

GROWA+ NRW 2021

TEILBERICHT IIa

Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit mGROWA

von
Frank Herrmann¹ & Frank Wendland¹

¹: Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften, IBG-3
52425 Jülich
Tel.: 02461 61-3648, E-Mail: f.wendland@fz-juelich.de

Jülich, Juni 2020



Inhaltsverzeichnis Teilbericht IIa

1. Fragestellungen und Betrachtungszeitraum	3
2. Methodik und Datengrundlagen	5
2.1 Modellkonzept	5
2.2 Klimatischer Antrieb.....	10
2.3 Landnutzung, Vegetation, Versiegelung, Topographie.....	15
2.4 Bodenparameter und hydrogeologische Parameter	20
2.5 Gebiete mit Grundwasserzehrung	24
3. Ergebnisse	30
3.1 Zeitlich hochaufgelöste Klima- und Wasserhaushaltsgrößen	30
3.2 Mit mGROWA simulierte Wasserhaushaltsgrößen als Grundlage für die Nährstoffeintragsmodellierung im Projekt <i>GROWA+ NRW 2021</i>	37
3.3 Langjähriger mittlerer Oberflächenabfluss als Grundlage für die Nährstoffeintragsmodellierung im Projekt <i>GROWA+ NRW 2021</i>	43
3.4 Besonderheiten im Sümpfungsbereich des Rheinisches Braunkohlerevier	45
4. Evaluierung der Simulationsergebnisse	47
4.1 Einzugsgebiete und Vergleichsgrößen.....	47
4.2 Ergebnisse der Evaluierung anhand beobachteter Abflussganglinien	51
4.3 Vergleich der mGROWA Modellierungen der Jahre 2019 und 2014	54
5. Zusammenfassung	59
6. Ausblick	61
7. Literaturverzeichnis	63

1. Fragestellungen und Betrachtungszeitraum

Das Forschungszentrum Jülich (IBG-3: Agrosphäre) beteiligte sich am Forschungsvorhaben „Regionalisierte Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und Modellierung des N-Transports und der Fließ- und Verweilzeiten im Grundwasser in NRW (*GROWA+ NRW 2021*)“, das im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen durchgeführt wurde. Die Laufzeit des Projektes erstreckte sich auf die Jahre 2015 bis 2019. Innerhalb dieses Forschungsvorhabens wurden im Teilprojekt 2 die Datengrundlagen zu den Themen Hydrogeologie, Wasserhaushalt und Stickstoffeintrag erarbeitet bzw. verbessert. Des Weiteren wurde die Zielstellung verfolgt, die Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten und des N-Eintrags ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer methodisch auf den neuesten Stand zu bringen. In diesem Zusammenhang war es notwendig, eine Aktualisierung der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell mGROWA vorzunehmen, welches im Rahmen einer früheren Studie (Herrmann et al., 2014b) erstmalig für Nordrhein-Westfalen umgesetzt wurde, wobei alle zwischenzeitlich erfolgten Weiterentwicklungen berücksichtigt werden sollten.

Im Forschungszentrum Jülich liegt eine langjährige umfangreiche Expertise zur Modellierung und Simulation des großräumigen Landschaftswasserhaushaltes vor, die sich auf Arbeiten in zahlreichen Bundesländern, Flusseinzugsgebieten und anderen administrativen Einheiten stützt (z.B. Bogena et al., 2003; Ertl et al., 2019; Herrmann et al., 2013; Herrmann et al., 2014a; Herrmann et al., 2016; Karpuzcu et al., 2008; Kunkel und Wendland, 1998; Kunkel und Wendland, 2002; Panagopoulos et al., 2015; Tetzlaff et al., 2015; Tetzlaff et al., 2004; Wendland et al., 2010; Wendland et al., 2001). Im Rahmen dieser Studien wurden in den vergangenen zwei Dekaden die Wasserhaushaltsmodelle GROWA und mGROWA kontinuierlich weiterentwickelt, wobei methodische Verbesserungen der Modelle in den jeweiligen Modellgebieten häufig Hand in Hand gingen mit verbesserten und aktualisierten Datengrundlagen. Im Rahmen des Projektes *GROWA+ NRW 2021* wurde eine solche Weiterentwicklung der mGROWA-Methodik basierend auf aktualisierten Datengrundlagen für das Land Nordrhein-Westfalen realisiert. Im Rahmen dieses Teilberichtes wird dieses neu vorliegende mGROWA Setup als aktuelle Version *mGROWA v2019* bezeichnet und detaillierter vorgestellt. Für eine grundlegende Beschreibung des Modells mGROWA sei auf die Arbeit von Herrmann et al. (2014b und 2015) verwiesen.

Die Wasserhaushaltssimulation mit mGROWA – als Basis für die kartographische Darstellung der langjährigen mittleren Sickerwasserrate, der Komponenten des Direktabflusses und der Grundwasserneubildung – wurde weiterhin in Tagesauflösung auf einem 100 m Raster durchgeführt (nun im Europäischen Terrestrischen Referenzsystem 1989 - ETRS89/UTM Zone 32N). Sie umfasst retrospektiv die Zeit seit 1961 bis in die Gegenwart. Im Projekt *GROWA+ NRW 2021* wurden die Jahre 1981 bis 2010 als gegenwärtige hydrologische Referenzperiode definiert und dementsprechend die Ergebnisse dieser 30 Jahre zu langjährigen Mittelwertrastern aggregiert. Methodisch wurde das Modell mGROWA dahingehend erweitert, dass in der aktuellen Version auch rasterbasierte Versiegelungsgrade, monatlich variable Grundwasserflurabstände und zeitlich variabel aktivierte Grundwasserdrainagen berücksichtigt werden können (Kapitel 2). Aufgrund dieser Erweiterungen wurde auch die Ausgabe der für die Nährstoffmodellierung relevanten Abflusskomponenten (vgl. Teilbericht V) angepasst. Des Weiteren wurde, zur Unterstützung bei der Verwendung der Ergebnisse in der wasserwirtschaftlichen Praxis, eine kodierte

Ausgabe der für die Separation des Gesamtabflusses relevanten Standorteigenschaften implementiert (Kapitel 2.1). Sämtlich Datengrundlagen der Wasserhaushaltsmodellierung wurden unter Verwendung der derzeit verfügbaren und räumlich höchstmöglich aufgelösten Datenbestände des Landes Nordrhein-Westfalen, sowie frei verfügbarer nationaler (Deutscher Wetterdienst) und internationaler Datenbestände (European Environment Agency) aktualisiert (Kapitel 2.2 bis 2.5). Die Simulationsergebnisse werden räumlich aggregiert in ihrer zeitlichen Variabilität (Kapitel 3.1) sowie als räumlich hochaufgelöste langjährige Mittelwerte (Kapitel 3.2) dargestellt und diskutiert. Insbesondere wird auch auf die Besonderheiten im Rheinischen Braunkohlenrevier eingegangen (Kapitel 3.4). Die aktuelle Version *mGROWA v2019* wurde für die neue Referenzperiode erneut anhand beobachteter Abflüsse an einer Vielzahl von Gewässerpegeln evaluiert (Kapitel 4.1 u. 4.2), sowie mit ihrer Vorgängerversion *mGROWA v2014* verglichen (Kapitel 4.3). Dieser Teilbericht endet mit einer Zusammenfassung (Kapitel 5) des bisher erreichten Standes der Modellierung mit *mGROWA* in Nordrhein-Westfalen sowie Schlussfolgerungen und Zukunftsperspektiven (Kapitel 6).

2. Methodik und Datengrundlagen

2.1 Modellkonzept

In diesem Kapitel wird das Modell mGROWA in seiner derzeitigen Implementierung für das Land Nordrhein-Westfalen kurz beschrieben. Es werden wichtige grundlegende Konzepte sowie die weiterentwickelten und veränderten Komponenten des Modells vorgestellt. Eine detaillierte Beschreibung der unveränderten Modellkomponenten, Gleichungen, Datengrundlagen und Parameter kann Herrmann et al. (2014b) und Herrmann et al. (2015) entnommen werden.

Die rasterbasierte Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in zwei Stufen (Abbildung 1), der Simulation der Abflussbildung in Tagesschritten folgt eine Abflusseparation in Monatsschritten. In der prozessorientierten ersten Stufe wird in Tagesschritten die **tatsächliche Evapotranspiration** von der Erdoberfläche und die Abflussbildung in Form des **Gesamtabflusses** flächendifferenziert berechnet. Grundlage hierfür ist die allgemeine hydrologische Wasserhaushaltsgleichung. Der klimatische Modellinput Niederschlagssumme und Summe der potentiellen Evapotranspiration über Gras wird dem Modell in Form von Datenrastern mit Monatssummen vorgegeben. Auf Basis dieser Monatssummen sowie den ebenfalls vorgegebenen stationsbasierten Tagessummen beider Größen berechnet das Modell mGROWA eine tägliche räumliche Verteilung des klimatischen Modellantriebs. Die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration und der Abflussbildung erfolgt für die Oberflächentypen **Boden mit Vegetation**, **versiegelte Fläche** und **freie Wasseroberfläche** mit einer jeweils an die spezifische Wasserspeicherkapazität angepassten speziellen Simulationsmethodik (Speicherfunktionen).

In Nordrhein-Westfalen am weitesten verbreitet ist der Oberflächentyp **Boden mit Vegetation**. Einen bedeutenden Einfluss auf die vegetationspezifische tatsächliche Evapotranspiration von diesem Oberflächentyp hat die pflanzenverfügbare Menge des im Boden gespeicherten Wassers. Die damit verbundenen Prozesse werden mit dem in mGROWA integrierten – ursprünglich am Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Hannover entwickelten – Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAB (Engel et al., 2012) berechnet. Das Niederschlagswasser, das nicht im Boden für die Verdunstung gespeichert werden kann und demzufolge vertikal abwärts sickert, wird als Gesamtabfluss bilanziert. Das mit dem BOWAB-Modul simulierte Bodenfeuchtedefizit kann als Basis für Dürrestatistiken über frei wählbare Perioden statistisch ausgewertet werden.

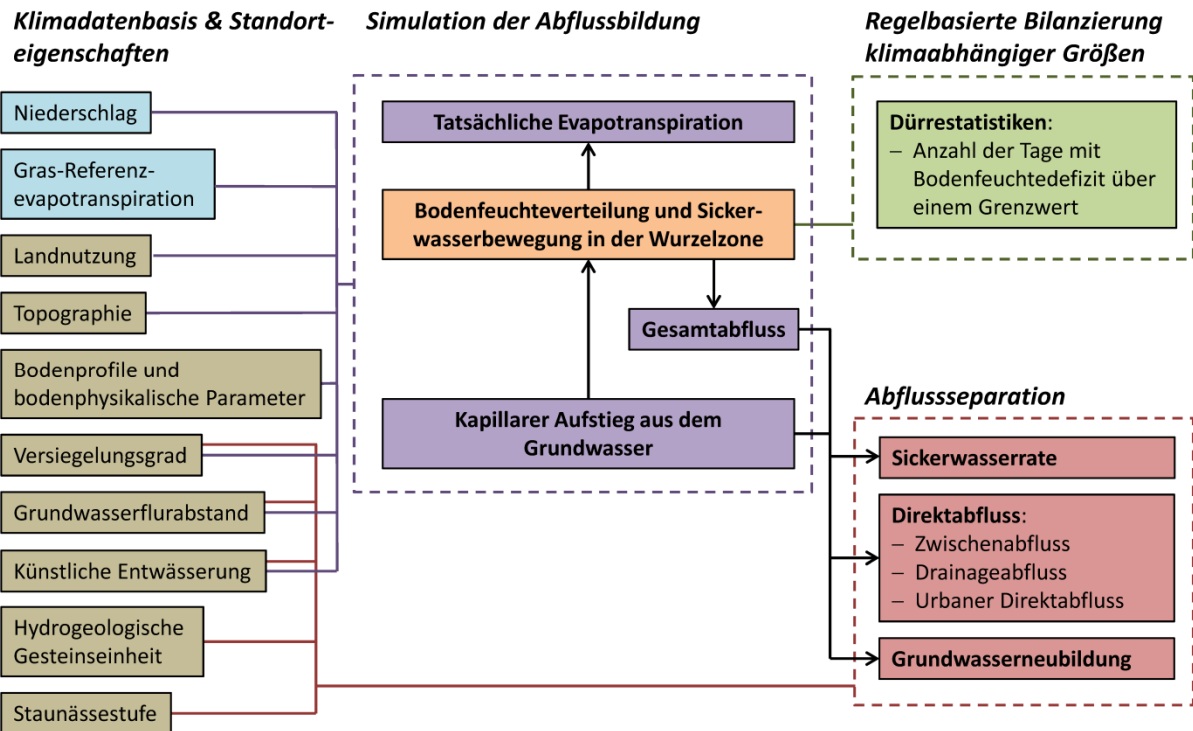


Abbildung 1: Modellkonzept des Wasserhaushaltsmodells mGROWA in der Implementierung für Nordrhein-Westfalen.

In vielen Teilen Nordrhein-Westfalen sind die Flurabstände zum Grundwasser relativ gering (< 3 m). Dies kann bei ausreichendem Wasserdefizit im Boden einen kapillaren Aufstieg von Wasser aus dem Grundwasserleiter in die durchwurzelte Bodenzone zur Folge haben. Dieses kapillar aufsteigende Wasser stellt quasi eine Grundwasserzehrung dar und wird ebenso in der ersten Stufe bilanziert. In der neuen mGROWA Version kann der Grundwasserflurabstand variabel als Jahresgang dem Modell als Randbedingung vorgegeben werden. Die Abbildung 2 zeigt dazu eine schematische Darstellung, sowie die in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. Eine Sickerwasserbewegung in Richtung der Grundwasseroberfläche – diese stellt eine Bilanzgrenze des Bodenwasserhaushalts dar – kann ganzjährig erfolgen, wenn dies aufgrund des Füllstandes des Bodenwasserspeichers möglich ist. Wenn temporär oder ganzjährig der Wurzelraum in das Grundwasser hineinragt, erfolgt ein Teil der Evapotranspiration aus dem Grundwasser. Für den Fall tiefer liegenden Grundwassers, kann ein kapillarer Aufstieg in die Wurzelzone stattfinden. Aufgrund der im Jahresgang variablen Grundwasserflurabstände kann nun auch besser die Aktivierung landwirtschaftlicher Drainagesysteme mit hohen Drainageabflüssen während des Winterhalbjahres abgebildet werden (Details in Kapitel 2.5). Dies ist in Nordrhein-Westfalen vor allem in den Einzugsgebieten Ems und Lippe sowie am Niederrhein relevant.

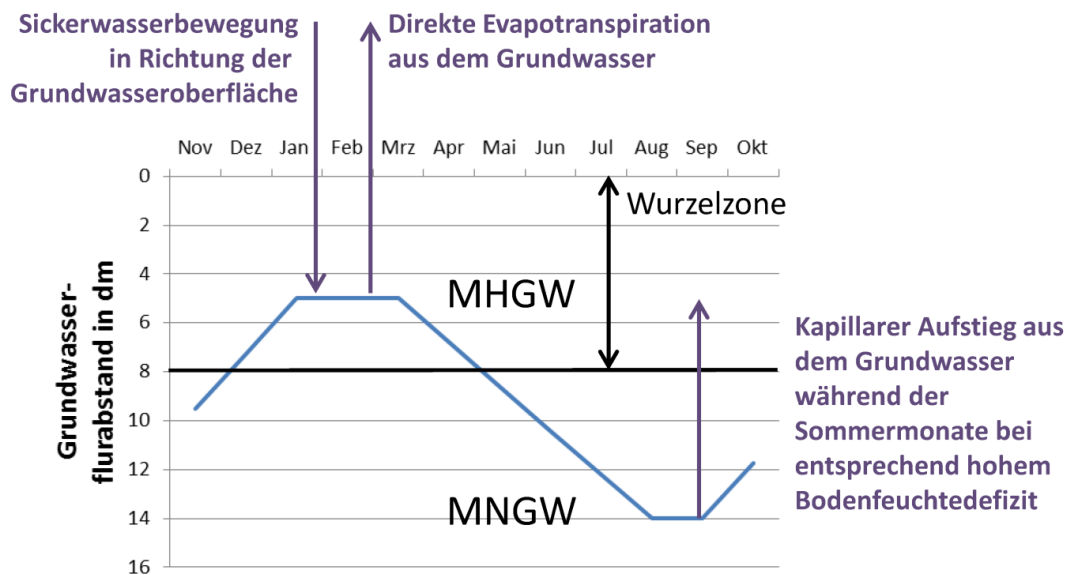


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Jahresganges des Grundwassers als Randbedingung sowie der in diesem Zusammenhang mit mGROWA simulierten Prozesse. MHGW – mittlerer Hochstand des Grundwassers; MNGW – mittlerer Niedrigstand des Grundwassers.

Im Gegensatz zur ersten Implementierung des Modells mGROWA in NRW – beschrieben in Herrmann et al. (2014b) – wird in der aktualisierten Implementierung die Information zum Versiegelungsgrad der Erdoberfläche nicht landnutzungsspezifisch, d.h. feste Versiegelungsgrade für urbane Landnutzungstypen, sondern rasterbasiert verwendet (Details in Kapitel 2.3). Dies bedeutet, dass für jede Rasterzelle, für die eine Information zum Versiegelungsgrad vorliegt, die Wasserbilanz des versiegelten Anteils mit der speziellen Simulationsmethodik für **versiegelte Flächen** berechnet wird. Diese wird unverändert verwendet und ist in Herrmann et al. (2014b) dokumentiert. In der Konsequenz wird der Wasserhaushalt auf einer relativ großen Anzahl Rasterzellen im Modellgebiet entsprechend des Versiegelungsgrades anteilig aus zwei Teilergebnissen zusammengesetzt: einerseits aus einem unversiegelten Anteil, berechnet mit der speziellen Simulationsmethodik für **Boden mit Vegetation** oder **freier Wasseroberfläche**, sowie andererseits aus einem mit der speziellen Simulationsmethodik für **versiegelte Flächen** berechneten Anteil.

In der empirischen zweiten Stufe der Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Modell mGROWA erfolgt in Monatsschritten die Separation der in der ersten Stufe ermittelten Abflussbildung in die Sickerwasserrate, die Grundwasserneubildung sowie in mehrere Komponenten des Direktabflusses (Abbildung 1). Basis für diesen Verfahrensschritt ist die Identifizierung der Standorteigenschaften, die für die Auftrennung des gebildeten Abflusses relevant sind. Die Abbildung 3 zeigt den Entscheidungsbaum, anhand dessen die Separation des gebildeten Abflusses durchgeführt wird. Diesem Entscheidungsbaum liegt weiterhin das Konzept einer hierarchischen Zuweisung von abflussrelevanten Standorteigenschaften aus dem Modell GROWA zugrunde (Bogena et al., 2003; Kunkel und Wendland, 1998), welches bereits für das Modell mGROWA angepasst und weiterentwickelt wurde (Herrmann et al., 2014b). Wesentliche neue Veränderungen und Erweiterungen des Verfahrens betreffen die Behandlung des Versiegelungsgrades sowie die Kombination von Drainagen mit weiteren Standortmerkmalen. Insbesondere die neu eingeführte Nutzung rasterbasierter Versiegelungsgrade hat methodische Anpassungen des Berechnungsverfahrens notwendig

werden lassen. Alle abflussrelevanten Standorteigenschaften können nun generell auch in Kombination mit Versiegelungsgraden vorkommen.

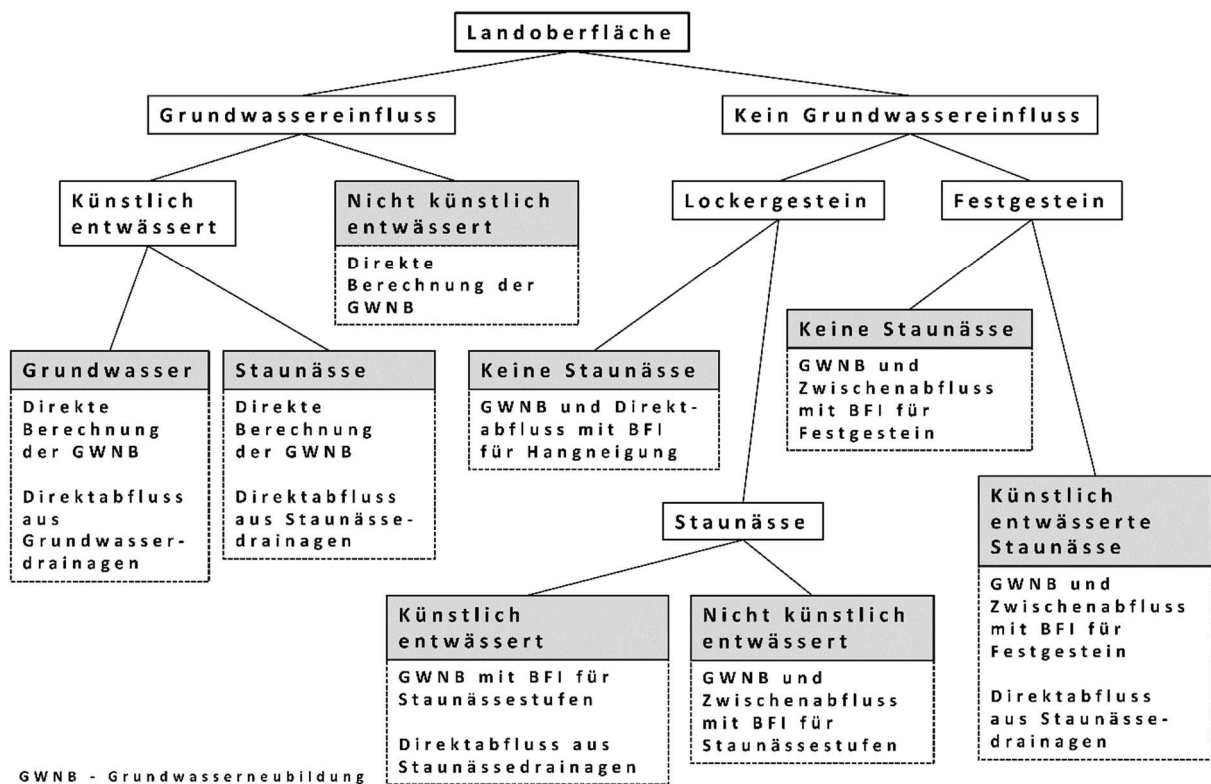
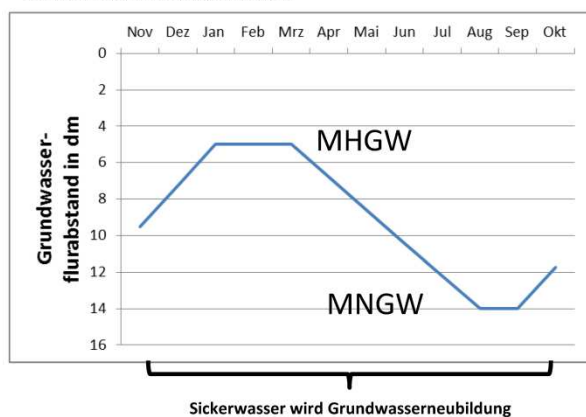


Abbildung 3: Entscheidungsbaum in der mGROWA-Abflussseparation zur Bestimmung der für die Berechnung der Grundwasserneubildung und einzelner Direktabflusskomponenten relevanten Standorteigenschaften.

Der gesamte Separationsprozess ist folgendermaßen strukturiert. Als Erstes wird unter Berücksichtigung des Versiegelungsgrades, wenn dieser größer Null ist, der **urbane Direktabfluss** abgetrennt. Unter urbanem Direktabfluss wird dabei der Anteil des auf versiegelten Flächen gebildeten Abflusses verstanden, der über Entwässerungssysteme (z.B. Regenwasserkanalisation) relativ schnell die Vorflut erreicht. Nicht alle im Modell als versiegelt abgebildeten Flächen verfügen über eine solche Anbindung. In diesem Fall versickert z.B. abfließendes Wasser an anderer Stelle, und nicht alle Flächen sind hydraulisch so dicht, dass unter ihnen keine Sickerwasserbewegung stattfinden kann. Um diesen Sachverhalt zu berücksichtigen, sind sogenannte SSPI-Werte (engl. surface sealing percolation index) in die Abflussseparation eingeführt worden, mit denen auf versiegelten Flächen abhängig vom Versiegelungsgrad der gebildete Abfluss in den urbanen Direktabfluss und einen unterirdisch abfließenden Anteil aufgespalten wird. Dieser unterirdisch abfließende Anteil wird gemeinsam mit dem auf dem unversiegelten Anteil einer Rasterzelle gebildeten Abfluss in die Grundwasserneubildung und weitere unterirdische Direktabflusskomponenten separiert. Die unterirdisch unter den versiegelten Teilflächen versickernde Wassermenge wird gemeinsam mit den Sickerwassermengen, die die unterste Modellschicht der unversiegelten Teilfläche verlassen, als **Sickerwasserrate** bilanziert.

Die weitere Separation erfolgt jeweils mit den im Entscheidungsbaum (Abbildung 3) den Standorteigenschaften zugeordneten Methoden. Die Methodik und Verwendung von BFI-Werten kann Herrmann et al. (2014b), Bogena et al. (2003) oder (Wendland et al., 2010) entnommen werden. Die BFI-Werte geben für spezifische Standorteigenschaften den im langjährigen Mittel konstanten Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss an. Auf Standorten mit Grundwassereinfluss (Abbildung 4, linker Fall) wird in Abhängigkeit von der simulierten Sickerwasserbewegung in Richtung Grundwasser und vom kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone für einzelne Zeitschritte (Monate) eine sogenannte **Netto-Grundwasserneubildung** direkt bilanziert. Liegen zusätzlich Grundwasserdrainagen vor (Abbildung 4, rechter Fall), dann wird ein **Drainageabfluss** als Komponente des Direktabflusses nur in solchen Monaten bilanziert, in denen Grundwasserstand und Drainageniveau identisch sind (Details in Abschnitt 4.5). Befindet sich eine Staunässedrainage oberhalb des Schwankungsbereiches des natürlichen Grundwasserflurabstandes, so wird ein fester Teil des Sickerwassers als Direktabfluss aus der Staunässedrainage bilanziert.

Modellierter natürlicher Jahresgang des Grundwasserflurabstandes



Modellierter Jahresgang des Grundwasserflurabstandes bei Grundwasserdrainage

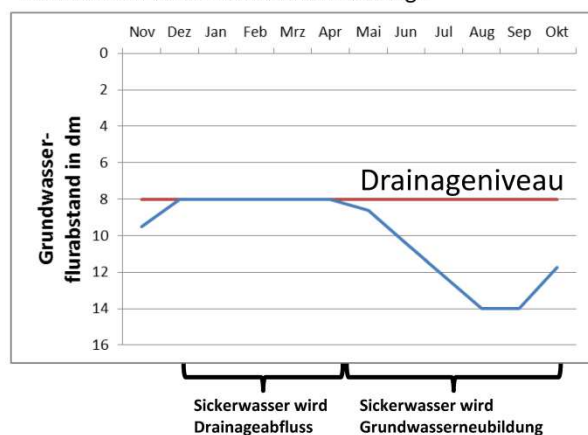


Abbildung 4: Exemplarisch modellierter natürlicher Jahresgang des Grundwasserflurabstandes und dessen veränderter Jahresgang bei vorhandenen Grundwasserdrainagen.

Im Festgesteinsbereich, mit Böden ohne Grundwassereinfluss auf die Wurzelzone und Vegetation sowie ohne Staunässe im Boden, erfolgt die Bilanzierung der Grundwasserneubildung und eines **Zwischenabflusses** (Interflow) als Komponente des Direktabflusses mithilfe klassischer BFI-Werte. Existiert auf Festgesteinsstandorten eine Staunässedrainage, so wird der bilanzierte Direktabfluss in einen Drainage- und einen Zwischenabflussteil separiert. Im Lockergesteinsbereich, mit Böden ohne Staunässe oder Grundwassereinfluss auf die Wurzelzone und Vegetation, wird in Abhängigkeit von der Hangneigung der gebildete Abfluss in einen relativ großen Anteil Grundwasserneubildung und einen sehr kleinen Anteil Direktabfluss (< 5 %) aufgetrennt. Für den Fall, dass solche Standorte durch Staunässe beeinflusst sind, erfolgt eine Auftrennung in Grundwasserneubildung und Zwischenabfluss. Wird diese Staunässe künstlich entwässert, dann wird der Zwischenabfluss als Direktabfluss aus den Staunässedrainagen bilanziert. Durch die beschriebene Vorgehensweise wird sichergestellt, dass auf allen als potentiell gedrängt ausgewiesenen Standorten ein Direktabfluss aus Drainagen bilanziert wird.

Die auf Basis des Entscheidungsbaumes für Nordrhein-Westfalen abgeleitete räumliche Verteilung der für die Separation des Gesamtabflusses relevanten Standorteigenschaften ist in Abbildung 5 dargestellt.

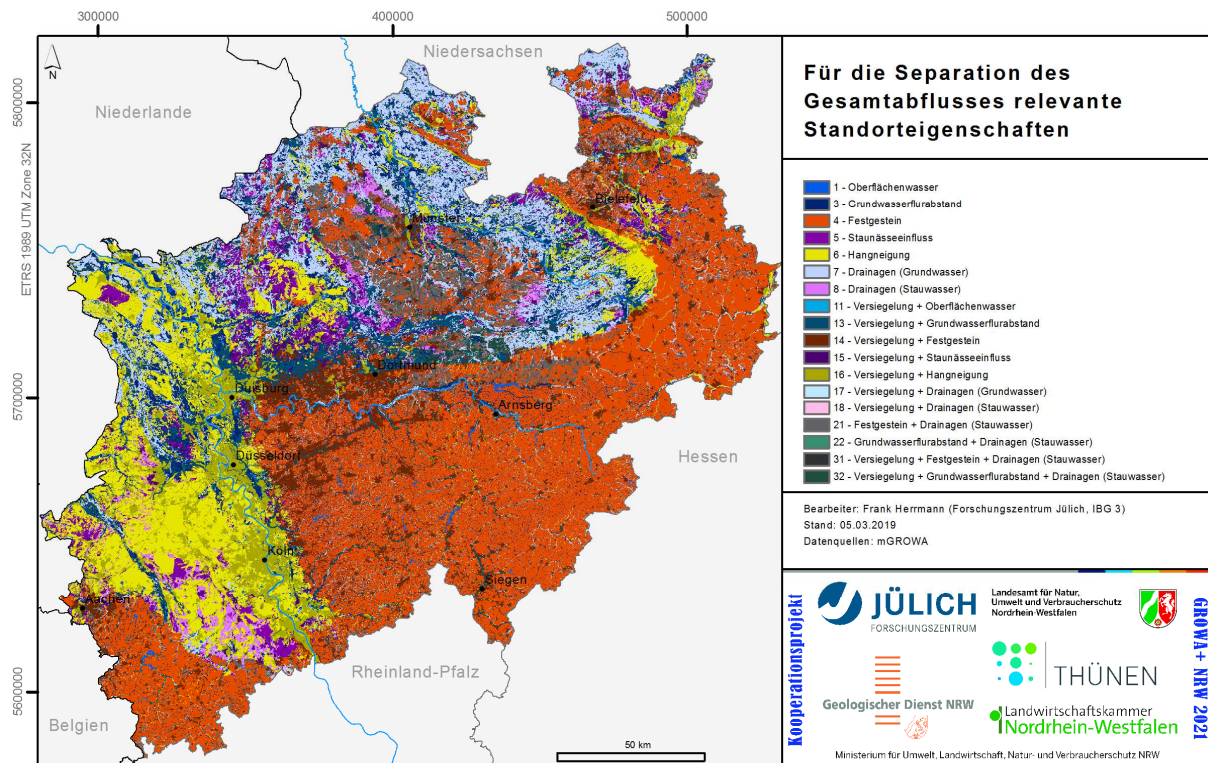


Abbildung 5: Für die Separation des Gesamtabflusses relevante Standorteigenschaften.

2.2 Klimatischer Antrieb

Für eine Simulation des Wasserhaushaltes mit mGROWA werden Datenraster mit den Monatssummen der Klimaelemente Niederschlag und potentielle Evapotranspiration über Gras (Gras-Referenzevapotranspiration) benötigt. Zusätzlich werden stationsbezogene Tageswerte verwendet, um modellintern aus den Monatssummen für jede Rasterzelle des Modellgebietes Tageszeitreihen zu generieren (Details zum Verfahren in Herrmann et al., 2014b).

Für die in Herrmann et al. (2014b) dokumentierte mGROWA-Simulation wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) Datenraster mit Monatssummen des Niederschlags und der Gras-Referenzverdunstung für die Zeitspanne von November 1960 bis Oktober 2010 bereitgestellt. In diesem für mGROWA-Simulationen bereits nutzbaren Klimadatenbestand (kurz *KDB1*) wurde vom DWD die Gras-Referenzverdunstung mit einem Verfahren basierend auf der FAO Penman-Monteith-Beziehung (Allen et al., 1998; Allen et al., 1994; Wendling, 1995) berechnet. Diese Datenraster mit Monatssummen der Gras-Referenzverdunstung

werden jedoch vom DWD derzeit nicht standardmäßig produziert, weshalb eine Verlängerung der simulierten Zeitspanne bis in die Gegenwart auf Basis des *KDB1* nicht einfach möglich ist.

Der DWD bietet mittlerweile jedoch auf dem FTP-Server des *Climate Data Center* (<ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>) freien Zugang zu Datenrastern mit Monatssummen der potentiellen Evapotranspiration über Gras, welche mit dem AMBAV-Verfahren (Friesland und Löpmeier, 2007; Löpmeier, 1994) berechnet wurden und weiterhin kontinuierlich berechnet werden. Das AMBAV-Verfahren basiert ebenfalls auf der Penman-Monteith-Beziehung, modifiziert den Berechnungsgang im Vergleich zum Verfahren der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) jedoch in mehreren Details. Verfügbar sind Datenraster mit Monatssummen ab dem Januar 1991 bis in die Gegenwart. Zusammen mit den ebenfalls bis in die Gegenwart verfügbaren Datenrastern mit Monatssummen des Niederschlags bilden diese den Klimadatenbestand 2 (kurz *KDB2*) als Basis für mGROWA-Simulationen. Aufgrund der regelmäßigen Bereitstellung aktueller Datenraster der Gegenwart durch den DWD, können mGROWA-Simulationen auf Basis des *KDB2* kontinuierlich fortgeführt werden.

Die Tabelle 1 zeigt zusammenfassend Kurzinformationen zu beiden Klimadatenbeständen. Beide Klimadatenbestände basieren auf den vom DWD im *Climate Data Center* bereitgestellten Datenrastern mit Monatssummen des Niederschlags.

Tabelle 1: Klimadatenbestände als Basis für mGROWA-Simulationen im Projekt GROWA+ NRW 2021.

Kurzbezeichnung	Simulationszeitspanne im Projekt GROWA+ NRW 2021	Berechnung der potentiellen Evapotranspiration über Gras
<i>KDB1</i>	1961-2010	auf Basis FAO Penman-Monteith-Beziehung
<i>KDB2</i>	1992-2017	AMBAV-Verfahren mit Korrekturfaktoren

Für die Interpolation der Datenraster wurde beim DWD das auch für die Erstellung des *Klimaatlas Bundesrepublik Deutschland* genutzte Interpolationsverfahren verwendet (Müller-Westermeier, 1995). Im Rahmen der Aufbereitung als Modellinput für mGROWA-Simulationen wurden die originalen Datenraster mit einer 1000 m Auflösung aus dem Gauß-Krüger-Koordinatensystem (GK) Zone 3 auf das 100 m Modellraster im Europäischen Terrestrischen Referenzsystem 1989 (ETRS89/UTM Zone 32N) projiziert.

Für die Landesfläche Nordrhein-Westfalens wird mit dem AMBAV-Verfahren (*KDB2*) die potentielle Evapotranspiration über Gras im Vergleich zum Verfahren basierend auf der FAO Penman-Monteith-Beziehung (*KDB1*) hauptsächlich in den Herbst- und Wintermonaten tendenziell geringer eingeschätzt. Während der Sommermonate hingegen ergeben sich tendenziell leicht höhere Werte. In der Summe führt dies im langjährigen Mittel zu geringeren Jahressummen der potentielle Evapotranspiration über Gras mit dem AMBAV-Verfahren, was sich wiederum in der mGROWA-Simulation in einer Berechnung höherer Gesamtabflusswerte widerspiegelt. Im Vergleich zum beobachteten Abflussregime in Nordrhein-Westfalen führt die Verwendung der originalen potentiellen Evapotranspiration über Gras aus dem AMBAV-

Verfahren in Verbindung mit den in der mGROWA-Simulation verwendeten Verdunstungsparametern aus ATV-DVWK (2002) letztendlich zu einer stärkeren Überschätzung des Gesamtabflusses. Dies konnte durch Testrechnungen und Vergleiche mit Hilfe der in Kapitel 4 beschriebenen Evaluierungsmethodik nachgewiesen werden. Aufgrund dieses Sachverhaltes wurden die in Abbildung 6 dargestellten räumlich verteilten monatlichen Korrekturfaktoren abgeleitet, mit deren Hilfe eine Korrektur der mit dem AMBAV-Verfahren berechneten Werte an das potentielle Verdunstungsniveau des *KDB1* ermöglicht wird. Für die Berechnung der Korrekturfaktoren wurden die entsprechenden Monatsraster der Überlappungszeitspanne beider Datenbestände (1991 bis 2010) statistisch ausgewertet. Das in Abbildung 6 dargestellte Ergebnis visualisiert auch die Unterschätzungstendenz des AMBAV-Verfahrens in den aus hydrologischer Perspektive relevanten Herbst- und Wintermonaten, d.h. Korrekturfaktoren größer Eins. Im Rahmen der Aufbereitung des *KBD2* für eine Verwendung in den mGROWA-Simulationen wurden alle Monatsraster der potentielle Evapotranspiration über Gras mit Hilfe der monatlichen Korrekturfaktoren multipliziert.

Die Abbildung 7 zeigt für Nordrhein-Westfalen die räumliche Verteilung des mittleren jährlichen Niederschlags der Periode 1981-2010 und die Abbildung 8 für ebendiese Periode die mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration über Gras. In Abbildung 9 ist die potentielle Evapotranspiration über Gras für die Zeitspanne der Überlappung der beiden Klimadatenbestände von 1992-2010 dargestellt. In dieser Darstellung wird deutlich, dass die Korrekturfaktoren zu einer relativ guten Anpassung der mit dem AMBAV-Verfahren berechneten Werte an das Niveau des *KDB1* geführt haben. Die Differenzen variieren räumlich in einer Spanne von ± 5 mm/a.

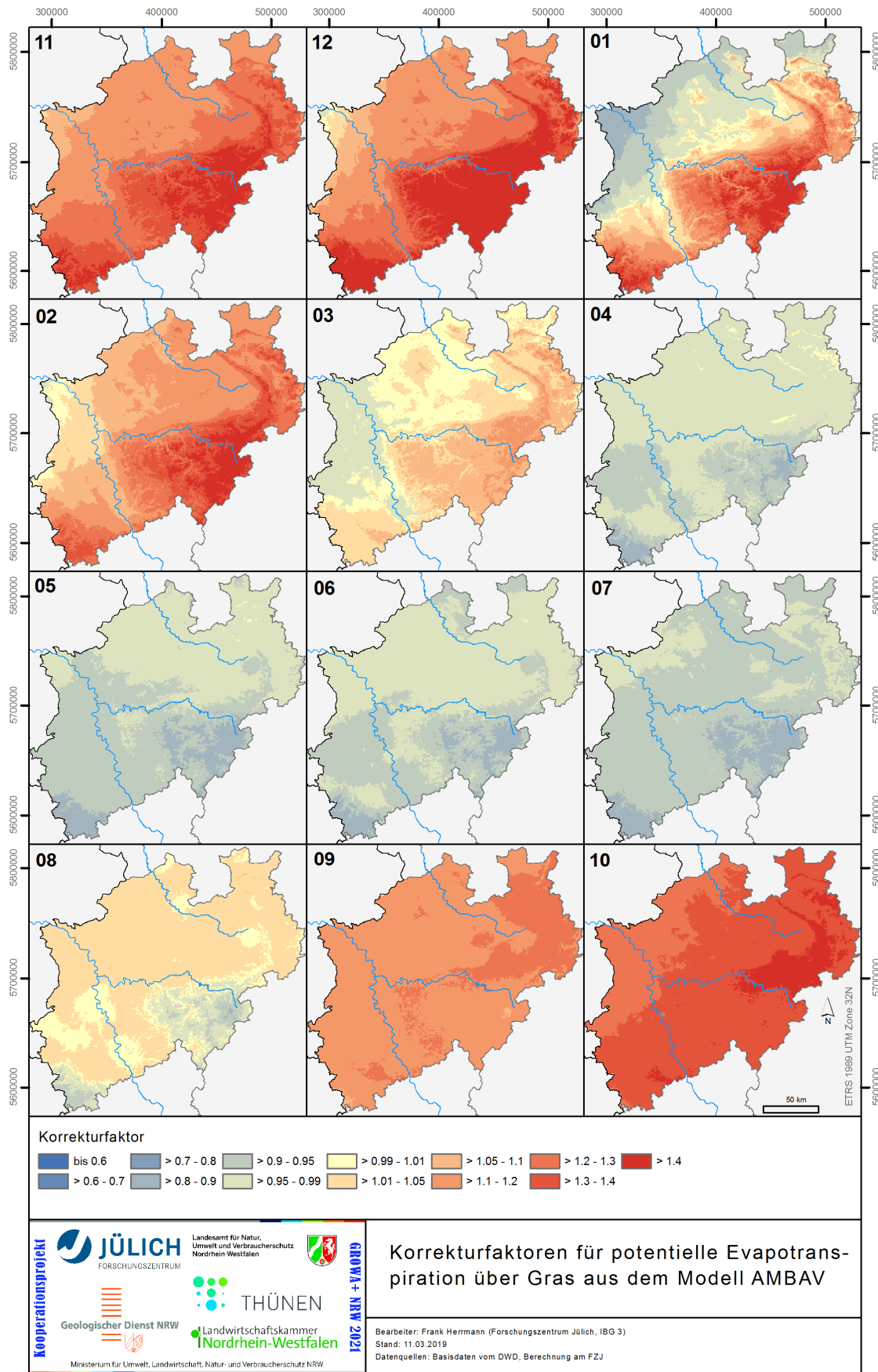


Abbildung 6: Monatliche Korrekturfaktoren für potentielle Evapotranspiration über Gras aus dem Modell AMBAV.

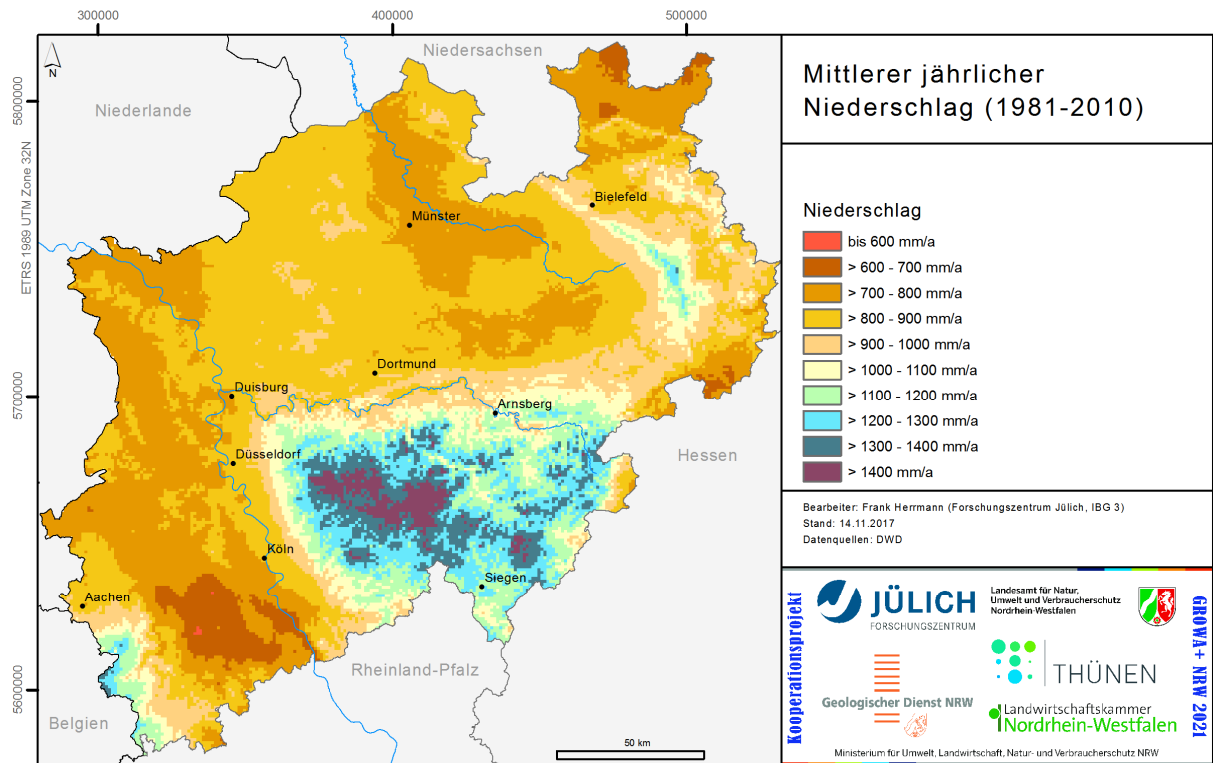


Abbildung 7: Mittlerer jährlicher Niederschlag (1981-2010).

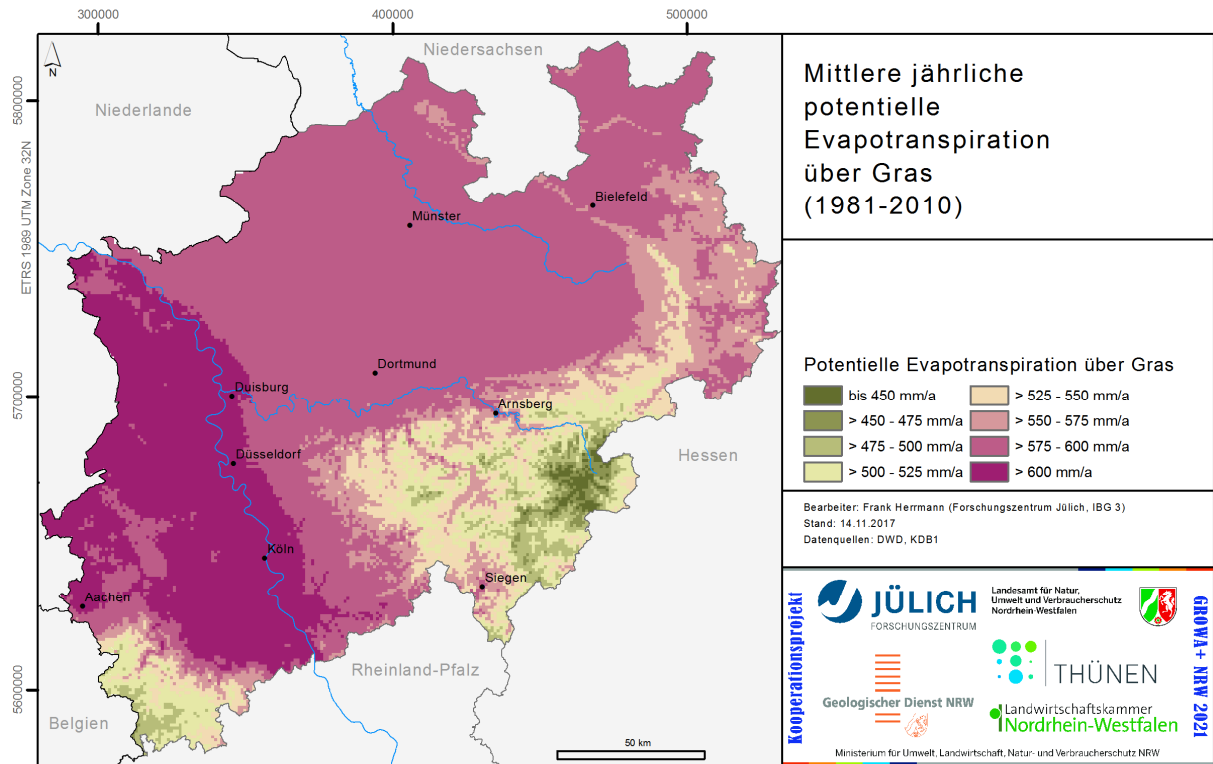


Abbildung 8: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration über Gras (1981-2010).

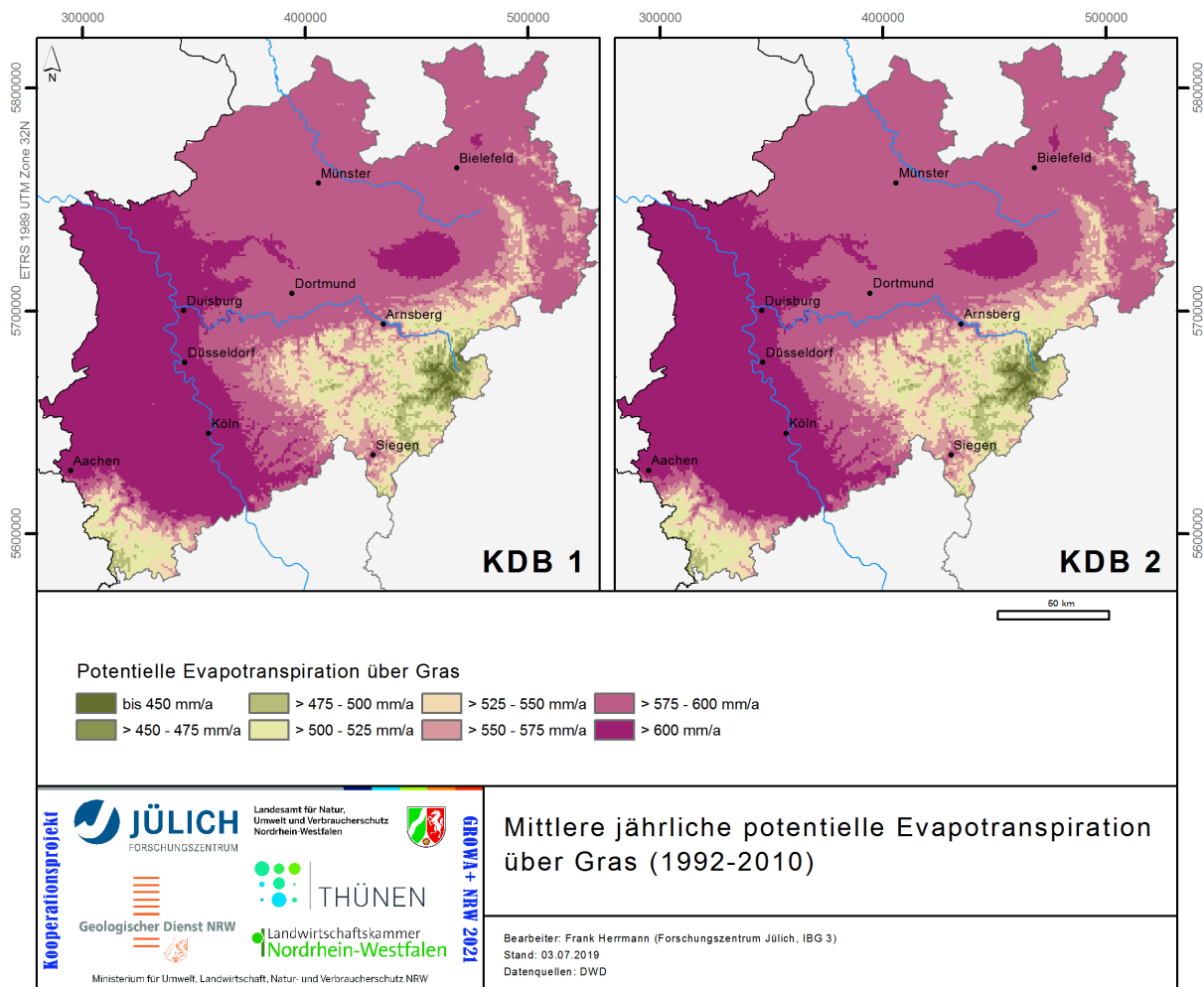


Abbildung 9: Mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration über Gras (1992-2010) in KDB1 (links) und KDB2 (rechts, mit Korrektur).

2.3 Landnutzung, Vegetation, Versiegelung, Topographie

Flächendifferenzierte Daten zur Landnutzung und Vegetation, sowie zur Versiegelung und Topographie der Erdoberfläche sind essentiell für die Parametrisierung der Wasserhaushaltssimulation mit mGROWA. Die im Rahmen des Projektes diesbezüglich verwendeten Datengrundlagen sowie deren Aufbereitung werden in diesem Kapitel kurz dargelegt.

Datengrundlage zur **landnutzungs- und vegetationspezifischen** Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration (vgl. Kapitel 2.1) ist die räumliche Information zu Landnutzungs- und Vegetationstypen des ATKIS Basis-DLM (Stand 26.11.2015). Diese räumliche Information wurde anhand der in der InVeKoS Datenbank (NRW, Jahrgang 2015) ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Flächen (Ackerland, Grünland u. Dauerkultur) aktualisiert. Insgesamt wurden aus den Objektarten (Oberflächen- bzw. Vegetationsmerkmale) des ATKIS Basis-DLM und den InVeKoS-Flächen 66 Kombinationen sogenannter Landnutzungs-IDs gebildet, für die dem Modell jeweils Parameter zur Simulation

der tatsächlichen Verdunstung vorgegeben wurden. Die resultierende räumliche Verteilung umfasst alle im InVeKoS ausgewiesenen landwirtschaftlichen Flächen sowie zusätzlich die landwirtschaftlichen Flächen, die lediglich im ATKIS Basis-DLM ausgewiesen sind. Anhand der Landnutzungs-ID ist die jeweilige Datenquelle einer landwirtschaftlich genutzten Fläche weiterhin identifizierbar. Die den 66 Landnutzungs-IDs zugewiesenen landnutzungs- und vegetationspezifischen Verdunstungsparameter entstammen dem ATV-DVWK Regelwerk (ATV-DVWK, 2002, Tab.8.1). Die Abbildung 10 zeigt die in die wichtigsten Landnutzungsklassen zusammengefassten Daten aus den genannten Datenquellen.

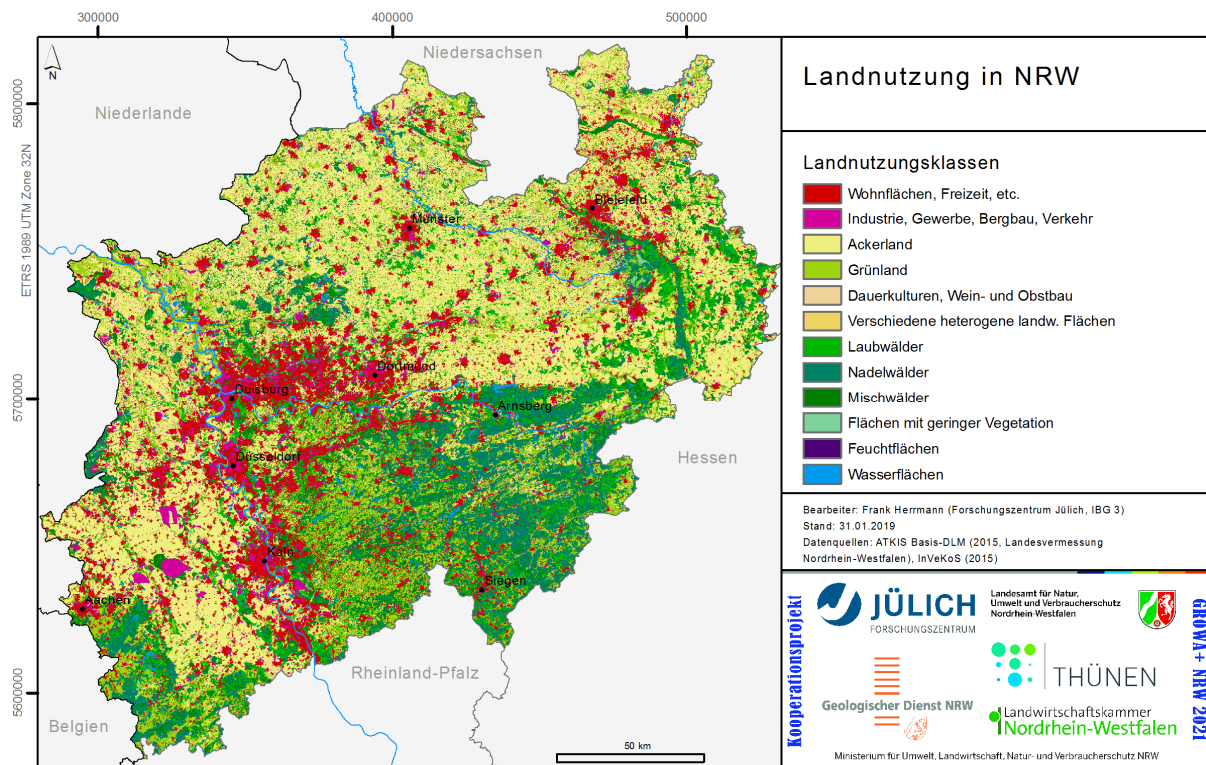


Abbildung 10: Landnutzung in NRW, dargestellt sind Landnutzungsklassen.

Die rasterbasierte Information zum Versiegelungsgrad, ist in Abbildung 11 dargestellt. Diese wird für die Identifizierung der Rasterzellen benötigt, auf denen zusätzlich die spezielle Simulationsmethodik für **versiegelte Flächen** angewendet wird. Für die gesamte Landesfläche Nordrhein-Westfalens wurde der durch *Copernicus Land Monitoring Service* unter <https://land.copernicus.eu/> bereitgestellte **High Resolution Layer Imperviousness** (Stand 2012) mit einer Rasterauflösung von 20 m als Datenbasis verwendet. Der Versiegelungsgrad mit der Rasterauflösung von 20 m wurde bilanztreu auf das Modellraster in eine Rasterauflösung von 100 m übertragen. Die Abbildung 12 zeigt dazu exemplarisch das Ergebnis dieser Übertragung für eine Region südwestlich von Mönchengladbach. Kleine stark versiegelte Flächen im ländlichen Raum sowie am Rand urbaner Räume (Abbildung 12, links) erscheinen nach der bilanztreuen Übertragung auf das 100 m Raster als Rasterzellen mit geringem Versiegelungsgrad (Abbildung 12, rechts). In Bezug auf eine 100 m Rasterzelle bleibt jedoch die Größe der versiegelten Fläche erhalten.

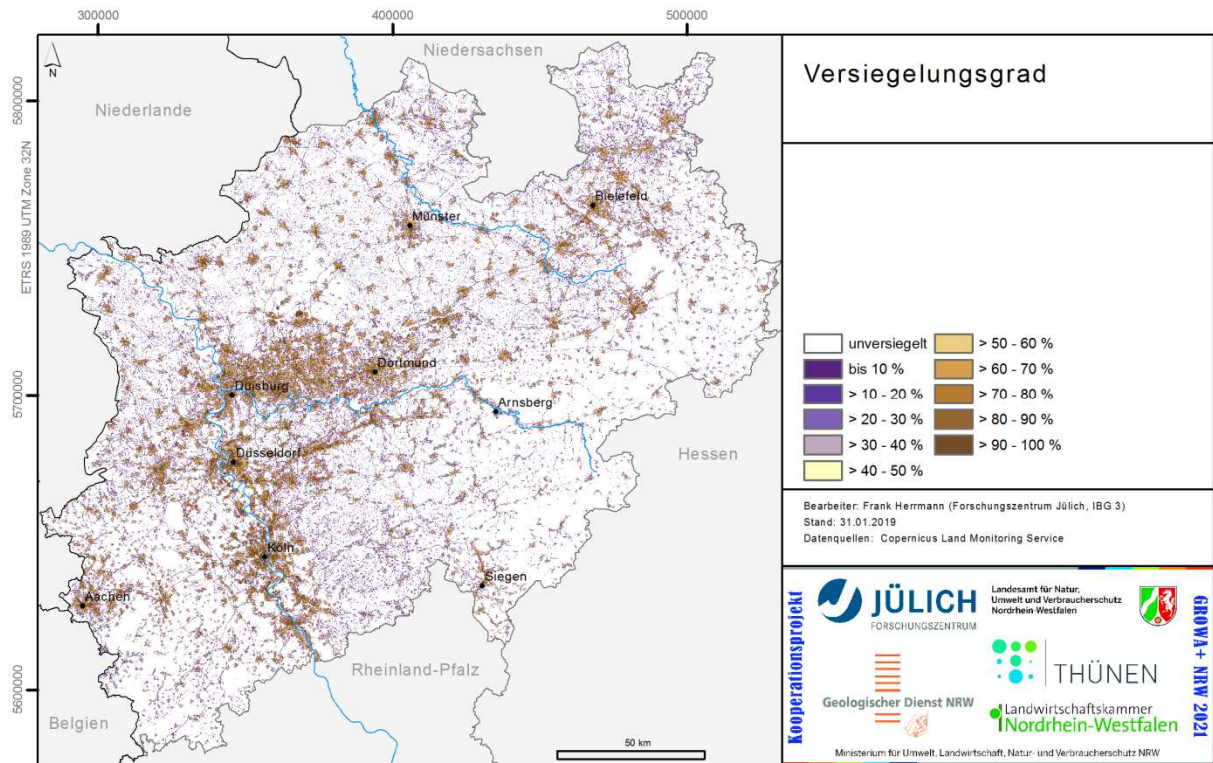


Abbildung 11: Versiegelungsgrad der Erdoberfläche. Datenquelle: Copernicus Land Monitoring Service, High Resolution Layer Imperviousness (2012) 20 m.

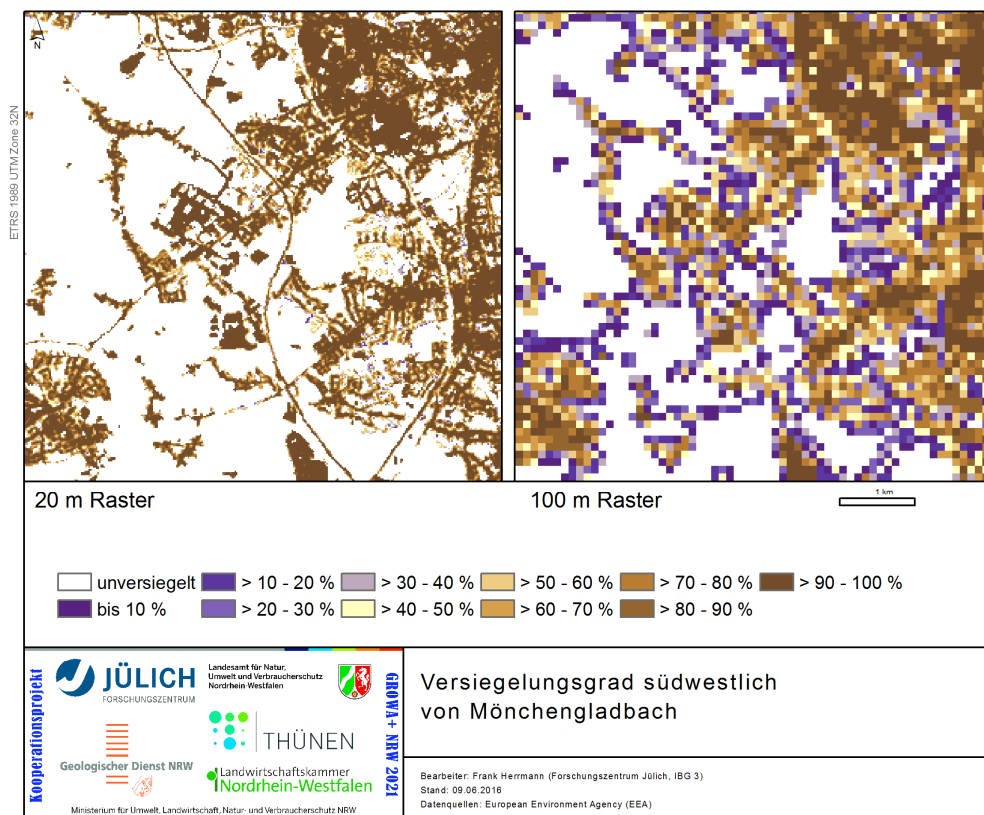


Abbildung 12: Versiegelungsgrad südwestlich von Mönchengladbach vor (links) und nach (rechts) der Übertragung auf das 100 m Modellraster.

Das in Abbildung 13 dargestellte digitale Geländemodell des Landes Nordrhein-Westfalen (DGM10, Stand 2010) bildete eine bedeutende Datenbasis für die Wasserhaushaltssimulation mit mGROWA.

Im Rahmen der Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration in mGROWA erfolgt eine Korrektur der Referenzverdunstung mit Hilfe eines topographischen Korrekturfaktors (Golf, 1981; Herrmann et al., 2014b; Kunkel und Wendland, 1998). Dieser Korrekturfaktor wird auf Basis der aus dem digitalen Geländemodell abgeleiteten Größen Hangneigung und Hangexposition gegenüber Nord berechnet. Idealerweise erfolgt die Berechnung in der höchsten möglichen Auflösung des Geländemodells, d.h. im Fall der hier dokumentierten Modellierung auf dem 10 m Raster des originalen DGM10. Die entsprechend hochaufgelösten räumlichen Verteilungen der Hangneigung und der Hangexposition gegenüber Nord sind in Abbildung 14 und Abbildung 15 dargestellt. Der in 10 m Auflösung berechnete topographische Korrekturfaktor wurde danach durch Mittelwertbildung auf das Modellraster in 100 m Auflösung aggregiert und ist in Abbildung 16 dargestellt. Nach Süden exponierte Hänge weisen Korrekturfaktoren größer Eins und damit eine höhere Evapotranspiration auf, als nach Norden exponierte Hänge mit Werten kleiner Eins.

Die in Abbildung 14 dargestellte und auf das 100 m Modellraster durch Mittelwertbildung aggregierte Neigung der Geländeoberfläche findet zusätzlich Verwendung im Rahmen der Separation des gebildeten Abflusses in die Grundwasserneubildung und die Komponenten des Direktabflusses.

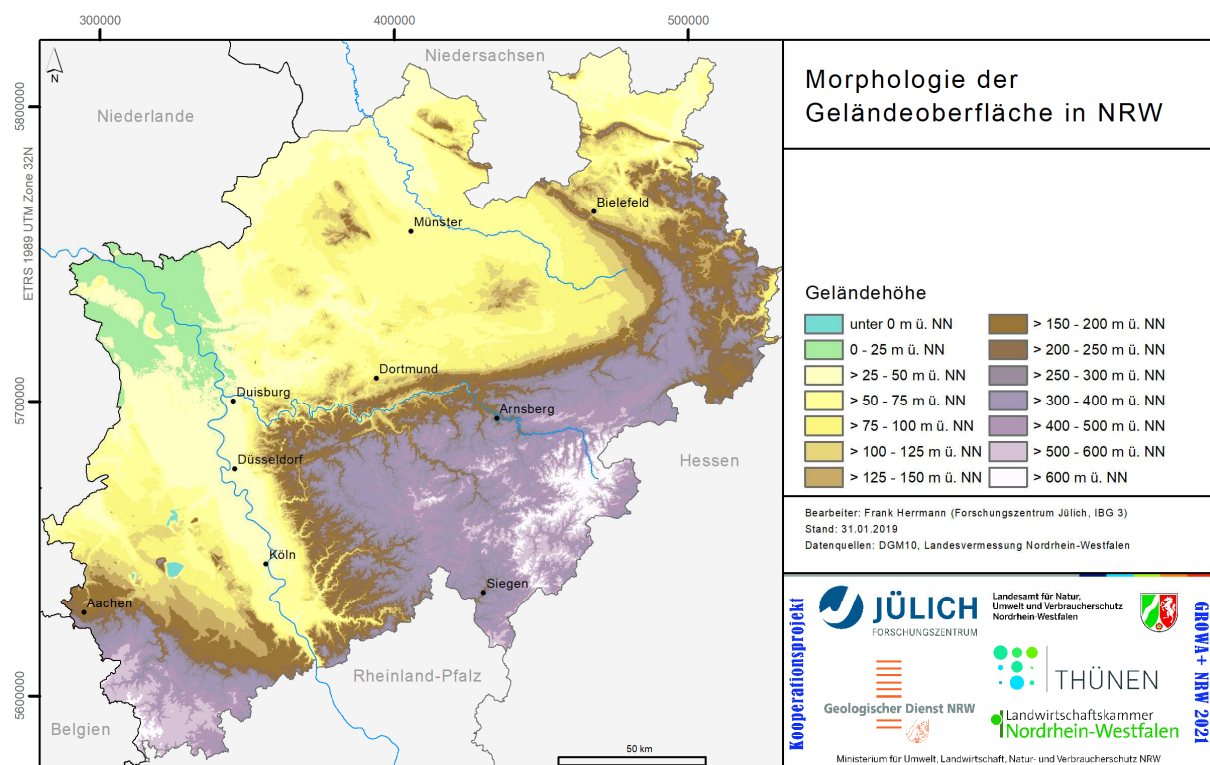


Abbildung 13: Morphologie der Geländeoberfläche in Nordrhein-Westfalen. Datenquelle: DGM10, Landesvermessung Nordrhein-Westfalen.

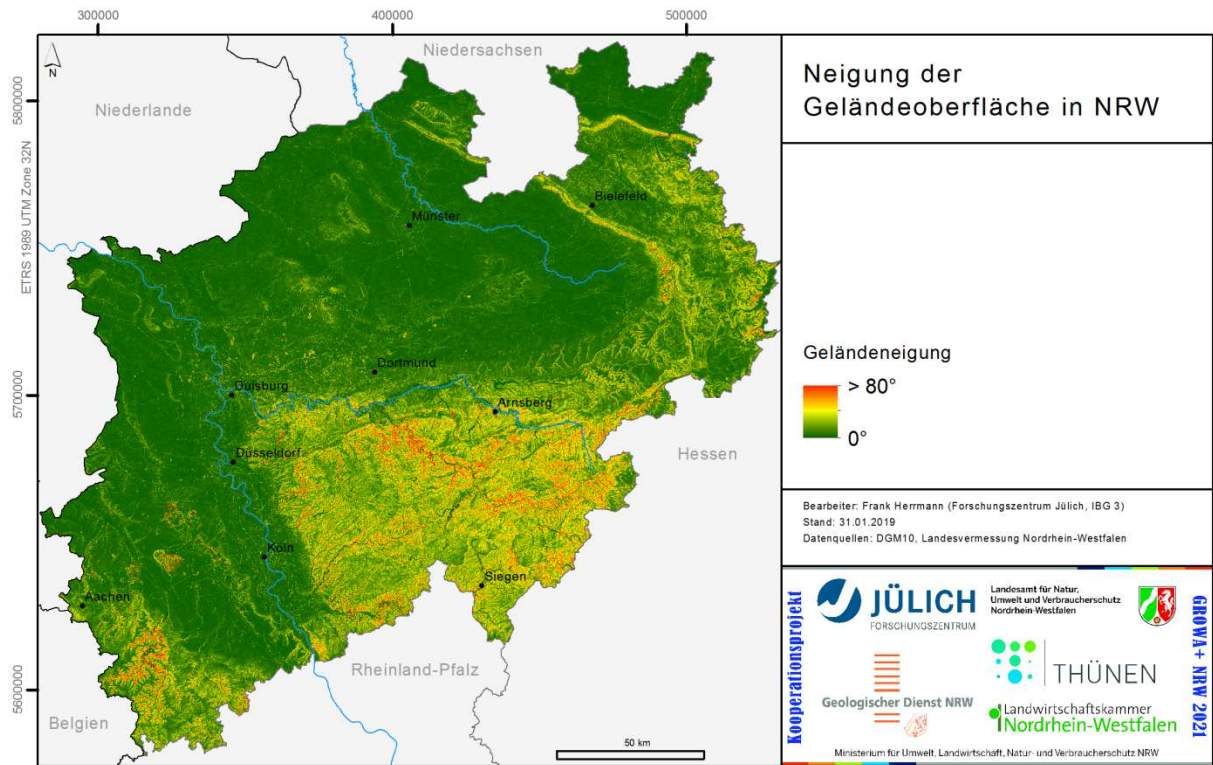


Abbildung 14: Neigung der Geländeoberfläche in Nordrhein-Westfalen.

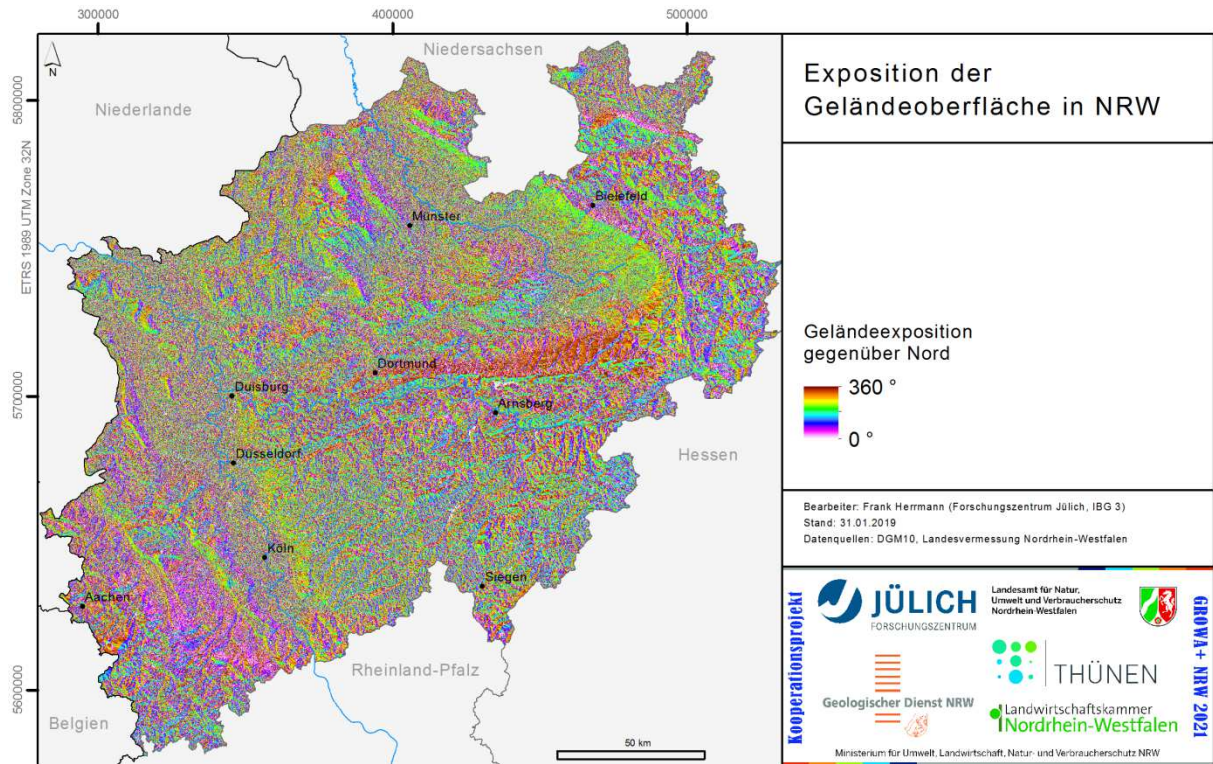


Abbildung 15: Exposition der Geländeoberfläche gegenüber Nord in Nordrhein-Westfalen.

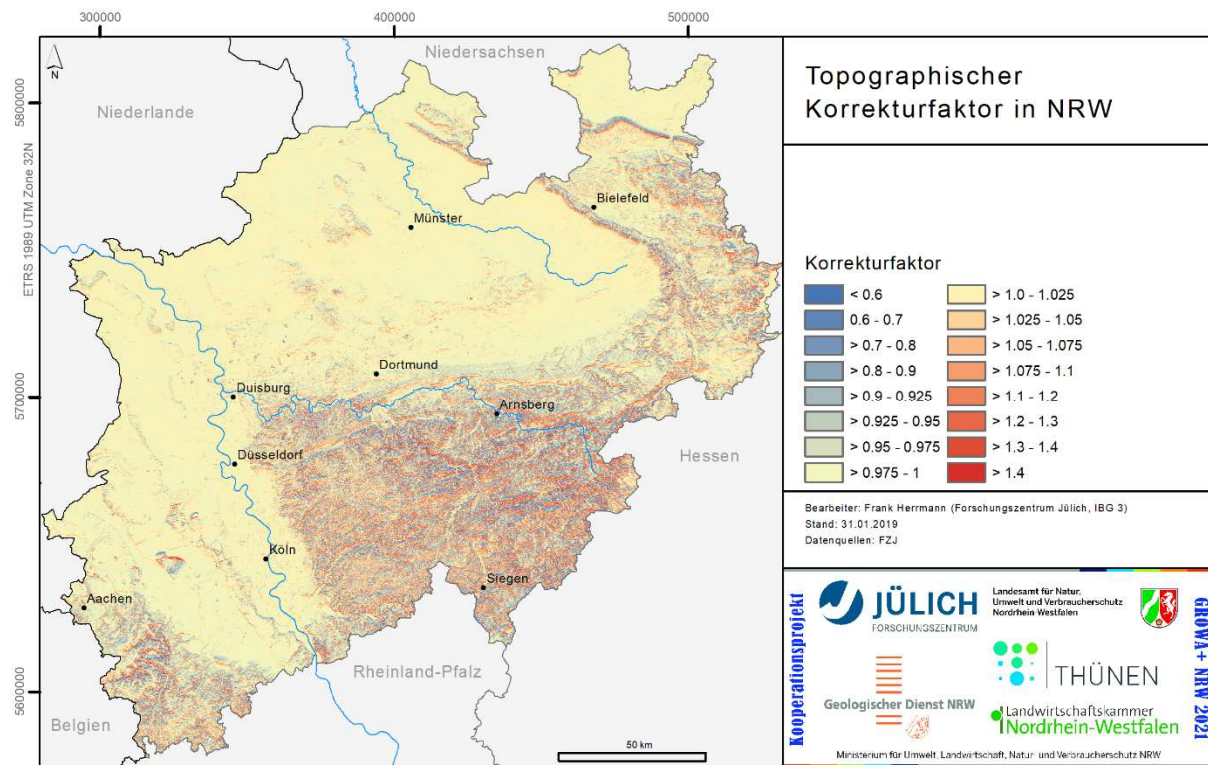


Abbildung 16: Topographischer Korrekturfaktor in Nordrhein-Westfalen.

2.4 Bodenparameter und hydrogeologische Parameter

Maßgebliche bodenkundliche Datengrundlage ist die Bodenkarte 1:50.000 (BK 50). Die BK 50 wurde vom Geologischen Dienst Nordrhein-Westfalen erstellt, liegt landesweit nahezu flächendeckend vor und wurde als gesamtes Kartenwerk einheitlich digital aufbereitet. Die BK 50 und ihre Verwendung in NRW im Rahmen landesweiter Studien ist bereits vielfach ausführlich beschrieben worden (z.B. Schrey, 1994; Wendland et al., 2010). Für die landesweite mGROWA-Simulation wurden Bodenparameter einer Version der BK 50 aus dem Jahr 2017 aufbereitet. Bodenparameter sind nicht nur für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes eine wichtige Datengrundlage. Sie finden auch im Rahmen der Verweil- und Fließzeitenmodellierung Verwendung (vgl. Teilbericht III).

Insgesamt liegen in der BK 50 für NRW 8190 Bodenprofilbeschreibungen vor. Die Abbildung 17 zeigt exemplarisch die in Gruppen eingeordneten Bodenarten dieser Bodenprofile. Teilweise liegen in der BK 50 für Böden in urbanen Räumen und für Böden im Rheinischen Braunkohlerevier keine parametrisierten Bodenprofile vor. Für solche Standorte wurden vom Geologischen Dienst Nordrhein-Westfalen Ersatzprofile bereitgestellt.

Für die Simulation der tatsächlichen Evapotranspiration mit dem Modell mGROWA ist eine flächendeckende Charakterisierung der Größe des Bodenwasserspeichers in der durchwurzelten Bodenzone notwendig. Dazu werden die horizontbezogenen Bodenparameter Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität verwendet. Außerdem werden die

horizontbezogenen Bodenparameter Lagerungsdichte, bei Moorböden das Substanzvolumen sowie die Bodenart des Feinbodens für die Berechnung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser benötigt. Des Weiteren wurden die in der BK 50 für grundwasserbeeinflusste Böden verzeichneten Grundwasserstufen als Randbedingung für die Berechnung des kapillaren Aufstiegs verwendet. Diesbezügliche Details werden in Kapitel 2.5 näher beschrieben.

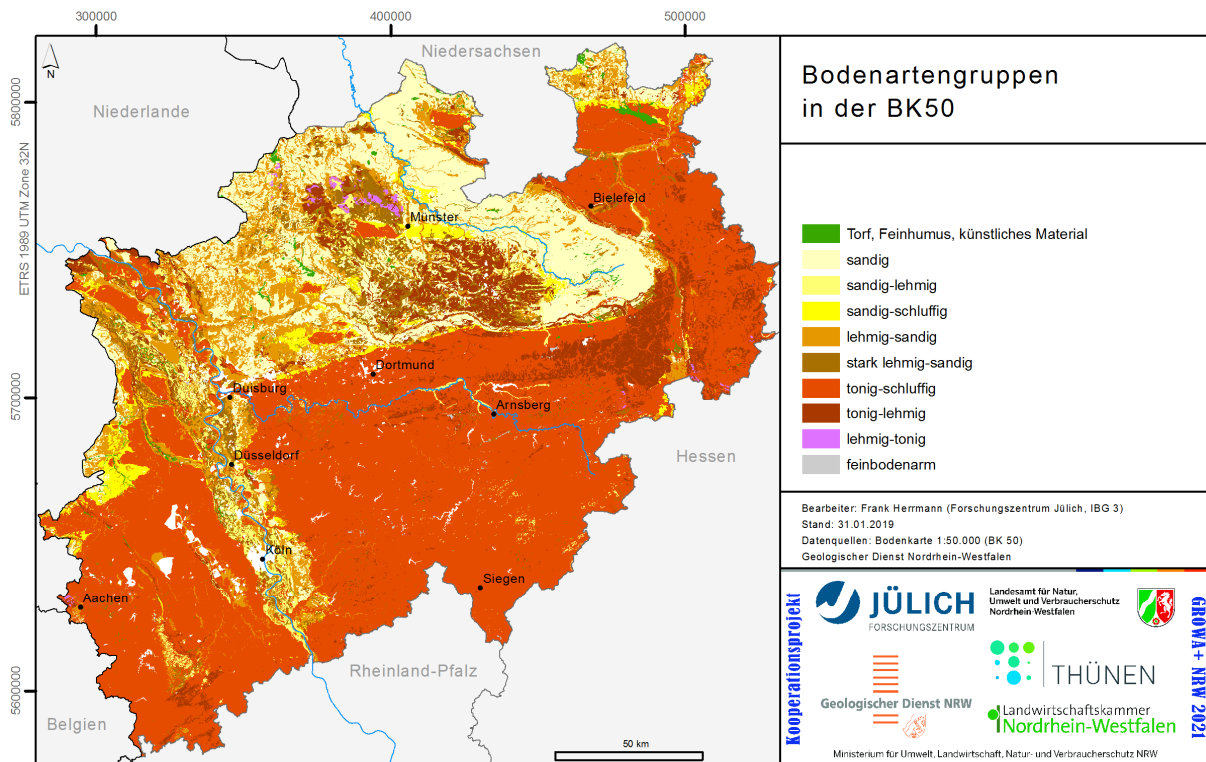


Abbildung 17: Bodenartengruppen in der BK50. Weiße Flächen stellen einerseits Wasserflächen dar, aber auch Flächen, für die Ersatzprofile verwendet wurden.

Im Rahmen der Separation des Gesamtabflusses in die Komponenten des Direktabflusses und die Grundwasserneubildung wird ebenfalls bodenkundliche Information aus der BK 50 verwendet (vgl. Entscheidungsbaum Abbildung 3). Insbesondere wird die Staunässestufe, d.h. der Grad der Vernässung staunasser Böden, verwendet, um die im Boden gebildeten Direktabflussanteile zu bilanzieren. Die Abbildung 18 zeigt den Grad der Vernässung der von Staunässe beeinflussten Böden und die Abbildung 19 die Böden in NRW, auf denen Staunässe potentiell künstlich durch Drainagen entwässert wird (für Erläuterungen zur Ausweisung potenziell drainierter Flächen siehe Teilbericht IIb). Auf Flächen mit Staunässe drainagen wird entsprechend mit mGROWA ein Drainageabfluss bilanziert. Die Flächen, auf denen diese Standorteigenschaften für die Bestimmung der Grundwasserneubildung und der Direktabflusskomponenten relevant sind, sind in Abbildung 5 ersichtlich.

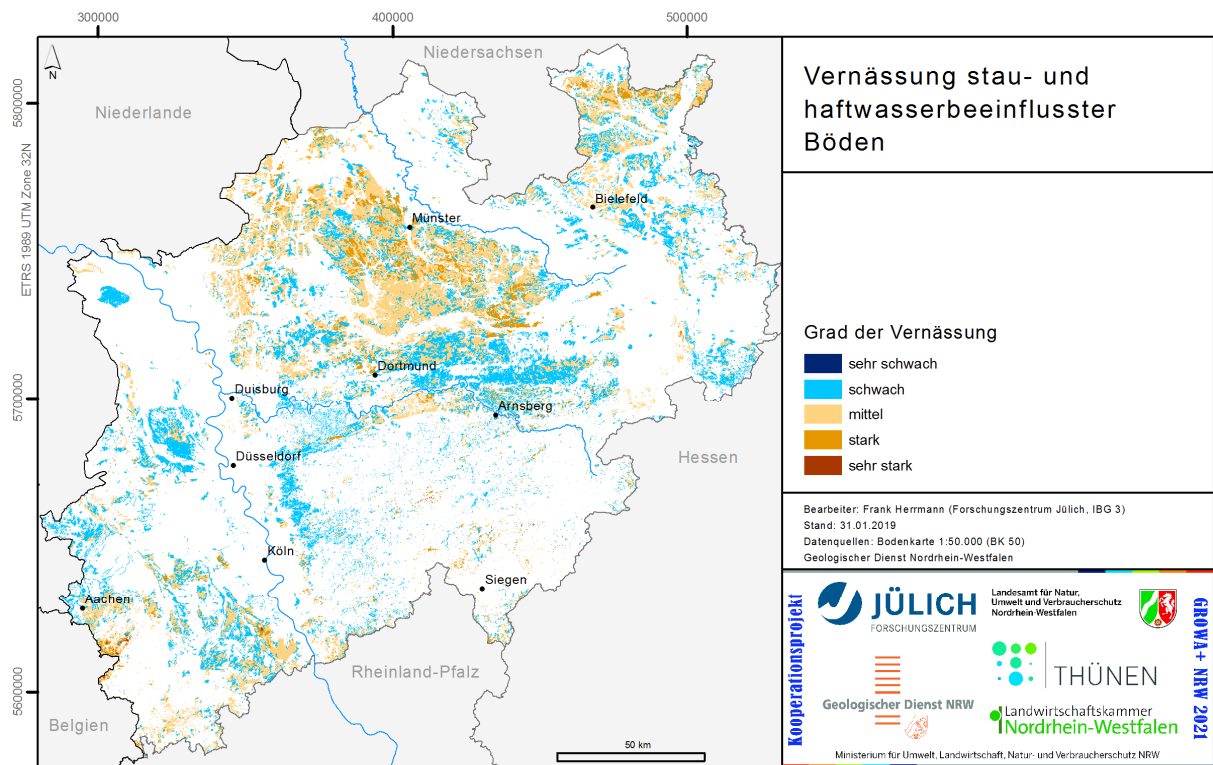


Abbildung 18: Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden.

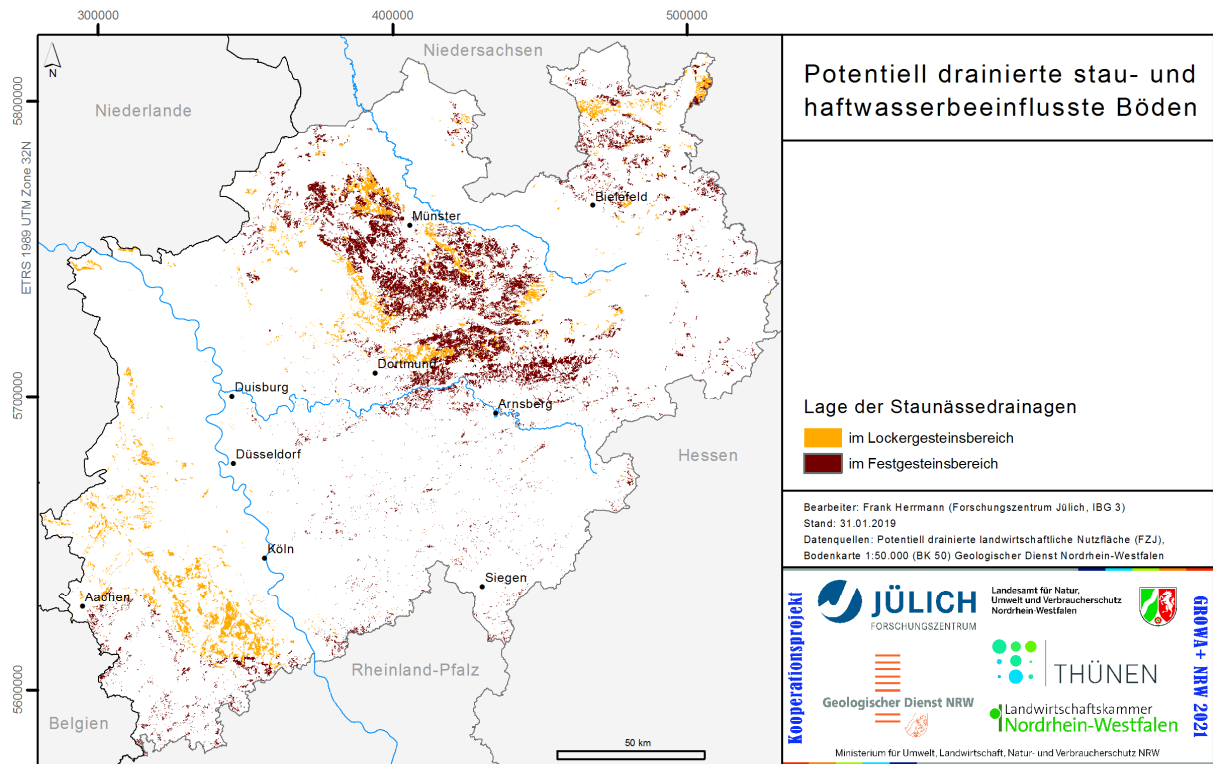


Abbildung 19: Potentiell drainierte stau- und haftwasserbeeinflusste Böden.

Für die Separation des Gesamtabflusses in den Festgesteinsbereichen des Landes Nordrhein-Westfalen wird für die Zuordnung der BFI-Werte räumlich verteilte Information über die vorliegenden hydrogeologischen Gesteinseinheiten benötigt (vgl. Abbildung 3). Die hydrogeologischen Festgesteinseinheiten des Landes NRW und ihre Charakterisierung hinsichtlich der möglichen Grundwasserneubildung sind bereits vielfach beschrieben worden (z.B. Bogena et al., 2003; Bogena et al., 2005; Wendland et al., 2010). Im Rahmen des Projektes wurde vom Geologischen Dienst NRW eine neue Hydrogeologische Karte erstellt, welche auch als Datenbasis für ebendiesen Zweck Verwendung finden sollte. Eine detailliertere Beschreibung dieser neu erstellten hydrogeologischen Datensätze findet sich im Teilbericht III.

Die neue Hydrogeologische Karte unterscheidet insgesamt 196 für die mGROWA-Simulation relevante hydrogeologische Festgesteinseinheiten. Für solche in NRW vorkommenden Einheiten liegen aus mehreren Studien bereits kalibrierte und validierte BFI-Werte vor (z.B. aus Bogena et al., 2003; Wendland et al., 2010). Die flächendeckende Zuweisung dieser BFI-Werten an die Flächen der neuen Hydrogeologischen Karte erfolgte maßgeblich über die in Abbildung 20 dargestellte Einordnung in Durchlässigkeitsklassen (kf-Wertbereiche). Im Allgemeinen resultieren für gering durchlässige Gesteinseinheiten auch geringe BFI-Werte und damit auch geringe Grundwasserneubildungshöhen, weil solche Gesteinseinheiten aufgrund des geringen Speichervermögens im Kluft- und Porensystem auch nur sehr beschränkt Grundwasser aufnehmen können. Demgegenüber resultiert in Gesteinseinheiten mit mittlerer oder hoher Durchlässigkeit (z.B. in Karst-Grundwasserleitern) auch ein entsprechend hohes Speicher- bzw. Aufnahmevermögen für Grundwasser. Dieses spiegelt sich in größeren BFI-Werten wider. Entsprechend variieren auch die Abstandsgeschwindigkeiten des Grundwassers in Abhängigkeit von der hydraulischen Durchlässigkeit (vgl. Teilbericht III).

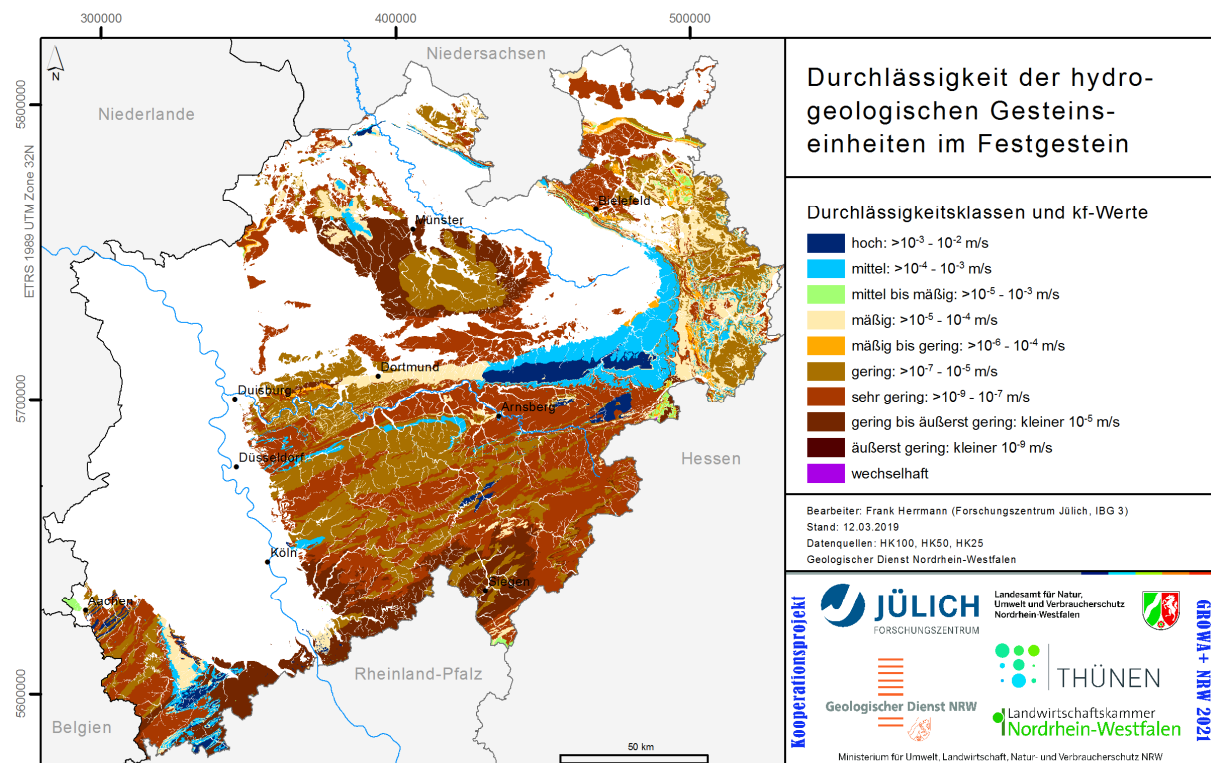


Abbildung 20: Durchlässigkeit der hydrogeologischen Gesteinseinheiten im Festgestein.

Neben der Zuordnung kalibrierter BFI-Werte an die hydrogeologischen Festgesteinseinheiten konnten für einzelne Einheiten mit Hilfe der im Kapitel 4 beschriebenen Vorgehensweise zur Evaluierung der Simulationsergebnisse verbesserte BFI-Werte abgeleitet werden. Die insgesamt resultierende räumliche Verteilung der BFI-Werte im Festgesteinsbereich ist in Abbildung 21 dargestellt.

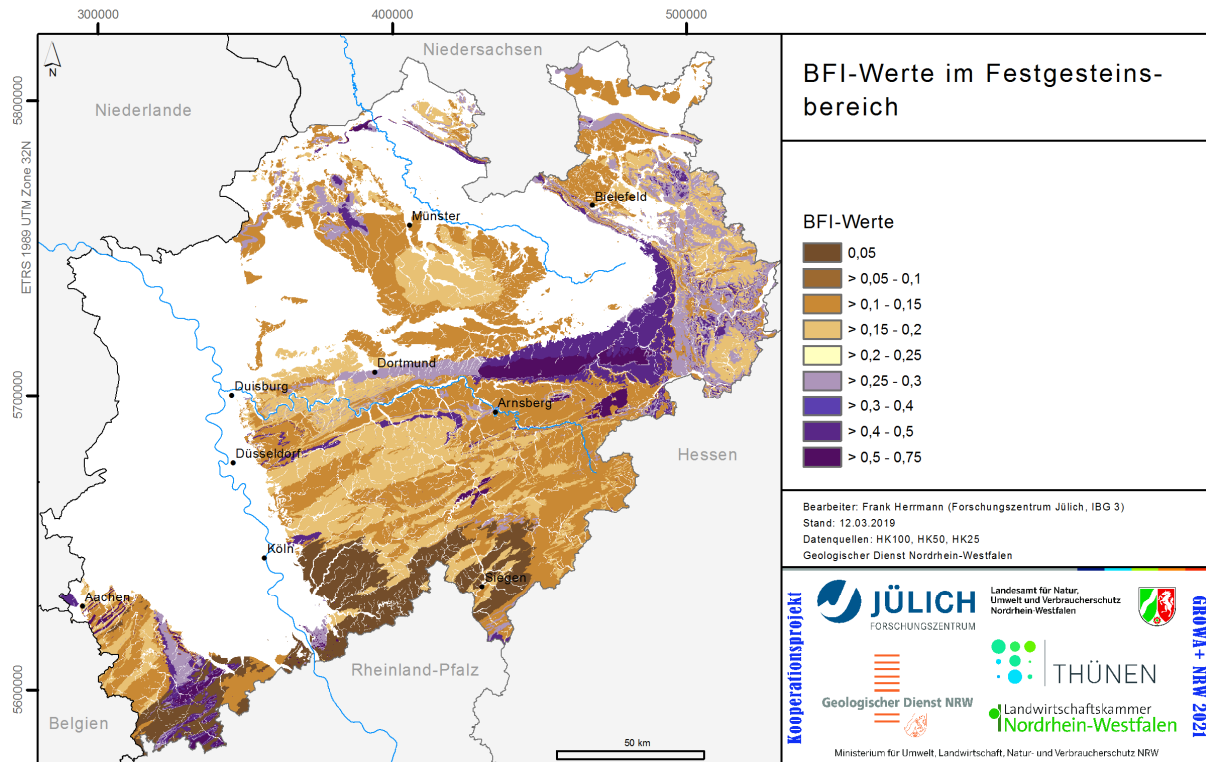


Abbildung 21: BFI-Werte im Festgesteinsbereich.

2.5 Gebiete mit Grundwasserzehrung

Im Rahmen der Aktualisierung und Weiterentwicklung des Modells mGROWA in Nordrhein-Westfalen wurde insbesondere die Modellierung des Wasserhaushalts in Bereichen mit flurnahem Grundwasser überarbeitet, d.h. auf Böden in denen ein kapillarer Aufstieg vom Grundwasser in die Wurzelzone stattfinden kann. Dies ist beispielsweise in Feuchtwiesen, Bruch- und Auwäldern der Fall, aber auch auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Solche Gebiete können in der Jahresbilanz negative Netto-Grundwasserneubildungshöhen aufweisen, d.h. es findet Grundwasserzehrung statt, wenn die hauptsächlich im Winterhalbjahr stattfindende Sickerwasserbewegung geringer ist als der hauptsächlich im Sommerhalbjahr stattfindende kapillare Aufstieg in die Wurzelzone. Des Weiteren können drainierte grundwasserbeeinflusste Standorte eine Grundwasserzehrung aufweisen, wenn die Sickerwasserbewegung während des Winterhalbjahres als Drainageabfluss bilanziert (abgeführt) wird.

In Kapitel 2.1 wurde bereits die Verwendung von Information zum Grundwasserflurabstand im Jahresgang als Randbedingung für die Berechnung der Wasserbilanz auf Standorten mit Grundwassereinfluss erläutert (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 4). Im Folgenden werden die zur Erzeugung dieser Randbedingung verwendeten Datengrundlagen kurz erläutert. Insgesamt wird in Nordrhein-Westfalen mit diesen Datengrundlagen auf ca. 27 % der Landesfläche ein Einfluss des flurnahen Grundwassers auf die Simulation des Wasserhaushaltes berücksichtigt.

Als Basis für die Erzeugung von Datensätzen mit im Jahresgang variablen Flurabständen dienen die in den Bodenprofilbeschreibungen der BK 50 für grundwasserbeeinflusste Böden ausgewiesenen Grundwasserstufen. Diesen Grundwasserstufen kann ein charakteristischer Schwankungsbereich des Grundwassers zugeordnet werden. Dies geschieht im Allgemeinen über den mittleren Hochstand (MHGW) und den mittleren Niedrigstand (MNGW) des Grundwassers. Die Tabelle 2 zeigt für in der BK 50 genutzten Grundwasserstufen typische Zuordnungen von Flurabständen bei MHGW und MNGW. Die Abbildung 22 und die Abbildung 23 zeigen jeweils die resultierenden Flurabstände des Grundwassers in Kartenform. Im Gegensatz zu den in der BK 50 für die Grundwasserstufe „mittel“ als Flurabstand bei MHGW vorgeschlagenen 4 dm wurde ein Wert von 6 dm verwendet. Dies steht im Zusammenhang mit der Zuordnung einer Tiefenlage der Grundwasserdrainagen (Abbildung 24). Die Tiefenlage der Grundwasserdrainagen ist landesweit nicht in Kartenwerken erfasst (für Erläuterungen zur Ausweisung potenziell drainierter Flächen siehe Teilbericht IIb). Aus diesem Grund wurden als Tiefenlage standardmäßig 8 dm angesetzt. Für die Grundwasserstufe „mittel“ hat eine Tiefenlage der Drainagen von 6 dm in Verbindung mit dem Flurabstand bei MHGW von 6 dm und dem resultierenden Jahresgang (vgl. Abbildung 4) zu plausiblen Drainageabflüssen und Grundwasserneubildungshöhen geführt.

Tabelle 2: Grundwasserstufen mit den zugeordneten Flurabständen in dm bei MHGW und MNGW.

Grundwasserstufe	Flurabstand bei MHGW in dm	Flurabstand bei MNGW in dm
sehr flach bis flach	1	4
mittel	6	8
mittel bis tief	6	10
tief	8	13
sehr tief	13	20
äußerst tief	20	30

Der in der BK 50 angegebene Grundwassereinfluss bezieht sich generell auf natürliche Bodenverhältnisse. Für grundwasserbeeinflusste Böden wird ein natürlicher Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels ausgewiesen, der jedoch gegenwärtig nicht mehr in allen Regionen Nordrhein-Westfalens gegeben ist. Durch Sumpfungsmaßnahmen im Bergbau, sind ehemals als grundwasserbeeinflusst eingestufte Standorte heute tatsächlich grundwasserfern. Im Rahmen des Projektes *GROWA+ NRW 2021* sollte diese Entwicklung insbesondere im Rheinischen Braunkohlenrevier sowie den linksniederrheinischen Entwässerungsgebieten der LINEG Berücksichtigung finden. In diesen Gebieten wurde die Information zum Grundwasserflurabstand aus der BK 50 durch Information aus dem Modell der Grundwasseroberfläche ersetzt, welches von der *delta h Ingenieurgesellschaft mbH* im Rahmen des Projektes *GROWA+ NRW 2021* erstellt wurde (vgl. Teilbericht III).

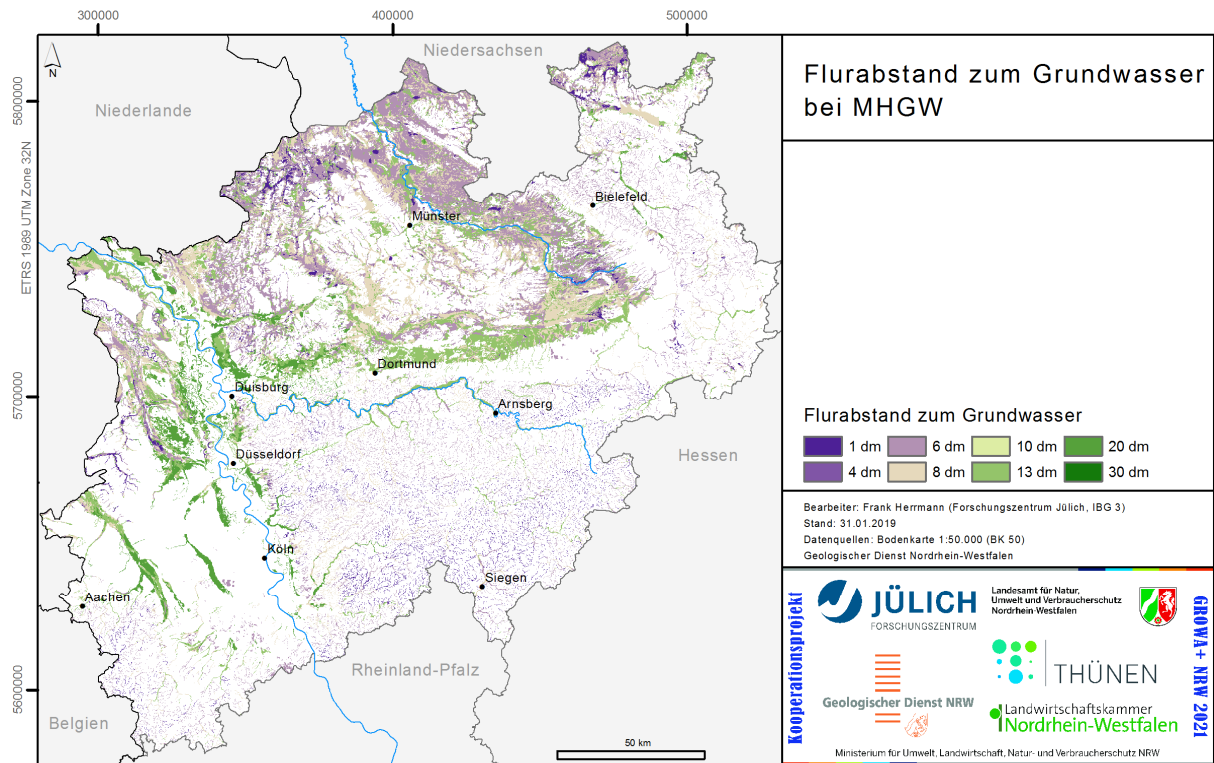


Abbildung 22: Flurabstand des Grundwassers bei MHGW aus BK 50 (der Flurabstand der Grundwasserstufe ‚mittel‘ wurde bei MHGW auf 60 cm gesetzt).

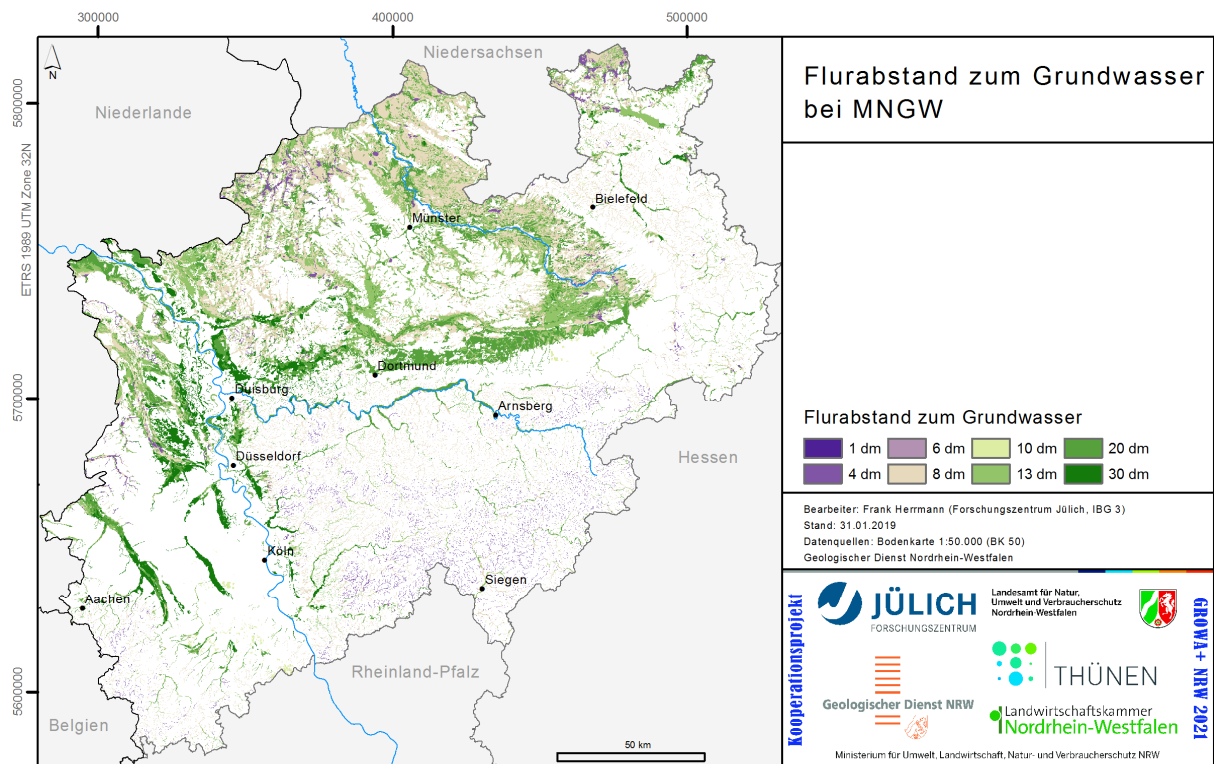


Abbildung 23: Flurabstand des Grundwassers bei MNGW aus BK 50.

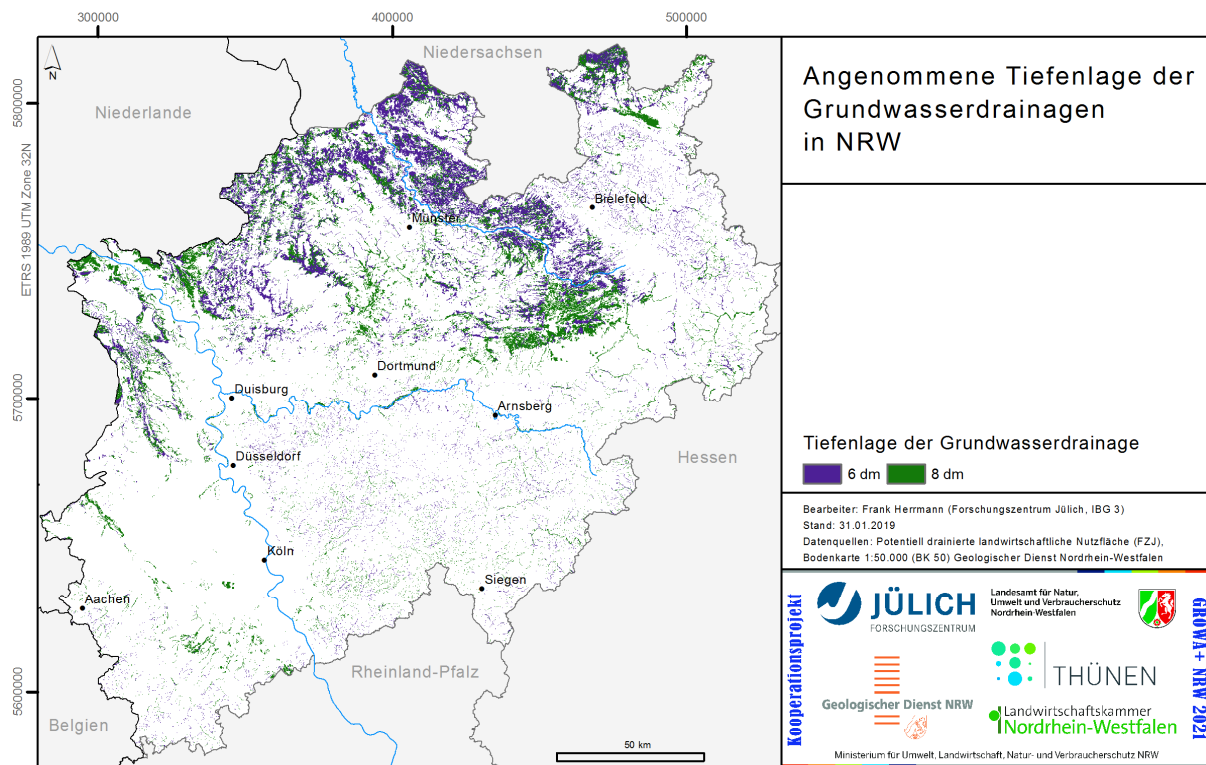


Abbildung 24: Angenommene Tiefenlage der Grundwasserdrainagen in NRW.

Das Modell der Grundwasseroberfläche der *delta h Ingenieuresellschaft mbH* liegt für die Gegenwart (das Jahr 2017) sowie das Referenzjahr 1955 vor. Die Höhenlagen der Grundwasseroberfläche zu diesen Zeiten in den betreffenden Gebieten sind in Abbildung 25 und Abbildung 26 dargestellt. Zusätzlich dargestellt sind Flächen die im Referenzjahr 1955 sowie in der Gegenwart als Trockenflächen angesehen werden können, auf denen demnach kein Einfluss des Grundwasserspiegels auf den Bodenwasserhaushalt vorliegen soll. Insbesondere im Rheinischen Braunkohlenrevier lagen die Grundwasserstände im Referenzjahr 1955 auf einem höheren Niveau als in der Gegenwart. Dies ist begründet durch die damals noch nicht in heutiger Größenordnung durchgeführte Grundwassersümpfung.

In Verbindung mit dem Model der Geländeoberfläche (Abbildung 13) wurden aus den Höhenlagen der Grundwasseroberfläche die entsprechenden Flurabstände des Grundwassers berechnet und diesen, wenn sie geringer als 3 m waren, Grundwasserstufen zugeordnet. Danach war auch für diese sogenannten „Gebiete mit Sümpfungseinfluss“ eine Berechnung des Jahresganges der Grundwasserflurabstandes gemäß Abbildung 2 und Tabelle 2 möglich.

Die für die mGROWA-Simulation notwendige Randbedingung Grundwasserflurabstand wurde letztendlich standortspezifisch aus den erläuterten Datengrundlagen Grundwasserstufe in der BK 50, Tiefenlage der Grundwasserdrainagen und Höhenlage der Grundwasseroberfläche generiert. Der resultierende Jahresgang in Monatsschritten ist in Abbildung 27 dargestellt.

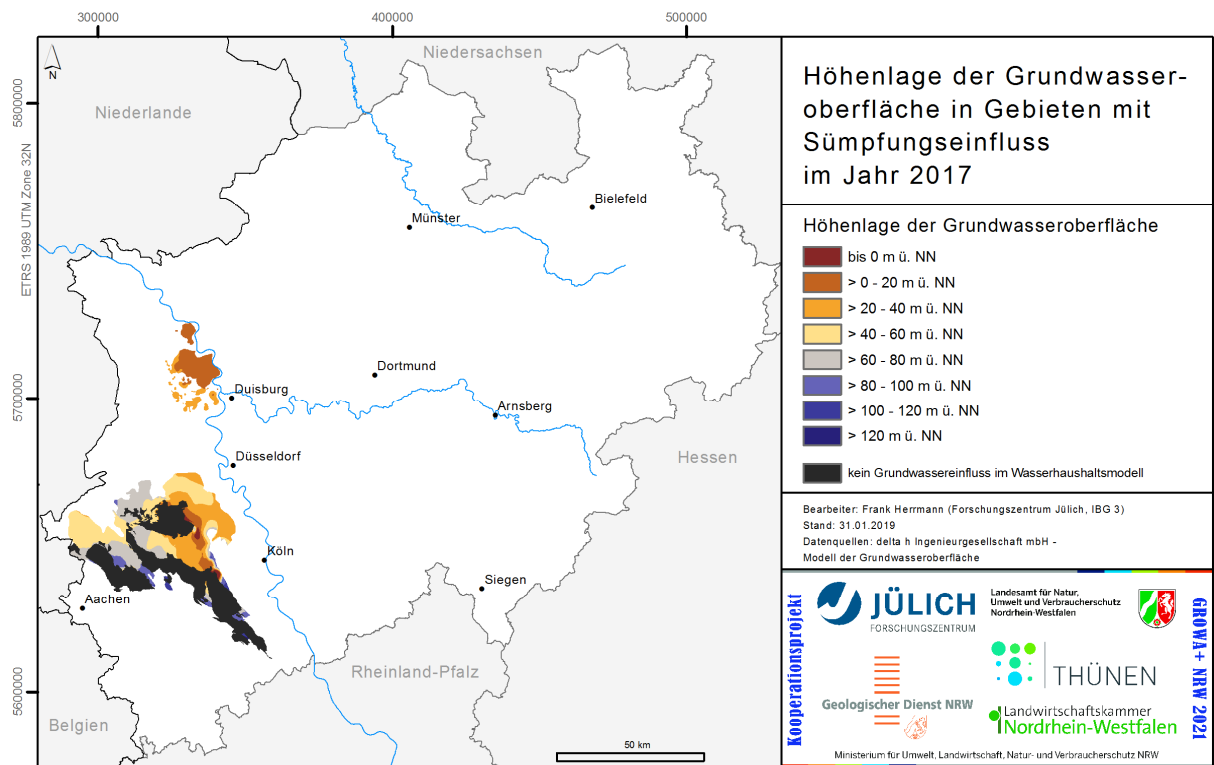


Abbildung 25: Höhenlage der Grundwasseroberfläche in Gebieten mit Sümpfungseinfluss im Jahr 2017.

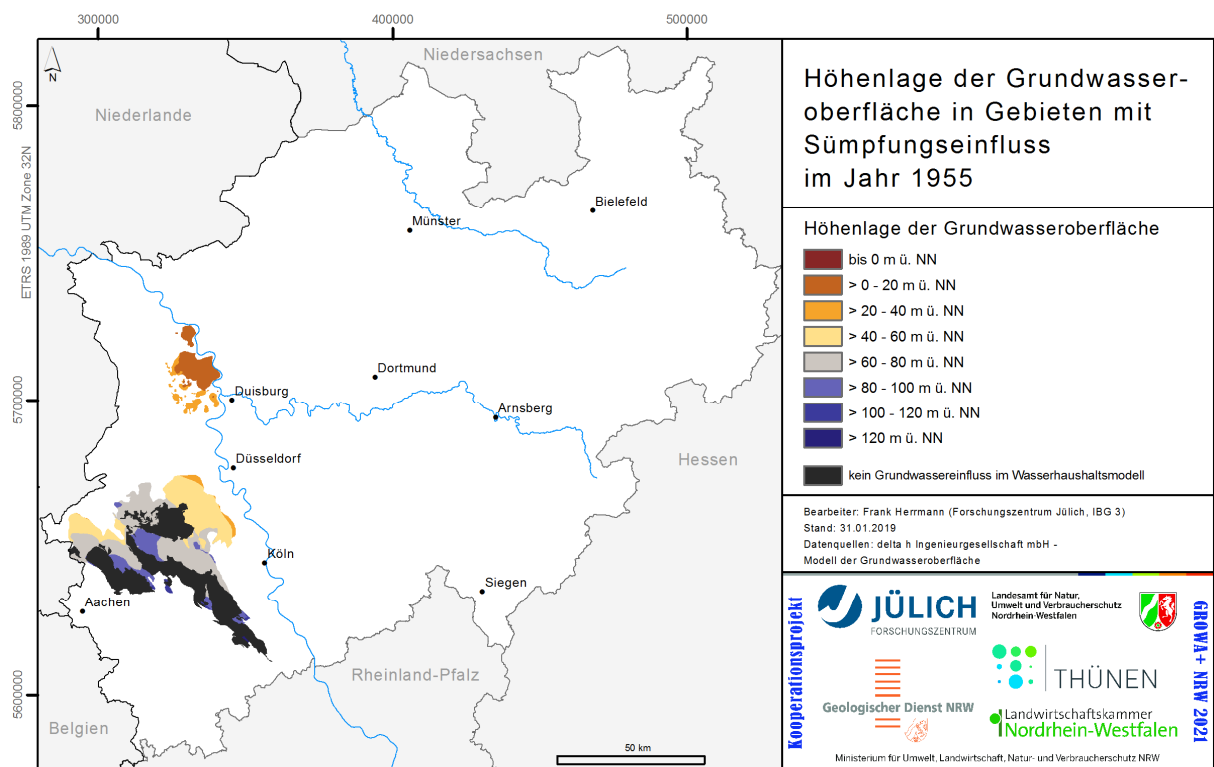


Abbildung 26: Höhenlage der Grundwasseroberfläche in Gebieten mit Sümpfungseinfluss im Jahr 1955.

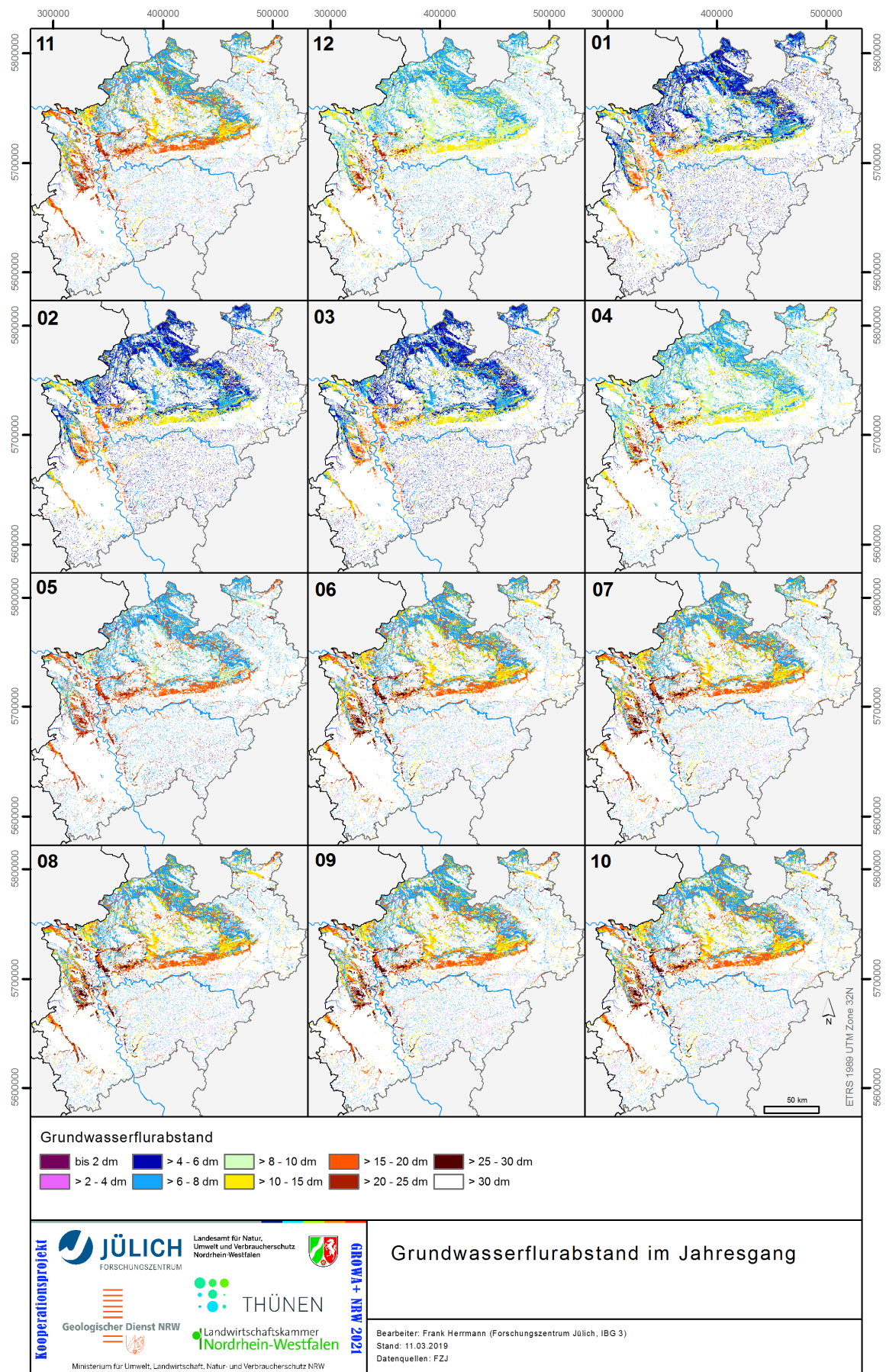


Abbildung 27: Grundwasserflurabstand im Jahrgang (Monate nummeriert).

3. Ergebnisse

Simulationen mit dem Modell mGROWA produzieren Raster mit Monatssummen der in Kapitel 2.1 beschriebenen Wasserhaushaltsgrößen. Im Rahmen des Projektes *GROWA+ NRW 2021* wurden Simulationen auf Basis der beiden in Kapitel 2.2 beschriebenen Klimadatenbestände durchgeführt. Die durch die beiden Klimadatenbestände *KDB 1* und *KDB 2* abgedeckte Zeitspanne beginnt Anfang November 1960 und endet Ende Februar 2018. Damit sind die hydrologischen Jahre 1961 bis 2017 vollständig enthalten. Aufgrund der zeitlichen Überlappung der beiden Klimadatenbestände und der daraus resultierenden Überlappung der mGROWA Simulationen wurden die in den folgenden Kapiteln 3.1 und 3.2 dargestellten Ergebnisse aus beiden Simulationen zusammengesetzt. Dabei wurden Ergebnisse der Simulation basierend auf dem *KDB 1* bis Dezember 1990 und aus der Simulation basierend auf dem *KDB 2* ab Januar 1991 verwendet.

3.1 Zeitlich hochaufgelöste Klima- und Wasserhaushaltsgrößen

Die Visualisierung der zeitlichen Variabilität der Klimagrößen sowie ausgewählter simulierter Wasserhaushaltsgrößen in Monatsschritten erfolgt durch Zeitreihendarstellungen, welche aus zwei Komponenten bestehen. Für diese Darstellungen wurden aus den Datenrastern der Klima- und Wasserhaushaltsgrößen die arithmetischen Mittelwerte über das gesamte Modellgebiet NRW berechnet. Die mittleren Abflüsse aus urbanen Entwässerungssystemen und Grundwasserdrainagen sind jedoch nur auf die Teilflächen im Land NRW bezogen, auf denen diese Abflusskomponenten gebildet werden können, d.h. jeweils auf alle (teil)versiegelten Standorte und alle potentiellen Standorte mit Grundwasserdrainagen. Die diesen Abbildungen zugrundeliegenden räumlichen Verteilungen der Wasserhaushaltsgrößen werden in Kapitel 3.2 diskutiert.

Die erste (obere) Komponente der Zeitreihendarstellung (als Beispiel siehe Abbildung 28) zeigt die Summe der Klima- oder Wasserhaushaltsgröße in den hydrologischen Jahren (November bis Oktober) in Form eines Stufendiagrammes. Zusätzlich ist in Rot die Tiefpass-gefilterte Zeitreihe dargestellt, d.h. es werden dadurch die mittelfristigen Schwankungen hervorgehoben und gegebenenfalls längerfristige Trends deutlicher sichtbar. Für die Berechnung wurde ein Gauß-Filter auf eine Periode von jeweils 10 Jahren angewendet. In grau gestrichelt sind außerdem die langjährigen Mittelwerte der 30-Jahres-Perioden 1961-1990 und 1981-2010, sowie der vergangenen 20 Jahre 1998-2017 dargestellt (Perioden 1, 2 und 3). In der zweiten (unteren) Komponente der Zeitreihendarstellung sind für die einzelnen hydrologischen Jahre die Monatssummen der Klima- oder Wasserhaushaltsgröße farblich kodiert in Form eines *raster hydrograph* (nach einer Idee von Strandhagen et al., 2006) dargestellt. Durch diese Darstellungsweise werden saisonale Muster und ggf. deren Veränderungen visualisiert.

Die Abbildung 28 zeigt die Zeitreihendarstellung der potentiellen Evapotranspiration über Gras. Deutlich sichtbar ist ein Jahresgang mit Monatssummen kleiner als 20 mm im Dezember und Januar, sowie bis zu mehr als 100 mm während des Hochsommers. Die langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1, 2 und 3 steigen sukzessive an (559 mm/a, 576 mm/a,

606 mm/a). Ab dem Jahr 1991 wurde die potentielle Evapotranspiration über Gras mit einem geänderten Verfahren berechnet (siehe Kapitel 2.2). Dieses ist nicht für die erkennbare Tendenz hin zu höheren Jahressummen der potentiellen Evapotranspiration verantwortlich, ursächlich dafür sind Klimawandel und/oder längerfristige Klimavariabilität. Es ist jedoch teilweise verantwortlich für die stärkere Variabilität der Monatssummen während des Winterhalbjahres ab 1991, die gegenüber der Periode 1961-1990 sichtbar wird.

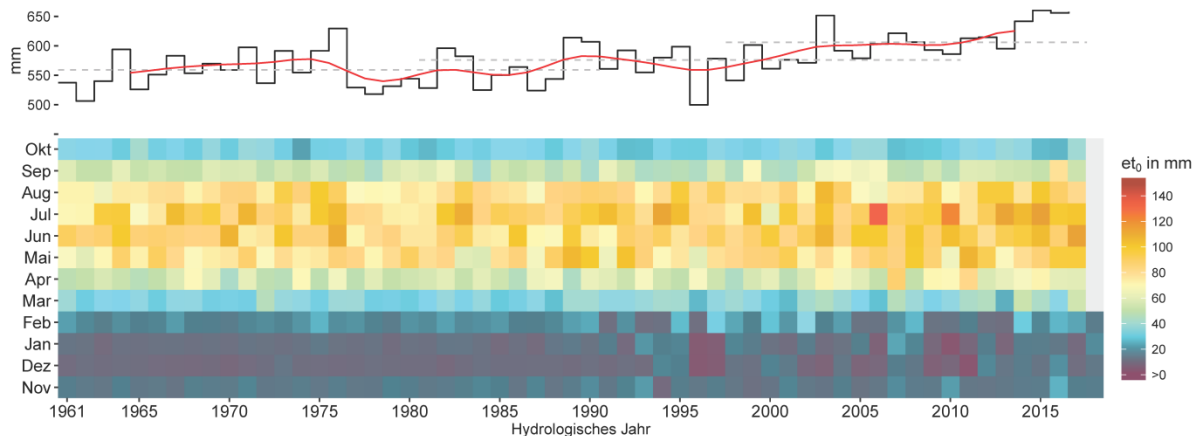


Abbildung 28: Zeitreihendarstellung der potentiellen Evapotranspiration über Gras in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 29 zeigt die Zeitreihendarstellung des Niederschlags. Ein ausgeprägter Jahresgang ist nicht existent. Vielmehr können sehr niederschlagsarme aber auch -reiche Monate in allen Jahreszeiten vorkommen. Ein langfristiger Trend hin zu einer Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1, 2 und 3 ist nicht vorhanden (876 mm/a, 917 mm/a, 888 mm/a), wobei ab dem Jahre 2010 die jährlichen Niederschläge geringer als die langjährigen Mittelwerte waren, was jedoch auch in früheren Dekaden, z.B. in den 1970iger Jahren, der Fall war.

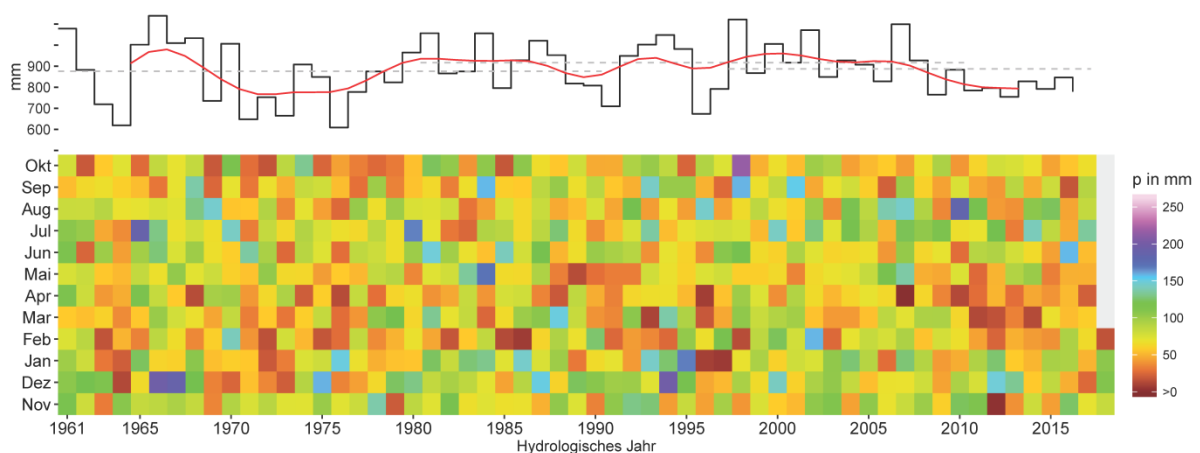


Abbildung 29: Zeitreihendarstellung des Niederschlags in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 30 zeigt die Zeitreihendarstellung der tatsächlichen Evapotranspiration (bei konstanter Landnutzung 2015, vgl. Kapitel 2.3). Der Jahresgang folgt in den Grundzügen dem Zyklus der potentiellen Evapotranspiration, ist ihr gegenüber jedoch insbesondere während des Sommerhalbjahres aufgrund des zunehmenden Bodenfeuchtedefizits gedämpft. Die langjährigen Mittelwerte nehmen von Periode 1 bis 3 ebenfalls zu (491 mm/a, 501 mm/a, 517 mm/a), jedoch im Vergleich zur potentiellen Evapotranspiration über Gras auf einem geringeren Niveau. Dies ist ebenfalls hauptsächlich auf eine geringere Wasserverfügbarkeit in den Böden während der verdunstungsintensiven Monate zurückzuführen. Aufgrund des Zusammenspiels von Niederschlag, potentieller Evapotranspiration über Gras sowie dem daraus resultierenden verdunstbaren Wasserbudget in den Böden ergibt sich ein von der potentiellen Evapotranspiration über Gras abweichendes Muster der Jahressummen. Insbesondere verhalten sich in eher trockenen und warmen Jahren die Jahressummen invers, d.h. eine überdurchschnittliche potentielle Evapotranspiration über Gras führt, aufgrund des damit häufig einhergehenden unterdurchschnittlichen Niederschlags, zu einer eher unterdurchschnittlichen tatsächlichen Evapotranspiration. Bemerkenswert ist die etwa im Jahr 2000 einsetzende sukzessive Zunahme der tatsächlichen Verdunstung, welche jedoch als signifikanter Trend noch nicht nachweisbar ist, auch weil sie durch mehrere niederschlagsarme Sommerhalbjahre unterbrochen wurde.

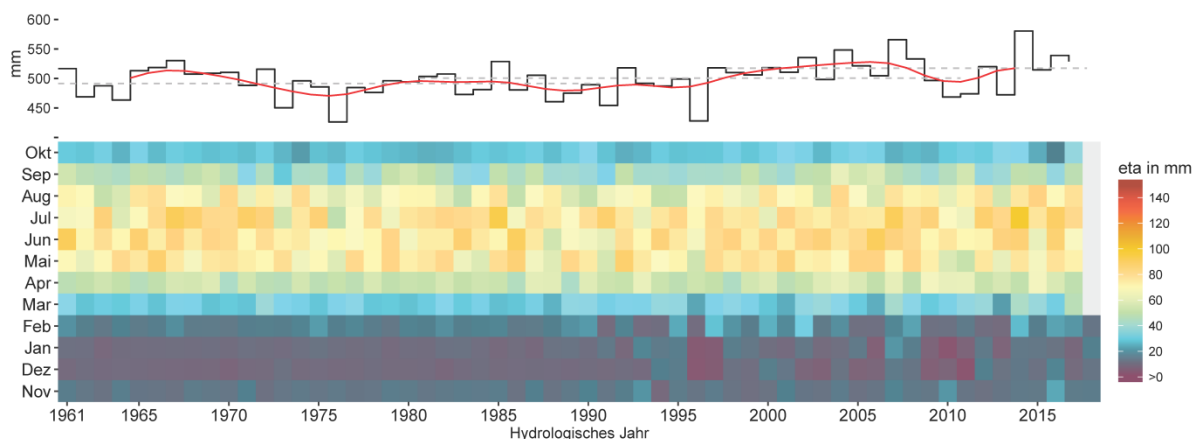


Abbildung 30: Zeitreihendarstellung der tatsächliche Evapotranspiration in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 31 zeigt die Zeitreihendarstellung des urbanen Direktabflusses (Abfluss aus urbanen Entwässerungssystemen bei zeitlich konstanten Versiegelungsgraden des Jahres 2012). Diese Direktabflusskomponente kann auf allen versiegelten Flächen in NRW gebildet werden (siehe Versiegelungsgrad der Erdoberfläche in Abbildung 11). Die dargestellten Jahres- und Monatssummen sind auf alle teilweise oder vollständig versiegelten Standorte (Rasterzellen) im Modellgebiet bezogen. Aufgrund der geringen Wasserspeicherkapazität versiegelter Oberflächen folgen die zeitlichen Muster der Monatssummen in reduzierter Form denen des Niederschlags, d.h. immer wenn ein signifikanter abflusswirksamer Niederschlag auf versiegelte Flächen fällt, wird auch ein fester Anteil dieser Niederschlagshöhe als urbaner Direktabfluss bilanziert. In Folge dessen setzt sich das zeitliche Muster der Jahresniederschlagssummen in reduzierter Form auch in den Jahressummen des urbanen

Direktabflusses fort. Die Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1 bis 3 ist vernachlässigbar gering (215 mm/a, 226 mm/a, 211 mm/a).

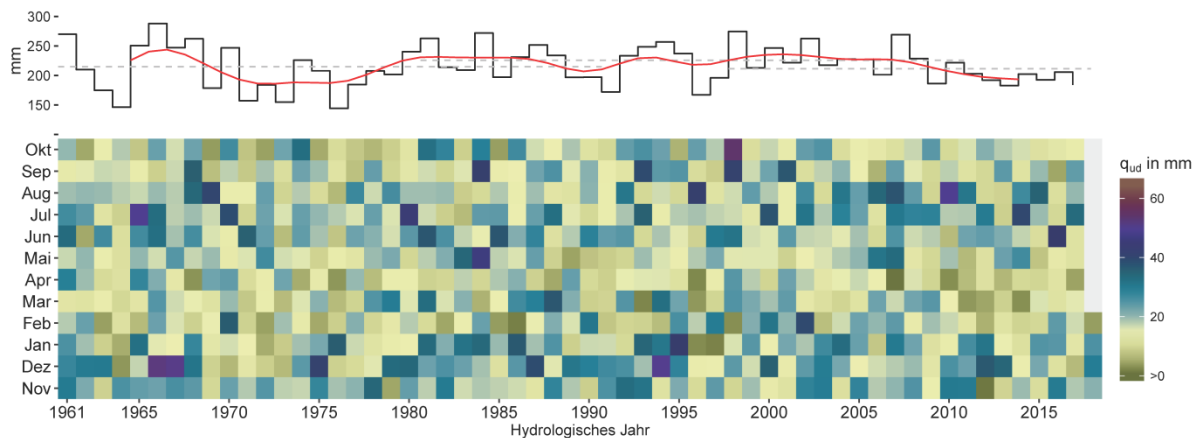


Abbildung 31: Zeitreihendarstellung des urbanen Direktabflusses in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 32 zeigt die Zeitreihendarstellung der nach unten aus der durchwurzelten Bodenzone heraus gerichteten Sickerwasserbildung (unter Annahme einer konstanten Landnutzung des Jahres 2015). Für die Berechnung dieser Größe sind – neben den Klimagrößen – die räumlich variable Dimension des Bodenwasserspeichers sowie die raumzeitliche Variabilität des Bodenwassergehaltes von entscheidender Bedeutung. Aufgrund des Zusammenspiels dieser Größen folgen die Jahressummen der Sickerwasserbildung eher dem Muster des Niederschlags. Der Jahresgang hingegen ähnelt eher dem inversen Muster des Jahresganges der Evapotranspiration, d.h. geringe Sickerwasserbildung während des Sommerhalbjahres und stärkere Sickerwasserbildung während des Winterhalbjahres. In sehr niederschlagsreichen Sommermonaten kann jedoch die Sickerwasserbildung auch das Niveau eines Wintermonats erreichen. Die Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1 bis 3 ist vergleichsweise gering (360 mm/a, 390 mm/a, 350 mm/a). Bemerkenswert ist der etwa im Jahr 2000 einsetzende sukzessive Rückgang der Sickerwasserbildung, der in dieser Dauer im analysierten Zeitraum erstmalig auftritt. Gegenwärtig ist das Niveau der Sickerwasserbildung jedoch nicht unter das in mehreren Trockenjahren in den 1960iger und 1970iger Jahren beobachtete Niveau gefallen.

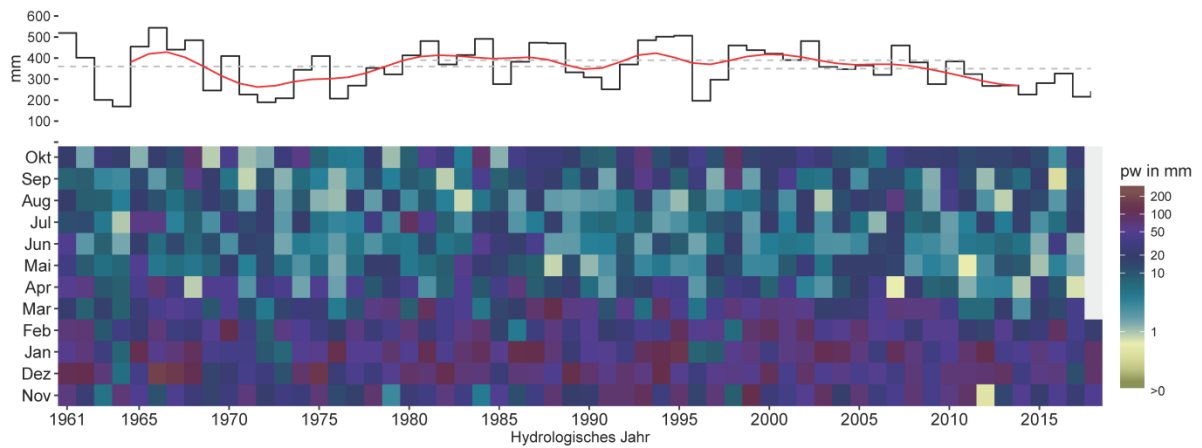


Abbildung 32: Zeitreihendarstellung der Sickerwasserbildung aus der durchwurzelten Bodenzone in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 33 zeigt die Zeitreihendarstellung der Abflussbildung (gebildeter Gesamtabfluss bei konstanter Landnutzung des Jahres 2015). In der mit mGROWA simulierte Wasserbilanz setzt sich die Abflussbildung aus Sickerwasserbildung und urbanem Direktabfluss zusammen, wobei die Sickerwasserbildung mengenmäßig dominiert. Insofern folgt das zeitliche Muster der Jahressummen eher den Mustern der Jahresniederschlagssummen, wobei Extremjahre weniger stark ausgeprägt erscheinen. Die Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1 bis 3 entspricht eher dem vom Niederschlag bekannten Niveau (421 mm/a, 453 mm/a, 411 mm/a). Ein Jahresgang aufgrund des zyklischen Niveaus der Evapotranspiration ist ebenfalls erkennbar, im Vergleich zur Sickerwasserbildung aber weniger stark ausgeprägt, wie auch ein etwa im Jahr 2000 einsetzender sukzessiver Rückgang der Abflusshöhen.

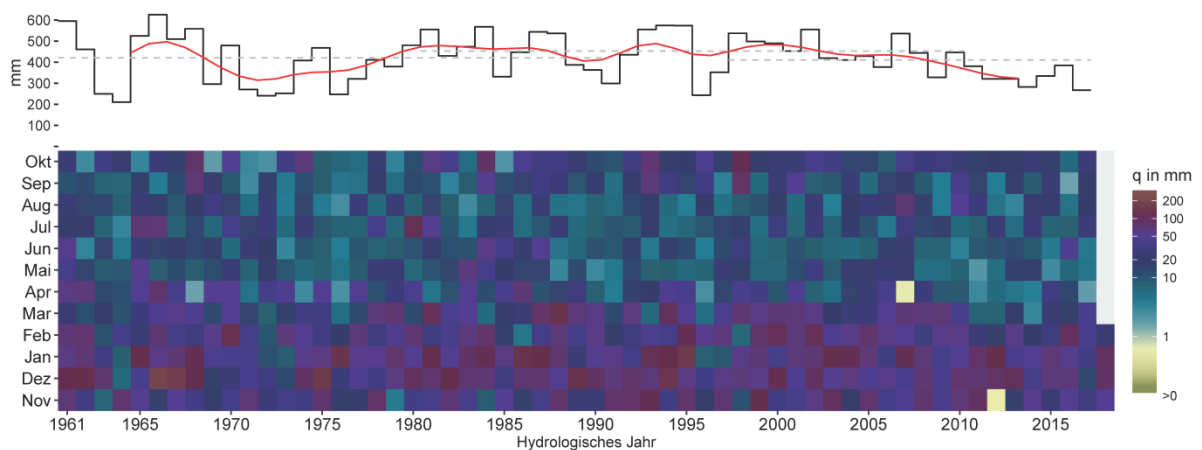


Abbildung 33: Zeitreihendarstellung der Abflussbildung in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die Abbildung 34 zeigt die Zeitreihendarstellung der Netto-Grundwasserneubildung (bei konstanter Landnutzung des Jahres 2015). In der mit mGROWA simulierten Wasserbilanz setzt sich die Netto-Grundwasserneubildung aus der tatsächlichen (definitionsgemäßen) Grundwasserneubildung minus dem kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser in die durchwurzelte Bodenzone zusammen (dies ist modelltechnisch ein Zustrom über eine Bilanzgrenze des Modells). Aus diesem Grund können insbesondere in den Sommermonaten negative Netto-Grundwasserneubildungshöhen bilanziert werden, die praktisch eine Grundwasserzehrung darstellen. Mit mGROWA erfolgt keine physikalisch basierte Simulation der Sickerwasserbewegung in der gesamten ungesättigten Zone bis zur Grundwasseroberfläche. Insofern sickern die berechneten Wassermengen nicht exakt zu den dargestellten Zeitpunkten tatsächlich ins Grundwasser ein. Vielmehr waren die bilanzierten Grundwasserneubildungshöhen ab den dargestellten Zeitpunkten auf dem Weg, Grundwasserneubildung zu werden.

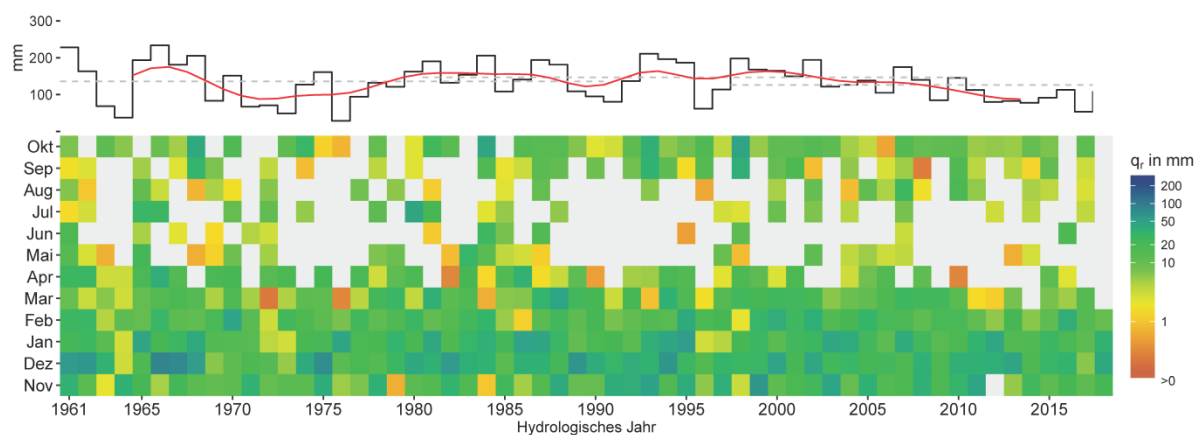


Abbildung 34: Zeitreihendarstellung der Netto-Grundwasserneubildung in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die zeitlichen Muster der Jahressummen der Netto-Grundwasserneubildung folgen dem Muster der Abflussbildung, unterscheiden sich jedoch aufgrund der durch kapillaren Aufstieg auf grundwasserbeeinflussten Böden verursachten Grundwasserzehrung. Die Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1 bis 3 liegt auf einem für die Grundwasserbewirtschaftung durchaus relevanten Niveau (136 mm/a, 147 mm/a, 126 mm/a). Ein durch die Dynamik der Sickerwasserbewegung gesteuerter Jahresgang ist ebenfalls ausgeprägt, d.h. Grundwasserneubildung findet hauptsächlich im Winterhalbjahr statt. In sehr regenreichen Sommerhalbjahren kann jedoch eine Grundwasserneubildung auch über mehrere Sommermonate auf einem eher für Wintermonate typischen Niveau stattfinden. Bemerkenswert sind auch im Fall der Grundwasserneubildung ein etwa im Jahr 2000 einsetzender sukzessiver Rückgang, sowie ein Niveau, welches ab 2008 unter dem langjährigen Mittelwert der Periode 1981-2010 verbleibt. Ein U-Test (Mann–Whitney–Wilcoxon-Test, Mann und Whitney, 1947; Wilcoxon, 1945), mit dem geprüft wurde ob zwischen den Dekaden 1998-2007 und 2008-2017 ein signifikanter Unterschied vorliegt, ergab $\alpha=0,998$, d.h. eine signifikant veränderte Verteilung der jährlichen Grundwasserneubildung auf einem geringeren Niveau in den Jahren 2008-2017.

Die Abbildung 35 zeigt die Zeitreihendarstellung des Abflusses aus Grundwasserdrainagen unter der Annahme, dass sich deren Verteilung in NRW seit 1961 nicht verändert hat. Die dargestellten Werte sind auf den Flächenanteil des Modellgebietes bezogen, auf dem potentiell Grundwasserdrainagen existieren. Aufgrund des in die mGROWA-Simulation implementierten Jahresganges des Grundwasserflurabstandes sind Grundwasserdrainagen in Abhängigkeit von der standortspezifischen Grundwasserstufe nicht flächendeckend ganzjährig aktiv (vgl. Abbildung 27). Dies bedeutet, ein Abfluss aus Grundwasserdrainagen findet nur statt, wenn die Grundwasseroberfläche nicht unter das Tiefenniveau der Drainage abgesunken ist.

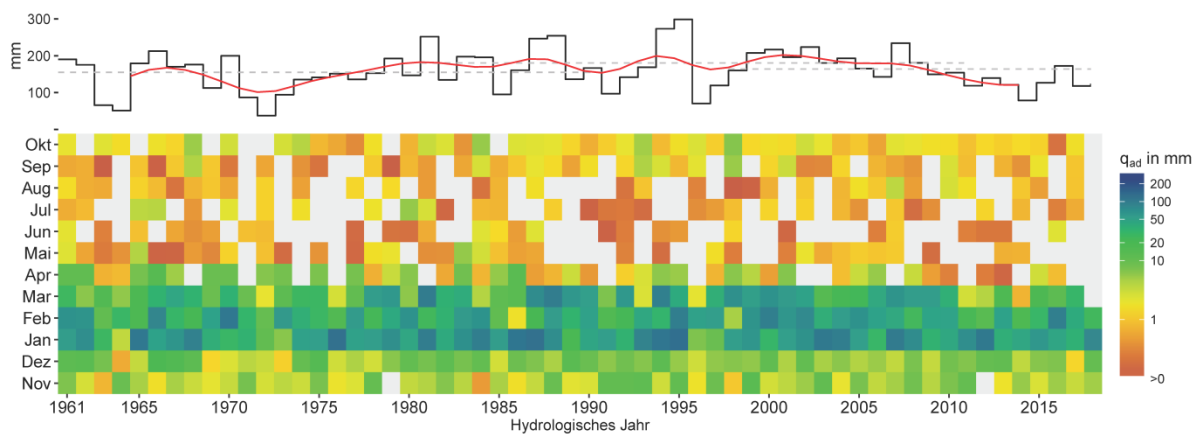


Abbildung 35: Zeitreihendarstellung des Abflusses aus Grundwasserdrainagen in NRW. Erläuterung der Darstellungsweise im Text am Kapitelanfang.

Die zeitlichen Muster der Jahressummen sowie die saisonalen Muster werden einerseits durch die Sickerwasserbewegung und andererseits durch die Aktivierung der Grundwasserdrainagen aufgrund saisonal schwankender Grundwasserflurabstände gesteuert. Insbesondere während der Wintermonate Dezember bis März findet der hauptsächliche Drainageabfluss statt. Die Veränderung der langjährigen Mittelwerte in den Perioden 1 bis 3 erscheint im Hinblick auf den Nährstoffaustrag über Drainagen (vgl. Teilbericht V) durchaus relevant zu sein (155 mm/a, 180 mm/a, 164 mm/a). Bemerkenswert ist wiederum ein etwa im Jahr 2005 einsetzender sukzessiver Rückgang, der jedoch weniger deutlich ausgeprägt erscheint, als beispielsweise im Fall der Grundwasserneubildung.

3.2 Mit mGROWA simulierte Wasserhaushaltsgrößen als Grundlage für die Nährstoffeintragsmodellierung im Projekt *GROWA+ NRW 2021*

Hinter den im Kapitel 3.1 dargestellten Zeitreihen stehen hochaufgelöste räumliche Verteilungen der mit mGROWA simulierten Wasserhaushaltsgrößen. Diese werden in diesem Kapitel zeitlich auf die Periode 1981-2010 aggregiert dargestellt und kurz diskutiert. Die gezeigten Karten der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung, Sickerwasserrate sowie der Direktabflusskomponenten bilden eine wesentliche Datengrundlage für die Untersuchungen zum Nährstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in NRW, welche ausführlich in den Teilberichten V (Stickstoffeintrag) und VI (Phosphoreintrag) behandelt werden.

Deutlich erkennbar ist der Einfluss der Landnutzung und der Wasserverfügbarkeit auf den Evapotranspirationsprozess (Abbildung 36). In den urbanen Räumen mit teilweise hohen Versiegelungsgraden verdunsten meist weniger als 350 mm/a. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die tatsächliche Evapotranspiration mit ca. 400 bis 500 mm/a meist geringer als auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen mit teilweise mehr als 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 tatsächliche Evapotranspiration von teilweise mehr als 600 mm/a erreicht.

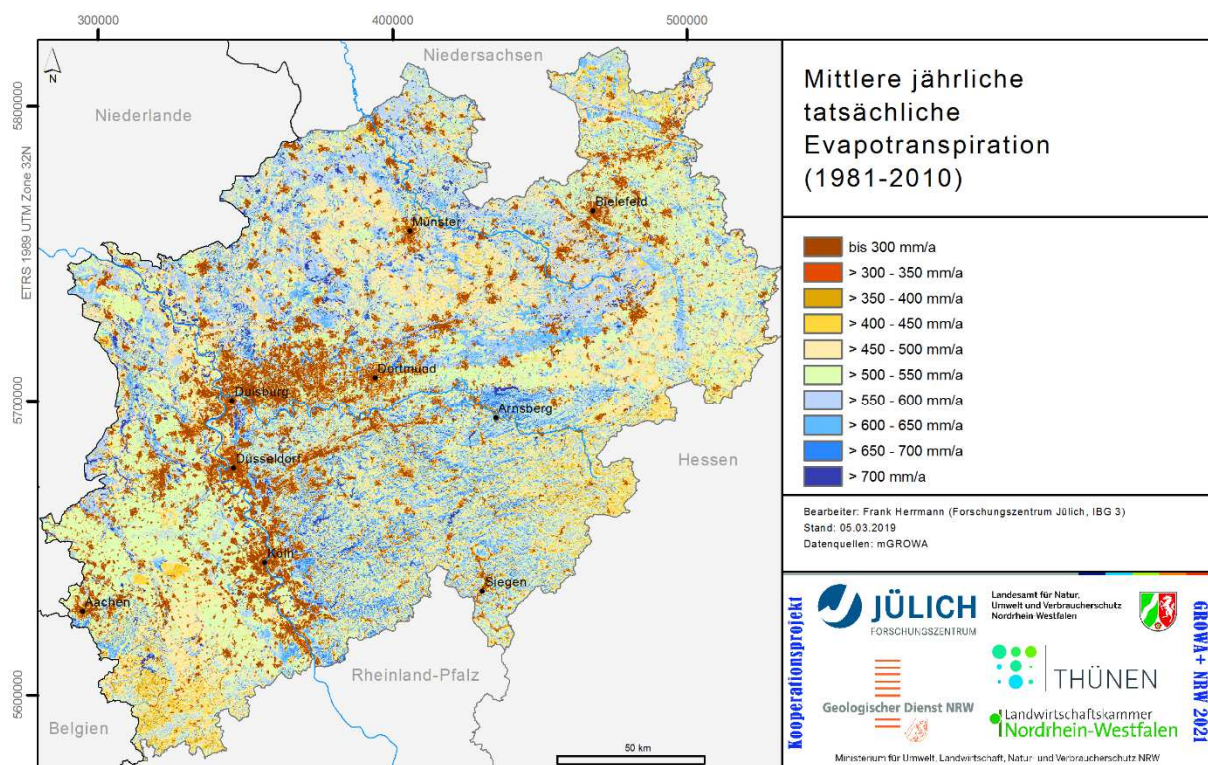


Abbildung 36: Mittlere jährliche tatsächliche Evapotranspiration (1981-2010).

Die Abbildung 37 zeigt den mittleren jährlichen urbanen Direktabfluss von den versiegelten Flächen des Landes NRW. Dieser umfasst die Wassermengen, die über „urbane“ Entwässerungssysteme relativ schnell zum Abfluss kommen. In stark versiegelten Gebieten, z.B. in den Stadtzentren der Ballungsgebiete, erreicht der urbane Direktabfluss 400 bis mehr als 600 mm/a. In den eher rural geprägten Landesteilen findet von den dort fragmentarisch vorhandenen und gering bis mittel versiegelten Flächen in der Summe auch nur ein geringer Direktabfluss im Bereich von wenigen Millimetern bis 200 mm/a statt.

Die mittlere jährliche Sickerwasserrate im durchwurzelten Boden ist in Abbildung 38 dargestellt. Je stärker Flächen versiegelt sind, desto geringer ist tendenziell auch die resultierende Sickerwasserrate. Aus diesem Grund werden in der Karte auch die stärker versiegelten Gebiete mit Sickerwasserraten kleiner als 100 mm/a sichtbar. Auf unversiegelten Standorten werden mehrere komplexe Einflüsse auf die Bildung des Sickerwassers sichtbar. In den Mittelgebirgen dominiert der Einfluss der hohen Niederschläge und es resultieren Sickerwasserraten von mehr als 500 mm/a. In den Tieflandregionen steigt der Einfluss von Vegetation und Größe des Bodenwasserspeichers und es resultieren Sickerwasserraten in der Spanne zwischen 100 und 500 mm/a.

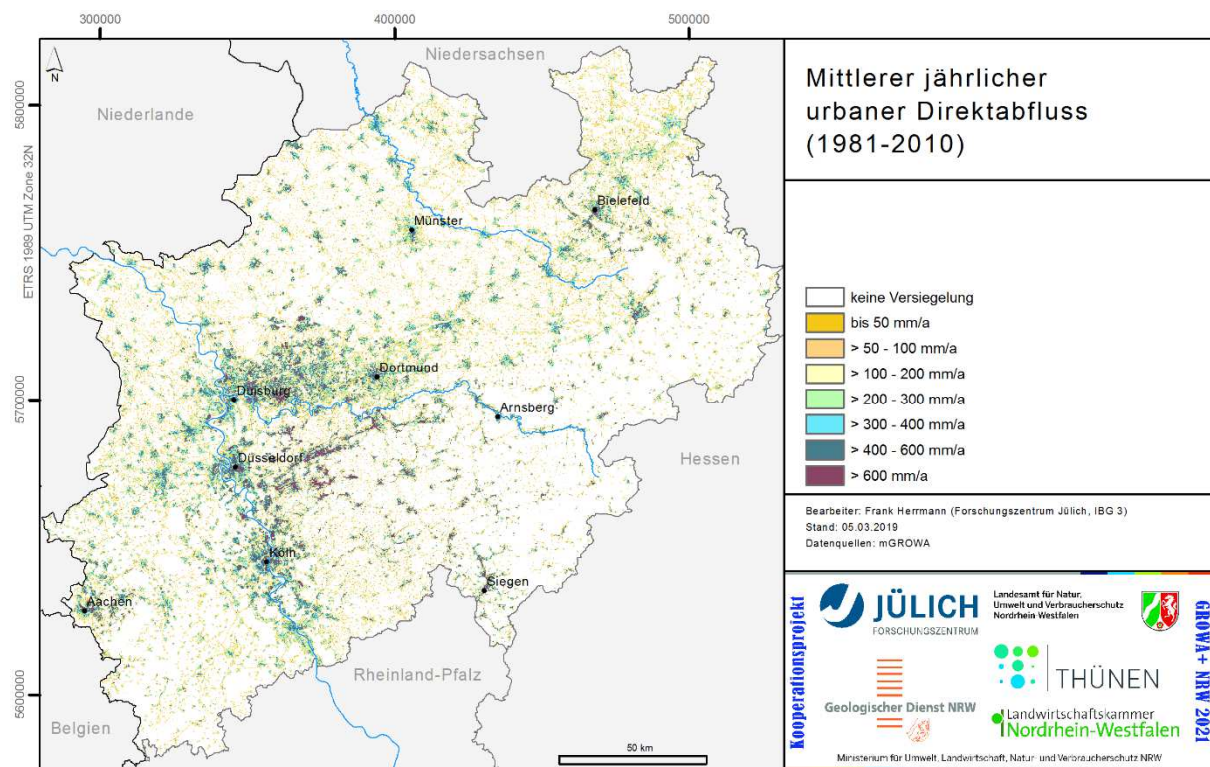


Abbildung 37: Mittlerer jährlicher urbaner Direktabfluss (1981-2010).

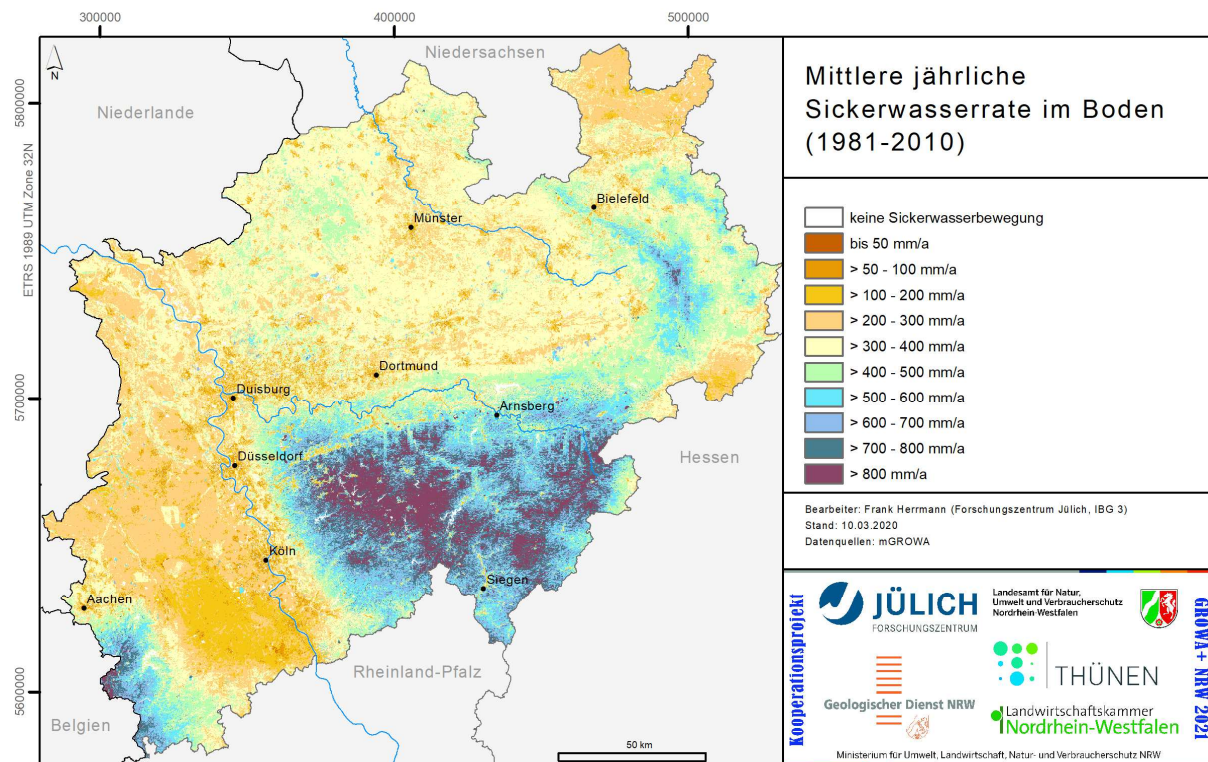


Abbildung 38: Mittlere jährliche Sickerwasserrate im durchwurzelten Boden (1981-2010).

In der Summe ergeben der urbane Direktabfluss und die Sickerwasserrate den in Abbildung 39 dargestellten Gesamtabfluss. Die räumliche Verteilung des mittleren jährlichen Gesamtabflusses ist stark durch die Niederschlagsverteilung geprägt. 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 (Sickerwasserbildung). Dementsprechend variiert der Gesamtabfluss in der Fläche stärker zwischen 100 und 400 mm/a, sowie auf stärker versiegelten Flächen im Bereich um 500 mm/a. Auf einzelnen wenigen grundwassernahen Standorten ist die mehrjährige mittlere Wasserbilanz negativ. Hier wird mehr Wasser verdunstet, als Niederschlag fällt. Häufig weisen jedoch diese Standorte, wenn sie nicht drainiert werden, einen mittleren jährlichen Gesamtabfluss in der Spanne von 0 bis 100 mm/a auf.

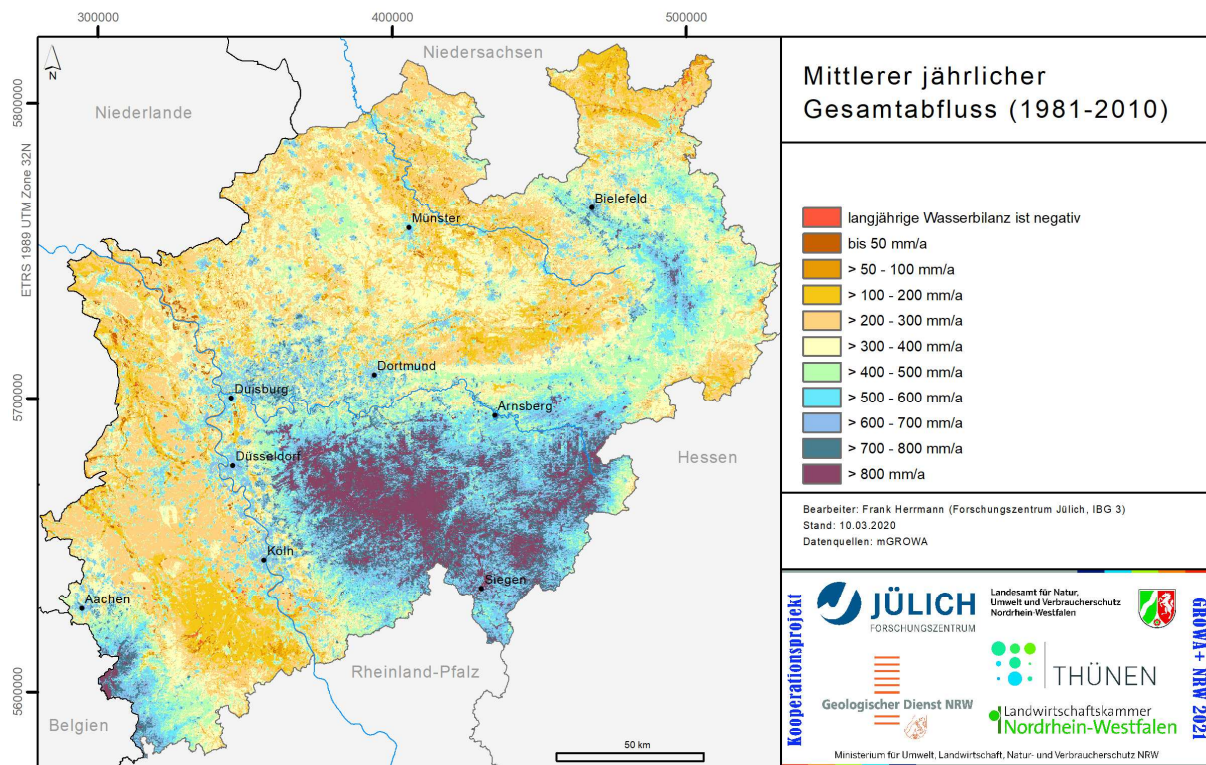


Abbildung 39: Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (1981-2010).

In Regionen, in denen künstliche Entwässerungssysteme zur Beschleunigung des Abflusses installiert sind, spielt der zum Direktabfluss zählende mittlere jährliche Drainageabfluss (Abbildung 40) eine bedeutende Rolle. Über die Drainagesysteme der Westfälischen Bucht werden beispielsweise 100 bis über 200 mm/a abgeführt. Im Rheinischen Schiefergebirge spielen künstliche Entwässerungssysteme nur auf Böden mit Staunässe einfluss insgesamt eine eher untergeordnete Rolle. Es können jedoch mittlere jährliche Drainageabflüsse von deutlich mehr als 350 mm/a erreicht werden.

In den Festgesteinsregionen ist für die Gebietsentwässerung der zum Direktabfluss zählende mittlere jährliche natürliche Zwischenabfluss (Interflow, Abbildung 41) von größerer Bedeutung. Dieser erreicht in der Westfälischen Bucht bis zu 200 mm/a und im Rheinischen Schiefergebirge – aufgrund hoher Niederschläge und geringer Gebirgsdurchlässigkeiten – bis mehr als 600 mm/a. In staunassen Böden des Lockergesteinsbereiches ist der natürliche Zwischenabfluss weniger stark ausgeprägt und findet eher in der Größenordnung kleiner als 100 mm/a statt. Die resultierenden Summen der Komponenten des Direktabflusses (urbaner Direktabfluss, Drainageabfluss und natürlicher Zwischenabfluss) sind abschließend in Abbildung 42 dargestellt.

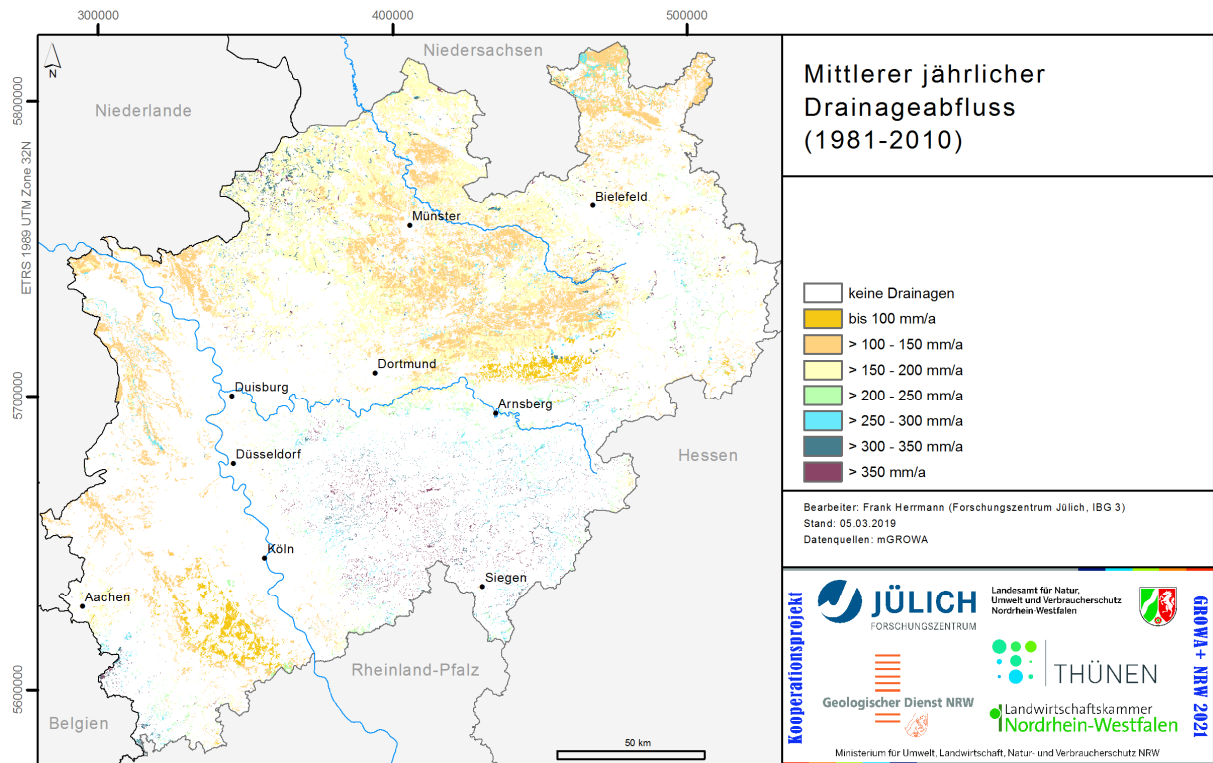


Abbildung 40: Mittlerer jährlicher Drainageabfluss (1981-2010).

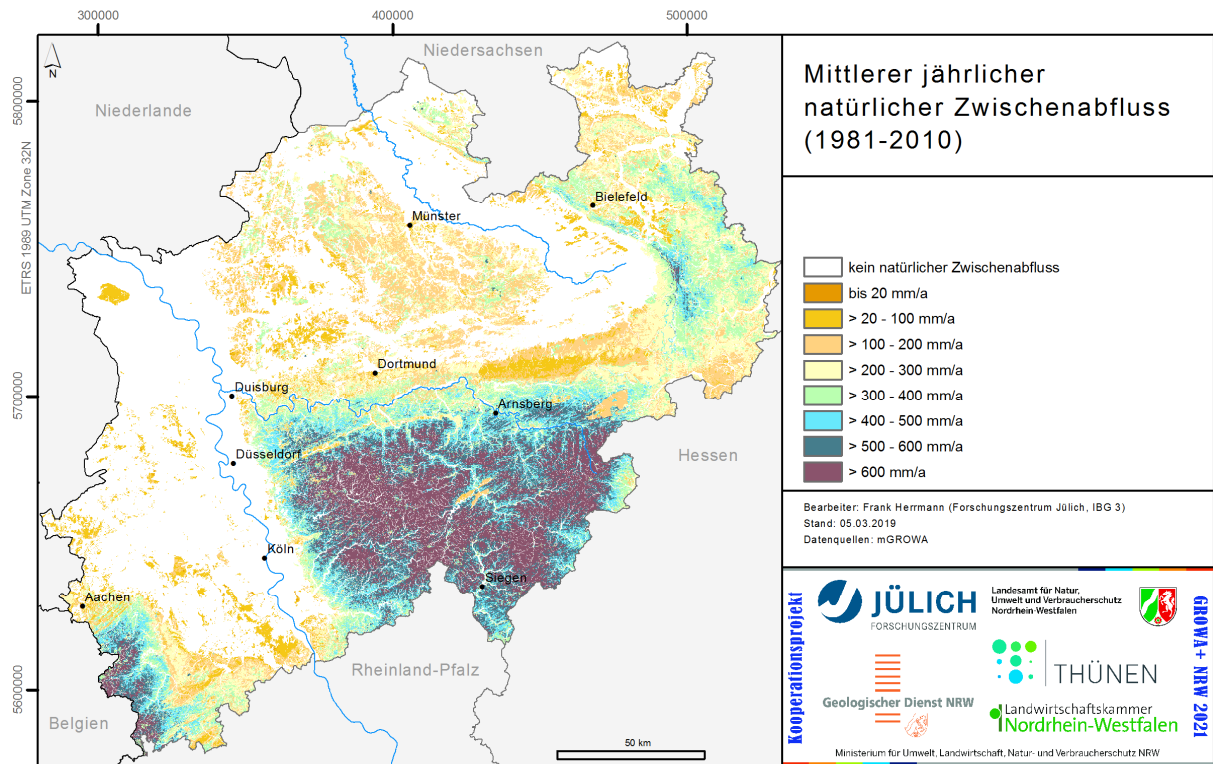


Abbildung 41: Mittlerer jährlicher natürlicher Zwischenabfluss (1981-2010).

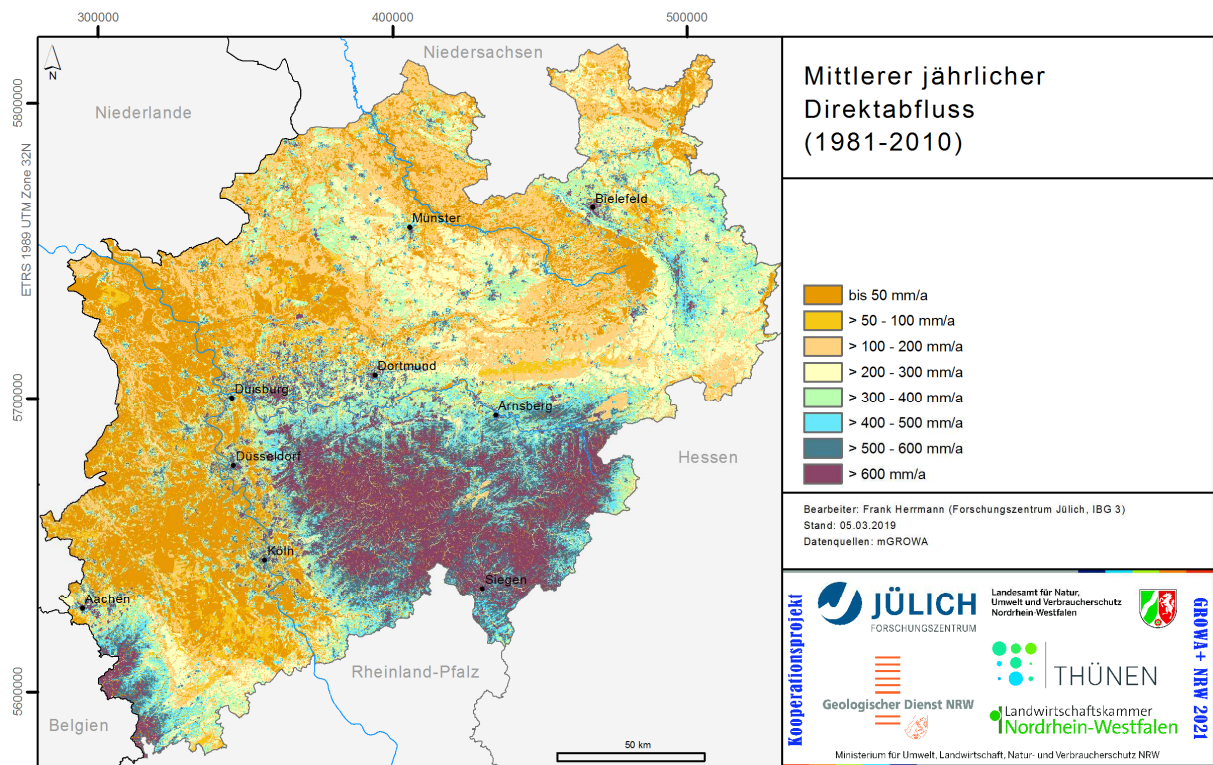


Abbildung 42: Mittlerer jährlicher Direktabfluss (1981-2010).

Auf den grundwasserfernen Standorten im Lockergesteinsbereich des Tieflands liegt die mittlere jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Landnutzung im Bereich zwischen 50 und 300 mm/a (Abbildung 43). 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. Regional wird durch die Drainagen (Abbildung 40) im hydrologischen Winterhalbjahr die Grundwasserneubildung unterschiedlich stark reduziert. In der Jahresbilanz stellen deshalb künstlich entwässerte Gebiete teilweise auch Grundwasserzehrgebiete dar, weil dort im Sommerhalbjahr mehr Grundwasser aus dem Aquifer durch kapillaren Aufstieg verdunstet als ihm im Winterhalbjahr als Grundwasserneubildung (reduziert um den Drainageabfluss) zuzickert. Lokal kann die Grundwasserzehrung auf diese Weise 50 mm/a und mehr erreichen.

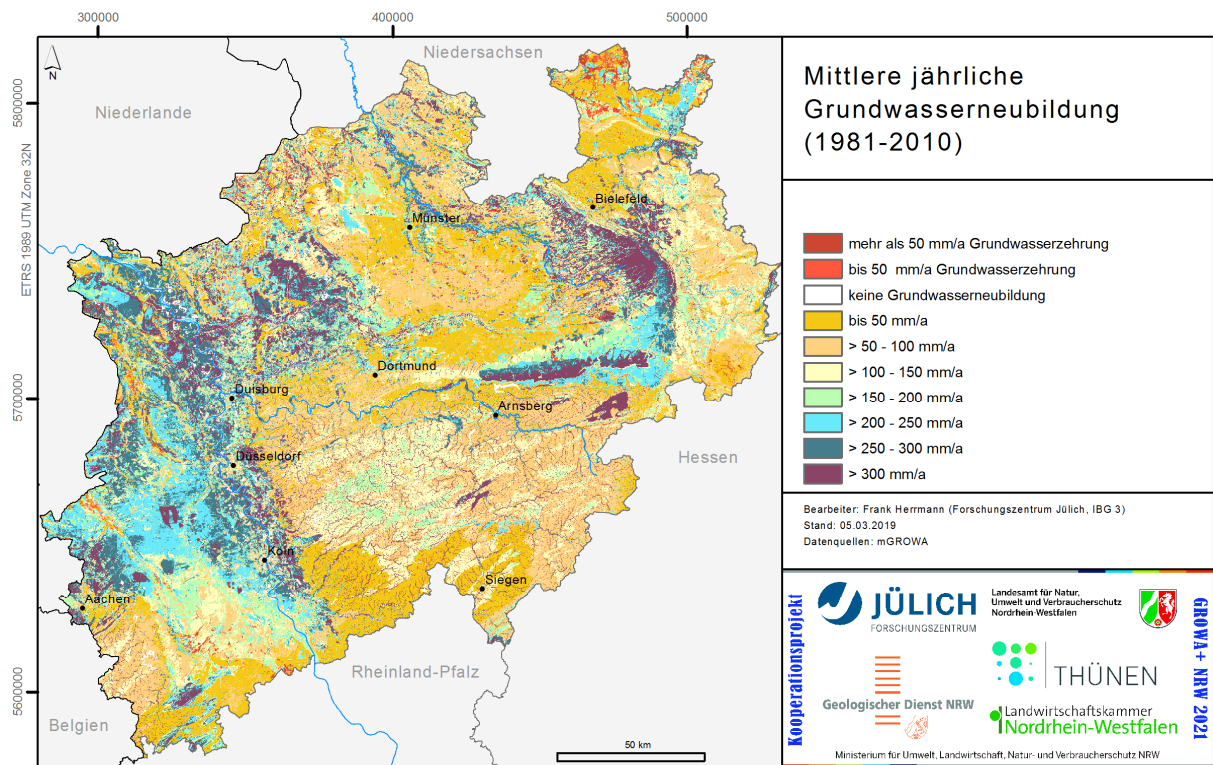


Abbildung 43 Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (1981-2010).

3.3 Langjähriger mittlerer Oberflächenabfluss als Grundlage für die Nährstoffeintragsmodellierung im Projekt *GROWA+ NRW 2021*

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor (siehe Teilbericht VI) spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle. Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgt daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Da mGROWA im derzeitigen Entwicklungsstand keinen Oberflächenabfluss simulieren kann, wurde für dessen Berechnung ein Ansatz des US Soil Conservation Service (1972) verwendet. In diesem Ansatz wird die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe (Abbildung 7) abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe (Abbildung 39) ausgedrückt, Gl. 1:

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{Jahr} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl. 1}$$

Q_O mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe in mm/a
 Q_{ges} mittlere jährliche Niederschlagshöhe in mm/a
 N_{Jahr} mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe in mm/a

Die Abbildung 44 zeigt die mit Gl. 1 berechnete räumliche Verteilung der mittleren Oberflächenabflusshöhen in NRW für die Periode 1981-2010. Generell wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag ein nur sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. In den ebenen Lockergesteinsregionen im Münsterländer Becken sowie in der Köln Aachener Bucht liegen die Oberflächenabflüsse dementsprechend bei unter 10 mm/a. In den niederschlagsreichen Kammlagen der Mittelgebirge des Rheineinzugsgebietes können jedoch Oberflächenabflusshöhen von über 100 mm/a auftreten.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse und Relief gebunden. Des Weiteren ist der gebildete Oberflächenabfluss im Hinblick auf die Nährstoffmodellierung nur auf landwirtschaftlich genutzten Flächen mit direkter Anbindung an das Gewässernetz relevant (Details siehe Teilbericht VI). Die Abbildung 45 zeigt den abgeschätzten Oberflächenabfluss auf solchen Flächen in NRW. Diese umfassen ca. 4200 km², d.h. ca. 12 % der Landesfläche.

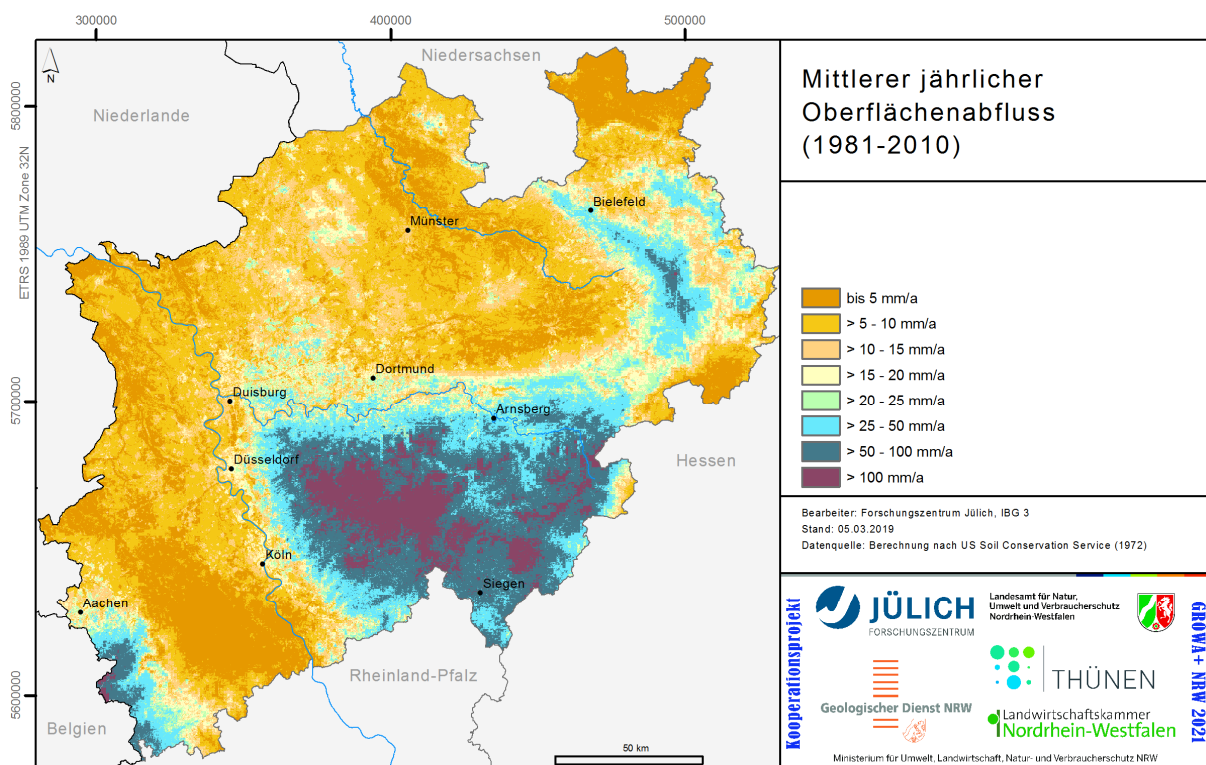


Abbildung 44 Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss (1981-2010) berechnet nach US Soil Conservation Service (1972).

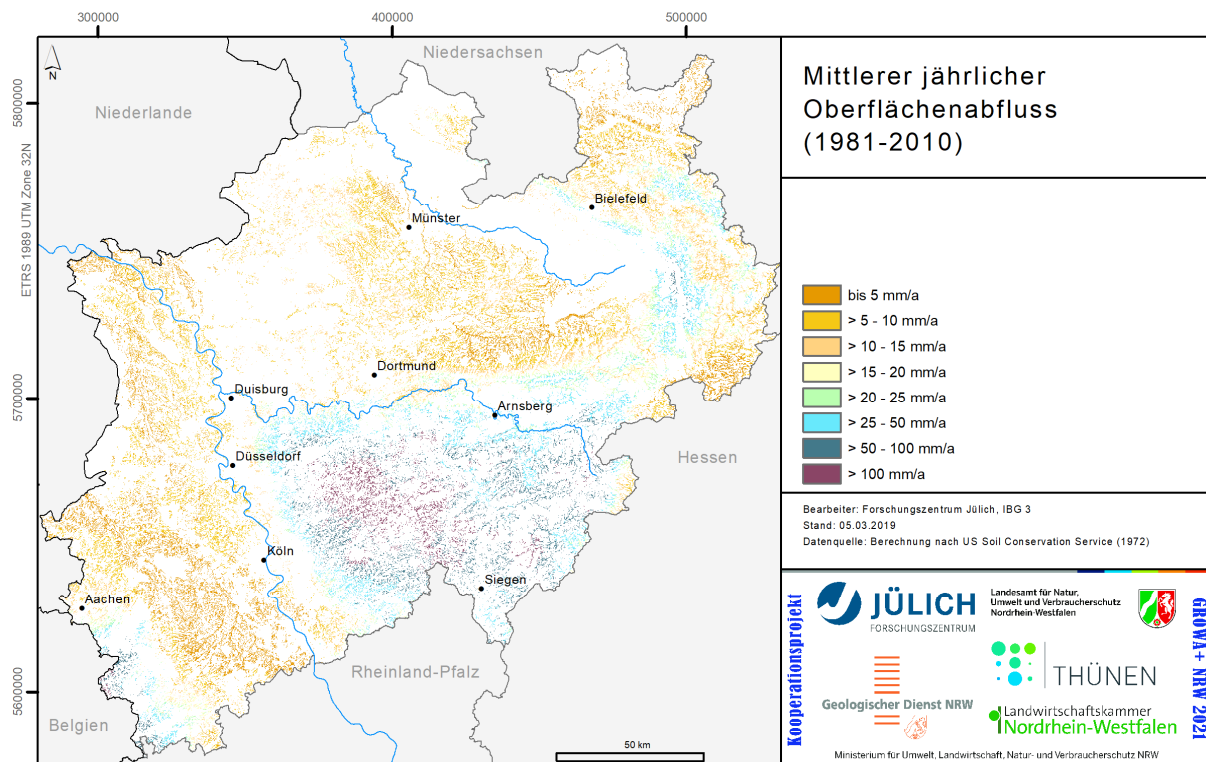


Abbildung 45 Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss (1981-2010) auf den für die Nährstoffmodellierung relevanten Flächen mit Gewässeranbindung; berechnet nach US Soil Conservation Service (1972).

3.4 Besonderheiten im Sümpfungsbereich des Rheinischen Braunkohlerevier

Im Rahmen des Projektes wurden für die mGROWA-Simulationen im Bereich des Rheinischen Braunkohlereviere die Grundwassergleichen des Jahres 2017 für die Aufbereitung der Grundwasserflurabstände verwendet (vgl. Abschnitt 2.5 und Abbildung 25). Zusätzlich wurde auf Basis der Grundwassergleichen des Referenzjahres 1955 für den Bereich des Rheinischen Braunkohlereviere ein weiterer Satz Grundwasserflurabstandsraster im Jahresgang erstellt und in der mGROWA-Simulation als Randbedingung verwendet (vgl. Abbildung 26). Die beiden darauf aufsetzenden mGROWA-Simulationen liefern für die Periode 1981-2010 nur auf den Rasterzellen verschiedene Grundwasserneubildungswerte, auf denen sich die Grundwasserflurabstände unterscheiden. Mit diesen Simulationen wird quasi untersucht, wie sich ein Zustand der Grundwasseroberfläche vor der Inbetriebnahme der großen Tagebaue Garzweiler, Hambach und Inden unter dem Einfluss des gegenwärtigen Klimas auf die räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung auswirken würde.

Die Abbildung 46 zeigt die Unterschiede in der Grundwasserneubildung aus den beiden Simulationen (Grundwasserneubildung für den Zustand 2017 minus 1955) auf den relevanten Flächen. Bis auf wenige Flächen findet heute eine höhere Grundwasserneubildung statt, als wenn gegenwärtig die Grundwasserflurabstände wie im Jahr 1955 vorhanden sein würden.

Dies ist durch die Absenkung der Grundwasseroberfläche infolge der langjährigen Sümpfung für den Braunkohletagebau begründet. Infolgedessen weisen viele Standorte mit ehemals flurnahem Grundwasser heute keine Anbindung der Wurzelzone an den Kapillarsaum der Grundwasseroberfläche auf. Es findet demnach keine oder nur noch eine reduzierte Grundwasserzerrung durch kapillaren Aufstieg statt (negative Netto-Grundwasserneubildung). Insgesamt erhöht sich letztendlich dadurch die Netto-Grundwasserneubildung im Revier, andererseits haben grundwasserabhängige Ökosysteme keine oder nur noch eine limitierte Anbindung an Grundwasser.

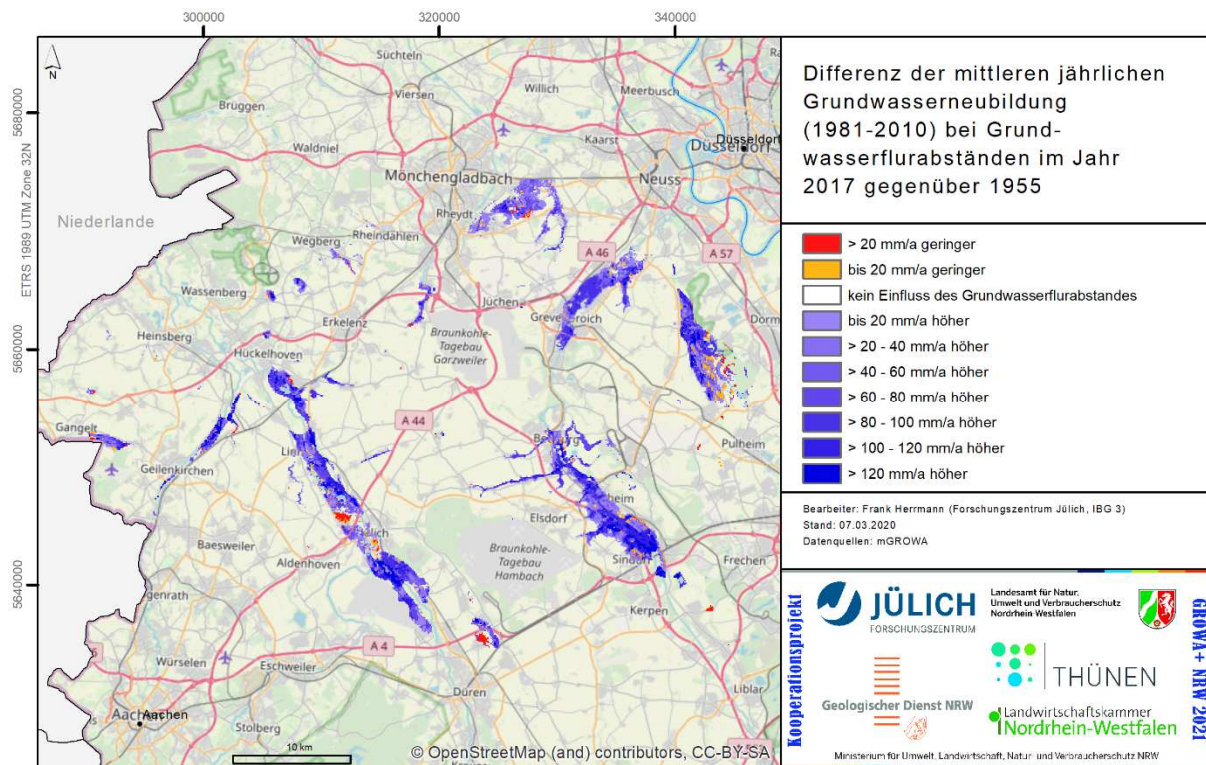


Abbildung 46: Differenz der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung (1981-2010) bei Grundwasserflurabständen im Jahr 2017 gegenüber 1955.

4. Evaluierung der Simulationsergebnisse

4.1 Einzugsgebiete und Vergleichsgrößen

Die Güte der mit mGROWA simulierten Wasserhaushaltsgrößen Gesamtabfluss und Grundwasserneubildung kann durch Vergleiche mit gemessenen Abflussspenden in ausgewählten Flusseinzugsgebieten evaluiert werden. Die Evaluierung erfolgt durch Gegenüberstellung des simulierten und des gemessenen langjährigen mittleren Gesamtabflusses bzw. der Grundwasserneubildung.

Für die Bewertung des Gesamtabflusses werden die beobachteten MQ-Werte, d.h. die mittleren beobachteten Abflüsse, verwendet. Die Grundwasserneubildung kann bei Betrachtung längerer Zeiträume dem Basisabfluss gleichgesetzt werden. Der Anteil des Basisabflusses am MQ-Wert kann in Einzugsgebieten, in denen Lockergesteinsgrundwasserleiter dominieren, mit Hilfe der Methode von Wundt (1958) und in Einzugsgebieten, in den Festgesteinsgrundwasserleiter dominieren, mit Hilfe der Methode von Demuth (1993) abgeschätzt werden (vgl. Bogena et al., 2005).

Die Methode von Wundt umfasst im Wesentlichen eine Mittelwertbildung der monatlichen Niedrigwasserabflüsse einer Abflusszeitreihe. 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.

Im Rahmen des Projektes waren insgesamt die Abflussdaten von 392 Fließgewässerpegeln verfügbar. Die Daten stammten von verschiedenen Institutionen, hauptsächlich vom LANUV NRW sowie weiteren Wasserverbänden des Landes. Insgesamt weist der Datenbestand eine stark variierende Qualität hinsichtlich Länge und Vollständigkeit der Abflussganglinien in der untersuchten Periode 1981-2010 auf. In Nordrhein-Westfalen sind zudem viele der beobachteten Abflussganglinien anthropogen beeinflusst oder naturbedingt nicht für eine Evaluierung der mGROWA-Simulation geeignet. Solche Einflüsse sind beispielsweise:

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

Vor dem Hintergrund des in vielen Regionen Nordrhein-Westfalens mehr oder weniger stark anthropogen beeinflussten Abflussverhaltens sowie weiterer modelltechnischer Randbedingungen konnten nicht alle Einzugsgebiete mit verfügbaren beobachteten Abflussganglinien für eine Evaluierung verwendet werden. Generell mussten die Einzugsgebiete und beobachteten Abflussganglinien auch folgende spezielle Kriterien erfüllen

(vgl. auch Armbruster, 2002), um im Rahmen des durchgeführten Auswahlprozesses als geeignet angesehen zu werden:

- Für fast das gesamte Einzugsgebiet sollten Simulationsergebnisse vorliegen (dies führte in vielen Fällen zu einem Ausschluss länderübergreifender EZG).
- Die Abflussganglinie eines Pegels durfte für den Evaluierungszeitraum (1981-2010) 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 m³/s sein.
- Der Abwasseranteil am MNQ sollte kleiner als 25 % sein (nur für Evaluierung der Grundwasserneubildung relevant).

Anhand der erläuterten Kriterien wurden aus dem verfügbaren Datenbestand insgesamt 66 Einzugsgebiete mit Abflussganglinien selektiert, die für eine Evaluierung des berechneten langjährigen Gesamtabflusses geeignet erscheinen. 30 dieser Abflussganglinien erscheinen auch für die Evaluierung der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung geeignet. Die Metadaten dieser Abflussganglinien sind in Tabelle 3 aufgelistet. Die Abbildung 47 und die Abbildung 48 zeigen die Lage der zugehörigen Einzugsgebiete.

Tabelle 3: Für die Modellevaluierung selektierte Pegel und Einzugsgebiete. AE – Fläche des Einzugsgebietes in km², RW – Rechtswert und HW – Hochwert im ETRS 1989 UTM Zone 32N. Die Abflussganglinien der fett dargestellte Pegel wurden zusätzlich zur Evaluierung des Gesamtabflusses auch für die Evaluierung der Grundwasserneubildung verwendet.

Pegel	AE	Gewässer	RW	HW	Pegel ID
Haltern	4273,2	Lippe	374769	5732685	2789100000100
Leven	3324,6	Lippe	382391	5730701	2787990000100
Greven	2842,1	Ems	404281	5772437	3331000000100
Kesseler 3	2003	Lippe	437019	5723946	2785790000300
Einen	1485,8	Ems	424330	5758552	3171000000100
Bentfeld	1049,8	Lippe	474494	5733168	2783390000100
Roenkhausen	884	Lenne	426987	5674392	2766530000100
Herford	871,09	Werre	477480	5775924	4651000000100
Lohmar	785	Agger	373367	5633750	2728930000200
Oeventrop	759,82	Ruhr	439521	5694362	2761759000100
Opladen	606	Wupper	359480	5659544	2736790000200
Ahmsen	593	Werre	479550	5771202	4639000000100
Glüder	492,58	Wupper	368580	5666371	2736731000100
Ottbergen	431,05	Nethe	522219	5728660	4529500000100
Meschede	426,06	Ruhr	449873	5688755	2761510000100
Hagen Eckesey	425	Volme	392132	5693803	2768900000100
Westtuennen	414,9	Ahse	421638	5724535	2786700000100
Gemünd	344,55	Urft	322380	5605872	2822900000200
Rheda	342,62	Ems	451521	5744867	3119000000200
Wt-Kluserbrücke	337,82	Wupper	371506	5679869	2736510000100
Oedt	333,08	Niers	316883	5688908	2861700000100
Belecke 1	251,6	Möhne	453264	5704350	2762510000100
Broel	216	Bröl	381573	5627378	2726900000100

Pegel	AE	Gewässer	RW	HW	Pegel ID
Brake	207,09	Johannisbach, 464	473848	5768952	4647000000100
Mueschede	194,63	Röhr	429885	5695632	2761895000100
Kickenbach	187	Lenne	437025	5662317	2766199000100
Bilk	177,94	Vechte	383431	5789000	9286190000100
Hagen Haspe	156	Ennepe	389874	5689714	2768897000100
Sueddinker	140,08	Salzbach, 27866	426107	5720582	2786690000100
Kall-Sportpl,	131,11	Urft	326682	5602079	2822700000200
Muesse	125	Eder, 428	449811	5655576	4281319000100
Temmingsmühle	115,8	Steinfurter Aa	387476	5774423	9286270000100
Senden-Schoelling	114,78	Stever	394298	5744350	2788330000100
Olsberg	109,95	Ruhr	464348	5689028	2761150000100
Neuhaus 1	107,15	Lippe	481446	5732699	2781730000200
Fiestel	102,24	Große Aue, 476	469941	5800420	4761500000100
Broeleck	101,4	Bröl	388479	5633368	2726599000100
Steinhorst	98,73	Ems	467863	5740934	3113000000100
Raumland	84,7	Odeborn	456965	5653501	4281490000100
Bredelar	78,01	Hoppecke	483678	5695421	4427000000100
Amelsbüren	77,72	Emmerbach	401557	5748161	3267000000100
Rustenhof	77,06	Aa, 4526	509298	5728402	4526900000100
Kapellen	75,86	Issumer Fleuth, 2866	317015	5716526	2866500000200
Erkrath	72,67	Düssel	354558	5677035	2739229000100
Kreuztal	63,4	Ferndorfbach	429430	5645719	2721459000100
Ratingen	63,23	Anger	347513	5685884	2756500000100
Burg Veynau	62,46	Veybach	338663	5612071	2741870000100
Herrntrop	60,7	Hundem	437351	5659931	2766250000100
Neuhaus 3	58,52	Thune	480529	5735029	2783250000100
Langenberg 2	57,74	Deilbach	369226	5690935	2769630000200
Verl	53,12	Ölbach, 31284	465563	5748629	3128490000100
Reifferscheid	48,95	Reifferscheider Bach	320854	5594459	2822869000100
Ahlen	46,62	Werse	425366	5733199	3211000000300
Eigen	42,81	Düssel	358678	5676663	2739230000100
Selm-Ondrup	40,51	Funne	395780	5729620	2788630000200
Lutum	38,11	Berkel	377858	5760755	9284100000100
Oberkirchen	37,55	Lenne	456255	5667648	2766133000100
Hellenthal	36,4	Platißbach	317893	5595441	2822849000100
Avenwedde	35,2	Dalkebach	465382	5751202	3125000000100
Lehen II	34,12	Ibbenbürener Aa	413957	5790857	3448310000600
Appelhülsen	28,02	Stever	393018	5749442	2788100000100
Feudingen	25,4	Lahn	452579	5643232	2581119000100
Endorf	12,71	Waldbach, 276182	432630	5681986	2761829000100
Oberagger	12,5	Steinagger	406273	5649200	2728219000100
Aue	8,47	Preisdorf	452151	5655597	4281334000100
Glinge	5,47	Glingebach	429865	5675338	2766543000100

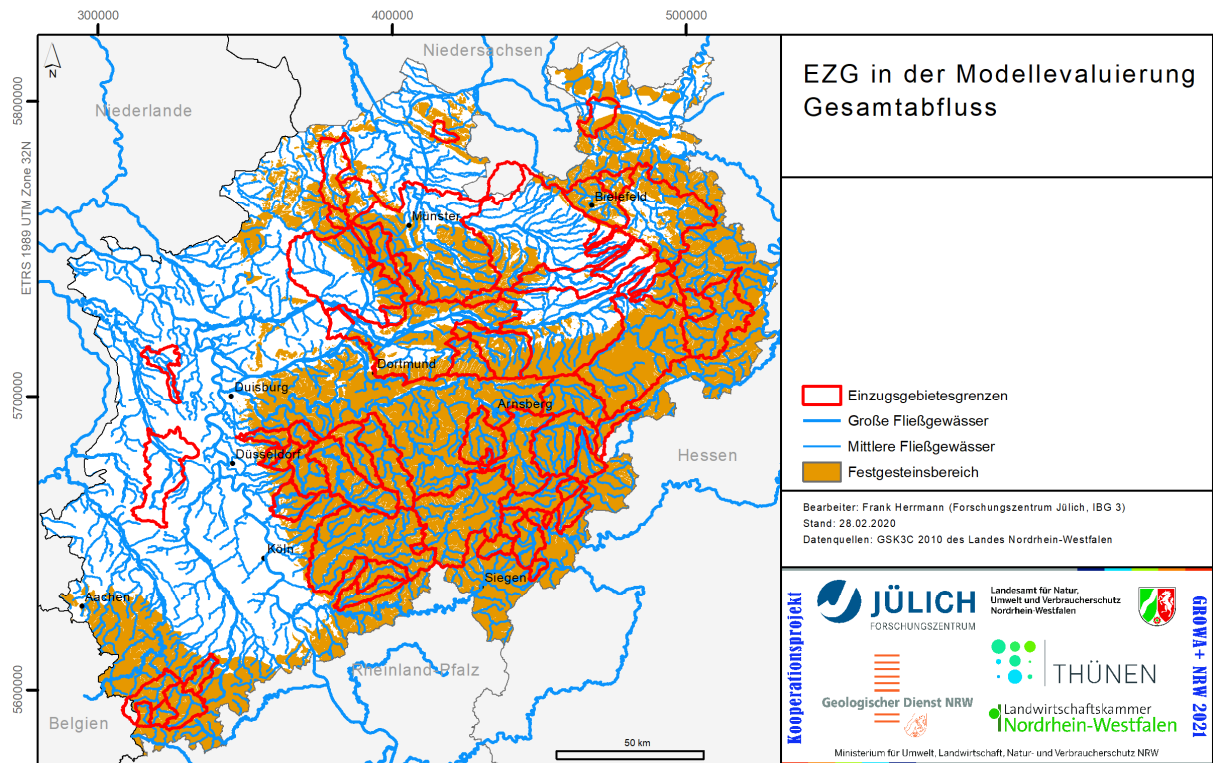


Abbildung 47: Im Rahmen der Evaluierung des Gesamtabflusses ausgewählte Einzugsgebiete.

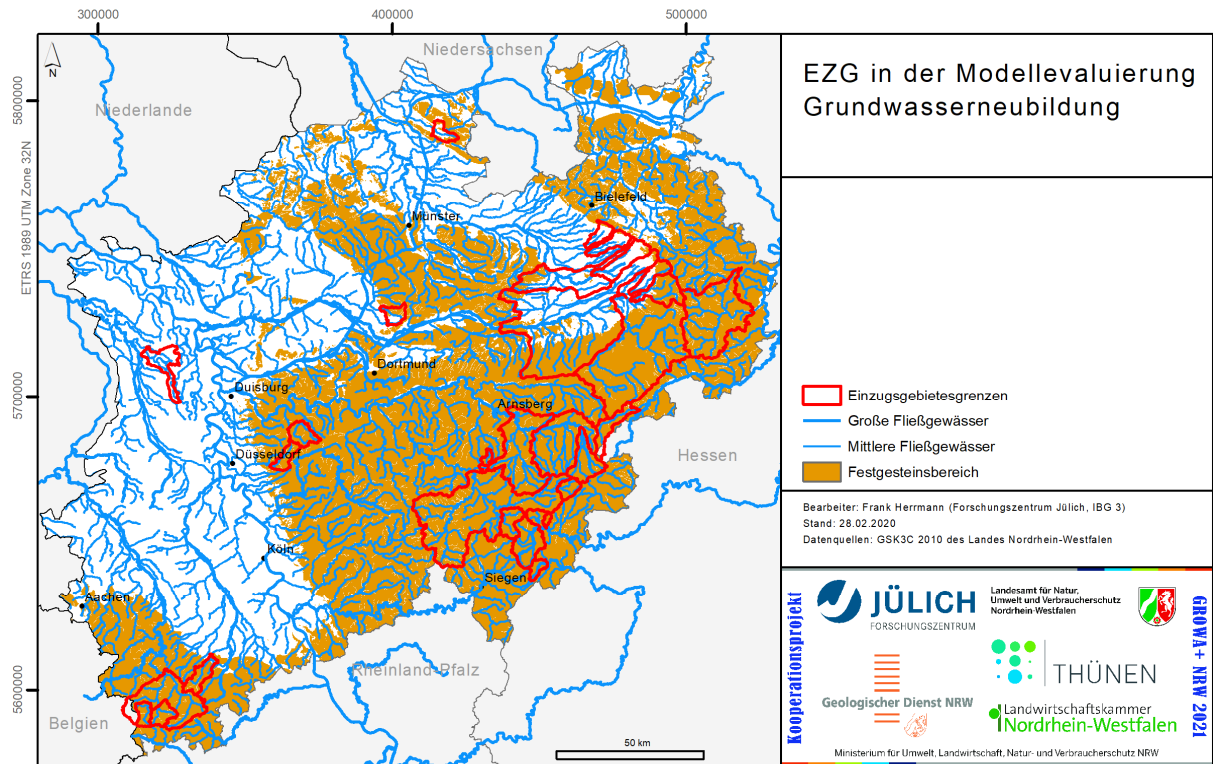


Abbildung 48: Im Rahmen der Evaluierung der Grundwasserneubildung ausgewählte Einzugsgebiete.

4.2 Ergebnisse der Evaluierung anhand beobachteter Abflussganglinien

Die Evaluierung der mGROWA-Simulationen erfolgt durch Gegenüberstellung des simulierten und des gemessenen langjährigen mittleren Gesamtabflusses bzw. der Grundwasserneubildung in der hydrologischen Periode 1981-2010. Dargestellt und analysiert ist im Folgenden die Evaluierung der Simulation auf Basis des *KDB1* (vgl. Abschnitt 2.2). Die Abbildung 49 zeigt in Form von Streudiagrammen links die Gegenüberstellung des beobachteten und simulierten Gesamtabflusses in allen 66 selektierten Einzugsgebieten sowie rechts die Grundwasserneubildung in den 30 auch dafür geeigneten Gebieten.

Im Falle des Gesamtabflusses (Abbildung 49) liegt deutlich sichtbar ein Großteil der Punkte im näheren Bereich um die 1:1-Linie innerhalb einer 20-prozentigen Abweichung. Insgesamt wird der beobachtete langjährige mittlere Gesamtabfluss sehr gut durch die Simulation wiedergegeben.

Im Falle der Grundwasserneubildung (Abbildung 49) liegen ebenfalls viele Punkte im Bereich oder zumindest in der Nähe einer 20-prozentigen Abweichung. Mehrere Gebiete im Festgesteinsbereich zeigen jedoch eine größere Unterschätzung der Grundwasserneubildung durch die Simulation an. Dies ist durch die Wahl der BFI-Werte der Festgesteinseinheiten in diesen Gebieten begründet. Im Rahmen der Zuweisung der BFI-Werte wurden die sehr gering bis äußerst gering durchlässigen hydrogeologischen Festgesteinseinheiten derart parametrisiert, dass die resultierende geringe Grundwasserneubildung auch ihre marginale Relevanz als Grundwasserspeicher widerspiegelt. Das Demuth-Verfahren, als rein explorativ-statistisches Verfahren zur Basisabflussabtrennung, erfasst demnach in diesen Einzugsgebieten auch die sehr langsam abfließenden Anteile des natürlichen Zwischenabflusses als Basisabfluss.

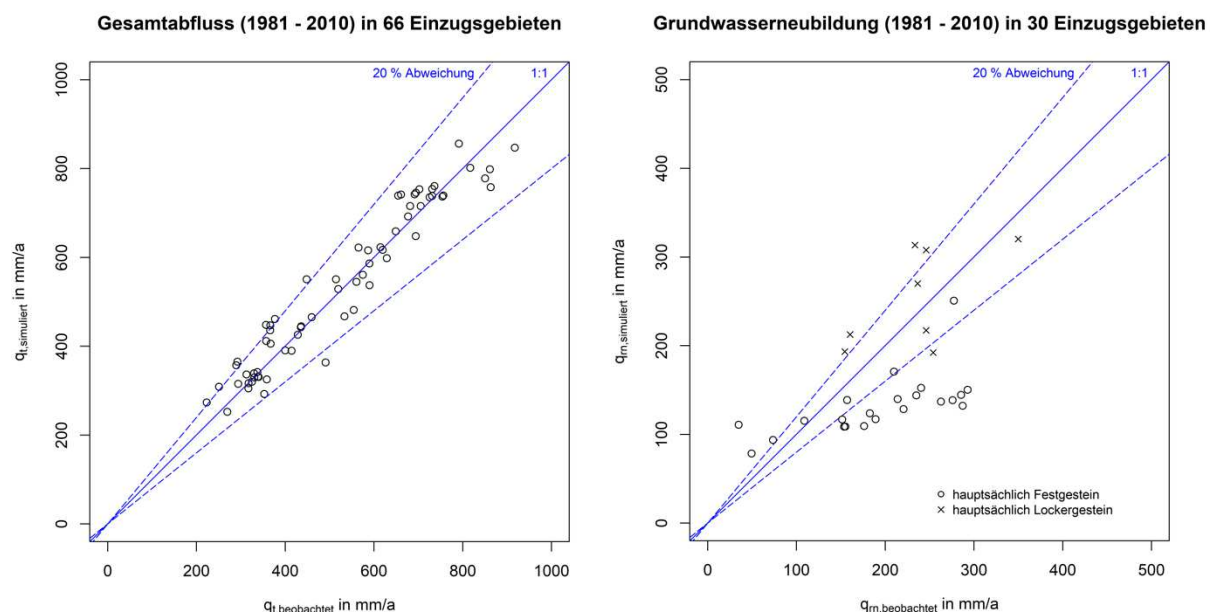


Abbildung 49: Evaluierung des mit mGROWA ermittelten mittleren jährlichen Gesamtabflusses und der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung in der Periode 1981-2010.

Im Fall des Gesamtabflusses lohnt sich aufgrund der größeren Anzahl eine Gruppierung der 66 Einzugsgebiete und die Verwendung von objektiven Kennzahlen zur Bewertung der Modelleffizienz. Hierzu werden die bereits in Herrmann et al. (2014b) detailliert erläuterten Kennzahlen Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (Nash und Sutcliffe, 1970) sowie Percent Bias (Gupta et al., 1999) in ihrer flächengewichteten Form NSE_C und $PBIAS_C$ berechnet.

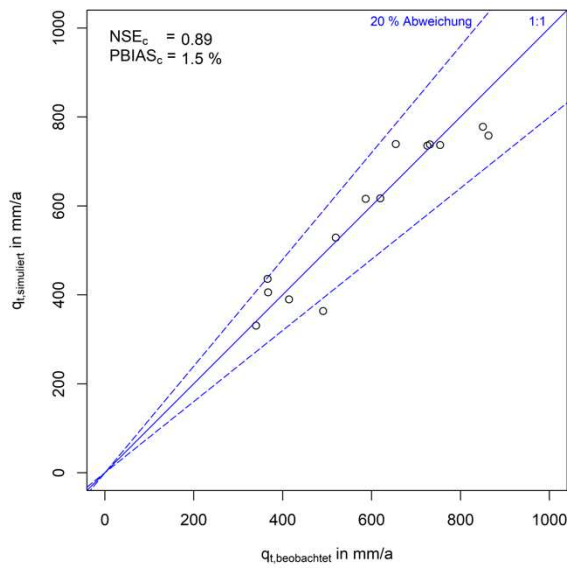
NSE ist eine standardisierte Kennzahl, die angibt, wie gut Paare aus simulierten und beobachteten Werten die 1:1-Line treffen. NSE_C kann Werte von minus Unendlich bis 1 annehmen, Werte größer Null werden generell als akzeptabel angesehen. Demgegenüber bedeuten Werte kleiner Null ein nicht akzeptables 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 jeweils eine sehr gute, gute bzw. zufriedenstellende Modelleffizienz anzeigen.

Mit $PBIAS$ wird die Tendenz ermittelt, mit einer simulierten eine gemessene Abflusszeitreihe zu über- bzw. unterschätzen. Der optimale Wert für $PBIAS$ ist Null. 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 $PBIAS < \pm 10$, ± 10 bis $< \pm 15$ oder ± 15 bis $< \pm 25$ % erreicht.

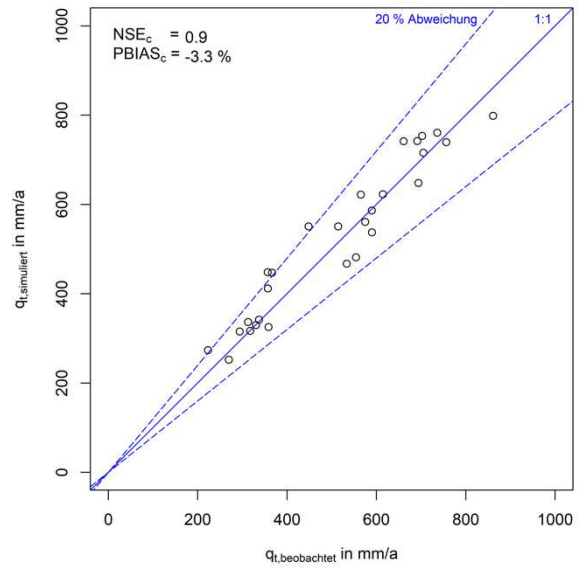
Bei einer Anwendung der flächengewichteten Formen NSE_C und $PBIAS_C$ auf räumlich differenzierte Simulationsergebnisse, wie sie mit mGROWA bereitgestellt werden, sollten sich die untersuchten Einzugsgebiete nicht überlappen. Damit wird verhindert, dass indirekt Teilflächen mehrfach die Modelleffizienz beeinflussen. Die Abbildung 50 zeigt die Ergebnisse der Evaluierung des Gesamtabflusses für vier Einzugsgebietsgruppen inklusive der berechneten Kennzahlen NSE_C und $PBIAS_C$. Beide Kennzahlen zeigen in allen vier Gruppen eine sehr gute Modelleffizienz sowie lediglich eine sehr geringe Tendenz zur Über- bzw. Unterschätzung der beobachteten langjährigen mittleren Abflüsse an. Dies bedeutet, dass mit mGROWA für Nordrhein-Westfalen sehr realistische Wassermengen bilanziert werden. Insgesamt scheint die Simulation auf Basis des *KDB1* zu einer leichten Überschätzung des Gesamtabflusses zu tendieren. Diese Überschätzung liegt landesweit wahrscheinlich im Bereich zwischen 2 und 5 %.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die bereits in Herrmann et al. (2014b) für das Bundesland Nordrhein-Westfalen ausführlich diskutierte sehr gute Modelleffizienz auch im hier dokumentierten aktualisierten mGROWA-Setup erreicht wird.

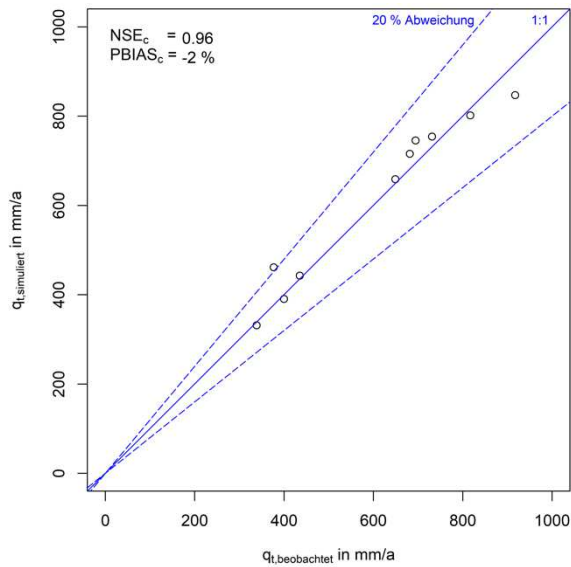
14 kleine EZG an den Oberläufen der Flusssysteme (ca. 5 bis 62 km² groß)



28 mittelgroße EZG an den Oberläufen der Flusssysteme (ca. 38 bis 250 km² groß)



10 mittelgroße EZG
(ca. 425 bis 2005 km² groß)



32 die größte Gesamtfläche abdeckende EZG (ca. 5 bis 4271 km² groß)

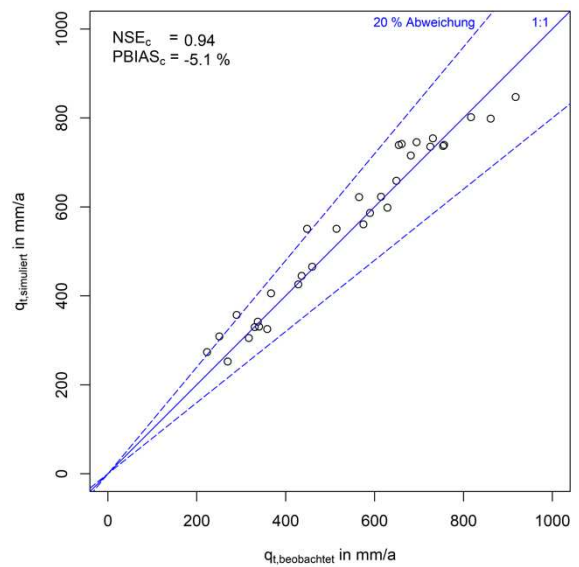


Abbildung 50: Gruppierte Evaluierung des mit mGROWA ermittelten mittleren jährlichen Gesamtabflusses in der Periode 1981-2010. (EZG – Einzugsgebiete)

4.3 Vergleich der mGROWA Modellierungen der Jahre 2019 und 2014

Gegenüber dem Setup des Wasserhaushaltsmodells mGROWA aus dem Jahr 2014 (*v2014*), wie dieses umfangreich in Herrmann et al. (2014b) für Nordrhein-Westfalen dokumentiert ist, wurden im Rahmen des Projektes Erweiterungen und Verbesserungen vorgenommen. Die nun vorliegende aktuelle Version *v2019* soll im Folgenden der Version *v2014* kurz gegenübergestellt werden.

Neben dem nun zusätzlich zum *KDB1* verfügbaren *KDB2* (vgl. Abschnitt 2.2) als klimatischem Antrieb für das Wasserhaushaltsmodell mGROWA – die hier dargestellte Periode 1981-2010 ist aus beiden Klimadatenbeständen zusammengesetzt – wurden praktisch alle weiteren Datengrundlagen aktualisiert. Damit resultieren nun praktisch auf allen Rasterzellen im Modellgebiet gegenüber der *s* veränderte Simulationsergebnisse. Die Beträge der Veränderungen können für die einzelnen Rasterzellen beträchtlich variieren. Für den Fall, dass auf einer bestimmten Rasterzelle lediglich die Parameter zur Beschreibung des Wasserspeichervermögens in der Bodenkarte und der topographische Korrekturfaktor (neues DGM10) geringfügig aktualisiert wurden, ist die resultierende Veränderung eher gering. Es sind jedoch auch umfangreiche Veränderungen im Bereich der Drainagekarte (vgl. Teilbericht IIb) vorgenommen worden, die Grundwasserflurabstände gehen in *v2019* im Jahresgang ein, es sind rasterbasierte Versiegelungsgrade implementiert sowie BFI-Werte im Festgesteinsbereich angepasst worden. Diese Anpassungen sind, auf der gesamten Landesebene betrachtet, für die betragsmäßig größeren Veränderungen verantwortlich. Für die Interpretation der Veränderungen empfiehlt es sich, die Karte der für die Separation des Gesamtabflusses relevanten Standorteigenschaften in Abbildung 5 einzubeziehen.

Die Abbildung 51 zeigt die Differenz der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung aus den mGROWA-Versionen *v2019* und *v2014*, wobei die in den jeweiligen Projekten betrachteten hydrologischen Perioden beibehalten wurden (1981-2010 vs. 1971-2000). Diese für die Grundwasserbewirtschaftung relevante Differenzkarte zeigt demnach die durch die veränderte Parameterverteilung und die durch die betrachtete hydrologische Periode induzierten Veränderungen. Die Abbildung 52 zeigt die diesbezüglichen Differenzen, wenn dieselbe hydrologische Periode verglichen wird, d.h. die aus der Version *v2019* und dem *KDB1* für die Periode 1971-2000 resultierenden Ergebnisse analysiert werden. Damit werden lediglich die Differenzen dargestellt, die aus der veränderten flächendifferenzierten Parametrisierung beider Versionen resultieren. In analoger Weise sind in Abbildung 53 und Abbildung 54 die Differenzen des langjährigen mittleren Direktabflusses sowie in Abbildung 55 und Abbildung 56 die Differenzen des langjährigen mittleren Drainageabflusses dargestellt.

Im landesweiten Mittel und in der Periode 1971-2000 ergibt die Version *v2019* gegenüber der *v2014* eine um ca. 26 mm/a geringere Grundwasserneubildung (Abbildung 52), einen um ca. 19 mm/a höheren Direktabfluss (Abbildung 54) sowie einen nahezu unveränderten Drainageabfluss (Abbildung 56). Die aus den beiden hydrologischen Perioden resultierenden Unterschiede sind durch ein relativ trockene Phase in den 1970-Jahren begründet (vgl. Abbildung 34).

Wesentlich verantwortlich für die teils größeren Differenzen in Grundwasserneubildung und Direktabfluss sind die veränderten BFI-Werte in den Festgesteinsbereichen, d.h. die

Einstufungen in der neuen Hydrogeologischen Karte (Abbildung 20), sowie die Einführung der rasterbasierten Versiegelungsgrade (Abbildung 11). Hinsichtlich der rasterbasierten Versiegelungsgrade kann zukünftig über eine Kalibrierung der neu implementierten SSPI-Werte die simulierte Grundwasserneubildung weiter angepasst werden. Aus der Bewertung der simulierten Grundwasserneubildung in den Lockergesteinsgebieten – anhand der mit der Methode von Wundt (1958) abgeleiteten Vergleichswerten (Abbildung 48) – haben sich dafür jedoch keine Indikationen ergeben. Die leichte Erhöhung des Dränflächenanteils (vgl. Teilbericht IIb) sowie die stark veränderte Einstufung von drainierten und nicht drainierten landwirtschaftlichen Flächen führt kleinregional zu räumlich stark veränderten Drainageabflusswerten (und damit Grundwasserneubildungswerten), nicht jedoch im landesweiten Mittel.

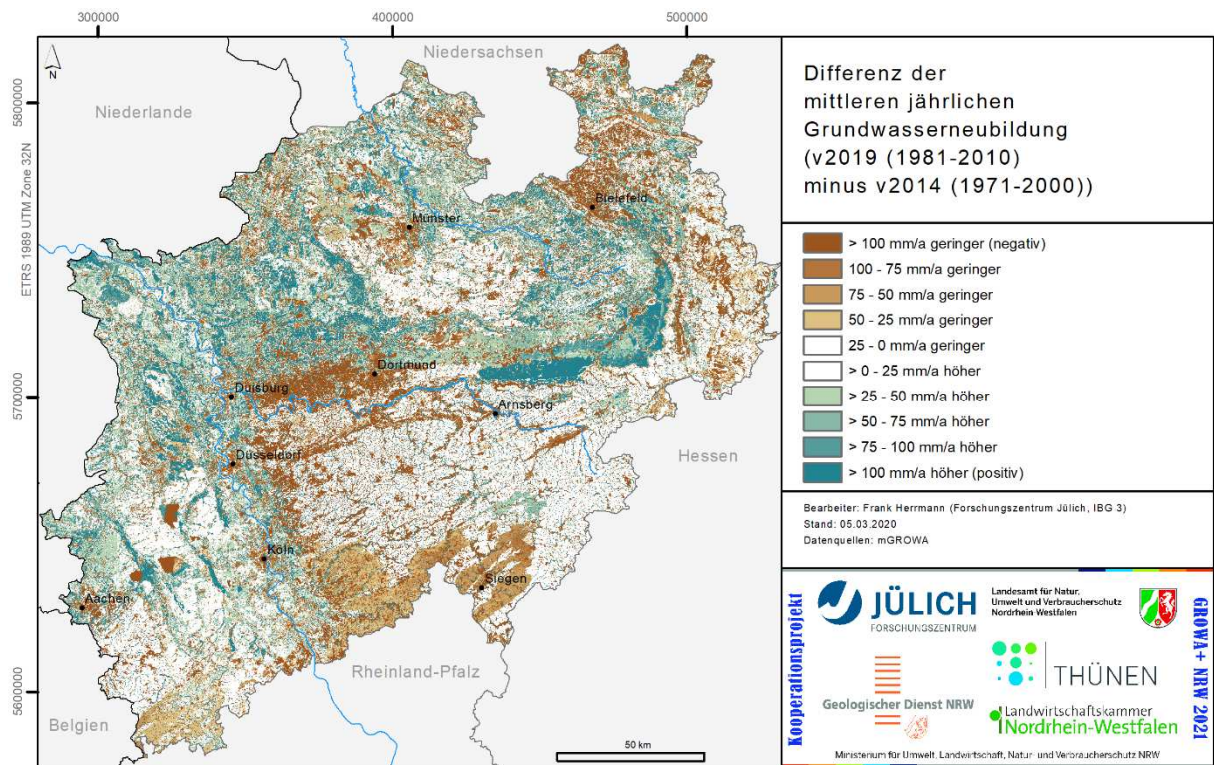


Abbildung 51: Differenz der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung aus den Versionen v2019 (Periode 1981-2010, zusammengesetzt aus KDB1 und KDB2) und v2014 (Periode 1971-2000).

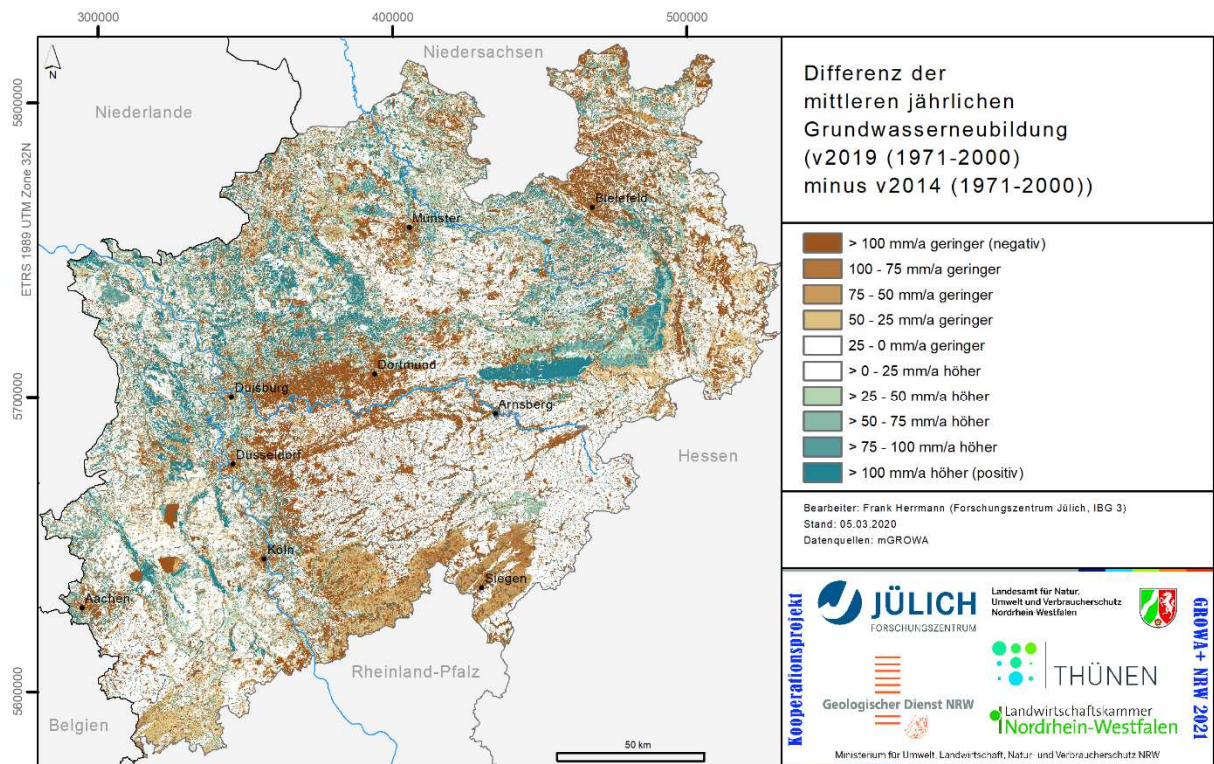


Abbildung 52: Differenz der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung aus den Versionen v2019 (Periode 1971-2000, KDB1) und v2014 (Periode 1971-2000).

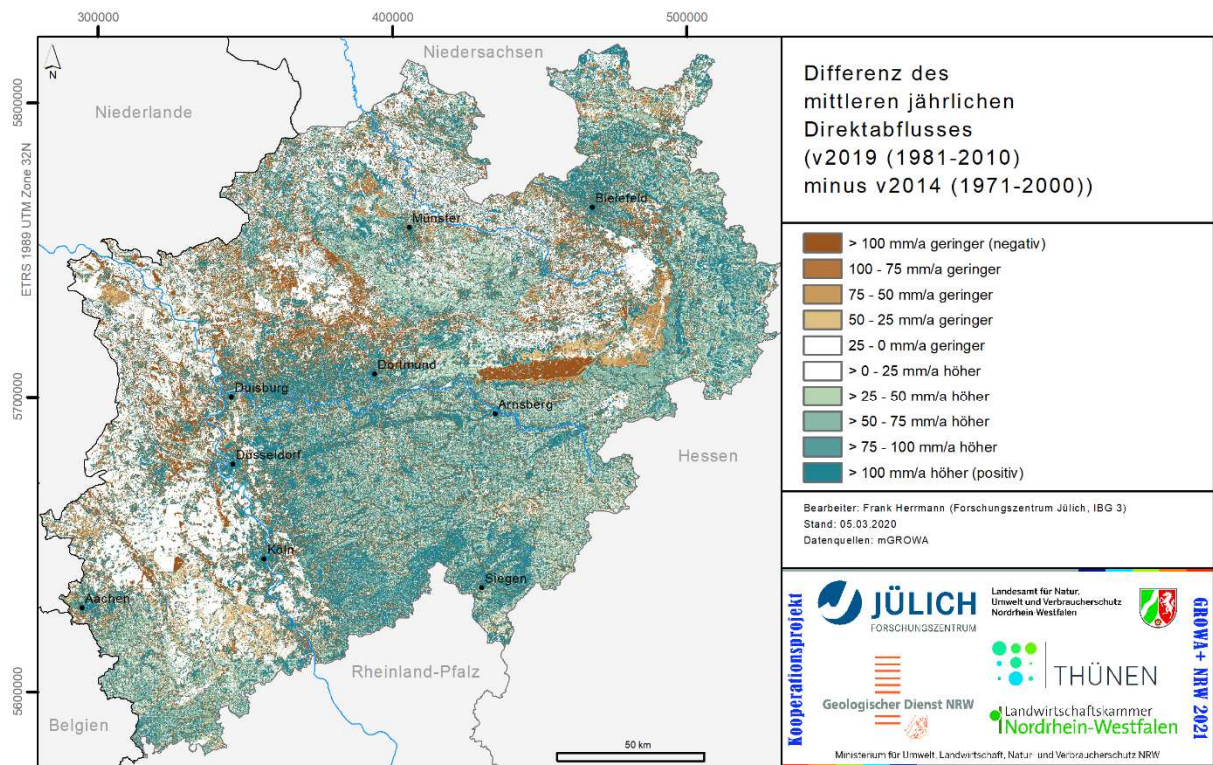


Abbildung 53: Differenz des mittleren jährlichen Direktabflusses aus den Versionen v2019 (Periode 1981-2010, zusammengesetzt aus KDB1 und KDB2) und v2014 (Periode 1971-2000).

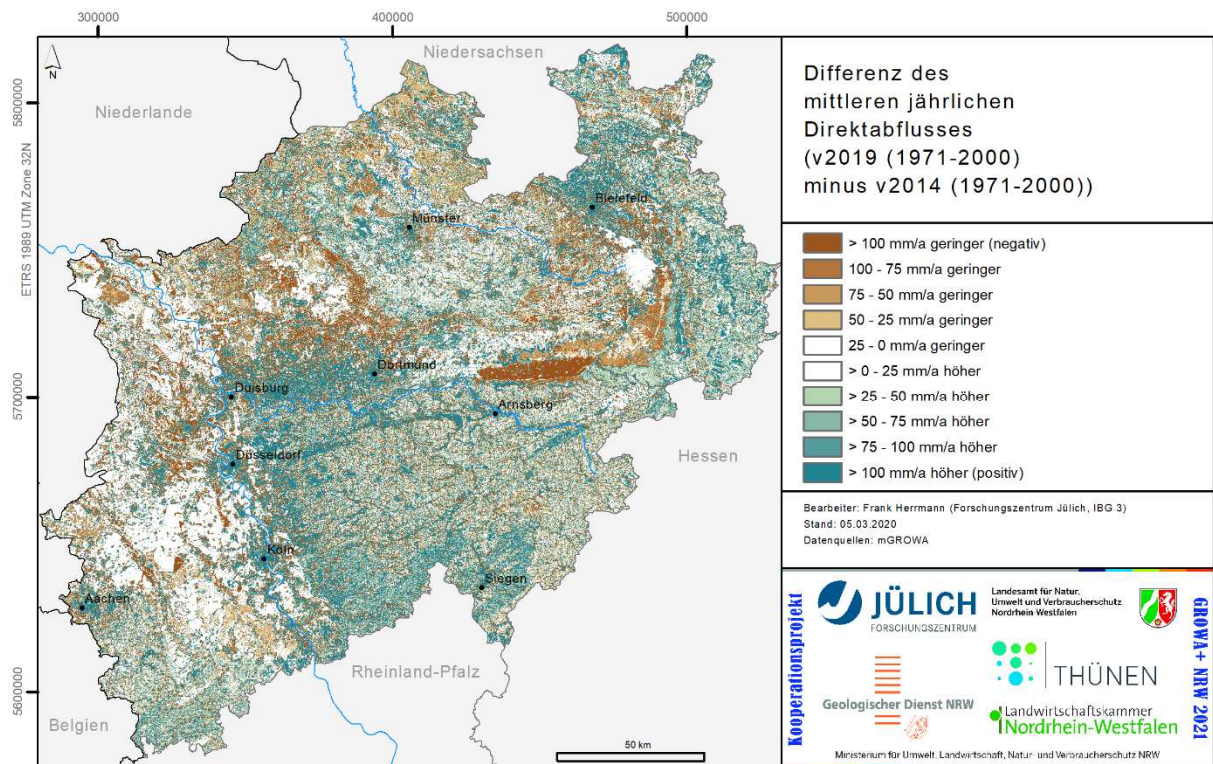


Abbildung 54: Differenz des mittleren jährlichen Direktabflusses aus den Versionen v2019 (Periode 1971-2000, KDB1) und v2014 (Periode 1971-2000).

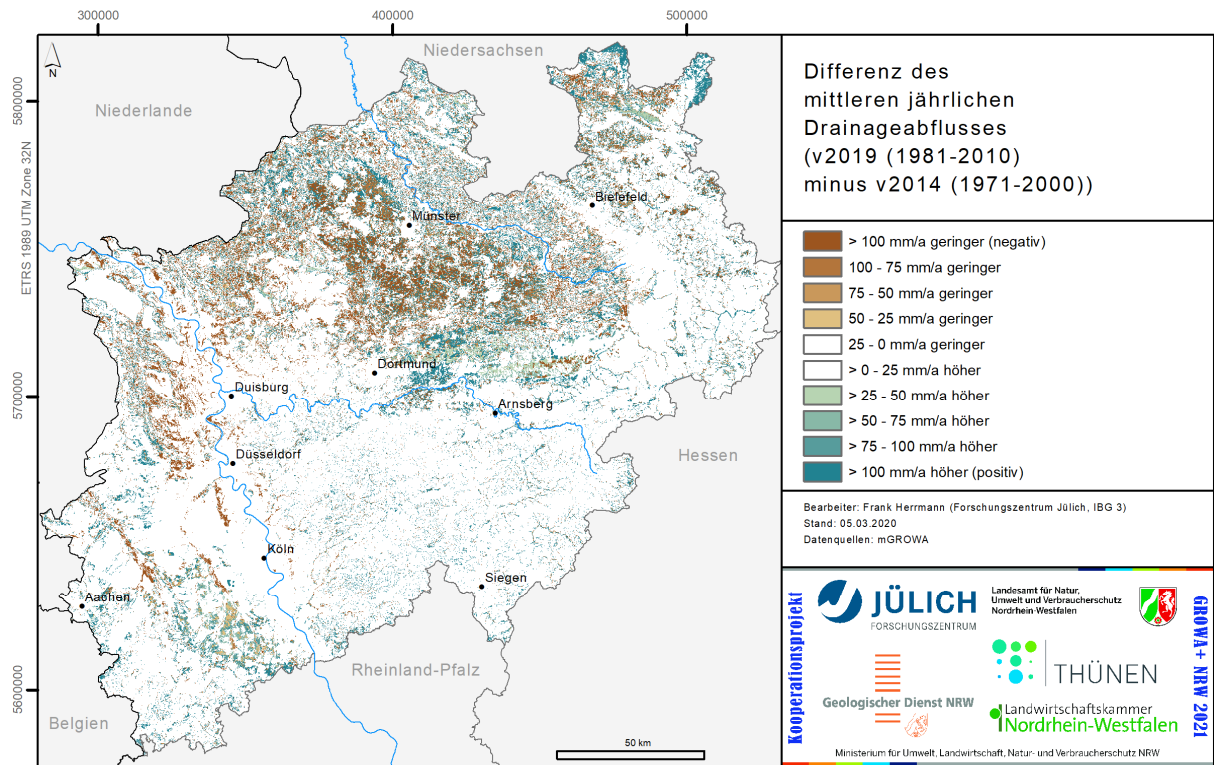


Abbildung 55: Differenz des mittleren jährlichen Drainageabflusses aus den Versionen v2019 (Periode 1981-2010, zusammengesetzt aus KDB1 und KDB2) und v2014 (Periode 1971-2000).

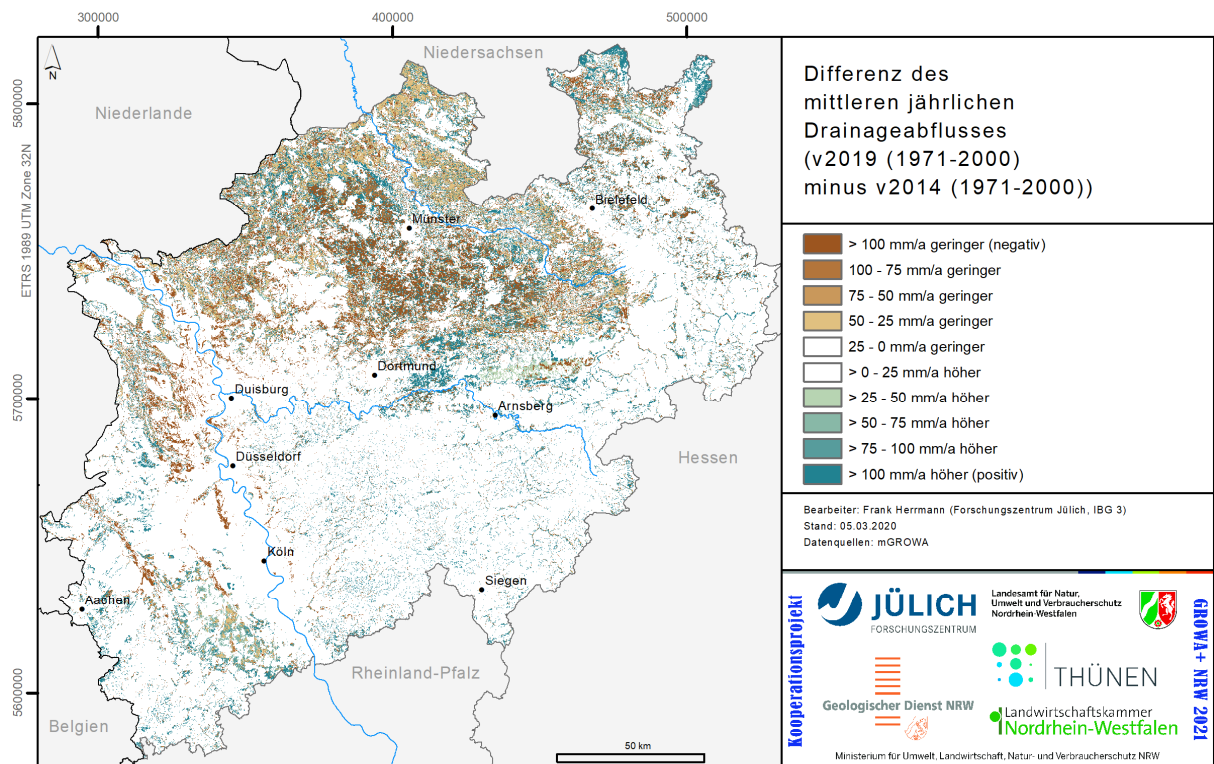


Abbildung 56: Differenz des mittleren jährlichen Drainageabflusses aus den Versionen v2019 (Periode 1971-2000, KDB1) und v2014 (Periode 1971-2000).

5. Zusammenfassung

Ziel der Arbeiten zum Wasserhaushalt im Rahmen des Projekts *GROWA+ NRW 2021* war es, flächendifferenzierte und räumlich hochaufgelöste langjährige Mittelwerte (1981-2010) der Grundwasserneubildung, der Sickerwasserrate sowie der Direktabflusskomponenten als eine wesentliche Datengrundlage für die Modellierungen zum Nährstoffeintrag in das Grundwasser und die Oberflächengewässer in NRW bereitzustellen (siehe dazu Teilberichte V und VI). Dazu wurde das in NRW bereits auf Landesebene als Wasserhaushaltsmodell etablierte Modell *mGROWA* weiterentwickelt und hinsichtlich der Datenbasis auf einen aktuellen Stand gebracht. Die im 100 m Raster in täglicher und monatlicher Auflösung vorliegenden Simulationsergebnisse umfassen derzeit den Zeitraum von 1961 bis 2017. Die *mGROWA*-Simulationen lassen sich kontinuierlich auf Basis der vom DWD bereitgestellten Klimadaten in die Gegenwart fortführen.

Im Rahmen der Aktualisierungsarbeiten wurden alle in den Kapiteln 2.2 bis 2.5 erläuterten Datengrundlagen auf den neuesten verfügbaren Stand gebracht. Als klimatischer Antrieb für *mGROWA* stehen nun landesweit die beiden Klimadatenbestände *KDB1* und *KDB2* bereit, welche jeweils die Perioden 1961-2010 und 1992-2017 abdecken. *KDB2* kann auf Basis der im CDC des DWD bereitgestellten Klimadaten kontinuierlich erweitert werden. Für die Ableitung topographischer Parameter wurde ein aktuelles DGM10 genutzt und für die Charakterisierung der Landnutzung und Vegetation ein auf Basis der InVeKoS Datenbank aktualisiertes ATKIS Basis-DLM. Die anthropogene Flächenversiegelung wird im aktualisierten Modell-Setup *mGROWA v2019* durch rasterbasierte Versiegelungsgrade abgebildet und ist damit bedeutend gegenüber der Vorgängerversion *mGROWA v2014* verbessert worden. In der Abflusseparation können aufgrund dieser Erweiterung nun auch Kombinationen aus Standorteigenschaften (z.B. Festgestein oder Staunäseeinfluss) und künstlich versiegelter Oberfläche berücksichtigt werden (Kapitel 2.1). Auf Basis der neuesten Versionen der jeweiligen Kartenwerke wurde die Parametrisierung der Bodenprofile (Wasserspeichervermögen) sowie der hydrogeologischen Eigenschaften der Festgesteinseinheiten (BFI-Werte) aktualisiert. Eine neue Karte der potenziell dränierten Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung (Details dazu in Teilbericht IIb) wurde in Kombination mit im Jahrgang variablen Grundwasserflurabständen verwendet, um die Abbildung der Dynamik des Wasserhaushalts auf grundwasserbeeinflussten Flächen zu verbessern. In der Summe haben die verbesserten Datengrundlagen leichte methodische Anpassungen insbesondere in der zweiten Stufe der *mGROWA*-Simulation (Abflusseparation) notwendig gemacht (Kapitel 2.1).

Aufgrund der langen Zeitspanne die mittlerweile durch die retrospektive *mGROWA*-Simulation abgedeckt wird – von 1961 bis nahezu in die Gegenwart – konnte der Einfluss natürlicher Klimavariabilität sowie anthropogenen Klimawandels auf langjährige und saisonale Muster des Wasserhaushalts in NRW dargestellt werden. Insbesondere durch die kontinuierliche Zunahme der potentiellen Evapotranspiration über Gras (Abbildung 28) wird der Verdunstungsterm der Wasserhaushaltsgleichung derart beeinflusst, dass im Zusammenspiel mit niederschlagsärmeren Phasen (Abbildung 29) auch über längere Zeiträume unterdurchschnittliche Abflusshöhen (Abbildung 33) resultieren. Dies konnte insbesondere durch einen statistisch signifikanten Trend hin zu einem reduzierten Niveau der Grundwasserneubildung (Abbildung 34) in den vergangenen 10 Jahren nachgewiesen werden.

Im Rahmen des Projekts *GROWA+ NRW 2021* wurden räumlich hochaufgelöste langjährige Mittelwerte (1981-2010) der Abflusskomponenten für die Modellierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer in NRW benötigt. Auf Basis der Simulationsergebnisse des Modells *mGROWA* wurden daher langjährige Mittelwerte des urbanen Direktabflusses von versiegelten Flächen (Abbildung 37), der Sickerwasserrate (Abbildung 38), des Abflusses aus landwirtschaftlichen Drainagen (Abbildung 40), des natürlichen Zwischenabflusses (Abbildung 41), der Grundwasserneubildung (Abbildung 43) und des Oberflächenabflusses von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Gewässeranbindung (Abbildung 45) berechnet und in Kartenform verfügbar gemacht. Für den Sumpfungsbereich des Rheinisches Braunkohlereviere wurde im Rahmen einer kleinen Detailstudie gezeigt, dass die bergbaubedingte Absenkung der Grundwasserstände gegenüber dem Jahr 1955 tendenziell zu einer Erhöhung der Grundwasserneubildung entlang der Auen von Rur und Erft geführt hat.

Das aktualisierte *mGROWA*-Setup wurde mit Erfolg erneut anhand beobachteter Abflussganglinien evaluiert. Damit wurde der Nachweis erbracht, dass auch mit der aktuellen Version *mGROWA v2019* der langjährige Wasserhaushalt des Landes NRW realistisch abgebildet wird (Abbildung 49). Aufgrund der Aktualisierung wesentlicher Datengrundlagen, den damit einhergehenden Anpassungen an der Simulationsmethodik und einzelnen Parametern (BFI-Werten) resultierte in der Version *v2019* gegenüber *v2014* im landesweiten Mittel eine geringere Grundwasserneubildung (Abbildung 52) und ein höher Direktabfluss (Abbildung 54). Die tatsächlichen Differenzen zwischen den Versionen variieren jedoch räumlich unterschiedlich stark und sind generell an die jeweiligen Standorteigenschaften gebunden, die im Rahmen der Abflusseparation als relevant identifiziert wurden (Abbildung 3).

6. Ausblick

Neben der Verwendung der mGROWA-Simulationsergebnisse im Rahmen des Projekts *GROWA+ NRW 2021* ergeben sich zahlreiche weitere Verwertungsmöglichkeiten für das aktualisierte mGROWA-Setup:

- Der nachgewiesene signifikante Trend hin zu einer stärker unterdurchschnittlichen Grundwasserneubildung während der Jahre 2008-2017 soll zukünftig auf Basis jährlich fortgeführter Simulationen auf weiteres Bestehen hin geprüft werden. Ein diesbezügliches Projekt ist bereits durch das LANUV NRW initiiert worden. Durch eine solche jährliche Fortführung kann zukünftig zeitnah auf Phasen stattfindender Grundwasserdürre geschlossen werden, und damit auf ein kurz- und mittelfristig reduziertes Grundwasserdargebot.
- Die mit mGROWA simulierte Grundwasserneubildung 1971-2000 ist schon in der Vergangenheit in NRW für Betrachtungen zum Grundwasserdargebot verwendet worden. Mit dem Verfügbarwerden der aktuellen Ergebnisse sollen diese nun auch in stärkerem Maße dafür verwendet werden. Neben der Karte der langjährigen mittleren Grundwasserneubildung 1981-2010 (Abbildung 43) sind für Betrachtungen zum Grundwasserdargebot – jeweils in Abhängigkeit von den lokalen hydrogeologischen Gegebenheiten – möglicherweise auch die Karten des mittleren jährlichen urbaner Direktabflusses (Abbildung 37), des mittleren jährlichen natürlichen Zwischenabflusses (Abbildung 41) sowie des mittleren jährlichen Drainageabflusses (Abbildung 40) relevant. Dies kann im Detail anhand der Karte in Abbildung 5 entschieden werden.
- Vor dem Hintergrund der sommerlichen landwirtschaftlichen Dürresituation in NRW in den vergangenen Jahren kann auch das mit mGROWA simulierte Bodenfeuchtedefizit stärker für eine Dürrebewertung im Rahmen wasserwirtschaftlicher Lagebeobachtungen eingesetzt werden. Ein diesbezügliches Projekt ist ebenfalls bereits durch das LANUV NRW initiiert worden.
- Das aktualisierte mGROWA-Setup wurde bereits im Rahmen einer derzeit laufenden Klima-Impakt-Studie in Verbindung mit den Klimaprojektionen aus dem Projekt ReKliEs-De (Hübener et al., 2017) verwendet (Herrmann et al., 2020). Damit stehen in naher Zukunft auch NRW-weit bis zum Jahr 2100 projizierte Wasserhaushaltsgrößen zum Beispiel für Stresstests, Untersuchungen zur Nachhaltigkeit, Betrachtungen zum zukünftigen Grundwasserdargebot oder Sektorstudien (Grundwasser und Bewässerungslandwirtschaft) zur Verfügung.

Des Weiteren haben sich im Rahmen der Arbeiten in den Jahren 2015 bis 2019 weitere Ansatzpunkte für zukünftige Verbesserungen in der Wasserhaushaltsmodellierung mit mGROWA für NRW ergeben. Diese betreffen mehrere Aspekte, von den Datengrundlagen über die Simulationsmethodik bis zur Evaluierung könnten zukünftige Arbeiten zur weiteren Quantifizierung und Präzisierung des Wissens zum Landschaftswasserhaushalt in NRW beitragen:

- Aus methodischer Perspektive sollte in zukünftigen Aktualisierungen der mGROWA-Modellierung in NRW – insbesondere zur Verbesserung der Ergebnisse in den Hochlagen des Rheinischen Schiefergebirges – eine Simulation der Dynamik der winterlichen Schneedecke und des Oberflächenabflusses implementiert werden. Damit würde weniger die Güte der jährlichen oder langjährigen Abflussgrößen verbessert,

diese ist derzeit für wasserwirtschaftliche Fragestellungen qualitativ und quantitativ schon sehr gut. Es würden jedoch die Zeitpunkte der simulierten Abflussbildung (von der Oberfläche und aus der Schneedecke) erheblich präziser abgebildet werden.

- Mit den in NRW in hoher Anzahl verfügbaren Abflussmessungen kann die insgesamt mit mGROWA bilanzierte Wassermenge über den Gesamtabfluss gut und praktikabel evaluiert werden. Das korrekte Zeitverhalten in einzelnen Speicherkomponenten des Modells, z.B. dem Bodenwasserspeicher, kann damit jedoch nicht bewertet werden. In zukünftigen Studien könnte diese Lücke jedoch durch die Verwendung von beobachteten Bodenfeuchtedaten behoben werden. Beispielsweise könnten aus Satellitendaten (Sentinel-1 SAR- Radarsensor u. Sentinel-2 optischer Sensor) abgeleitete räumliche Verteilungen der oberflächennahen Bodenfeuchte genutzt werden.
- Auf den versiegelten Flächen wird mit mGROWA die Sickerwasserhöhe mit Hilfe sogenannte SSPI-Werte (Erläuterung in Kapitel 2.1) bilanziert. Diese Werte basieren auf Annahmen und sind bisher noch nicht flächendeckend evaluiert worden. Eine solche Evaluierung wäre auf Basis eines flächendeckenden Datenbestandes möglich, der die beobachteten Abflussmengen aus den urbanen Entwässerungssystemen (Kläranlagenausläufe, Ausläufe aus Misch- und Trennkanalisationen, etc.) umfasst. Diese Daten könnten in Verbindung mit räumlich differenzierten Einwohnerzahlen und kommunalen Wasserverbrauchsdaten Rückschlüsse auf die großräumige Versickerung unter versiegelten Flächen erlauben.

7. Literaturverzeichnis

- 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.
- 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, <http://hdl.handle.net/2128/344>.
- 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. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.023
- Demuth, S., 1993. Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, 1. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.
- Engel, N., Müller, U., Schäfer, W., 2012. BOWAB - Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell. *GeoBerichte - Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie*, 20: 85-98, <http://www.lbeg.niedersachsen.de/download/66598>
- Ertl, G., Bug, J., Elbracht, J., Engel, N., Herrmann, F., 2019. Grundwasserneubildung von Niedersachsen und Bremen. Berechnungen mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA18, <https://www.lbeg.niedersachsen.de/download/144522>.
- Friesland, H., Löpmeier, F.-J., 2007. The performance of the model AMBAV for evapotranspiration and soil moisture on Müncheberg data. In: Kersebaum, K.C., Hecker, J.-M., Mirschel, W., Wegehenkel, M. (Eds.), *Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: Proceedings of the workshop on "Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems" held on 14-16 June 2004 in Müncheberg, Germany*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 19-26.
- 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., Heidt, L., Elbracht, J., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Röhm, H., Vereecken, H., Wendland, F., 2013. Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Model mGROWA. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 57(5): 206-224. DOI: 10.5675/HyWa_2013,5_2
- Herrmann, F., Chen, S., Hübsch, L., Engel, N., Kunkel, R., Müller, U., Vereecken, H., Wendland, F., 2014a. Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt und die Grundwasserneubildung in der Metropolregion Hamburg. In: Kaden, S., Dietrich, O., Theobald, S. (Eds.), *Wassermanagement im Klimawandel - Möglichkeiten und Grenzen von Anpassungsmaßnahmen*. oekom Verlag.
- Herrmann, F., Chen, S., Kunkel, R., Wendland, F., 2014b. Auswirkungen von Klimaänderungen auf das nachhaltig bewirtschaftbare Grundwasserdargebot und den Bodenwasserhaushalt in Nordrhein-Westfalen. Forschungszentrum Jülich GmbH, https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/auswirkungen_klimaaenderung_e_n_auf_grundwasserdargebot_und_bodenwasserhaushalt_nrw.pdf.
- Herrmann, F., Keller, L., Kunkel, R., Vereecken, H., Wendland, F., 2015. Determination of spatially differentiated water balance components including groundwater recharge on the Federal

-
- State level – A case study using the mGROWA model in North Rhine-Westphalia (Germany). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4: 294-312. DOI: 10.1016/j.ejrh.2015.06.018
- Herrmann, F., Kunkel, R., Ostermann, U., Vereecken, H., Wendland, F., 2016. Projected impact of climate change on irrigation needs and groundwater resources in the metropolitan area of Hamburg (Germany). *Environmental Earth Sciences*, 75(14). DOI: 10.1007/s12665-016-5904-y
- Herrmann, F., Wendland, F., Wolters, T., Bergmann, S., Eisele, M., 2020. Projektionen der Grundwasserneubildung unter dem Einfluss des Klimawandels in Nordrhein-Westfalen. *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser*, 251: 13,
- Hübener, H., Bülow, K., Fooker, C., Früh, B., Hoffmann, P., Höpp, S., Keuler, K., Menz, C., Mohr, V., Radtke, K., Ramthun, H., Spekat, A., Steger, C., Toussaint, F., Warrach-Sagi, K., Woldt, M., 2017. ReKliEs-De Ergebnisbericht.
- Karpuzcu, M., Agiralioglu, N., Alpaslan, N., Engin, G., Gömann, H., Gunduz, O., Kocal, M., Oncel, S., Pekdeger, A., Voigt, H., Kuhr, P., Montzka, C., Tetzlaff, B., Vereecken, H., Wendland, F., 2008. Integrated Modelling of Nutrients in Selected River Basins of Turkey. *Schriften des Forschungszentrums Jülich - Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment*, 17.
- Kunkel, R., Wendland, F., 1998. Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. *Schriften des Forschungszentrums Jülich - Reihe Umwelt/Environment* 12, <http://hdl.handle.net/2128/12189>.
- 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. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00579-0
- Löpmeier, F.-J., 1994. Berechnung der Bodenfeuchte und Verdunstung mittels agrarmeteorologischer Modelle. *Zeitschrift f. Bewässerungswirtschaft*, 29: 157–167,
- Mann, H.B., Whitney, D.R., 1947. On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *Annals of Mathematical Statistics*, 18(1): 50-60,
- 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. DOI: 10.13031/2013.23153
- Müller-Westermeier, G., 1995. Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. *Deutscher Wetterdienst Offenbach*.
- 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. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- Panagopoulos, A., Arampatzis, G., Kuhr, P., Kunkel, R., Tziritis, E., Wendland, F., 2015. Area-differentiated modeling of water balance in Pinios Basin, central Greece. *Global NEST Journal*, 17(2): 221-235. DOI: 10.30955/gnj.001402
- Schrey, H.P., 1994. Die großmaßstäbige Bodenkartierung in Nordrhein-Westfalen als Weg vom Bohrpunkt zur Fläche; 2. Teil: Die quantifizierende Codierung als Grundlage EDV-gestützter Auswertungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, 74: 225–228,
- Strandhagen, E., Marcus, W.A., Meacham, J.E., 2006. Views of the Rivers: Representing Streamflow of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Cartographic Perspectives*, 0(55): 54-59. DOI: 10.14714/CP55.328
- Tetzlaff, B., Andjelov, M., Kuhr, P., Uhan, J., Wendland, F., 2015. Model-based assessment of groundwater recharge in Slovenia. *Environmental Earth Sciences*, 74(7): 6177-6192. DOI: 10.1007/s12665-015-4639-5
- Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taug, R., Wendland, F., 2004. Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg. *Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/Environment* 46, Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek.
- US Soil Conservation Service, 1972. *National Engineering Handbook (Chapter4: Hydrology)*, Washington D.C.
- 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, <http://hdl.handle.net/2128/4313>.
- Wendland, F., Tetzlaff, B., Kunkel, R., Dörhöfer, G., 2001. GIS - basierte Grundwasserneubildung von Niedersachsen. Arbeitshefte Wasser(1): 37-43,
- Wendling, U., 1995. Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. Wasserwirtschaft, 85(12): 602-604,
- Wilcoxon, F., 1945. Individual comparisons by ranking methods. Biometrics Bulletin, 1: 80–83,
- Wundt, W., 1958. Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahnmann, R. (Ed.), Das Wasserdargebot in der Bundesrepublik Deutschland, pp. 47-54.