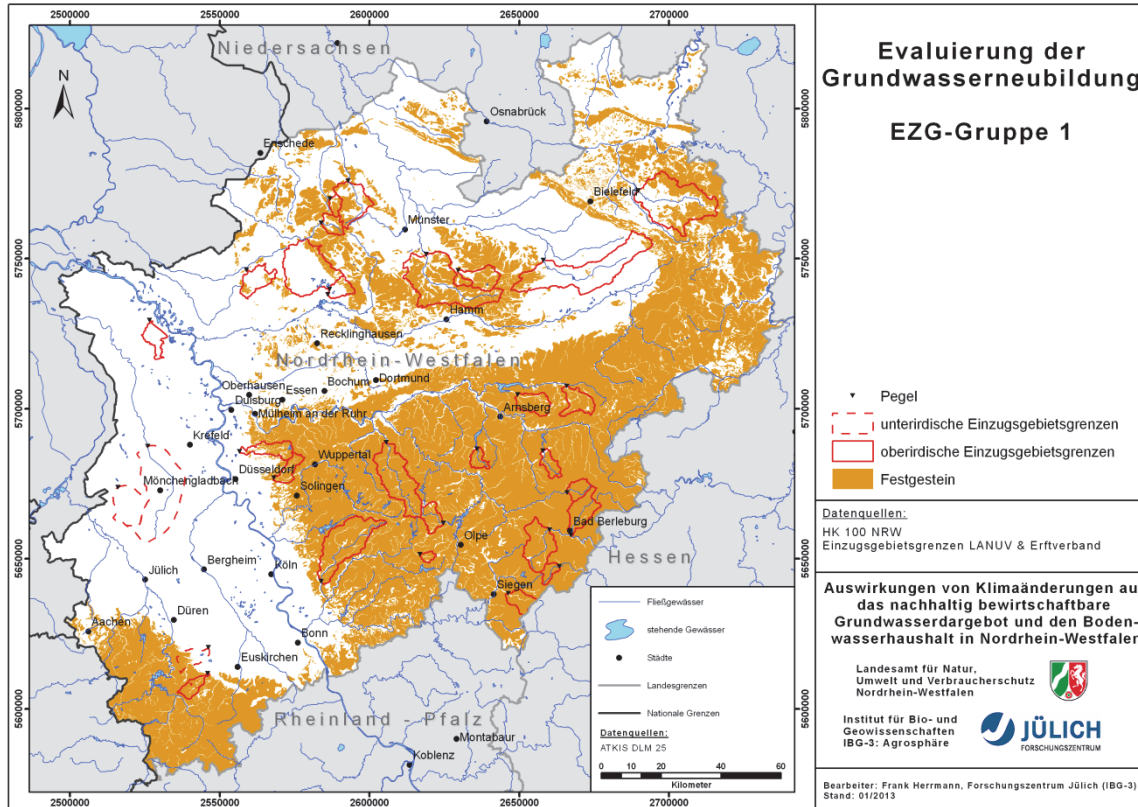


Abb. 33 Für die Evaluierung der Grundwasserneubildung verwendete relativ kleine oberirdische und unterirdische Flusseinzugsgebiete an den Oberläufen der nordrhein-westfälischen Flusssysteme (EZG-Gruppe 1).

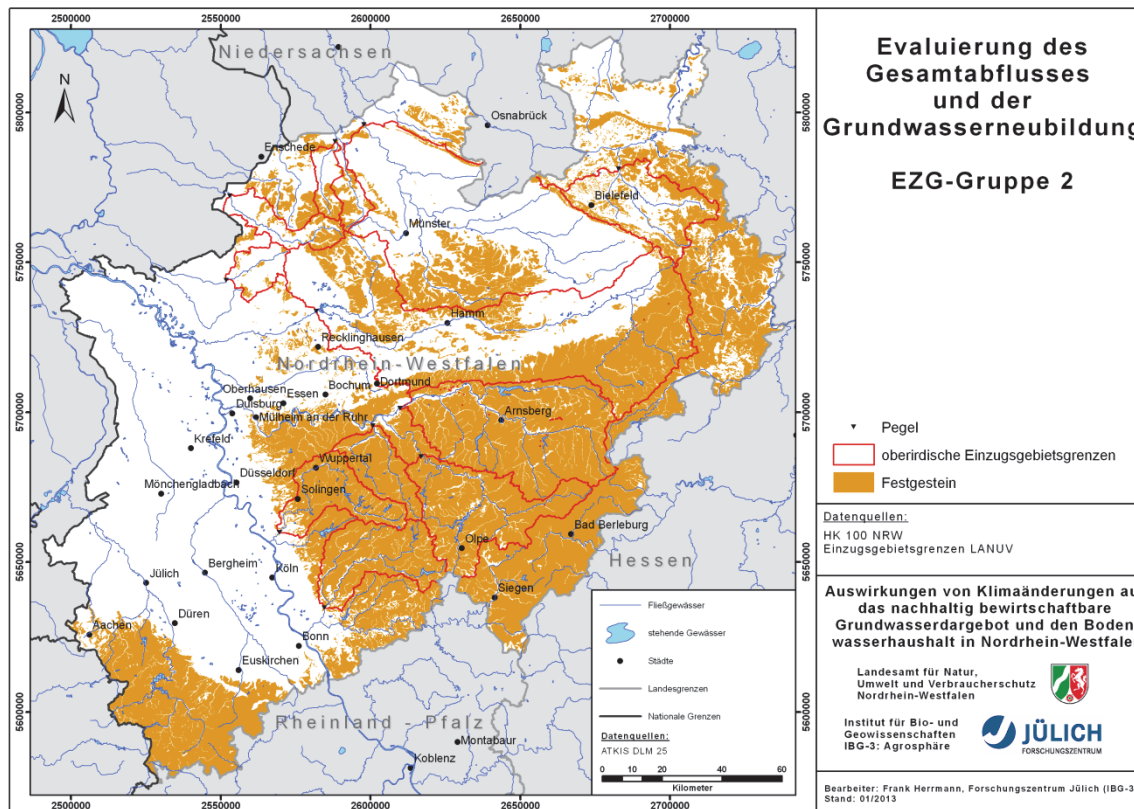


Abb. 34 Für die Evaluierung des Gesamtabflusses und der Grundwasserneubildung verwendete große oberirdische Flusseinzugsgebiete (EZG-Gruppe 2).

Tab. 9 Liste der Pegel der EZG-Gruppe 1. (Für weitere Informationen zu den verwendeten Pegeln siehe: <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>)

Pegel	Gewässer	EZG-Fläche oberirdisch in km <sup>2</sup>	EZG-Fläche unterirdisch in km <sup>2</sup>
Albersloh	Werse	322,06	
Amecke	Sorpe	28,28	
Bessenich	Neffelbach		50,09
Boerlinghausen	Lister	48,02	
Borken-Stadt	Borkener Aa	70,16	
Darfeld	Vechte	21,3	
Eigen	Duessel	43,27	
Feudinggen	Lahn	25,8	
Hagen-Ambrock	Volme	196,93	
Hoffnungsthal	Sülz	219,49	
Lindemannsheide Alt	Bega	317,59	
Lutum	Berkel	38,42	
Marienbaum	Hohe Ley	48,14	
Moehnesee-Neuhaus	Heve	65,72	
Muesse	Eder	124,87	
Nichtinghausen	Henne	37,3	

Pegel	Gewässer	EZG-Fläche oberirdisch in km <sup>2</sup>	EZG-Fläche unterirdisch in km <sup>2</sup>
Niederdielfen	Weiss	46,68	
Oberagger	Steinagger	12,46	
Oberkirchen	Lenne	37,61	
Oedt	Niers	333,00	352,517
Pannemühle	Schwalm	130,00	113,34
Ratingen	Angerbach	63,45	
Raumland	Odeborn	85,11	
Rheda	Ems	342,68	
Ruethen 1	Glenne	66,73	
Schwerfen	Rotbach	36,29	
Sendenhorst	Angel	67,83	
Sythen 1	Halterner-Muehlenbach	237,59	
Sythen 2	Sandbach	39,73	
Temmingsmühle	Steinfurter Aa	115,71	

**Tab. 10** Liste der Pegel der EZG-Gruppe 2. (Für weitere Informationen zu den verwendeten Pegeln siehe: <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>)

Pegel	Gewässer	EZG-Fläche oberirdisch in km <sup>2</sup>
Opladen	Wupper	607,55
Villigst	Ruhr	2011,88
Hagen-Eckesey	Volme	425,27
Herford	Werre	873,53
Haltern	Lippe	4280,75
Rheine Unterschleuse Up	Ems	3763,86
Altena	Lenne	1188,51
Lohmar	Agger	785,57
Rhedebrügge	Bocholter Aa (Aastrang,Deurvorster Beek)	242,56
Ammeloe	Berkel	350,62
Bilk	Vechte	178,75

### 7.3.2 Objektive Kennzahlen für die Evaluierung

Die ermittelten mehrjährigen Abflusswerte müssen durch die Simulation ausreichend gut reproduziert werden, damit die mit dem mGROWA-Modell berechneten Wasserbilanzgrößen als realistisch angesehen werden können. (Moriasi et al., 2007) empfehlen für die objektive Evaluierung von Abflusssimulationen anhand von beobachteten Ganglinien unter anderen die statistischen Kennzahlen Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) und prozentuale Tendenz (PBIAS).



Die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (Nash und Sutcliffe, 1970) ist eine standardisierte Kennzahl, die angibt, wie gut Paare aus simulierten und beobachteten Werten die 1:1-Line treffen. NSE kann Werte von  $-\infty$  bis 1,0 annehmen, Werte größer 0,0 werden generell als akzeptabel angesehen. Demgegenüber bedeuten Werte kleiner 0,0 ein nicht akzeptables Simulationsergebnis, und dass der Mittelwert der Beobachtungen das hydrologische System besser charakterisiert als die zeitlich (oder räumlich) höher aufgelöste Simulation. Moriasi et al. (2007) geben weiterhin für Abflusssimulationen in einzelnen Einzugsgebieten auf Monatsbasis Schwellenwert für NSE von 0,75, 0,65 und 0,5 an, die eine sehr gute, gute bzw. zufriedenstellende Modelleffizienz anzeigen.

NSE wird normalerweise für den objektiven Vergleich zweier Abflusszeitreihen verwendet. Die hinter der Berechnung von NSE stehende Idee, nämlich die Varianz der beobachteten Abflüsse eines Einzugsgebietes mit der Residualvarianz der Simulationsergebnisse zu vergleichen, kann aber nicht nur auf Zeitreihen angewendet werden. Für einzelne Zeitabschnitte (Tage, Jahre oder auch hydrologische Perioden) können die mittleren gemessenen Abflussspenden einer Vielzahl von Einzugsgebieten den zugehörigen mittleren simulierten Abflussspenden gegenübergestellt werden. Da die für die Evaluierung verwendeten beobachteten Abflussspenden aus Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe stammen, muss die Berechnung von NSE flächengewichtet erfolgen:

$$NSE_C = 1 - \frac{\sum_{j=1}^m (A_{C,j} \cdot (q_{obs,j} - q_{sim,j})^2)}{\sum_{j=1}^m (A_{C,j} \cdot (q_{obs,j} - q_{obs,ACV})^2)} \quad \text{Gl. 22}$$

In Gl. 22 sind  $q_{obs}$  die gemessenen Abflussspenden,  $q_{sim}$  die zugehörigen simulierten Werte,  $q_{obs,ACV}$  die Summe der Abflussspenden aus allen betrachteten Einzugsgebieten innerhalb der bewerteten Zeitspanne und  $A_C$  die jeweilige Fläche der einzelnen Einzugsgebiete.  $NSE_C$  kann nun als Effizienzmaß auch für die Bewertung der simulierten räumlichen Verteilung des mittleren Gesamtabflusses und der mittleren Grundwasserneubildung eines beliebigen Zeitabschnittes verwendet werden.

Mit PBIAS wird die Tendenz ermittelt, mit einer simulierten eine gemessene Abflusszeitreihe zu über- bzw. unterschätzen (Gupta et al., 1999). Der Optimalwert für PBIAS ist 0. Positive Werte zeigen eine Unterschätzung der Realität durch das Modell an, negative Werte eine Überschätzung. Moriasi et al. (2007) geben für Abflusssimulationen in einzelnen Einzugsgebieten auch Schwellenwert für PBIAS an. Sehr gute, gute oder zufriedenstellende Ergebnisse werden demnach für  $PBIAS < \pm 10$ ,  $\pm 10$  bis  $< \pm 15$  oder  $\pm 15$  bis  $< \pm 25$  % erreicht. Analog zu NSE erfolgte die Berechnung von PBIAS gewichtet durch die Flächen der Einzugsgebiete (Gl. 23). Mit  $PBIAS_C$  kann nun die Tendenz der mGROWA-Simulation bewertet werden, auf Grundlage der verwendeten Datenbasis und Parameter die in Nordrhein-Westfalen beobachteten Abflussspenden innerhalb einer gewählten Zeitspanne zu über- bzw. unterschätzen.

$$PBIAS_C = \frac{\sum_{j=1}^m (A_{C,j} \cdot (q_{obs,j} - q_{sim,j}) \cdot 100)}{\sum_{j=1}^m (A_{C,j} \cdot q_{obs,j})} \quad \text{Gl. 23}$$

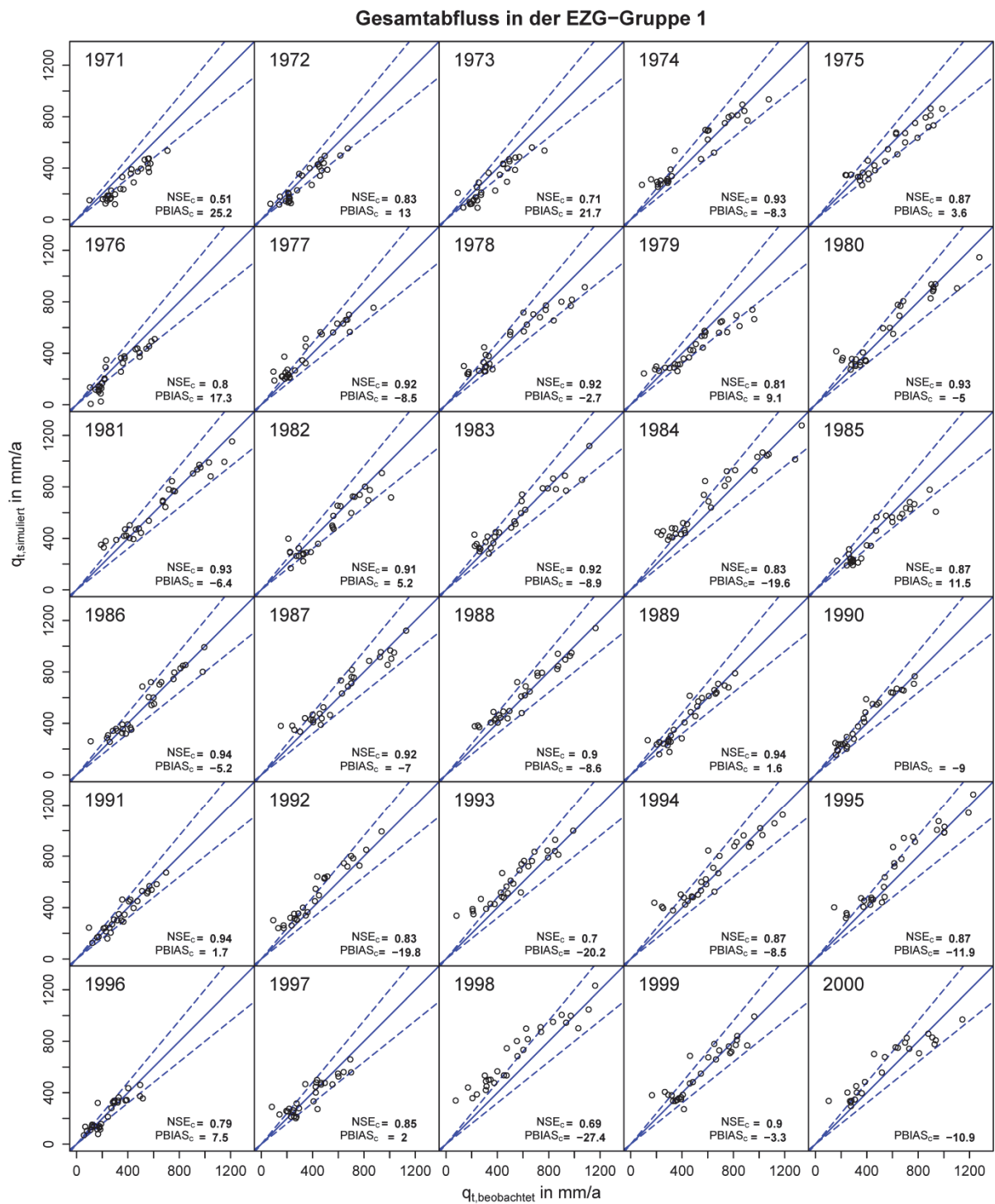
### 7.3.3 Ergebnisse der Evaluierung

Mit dem Modell mGROWA werden Prozesse im Zusammenhang mit der Abflussbildung primär im Bodenwasserhaushalt zeitlich und räumlich hochaufgelöst bilanziert. In der Realität wird der gebildete Abfluss durch horizontale und vertikale Fließvorgänge und über verschiedene Zwischenspeicher in das Gewässernetz geleitet. Dieser Prozess wird Abflusskonzentration genannt. Das Wasser durchströmt dabei verschiedene unterirdische Speicher, welche insgesamt als Gebietsspeicher bezeichnet werden. Mit dem Modell mGROWA werden die in den unterirdischen Gebietsspeicher einströmenden Wassermengen bilanziert. Zum Auslaufverhalten und damit zur zeitlichen Charakteristik des Abflussprozesses im Gewässernetz werden mit dem mGROWA-Modell keine Aussagen gemacht, so dass im Rahmen der Evaluierung der Simulationsergebnisse keine Gegenüberstellung des täglich gebildeten (simulierten) Gesamtabflusses mit beobachteten Ganglinien an den Pegeln der entsprechenden Einzugsgebiete erfolgen kann.

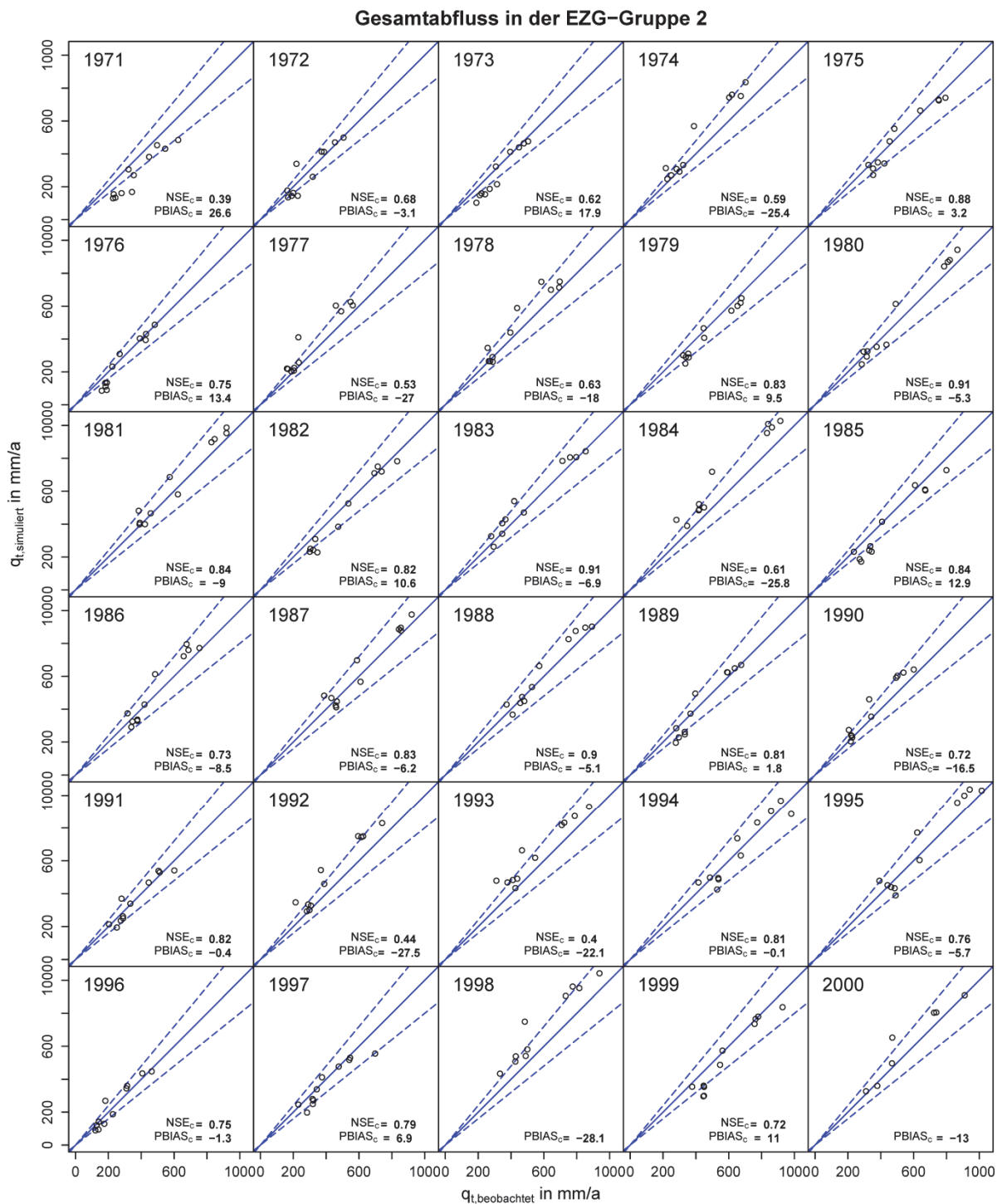
In Abb. 35 und Abb. 36 sind für die EZG-Gruppen 1 und 2 die simulierten Gesamtabflusswerte der einzelnen Wasserhaushaltsjahre der Periode 1971-2000 den beobachteten jährlichen Abflussspenden gegenübergestellt. Beobachtete und simulierte Abflussspenden liegen in der Spanne von ca. 50 bis 1000 mm, je nach Lage der Einzugsgebiete im Modellgebiet und den Niederschlagsmengen im entsprechenden Jahr. Es ist eine Abfolge mit überdurchschnittlich hohem, durchschnittlichem und unterdurchschnittlich geringem Abfluss erkennbar. In überdurchschnittlich niederschlagsreichen Jahren kommt es häufig zu einer leichten Überschätzung des Gesamtabflusses, während es in niederschlagsarmen Jahren häufig zu einer leichten Unterschätzung des Gesamtabflusses kommt. Dies wird durch die Abfolge positiver und negativer PBIAS-Werte deutlich. Die NSE-Werte liegen in der Regel in dem als gut bzw. akzeptabel angesehenen Bereich (vgl. Kapitel 7.3.2).

Die scheinbare Über- und Unterschätzung des Abflusses im Gewässernetz durch die mGROWA-Simulation bei der Betrachtung der entsprechenden Jahressummen wird durch die unvollständige Berücksichtigung des Gebietsspeichers im Modell erklärt. Das Modell mGROWA wurde nicht für die Abbildung des Abflussgeschehens in der Vorflut konzipiert. Für die Zielgröße der Modellierung – die flächendifferenzierte Grundwasserneubildung – ist die Berücksichtigung der durchwurzelten Bodenzone als unterirdischer Speicher ausreichend. Wichtig im Hinblick auf die Projektion des Wasserhaushalts in die Zukunft ist, dass der Gesamtabfluss im langjährigen Mittel nicht relevant über- bzw. unterschätzt wird.

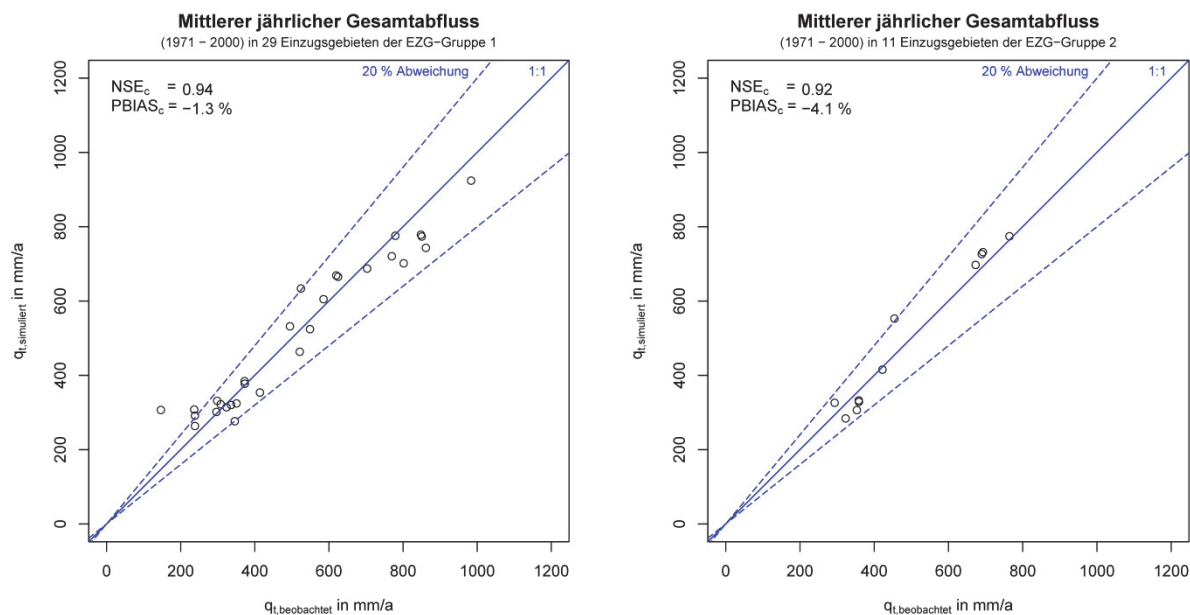
In Abb. 37 sind nun für die beiden EZG-Gruppen die langjährigen Gesamtabflüsse (Periode 1971-2000) gegenübergestellt. Für den Gesamtabfluss in der EZG-Gruppe 1 resultiert eine sehr gute Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz von 0,94. In den verwendeten Einzugsgebieten wurde der Gesamtabfluss nur sehr gering überschätzt (-1,3 %). Viele der Wertepaare liegen sehr nahe an der 1:1-Line oder im Bereich der 20 % Abweichung. Auch für die EZG-Gruppe 2 resultiert mit 0,92 eine sehr gute Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz. Die sehr geringe Tendenz zur Überschätzung des Gesamtabflusses von lediglich ca. 4.1 % im langjährigen Mittel verdeutlicht, dass mit dem Modell mGROWA für Nordrhein-Westfalen die Wasserhaushaltsgrößen sehr realistisch bilanziert wurden.



**Abb. 35** Evaluierung des mit mGROWA für die Einzugsgebiete der EZG-Gruppe 1 simulierten jährlichen Gesamtabflusses in den Jahren der Periode 1971 bis 2000. Blaue Linien analog zu Abb. 37.  $NSE_c$  wurde nur berechnet, wenn für das entsprechende Jahr für alle EZG die Abflussganglinien lückenlos vorlagen.

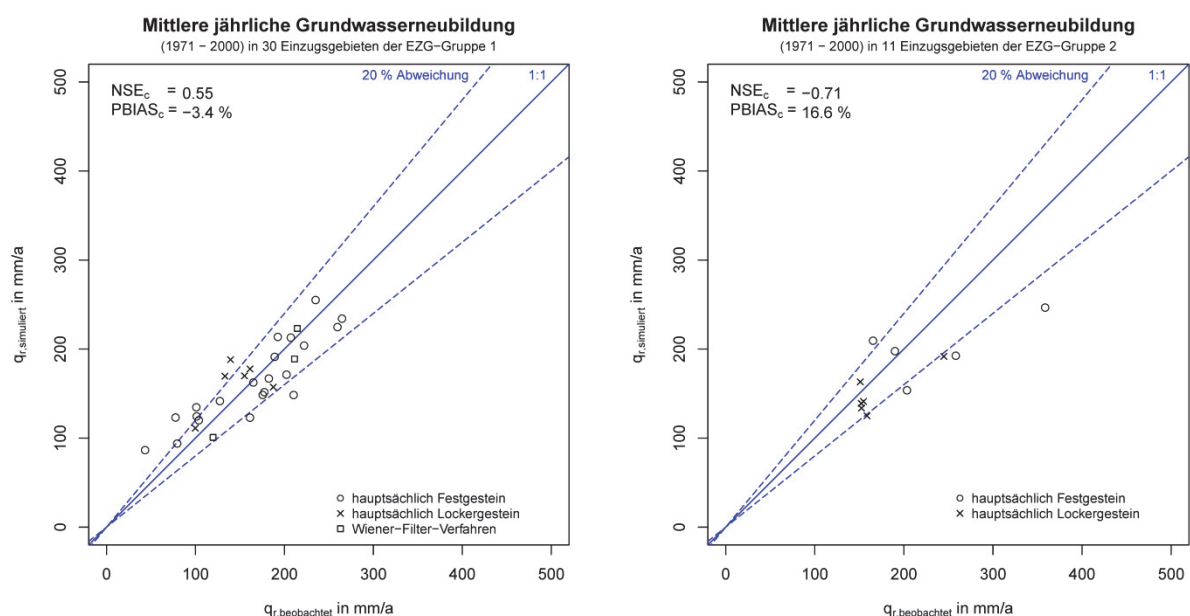


**Abb. 36** Evaluierung des mit mGROWA für die Einzugsgebiete der EZG-Gruppe 2 simulierten jährlichen Gesamtabflusses in den Jahren der Periode 1971 bis 2000. Blaue Linien analog zu Abb. 37.  $NSE_c$  wurde nur berechnet, wenn für das entsprechende Jahr für alle EZG die Abflussganglinien lückenlos vorlagen.



**Abb. 37** Evaluierung des mit mGROWA ermittelten mittleren jährlichen Gesamtabflusses in den Einzugsgebieten der Gruppen 1 (links) und 2 (rechts) für die Periode 1971-2000.

In Abb. 38 sind für die beiden EZG-Gruppen die Evaluierungsergebnisse für die langjährige mittlere Grundwasserneubildung (Periode 1971-2000) dargestellt. Als Vergleichsgrößen dienten die mit den bei Wundt (1958), Demuth (1993) bzw. Bucher (1999; Wiener-Filter) angegebenen Verfahren ermittelten langjährigen mittleren Basisabflussspenden. Für die Gebiete der EZG-Gruppe 1 ergibt sich eine zufriedenstellende Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz von 0,55 und eine sehr geringe Tendenz zur Überschätzung um ca. 3,5 %. Für die Gebiete der EZG-Gruppe 2 resultiert dagegen eine wenig akzeptable Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz von -0,71 sowie eine Tendenz zum Unterschätzen der Grundwasserneubildung um 16,6 %. Dieses Ergebnis steht damit im Gegensatz zu den Ergebnissen für die EZG-Gruppe 1.



**Abb. 38** Evaluierung der mit mGROWA ermittelten mittleren jährlichen Grundwasserneubildung in den Einzugsgebieten der Gruppen 1 (links) und 2 (rechts) für die Periode 1971-2000.

Eine mögliche Erklärung für diesen Sachverhalt ist, dass der Niedrigwasserabfluss in Trockenperioden in mehreren größeren Einzugsgebieten durch Einleitungen aus Kläranlagen, Niederschlagswasser-Einleitungen und durch den Ausfluss aus Talsperren erhöht wird. Dadurch ergibt sich aus den Abflussganglinien ein (scheinbar) höherer Basisabfluss als sich ausschließlich aus der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet bzw. der zugrundeliegenden hydrogeologischen Gebietscharakteristik ergeben würde.

In diesem Zusammenhang wird die Notwendigkeit deutlich, den anthropogenen Einfluss auf den Abfluss entweder im Rahmen der Modellierung des Wasserhaushalts einzubeziehen oder im Rahmen der Modellevaluierung aus den gemessenen Abflussganglinien herauszufiltern. Aus hydrologischer Perspektive müssen neben den Entnahmemengen auch damit verknüpfte Informationen über die Verwendung bzw. Wiedereinleitung auf verschiedenen Pfaden in den Wasserkreislauf vorhanden sein. Inwiefern eine Berücksichtigung der Entnahmemengen die Modellevaluierung beeinflusst hätte, konnte im Rahmen dieses Vorhabens nicht näher untersucht werden.

Die nicht zufriedenstellende Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz für die EZG-Gruppe 2 bedeutet jedenfalls nicht zwangsweise, dass das mGROWA-Modell die Grundwasserneubildung nur unzureichend nachbildet. Folglich wurde aus diesem Grunde darauf verzichtet, die Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz durch eine (modelltechnisch einfach durchzuführende) Anpassung der BFI-Werte zu verbessern. In Bezug auf die Bewertung der Güte der mit mGROWA ermittelten Grundwasserneubildung sollten demnach nur den Ergebnissen für die EZG-Gruppe 1 vertraut werden.

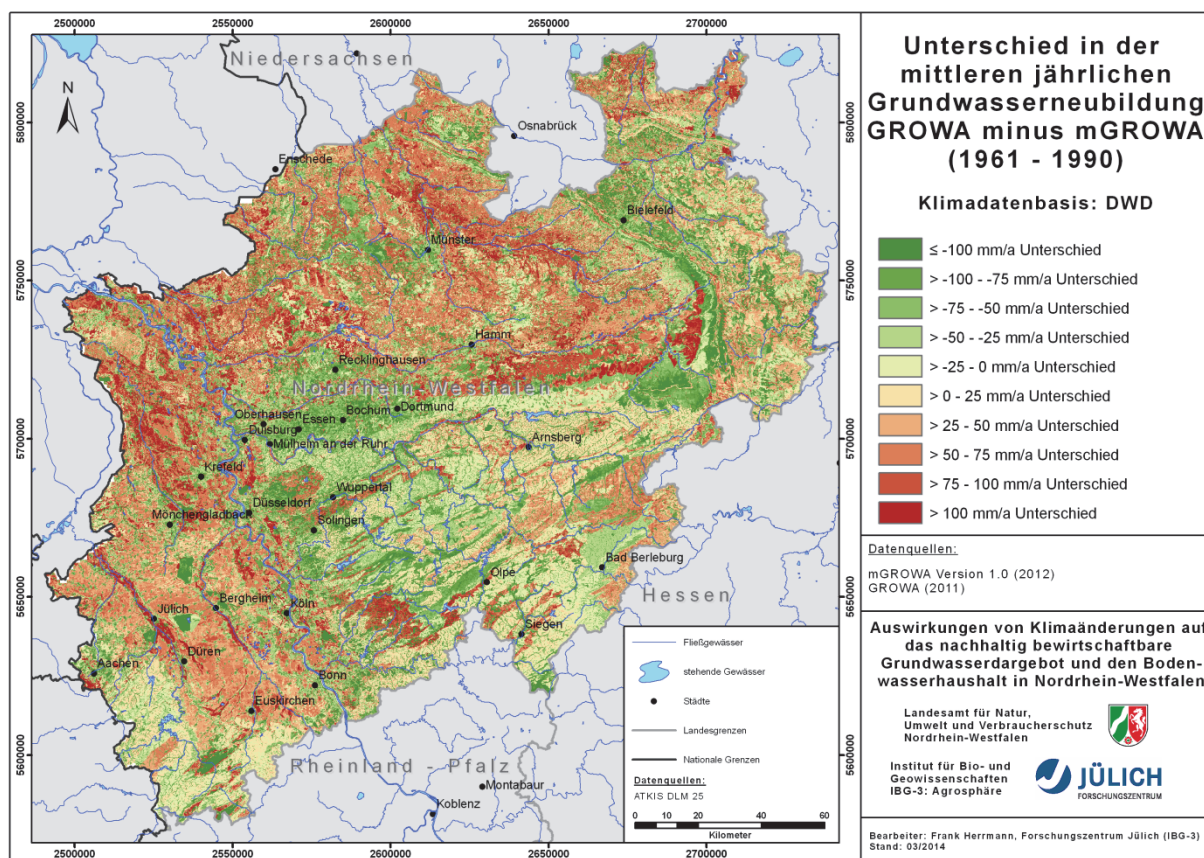
Zusammenfassend ist festzustellen, dass die mit mGROWA für Nordrhein-Westfalen berechneten Wasserhaushaltsgrößen mengenmäßig sehr gut durch das beobachtete Abflussgeschehen in einem Großteil der gewählten Einzugsgebiete bestätigt wurden. Die Unsicherheiten bezüglich der Höhen der Gebietsgrundwasserneubildung, die für die Einzugsgebiete aus den beobachteten Abflussganglinien abgeleitet wurden und als Vergleichsgrößen dienten, können wahrscheinlich durch eine verbesserte und vollständige Quantifizierung der anthropogenen Eingriffe (Entnahmemengen, Einleitungen, etc.) reduziert werden.

#### **7.4 Vergleich der modellierten Grundwasserneubildung der Modelle mGROWA und GROWA**

Gegenüber dem Wasserhaushaltsmodell GROWA, so wie es in der Vergangenheit für die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts im Bundesland Nordrhein-Westfalen verwendet wurde (Wendland et al., 2010), ist das neu entwickelte Modell mGROWA in wichtigen Modellkomponenten verbessert und weiterentwickelt worden. Insbesondere wurde die Berechnung des Bodenwasserhaushaltes, der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses grundlegend überarbeitet. Diese Größen werden nun in Tagesschritten innerhalb des Mehrschicht-Bodenwasserhaushalts-Moduls berechnet. Im Modell GROWA erfolgte die Ermittlung der tatsächlichen Verdunstung dagegen noch auf Basis der empirischen Gleichung von Renger und Wessolek (1990). Dieser empirischen Methodik zur Ermittlung jährlicher

oder langjähriger mittlerer Werte für tatsächliche Verdunstung und Gesamtabfluss steht nun im mGROWA-Modell ein physikalisch basierter Ansatz gegenüber.

Die Bestimmung der Grundwasserneubildung erfolgt im Modell mGROWA jedoch auch weiterhin auf Basis der in der Praxis erprobten empirischen BFI-Werte ausgehend von den Gesamtabflusshöhen. Aufgrund der o.a. Unterschiede in der Berechnung der Gesamtabflusshöhen kommt es bei der Abflusseparation zu Unterschieden im Hinblick auf die modellierten Grundwasserneubildungshöhen. Die Unterschiede zwischen der von Wendland et al. (2010) für Nordrhein-Westfalen mit dem Modell GROWA modellierten Grundwasserneubildung und den im Rahmen dieses Projektes mit dem Modell mGROWA ermittelten Werte sind räumlich differenziert in Abb. 39 dargestellt (jeweils die Grundwasserneubildungshöhen von GROWA minus mGROWA, beide für die Periode 1961-1990).



**Abb. 39 Unterschied in der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung zwischen den Modellen GROWA und mGROWA in der hydrologischen Periode 1961-1990.**

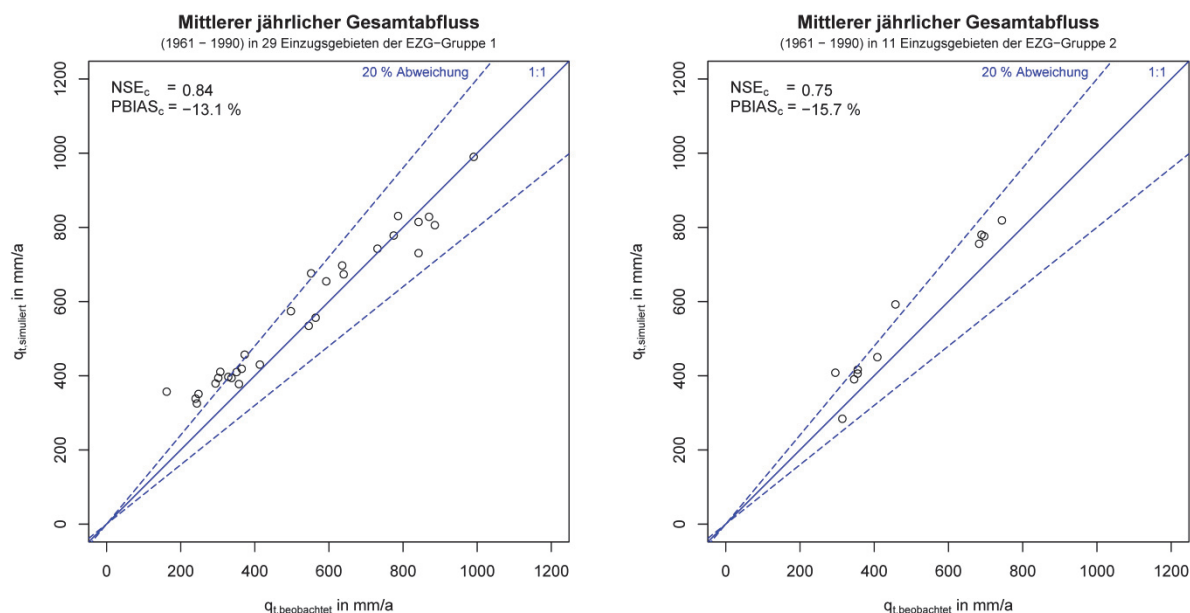
Im landesweiten Mittel wird mit dem Modell mGROWA eine um ca. 20 mm höhere Grundwasserneubildung ermittelt, lokal unterscheiden sich die Werte methodenbedingt teilweise deutlich. Dies ist unter anderem in der veränderten Parametrisierung der landnutzungsspezifischen Verdunstungsberechnung begründet. So resultiert beispielsweise im landesweiten Mittel mit mGROWA gegenüber der GROWA-Modellierung unter Ackerflächen eine ca. 5 mm geringere und unter Nadelwald eine ca. 20 mm höhere Grundwasserneubildung.

Auf den nicht künstlich entwässerten grundwasserbeeinflussten Standorten wird in der Tendenz mit mGROWA eine höhere Grundwasserneubildung ermittelt. Dies ist insbesondere durch die nun direkt integrierte Berechnung von kapillarem Aufstieg und Bilanzierung der

Sickerwasserbewegung bis zur Grundwasseroberfläche begründet. Es werden im Rahmen der mGROWA-Simulation für diese Standorte keine BFI-Werte verwendet, wie dies noch im Rahmen der GROWA-Modellierung der Fall war (vgl. Bogena et al., 2003). Die Grundwasserneubildung auf grundwasserbeeinflussten Standorten ist jedoch mit zusätzlichen Unsicherheiten verbunden, weil für die Simulation ein stationärer Grundwasserflurabstand angenommen wurde (vgl. Abschnitt 6.5). Absinkende Grundwasserstände können auf diesen Standorten gegebenenfalls zu geringeren kapillaren Aufstiegsraten im Sommerhalbjahr und damit zu einer in der Jahresbilanz höheren Netto-Grundwasserneubildung führen.

Die GROWA-Ergebnisse der von Wendland et al. (2010) für Nordrhein-Westfalen durchgeführten Studie wurden für die im Abschnitt 7.3.1 beschriebenen Einzugsgebiete (EZG-Gruppe 1 – kleine Einzugsgebiete bzw. EZG-Gruppe 2 – große Einzugsgebiete) mit Hilfe der im Abschnitt 7.3.2 erläuterten Kennzahlen (NSE und PBIAS) evaluiert. Der Evaluierungszeitraum der GROWA-Ergebnisse ist die Periode 1961 bis 1990. Abb. 40 zeigt die Evaluierungsergebnisse für den mit GROWA simulierten Gesamtabfluss, Abb. 41 die Evaluierungsergebnisse für die mit GROWA simulierte Grundwasserneubildung.

Die Evaluierung des mit GROWA ermittelten mittleren jährlichen Gesamtabflusses der Periode 1961-1990 (Abb. 40) zeigt mit einem NSE-Wert von 0.84 in den Einzugsgebieten der Gruppen 1 (links) und einem NSE-Wert von 0.75 in den Einzugsgebieten der Gruppen 2, dass beobachtete und simulierte Abflüsse gut übereinstimmen. Beim Wert PBIAS zeigt sich jedoch die Tendenz, dass die mit GROWA simulierten Gesamtabflüsse die beobachteten Abflüsse um ca. 13% bei den EZG der Gruppe 1 und um ca. 16% bei den großen EZG der Gruppe 2 überschätzen.

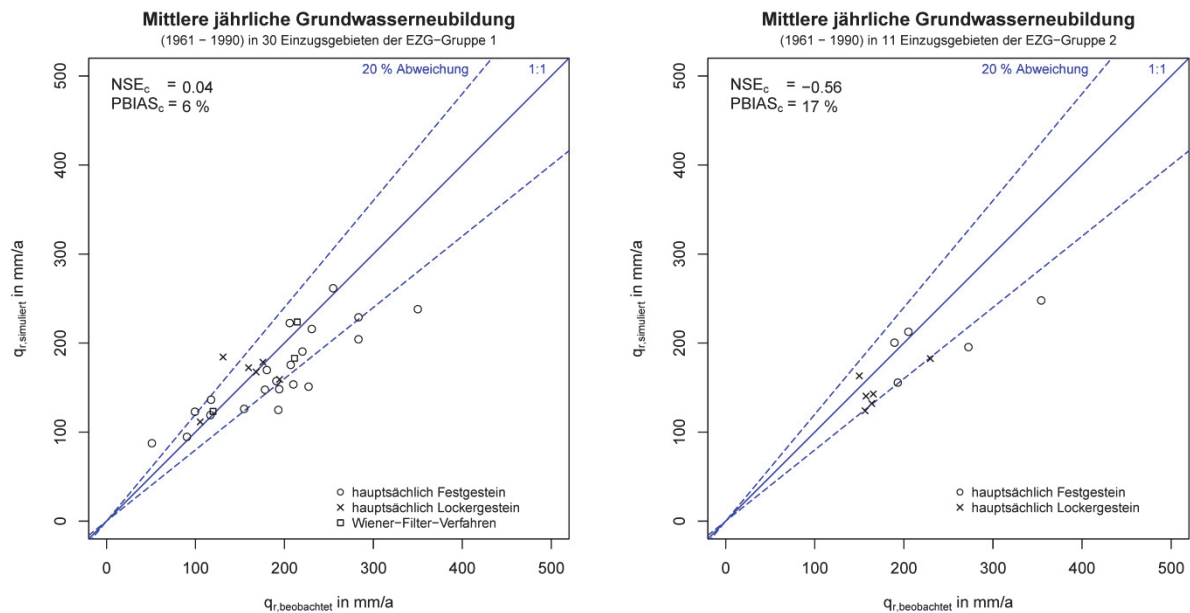


**Abb. 40** Evaluierung des mit GROWA ermittelten mittleren jährlichen Gesamtabflusses in den Einzugsgebieten der Gruppen 1 (links) und 2 (rechts) für die Periode 1961-1990.

Die Evaluierung der mit GROWA ermittelten mittleren jährlichen Grundwasserneubildung (Abb. 41) der Periode 1961-1990 zeigt, dass beobachtete und simulierte Grundwasserneubildung vor allem in den als anthropogen wenig überprägt angenommenen EZG der Gruppe 1 im Vergleich zu den mGROWA-Ergebnissen weniger gut übereinstimmen. Beim PBIAS zeigt



sich hier die Tendenz, dass die mit GROWA simulierte Grundwasserneubildung die beobachtete Grundwasserneubildung um ca. 6% bei den EZG der Gruppe 1 und um ca. 17% bei den großen EZG der Gruppe 2 unterschätzt.



**Abb. 41** Evaluierung der mit GROWA ermittelten mittleren jährlichen Grundwasserneubildung in den Einzugsgebieten der Gruppen 1 (links) und 2 (rechts) für die Periode 1961-1990.

In Tab. 11 und Tab. 12 sind die statistischen Kennzahlen NSE und PBIAS für die modellierten Gesamtabflüsse der GROWA- und mGROWA-Simulationen vergleichend gegenübergestellt. Obwohl sich die Ergebnisse der GROWA-Modellierung auf die Zeitreihe 1961-1990 beziehen und die Ergebnisse der mGROWA-Modellierung auf den Zeitraum 1971-2000, ist ein Vergleich der Evaluierungsergebnisse möglich. Die statistischen Kennzahlen stellen ein objektives Maß für die Repräsentativität der Modellergebnisse dar und haben daher auch unabhängig von der modellierten Periode ihre Gültigkeit.

Wie Tab. 11 zeigt, weisen die mGROWA-Modellergebnisse beim Gesamtabfluss in beiden EZG-Gruppen sowohl für den NSE-Wert, wie auch für den PBIAS-Wert eine bessere Modellperformance auf. Insbesondere weisen die mGROWA-Modellergebnisse im Vergleich zu den GROWA-Modellergebnissen keine signifikante Tendenz zum Überschätzen des Gesamtabflusses auf.

**Tab. 11** Modellperformance-Kennzahlen für den modellierten Gesamtabfluss der beiden Wasserhaushaltsmodelle mGROWA und GROWA.

	NSE <sub>C</sub>		PBIAS <sub>C</sub>	
	mGROWA (1971-2000)	GROWA (1961-1990)	mGROWA (1971-2000)	GROWA (1961-1990)
EZG-Gruppe 1	<b>0,94</b>	0,84	<b>-1,3 %</b>	-13,1 %
EZG-Gruppe 2	<b>0,92</b>	0,75	<b>-4,1 %</b>	-15,7 %

Tab. 12 zeigt die Modellperformance-Kennzahlen der beiden Wasserhaushaltsmodelle mGROWA und GROWA für die modellierte Grundwasserneubildung.

**Tab. 12 Modellperformance-Kennzahlen für die modellierte Grundwasserneubildung der beiden Wasserhaushaltsmodelle mGROWA und GROWA.**

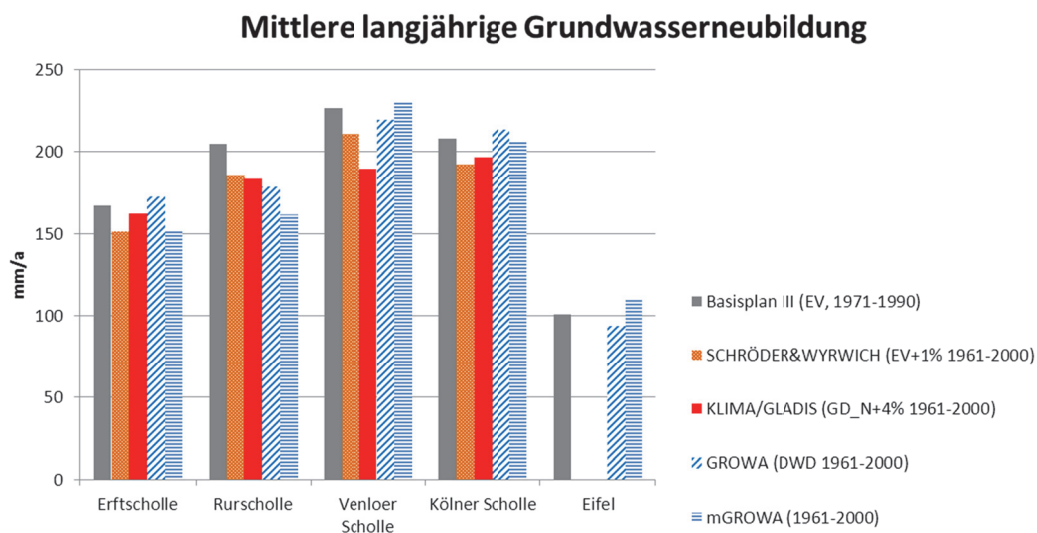
	NSE <sub>C</sub>		PBIAS <sub>C</sub>	
	mGROWA (1971-2000)	GROWA (1961-1990)	mGROWA (1971-2000)	GROWA (1961-1990)
EZG-Gruppe 1	<b>0,55</b>	0.04	<b>-3.4 %</b>	6.0 %
EZG-Gruppe 2	-0,71	<b>-0.56</b>	<b>16.6 %</b>	17.0 %

Auch hier zeigen die mGROWA-Modellergebnisse eine bessere Modellperformance. Lediglich für die EZG-Gruppe 2 wird mit dem GROWA-Modell gegenüber der mGROWA-Modellierung eine bessere Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz erreicht. Diese ist jedoch negativ, d.h. nicht akzeptabel. Die für die EZG-Gruppe 2 (große EZG) bestehenden erheblichen Unsicherheiten bezüglich der aus Abflussmessungen gewonnenen Vergleichswerte wurden bereits im Abschnitt 7.3.3 diskutiert und sollen hier nicht wiederholt werden. Das Evaluierungsergebnis für die EZG-Gruppe 2 bezüglich Grundwasserneubildung sollte demnach nicht als Indiz für ein inakzeptables mGROWA-Modellierungsergebnis interpretiert werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass mit dem Modell mGROWA eine verbesserte Bilanzierung der langjährigen mittleren Abfluss- bzw. Grundwasserneubildungswerte realisiert wurde, als in der Vergangenheit mit dem Modell GROWA. Zusätzlich liegen die mGROWA-Simulationsergebnisse nun auch in täglicher bzw. monatlicher Auflösung vor (gegenüber den Jahreswerten der GROWA-Modellierung).

## **7.5 Vergleich der modellierten Grundwasserneubildung des Modells mGROWA mit Ergebnissen anderer Modelle im Bereich der Niederrheinischen Tieflandsbucht**

Im Jahr 2012 hat die im Rheinischen Braunkohlenrevier tätige „AG Grundwasserneubildung“ ihren Bericht zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung veröffentlicht (Autorenkollektiv, 2012). In diesem Bericht sind auf Basis verschiedener Verfahren ermittelte Ergebnisse zur mittleren langjährigen Grundwasserneubildung (1961-2000) für die hydrogeologischen Teilräume der Niederrheinischen Tieflandsbucht dargestellt. Abb. 42 ist diesem Bericht entnommen und um die mGROWA-Ergebnisse erweitert worden. Deutlich wird, dass die mit mGROWA modellierte Grundwasserneubildung gut mit dem Wertebereich übereinstimmt, der mit den anderen Verfahren jeweils als Spannbreite der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung ermittelt wurde. Diese Ergebnisse stützen die mGROWA-Modellierung.



**Abb. 42** Gegenüberstellung der mit verschiedenen Verfahren ermittelten mittleren langjährigen Grundwasserneubildung in ausgewählten hydrogeologischen Teilräumen der Niederrheinische Tieflandsbucht (aus Autorenkollektiv, 2012; erweitert und verändert).

## 8. Projizierter Entwicklungspfad des Wasserhaushalts bis 2100

Die durch die Realisierung 4 des Regionalmodells WETTREG-2010 für das Bundesland Nordrhein-Westfalen projizierte klimatische Entwicklung stellt nur einen möglichen Entwicklungspfad des zukünftigen Klimas und damit des Landschaftswasserhaushalts dar. Auf Basis der im Folgenden gezeigten Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation mit mGROWA für die zukünftigen hydrologischen Perioden ist keine Aussage bezüglich einer Eintrittswahrscheinlichkeit des Entwicklungspfades möglich.

Klimaprojektionen sind generell nicht zeitpunktgenau. Dies bedeutet, dass lediglich das statistische Verhalten der Projektion und damit auch das des projizierten Wasserhaushalts analysiert und für Vergleiche mit den Ergebnissen anderer Klimamodelle oder den beobachteten Referenzwerten (Referenzzeitreihen) verwendet werden sollte.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse der Projektion des Wasserhaushalts in die Zukunft basieren auf zeitlich unveränderten Parametern und Landnutzungsdaten sowie auf einer stationären Grundwasseroberfläche. Prinzipiell ist eine Projektion des Wasserhaushalts in die Zukunft mit mGROWA auf Basis von Landnutzungsszenarien und einer sich monatlich verändernden Grundwasseroberfläche als Randbedingung möglich. Die dafür notwendigen Szenarien lagen jedoch im Rahmen des hier dokumentierten Projektes nicht vor. Die sich aus den stationären Parametern und Randbedingungen ergebenden Unsicherheiten bezüglich der Projektionsergebnisse werden im Kapitel 9 (Zusammenfassung und Schlussfolgerungen) nochmals kurz diskutiert.

### 8.1 Mittlere mehrjährige Wasserhaushaltsgrößen

Aus wasserwirtschaftlicher Perspektive von grundlegendem Interesse ist die räumliche Verteilung der mehrjährigen Mittelwerte der Wasserhaushaltsgrößen in verschiedenen hydrologischen Perioden des betrachteten Zeitraumes. Die folgenden Abbildungen zeigen hierzu für die vier hydrologischen Perioden (vgl. Tab. 1) die Verteilung der mittleren jährlichen tatsächlichen Evapotranspiration (Abb. 43), des Gesamtabflusses (Abb. 44), des Direktabflusses (Abb. 45), des Abflusses aus Drainagen (Abb. 46) und der Grundwasserneubildung (Abb. 47).

Auf dem betrachteten Entwicklungspfad bis 2100 steigt die tatsächliche Evapotranspiration aufgrund des Temperatur-induzierten Anstiegs der Gras-Referenzevapotranspiration an. Insbesondere auf Standorten mit kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone steht genügend Wasser für eine erhöhte Verdunstung zur Verfügung (Abb. 43). Die damit verbundene erhöhte Grundwasserzehrung im hydrologischen Sommerhalbjahr hat eine direkte Auswirkung auf die gesamte Abflussbildung in diesen Gebieten. Die Vergrößerung der Gebiete mit negativer mehrjähriger Wasserbilanz bezüglich des Gesamtabflusses (Abb. 44) und der Gebiete mit Grundwasserzehrung in der mehrjährigen Jahresbilanz (Abb. 47) kann damit erklärt werden.

Insgesamt nehmen der Gesamtabfluss und damit auch die Abflusskomponenten Direktabfluss, Drainageabfluss und Grundwasserneubildung auf dem Entwicklungspfad bis 2100 gegenüber der 1. Periode (1981-2010) ab (Begründung für Periodenauswahl in Kapitel 3). Vergleicht man die 2. Periode (2011-2040) mit der 1. Periode wird jedoch fast flächendeckend temporär

ein leichter Anstieg sichtbar. Dieser zwischenzeitliche Anstieg ist in der 3. Periode (2041-2070) gegenüber der 1. Periode bereits nicht mehr flächendeckend vorhanden. In der 4. Periode (2071-2100) liegt der Gesamtabfluss in Nordrhein-Westfalen auf einem Großteil der Landesfläche unter dem Niveau der 1. Periode.

Die gesamte Entwicklung wird insbesondere in Abb. 48 sichtbar, in der die Veränderung der Grundwasserneubildung in den Perioden 2 bis 4 gegenüber der Periode 1 dargestellt ist. Die temporäre Zunahme sowie die Abnahme der Grundwasserneubildung am Ende des Jahrhunderts sind regional unterschiedlich stark ausgeprägt. Ergänzend werden in Abb. 48 auch die hydrogeologischen Räume gezeigt (vgl. Tab. 13).

**Tab. 13 Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen (Quelle: Hydrogeologische Räume in Deutschland, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffen & Staatliche Geologische Dienste).**

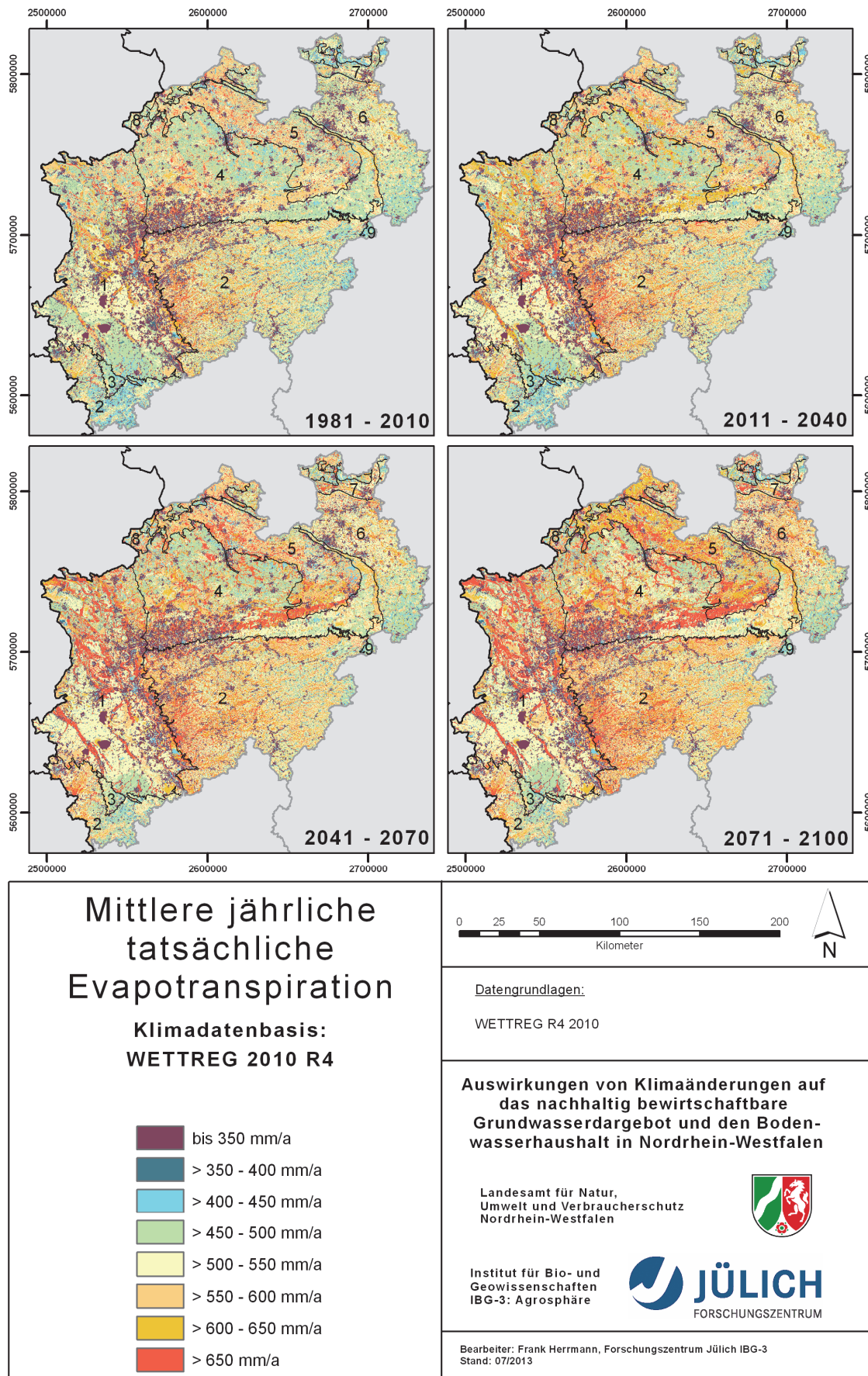
Nr.	Hydrogeologischer Raum
1	Niederrheinische Tieflandsbucht
2	Rheinisches Schiefergebirge
3	Linksrheinische Trias
4	Münsterländer Kreidebecken
5	Sandmünsterland
6	Nordwestdeutsches Bergland
7	Niederungen im nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet
8	Nord- und mitteldeutsches Mittelpleistozän
9	Mitteldeutscher Buntsandstein

In der Niederrheinischen Tieflandsbucht mit einem großen Flächenanteil grundwasserbeeinflusster Gebiete erscheint der Rückgang der Grundwasserneubildung beispielsweise stärker ausgeprägt als im Rheinischen Schiefergebirge. Bemerkenswert ist auch, dass für die Lössbördellandschaften Nordrhein-Westfalens ein relativ hoher Rückgang der Grundwasserneubildung resultiert. Begründet werden kann dieser Rückgang auch durch das hohe Wasserspeichervermögen vieler Böden in diesen Regionen. Durch die tendenziell trockeneren Sommer und die höhere Verdunstung im Herbst dauert die Phase der Auffüllung des Bodenwasserspeichers auf Feldkapazität im Herbst länger und eine Sickerwasserbewegung setzt verspätet ein.

Die vom Regionalmodell WETTREG-2010 errechneten Klimawerte weichen von den tatsächlich beobachteten Klimawerten leicht ab (Bias), wobei nicht nur die Mittelwerte betroffen sind, sondern auch die Wahrscheinlichkeiten des Auftretens bestimmter Wetterereignisse und z.B. die Häufigkeitsverteilung der Länge niederschlagsloser Zeitabschnitte. Ursache dafür sind hauptsächlich die mit einem Bias behafteten Ergebnisse des Globalmodells ECHAM5/MPI-OM für das SRES A1B-Szenario, welches für WETTREG-2010 die Wetterlagenverteilung lieferte (vgl. Kunkel et al., 2012). Um jeglichen Bias in den Regionalmodellen vollständig zu eliminieren, fehlen derzeit noch geeignete Techniken. Eine Lösung für die Interpretation der Ergebnisse besteht nun darin, die langfristige Veränderung der Klimavariablen des Regionalmodells und deren Einfluss auf den Wasserhaushalt als Änderungssignale

zu verstehen und nicht die absoluten Modellergebnisse zu interpretieren oder für Planungszwecke etc. zu verwenden. Die in Abb. 48 gezeigten Veränderungen der Grundwasserneubildung gegenüber der 1. Periode können als derartige Signale verstanden werden. Folgende exemplarische Aussage wird auf Basis der Abb. 48 möglich: Wenn sich das reale Klima zukünftig so entwickelt, wie in der Realisierung 4 des Modells WETTREG-2010 abgebildet, würde im zentralen Teil der Niederrheinischen Tieflandsbucht in der Periode 4 die Grundwasserneubildung im langjährigen Mittel gegenüber der Referenzperiode (auf Basis des beobachteten Klimas) um 25 bis 50 mm/a absinken.

Fast im gesamten Land Nordrhein-Westfalen ist die Grundwasserneubildungsphase im Winterhalbjahr verkürzt jedoch in den Monaten Januar bis März intensiviert. In Abb. 49, Abb. 50 und Abb. 51 sind dazu die räumliche Verteilung der mittleren monatlichen Grundwasserneubildung der Perioden 1 und 4 sowie die Veränderung zwischen diesen beiden Perioden zu sehen. Insgesamt scheint sich die Grundwasserneubildungsphase im dokumentierten möglichen Entwicklungspfad landesweit, in den verschiedenen Regionen unterschiedlich stark, von gegenwärtig Oktober bis April auf zukünftig November bis März zu verkürzen (vgl. Abb. 51).



**Abb. 43** Mittlere jährliche tatsächliche Evapotranspiration basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten in den 4 hydrologischen Perioden (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).

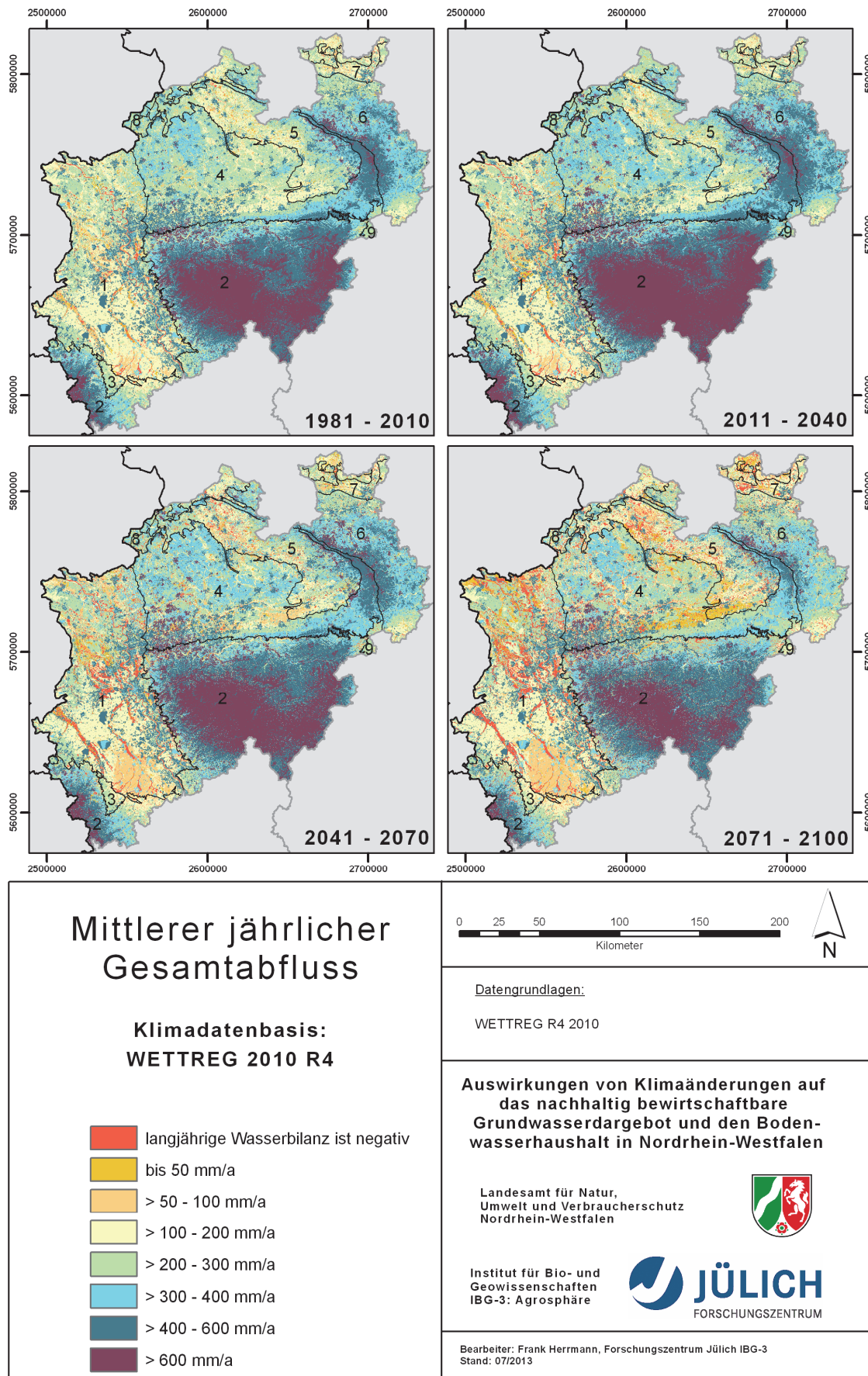


Abb. 44 Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten in den 4 hydrologischen Perioden (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).



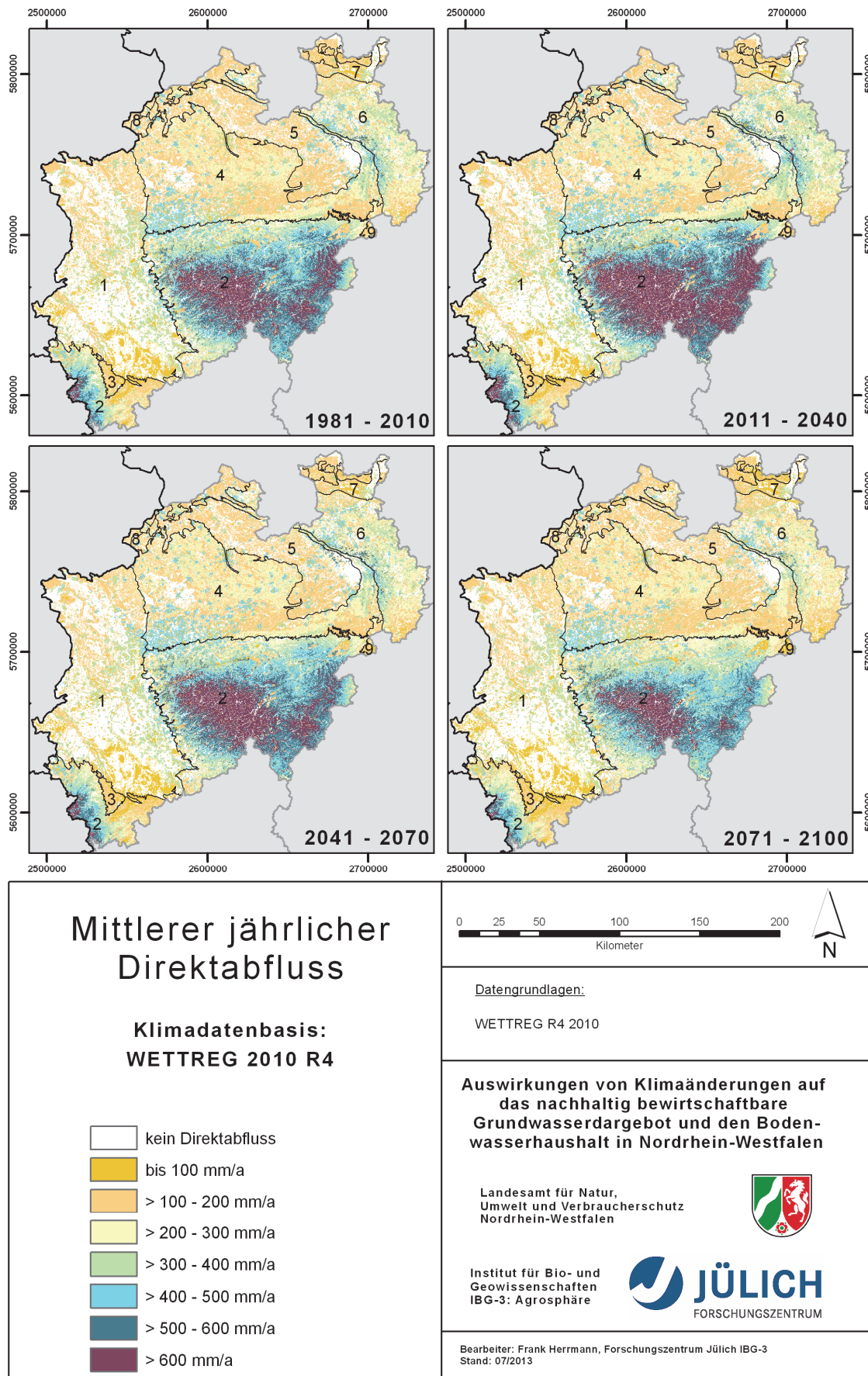
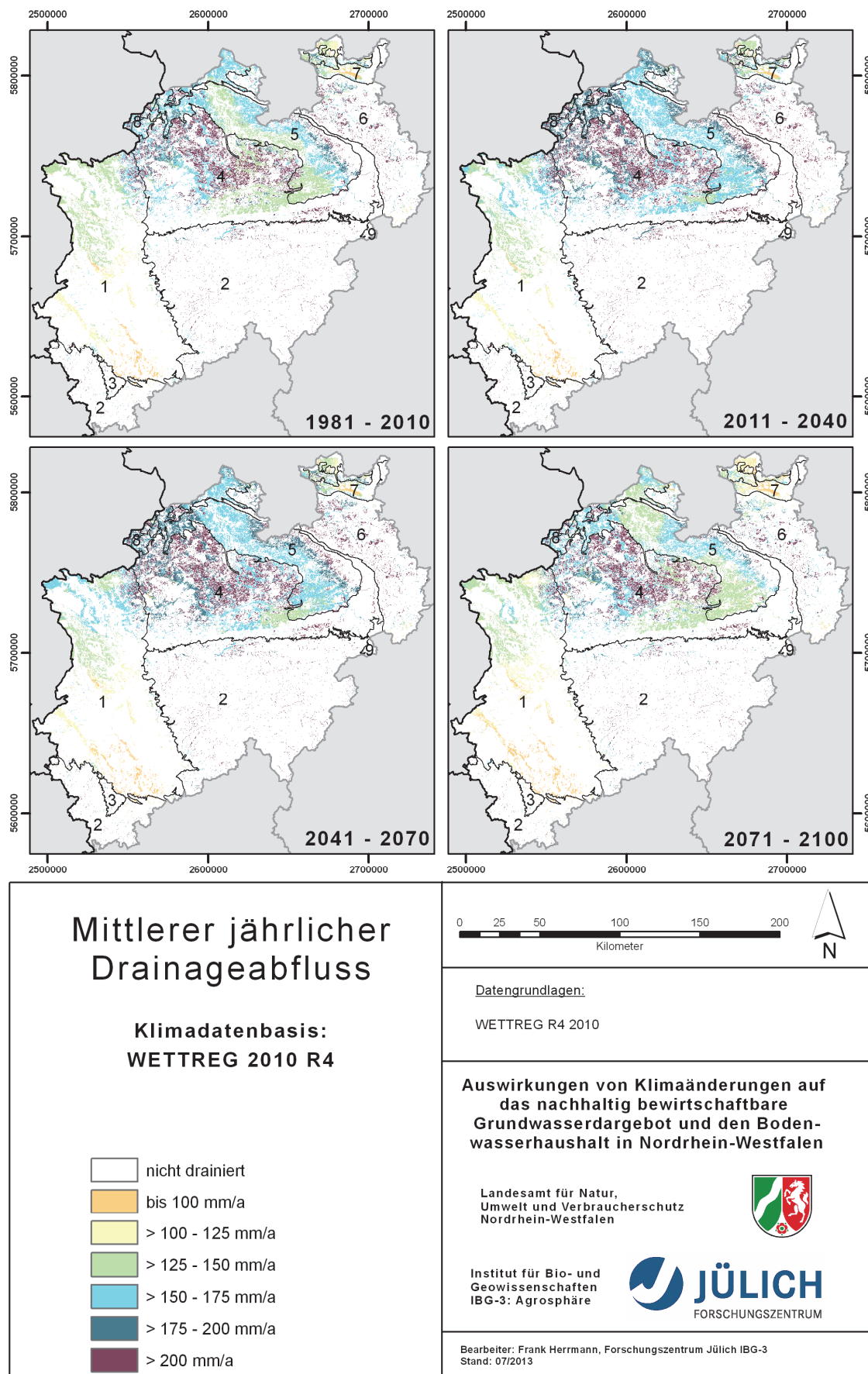
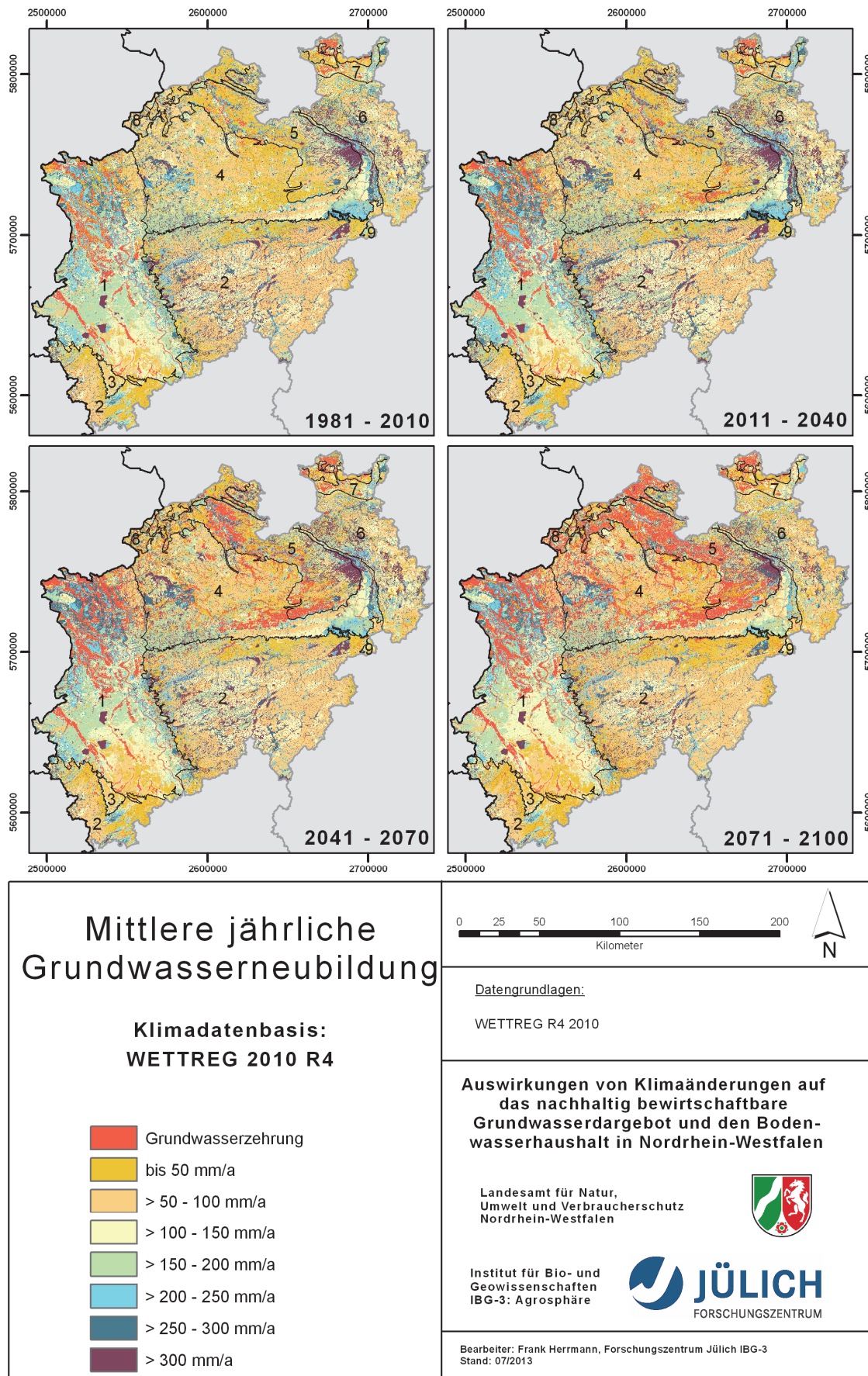


Abb. 45 Mittlerer jährlicher Direktabfluss basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten in den 4 hydrologischen Perioden (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).



**Abb. 46** Mittlerer jährlicher Drainageabfluss basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten in den 4 hydrologischen Perioden (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).



**Abb. 47 Mittlere jährliche Grundwasserneubildung basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten in den 4 hydrologischen Perioden (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).**

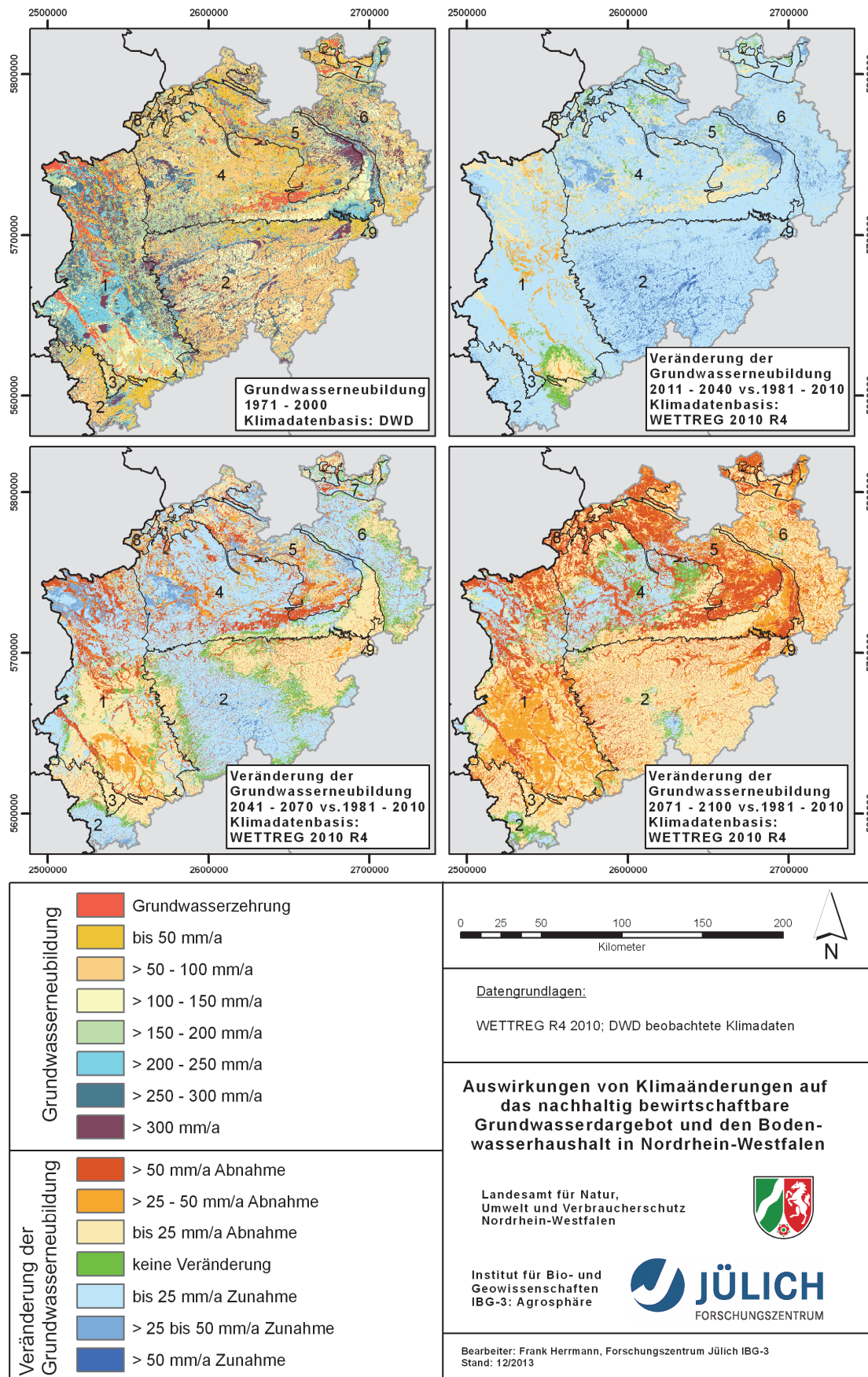


Abb. 48 Mittlere jährliche Grundwasserneubildung in der Referenzperiode basierend auf DWD-Klimadaten (links oben) und Veränderung der Grundwasserneubildung in den Perioden 2 bis 4 gegenüber der Periode 1 basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten. (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13).

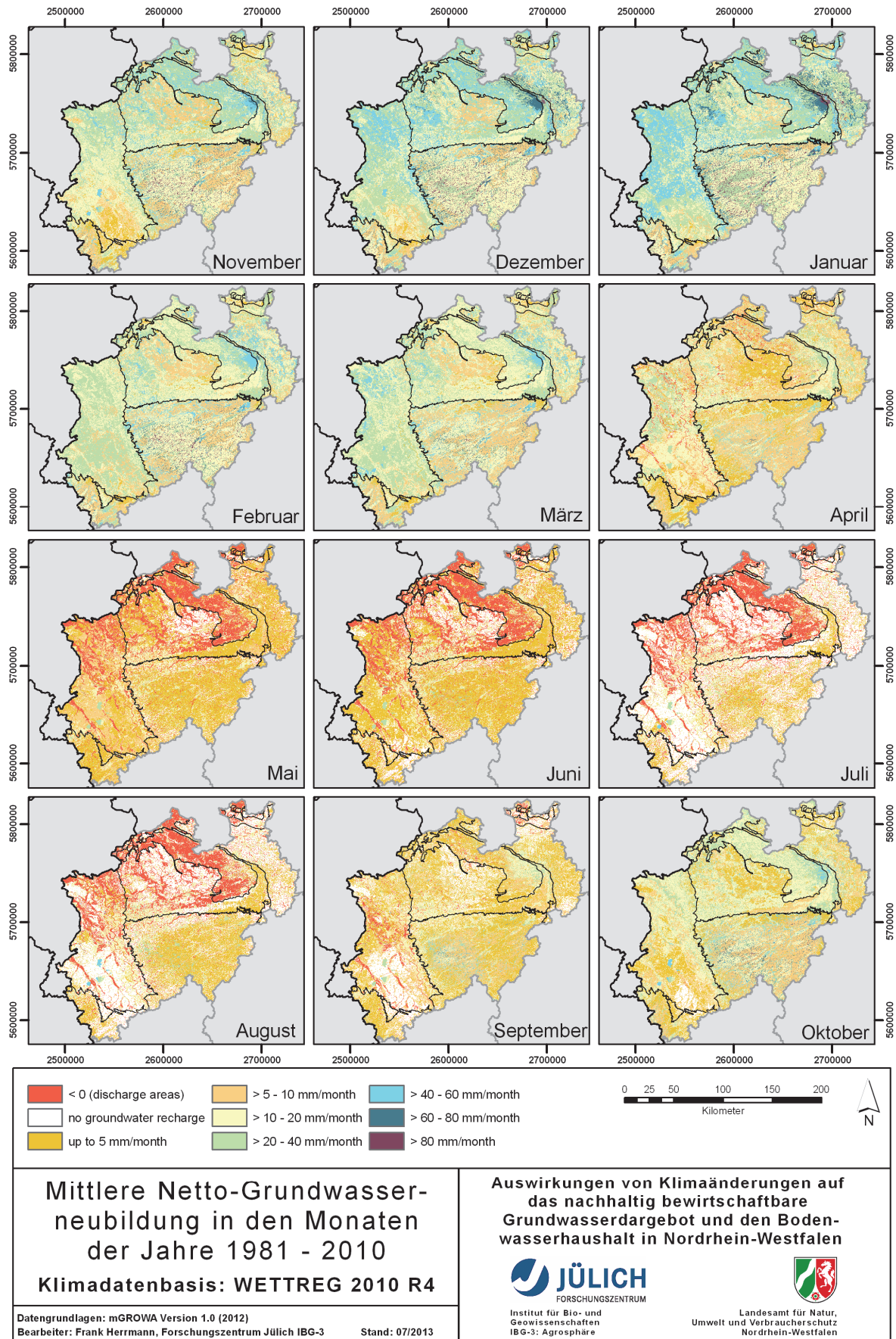


Abb. 49 Mittlere Netto-Grundwasserneubildung in den Monaten der Periode 1. (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13)

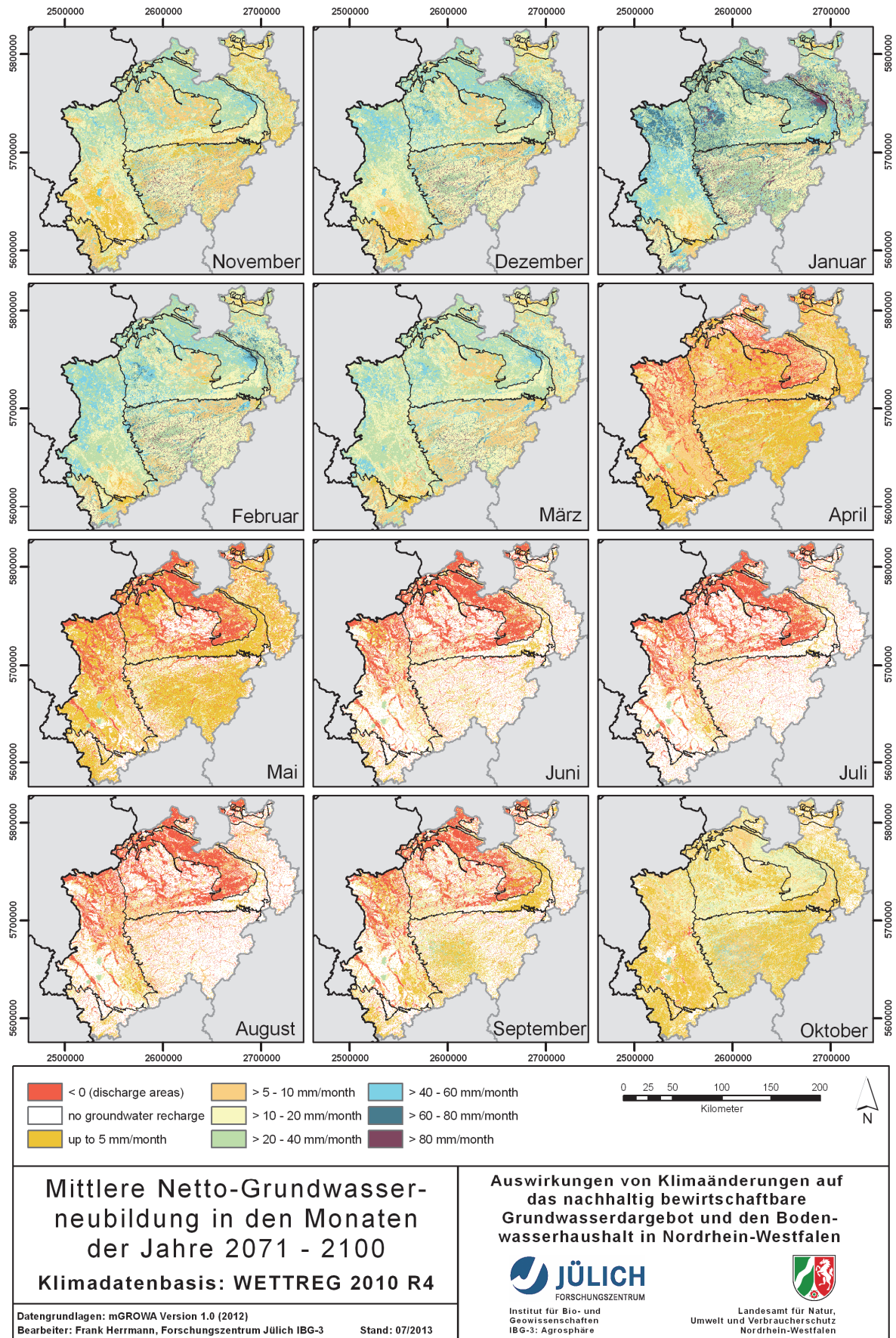


Abb. 50 Mittlere Netto-Grundwasserneubildung in den Monaten der Periode 4. (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13)

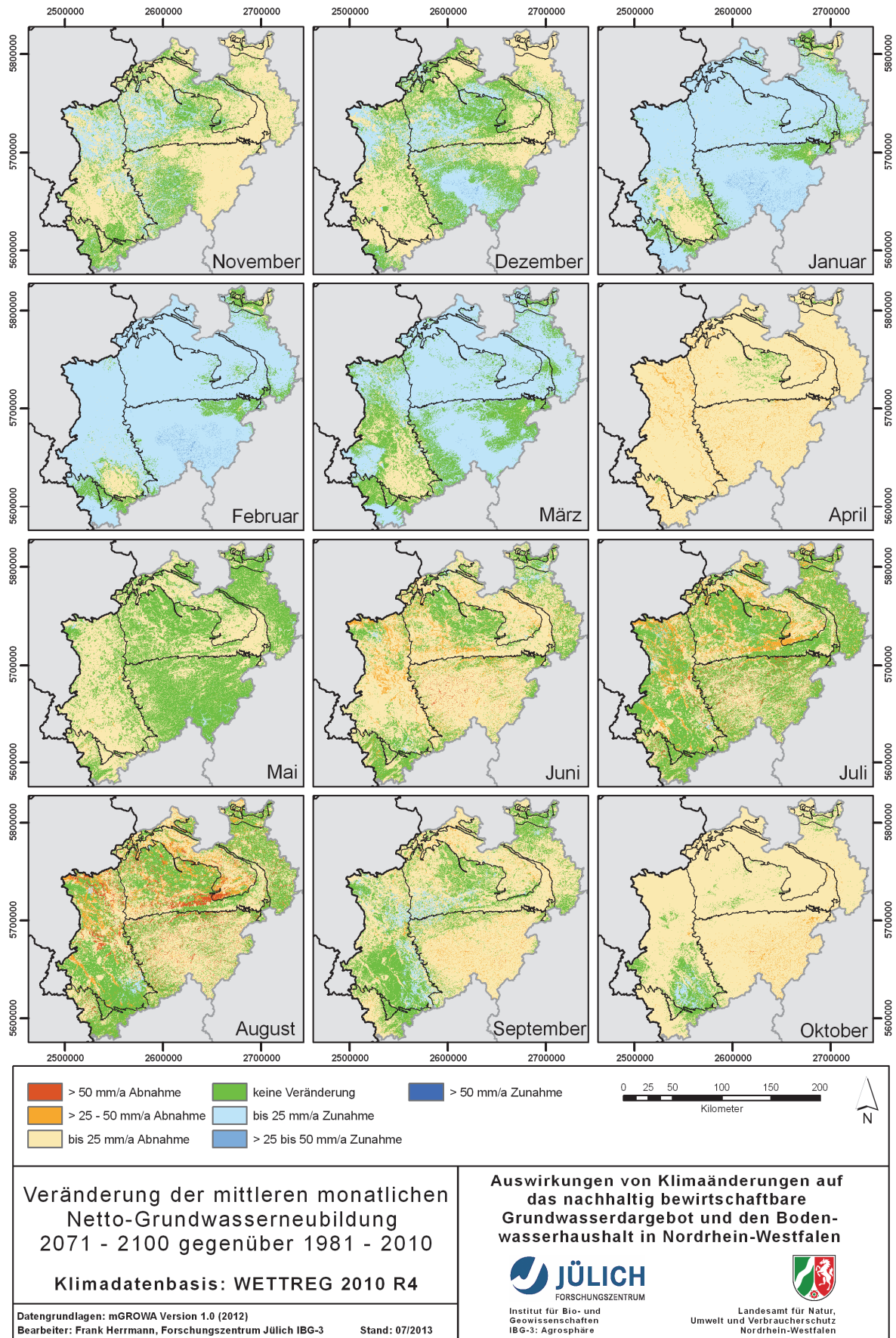


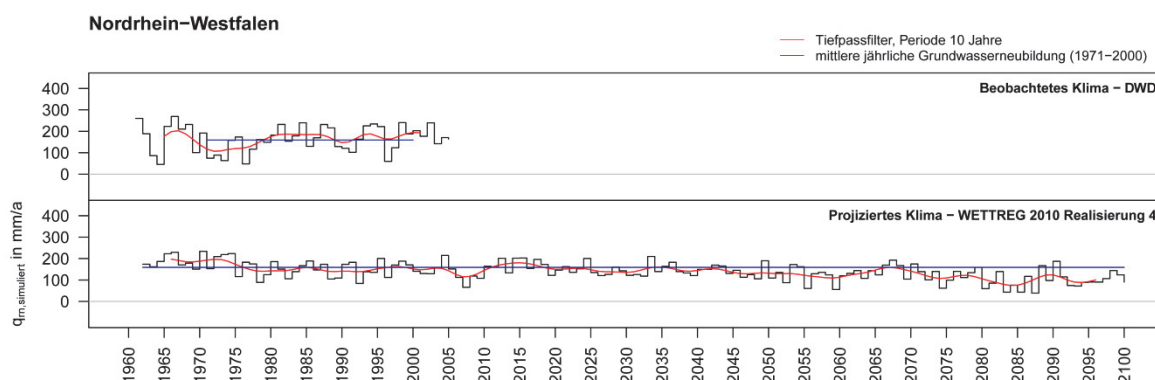
Abb. 51 Veränderung der mittleren monatlichen Netto-Grundwasserneubildung in der Periode 4 gegenüber der Periode 1. (Hydrogeologische Räume in Nordrhein-Westfalen aus Tab. 13)

## 8.2 Zeitliche Entwicklung der jährlichen Grundwasserneubildung

In Abb. 52 sind für Nordrhein-Westfalen und in Abb. 53 bis Abb. 61 für die Hydrogeologischen Räume der Tab. 13 die zeitliche Entwicklung der jährlichen Gebietsgrundwasserneubildung für die Referenzperiode (oben) und den Zeitraum der Projektion des Wasserhaushalts (unten) dargestellt. Als Orientierung und Vergleichsniveau ist ebenfalls die mittlere jährliche Gebietsgrundwasserneubildungshöhe (blaue Linie) der Referenzperiode verzeichnet (oben und unten). Zusätzlich sind die tiefpassgefilterten Kurven jeweils in Rot dargestellt, um die mittelfristigen Schwankungen und einen Trend zu verdeutlichen. Der Tiefpassfilter wurde verwendet, um in einer Zeitreihe relativ lange Perioden hervorzuheben und kurze Perioden zu unterdrücken.

Deutlich wird der in den Regionen unterschiedlich stark ausgeprägte Trend hin zu einer geringeren jährlichen Gebietsgrundwasserneubildung bis zum Ende des Jahrhunderts. Ab ca. 2070 schwankt sie in den meisten Regionen deutlich unter dem Niveau der Referenzperiode. Insbesondere für Regionen mit einem großen Flächenanteil an grundwasserbeeinflussten Böden, z.B. im Sandmünsterland, werden auch aufeinander folgende Jahre projiziert, in denen netto keine oder fast keine Grundwasserneubildung stattfindet. Im Sandmünsterland würde auf diesem Entwicklungspfad ab 2080 nur etwa jedes zweite Jahr eine nennenswerte Netto-Grundwasserneubildung stattfinden. Für tiefer liegende Grundwasseroberflächen (als die angenommene stationäre), würden in solchen Regionen einerseits eine erhöhte Netto-Grundwasserneubildung und andererseits eine schlechtere Wasserversorgung der Wurzelzone resultieren.

Bemerkenswert sind weiterhin die Unterschiede in der Schwankungsbreite der jährlichen Gebietsgrundwasserneubildung zwischen der Referenzperiode und dem Zeitraum der Projektion des Wasserhaushalts. Demnach gab es in der Vergangenheit Jahre, in denen netto nahezu kein Grundwasser neu gebildet wurde. Diese größere Schwankungsbreite bei beobachtetem Klima und die Extremjahre mit sehr hoher oder fast keiner Grundwasserneubildung werden mit den WETTREG-2010 R4-Klimadaten nicht im selben Maße reproduziert.



**Abb. 52** Zeitliche Entwicklung der Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen in der Vergangenheit (oben) basierend auf DWD-Messdaten und zwischen 1961 und 2100 (unten) basierend auf WETTREG-2010 R4-Klimadaten.



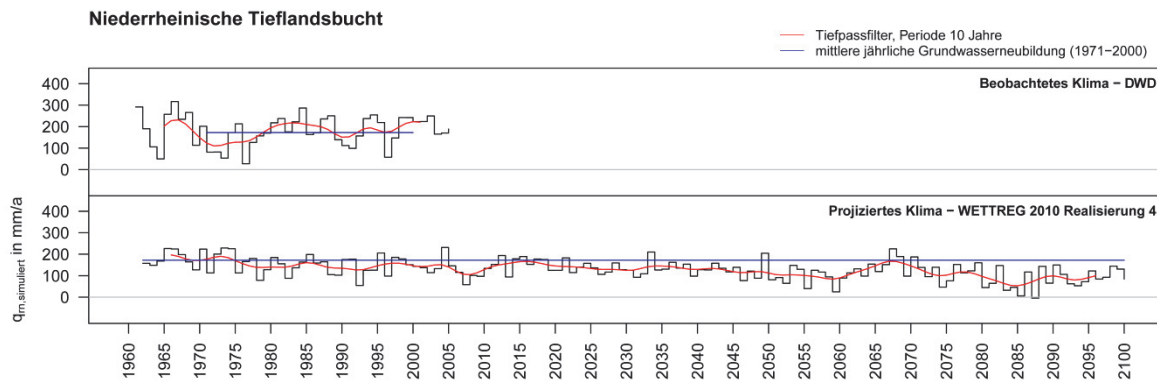


Abb. 53 Analog Abb. 52 für Niederrheinische Tieflandsbucht.

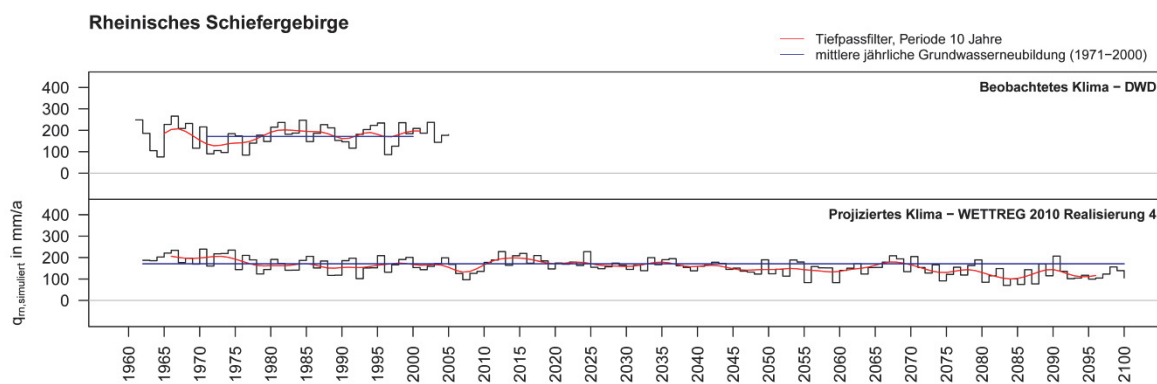


Abb. 54 Analog Abb. 52 für Rheinisches Schiefergebirge.

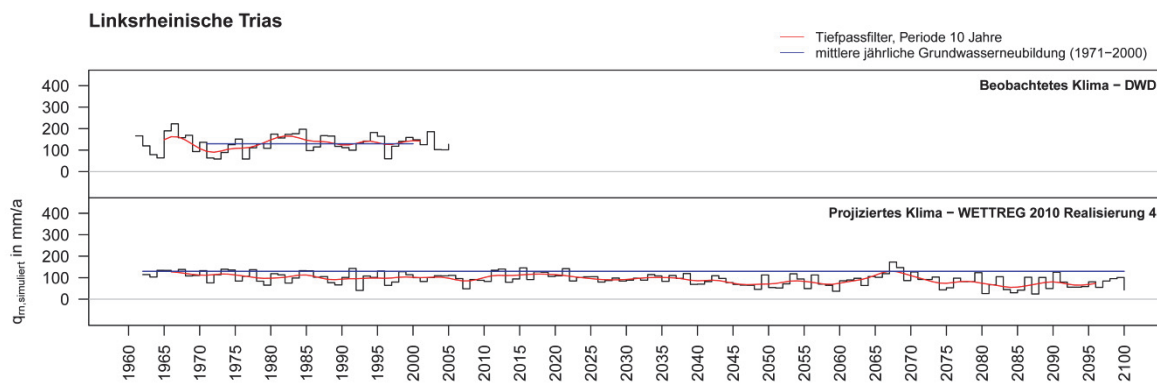


Abb. 55 Analog Abb. 52 für Linksrheinische Trias.

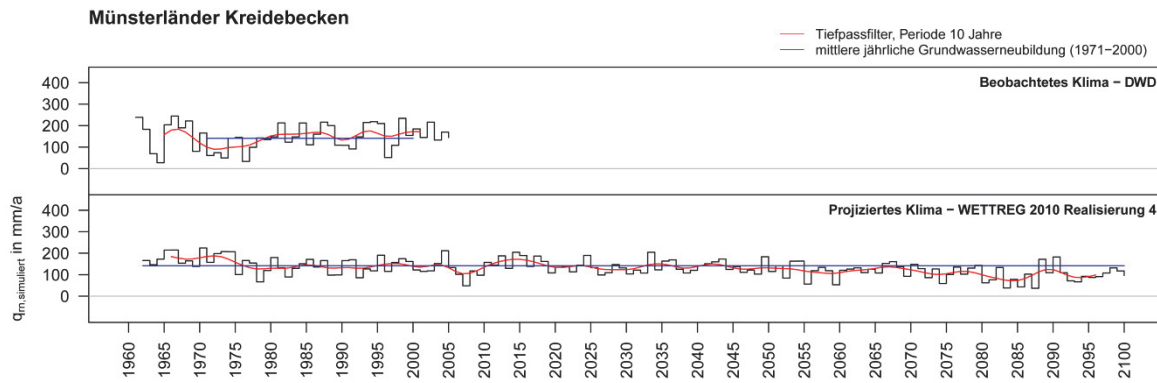


Abb. 56 Analog Abb. 52 für Münsterländer Kreidebecken.

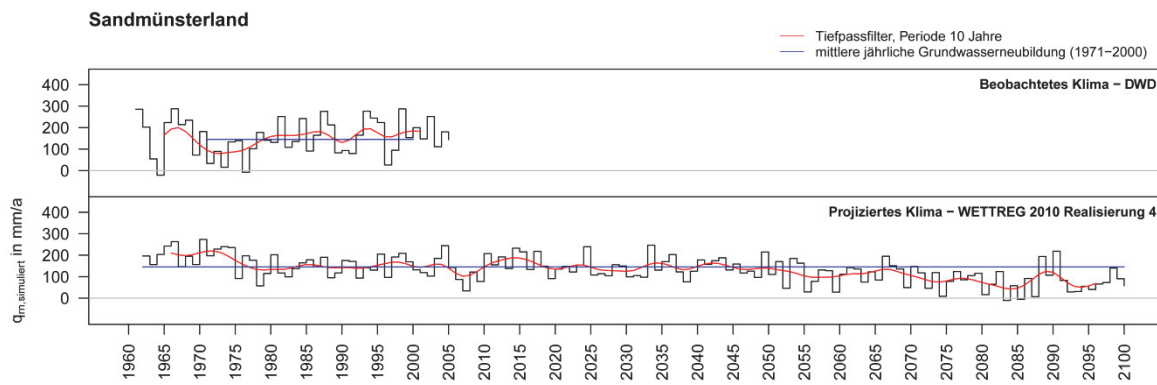


Abb. 57 Analog Abb. 52 für Sandmünsterland.

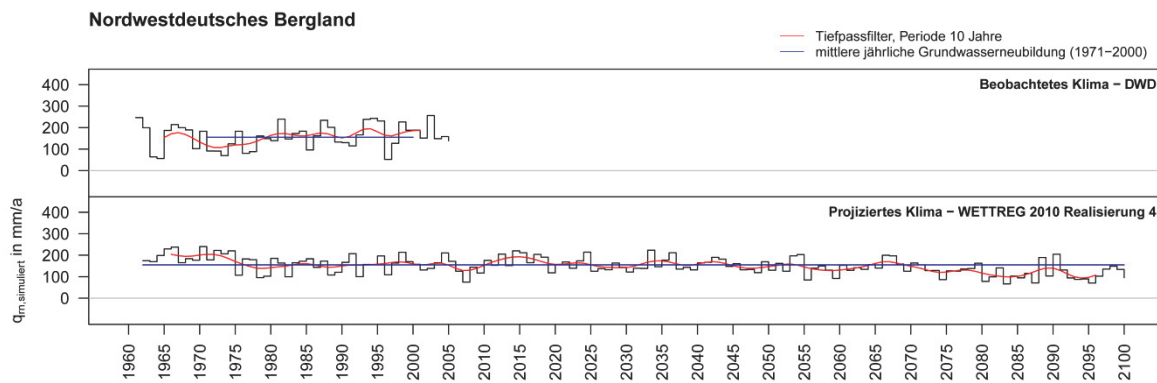


Abb. 58 Analog Abb. 52 für Nordwestdeutsches Bergland.

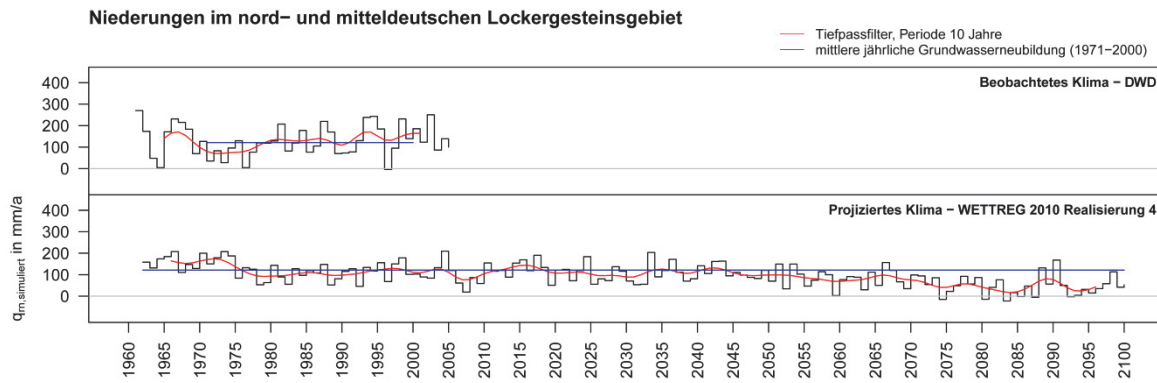


Abb. 59 Analog Abb. 52 für Niederungen im nord- und mitteldeutschen Lockergesteinsgebiet.

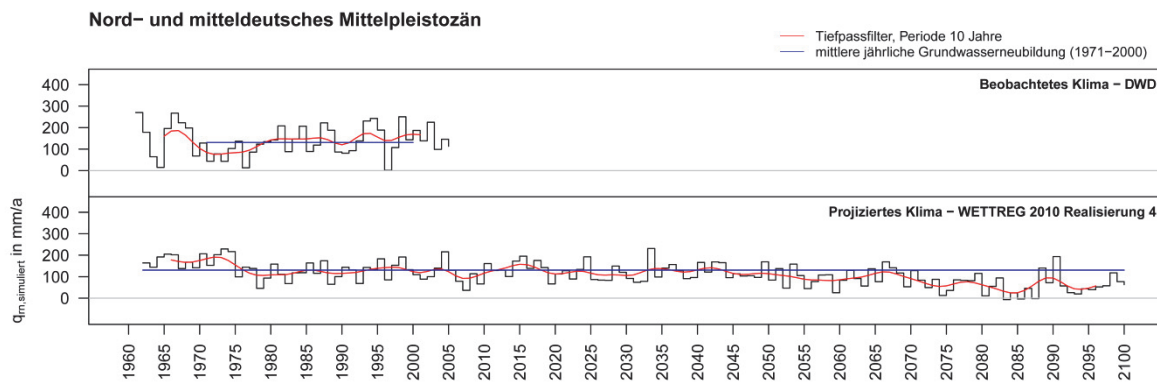


Abb. 60 Analog Abb. 52 für Nord- und mitteldeutsches Mittelpleistozän.

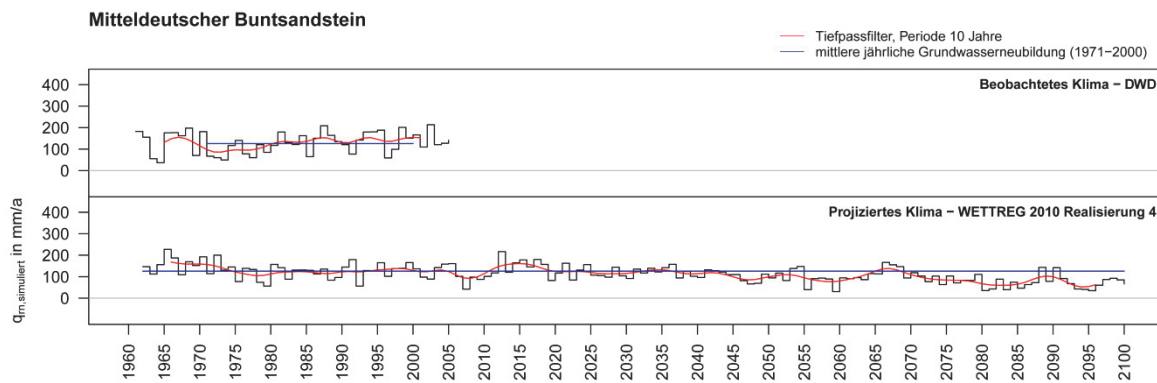


Abb. 61 Analog Abb. 52 für Mitteldeutscher Buntsandstein.

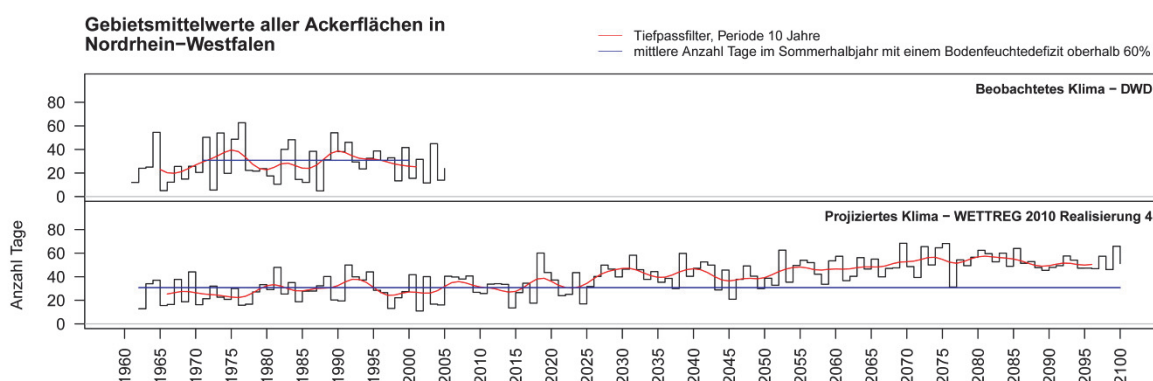
### 8.3 Zeitliche Entwicklung des Bodenfeuchtedefizits

Auf Basis der mit dem BOWAB-Modul für alle Standorte mit Vegetation simulierten täglichen Bodenfeuchteverteilung kann flächendeckend mit mGROWA das tägliche Bodenfeuchtedefizit  $d_{sm}$  (in %) nach Gl. 24 berechnet werden. Das Bodenfeuchtedefizit ist die Wassermenge die benötigt wird, um den Wassergehalt in der Wurzelzone auf Feldkapazität anzuheben.

$$d_{sm} = 100 - \left( \frac{\theta - \theta_{pwp}}{\theta_{fc} - \theta_{pwp}} \cdot 100 \right) \quad \text{Gl. 24}$$

Eine signifikante Sickerwasserbewegung Richtung Grundwasser kann nur bei geringem oder nicht vorhandenem Bodenfeuchtedefizit stattfinden. Bei einem hohen Bodenfeuchtedefizit sinkt die Wasser- und Nährstoffaufnahme der Vegetation ab, es besteht insbesondere für eine optimale Entwicklung der Feldfrüchte ab einem Defizit von 60 % (entspricht 40 % nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum) Beregnungsbedarf (Renger und Strebel, 1982).

Das Modell mGROWA kann zusätzlich als sogenannte Dürreindikatoren die „Anzahl der Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über einem Schwellenwert“ innerhalb einer definierten Zeitspanne und die „maximale Anzahl aufeinanderfolgender Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über einem Schwellenwert“ berechnen. Die Abb. 62 zeigt nun exemplarisch die Auswertung des erstgenannten Dürreindikators auf allen Ackerflächen in Nordrhein-Westfalen. Deutlich erkennbar wird die Abfolge niederschlagsreicher und -armer Sommerhalbjahre während der beobachteten Vergangenheit. Aus der Simulation auf Basis der WETTREG-2010 R4-Klimadaten resultiert ab dem Jahr 2020 ein sukzessiver Anstieg der Anzahl Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über 60 % und damit wahrscheinlich der Notwendigkeit, Feldfrüchte in stärkerem Maße als in der Gegenwart zu bewässern.



**Abb. 62** Gebietsmittelwerte der Anzahl der Tage im Sommerhalbjahr mit einem Bodenfeuchtedefizit oberhalb 60 % auf allen Ackerflächen in Nordrhein-Westfalen auf Basis des beobachteten (oben) und projizierten (unten) Klimas.

## 9. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das hier beschriebene Projekt *Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen* wurde mit Mitteln des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen finanziert und stellt einen Beitrag des Landes Nordrhein-Westfalen zum Thema Anpassung an den Klimawandel dar. In dem Projekt wurden die möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Grundwasserdargebot in Nordrhein-Westfalen in zeitlich und räumlich hoher Auflösung analysiert. Hierzu wurde am Forschungszentrum Jülich das Wasserhaushaltsmodell mGROWA entwickelt. Mit mGROWA wurden die Grundwasserneubildung sowie weitere hydrologisch und wasserwirtschaftlich relevante Wasserhaushaltsgrößen räumlich hochaufgelöst (1 ha große Rasterzellen) und zeitlich hochaufgelöst (Tage, Monate) simuliert. Die Simulationen wurden einerseits für die Wasserwirtschaftsjahre 1961 bis 2005 auf Basis beobachteter Klimadaten durchgeführt. Aufgrund der sehr guten Anpassung der Simulationsergebnisse für die Gegenwart und der genannten hohen Auflösung können die mit mGROWA ermittelten Kennzahlen für die Unterstützung von aktuellen Entscheidungsprozessen beim Grundwassermanagement empfohlen werden. Zudem wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem die möglichen Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in NRW bis zum Jahr 2100 analysiert werden können. Mit dem mGROWA-Modell können damit praxisrelevante Kennzahlen für die Unterstützung von Entscheidungsprozessen beim Grundwassermanagement berechnet werden.

### ***mGROWA-Simulation des Wasserhaushalts in NRW für die Vergangenheit***

Auf Basis beobachteter Klimadaten wurde mit dem Modell mGROWA der Wasserhaushalt Nordrhein-Westfalens für die Wasserwirtschaftsjahre 1961 bis 2005 simuliert. Es konnte gezeigt werden, dass ein Großteil der Grundwasserneubildung im hydrologischen Winterhalbjahr mit einem Maximum in den Monaten Dezember und Januar stattfindet. Im Westen und Norden Nordrhein-Westfalens erreicht die Grundwasserneubildung auf nicht drainierten Flächen 40 bis 80 mm/Monat. In den Monaten November, Februar und März sind die Monatssummen der Grundwasserneubildung jeweils etwa 30 bis 40 % geringer. Im Übergangsmonat April wird aufgrund der beginnenden Vegetationsperiode deutlich mehr Wasser verdunstet und die Grundwasserneubildung sinkt demzufolge auf 5 bis maximal 20 mm/Monat ab. Während des Sommerhalbjahres sinkt die Grundwasserneubildung auf grundwasserfernen Standorten im mehrjährigen Mittel auf nahezu Null. Die Neubildungsperiode setzt verbreitet im Oktober mit Werten zwischen 5 und 40 mm/Monat wieder ein.

Die Güte der mit mGROWA für die Referenzperiode 1971-2000 simulierten Wasserhaushaltsgrößen „Gesamtabfluss“ und „Grundwasserneubildung“ wurde durch Vergleiche mit gemessenen Abflussganglinien in Flusseinzugsgebieten evaluiert. In Nordrhein-Westfalen sind viele der beobachteten Abflussganglinien beeinflusst, z.B. durch Talsperren, umfangreiche Entnahmen aus Grund- und Oberflächenwasser etc., oder es liegen nicht genügend Messwerte für den Evaluierungszeitraum (1971-2000) vor. Für die Bewertung der Simulationsergebnisse konnten deshalb nur 40 Einzugsgebiete mit beobachteten Abflussganglinien verwendet werden. Durch die im Rahmen der Evaluierung berechnete statistische Kennzahl Nash-

Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) wurde der Nachweis einer sehr guten Übereinstimmung zwischen dem mit mGROWA bilanzierten Abflussgeschehen und den Bilanzen auf Basis der Abflussmessungen erbracht. So liegt der NSE-Wert für den Gesamtabfluss sowohl für kleine Einzugsgebiete, wie auch für große Einzugsgebieten bei Betrachtung langjähriger Mittelwerte bei 0,94 bzw. 0,92. In der Gesamtbilanz ist weiterhin keine Tendenz erkennbar, dass der gemessene Gesamtabfluss durch die Simulation über- oder unterschätzt wird. Der PBIAS-Wert liegt in den kleinen EZG bei -1,3 % bzw. -4,1 % bei den großen EZG.

Bei der Grundwasserneubildung liegen der NSE-Wert mit 0,55 und der PBIAS-Wert mit 3,4 % jedoch nur bei den kleinen EZG in einer akzeptablen Größenordnung. Bei den großen Einzugsgebieten der EZG-Gruppe 2 resultiert ein wenig akzeptabler NSE-Wert von -0,71 und eine deutliche Tendenz zum Unterschätzen um 16,6 %. Eine Detailanalyse zur Erklärung dieses Sachverhalts hat gezeigt, dass der Niedrigwasserabfluss in Trockenperioden in mehreren größeren Einzugsgebieten durch zusätzliche Einleitungen und durch den Ausfluss aus Talsperren erhöht wird. Dadurch ergibt sich aus den gemessenen Abflussganglinien ein (scheinbar) höherer Basisabfluss als sich ausschließlich aus der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet bzw. der zugrundeliegenden hydrogeologischen Gebietscharakteristik ergeben würde. Die für die Grundwasserneubildung nicht zufriedenstellenden statistischen Kennzahlen der EZG-Gruppe 2 bedeuten demnach nicht, dass das mGROWA-Modell die Grundwasserneubildung unzureichend nachbildet. Vielmehr wäre es erforderlich, auf Landesebene zunächst verbesserte Vergleichswerte zur Evaluierung der modellierten Grundwasserneubildungshöhen zu schaffen. Im Festgesteinsbereich müssten diesbezüglich die Niedrigwasserstatistiken der Talsperren-beeinflussten Einzugsgebiete auf Basis dokumentierter Entnahme- und Ausflussmengen korrigiert werden, bevor sie für die Evaluierung verwendet werden.

### ***Gegenüberstellung GROWA vs. mGROWA***

Die Ergebnisse der mGROWA-Simulation wurden mit den bisher in Nordrhein-Westfalen verwendeten GROWA-Ergebnissen verglichen. Hierzu wurden die statistischen Kennzahlen NSE und PBIAS für die modellierten Gesamtabflüsse der GROWA-Modellierung (1961-1990) und der mGROWA-Simulation (1971-2000) vergleichend gegenübergestellt. Für die mGROWA-Ergebnisse ergaben sich beim Gesamtabfluss sowohl für kleine Einzugsgebiete wie auch für große zusammenhängende Einzugsgebiete die besseren NSE-Werte und damit eine bessere Modellperformance. Die mGROWA-Simulation weist im Vergleich zur GROWA-Modellierung zudem keine signifikante Tendenz zum Überschätzen des Gesamtabflusses auf. Wesentliche Ursache dafür ist, dass mit dem Modell mGROWA die Prozesse des Landschaftswasserhaushalts genauer abgebildet werden. Insbesondere die Simulation des Bodenwasserhaushalts und die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration wird im Modell mGROWA mit einem prozessorientierten physikalisch-basierten Ansatz durchgeführt und nicht wie im Modell GROWA auf Basis einer empirischen Gleichung.

Bei der Grundwasserneubildung wird im landesweiten Mittel mit dem Modell mGROWA eine um ca. 20 mm höhere Grundwasserneubildung ermittelt, lokal unterscheiden sich die Werte methodenbedingt teilweise deutlich. Auch bei der Grundwasserneubildung zeigten die statistischen Kennzahlen NSE und PBIAS für die mGROWA-Modellergebnisse eine bessere Modellperformance an. Lediglich für die großen, zusammenhängenden Einzugsgebiete wird

mit der mGROWA-Simulation eine schlechtere Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz erreicht, die durch die bereits weiter oben angesprochen Unsicherheiten bezüglich der aus Abflussmessungen gewonnenen Vergleichswerte erklärbar sind.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass mit dem Modell mGROWA eine verbesserte Bilanzierung des langjährigen mittleren Gesamtabflusses und der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung erreicht wurde. Gegenüber den GROWA-Modellergebnissen, welche in ihrer Aussage auf Jahreswerte beschränkt sind, sind durch die höhere Zeitauflösung des mGROWA-Modells zusätzliche Aussagen möglich, z.B. im Hinblick auf Auswirkungen der klimatischen Entwicklung der jüngeren Vergangenheit auf die natürliche Grundwasserneubildung bzw. die hierdurch hervorgerufene Veränderung des Grundwasserdargebotes. Das mGROWA-Modell kann damit uneingeschränkt für die Ermittlung praxisrelevanter Kennzahlen für die Unterstützung von Entscheidungsprozessen beim Grundwassermanagement in NRW empfohlen werden.

### ***Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in NRW***

Mit dem Modell mGROWA wurde aufbauend auf der Simulation der beobachteten Referenzperiode der Wasserhaushalt für die Jahre 1962 bis 2100 mit Klimadaten des Modells WETTREG-2010 Realisierung 4 projiziert. Die Realisierung 4 bildet ungefähr einen mittleren Entwicklungspfad im WETTREG-2010-Ensemble ab. Festzuhalten bleibt dennoch, dass auf diese Weise im Rahmen des Projektes lediglich der Einfluss eines einzelnen möglich erscheinenden Entwicklungspfades des Klimas auf den Landschaftswasserhaushalt untersucht wurde. Um die WETTREG-2010 R4-Daten für das mGROWA-Modell nutzbar zu machen, wurden sie im Rahmen des Projektes auf die Fläche Nordrhein-Westfalens interpoliert. Die Projektion des Wasserhaushalts basierte auf einer über den gesamten Zeitraum unveränderten Landoberfläche, einer konstanten Landnutzung (Vegetation, Versiegelung) und einem konstanten Grundwasserflurabstand. Untersucht wurde damit der Einfluss einer Klimaänderung auf einen in vielerlei Hinsicht unveränderten Landschaftsraum, was zusätzliche Unsicherheiten bezüglich der Projektionsergebnisse impliziert.

Auf Basis der WETTREG-2010 R4-Klimadaten erscheint ein flächendeckender Rückgang der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung bis zum Jahr 2100 möglich zu sein. Die innerjährliche Zeitspanne, in der eine wasserwirtschaftlich relevante Grundwasserneubildung stattfindet, wird sich demnach von Oktober bis April (1981-2010) auf November bis März (2071-2100) verkürzen (vgl. Abb. 51). Für die Monate Januar bis März resultiert demgegenüber eine leichte Intensivierung der Grundwasserneubildung. Die Höhe der Grundwasserneubildung wird sich regional wahrscheinlich in Abhängigkeit von Boden, Vegetationsart, Grundwassereinfluss etc. unterschiedlich stark verändern. Der mit WETTREG-2010 R4 und mGROWA projizierte Entwicklungspfad des Wasserhaushalts impliziert eine Abnahme des nachhaltig nutzbaren Grundwasserdargebotes aufgrund einer verringerten Grundwasserneubildung und ein höheres Wasserdefizit im Boden im Sommerhalbjahr, welches zu einem erhöhten Wasserbedarf für die Feldberegnung führt. Wie stark die Veränderungen in Zukunft kleinregional tatsächlich ausgeprägt sein werden, kann auf Basis dieser einen, hier ausgewählten Projektion des Wasserhaushalts nicht mit Sicherheit eingeschätzt werden.

Ab ca. 2070 liegt die Grundwasserneubildung in den meisten Regionen deutlich unter dem Niveau der Referenzperiode. Insbesondere für Regionen mit einem großen Flächenanteil an grundwasserbeeinflussten Böden, z.B. im Sandmünsterland, werden auch aufeinanderfolgende Jahre projiziert, in denen netto keine oder fast keine Grundwasserneubildung stattfindet. Im Sandmünsterland würde auf diesem Entwicklungspfad ab 2080 nur etwa jedes zweite Jahr eine nennenswerte Netto-Grundwasserneubildung stattfinden. Für tiefer liegende Grundwasserflächen (als die angenommene stationäre), würden in solchen Regionen einerseits eine erhöhte Netto-Grundwasserneubildung und andererseits eine schlechtere Wasserversorgung der Wurzelzone resultieren. In der Niederrheinischen Tieflandsbucht mit einem großen Flächenanteil grundwasserbeeinflusster Gebiete erscheint der Rückgang der Grundwasserneubildung stärker ausgeprägt als im Rheinischen Schiefergebirge. Bemerkenswert ist auch, dass für die Lössbördelandschaften Nordrhein-Westfalens ein relativ hoher Rückgang der Grundwasserneubildung resultiert. Begründet werden kann dieser Rückgang auch durch das hohe Wasserspeichervermögen vieler Böden in diesen Regionen. Durch die tendenziell trockeneren Sommer und die höhere Verdunstung im Herbst dauert die Phase der Auffüllung des Bodenspeichers auf Feldkapazität im Herbst länger und eine Sickerwasserbewegung setzt verspätet ein.

Das Modell mGROWA kann zusätzlich, als sogenannte Dürreindikatoren, die „Anzahl der Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über einem Schwellenwert“ innerhalb einer definierten Zeitspanne und die „maximale Anzahl aufeinanderfolgender Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über einem Schwellenwert“ berechnen. Aus der Simulation auf Basis der WETTREG-2010 R4-Klimadaten resultiert ab dem Jahr 2020 ein sukzessiver Anstieg der Anzahl Tage mit einem Bodenfeuchtedefizit über 60 % und damit wahrscheinlich der Notwendigkeit, Feldfrüchte in stärkerem Maße als in der Gegenwart zu bewässern.

Da die hier vorgestellte Projektion des Wasserhaushalts lediglich auf einem einzelnen möglichen klimatischen Entwicklungspfad basiert, sollten die Ergebnisse für sich alleine genommen noch nicht als Basis für die Ableitung von Adaptionstrategien für ein an den Klimawandel angepasstes Grundwassermanagement in Nordrhein-Westfalen verwendet werden. Diese einzelne Projektion liefert keine zuverlässige Aussage über die Menge des sich zukünftig neubildenden Grundwassers. Außerdem können keine Aussagen bezüglich einer Eintrittswahrscheinlichkeit gemacht werden. Die aufgezeigten Tendenzen erscheinen jedoch aufgrund der „Realitätsnähe“ des WETTREG-2010-R4-Szenarios für den Referenzzeitraum (1971-2000) plausibel.

### ***Ausblick***

Um den Einfluss der gegenwärtigen Klimavariabilität auf die Grundwasserneubildung und damit auf das Grundwasserdargebot in NRW für das Grundwassermanagement als Datenbasis fortlaufend zu quantifizieren, sind eine Implementierung der Modellergebnisse beim LANUV und eine kontinuierliche Fortführung der Simulationen zu empfehlen.

Auf Basis des im Rahmen des Projektes am Forschungszentrum Jülich erreichten technischen Entwicklungsstandes des mGROWA-Modells und der bisher durchgeführten Projektion des Wasserhaushalts können sinnvolle Ansatzpunkte für zukünftige Arbeiten abgeleitet werden. Diese würden die zukünftige Entscheidungsfindung bezüglich Maßnahmen für ein an den



Klimawandel angepasstes Grundwassermanagement einerseits unterstützen und andererseits die Unsicherheiten, die mit der Verwendung von projizierten Klimadaten verbunden sind, klarer erkennbar und damit eher bewertbar machen.

- Besonders sinnvoll erscheint die Projektion mehrerer Entwicklungspfade des Wasserhaushalts basierend auf einem Klimamodell-Ensemble (WETTREG, REMO, etc.). Mit Hilfe solcher Ensemblerechnungen kann die Bandbreite möglicher zukünftiger Entwicklungspfade abgeschätzt werden. Erst auf einer solchen Basis sollten Adaptionsstrategien für ein an den Klimawandel angepasstes Grundwassermanagement ausgearbeitet und zur Diskussion gestellt werden.
- Eine weitere Präzisierung der gesamten Wasserhaushaltssimulation mit mGROWA kann durch die Einbeziehung verbesserter, räumlich und zeitlich differenzierter Daten zu den tatsächlichen Berechnungsmengen bei der Wasserhaushaltssimulation in Form eines Beregnungsmoduls erreicht werden.
- Jahreszeitliche Schwankungen oder ein Absenkungstrend der Grundwasseroberfläche auf den gesamten Landschaftswasserhaushalt konnten bisher noch nicht in den Simulationen berücksichtigt werden. Die Verwendung einer instationären Grundwasseroberfläche als Randbedingung würde die Simulation des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser und damit die Grundwasserzehrung vor allem in den derzeit in der Jahresbilanz als Grundwasserzehrgebiete ausgewiesenen Gebieten signifikant präzisieren.
- Mit dem Klimawandel werden wahrscheinlich Veränderungen im Vegetationsmuster und, als Anpassungsstrategie, Veränderungen in der landwirtschaftlichen Fruchtfolge und der Waldzusammensetzung einhergehen. Veränderte Vegetation bedeutet auch veränderte Verdunstung und damit veränderte Abflussbildung. Auf Basis entsprechender Datengrundlagen (Szenarien für zukünftige Fruchtfolgen oder Landwirtschaftsstatistiken für die Vergangenheit) können mit mGROWA Untersuchungen zum Einfluss einer großräumig veränderter Landnutzung auf den Landschaftswasserhaushalt und damit auch eine konkrete Überprüfung von Adaptionsstrategien durchgeführt werden.

Aus Sicht der Autoren dieses Berichtes werden zukünftig in regelmäßigen Abständen weitere Projektionen des Wasserhaushalts notwendig werden, um die Entwicklungswege, die durch neue und aktualisierte Klimaprojektionen (mit aktualisierten Emissionsszenarien, Modelle mit verbesserter Prozessbeschreibung und Randbedingungen, etc.) vorgegeben werden, hinsichtlich ihrer Konsequenzen für den Landschaftswasserhaushalt zu bewerten. Mit der Entwicklung des mGROWA-Modells und dessen Anwendung in Nordrhein-Westfalen wurde die Basis für derartige kontinuierlich wiederkehrende Untersuchungen gelegt.

## Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe-Boden, 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Allen, R.G., Smith, M., Perrier, A., Pereira, L.S., 1994. An update for the definition of reference evapotranspiration. ICID Bulletin, 43(2): 1-34.
- Armbruster, V., 2002. Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 17. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.
- ATV-DVWK, 2002. Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. Merkblatt ATV-DVWK-M, 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Autorenkollektiv, 2012. Flächendifferenzierte Ermittlung der Grundwasserneubildung im Rheinischen Braunkohlenrevier - Abschlussbericht der AG Grundwasserneubildung. Erftverband, [http://www.erftverband.de/grundwasserneubildung/bericht\\_anlagen\\_ag\\_gwn\\_2012.pdf](http://www.erftverband.de/grundwasserneubildung/bericht_anlagen_ag_gwn_2012.pdf).
- Barth, C., 2003. Die Wirksamkeit der Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung. Feldversuche auf der Deponie Bayreuth, Fakultät für Geowissenschaften der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Becker, A., Serban, P., 1990. Hydrological models for water-resources system design and operation. World Meteorological Organisation.
- Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.P., Wendland, F., 2003. Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/Environment 37, Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek, Verlag.
- Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.P., Wendland, F., 2005. Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. Ecological Modelling, 187: 15-26.
- Bucher, B., 1999. Die Analyse von Grundwasserganglinien mit dem Wiener-Mehrkanal-Filter. Grundwasser(3): 113-118.
- Burrough, P.A., McDonell, R.A., 1998. Principles of Geographical Information Systems Oxford University Press, New York.
- Demuth, S., 1993. Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 1. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.
- Disse, M., 1995. Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).
- Dommermuth, H., Trampf, W., 1991. Die Verdunstung in der Bundesrepublik, Zeitraum 1951 bis 1980. 1-3. Deutscher Wetterdienst Offenbach.
- Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Wendland, F., 2001. Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. Arbeitshefte Wasser(1): 109-167.
- DVWK, 1996. Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter, 238. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).
- Engel, N., Müller, U., Schäfer, W., 2012. BOWAB - Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 85-98.
- Enke, W., Schneider, F., Deutschländer, T., 2005. A novel scheme to derive optimized circulation pattern classifications for downscaling and forecast purposes. Theoretical and Applied Climatology, 82(1-2): 51-63.

- Giesel, W., Renger, M., Strebel, O., 1972. Berechnung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser in den Wurzelraum unter stationären Bedingungen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 130: 17-30.
- Gleick, P.H., 1987. The development and testing of a water balance model for climate impact assessment: Modeling the Sacramento Basin. Water Resources Research, 23(6): 1049-1061.
- Golf, W., 1981. Ermittlung der Wasserressourcen im Mittelgebirge. Wasserwirtschaft und Wassertechnik, 31: 93-95.
- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, O.P., 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. Journal of Hydraulic Engineering, 4(2): 135-143.
- Herrmann, F., Chen, S., Kunkel, S., Wendland, F., 2013. Quantifizierung und Bewertung des innerjährlichen Abflussgeschehens und der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt in Niedersachsen und Bremen. Forschungszentrum Jülich GmbH, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre).
- Herrmann, F., Jahnke, C., Jenn, F., Kunkel, R., Voigt, H.-J., Voigt, J., Wendland, F., 2009. Groundwater recharge rates for regional groundwater modelling: a case study using GROWA in the Lower Rhine lignite mining area, Germany. Hydrogeology Journal, 17(8): 2049-2060.
- Hillel, D., 1980. Applications of Soil Physics. Academic Press, INC. New York.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A.(eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Keil, M., Kiefl, R., Strunz, G., 2005. CORINE Land Cover 2000 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum Oberpfaffenhofen.
- Kreienkamp, F., Spekat, A., Enke, W., 2010. Weiterentwicklung von WETTREG bezüglich neuartiger Wetterlagen. Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling, 106(2-3): 261-289.
- Kunkel, R., Bogena, H., Tetzlaff, B., Wendland, F., 2006. Digitale Grundwasserneubildungskarte von Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hamburg und Bremen: Erstellung und Auswertungsbeispiele. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 50(5): 212-219.
- Kunkel, R., Kreins, P., Tetzlaff, B., Wendland, F., 2010. Forecasting the effects of EU policy measures on the nitrate pollution of groundwater and surface waters. Journal of Environmental Sciences, 22(6): 872-877.
- Kunkel, R., Wendland, F., 1998. Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen, 12. Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung.
- Kunkel, R., Wendland, F., 2002. The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. Journal of Hydrology, 259(1-4): 152-162.
- Kunkel, R., Wendland, F., Röhm, H., Elbracht, J., 2012. Das CLINT-Interpolationsmodell zur Regionalisierung von Klimadaten und WETTREG-Klimaprojektionen für Analysen zum regionalen Boden- und Grundwasserhaushalt in Niedersachsen und Bremen. GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 20: 6-31.
- Leavesley, G.H., 1994. Modeling the effects of climate change on water resources - a review. Climatic Change, 28(1-2): 159-177.
- Middelkoop, H., Daamen, K., Gellens, D., Grabs, W., Kwadijk, J.C.J., Lang, H., Parmet, B.W.A.H., Schädler, B., Schulla, J., Wilke, K., 2001. Impact of Climate Change on

- Hydrological Regimes and Water Resources Management in the Rhine Basin. *Climatic Change*, 49(1/2): 105-128.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. In: Fogg, G.E. (Ed.), *Symposium of the Society for Experimental Biology, The State and Movement of Water in Living Organisms*, pp. 205-234.
- Montzka, C., 2008. Einsatz von multispektralen Satellitenbildern in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung - dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes. *Schriften des Forschungszentrums Jülich . Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment 01*, Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek, Verlag.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Liew, M.W.V., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3): 885-900.
- Müller-Westermeier, G., 1995. Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. 193. Deutscher Wetterdienst Offenbach.
- Müller, U., Waldeck, A., 2011. Auswertungsmethoden im Bodenschutz. *GeoBerichte*, 19. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen.
- MUNLV, 2009. Anpassung an den Klimawandel - Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3): 282-290.
- PIK, 2009. Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK)
- Renger, M., Bohne, K., Facklam, M., Harrach, T., Riek, W., Schäfer, W., Wessolek, G., Zacharias, S., 2009. Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. In: Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Renger, M. (Eds.). *Bodenökologie und Bodengenese*. Technische Universität Berlin - Fachgebiet Bodenkunde/Standortkunde und Bodenschutz - Institut für Ökologie.
- Renger, M., Strebel, O., 1982. Berechnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen. *Geologisches Jahrbuch Reihe F(13)*: 3-66.
- Renger, M., Wessolek, G., 1990. Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. *Mitteilungen Institut für Wasserwesen*, 38b: 295-305.
- Roeckner, E., Bäuml, G., Bonaventura, L., Brokopf, R., Esch, M., Giorgetta, M., Hagemann, S., Kirchner, I., Kornbluh, L., Manzini, E., Rhodin, A., Schlese, U., Schulzweida, U., Tompkins, A., 2003. The atmospheric general circulation model ECHAM 5. PART I: Model description. 349. Max-Planck-Institut für Meteorologie.
- Roeckner, E., Brokopf, R., Esch, M., Giorgetta, M., Hagemann, S., Kornbluh, L., Manzini, E., Schlese, U., Schulzweida, U., 2004. The atmospheric general circulation model ECHAM5 Part II: Sensitivity of simulated climate to horizontal and vertical resolution. 354. Max-Planck-Institut für Meteorologie.
- Scheffer, F., 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde / Scheffer/Schachtschabel*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin.
- Schindler, U., 1981. Untersuchungen zum kapillaren Wasseraufstieg von Auenböden, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR - Sektion Pflanzenproduktion.
- Schindler, U., Thiere, J., Steidl, J., Müller, L., 2004. Bodenhydrologische Kennwerte heterogener Flächeneinheiten - Methodik der Ableitung und Anwendungsbeispiel für Nordostdeutschland. 87. Landesumweltamt Brandenburg (LUA).
- Schwärzel, K., Šimůnek, J., Stoffregen, H., Wessolek, G., van Genuchten, M.T., 2006. Estimation of the Unsaturated Hydraulic Conductivity of Peat Soils. *Vadose Zone Journal*, 5(2): 628-640.

- Shepard, D., 1968. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. Proceedings - 1968 ACM National Conference.
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F., 2007. 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. Umweltbundesamt & Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH.
- Sträter, E., Straub, W., Koch, C., 2008. Die Klimaentwicklung in NRW - Beobachtungen in NRW. *Natur in NRW*(1): 39-42.
- Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F., 2008. Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 52(1): 9-18.
- Tetzlaff, B., Vereecken, H., Kunkel, R., Wendland, F., 2009. Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. *Environmental Geology*, 57(1): 183.
- van Genuchten, M.T., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5): 892-898.
- Vereecken, H., Weynants, M., Javaux, M., Pachepsky, Y., Schaap, M.G., Genuchten, M.T.v., 2010. Using Pedotransfer Functions to Estimate the van Genuchten-Mualem Soil Hydraulic Properties: A Review. *Vadose Zone Journal*, 9(4): 795-820.
- Wagner, P.D., Fiener, P., Wilken, F., Kumar, S., Schneider, K., 2012. Comparison and evaluation of spatial interpolation schemes for daily rainfall in data scarce regions. *Journal of Hydrology*.
- Wendland, F., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Vereecken, H., 2010. Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment*, 88.
- Wendland, F., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Dörhöfer, G., 2003. GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 45(2): 273-278.
- Wessolek, G., Facklam, M., 1997. Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 160(1): 41-46.
- Wundt, W., 1958. Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: *Grahmann, R. (Ed.), Das Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland*, pp. 47-54.