Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka (Phase II)

Langtitel: Identifizierung und Priorisierung von niedersächsischen Fließgewässern mit erhöhter Belastung durch Human-Pharmaka (Phase II)

Forschungsvorhaben im Auftrag des NLWKN

Laufzeit 01.07.2017 – 30.06.2018

Endbericht

31.10.2018

Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff und M.Sc. Phuong Ta

Forschungszentrum Jülich
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre)
52425 Jülich
Tel.: 02461 61-3648
E-mail: b.tetzlaff@fz-juelich.de

Mitglied der Helmholtz-Gemeinschaft

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung und Ziele des Projekts 12

2 Definition der Gebietskulisse und Ableitung der Abwasserbelastung in niedersächsischen Fließgewässern 14

3 Eingangsdaten und Aufbereitungsschritte 17

3.1 Datenquellen, Raum- und Zeitbezug 17

3.2 Kläranlagendaten 19

3.2.1 Prüfung und Aktualisierung der Kläranlagendaten 19

3.2.2 Auswertung der Kläranlagendaten nach Bundesländern und Flussgebieten 22

3.3 Wasserhaushaltsmodellierung 25

3.3.1 Modellierung des Gesamtabflusses mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA 25

3.3.2 Modellergebnisse zum Gesamtabfluss und Validierung 39

4 Ergebnisse zur Abwasserbelastung in den Fließgewässern Niedersachsens 44

4.1 Ergebnisse für Oberflächenwasserkörper 44

4.2 Ergebnisse für Kläranlagen-Einleitstellen 52

4.3 Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse zur Abwasserbelastung in den Oberflächengewässern 56

5 Untersuchung weiterer Einflüsse auf die Wirkstoffkonzentration im Gewässer 65

5.1 Einfluss der abflussgewichteten Korrektur der gemessenen Arzneimittel-Konzentrationen 65

5.2 Überprüfung von positiven Messbefunden in Einzugsgebieten ohne Kläranlage 67

5.3 Überprüfung statistischer Zusammenhänge zwischen den Arzneimittelkonzentrationen im Gewässer und weiteren Einflussfaktoren im Einzugsgebiet 72

6 Ergebnisse der Regressionsmodelle für die Prognose von Wirkstoffkonzentrationen in Fließgewässern 106

7 Zusammenfassung 113

8 Weiterer Untersuchungsbedarf 117

9 Literatur 119

A. Tabellen-Anhang 124

B. Karten-Anhang 182

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2-1: Schema zur Ableitung der Gebietskulisse und der Abwasserbelastung.....15
Abbildung 2-2: Modifizierte Einzugsgebiete der Oberflächenwasserkörper.....16
Abbildung 3-1: Veränderte Gebietskulisse in der zweiten Projektphase (2017-2018).....17
Abbildung 3-2: Beispiel für die Abstimmung mit NLWKN-Bezirksstellen zur Überprüfung der Einleitstellen kommunaler Kläranlagen 2011 19
Abbildung 3-3: Einleitstellen kommunaler Kläranlagen 2011 und Jahresabwassermenge 20
Abbildung 3-4: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2011 21
Abbildung 3-5: Anteile der Bundesländer und Flussgebiete an Einleitstellen und Jahresabwassermenge 2011 23
Abbildung 3-6: Anteile der Bundesländer und Flussgebiete an Einleitstellen und Jahresabwassermenge 2011 (Teil II) 24
Abbildung 3-7: Karte der Hangneigung.....27
Abbildung 3-8: Karte der Hangexposition 27
Abbildung 3-9: Karten der mittleren Sommerniederschlagshöhen 2004-2014, 2008 und 2014.....29
Abbildung 3-10: Karten der mittleren Winterniederschlagshöhen 2004-2014, 2008 und 2014.....30
Abbildung 3-11: Karten der mittleren potenziellen Verdunstungshöhe 2004-2014, 2008 und 2014.....31
Abbildung 3-12: Karte der Landnutzungsklassen 33
Abbildung 3-13: Karte des pflanzenverfügbaren Bodenwassers im effektivem Wurzelraum 35
Abbildung 3-14: Karte des mittleren bodenkundlichen Grundwasserflurabstands.....36
Abbildung 3-15: Karte des mittleren Staunässegrads der Böden 36
Abbildung 3-16: Karte der potenziell dränierten Flächen.....37
Abbildung 3-17: Karte der Einzugsgebiete von Abflusspegeln in Niedersachsen 38
Abbildung 3-18: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2004-2014 39
Abbildung 3-19: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2008 40
Abbildung 3-20: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2014 41
Abbildung 3-21: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (2004-2014) 42
Abbildung 3-22: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen im Nassjahr 2008 43
Abbildung 3-23: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen im Trockenjahr 2014.....43

Abbildung 4-1: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B).....45
Abbildung 4-2: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen der Periode 2004 – 2014, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper 45
Abbildung 4-3: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B).....47
Abbildung 4-4: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Nassjahres 2008, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper 47
Abbildung 4-5: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Trockenjahres 2014 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B).....48
Abbildung 4-6: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Trockenjahrs 2014, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper 48
Abbildung 4-7: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion obere Ems.....50
Abbildung 4-8: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion mittlere Hase.....50
Abbildung 4-9: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion Hannover-Braunschweig - Westteil 51
Abbildung 4-10: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion Hannover-Braunschweig - Ostteil.....51
Abbildung 4-11: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B).....53
Abbildung 4-12: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen der Periode 2004 – 2014, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen.....53
Abbildung 4-13: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B).....54
Abbildung 4-14: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Nassjahrs 2008, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen.....54
Abbildung 4-15: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Trockenjahrs 2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B).....55
Abbildung 4-16: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Trockenjahrs 2014, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen.....55
Abbildung 4-17: Zahl der Tage im Jahr, an denen ein 10%iger Abwasseranteil am Abflusspegel überschritten wird.....57
Abbildung 4-18: Häufigkeitsverteilung der untersuchten Arzneimittelkonzentrationen 58

Abbildung 4-19: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Diclofenac (2010-2011) 60
Abbildung 4-20: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Sulfamethoxazol (2010-2011) 61
Abbildung 4-21: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Carbamazepin (2010-2011) 61
Abbildung 4-22: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Diclofenac mit simulierten Abwasseranteilen 62
Abbildung 4-23: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Sulfamethoxazol mit simulierten Abwasseranteilen 63
Abbildung 4-24: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Carbamazepin mit simulierten Abwasseranteilen 63
Abbildung 5-1: Korrelation zwischen nach Methode 1 abflusskorrigierten Konzentrationsmittelwerten und modellierten Abwasseranteilen am Beispiel Carbamazepin 66
Abbildung 5-2: Korrelation zwischen nach Methode 2 abflusskorrigierten Konzentrationsmittelwerten und modellierten Abwasseranteilen am Beispiel Carbamazepin 67
Abbildung 5-3: Messbefunde in Einzugsgebieten ohne Kläranlage im Oberlauf der Messstelle 68
Abbildung 5-4: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Steimke / Hache 69
Abbildung 5-5: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Holzkamp/ Delme 69
Abbildung 5-6: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Hasbergen / Delme 70
Abbildung 5-7: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Oberlethe / Lethe 70
Abbildung 5-8: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Holzminden / Hasselbach 71
Abbildung 5-9: Arzneiverbrauch der gesetzlich Versicherten 2010 nach Alter und Geschlecht (Schwabe u. Paffrath 2011) 73
Abbildung 5-10: Arzneiverbrauch in definierten Tagesdosen (DDD) je Versichertem in der Gesetzlichen Krankenversicherung 2010 nach Arzneimittelgruppen (eigene Abbildung, Zahlen aus Schwabe u. Paffrath 2011 74
Abbildung 5-11: Einwohnerzahl auf Gemeindeebene 75
Abbildung 5-12: Durchschnittsalter der Bevölkerung 75
Abbildung 5-13: Anteil der Bevölkerung über 65 Jahren an der Gesamtbevölkerung 76
Abbildung 5-14: Anteil der weiblichen Bevölkerung an der Gesamtbevölkerung 76
Abbildung 5-15: Lage der Krankenhäuser und Bettenzahlen 77
Abbildung 5-16: Häufigkeitsverteilung der Einzugsgebietsgrößen der Güte-Messstellen in halblogarithmischer Darstellung. 78

Abbildung 5-17: Streudiagramm-Matrix und Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Arzneimittelkonzentrationen und Variablen der Kategorie 1). Signifikanzniveaus: *: 0,05 (5 %); **: 0,01 (1 %); ***: 0,001 (1 ‰). 83

Abbildung 5-18: Streudiagramm-Matrix und Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Arzneimittelkonzentrationen und Variablen der Kategorie 2) Signifikanzniveaus: *: 0,05 (5 %); **: 0,01 (1 %); ***: 0,001 (1 ‰). 84

Abbildung 5-19: Zusammenhang zwischen der Diclofenac-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011 85

Abbildung 5-20: Zusammenhang zwischen der Sulfamethoxazol-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011 85

Abbildung 5-21: Zusammenhang zwischen der Carbamazepin-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011 86

Abbildung 5-22: Zusammenhang zwischen dem Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 und der Bevölkerungsdichte 2011 87

Abbildung 5-23: Pearson-Korrelation zwischen Diclofenac-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar.....87

Abbildung 5-24: Pearson-Korrelation zwischen Sulfamethoxazol-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar.....88

Abbildung 5-25: Pearson-Korrelation zwischen Carbamazepin-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar.....88

Abbildung 5-26: Abhängigkeit der Carbamazepin-Konzentration vom Durchschnittsalter.....91

Abbildung 5-27: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter.....92

Abbildung 5-28: Partielle Residuendiagramme der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter.....92

Abbildung 5-29: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter 93

Abbildung 5-30: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße.....97

Abbildung 5-31: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 97
Abbildung 5-32: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 98
Abbildung 5-33: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 101
Abbildung 5-34: Partielle Residuendiagramme der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 102
Abbildung 5-35: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 102
Abbildung 6-1: Mittels Regression modellierte Diclofenac-Konzentrationen für Güte-Messstellen 106
Abbildung 6-2: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Diclofenac-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen 107
Abbildung 6-3: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Diclofenac-Konzentrationen Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen. 107
Abbildung 6-4: Mittels Regression modellierte Sulfamethoxazol-Konzentrationen für Güte-Messstellen 108
Abbildung 6-5: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Sulfamethoxazol-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen 109
Abbildung 6-6: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Sulfamethoxazol-Konzentrationen Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen 109
Abbildung 6-7: Mittels Regression modellierte Carbamazepin-Konzentrationen für Güte-Messstellen 110
Abbildung 6-8: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Carbamazepin-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen 111

Abbildung 6-9: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Carbamazepin-Konzentrationen Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen 111
Abbildung B-1: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 in den Oberflächenwasserkörpern 183
Abbildung B-2: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 in den Oberflächenwasserkörpern 184
Abbildung B-3: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Trockenjahres 2014 in den Oberflächenwasserkörpern 185
Abbildung B-4: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen 186
Abbildung B-5: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen 187
Abbildung B-6: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Trockenjahrs 2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen 188

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Datengrundlagen für die Modellierung und Plausibilisierung der Abwasserbelastung unter Berücksichtigung der Oberlieger 18
Tabelle 3-2: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger u. Wessolek (DVWK 1996). 26
Tabelle 4-1: Überblick über die Arzneimittelwirkstoff-Konzentrationen an den 119 Messstellen 58
Tabelle 4-2: UQN-Vorschläge der LAWA für Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol 59
Tabelle 5-1: Anzahl der mit Güte-Messstellen verknüpften Einzugsgebiete nach Größenklassen 77
Tabelle 5-2: Datengrundlagen für die Ableitung der Variablen 79
Tabelle 5-3: Variablen zur Überprüfung auf Zusammenhang mit Arzneimittel-Konzentrationen 80
Tabelle 5-4: Modellzusammenfassung der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter 94
Tabelle 5-5: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter 94
Tabelle 5-6: Koeffizienten der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter 95
Tabelle 5-7: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter 96
Tabelle 5-8: Modellzusammenfassung der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 98
Tabelle 5-9: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 99
Tabelle 5-10: Koeffizienten der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 99
Tabelle 5-11: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße 100
Tabelle 5-12: Modellzusammenfassung der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 103

Tabelle 5-13: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 103
Tabelle 5-14: Koeffizienten der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 104
Tabelle 5-15: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte 104
Tabelle 5-16: Übersicht über die Modellgüte (Bestimmtheitsmaße) der Regressionsmodelle im Projekt 105
Tabelle A-1: Modellierte Abwasseranteile am MQ für alle betrachteten Einleitstellen und die Zeiträume 2004-2014, 2008 und 2014, geordnet nach der Höhe des Abwasseranteils 2004-2014 125
Tabelle A-2: Alphabetische Liste der 452 Einleitstellen nach Kläranlagen-Name und mit Angabe der Rang-Nr.in Tabelle A-1 171

1 Veranlassung und Ziele des Projekts

In den letzten Jahren sind Mikroschadstoffe, und hierbei auch Human-Arzneimittel, zunehmend in den Fokus der wissenschaftlichen und administrativen Diskussion um einen verbesserten Gewässerschutz gerückt. Während innerhalb der EG-WRRL für eine Reihe von Schadstoffen, wie z.B. Schwermetalle, Pestizide und Industriechemikalien, gesetzlich verbindliche Umweltqualitätsnormen (UQN) vorliegen, spielen in der aktuellen EU-Richtlinie 2013/39/EU Arzneimittel keine Rolle. Dies spiegelt sich in Anlage 8 der neuen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) wider, die am 23. Juni 2016 im Bundesgesetzblatt veröffentlicht wurde. Aber auch bei den sog. flussgebietsspezifischen Schadstoffen, in Anlage 6 der OGewV 2016 enthalten und mit nationalen UQN geregelt, sind Arzneimittel nicht aufgeführt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich dies in absehbarer Zeit ändern wird, da vielfältiger Regelungsbedarf auf EU, Bundes- und Länderebene besteht. Dieser besteht nach Angaben des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) u.a. darin,

- innerhalb von 2 Jahren eine Arzneimittelstrategie vorzulegen aufgrund eines Auftrags an die EU KOM aufgrund des Artikels 8 c der Richtlinie 2013/39/EU,
- die Liste der Watchlistparameter (Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015, (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 24.03.2016, L 78 S. 40)) zu beachten, auf der sich neben den Arzneimitteln 17-alpha-Ethinylöstradiol (EE2), 17-beta-Östradiol (E2), Diclofenac nun auch Makrolid-Antibiotika (Erythromycin, Clarithromycin, Azithromycin) befinden,
- und dass der Bund (in Abstimmung mit den Ländern) bestrebt ist, eine Mikroschadstoffstrategie vorzulegen, die die Arzneimittel implementieren soll.

Die grundsätzliche Problematik von Arzneimitteln und deren Metaboliten in Gewässern ist nicht neu (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998, Haberer u. Ternes 2000). So weist z.B. Ternes (2001) bereits auf den Zusammenhang zwischen der Pharmaka-Belastung in Gewässern und dem Anteil an gereinigtem und ungereinigtem Abwasser hin. Die von den Bundesländern initiierten Arbeiten konzentrierten sich in der Vergangenheit überwiegend auf Grundlagenerhebungen und Gefährdungsabschätzungen für Einzelwirkstoffe und Wirkstoffgruppen. Im Unterschied zur Schweiz (Ort et al. 2009) gehören räumlich differenzierte Belastungsanalysen der Fließgewässer auf Landesebene in den deutschen Bundesländern noch nicht zum Standard.

In Niedersachsen ist man sich der Problematik seit langem bewusst und hat durch umfangreiche Sondermessprogramme punktuelle Erkenntnisse zur Belastung gesammelt. So belegen diverse Untersuchungen des NLWKN an Messstellen die teilweise hohe Belastung mit Human-Arzneimitteln (Steffen 2009a, Steffen 2009b, Girbig u. Steffen 2013). Darüber hinaus wurde ein weiteres Sondermessprogramm initiiert, in dem von 2017 bis 2019 Ablaufbeprobungen an 54 Kläranlagen erfolgen.

Die Untersuchungen von Girbig und Steffen (2013) fokussierten auf die drei häufig eingesetzten Wirkstoffe Diclofenac, Sulfamethoxazol und Carbamazepin. Die bislang ermittelten Belastungen in Niedersachsen waren teilweise so hoch, dass sie sich nicht im Einklang mit Forderungen nach einem guten Gewässerzustand befinden. Angesichts von mehr als 3000 häufig ärztlich verordneten Medikamenten (Schwabe u. Paffrath 2011) ist nicht davon auszugehen, dass sich die Belastungen auf die bisher beprobten Messstellen und auf wenige Wirkstoffe beschränken werden. Daher hat der NLWKN dem Forschungszentrum Jülich (IBG-3: Agrosphäre) 2015 den Auftrag erteilt, eine landesweite Ermittlung der aktuellen Abwasserbelastung in hoher räumlicher Auflösung (Gewässerabschnitte) und eine Priorisierung der kommunalen Kläranlagen >2000 EW anhand ihrer Belastungswirkung für die Gewässer durchzuführen (Laufzeit 07/2015 – 06/2016). Die Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens sind in Tetzlaff (2016) dokumentiert. Die Arbeiten haben weiteren Forschungsbedarf an Überprüfung und Ergänzung der Eingangsdaten sowie an weitergehender Plausibilisierung der Ergebnisse aufgezeigt. Dies wurde seitens des NLWKN zum Anlass genommen, dem Forschungszentrum Jülich einen weiteren Auftrag zu erteilen (Laufzeit 07/2017 – 06/2018). Die Ziele dieser zweiten Projektphase lauten:

(1) Die bisherigen Ergebnisse sollen im Hinblick auf ihre Verwendbarkeit für biologische Detailuntersuchungen, die Optimierung des Monitorings oder Maßnahmenplanungen verbessert werden (Oberziel).
(2) Untersuchungsgegenstand ist zwar weiterhin das Bundesland Niedersachsen, dabei soll jedoch das wasserwirtschaftliche Gesamtsystem abgebildet werden, d.h., es sollen alle hydrologischen Oberlieger Niedersachsens einbezogen werden, um die Belastungssituation in den Flusssystemen Vechte, Ems, Weser, Leine und Aller vollständig abzubilden.
(3) Weitere signifikante Einflüsse auf die Wirkstoffkonzentrationen in niedersächsischen Fließgewässern über die Abwasserbelastung hinaus sollen ermittelt und im Modell berücksichtigt werden. Dies dient der Reduzierung der Unsicherheit beim Vergleich gemessener Wirkstoffkonzentrationen und simulierter Abwasseranteile.

Um diese Ziele zu erreichen, werden die für die Abflussmodellierung in den Oberlieger-Einzugsgebieten Nordrhein-Westfalen, Hessen, Bayern, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Bremen erforderlichen Datengrundlagen beschafft und aufbereitet. Gleiches gilt für Kläranlagendaten. Auf Basis der aktualisierten Eingangsdaten werden erneut Simulationen des Wasserhaushalts und des Abwasseranteils am MQ durchgeführt und diese Modellergebnisse mit Messdaten validiert. Die Modellergebnisse werden umfangreich statistisch analysiert, um weitere Einflüsse auf die Wirkstoffkonzentrationen zu ermitteln. Daraus sind statistische Modelle zu entwickeln und zur Prognose der Wirkstoffkonzentrationen einzusetzen.

2 Definition der Gebietskulisse und Ableitung der Abwasserbelastung in niedersächsischen Fließgewässern

Zur Ableitung der Abwasserbelastung in Fließgewässern sind drei Komponenten erforderlich: eine räumliche Bezugsgröße oder Gebietskulisse, der landesweit flächendeckende mittlere Abfluss in allen Fließgewässern und aus Kläranlagen eingeleitete Jahresabwassermengen. Während die beiden letztgenannten Komponenten im Kapitel 3 behandelt werden, beschäftigt sich Kapitel 2 mit der Erstellung der Gebietskulisse.

Grundsätzlich stellen die 1557 Oberflächenwasserkörper (OWK) des WRRL-relevanten Fließgewässernetzes Niedersachsens und ihre Einzugsgebiete die Gebietskulisse der abzuleitenden Abwasserbelastung dar, um eine räumlich differenzierte Darstellung ähnlich einer klassischen Gewässergütekarte (z.B. NLÖ 2001) zu gewährleisten. Bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens zeigte sich jedoch, dass der vorhandene räumliche Detaillierungsgrad der Oberflächenwasserkörper-Daten für die durchzuführende Belastungsanalyse trotz der hohen Anzahl von OWK nicht ausreicht. Abbildung 2-1 verdeutlicht dies. In der Abbildung sind oben links die Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen in Kombination mit den Einzugsgebieten der OWK dargestellt. Man erkennt, dass die OWK-Grenzen für die durchzuführenden Modellrechnungen noch detaillierter sein müssen. Die vorhandenen OWK wurden nach Vorgabe der EG-WRRL nach biologischen Kriterien abgegrenzt. Für den Zweck dieses Forschungsvorhabens ist jedoch eine weitergehende Detailierung erforderlich, bei der die OWK so zu unterteilen sind, dass die Grenzziehung auch Einleitstellen von Kläranlagen und die Mündung von Nebenflüssen berücksichtigt. Damit ist er möglich, die Zunahme der Abwasserbelastung im Gewässer durch eine Kläranlage und die Abnahme der Belastung durch einmündende Nebengewässer mit hinreichender räumlicher Genauigkeit abzubilden. Daher wurden die 1557 originalen OWK anhand von Einleitstellen und anhand der Mündungen von Nebenflüssen mit einem Mindest-Einzugsgebiet von ca. 20 km² räumlich weiter unterteilt (Abbildung 2-1 oben rechts). Die weitere Untergliederung orientiert sich räumlich an vom NLWKN bereitgestellten Einzugsgebietsgrenzen und attributiv am originalen Bezeichnungsschema. Durch Verwendung der ursprünglichen OWK-Nummer und von Zusätzen "_1 ff." ist sichergestellt, dass sich die vom FZ Jülich zusätzlich ausgewiesenen OWK in das originale Bezeichnungsschema nahtlos einfügen. Insgesamt umfasst die Gebietskulisse nach Erweiterung 2953 OWK_{detail}, die in Abbildung 2-2 kartographisch dargestellt sind.

Um die gesamte Abwasserbelastung eines OWK im Unterlauf ermitteln zu können, müssen alle Oberlieger bekannt sein. Dies erfordert die hierarchische Gliederung der 2953 OWK_{detail} und die 1:1-Zuordnung aller OWK mit ihren direkten Anliegern. Zwecks Erstellung eines kaskadischen Abflussbaums wurde eine Software in Python programmiert, die für jeden einzelnen OWK_{detail} sämtliche Oberlieger ermittelt. Dies resultiert in etwa 111.000 Beziehungen.

Das Ergebnis wurde zwecks Qualitätssicherung an 13 Test-Einzugsgebieten erfolgreich überprüft. Anschließend wurden alle Einleitstellen (Kap. 3.2) den jeweiligen OWK_{detail} zugeordnet.

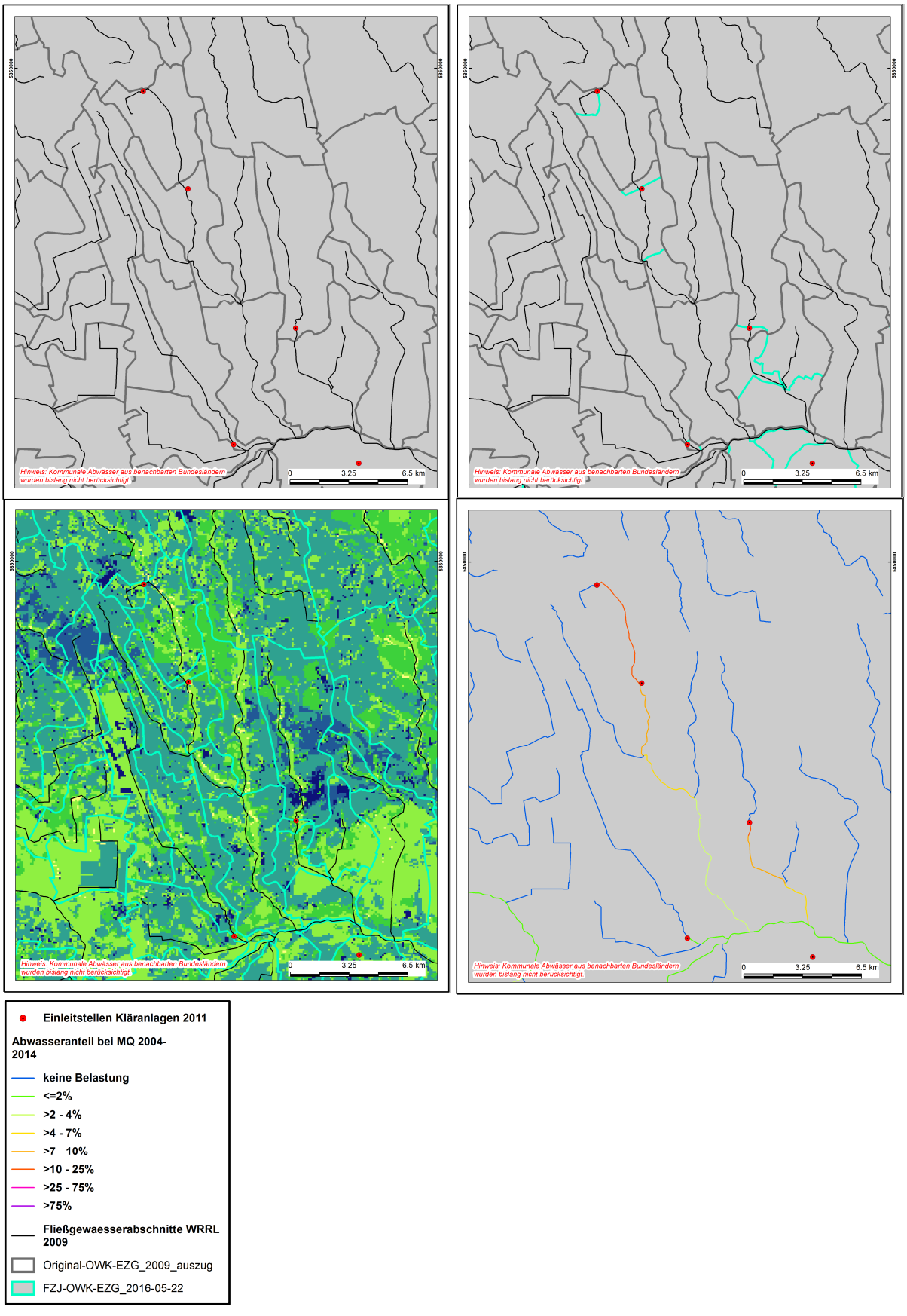


Abbildung 2-1: Schema zur Ableitung der Gebietskulisse und der Abwasserbelastung

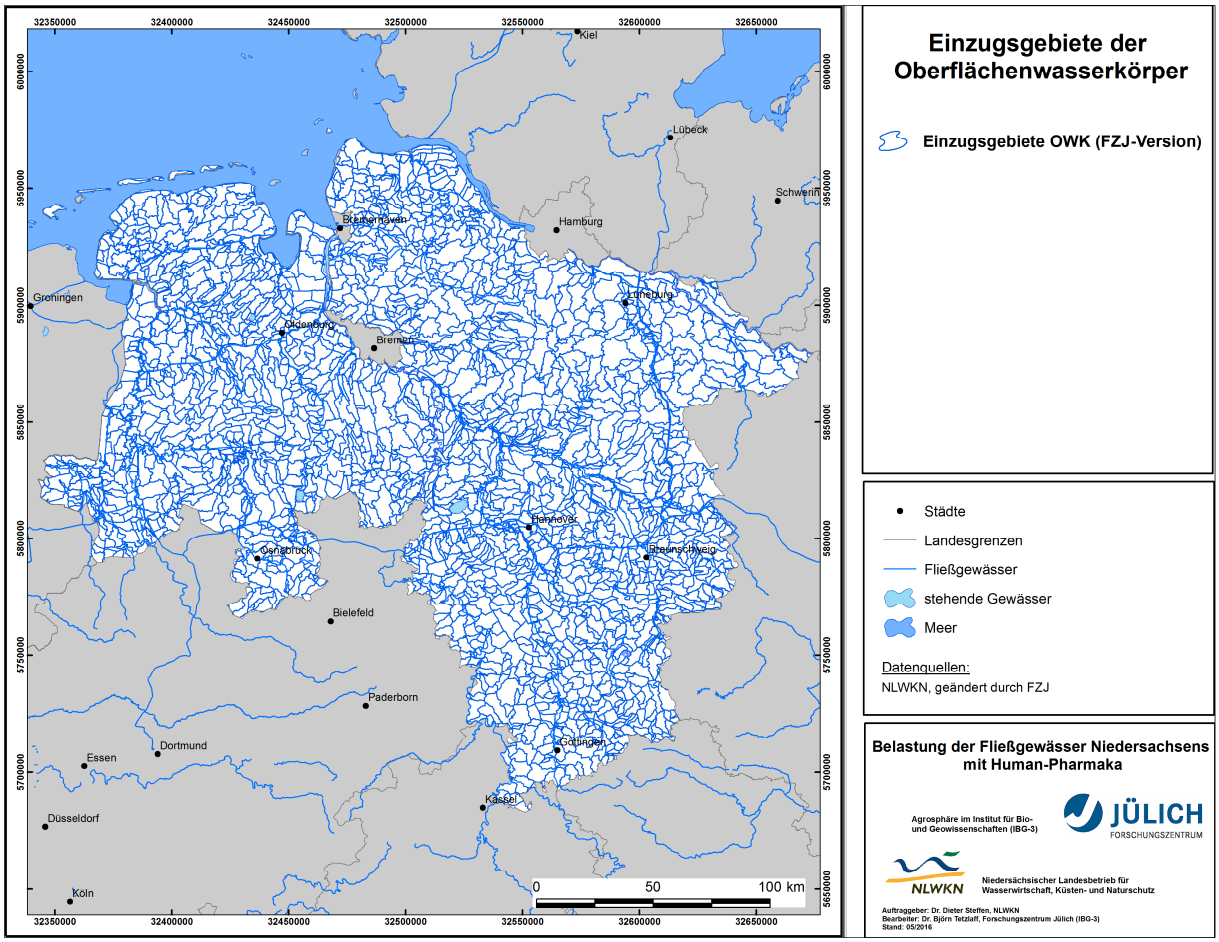


Abbildung 2-2: Modifizierte Einzugsgebiete der Oberflächenwasserkörper

Die Abwasserbelastung eines OWK ergibt sich als relativer Anteil der Jahresabwassermenge, umgerechnet in m³/s, am MQ. Sowohl die Jahresabwassermenge als auch der MQ werden entsprechend des kaskadischen Abflussbaums summiert. Da der MQ nicht im gesamten Bundesland Niedersachsen durch Abflusspegelmessungen ermittelt werden kann, wird ein Wasserhaushaltsmodell eingesetzt (Kap. 3.3).

Die Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells auf Rasterbasis werden anhand der Einzugsgebiete der OWK_{detail} als Summen im GIS abgefragt und die Abwasserbelastung jedes Oberflächenwasserkörpers bestimmt (Abbildung 2-1 unten links und unten rechts). Ein Abwasseranteil von z.B. 50 % bedeutet, dass die Jahresabwassermenge 50 % am MQ der Einleitstelle ausmacht, d.h., der mittlere Abfluss im Fließgewässer steht im Verhältnis 2:1 zur Jahresabwassermenge.

3 Eingangsdaten und Aufbereitungsschritte

Im folgenden Kapitel 3.1 werden Herkunft und Eigenschaften der Eingangsdaten zur Ableitung der Abwasserbelastung niedersächsischer Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Oberlieger dargelegt. Anschließend wird die Aufbereitung der Kläranlagendaten beschrieben (Kap. 3.2). Gegenstand von Kapitel 3.3 sind dann die Methodik der Wasserhaushaltsmodellierung sowie die Darstellung der hierfür benötigten Eingangsdaten sowie der erzielten Simulationsergebnisse zum Gesamtabfluss der drei Zeitperioden 2004-2014, 2008 und 2014. Abschließend wird die Validierung des Gesamtabflusses dargelegt.

3.1 Datenquellen, Raum- und Zeitbezug

Abbildung 3-1 zeigt die in der aktuellen Projektphase veränderte Gebietskulisse. Im Unterschied zur ersten Phase (Tetzlaff 2016) werden nicht nur die Bundeslandsfläche Niedersachsen sondern zusätzlich die oberirdischen Einzugsgebiete von Vechte (mit Ausnahme des niederländischen Anteils), Ems und Weser (einschließlich Leine und Aller) berücksichtigt. Damit vergrößert sich die Fläche des Untersuchungsgebiets von etwa 48000 auf 75000 km² deutlich.

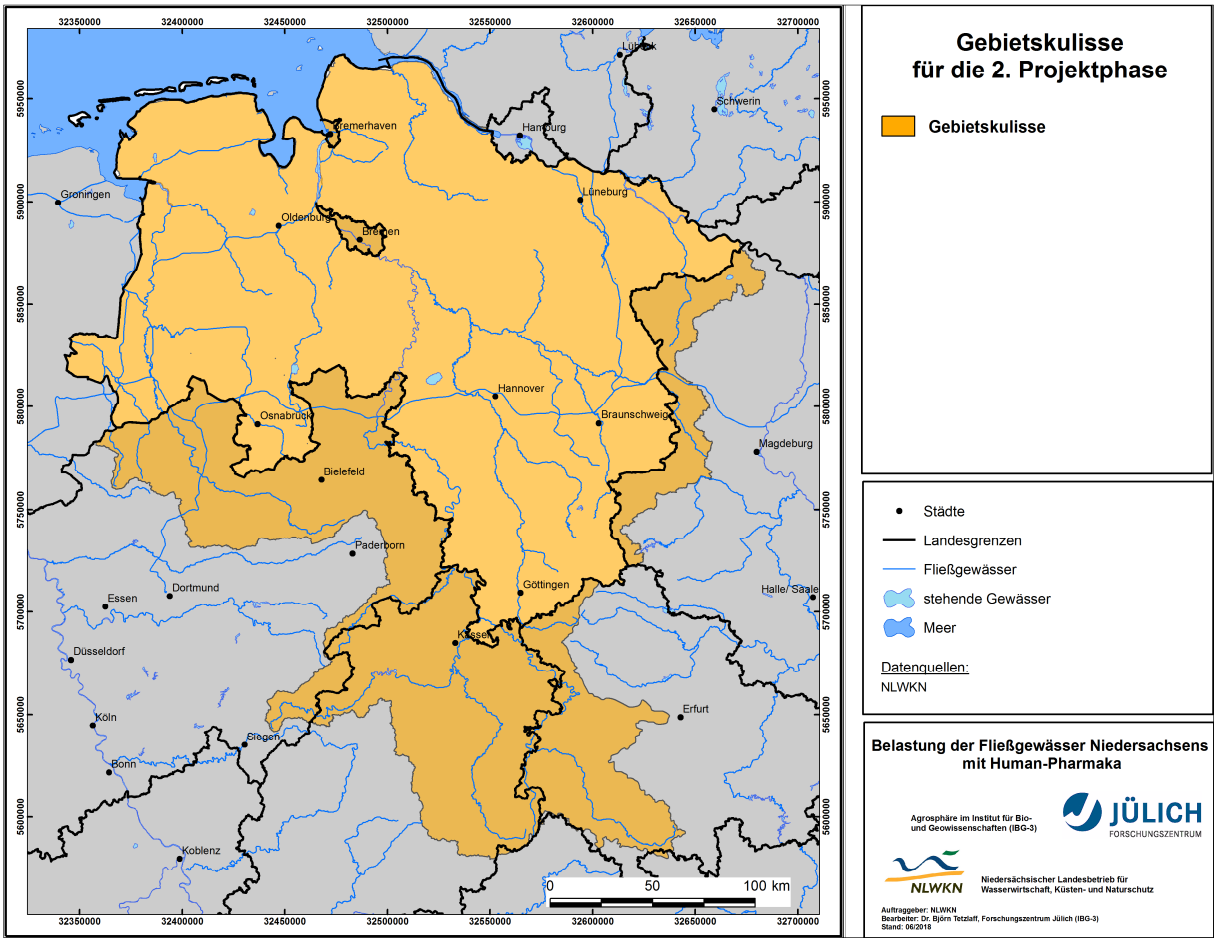


Abbildung 3-1: Veränderte Gebietskulisse in der zweiten Projektphase (2017-2018)

Sieben Bundesländer haben Anteile am Untersuchungsgebiet, sodass die für die Modellierung erforderlichen erweiterten Geodaten aufwändig beschafft und aufbereitet werden mussten. In Tabelle 3-1 sind die für die Ableitung und Plausibilisierung der Abwasserbelastung in niedersächsischen Fließgewässern unter Berücksichtigung der Oberlieger verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt. Besonderer Wert wurde auf die umfassende Berücksichtigung von (Mess-)Daten aus dem Untersuchungsgebiet sowie auf größtmögliche Konsistenz gelegt.

Tabelle 3-1: Datengrundlagen für die Modellierung und Plausibilisierung der Abwasserbelastung unter Berücksichtigung der Oberlieger

Themengebiet	**Niedersachsen**	**Nordrhein-Westfalen**	**Hessen**	**Thüringen**	**Sachsen-Anhalt**	**Bremen**	**Bayern**
Niederschlagshöhe und potenzielle Verdunstung	DWD	DWD	DWD	DWD	DWD	DWD	DWD
Bodenparameter	BÜK50	BÜK200	BFD50	BGKK50	Borel	BÜK200	BÜK200
Landnutzung	Invekos 2011 und ATKIS-DLM25	Corine	ATKIS DLM 25	ATKIS DLM 25	ATKIS DLM 25	ATKIS DLM 25	Corine
Relief	DGM 5	SRTM30	DRM20	DGM10	DGM10	DGM10	SRTM30
Abflussmessungen 2004-2014	NLWKN	-	-	-	-	-	-
Gütemessungen der Arznei-Wirkstoffe	NLWKN	-	-	-	-	-	-
Einleitungen aus Punktquellen	NLWKN	LANUV	HLNUG	TLUG	LAU	SUBV	-
Gewässerdaten	NLWKN	LANUV	HLNUG	TLUG	LHW	SUBV	-
Bevölkerungsdaten	NLS, DESTATIS	DESTATIS	DESTATIS	DESTATIS	DESTATIS	DESTATIS	DESTATIS

Die Eingangsdaten liegen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Aufbereitung, Darstellung und Analyse der Daten erfolgte mit ArcGIS 10.5. Als einheitliches geodätisches Bezugssystem wurde ETRS 1989 mit UTM-Zone 32N und Koordinaten als 8-Steller gemäß dem aktuellen Projektionsstandard in Niedersachsen gewählt. Anders projizierte Datensätze wurden in ETRS89 transformiert.

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens steht die Betrachtung aktueller mittlerer Abflussverhältnisse in Niedersachsen. Als Zeitperiode interessieren daher v.a. die mittleren Verhältnisse des mehrjährigen Zeitraums 2004-2014 (hydrologische Jahre), um einerseits aktuelle Verhältnisse zu betrachten (IST-Zustand) und andererseits die Auswirkungen einzelner Trocken- und Nassperioden auf die Belastungssituation zu begrenzen. Darüber hinaus sollen jedoch zusätzlich ein Nass- und ein Trockenjahr betrachtet werden. Die Vorgehensweise zur Festlegung des Nassjahrs 2008 sowie des Trockenjahrs 2014 wurde bereits in Tetzlaff (2016 in Kap. 3.1) dargelegt.

3.2 Kläranlagendaten

3.2.1 Prüfung und Aktualisierung der Kläranlagendaten

Aus dem Lagebericht Abwasser wurden vom NLWKN (2011) Daten zu Standorten von Kläranlagen mit einer Größe von mindestens 2000 EW sowie Jahresabwassermengen übermittelt (Stand 31.12.2011). Diese Daten wurden bereits in der ersten Projektphase 2015-2016 einer kritischen Durchsicht unterzogen, wobei die Standorte der Kläranlagen und insbesondere der Einleitstellen in Abstimmung mit dem NLWKN mehrfachen Korrekturen unterzogen wurden (Tetzlaff 2016). Nichtsdestotrotz wurde im Anschluss an die erste Projektphase mehrfach Kritik an der Lagegenauigkeit der Einleitstellen geäußert. Daher wurden in der jetzigen Projektphase sämtliche Einleitstellen detailliert kartographisch dargestellt und den zuständigen Fachleuten in allen NLWKN-Betriebsstellen zwecks Kommentierung zur Verfügung gestellt.

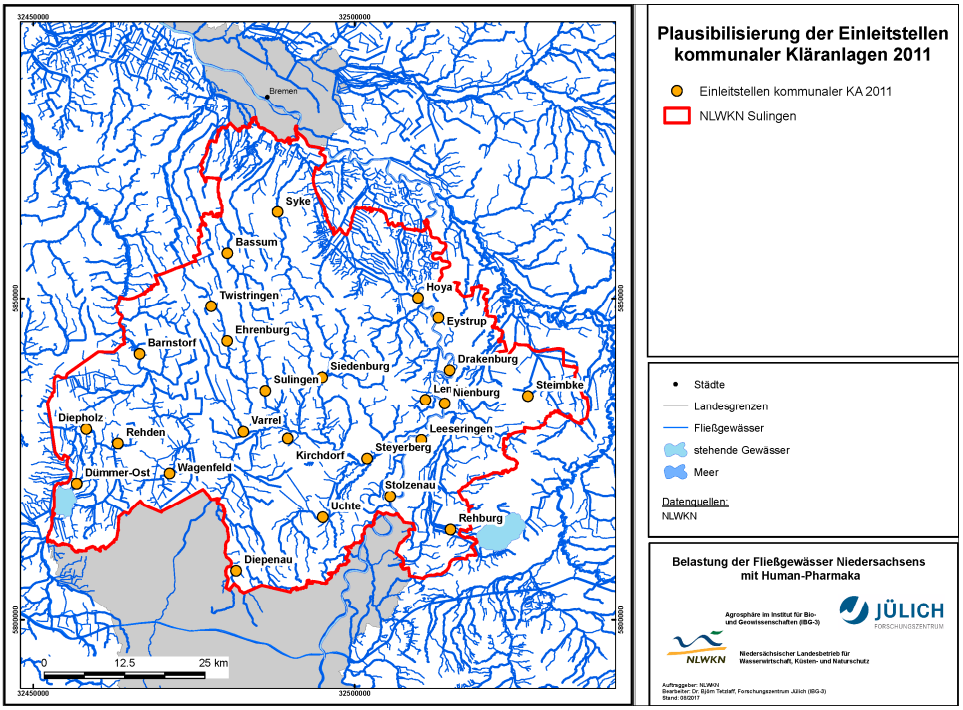


Abbildung 3-2: Beispiel für die Abstimmung mit NLWKN-Bezirksstellen zur Überprüfung der Einleitstellen kommunaler Kläranlagen 2011

Abbildung 3-2 zeigt ein Kartenbeispiel als Grundlage eines erneuten Datenabgleichs mit den regionalen Experten. Insgesamt wurden dem FZ Jülich 90 Rückmeldungen aus neun Betriebsstellen übermittelt. Alle Änderungen, die verwertbar waren, wurden eingearbeitet, selbst wenn die Lagedifferenzen im einstelligen Meterbereich lagen.

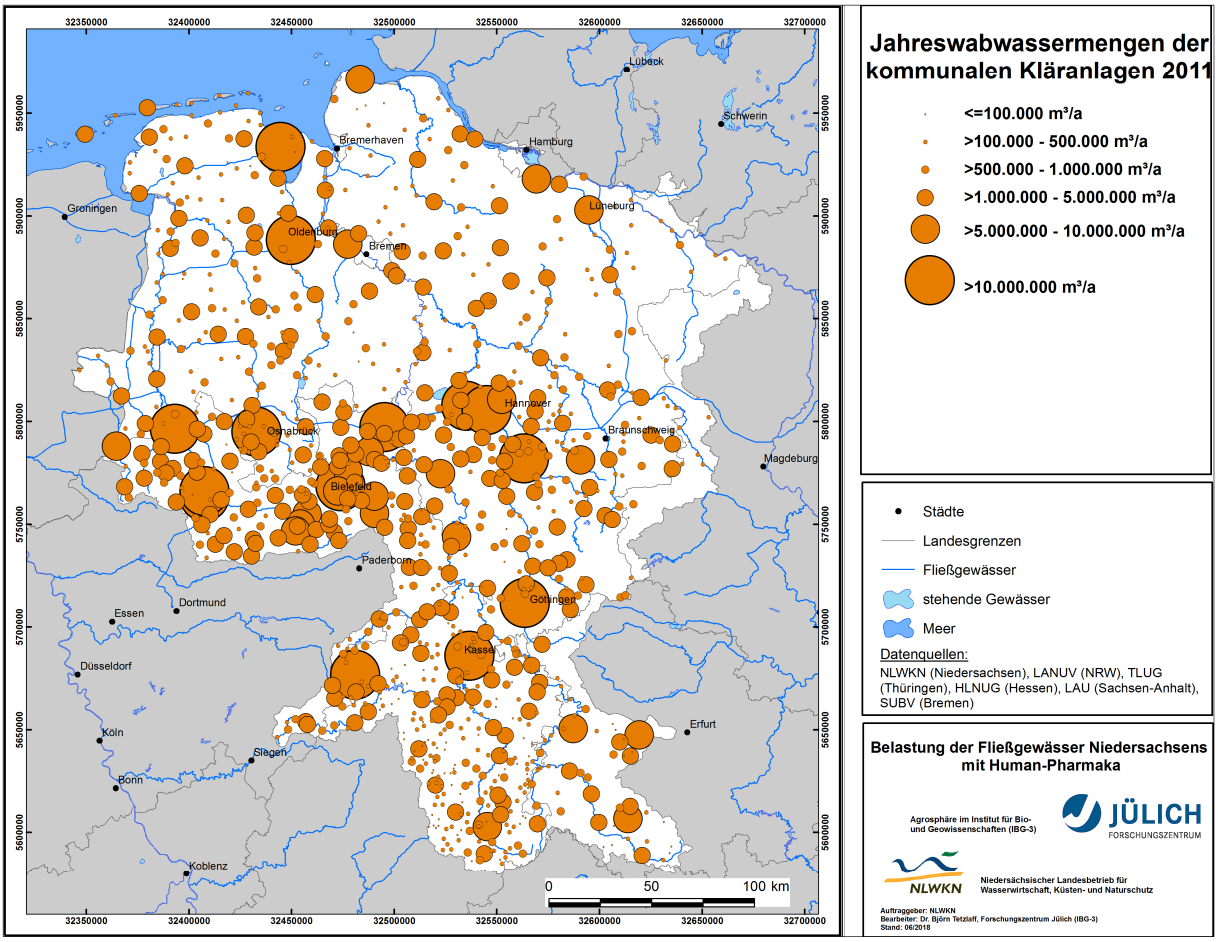


Abbildung 3-3: Einleitstellen kommunaler Kläranlagen 2011 und Jahresabwassermenge

Weitere Änderungen an den Kläranlagendaten betrafen die Bedeutung von Abwasserverregnung und –verrieselung in Niedersachsen. Eine Nichtberücksichtigung dieser Vorgänge führt zu erhöhten und unrealistischen Abwasseranteilen in den Oberflächengewässern. Auf Basis von Unterlagen des NLWKN sowie eigener Recherchen wurden für die Kläranlagen Braunschweig und Wolfsburg Änderungen vorgenommen (Seis u. Lesjean 2015, Abwasserverband Braunschweig 2013, Abwasserverband Braunschweig o.J.). Demnach wurde für die Kläranlage Braunschweig bislang eine Jahresabwassermenge von ca. 21 Mio. m³/a angesetzt, wovon ca. 1/3 auf Rieselfelder gepumpt und ca. 2/3 verregnet werden. Entsprechend werden für diese Kläranlage keine Direkteinleitungen von gereinigtem Abwasser in Oberflächengewässer mehr angenommen. Bei der Kläranlage Wolfsburg fällt eine Jahresabwassermenge von ca. 8 Mio. m³/a an. Davon werden ca. 4 Mio. im Sommer verregnet und ca. 2 Mio. m³ werden im Winter zur Grundwasseranreicherung versickert. Zum Verbleib der restlichen 2 Mio. m³ werden in den Unterlagen keine weiteren Aussagen gemacht. Daher wird davon ausgegangen, dass sie in Oberflächengewässer eingeleitet werden.

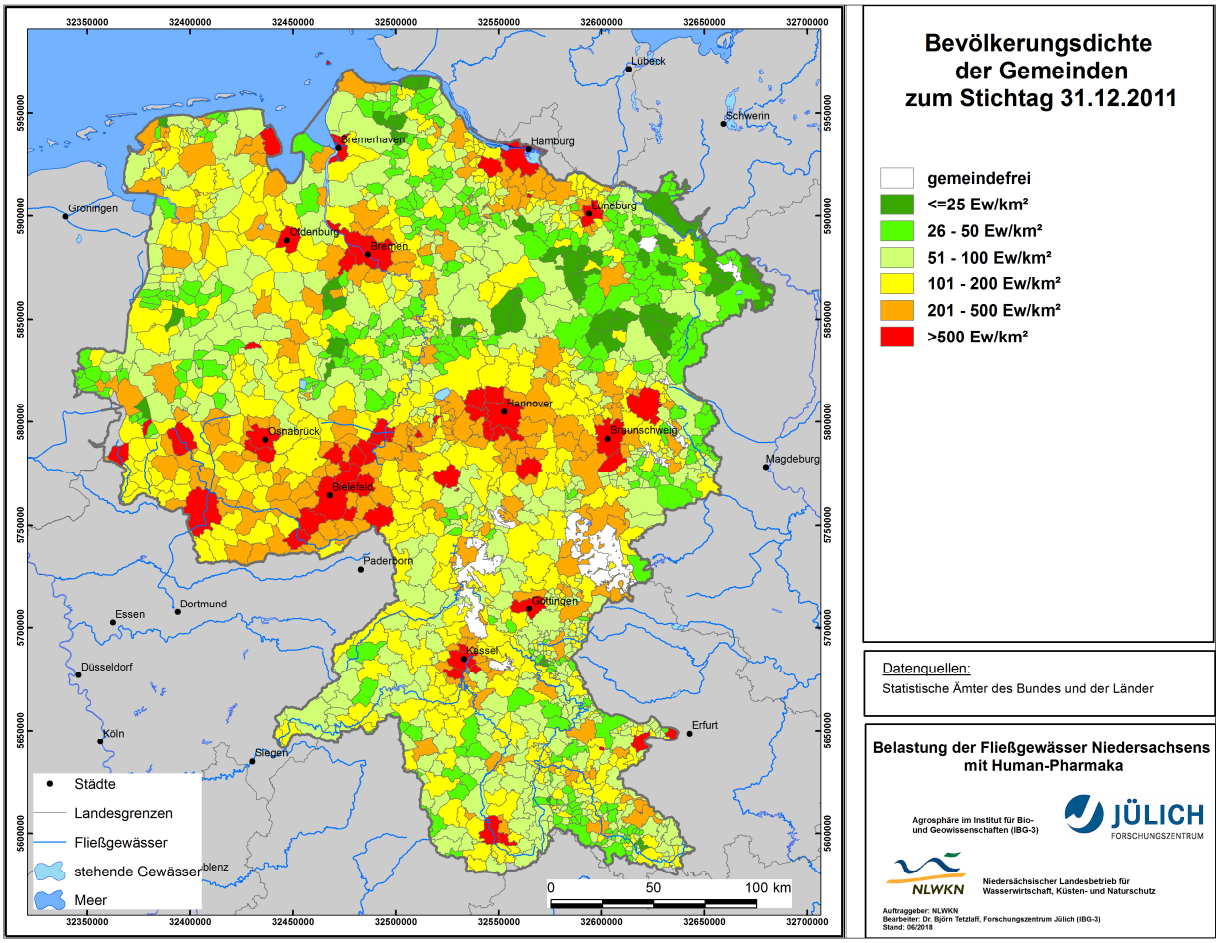


Abbildung 3-4: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2011

Aufgrund der Änderungen reduziert sich die Zahl niedersächsischer Einleitstellen gegenüber Projektphase I auf 452. Hinzu kommen 653 Kläranlagen mit jeweils einer Einleitstelle aus Nordrhein-Westfalen, Hessen, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Bremen. Von den 653 Anlagen liegen für 637 Angaben zur Jahresabwassermenge im Berichtsjahr 2011 vor. Damit ergibt sich eine Gesamtzahl von 1089 Einleitstellen in Projektphase II. Abbildung 3-3 zeigt die Standorte der Einleitstellen aller betrachteten kommunalen Kläranlagen 2011 und die eingeleiteten Jahresabwassermengen. Eine starke räumliche Konzentration von Kläranlagen und sehr hohen Jahresabwassermengen >10 Mio. m³/a ist in einem Gürtel zwischen der niederländischen Grenze und dem Großraum Hannover festzustellen. Ein weiterer Schwerpunkt findet sich in Hessen. Die räumliche Verteilung der Kläranlagendichte und der Höhe der Jahresabwassermenge pro Einleitstelle korreliert erwartungsgemäß eng mit der Bevölkerungsdichte (Abbildung 3-4). So sind in dem o.g. Gürtel durchweg Bevölkerungsdichten von mehr als 100 und teilweise mehr als 500 Einwohnern pro km² festzustellen. Im hessischen Teil des Weser-Einzugsgebiets ist die Kläranlagendichte auch im ländlichen Raum mit Bevölkerungsdichten von unter 100 Einwohnern pro km² erhöht, da hier verstärkt Kläranlagen geringer Größe anzutreffen sind. Unterdurchschnittliche Jahresabwassermengen von <1 Mio. m³/a treten vorrangig zwischen Elbmündung, Wendland und Hümmling auf und gehen einher mit niedrigen Bevölkerungsdichten von unter 100 Einwohner pro km².

3.2.2 Auswertung der Kläranlagendaten nach Bundesländern und Flussgebieten

Insgesamt werden im gesamten Untersuchungsgebiet dieser Studie aus 1088 Kläranlagen mit 1089 Einleitstellen Abwässer in Höhe von 1,1 Mrd. m³ in die Oberflächengewässer eingeleitet (Stand 2011). Einleitstellen und Abwassermengen sind dabei sehr ungleich auf die einzelnen Bundesländer verteilt, wie Abbildung 3-5 und Abbildung 3-6 verdeutlichen. Demnach sind mit insgesamt 87 % die meisten Einleitstellen in Niedersachsen, Hessen und Nordrhein-Westfalen zu finden. Aus diesen Bundesländern stammen 92 % der gesamten Jahresabwassermenge. Auf Niedersachsen entfallen 41 % der Einleitstellen. Gleichzeitig ist es mit 48 % an der gesamten Jahresabwassermenge 2011 beteiligt, d.h. in ähnlicher Größenordnung. Im Unterschied dazu tragen die Einleitungen aus Nordrhein-Westfalen (16 % aller Einleitstellen) mit 31 % zur Abwassereinleitung bei, während die hessischen Kläranlagen (30% aller Einleitstellen) zu lediglich 13 % an der Abwassereinleitung beteiligt sind. Dies ist eine Folge der dichten Besiedlung und des hohen Verstädterungsgrads im nordrhein-westfälischen Anteil des Untersuchungsgebiets sowie der hohen räumlichen Dichte von Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe in Hessen (Abbildung 3-3). So beträgt die mittlere Jahresabwassermenge pro Einleitstelle in Niedersachsen 1,1 Mio m³/a, während sie in NRW bei 1,9 Mio und in Hessen bei 430000 m³/a liegt.

Im tide-unbeeinflussten Flusseinzugsgebiet der Weser beträgt der niedersächsische Anteil an den Einleitstellen 27 %, an der gesamten Jahresabwassermenge 45 %. In den Flussgebieten von Leine und Aller steigen diese Anteile auf 88 bzw. 99 % an. Ein gänzlich anderes Bild zeigen die Flussgebiete von Vechte (ohne NL) und Ems. Beide Flussgebiete sind stark durch Einleitungen aus Nordrhein-Westfalen geprägt. Hier betragen die Anteile Niedersachsens an den Einleitstellen maximal 45 % und an der Jahresabwassermenge weniger als 30 %. Inwieweit diese Einleitungen zu erhöhten Belastungen führen ist Gegenstand von Kapitel 4.1.

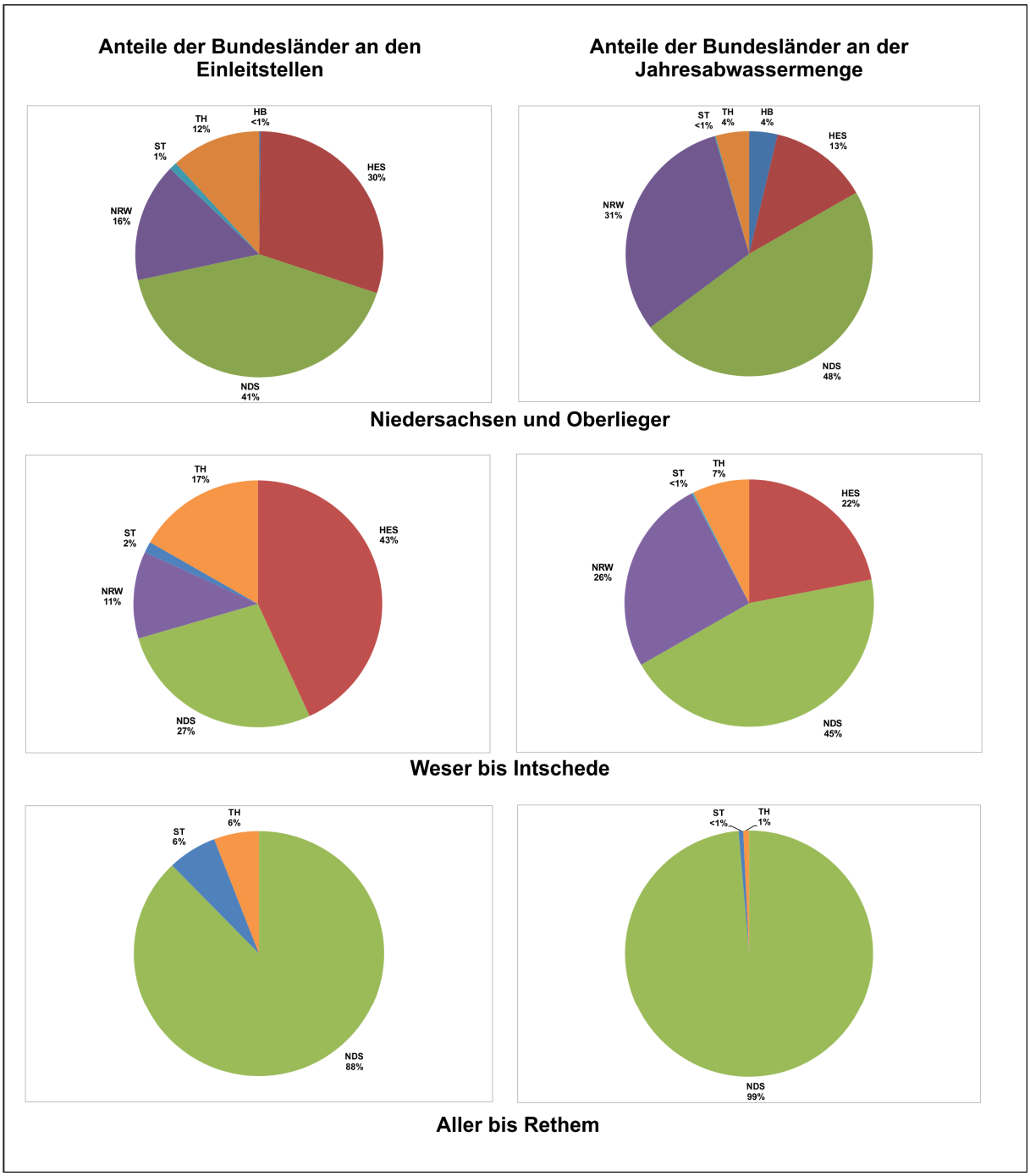


Abbildung 3-5: Anteile der Bundesländer und Flussgebiete an Einleitstellen und Jahresabwassermenge 2011

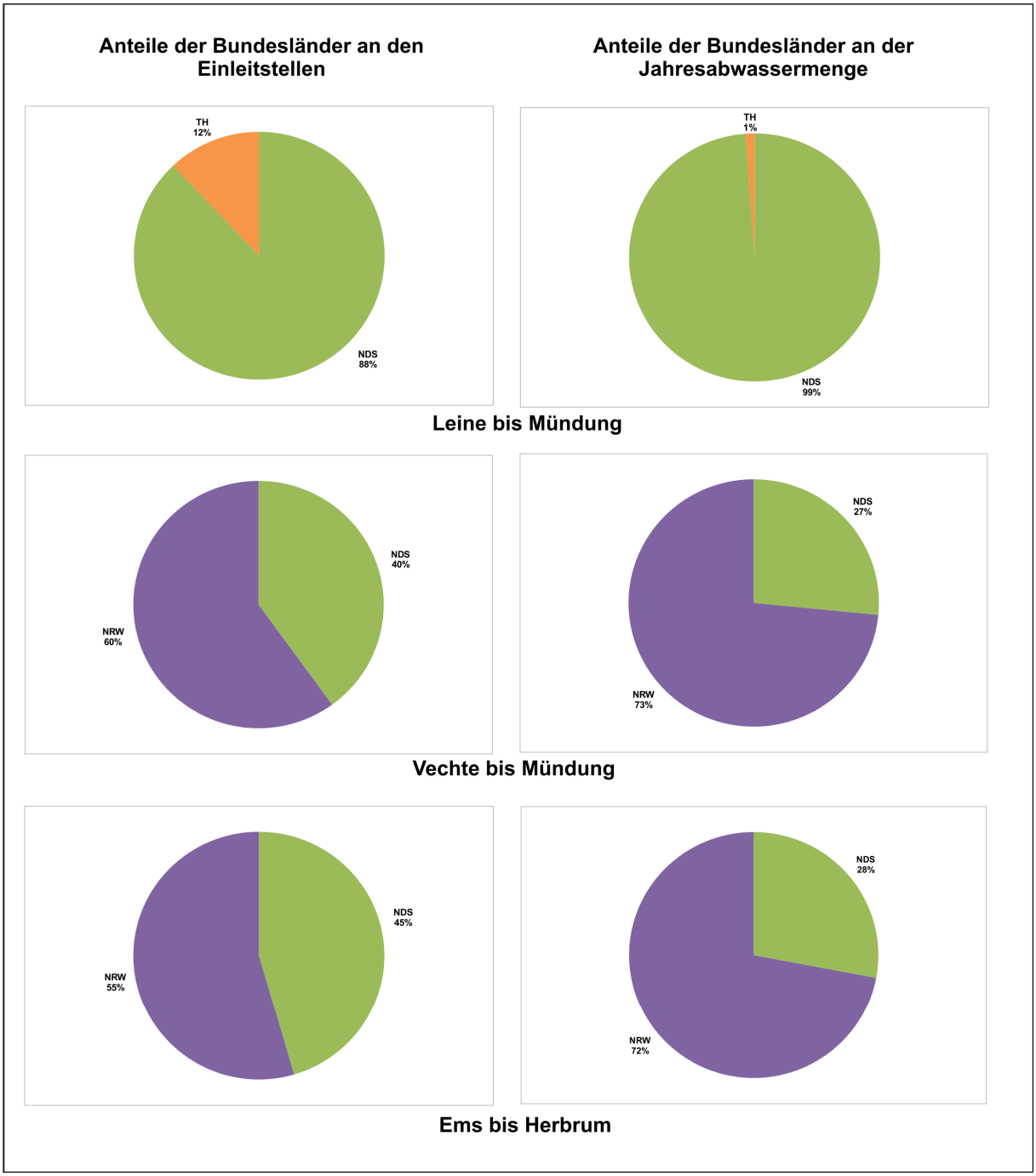


Abbildung 3-6: Anteile der Bundesländer und Flussgebiete an Einleitstellen und Jahresabwassermenge 2011 (Teil II)

3.3 Wasserhaushaltsmodellierung

In den folgenden zwei Unterkapiteln 3.3.1 und 3.3.2 werden ein Überblick über das eingesetzte Wasserhaushaltsmodell GROWA, die für die Modellierung erforderlichen Eingangsdaten und ihre Aufbereitung sowie über die Modellergebnisse und ihre Validierung gegeben.

3.3.1 Modellierung des Gesamtabflusses mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA

Die Simulation der hydrologischen Situation in Niedersachsen erfolgte mit dem Modell GROWA, das von Kunkel und Wendland (2002) im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet worden ist. In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z.B. zur expliziten Berücksichtigung gedränter Flächen (Tetzlaff et al. 2008), als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z.B. auf die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die Metropolregion Hamburg (Dörhöfer et al. 2001; Bogena et al. 2003; Tetzlaff et al. 2003, 2004; Kunkel et al. 2006). Das Wasserhaushaltsmodell GROWA ist ein empirisches Verfahren, mit dem die Wasserhaushaltskomponenten reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränageabfluss) und Grundwasserneubildungshöhe flächendifferenziert berechnet werden können. Da in diesem Forschungsvorhaben lediglich die Berechnung des Gesamtabflusses von Belang ist, wird auf eine ausführliche Beschreibung des GROWA-Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt. Ausführlichere Modellbeschreibungen finden sich in der o.a. Literatur sowie in der Beschreibung des Modellverbundes zur räumlich differenzierten Analyse der Nährstoffströme in Niedersachsen mit dem Titel 'AGRUM Niedersachsen', z.B. in Ackermann et al. (2015).

Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger u. Wessolek (DVWK 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger u. Wessolek angegebenen Beziehung ist auf ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von Kunkel u. Wendland (2002), Bogena et al. (2003) und Tetzlaff et al. (2004) Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen. Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$\begin{aligned} Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\ &= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log\left(W_{pfl}\right) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g \right] \end{aligned}$$

Formel 3-1

mit: Et_{real} = mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung (mm/a)
f_h: = topgraphischer Korrekturfaktor
N_j = Jahresniederschlagshöhe (mm/a)

N_{So}:	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
N_{Wi}:	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)
W_{pfl}:	=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
ET_{pot}:	=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
V:	=	Versiegelungsgrad	(%)
a, ..., e:	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	
g	=	Versiegelungskoeffizient	

Als Eingangsdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und der Versiegelungsgrad benötigt. Die Regressionskoeffizienten (a...e) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 3-2 entnommen werden:

Tabelle 3-2: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger u. Wessolek (DVWK 1996).

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,047	0,047	0	0,02	430,1

Die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge setzt sich aus der nutzbaren Feldkapazität, der effektiven Durchwurzelungstiefe sowie dem kapillaren Aufstieg zusammen. Während die beiden ersten bodenphysikalischen Kenngrößen der Bodenkarte direkt bzw. Tabellenwerken entnommen werden können, muss der kapillare Aufstieg im Modell ermittelt werden.

Relief

Das Relief ist eine zentrale Einflussgröße bei der Betrachtung des Wasserhaushalts. Außerdem beeinflusst es wesentlich die räumliche Verteilung der Klima- und Bodenparameter sowie die Landnutzung. In der zweiten Projektphase wurden die in Tabelle 3-1 aufgeführten DGM der Bundesländer zu einem Datensatz mit 100 m Auflösung zusammengeführt. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, die für das GROWA-Modell notwendigen Eingangsgrößen Hangexposition und Hangneigung flächendeckend und in hoher Auflösung abzuleiten. Einerseits beeinflussen Hangneigung und -exposition im Modell die Höhe der realen Verdunstung und andererseits dient die Hangneigung neben anderen Faktoren zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Die aus dem DGM abgeleiteten Reliefparameter Neigung und Exposition sind in Abbildung 3-7 bzw. Abbildung 3-8 zu sehen. In beiden Karten kommen die hohe räumliche Differenzierung und die Landschaftsräume Marsch, Geest und Bergland gut zum Ausdruck.

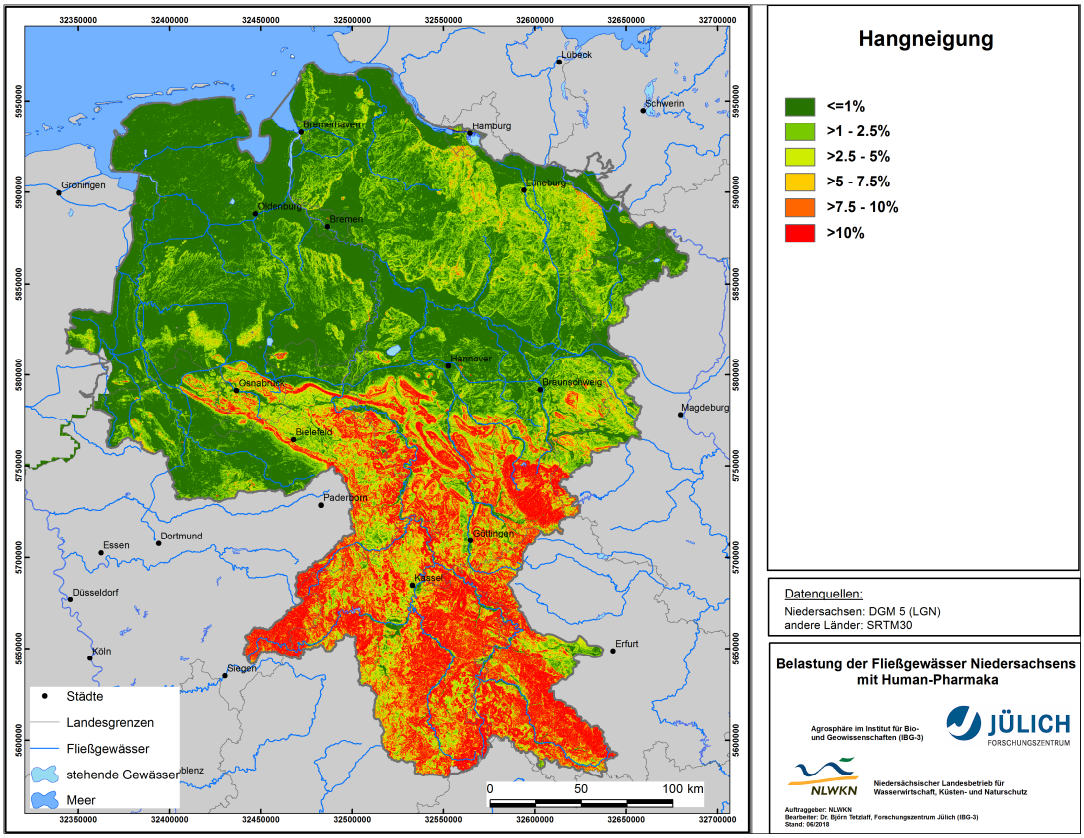


Abbildung 3-7: Karte der Hangneigung

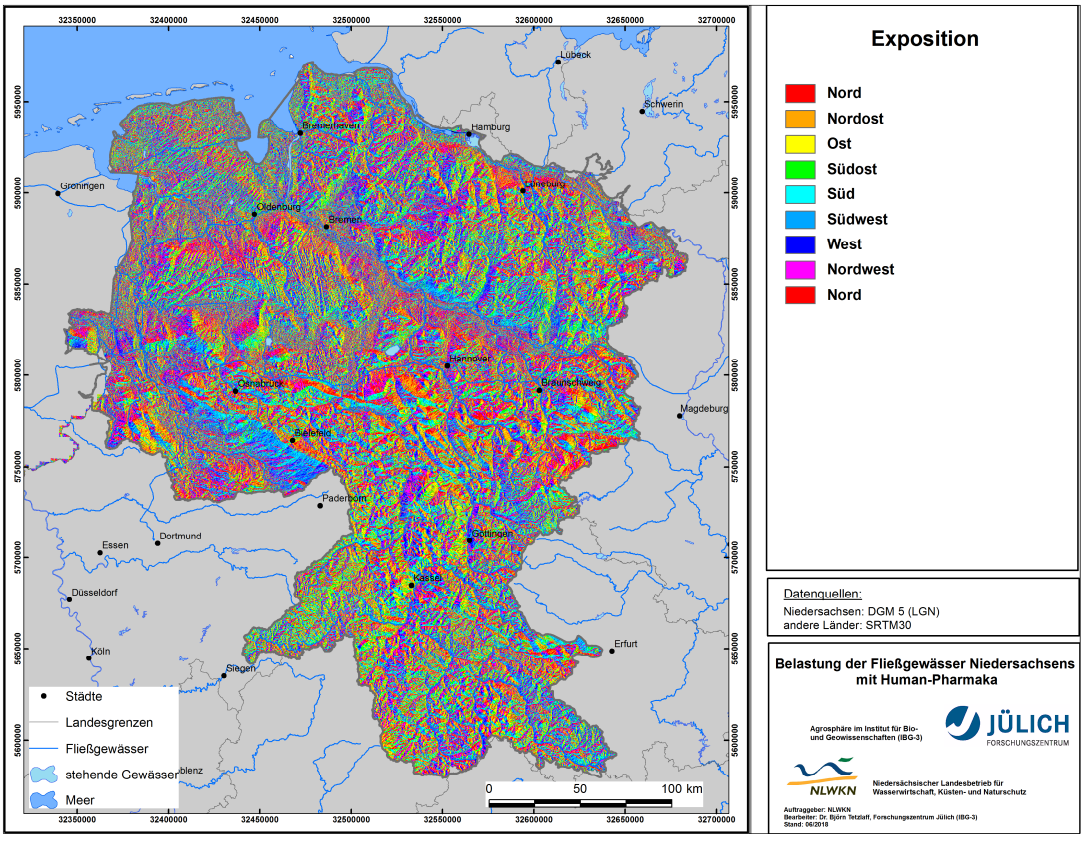


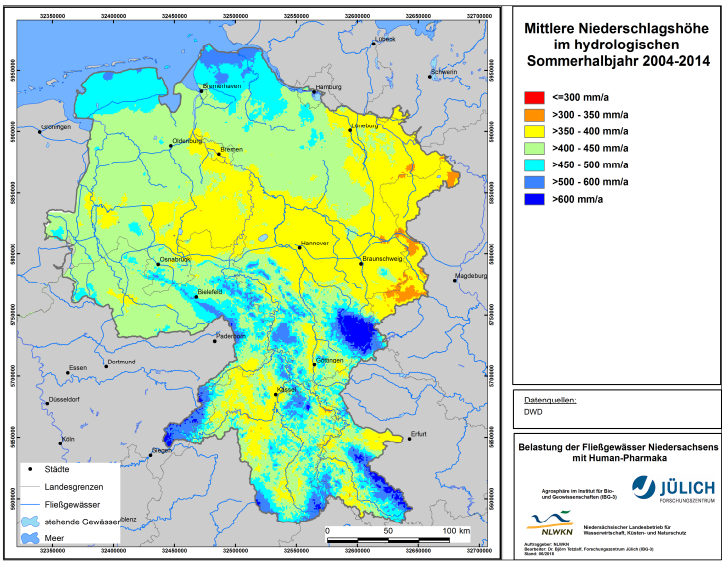
Abbildung 3-8: Karte der Hangexposition

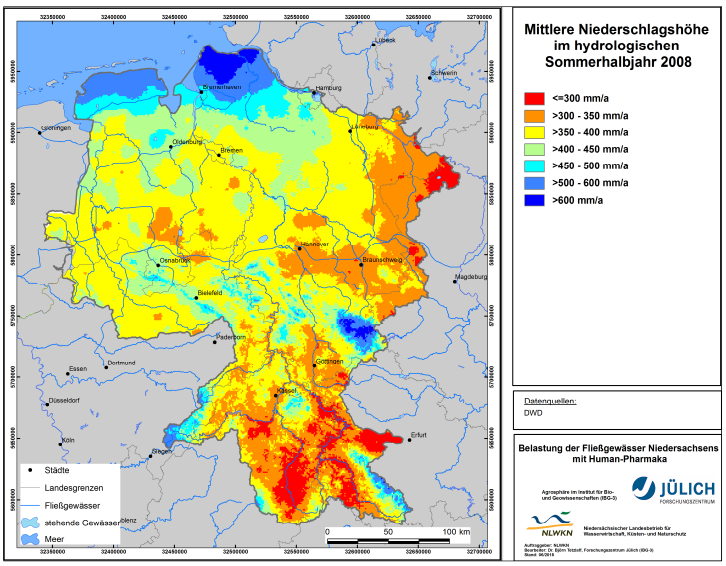
Klima

Klimatische Daten, insbesondere Niederschlagsdaten, stellen sensitive Eingangsparameter für die Modellierung dar. Daher sollten sie in möglichst genau und in hoher räumlicher Auflösung vorliegen. Die hier verwendeten Daten stammen aus dem REGNIE-Produkt des DWD.

In die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem GROWA–Modell gehen die mittleren Niederschlagshöhen getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahr ein. Abbildung 3-9 und Abbildung 3-10 zeigen die mittleren Halbjahresniederschlagshöhen für die im Projekt betrachteten Zeiträume 2004-2014, 2008 und 2014 (Kap. 3.1). Gut erkennbar sind die klimatischen Unterschiede zwischen den drei Perioden, deren Auswirkungen in der Belastungsanalyse (Kap. 4) untersucht werden sollen. Die Mittelwerte der Sommerniederschlagshöhen betragen 425 mm/a (2004-2014), 387 mm/a (2008, -9 % ggü. der mittleren Periode) und 452 mm/a (2014, +6 % ggü. der mittleren Periode). Die Mittelwerte der Winterniederschlagshöhen betragen 345 mm/a (2004-2014), 388 mm/a (Nassjahr 2008, +12 % ggü. der mittleren Periode) und 296 mm/a (Trockenjahr 2014, -14 % ggü. der mittleren Periode). Auffallend ist, dass selbst im hydrologischen Nassjahr 2008 der Sommerniederschlag in vielen Regionen niedriger ausfällt als in den trockeneren Vergleichsperioden. Während die Mittelwerte für das Bundesland Niedersachsen 755 mm/a (2004-2014), 860 mm/a (Nassjahr 2008, +14 % ggü. der mittleren Periode) und 699 mm/a (Trockenjahr 2014, -7 % ggü. der mittleren Periode) betragen, variieren die Mittelwerte für die Gebietskulisse in der zweiten Projektphase lediglich zwischen 770, 775 und 748 mm/a und sind damit deutlich ausgeglichener als in Niedersachsen. Die Vorgehensweise zur Festlegung der Nass- und Trockenjahre ist in Tetzlaff (2016) beschrieben.

Aufgrund des sehr hohen Messaufwandes werden zur Ermittlung der Verdunstung in der Regel Modelle genutzt, die es ermöglichen, die Verdunstung aus leichter zugänglichen Messgrößen zu berechnen. Das bekannteste Modell ist die Penman-Monteith-Beziehung. Die Potenzielle Verdunstung (ETo) ist jene Verdunstung, die sich allein aus den meteorologischen Daten ergibt. Um hierbei eine einheitliche Berechnung zu ermöglichen, müssen die übrigen Randbedingungen (Vegetation, Landnutzung und Bodeneigenschaften) vorher definiert sein. Von der FAO (Food and Agriculture Organization) wird als international einheitlicher Standard die Gras-Referenzverdunstung empfohlen, welche auf der Penman-Monteith-Beziehung basiert (ATV-DVWK 2002). Hierbei wurden folgende Randbedingungen festgelegt: das ganze Jahr über Grasbedeckung (12 cm Höhe), kein Trockenstress (mindestens ca. 50% der nutzbaren Feldkapazität) und eine mittlere Albedo der Oberfläche von 0,23.





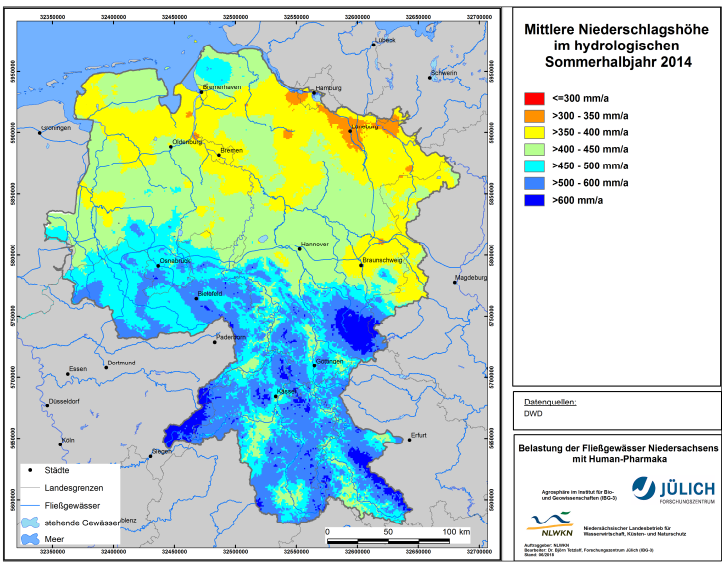
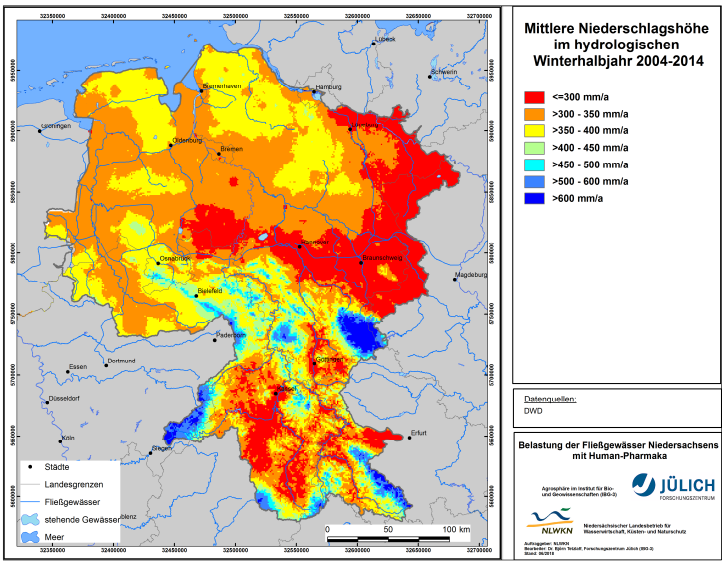
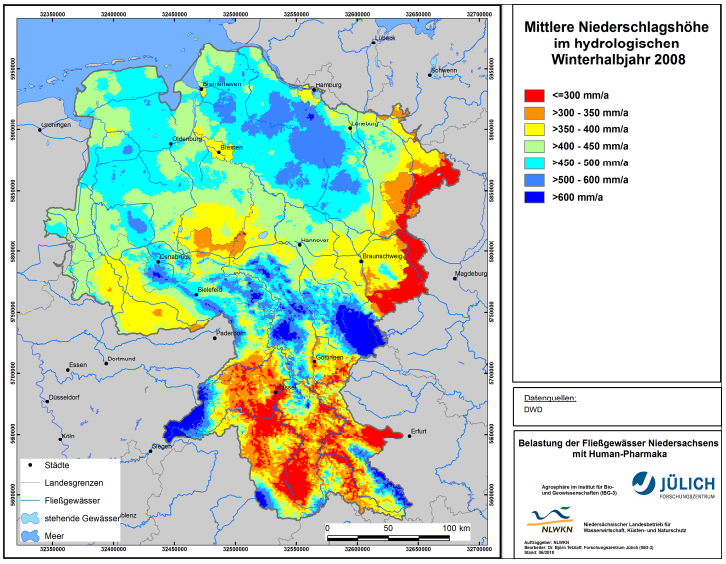


Abbildung 3-9: Karten der mittleren Sommerniederschlagshöhen 2004-2014, 2008 und 2014





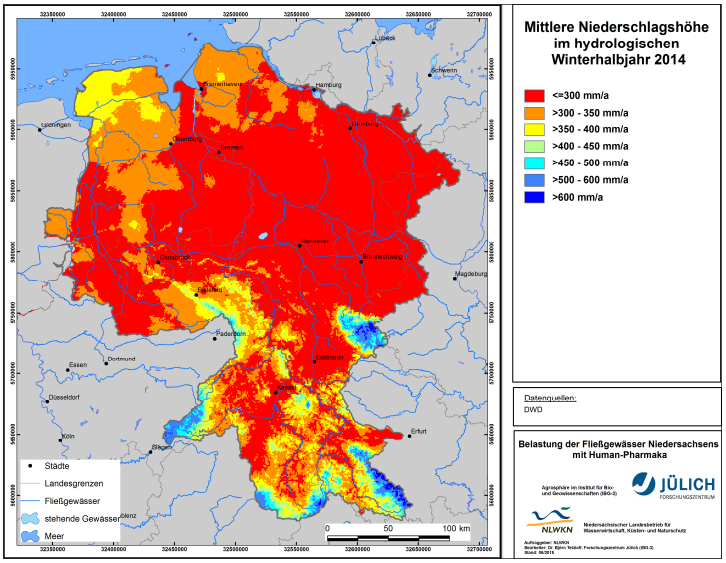
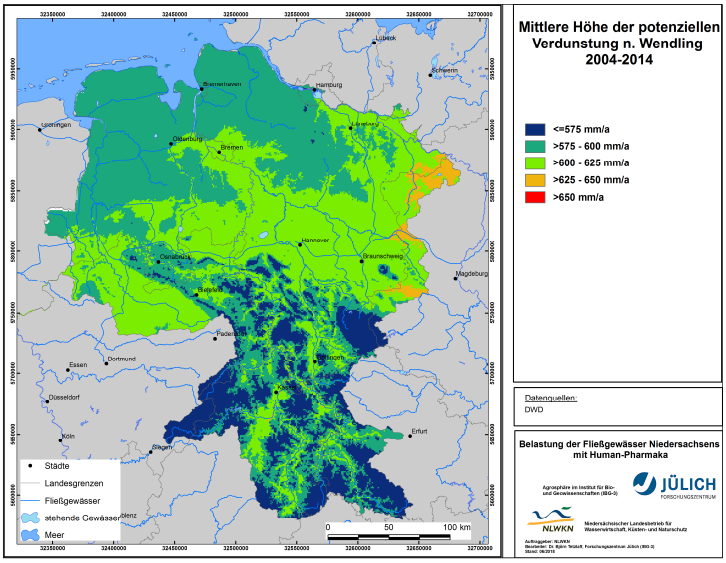
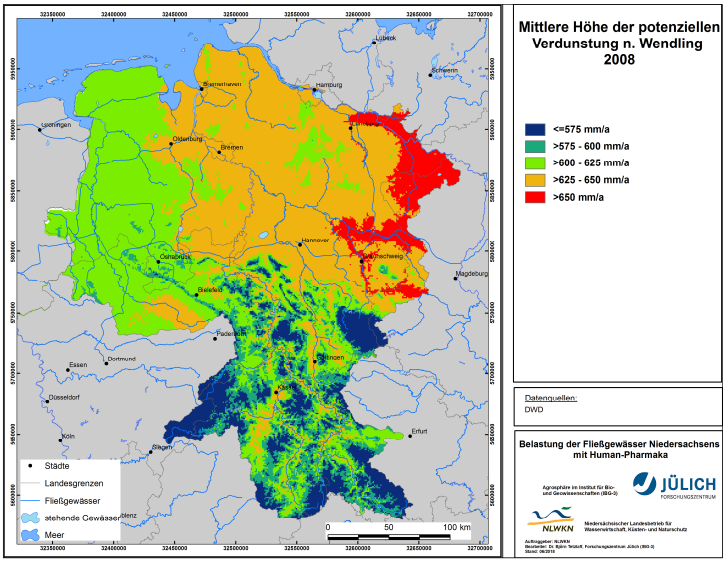


Abbildung 3-10: Karten der mittleren Winterniederschlagshöhen 2004-2014, 2008 und 2014





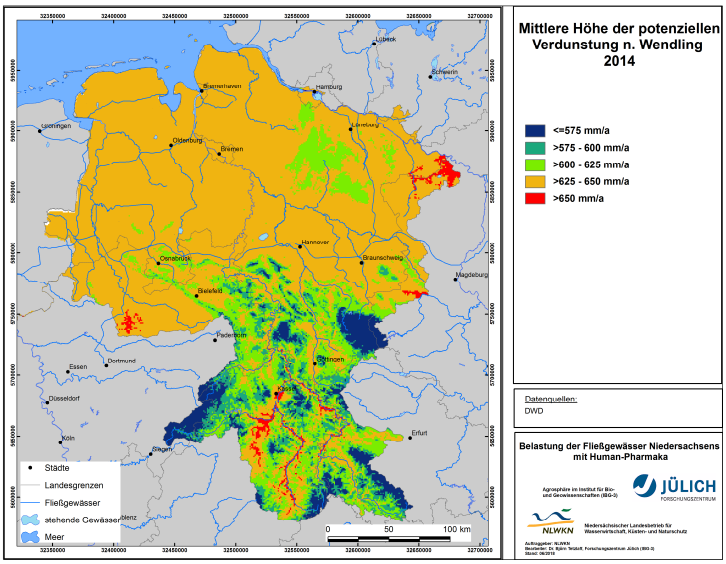


Abbildung 3-11: Karten der mittleren potenziellen Verdunstungshöhe 2004-2014, 2008 und 2014

In der vorliegenden Arbeit werden die vom Deutschen Wetterdienst gemessenen Eingangsdaten zur Ermittlung der potenziellen Verdunstung nach Wendling (1995) genutzt. Hierbei wurde die Gras-Referenzverdunstung zur Berechnung langjähriger Verdunstungshöhen modifiziert. Weiterhin wurden Faktoren zur Berücksichtigung der Höhe und der Küstennähe eingeführt (ATV-DVWK 2002). Abbildung 3-11 zeigt die jährliche potenzielle Verdunstungshöhe nach Wendling im Untersuchungsgebiet für die im Projekt betrachteten Zeiträume 2004-2014, 2008 und 2014 (Kap. 3.1). Die Mittelwerte für die aktuelle Gebietskulisse betragen 593 mm/a (2004-2014), 616 mm/a (2008) und 627 mm/a (2014).

Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z.B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.) die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumliche Struktur der Verdunstungsverteilung grundsätzlich stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. In den höheren Lagen der Mittelgebirge bzw. in Küstennähe werden aufgrund der niedrigeren Lufttemperaturen und hohen Luftfeuchten, insbesondere in den Wintermonaten, niedrige Verdunstungshöhen erreicht. In geschützten und damit klimatisch begünstigten Lagen, z.B. in Flusstälern, werden dagegen höhere Verdunstungsraten erreicht. Diese räumliche Gliederung kommt in Abbildung 3-11 zum Ausdruck. Insgesamt variiert die potenzielle Verdunstung deutlich geringer als z.B. die Niederschlagshöhe.

Landnutzung

Für die Modellierungen werden räumlich hoch aufgelöste Landnutzungsdaten benötigt. Um möglichst detaillierte Informationen über die landwirtschaftliche Nutzfläche zu nutzen, wurden für Niedersachsen InVeKoS-Daten auf der Grundlage von Feldblockkatastern herangezogen. Diese standen im Projekt für Einzeljahre zur Verfügung. Um die landwirtschaftliche Nutzfläche möglichst aktuell für die Modellierung abbilden zu können, wurden die Daten des Jahres 2011 verwendet. Da die Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransport jedoch nicht nur landwirtschaftliche Flächen sondern auch Wald und urbane Flächen berücksichtigt, wurden die InVeKoS-Daten um Daten des ATKIS DLM 25 ergänzt, um einen flächendeckenden Landnutzungsdatensatz zu erstellen. Landnutzungsdaten aus den anderen Bundesländern entstammen entweder ATKIS DLM25 oder CORINE in Abhängigkeit der Verfügbarmachung für dieses Forschungsvorhaben. Damit ergeben sich inhaltliche Unterschiede zum Landnutzungsdatensatz für Niedersachsen. Dies erscheint vor dem Hintergrund einer zu vermeidenden Verschlechterung der Daten aus Projektphase I jedoch gerechtfertigt.

Wie Abbildung 3-12 zeigt, ist Ackernutzung mit ca. 44 % der Gesamtfläche bis auf die Marschen die dominierende Nutzungsform. Grünlandnutzung erfolgt großflächig in der Marsch, in vermoorten Niederungen, aber auch in Teilen des Mittelgebirges (15 %). Waldnutzung ist mit 25 % ebenfalls gebietsweit von Bedeutung, größere zusammenhängende Waldgebiete sind außerhalb der Lüneburger Heide jedoch i.W. auf die Höhenzüge der Mittelgebirge beschränkt.

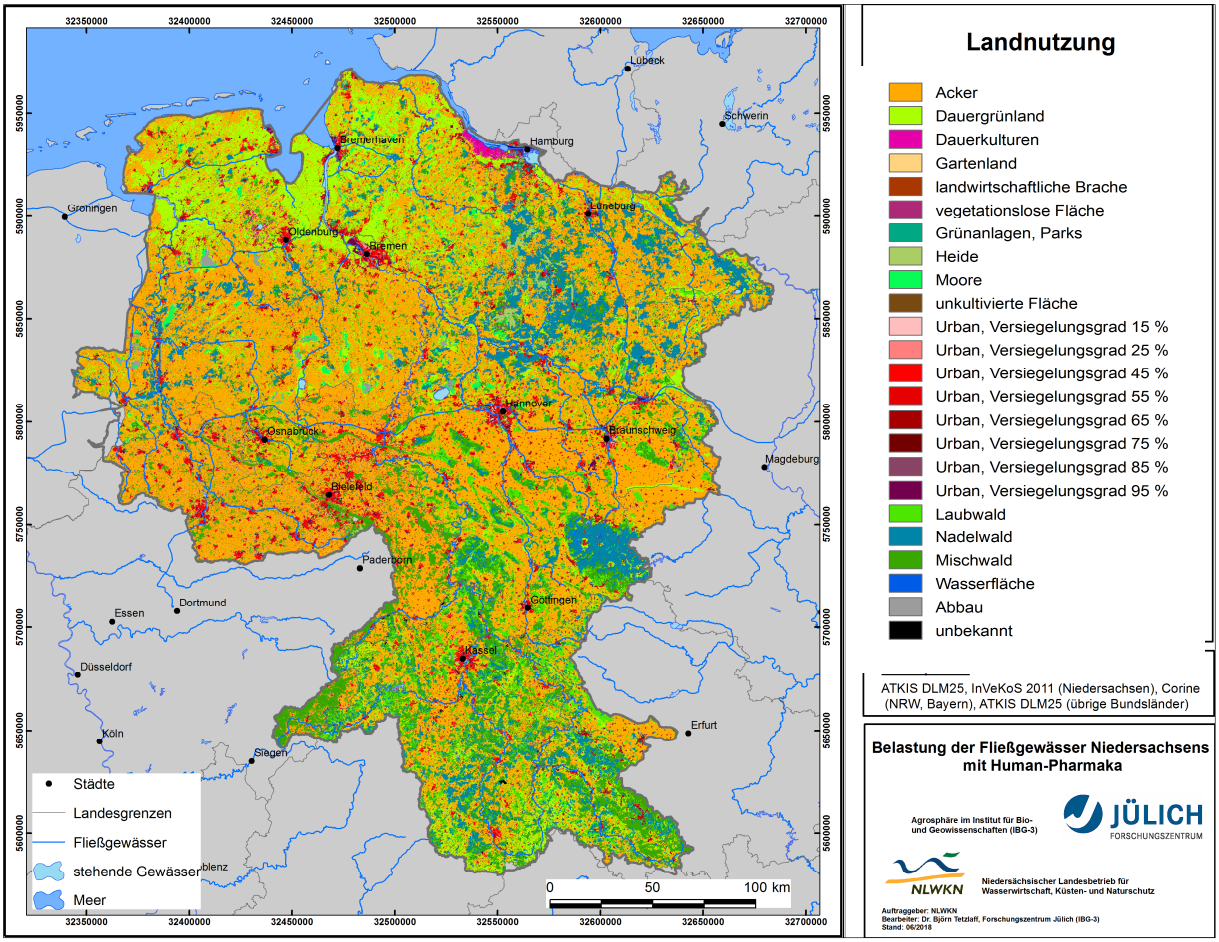


Abbildung 3-12: Karte der Landnutzungsklassen

Bodenparameter

Der Wasser- und Stoffhaushalt eines Landschaftsraumes wird in starker Weise auch durch pedologische Einflussgrößen bestimmt. Für die Verdunstung steht den Pflanzen nur das im Wurzelraum gespeicherte Wasser zur Verfügung, die sogenannte pflanzenverfügbare Bodenwassermenge. Dieser bodenhydrologische Kennwert geht im Modell GROWA zur Bestimmung der realen Verdunstung ein. Zur Ableitung der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge sind Angaben über die nutzbare Feldkapazität, die effektive Durchwurzelungstiefe und die kapillare Aufstiegshöhe erforderlich. Die Parameter Grundwasser- bzw. Staunässebeeinflussung des Bodens sind zur Ausweisung von grundwassernahen Standorten mit erhöhtem Verdunstungspotenzial und zur Abtrennung des Basisabflussanteils von der Gesamtabflusshöhe wichtig. Für die Durchführung des Projekts werden hoch aufgelöste Bodendaten benötigt. Für Niedersachsen ist dies mit Daten der mittleren Maßstabsebene (hier 1:50.000) gegeben, die Bodendaten aus den Oberlieger-Bundesländern wurden entsprechend den für dieses Projekt konkret verfügbaren Daten ergänzt (Tabelle 3-1).

Das pflanzenverfügbare Bodenwasser entspricht weitgehend der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum. Bei grundwassernahen Böden kommt der kapillare Aufstieg von

Grundwasser in den Wurzelraum hinzu. Die nutzbare Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge und macht einen großen Anteil der Bodenfruchtbarkeit und damit der Ertragssicherheit aus. Staunasse Böden stellen zeitweilig mehr Wasser als die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes bereit. Grundwasserbeeinflusste Böden stellen zusätzlich den kapillaren Aufstieg von Grundwasser als pflanzenverfügbares Wasser bereit.

Die nutzbare Feldkapazität ist der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation erreichbar ist und im Boden in den Mittelporen mit Saugspannungen zwischen den pF-Werten 1,8 und 4,2 gespeichert wird. Sie errechnet sich je Bodenartenschicht aus dem Anteil der Bodenarten bei mittlerer Lagerungsdichte, korrigiert durch volumenprozentuale Abschläge für den Skelettanteil (ohne nutzbare Feldkapazität) bzw. durch Zuschläge für die Humusgehalte. Aus der Summe der nutzbaren Feldkapazität je Bodenartenschicht über die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe ergibt sich die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums.

Die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe ist landnutzungsabhängig. Deshalb wurde zur Berechnung der oben beschriebene Datensatz (Abbildung 3-12) herangezogen. Die Berechnung der Durchwurzelungstiefe findet getrennt für jede Landnutzungskategorie statt. In den Fällen, wo die Durchwurzelung durch die Bodeneigenschaften begrenzt wird (niedriger Grundwasserflurabstand, geringe Bodenmächtigkeit wegen anstehendem Festgestein etc.), fällt die Durchwurzelungstiefe entsprechend niedriger aus.

Die Summe der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und des Kapillaraufstiegs von Grundwasser über eine kulturartenabhängige mittlere jährliche Anzahl von Tagen mit Grundwasserzehrung wird als pflanzenverfügbare Bodenwassermenge bezeichnet (Abbildung 3-13). Werte zwischen kleiner 150 mm sind typisch für die stark verbreiteten sandigen Böden oder geringmächtige Mittelgebirgsböden in hängiger Lage. Höhere Werte >200 mm sind für lehmige Standorte sowie Löss- und Sandlöss-Gebiete (u.a. Hildesheimer Börde, Meppen-Nienburger-Geest) typisch.

Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Substrat, von der Geländelage und der Vegetation. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark. Böden in Auen zeichnen sich durch extrem starke, kurzzeitige Schwankungen des Grundwasserstands aus. Hier bestimmen Niederschläge, Infiltration aus dem Fluss und die Entfernung vom Gewässer den Grundwasserstand. Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird.

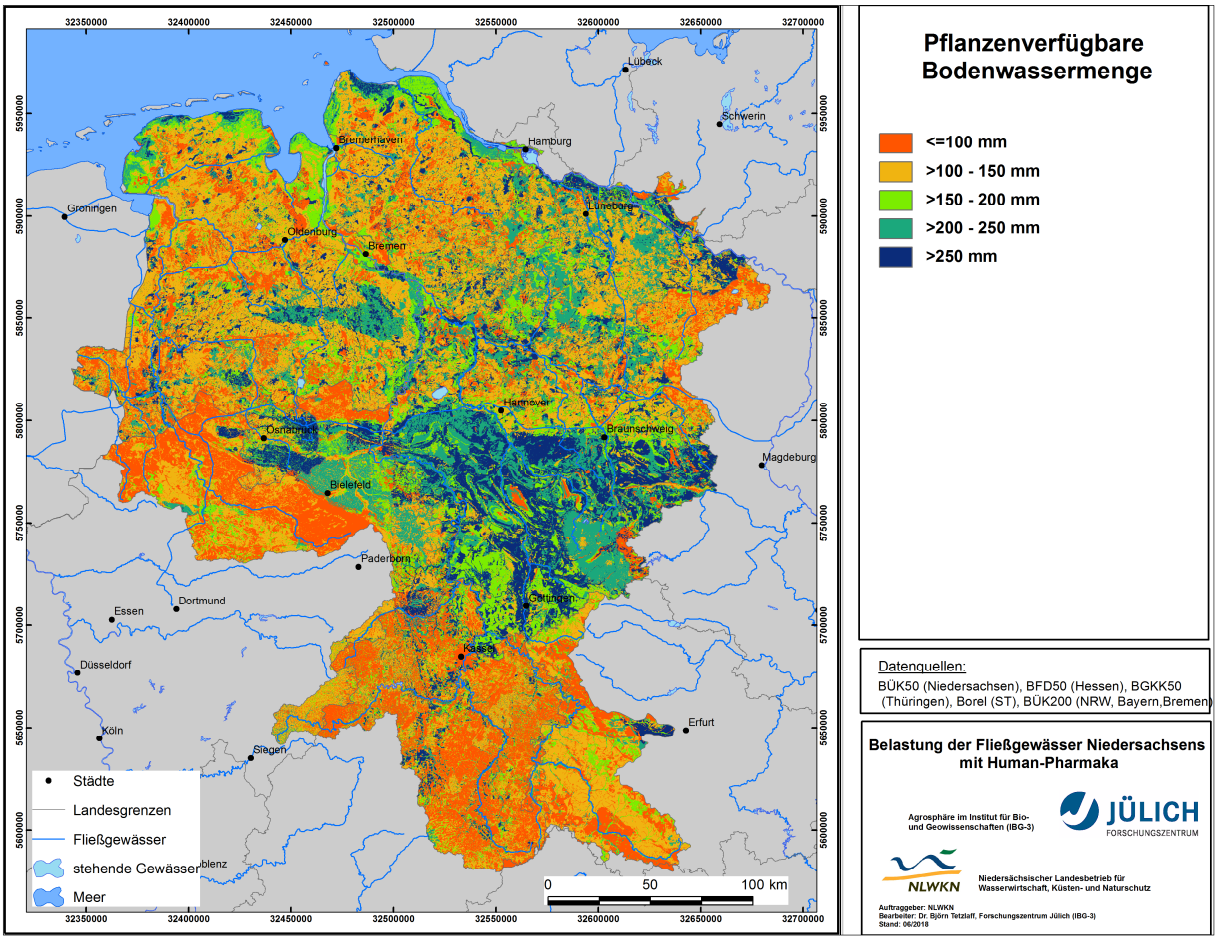


Abbildung 3-13: Karte des pflanzenverfügbaren Bodenwassers im effektiven Wurzelraum

Die Grundwasserstufe kennzeichnet den mittleren Schwankungsbereich des Grundwassers einschließlich des geschlossenen Kapillarsaums in Dezimetern unter der Geländeoberfläche (GOF) mit einer normalen Schwankungsamplitude von einer Tiefenstufe, bezogen auf das hydrologische Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).

Die für die Ausgliederung grundwassernaher Standorte relevanten Flächen mit einem Flurabstand von maximal 4 dm (Grundwasserstufen 1 und 2) sind kleinräumig auf wenige Niederungen beschränkt. Stärker verbreitet sind hingegen mittlere jährliche Flurabstände, die zwischen >4 und 8 dm betragen, und in den Niederungen mit Auenböden, Gleyen und vergleyten Böden auftreten (Stufe 3). In mehr als 50 % der Fläche Niedersachsens und seiner Oberlieger werden sehr große Flurabstände von >20 dm ausgewiesen, d.h., eine Grundwasserbeeinflussung der Böden und damit des Verdunstungsprozesses ist hier nicht mehr gegeben (Abbildung 3-14). Auf den grundwasserfernen Standorten kann es allerdings zu Staunässe kommen (Abbildung 3-15).

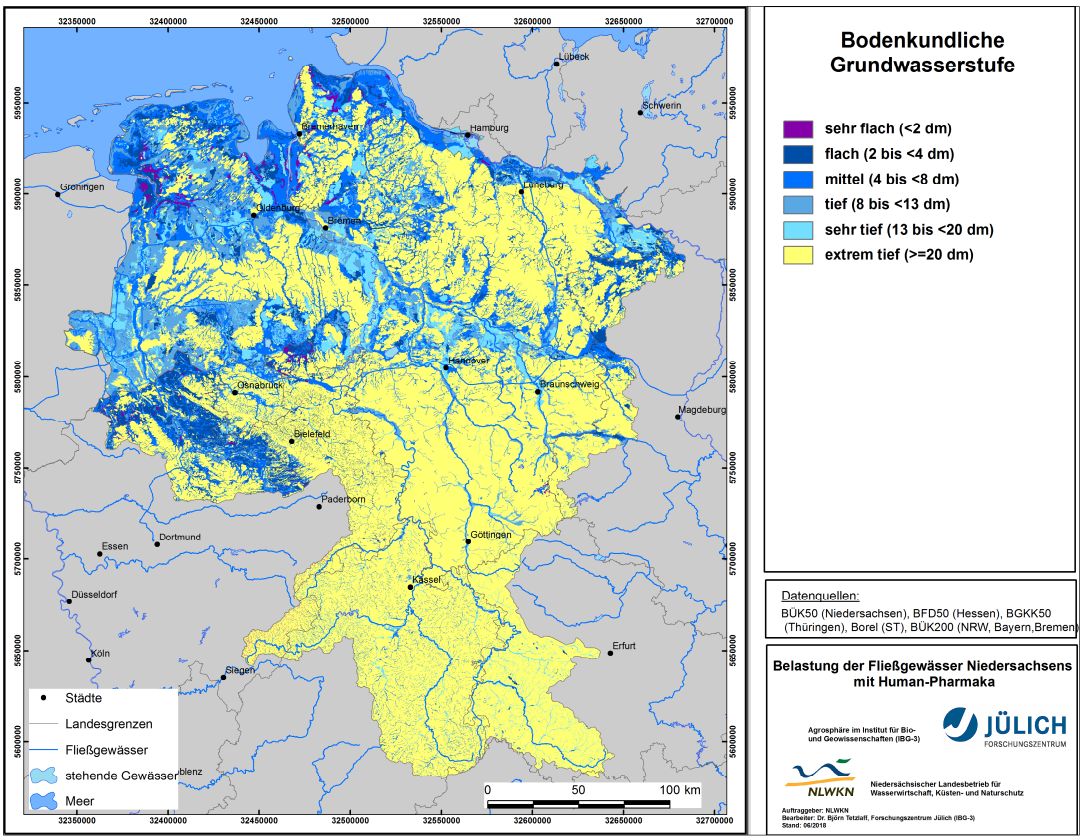


Abbildung 3-14: Karte des mittleren bodenkundlichen Grundwasserflurabstands

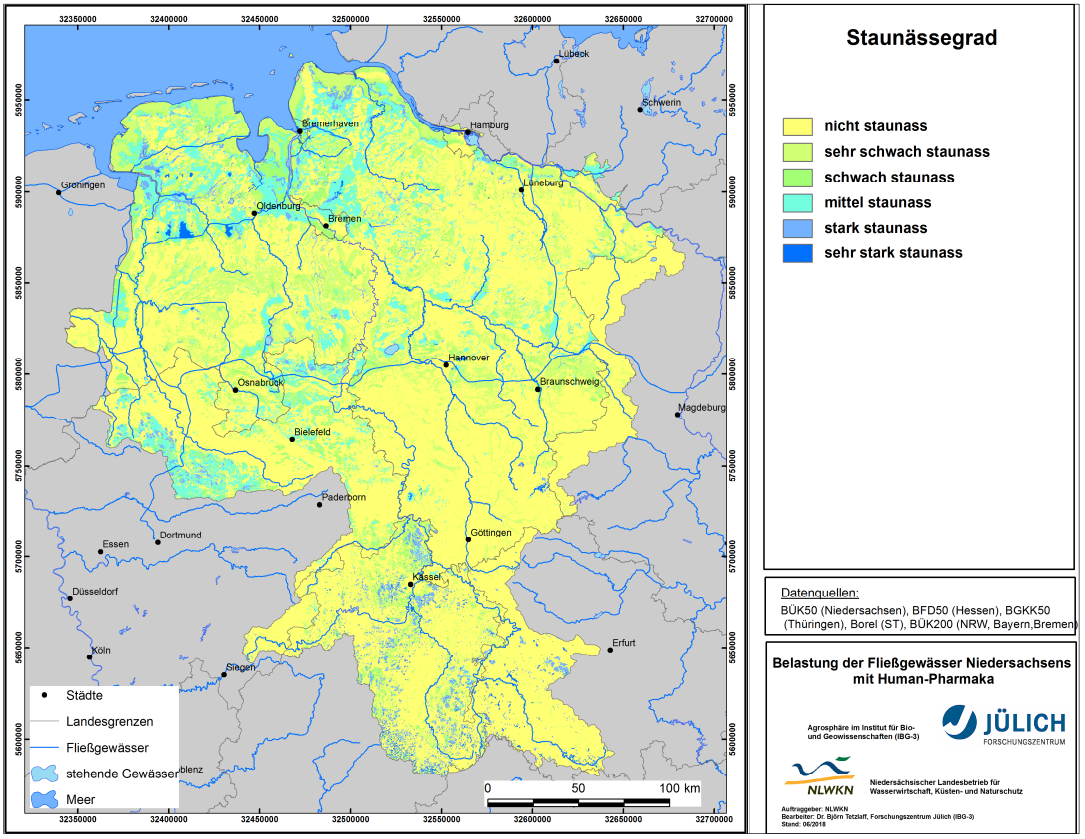


Abbildung 3-15: Karte des mittleren Staunässegrads der Böden

Der Staunässegrad beschreibt den Grad der Vernässung aufgrund von Wasserstau an gering durchlässigen Schichten bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Abbildung 3-15 zeigt den Staunässegrad der Böden. Aus dieser Karte geht hervor, dass relevanter Staunässeeinfluss auf pseudovergleyte Löss- und Kalkmergelregionen, Moorniederungen und Marschen begrenzt ist.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung werden auch Informationen zur Lage künstlich dränierter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. In der Regel liegen für meso- und makroskalige Studien zum Wasserhaushalt und Stoffeintrag keine flächendeckenden Informationen vor, sodass diese nach einem im FZJ selbst entwickelten Ansatz (Tetzlaff et al. 2008) abgeleitet werden müssen. Für Niedersachsen und seine Oberlieger ist diese Ableitung in den vom FZJ bearbeiteten Forschungsaufträgen zur Stickstoff- und Phosphorbelastung bereits durchgeführt worden. Einzelheiten dazu können für Niedersachsen Ackermann et al. (2015) entnommen werden.

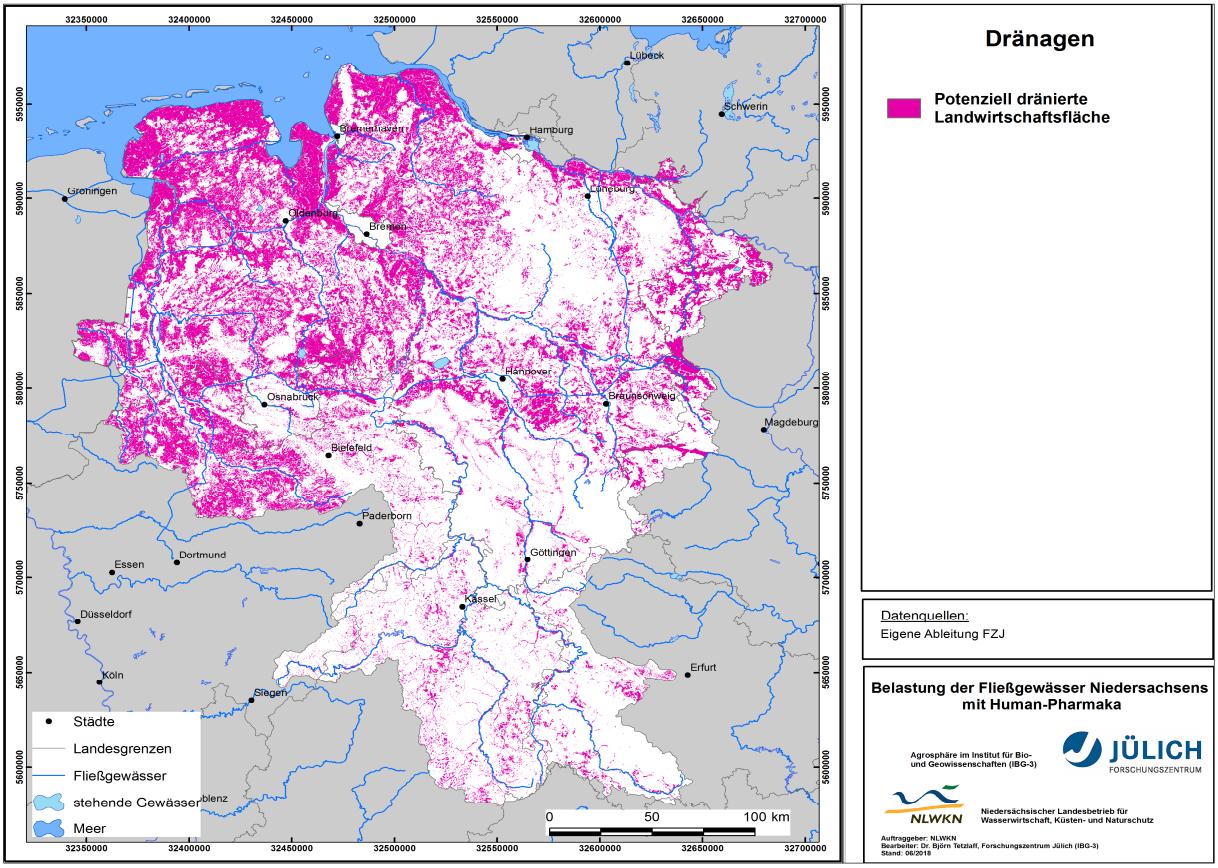


Abbildung 3-16: Karte der potenziell dränierten Flächen

Abbildung 3-16 zeigt die nach dem genannten Verfahren abgeleitete Karte der potenziell dränierten Flächen. Es ergibt sich eine deutliche Abnahme der Flächen in Nord-Süd- und West-Ost-Richtung. Während die Verbreitung von Dränflächen entlang der Küste fast lückenlos ist, sind dränierte Areale mit zunehmender Entfernung von der Küste kleinflächiger und disperser. Die räumlichen Verteilungsmuster im Binnenland sind stark durch das Auftreten von Niederungen geprägt. Als Ursache für das Verteilungsmuster kann das Zusammenspiel

der drei für den Dränbedarf sehr wesentlichen Einflussfaktoren Landnutzung, Klima und Boden gelten. Der maritime Einfluss und damit die Jahresniederschlagshöhe nehmen in den beschriebenen Himmelsrichtungen ab. Vom Klima mit beeinflusst ist das Auftreten dränbedürftiger Bodentypen, d.h. hydromorpher terrestrischer Böden sowie von Mooren. Hinzu kommt die durchgehende Verbreitung weitgehend vernässter Marschböden entlang der Küste.

Abflussmessdaten

Für eine Validierung des Wasserhaushaltsmodells GROWA ist es notwendig, über gemessene Abflusswerte von möglichst zahlreichen Pegeln und damit Teileinzugsgebieten zu verfügen. Für die Zeitreihe 2004-2014 liegen für Niedersachsen Daten von ca. 300 Abflussmesspegeln des NLWKN vor. Alle Daten wurden in eine Datenbank überführt und einer Durchsicht unterzogen. Hierbei wurden Pegel ausgeschlossen, die nicht mindestens 80 % des jeweiligen Messzeitraums abdecken. Dasselbe gilt für Pegel mit größeren Einzugsgebietsanteilen in den Niederlanden und für solche mit eindeutigen anthropogenen Beeinflussungen der Mittelwasserführung, z.B. durch erhebliche Grundwasserförderung. Aus den etwa 300 Pegeln werden daher für die einzelnen Zeitperioden 190 selektiert.

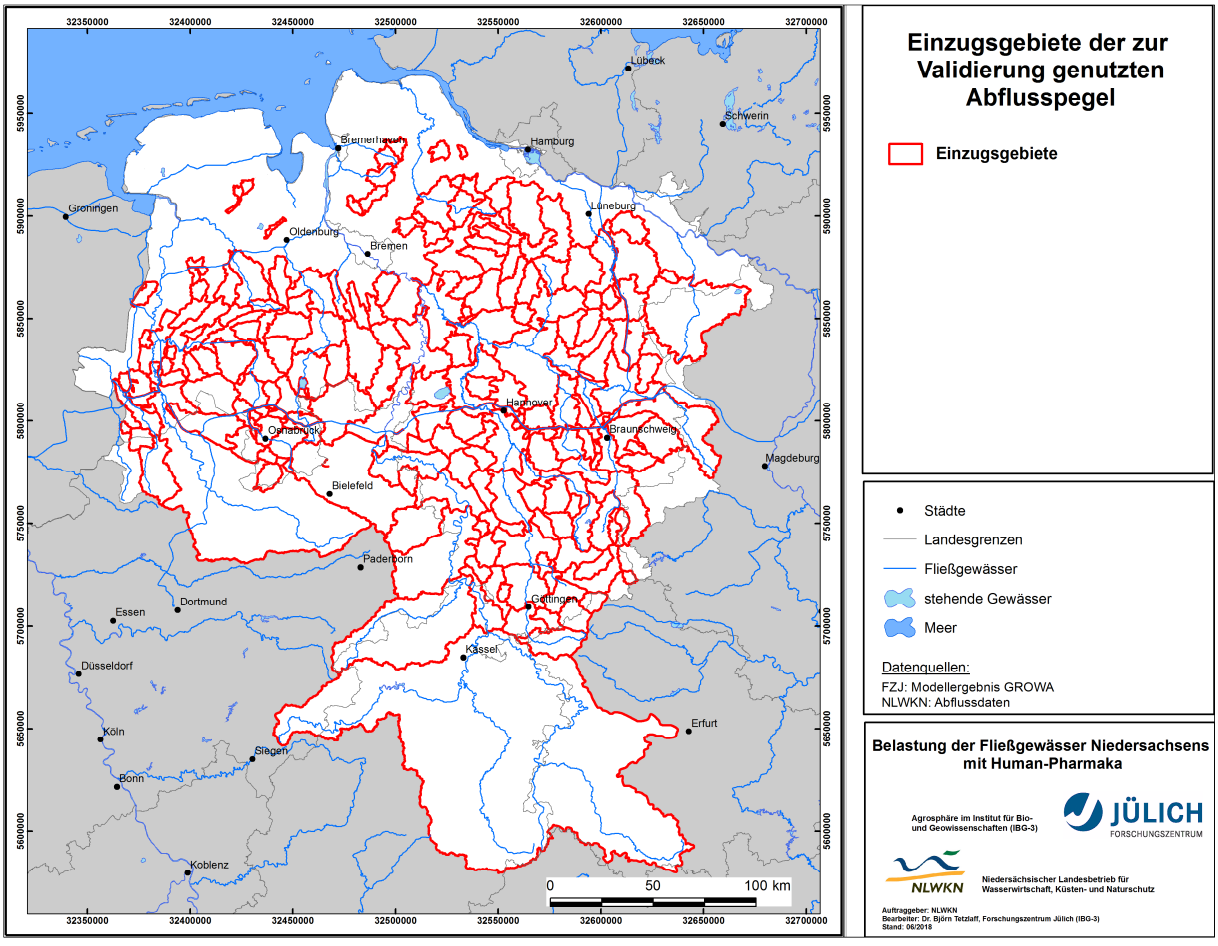


Abbildung 3-17: Karte der Einzugsgebiete von Abflusspegeln in Niedersachsen

Die Lage der Abflusspegel und Gütemessstationen ist in Abbildung 3-17 mit den zugehörigen Einzugsgebieten dargestellt. Diese Einzugsgebiete decken den Großteil des Untersuchungsgebiets ab und spiegeln heterogene Verhältnisse in Bezug auf Landnutzung, Böden, Geologie, Relief und Besiedlungsdichte wider. Der tidebeeinflusste Norden Niedersachsens wird nicht durch Abflusspegel abgedeckt.

3.3.2 Modellergebnisse zum Gesamtabfluss und Validierung

Die Modellierung des Gesamtabflusses erfolgte mit dem Modell GROWA flächendifferenziert nach der in Kapitel 3.3.1 beschriebenen Vorgehensweise auf Basis räumlich hoch differenzierter Eingangsdaten für Niedersachsen und seine Oberlieger-Einzugsgebiete. Die kartographische Darstellung der Ergebnisse beschränkt sich jedoch auf Niedersachsen. Quantifiziert wurde der Gesamtabfluss für die hydrologischen Jahre 2004-2014, 2008 und 2014.

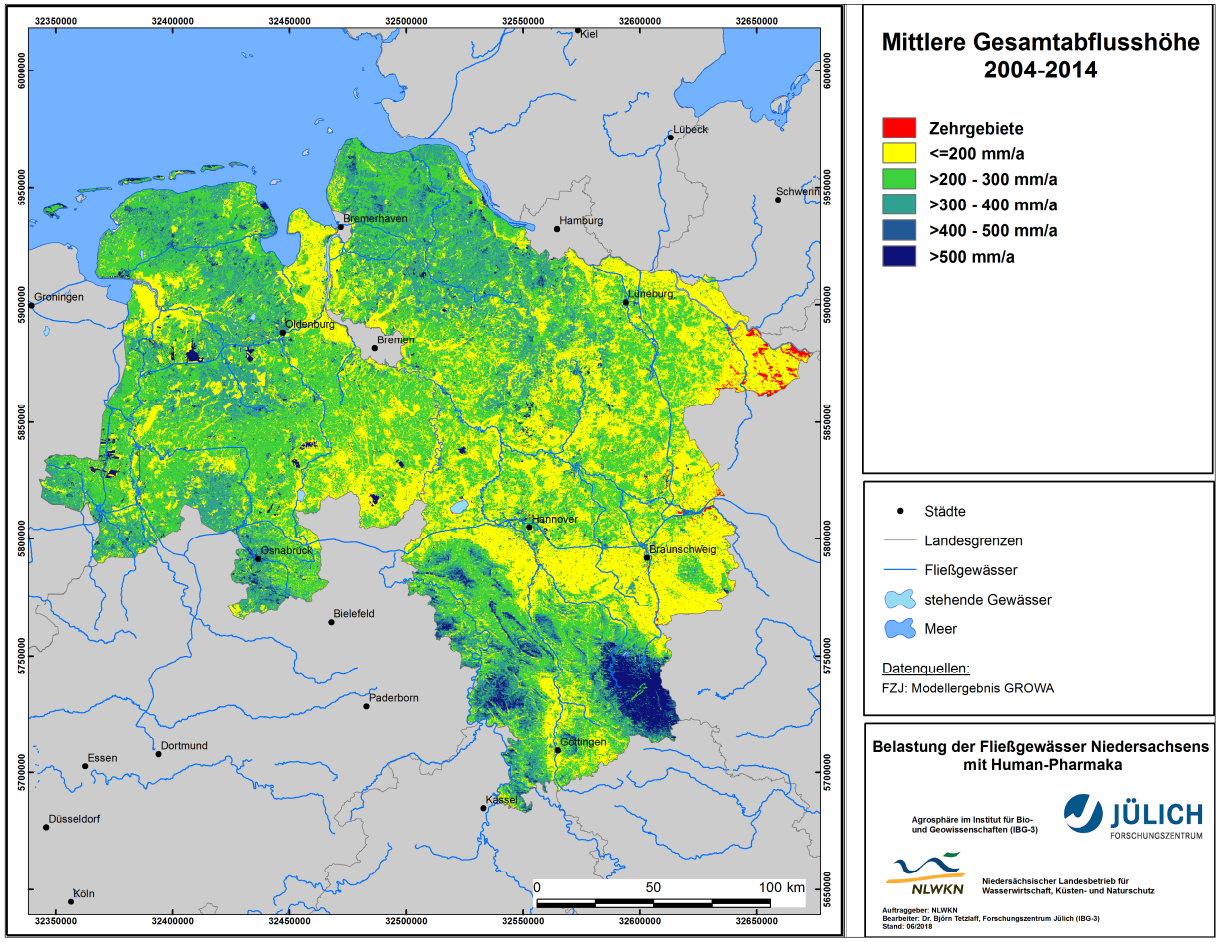


Abbildung 3-18: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2004-2014

Abbildung 3-18 gibt Auskunft über die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Gesamtabflusshöhe im Zeitraum 2004-2014. Der mittlere Gesamtabfluss liegt bei 240 mm/a. Unterdurchschnittliche Gesamtabflüsse (<=200 mm/a) treten verbreitet in Ostniedersachsen, insbesondere im Wendland, auf und gehen hier auf die abnehmende Maritimität und damit im Vergleich zur Küste geringeren Niederschlagshöhen zurück. Außerdem sind sie in der Hildesheimer Börde und bis an die östliche Landesgrenze anzutreffen und resultieren hier

zusätzlich aus der höheren Verdunstung der schluffigen Lössböden in diesem Raum. Überdurchschnittliche Gesamtabflüsse (>300 mm/a) sind typisch für die Höhenlagen des Berg- und Hügellandes sowie den Harz. Sie sind eine Folge des in diesen Gebieten vergleichsweise höheren Jahresniederschlags, der den sensitivsten Faktor für die Gesamtabflusshöhe darstellt.

Im Nassjahr 2008 beträgt die modellierte mittlere Gesamtabflusshöhe ca. 340 mm/a (+42%). Gesamtabflüsse unter 200 mm/a treten nur noch selten auf (Abbildung 3-19). Große Verbreitung haben hingegen Gesamtabflüsse über 400 mm/a in Südniedersachsen, zwischen Nordsee und Lüneburger Heide sowie auf der oldenburgischen Geest. Damit folgt die Verteilung des Gesamtabflusses 2008 stark den Niederschlagshöhen. Im Trockenjahr 2014 liegt der Mittelwert bei nur noch 185 mm/a (-23 % ggü. der Periode 2004-2014). Auffällig ist die Zweiteilung Niedersachsens in einen feuchteren Westen (>200-300 mm/a) und einen trockeneren Osten (<=200 mm/a). Diese Verteilung folgt ebenfalls sehr exakt der Niederschlagsverteilung.

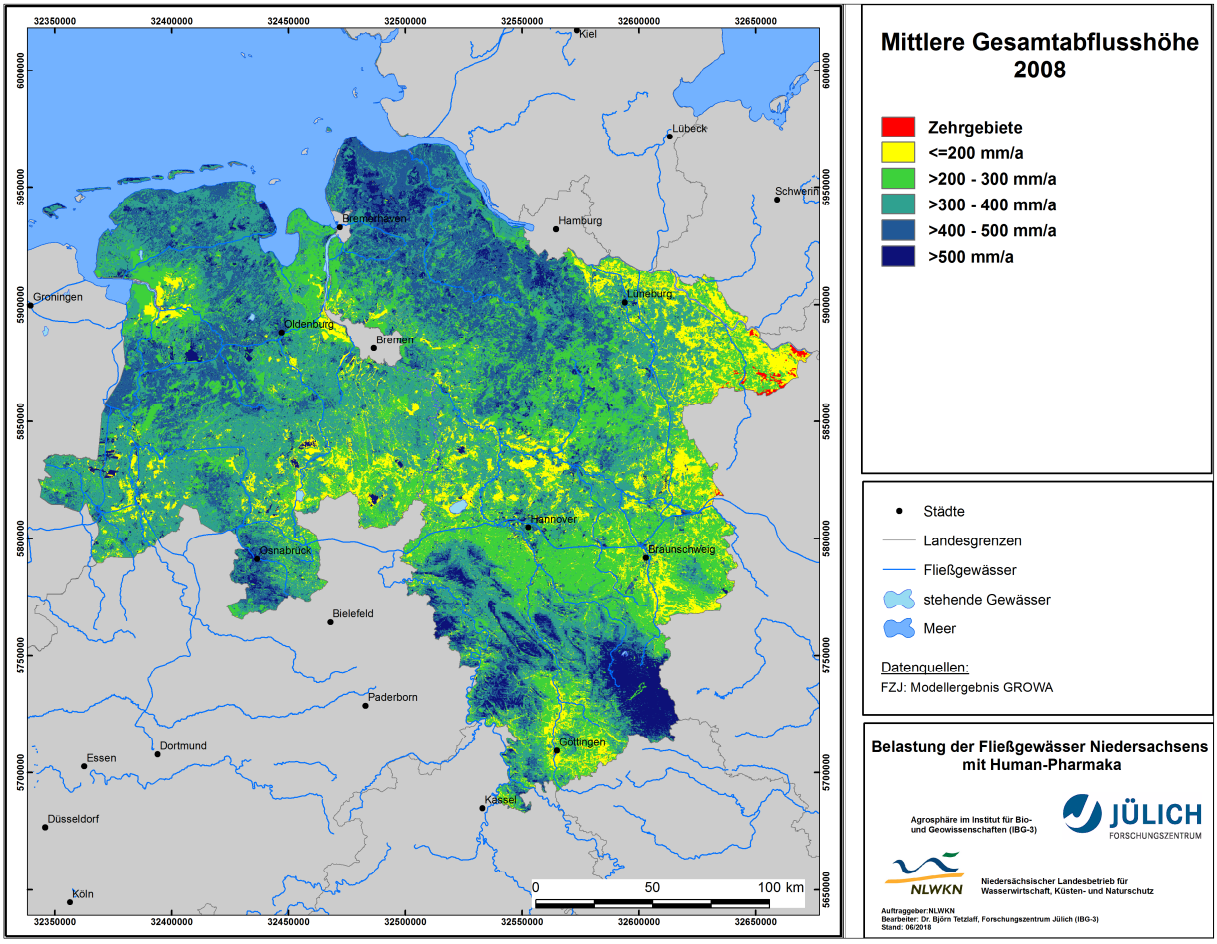


Abbildung 3-19: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2008

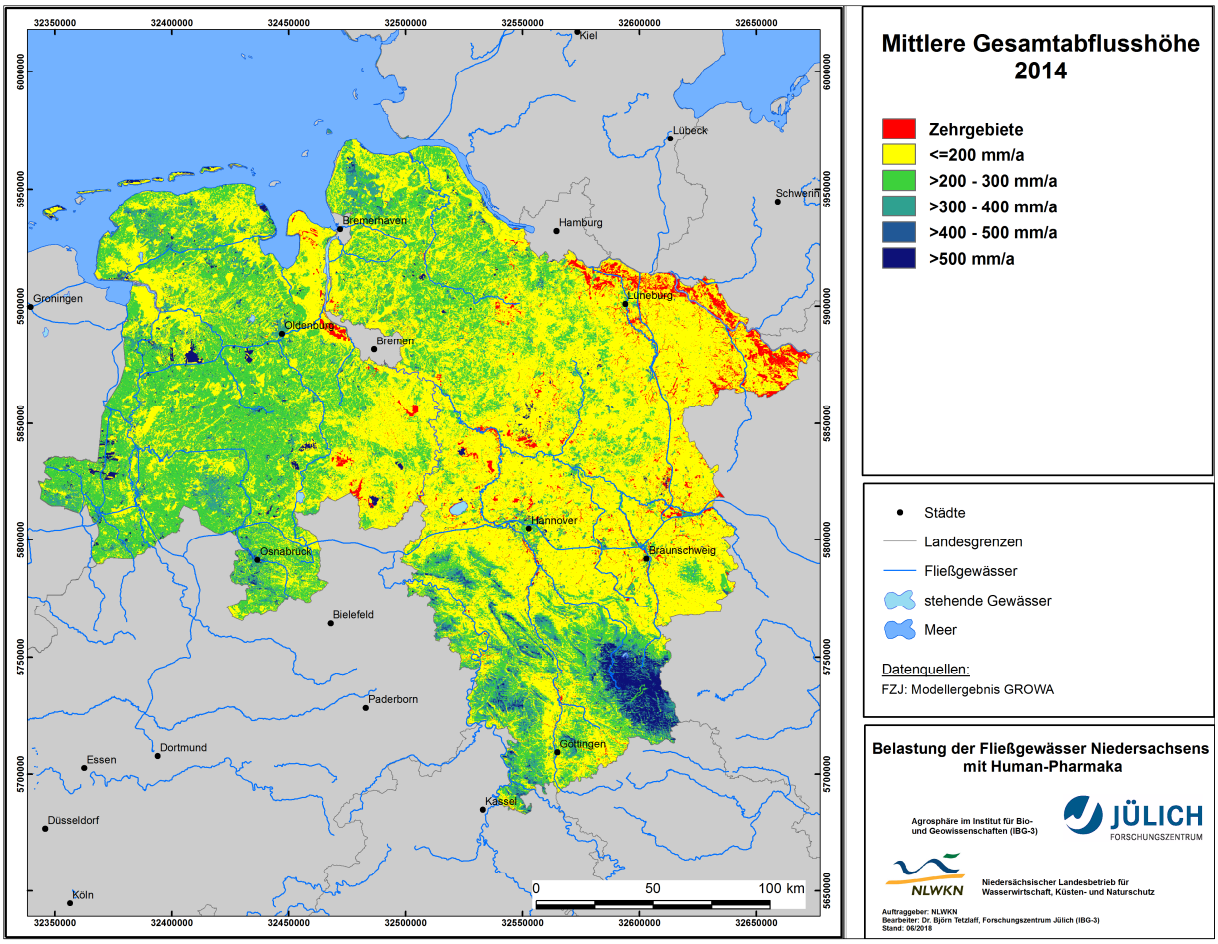


Abbildung 3-20: Karte des modellierten mittleren Gesamtabflusses 2014

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern der berechnete Gesamtabfluss den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen (MQ) entspricht, wurde eine Validierung mit an Pegeln gemessenen Abflüssen durchgeführt. Zunächst wurde eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen wurden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl der Modellierung als auch den Pegelmessungen der gleiche Bezugszeitraum zu Grunde liegt. Aus den täglichen Abflussmittelwerten, die für die Abflusspegel zur Verfügung standen, wurde der mittlere Abfluss MQ zwecks Vergleich mit dem modellierten Gesamtabfluss abgeleitet. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt werden.

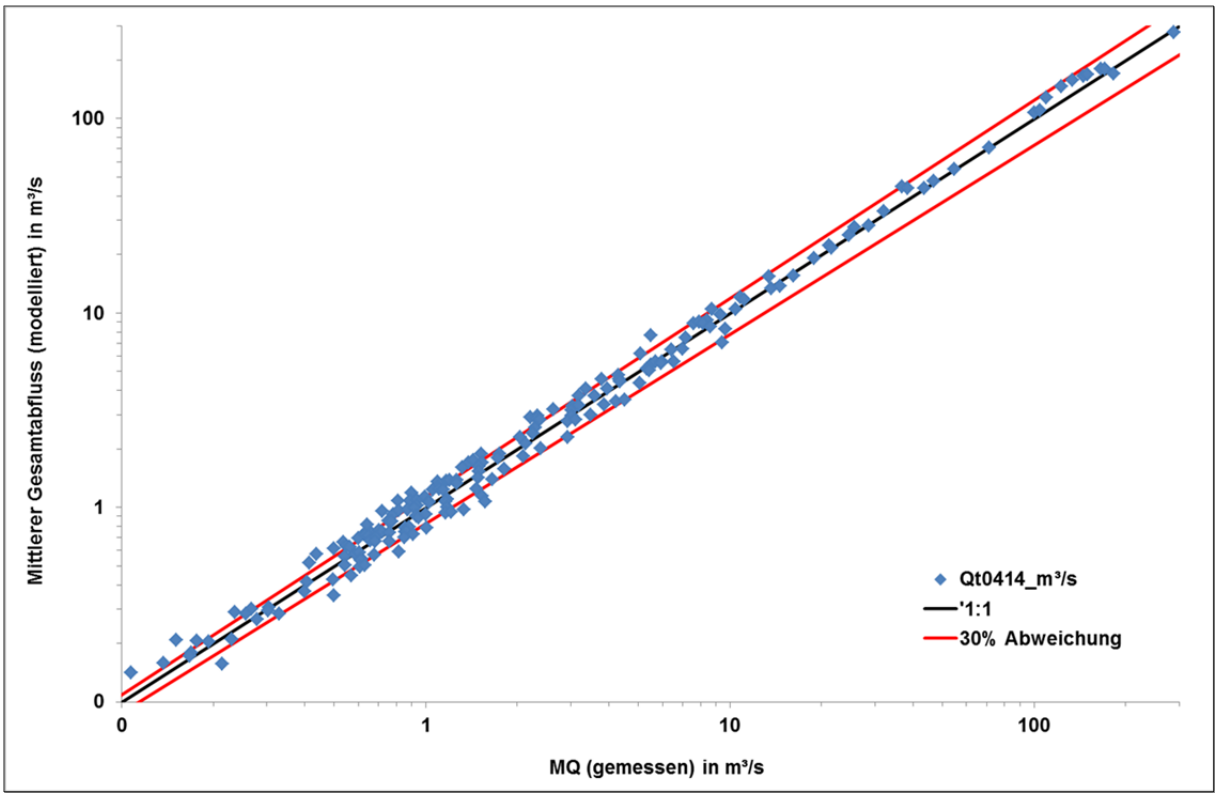


Abbildung 3-21: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (2004-2014)

Die für die einzelnen Perioden 2004-2014, 2008 und 2014 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden mit den Mittelwerten der Tagesabflüsse (MQ) der jeweils gleichen Zeitreihe verglichen. Die Ergebnisse zeigen die Diagramme in Abbildung 3-21 bis Abbildung 3-23. In allen Perioden stehen ca. 190 Pegel zur Validierung zur Verfügung. Die Bestimmtheitsmaße R^2 sind mit über 0,99 für alle drei Perioden sehr hoch. Dessen ungeachtet variiert der mittlere Fehler zwischen 0,2 % (2008) und 9 % (2014), was als gering bezeichnet werden kann. Die Streuung ist in den Diagrammen unterschiedlich hoch, wobei sie 2014 am stärksten ist. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass der empirische Charakter des Modells GROWA bei diesen trockenen Klimaverhältnissen an seine Grenzen stößt. Insgesamt jedoch kann die Übereinstimmung der modellierten mit gemessenen Abflüssen für 2004-2014 und 2008 als gut und für 2014 als befriedigend bezeichnet werden.

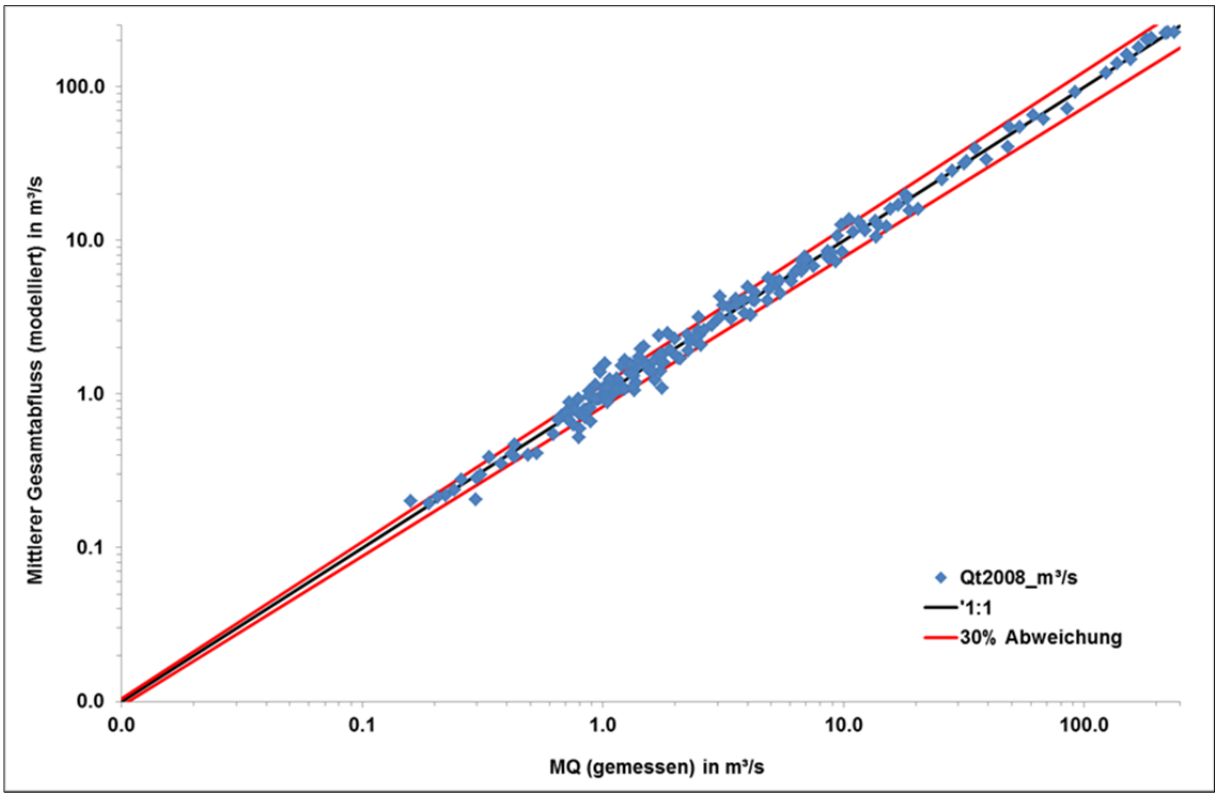


Abbildung 3-22: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen im Nassjahr 2008

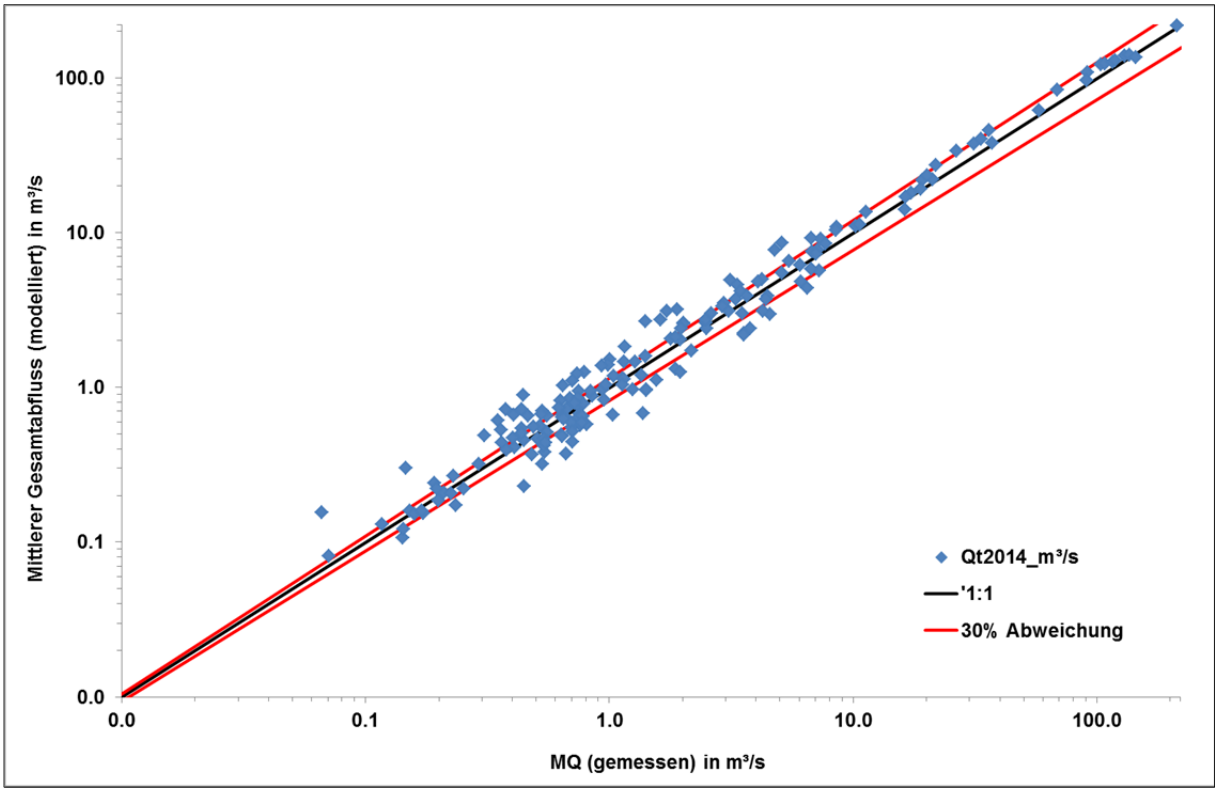


Abbildung 3-23: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen im Trockenjahr 2014

4 Ergebnisse zur Abwasserbelastung in den Fließgewässern Niedersachsens

Die Methodik zur Ermittlung der Abwasserbelastung wurde in Kapitel 2 beschrieben. Im vorliegenden Kapitel 4 werden die Ergebnisse der Abwasserbelastung in den niedersächsischen Fließgewässern dargestellt und auf Plausibilität untersucht. Dabei werden die Ergebnisse zunächst linienhaft für die Oberflächenwasserkörper erläutert (Kap. 4.1) und anschließend folgen Darstellungen für Kläranlagen-Standorte (Kap. 4.2). Danach werden in Kapitel 4.3 Plausibilitätsprüfungen der Ergebnisse mit Auswertungen der Abflussdaten sowie anhand von Konzentrationsbefunden des NLWKN zu ausgewählten Wirkstoffen (Girbig u. Steffen 2013) vorgenommen.

In den folgenden Auswertungen werden Abwasseranteile über 10 % am MQ als „hoch“ bezeichnet und in den Abbildungen entsprechend farblich hervorgehoben, weil davon auszugehen ist, dass derartige Abwasseranteile in Oberflächengewässern wirkstoffunabhängig zu erheblichen Wirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften führen. Diese Einschätzung stützt sich auf Oehlmann (2017), HMULV (2008), LUWG R-P (2010), UBA (2014), Klein (2017), MUNLV NRW (2014).

4.1 Ergebnisse für Oberflächenwasserkörper

Die Ergebnisse der mittleren Abwasserbelastung in den Oberflächenwasserkörpern bzw. für das nach EG-WRRL relevante Fließgewässernetz zeigt Abbildung 4-1 in Verbindung mit Abbildung 4-2 für die Periode 2004-2014. Mit 70 % der gesamten Fließgewässerlänge ist der weitaus größte Teil niedersächsischer Fließgewässer nicht durch Abwasser aus kommunalen Kläranlagen belastet. Die verbleibenden 30 % weisen eine Abwasserbelastung von sehr unterschiedlichem Ausmaß auf. So sind 13 % sehr gering bzw. gering belastet (<= 4% Abwasseranteil am MQ). Diese Abwasserbelastungen dominieren zwischen Nordsee, Elbe und Aller. Mittlere Belastungen mit einem Abwasseranteil >4 – 10 % dominieren auf langen Fließstrecken die Weser, Leine, Aller sowie die mittlere Ems. Hohe Abwasserbelastungen (>10 %) treten auf langer Fließstrecke an der oberen Ems zwischen Rheine und Meppen auf, bis die Verdünnung aufgrund des Zusammenflusses mit der Hase die Abwasserbelastung verringert. Hauptursache der hohen Abwasserbelastung der Ems in Niedersachsen ist die Vorbelastung aus dem dichter besiedelten Oberlauf in Nordrhein-Westfalen. Darüber hinaus werden hohe Abwasserbelastungen für die Hase unterhalb von Osnabrück sowie einige linke Nebenflüsse der Aller im Raum Hannover-Braunschweig modelliert. Hier sind insbesondere Wietze, Burgdorfer Aue, Fuhse und das obere Oker-Einzugsgebiet abschnittsweise hoch belastet. Kleinräumig finden sich kurze Gewässerabschnitte mit hoher Belastung jedoch auch in anderen Landesteilen, u.a. an der Leine unterhalb Göttingen, der oberen Soeste, Düte und am Ems-Jade-Kanal. Niedersachsenweit treten diese Belastungen an ca. 3 % der gesamten Fließgewässerlänge auf.

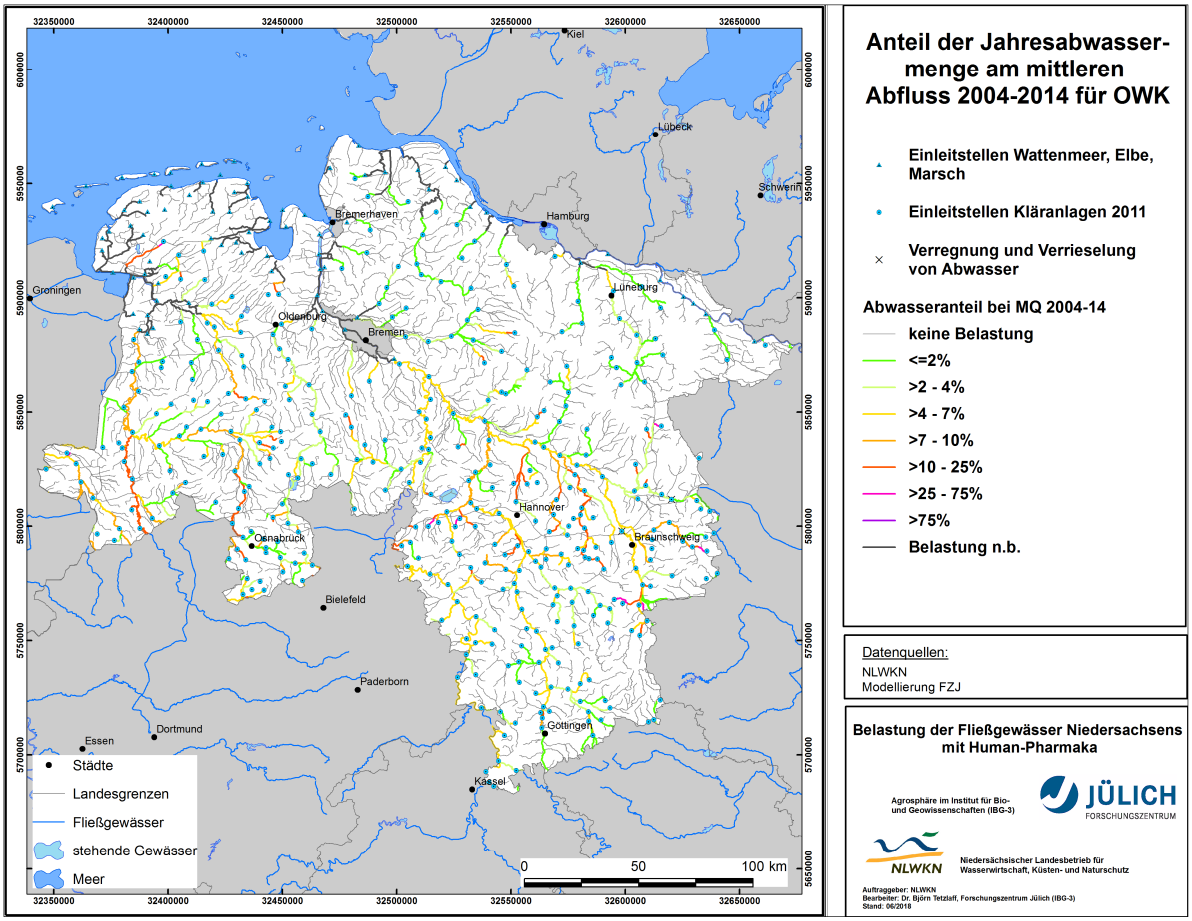


Abbildung 4-1: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B)

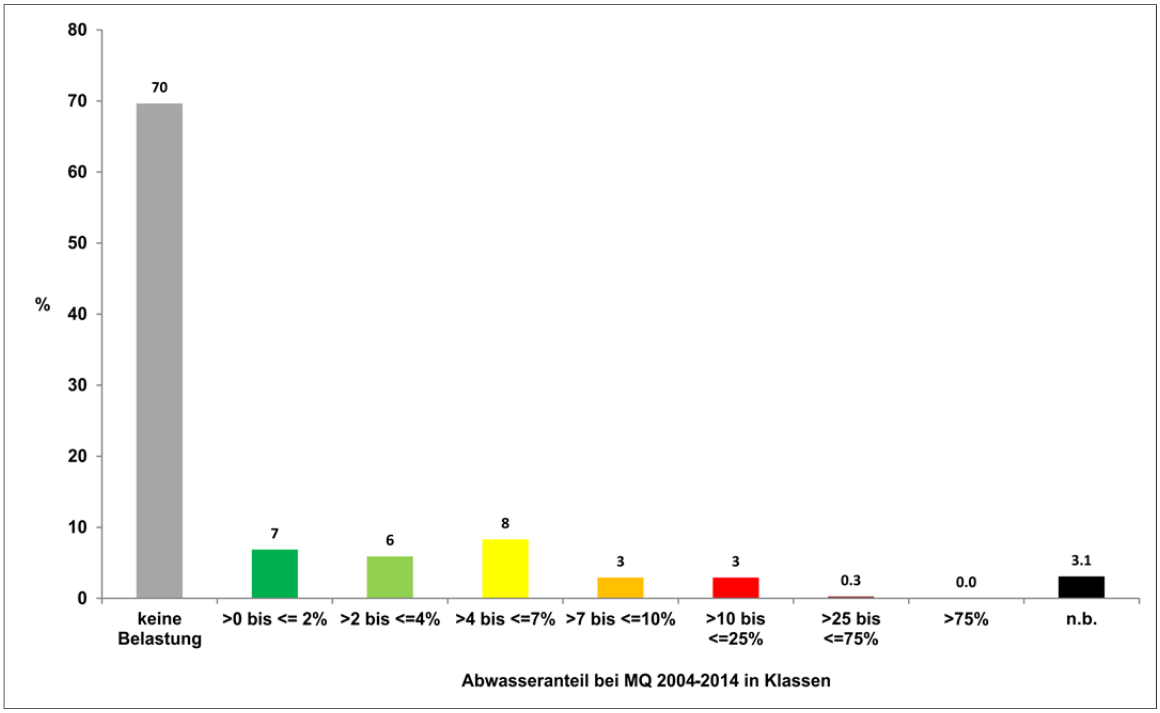


Abbildung 4-2: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen der Periode 2004 – 2014, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper

Sehr hohe (>25 – 75 %) und extrem hohe (>75 %) Abwasserbelastungen sind im Kartenbild kaum zu sehen. Dies ist einerseits eine Folge des kleinen Maßstabs von Abbildung 4-1. Andererseits machen diese Belastungen lediglich 0,3 bzw. 0,02 % der Fließgewässerlänge des WRRL-relevanten Gewässernetzes aus und sind auf kurze Flussabschnitte beschränkt, in denen Kläranlagenabläufe auf leistungsschwache Gewässer treffen. Siehe dazu auch Tabelle A-1 und Tabelle A-2 im Anhang, die die Abwasserbelastungen nach Einleitstellen und die dazugehörigen Einleitgewässer angeben. Die räumliche Verteilung der Abwasserbelastung korreliert mit der Bevölkerungsdichte und mit der Verteilung der Kläranlagen (Abbildung 3-4, Abbildung 3-3), ist jedoch nicht ausschließlich durch diese Faktoren bestimmt, da die Abwasserbelastung auch durch die Wasserführung der Fließgewässer (MQ) beeinflusst wird.

Im Unterschied zu den Ergebnissen der ersten Projektphase (Tetzlaff 2016) wird der Tideeinfluss bei der Darstellung der Abwasserbelastung genauso wie die Einleitstellen, die direkt ins Wattenmeer entwässern, explizit dargestellt. Die tidebeeinflussten Gebiete werden durch einen Datensatz des NLWKN näherungsweise abgebildet. Da im Tideeinflussbereich keine Abflüsse gemessen werden, kann das Ergebnis des Wasserhaushaltsmodells hier nicht validiert werden. Die tidebeeinflussten Gewässerabschnitte besitzen einen Anteil von etwa 3 % an der Gesamtlänge (Abbildung 4-2). Die von Einleitungen in Tidegebieten ausgehenden Abwasserbelastungen werden hier nicht betrachtet und sind in den Abbildungen mit „n.b.“ bezeichnet.

Weitere Unterschiede zu den Ergebnissen der ersten Projektphase resultieren aus der Überarbeitung der Standortinformationen in den Kläranlagendaten des NLWKN einschließlich der Berücksichtigung der Abwasserverregnung (Kap. 3.2) sowie aus der Einbeziehung der hydrologischen Oberlieger Niedersachsens in die Belastungsanalyse. Durch den NRW-Abwasseranteil der Ems in Höhe von ca. 13 % weist die Ems unterhalb Rheine eine durchgehend höhere Belastung auf als in Tetzlaff (2016) dargestellt. Diese Belastung wird für die gesamte Fließstrecke bis Meppen ermittelt. Durch die Verdünnung mit Abfluss der einmündenden Hase sinkt die Abwasserbelastung auf 4-7 %, verbleibt jedoch auf diesem Niveau bis Herbrum. Wie bereits in Kapitel 3.2.2 dargelegt, stammt das im Ems-Einzugsgebiet bis Herbrum eingeleitete kommunale Abwasser zu über 70 % aus Nordrhein-Westfalen. Sollten Maßnahmen zur Verminderung der Abwasserlast der Ems erforderlich sein, wird dies nur in Kooperation mit NRW gelingen. Ähnliches gilt für das Vechte-Einzugsgebiet.

Im Gegensatz dazu führt die Einbeziehung der Weser-Oberlieger aufgrund des großen Verdünnungspotenzials der Weser nicht zu einem Klassensprung bei der Abwasserbelastung. Geringere Abwasseranteile, als in Tetzlaff (2016) ausgewiesen, werden als Folge der hydrologischen Einbeziehung Thüringens z.B. für die Leine im Raum Göttingen und die Suhle modelliert. Teile des Okerlaufs sowie der Aller unterhalb von Wolfsburg weisen geringere Belastungen auf, da große Abwassermengen aufgrund der Verregnung nicht mehr direkt in die Oberflächengewässer gelangen.

Die Ermittlung der Abwasserbelastung wurde zusätzlich für zwei Extremjahre der Periode 2004-2014 durchgeführt, wobei 2008 als Nassjahr und 2014 als Trockenjahr ausgewählt wurden (Kap. 3.1). Die Ergebnisse zeigen Abbildung 4-3 und Abbildung 4-5.

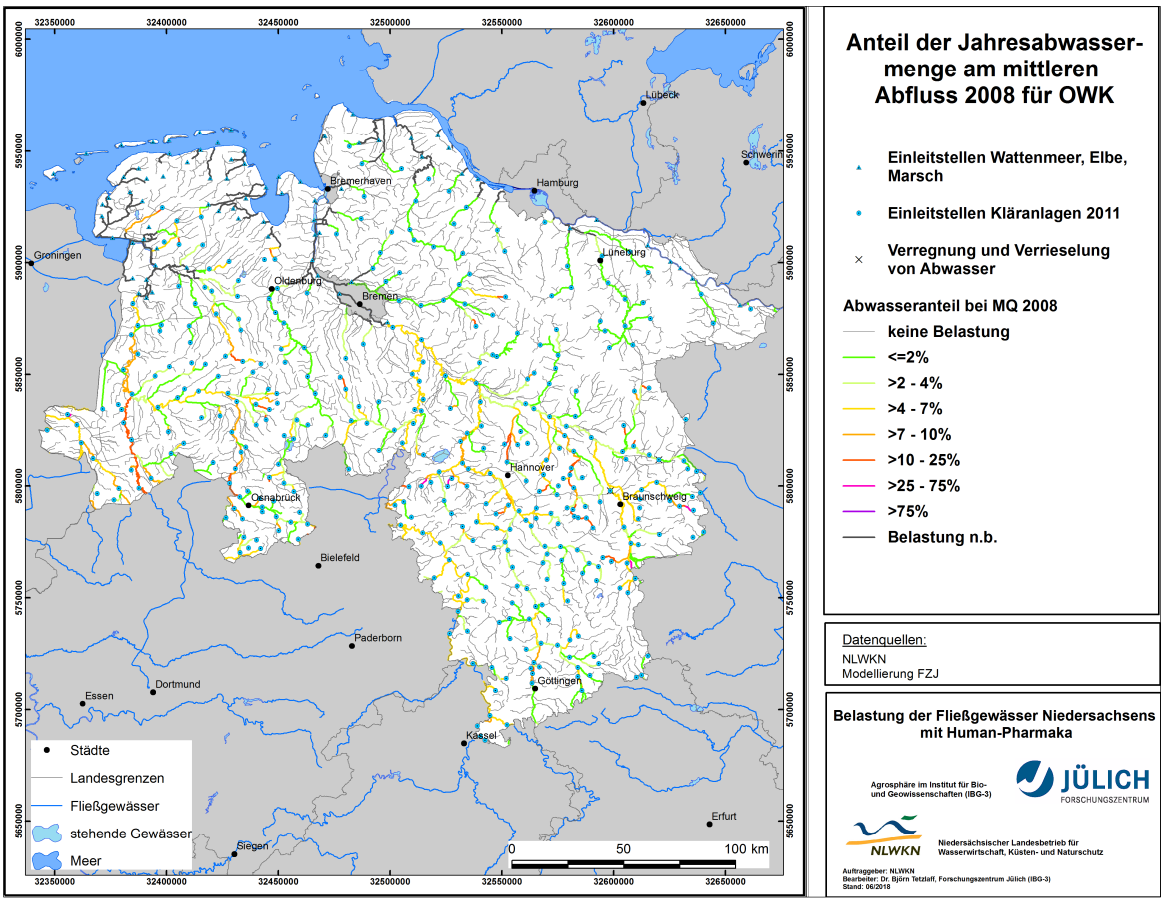


Abbildung 4-3: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B)

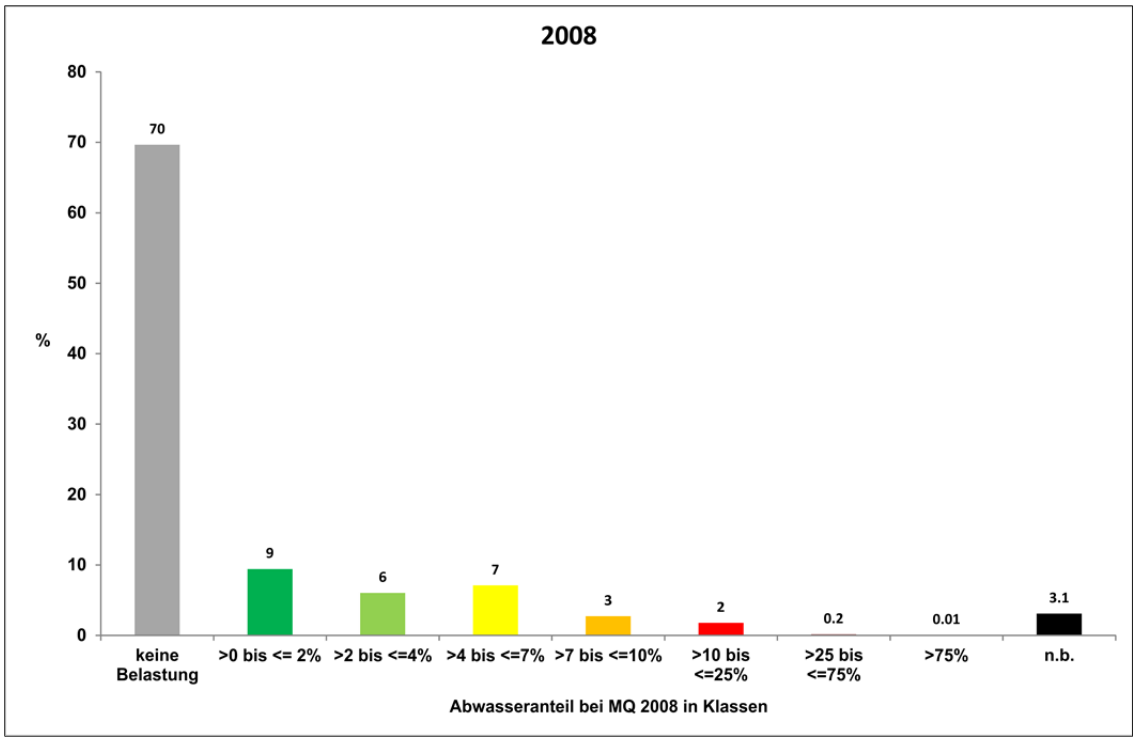


Abbildung 4-4: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Nassjahres 2008, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper

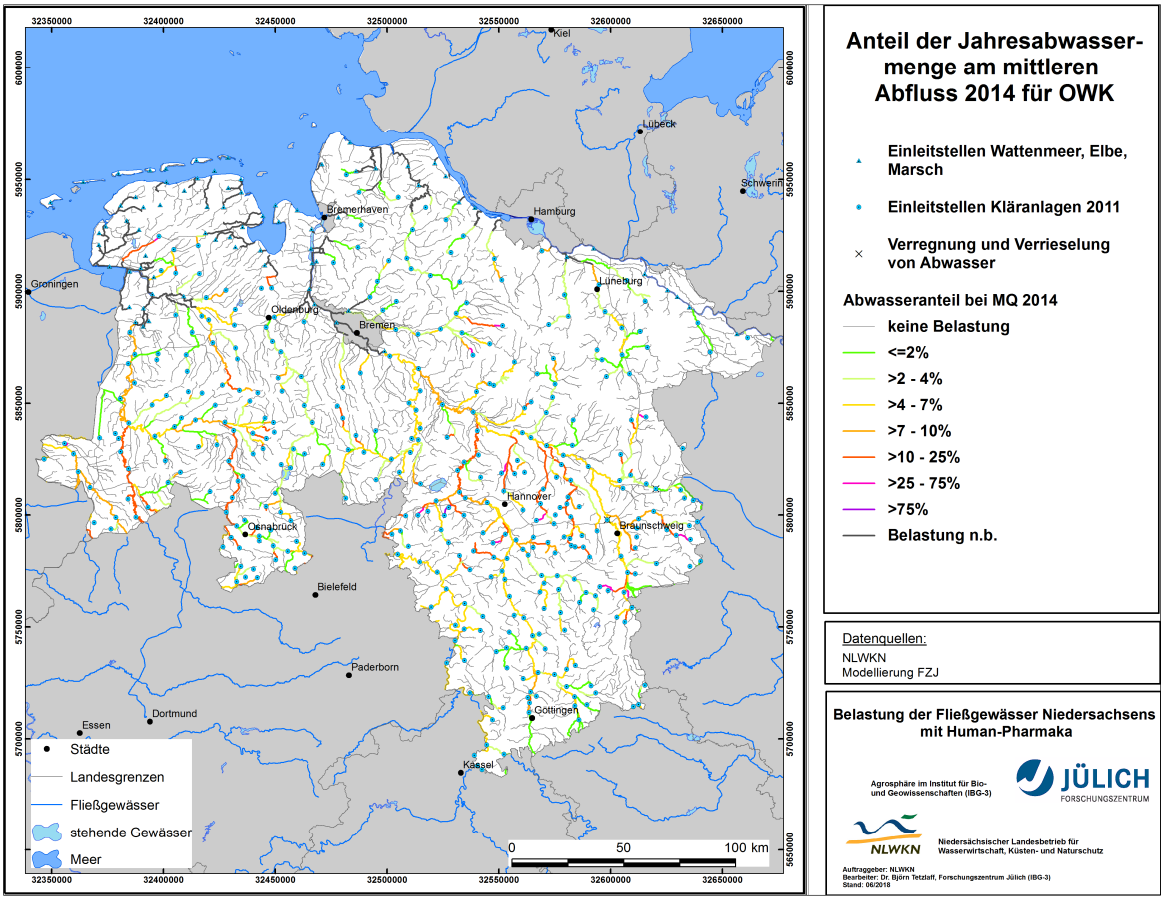


Abbildung 4-5: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Trockenjahres 2014 in den Oberflächenwasserkörpern (vergrößerte Version in Anhang B)

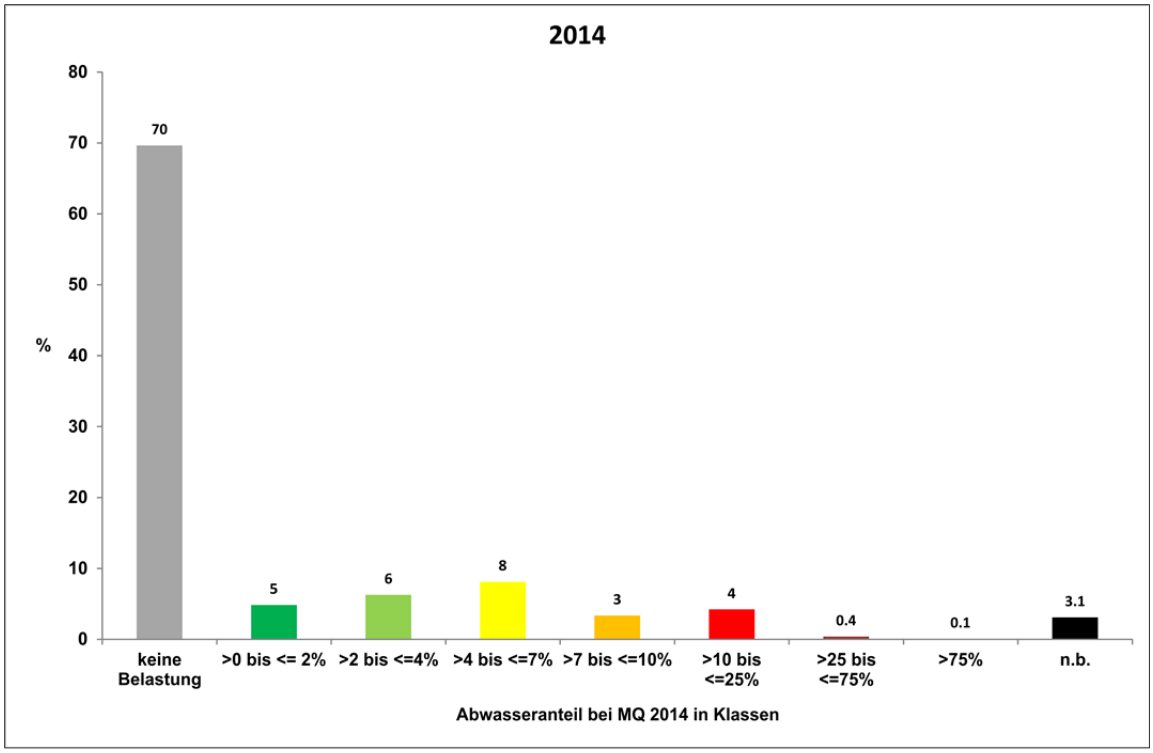


Abbildung 4-6: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Trockenjahrs 2014, bezogen auf die Flusslängen der Oberflächenwasserkörper

Im Nassjahr 2008 steht mehr Abfluss für die Verdünnung der Kläranlagenabwässer zur Verfügung, sodass die Belastungen insgesamt geringer ausfallen (Abbildung 4-3). Die Häufigkeitsverteilung in Abbildung 4-4 zeigt dementsprechend eine Verschiebung in Richtung der niedrigeren Belastungsklassen im Vergleich zu Abbildung 4-2. Der Gesamtanteil der oberen drei Belastungsklassen (>10 - >75 %) sinkt von 3,3 % auf 2,2 %. Abbildung 4-3 zeigt sehr deutlich, dass die o.g. Belastungsschwerpunkte an der oberen Ems sowie in den Räumen Osnabrück und Hannover-Braunschweig auch in einem Nassjahr deutlich hervortreten. Gleiches gilt auch für kleinräumigere Belastungen, u.a. bei Göttingen und an der oberen Soeste.

Die Belastungssituation im Trockenjahr 2014 zeigt Abbildung 4-5 in Verbindung mit Abbildung 4-6. Die Häufigkeitsverteilung zeigt eine Verschiebung in Richtung der höheren Belastungsklassen im Vergleich zu Abbildung 4-2. Der Gesamtanteil der oberen drei Belastungsklassen (>10 - >75 %) steigt von 3,3 % auf 4,5 %. Im Kartenbild macht sich die Zunahme der Belastung v.a. in durchgehend hohen Abwasseranteilen (>10 – 25 %) in den bereits genannten Hauptbelastungsräumen sowie an der unteren Leine bemerkbar. Außerdem sind gegenüber der mittleren Periode 2004 - 2014 Klassensprünge in die Kategorie „erhöht“ (>7 – 10 %) z.B. für die untere Aller, die untere Ilmenau sowie die Vechte festzustellen.

Zwecks leichterer Identifizierung der belasteten Fließgewässer werden die drei Ergebniskarten noch einmal im Anhang B in stark vergrößerter Form gezeigt. Zusätzlich werden die Hauptbelastungsregionen obere Ems, mittlere Hase sowie der Großraum Hannover-Braunschweig in den folgenden vier Abbildungen detaillierter dargestellt (Abbildung 4-7 bis Abbildung 4-10). Die maßstabsbedingt größere Differenzierung gibt einen besseren Eindruck von den räumlich wechselnden Belastungen der Fließgewässer im Zeitraum 2004 - 2014. So treten die Verdünnungseffekte durch einmündende Nebengewässer, aber auch die sehr hoch belasteten Gewässerabschnitte eindeutiger hervor als in Abbildung 4-1. Man erkennt auch, dass es sich bei den sehr hoch und extrem hoch belasteten Gewässern (>25 % Abwasseranteil) um kurze Abschnitte von i.d.R. wenigen 100 Metern bis wenigen Kilometern handelt.

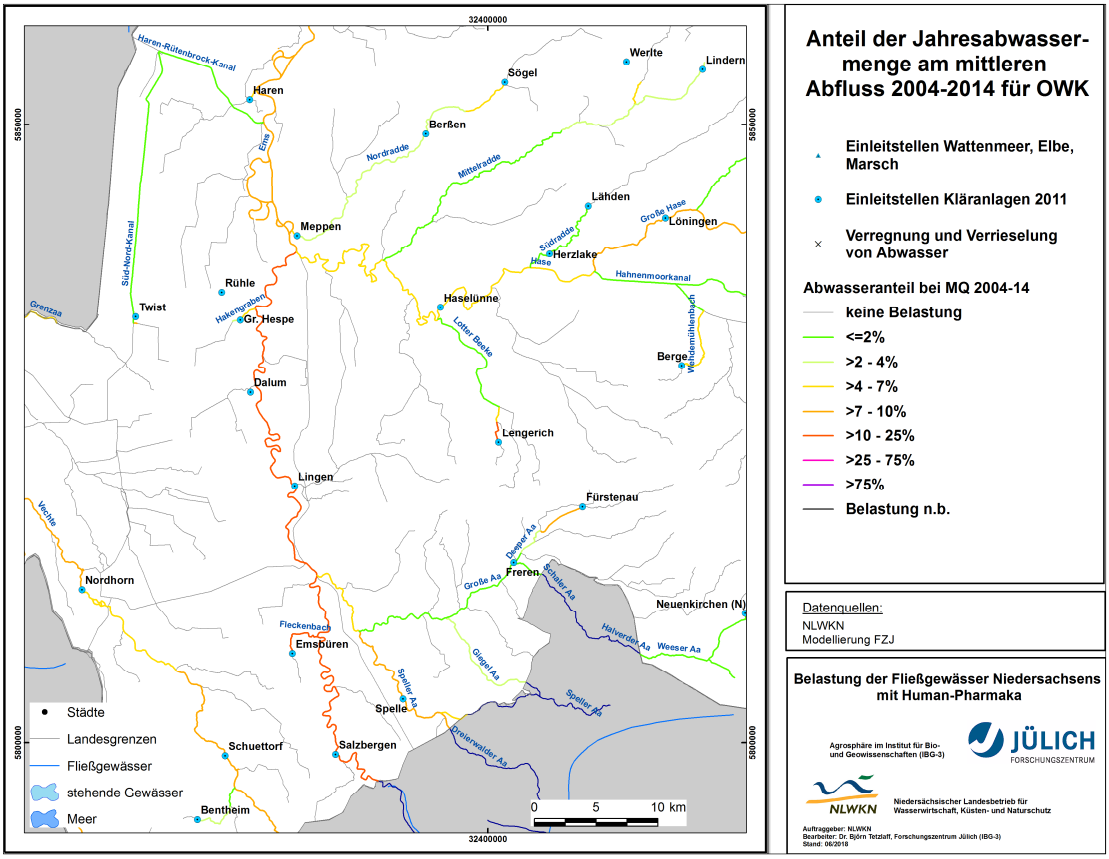


Abbildung 4-7: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion obere Ems

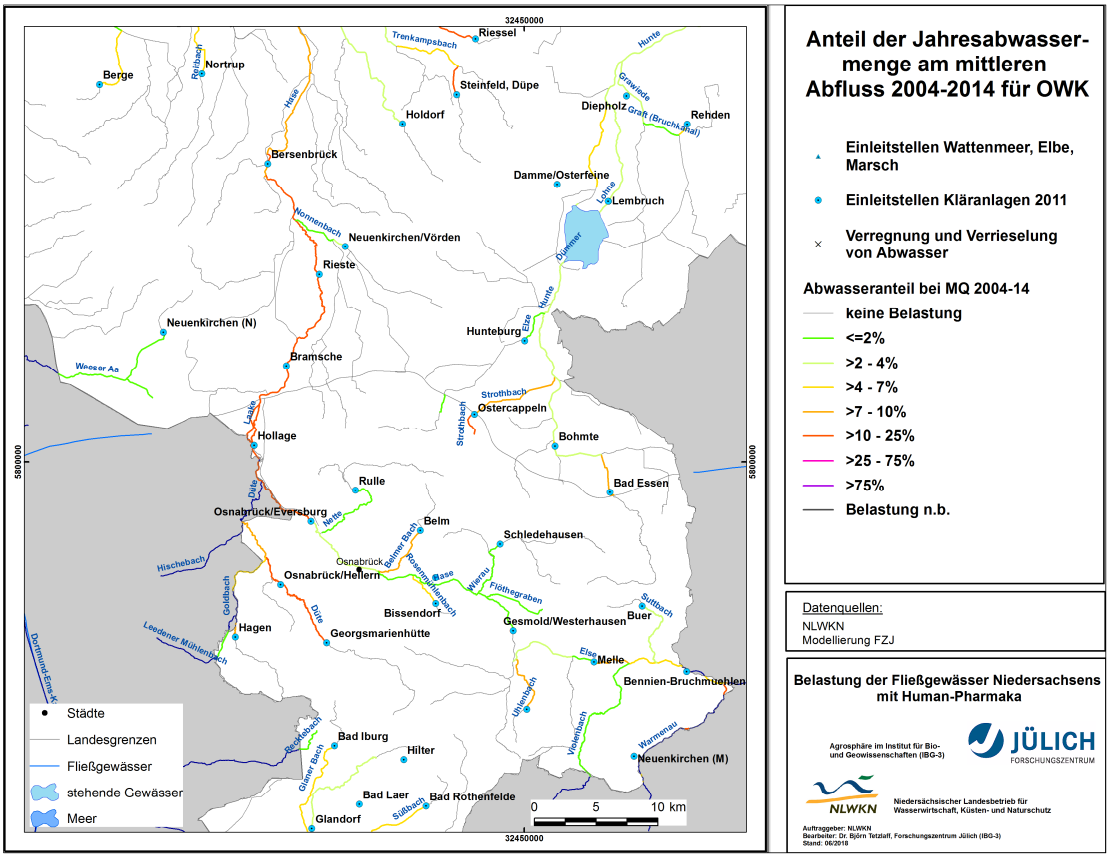


Abbildung 4-8: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion mittlere Hase

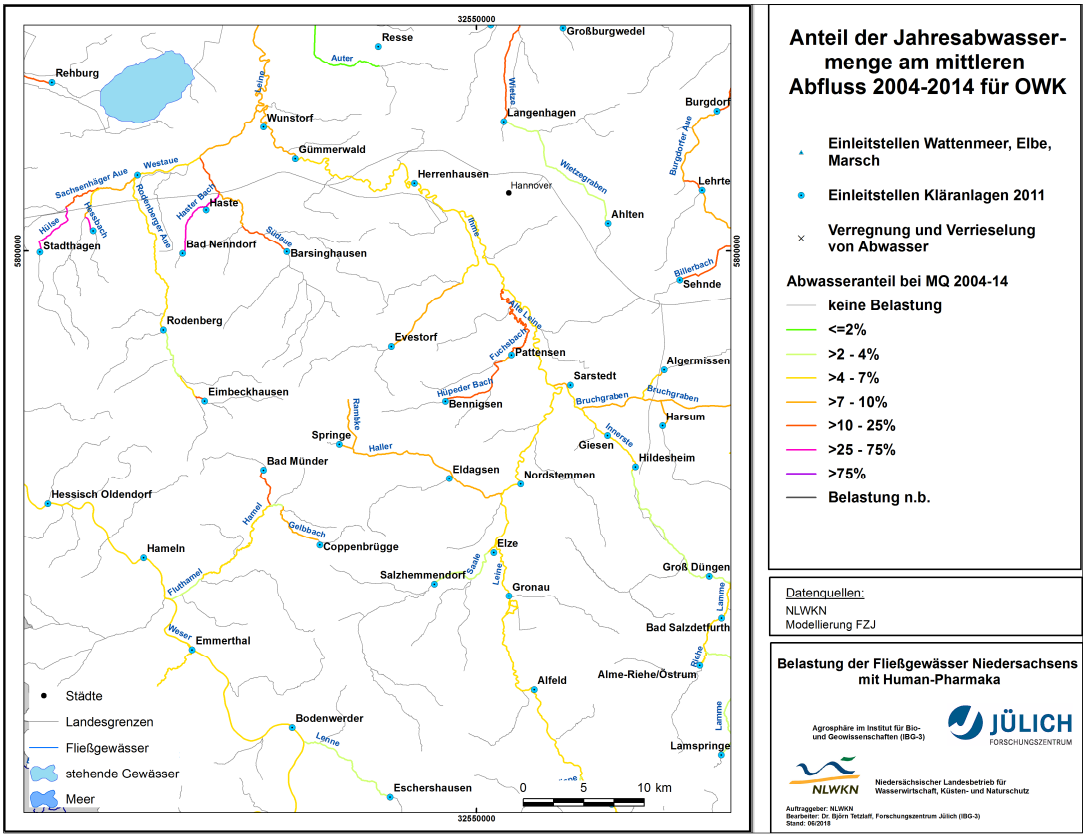


Abbildung 4-9: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion Hannover-Braunschweig - Westteil

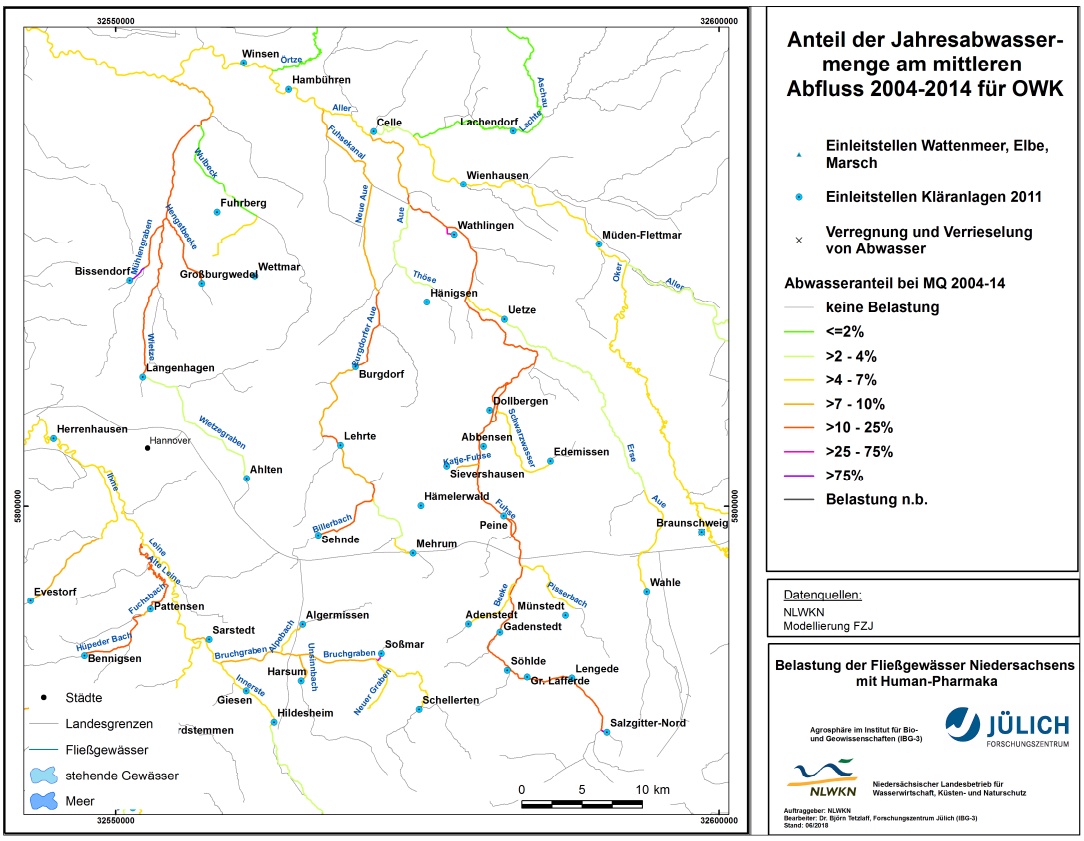


Abbildung 4-10: Ausschnittsvergrößerung der Belastungsregion Hannover-Braunschweig - Ostteil

4.2 Ergebnisse für Kläranlagen-Einleitstellen

In diesem Kapitel werden die bereits vorgestellten Ergebnisse zur Abwasserbelastung der Oberflächenwasserkörper (Kapitel 4.1) auf die Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen bezogen. Dies ermöglicht eine räumlich gezieltere Belastungsanalyse nach Verursachern sowie deren Priorisierung. Die Ergebnisse in Kapitel 4.2 erweitern die räumliche Darstellung aus Kapitel 4.1 insbesondere dort, wo Kläranlagen in Gräben und kleine Fließgewässer einleiten, die nicht Bestandteil des WRRL-relevanten Gewässernetzes sind.

Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-16 stellen die Ergebnisse für Einleitstellen dar. Die Legendeneinteilung ist dieselbe wie bei den Ergebnissen auf Basis der Oberflächenwasserkörper (Kap. 4.1), um eine direkte Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Zwecks leichterer Identifizierung der Einleitstellen werden die drei Ergebniskarten noch einmal im Anhang B in stark vergrößerter Form gezeigt. Im Unterschied zur Ergebnisdarstellung in der ersten Projektphase (Tetzlaff 2016) werden die Gebiete mit Tideeinfluss sowie Einleitungen ins Wattenmeer farblich hervorgehoben. Die von diesen Einleitungen ausgehenden Abwasserbelastungen werden hier nicht weiter betrachtet und sind in den Abbildungen mit „n.b.“ bezeichnet. Effekte der Abwasserverregnung und –verrieselung werden berücksichtigt (Kapitel 3.2).

Großräumig ergeben sich Schwerpunkträume hoher Abwasserbelastungen, die vergleichbar mit den Darstellungen in Kapitel 4.1 sind. So sind wieder die obere Ems, das Hase-Einzugsgebiet unterhalb Osnabrück sowie die Region Hannover-Braunschweig, d.h. der Raum zwischen Aller, Braunschweig und Steinhuder Meer von hohen Abwasseranteilen >10% am MQ betroffen. Dies gilt für alle betrachteten Zeitschritte 2004-2014, 2008 und 2014. Im Unterschied zu den in Kapitel 4.1 gezeigten Abwasserbelastungen für Oberflächenwasserkörper kommen in den Karten die kleinräumig erhöhten Abwasserbelastungen deutlicher zum Ausdruck, z.B. südlich des Steinhuder Meeres, östlich und südlich von Braunschweig sowie in der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest. Diese Unterschiede sind teilweise maßstabsbedingt, d.h., man müsste das Kartenbild in Abbildung 4-1 stärker vergrößern, um vergleichbare Ansichten zu erhalten, oder die Kläranlage leitet in ein Gewässer ein, das nicht zum WRRL-relevanten Gewässernetz zählt und deshalb in den in Kapitel 4.1 gezeigten Karten nicht erfasst wird. Dabei handelt es sich um kurze Gewässerstrecken, deren Länge i.d.R. mehrere hundert Meter nicht überschreitet. Da sich im kleinen Einzugsgebiet der kurzen Gräben bis zur Einleitung des Abwassers noch keine hohen Abflüsse aufkonzentriert haben, sind die Abwasseranteile in vielen Gräben überdurchschnittlich hoch.

Die in Abbildung 4-11 bis Abbildung 4-16 dargestellten Abwasserbelastungen werden im Anhang dieses Berichts in Tabelle A-1 für jede Einleitstelle detailliert aufgelistet, die außerhalb des Tideeinflussbereichs und nicht am Hauptlauf der Elbe liegt. Dies betrifft 77 von 452 Einleitstellen in Niedersachsen. Tabelle A-2 listet alle Kläranlagen alphabetisch auf, um die Suche zu erleichtern. Anhand der Rangnummern in beiden Tabellen können die Informationen vom Leser leicht verknüpft werden.

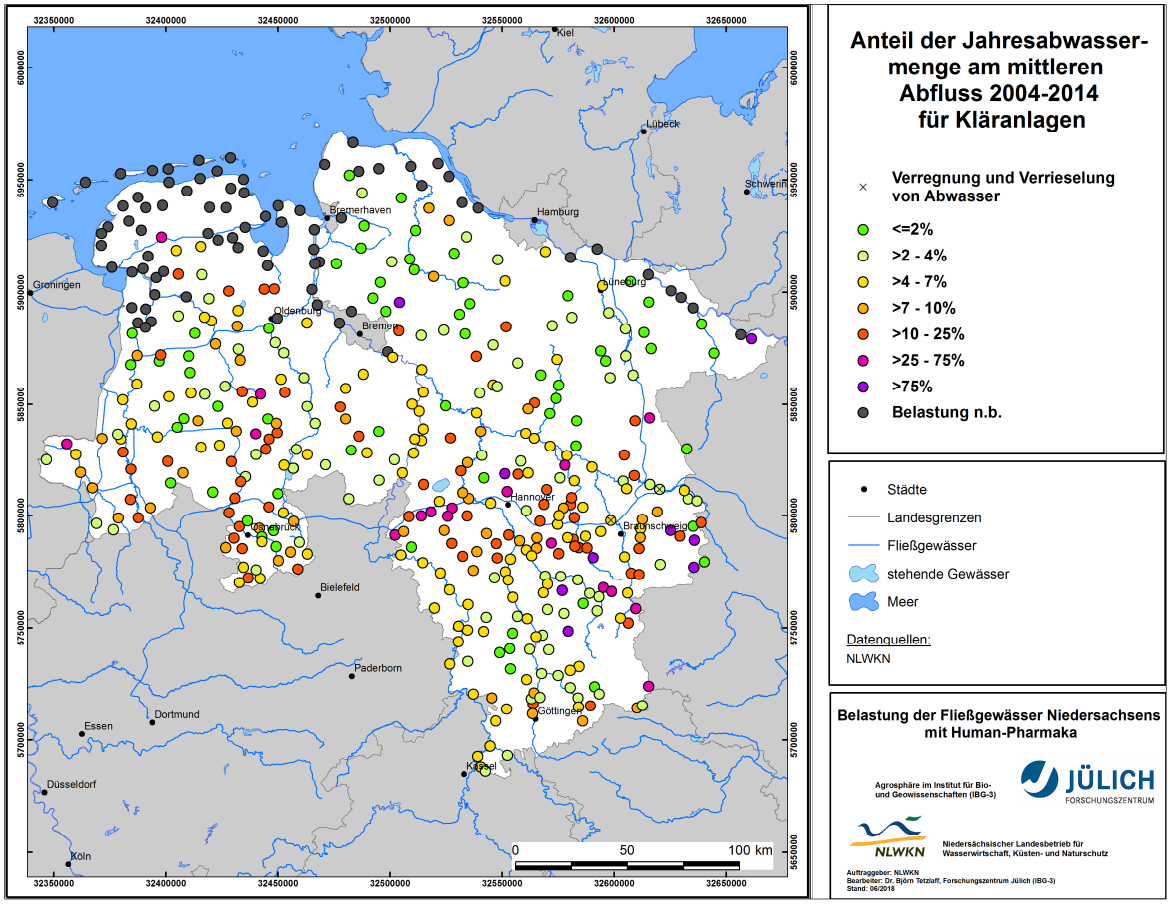


Abbildung 4-11: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B)

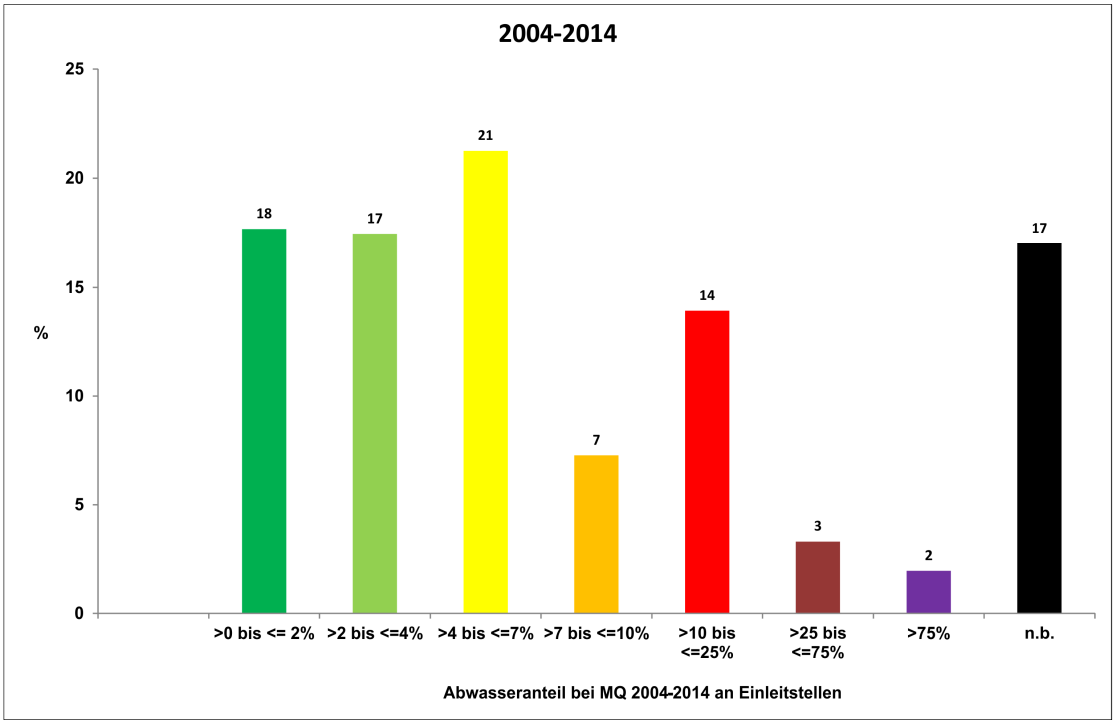


Abbildung 4-12: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen der Periode 2004 – 2014, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen

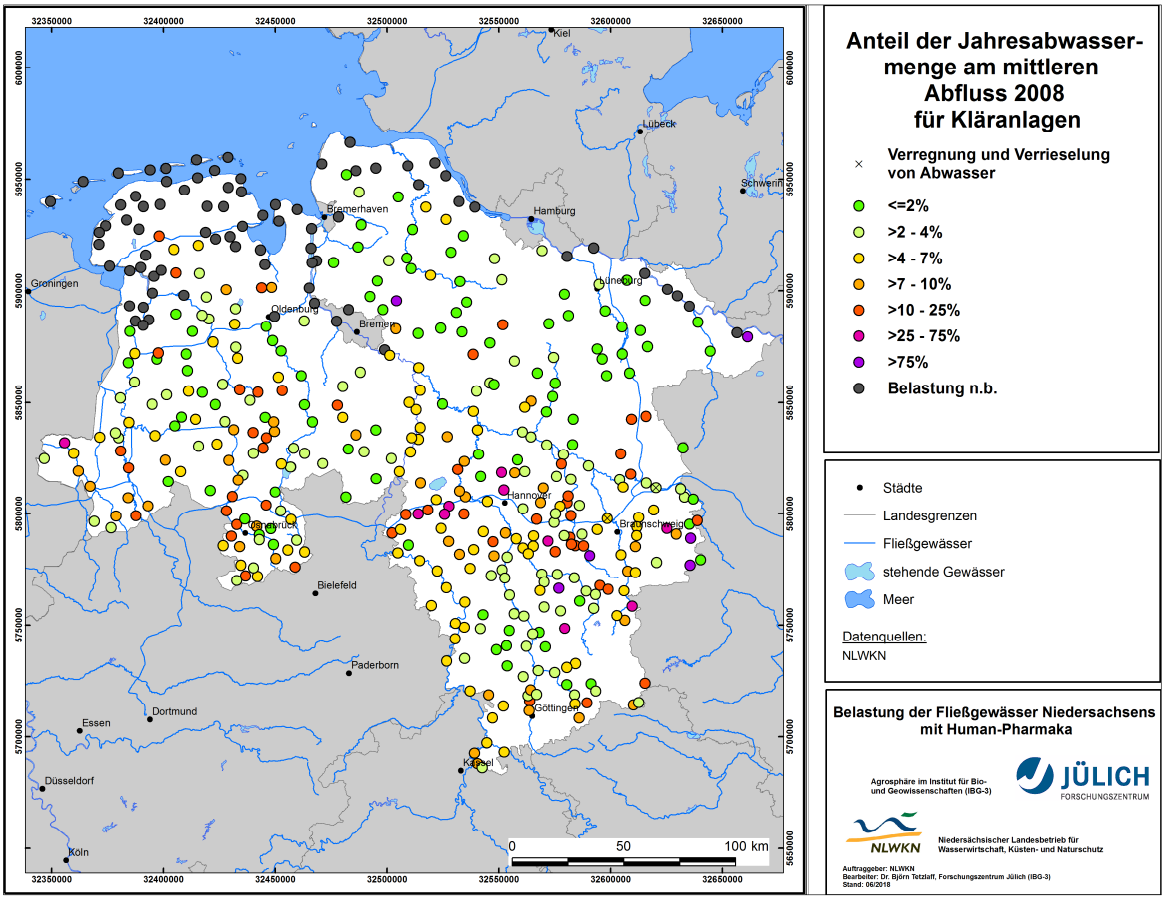


Abbildung 4-13: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B)

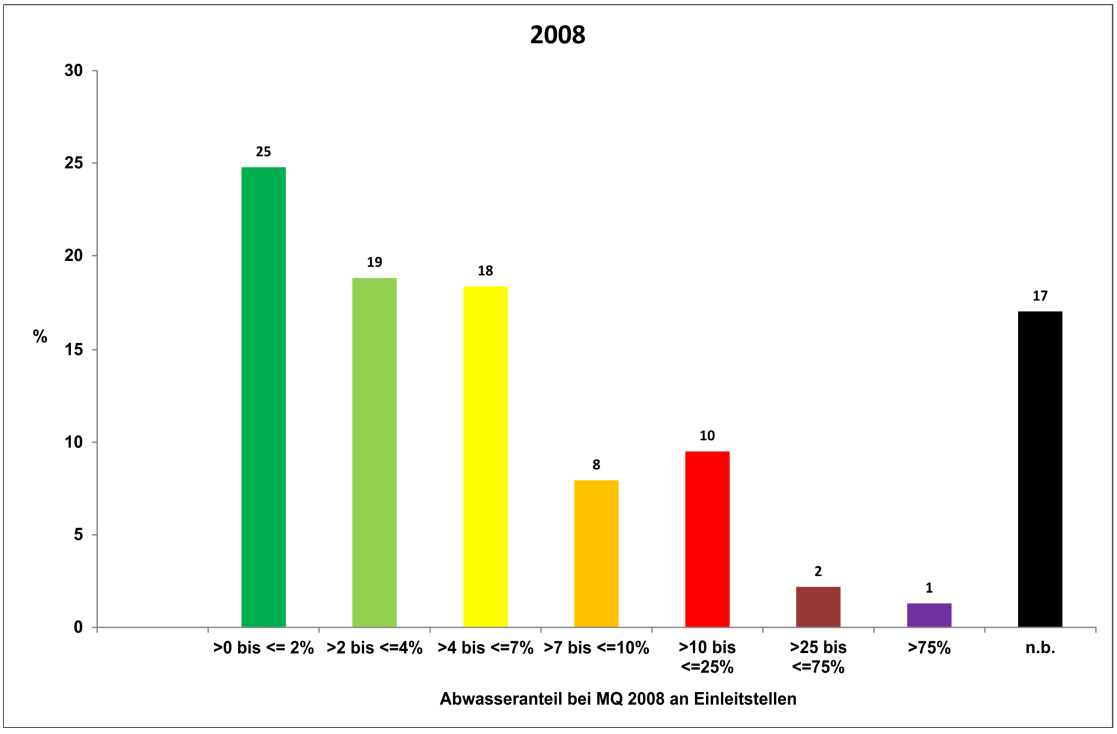


Abbildung 4-14: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Nassjahrs 2008, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen

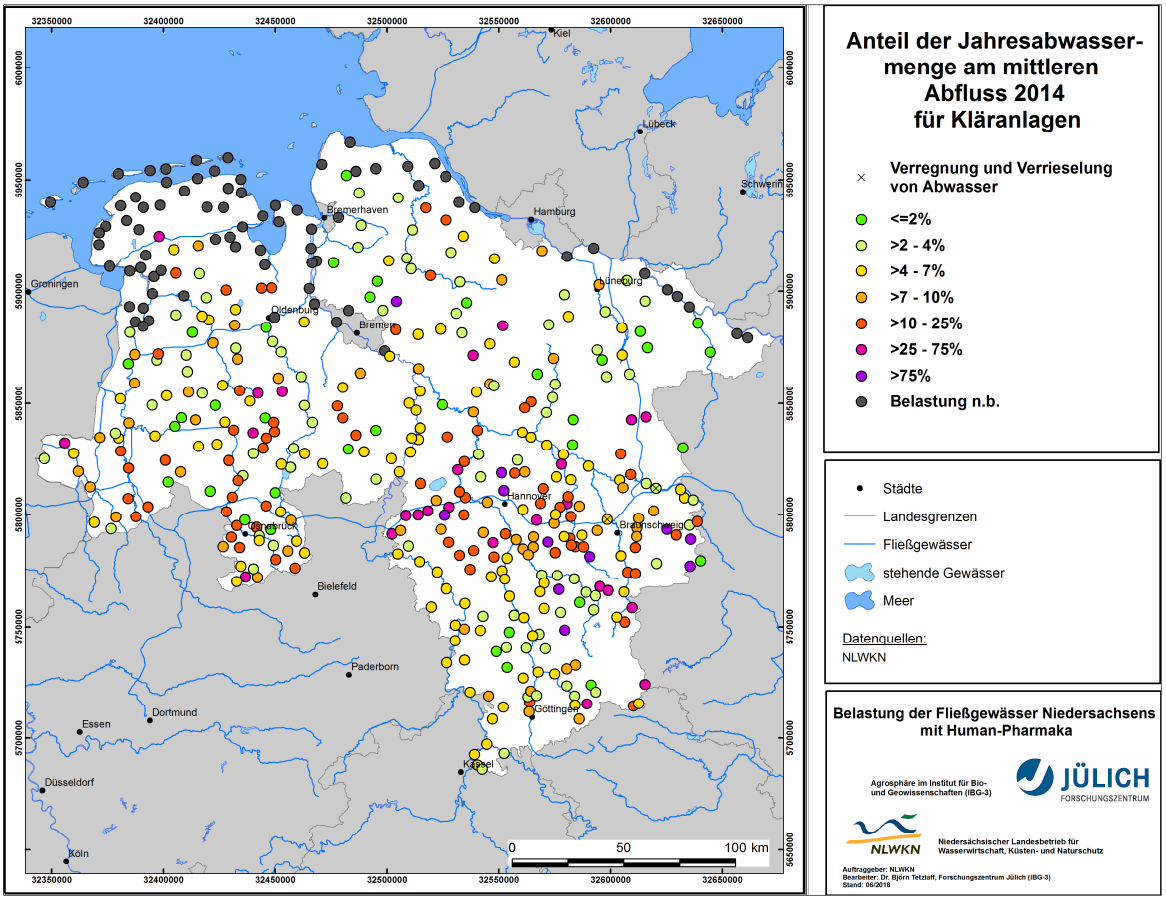


Abbildung 4-15: Ergebnisse zum Abwasseranteil am mittleren Abfluss des Trockenjahrs 2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen (vergrößerte Version in Anhang B)

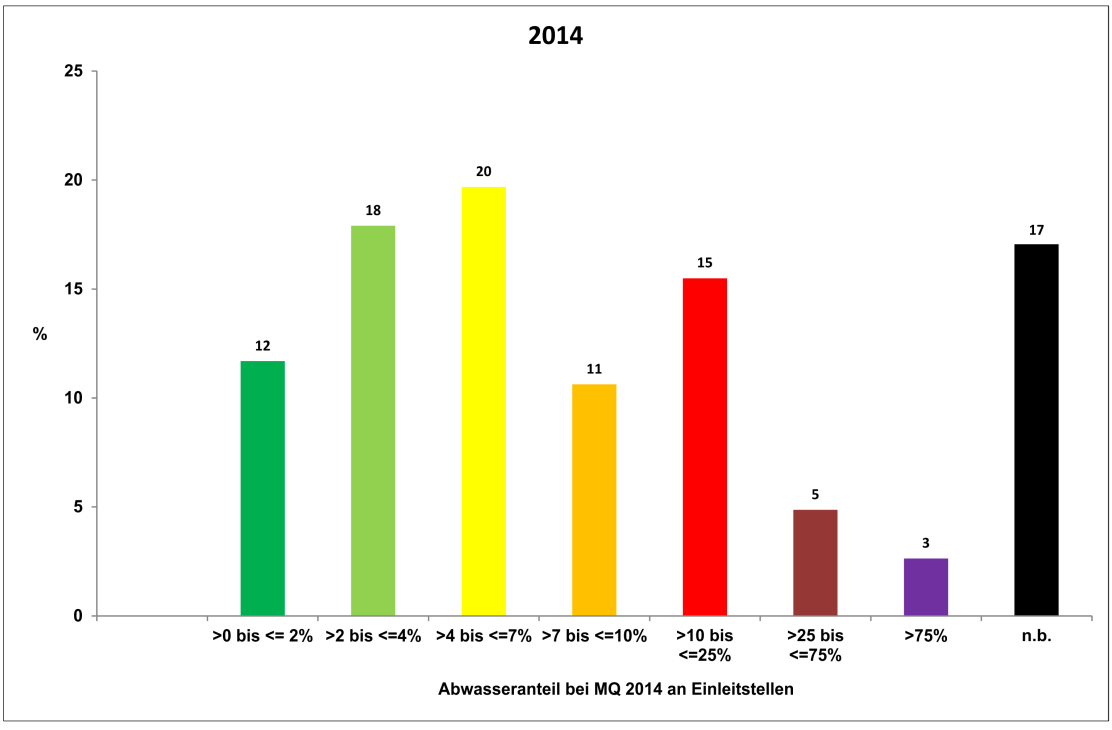


Abbildung 4-16: Häufigkeitsverteilung der Belastungsklassen des Trockenjahrs 2014, bezogen auf Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen

Als die zehn Kläranlagen mit höchster Belastungswirkung weist die Rankingliste in Tabelle A-1 für 2004-14 Laasche, Salzgitter-Nord, Tarmstedt, Bockenem, Schöningen, Helmstedt, Königslutter, Seesen, Bissendorf und Langenhagen aus.

Ähnlich wie in Kapitel 4.1 werden die kartographisch dargestellten Ergebnisse in einer Häufigkeitsverteilung für jede Zeitperiode zusammengefasst. Danach treten im Zeitraum 2004-2014 geringe Belastungen (≤4 % Abwasseranteil am MQ) an 35 % der Einleitstellen auf. Mittlere Belastungen (<4 bis ≤10 %) treten an 28 % und hohe Belastungen (>10 % Abwasseranteil) treten an 19 % der Einleitstellen auf. 17 % der Einleitstellen entfallen auf den tidebeeinflussten Raum oder liegen am Hauptlauf der Elbe (Abbildung 4-12). Im Nassjahr 2008 verschieben sich diese Anteile aufgrund der größeren Verdünnung zu 44 %, 26 % und 13 % (Abbildung 4-14). Im Trockenjahr 2014 steigen hingegen die hohen Belastungen an. Die Anteile betragen 30 % für geringe, 31 % für mittlere und 23 % für hohe Belastungen (Abbildung 4-16). Extrem hohe Abwasseranteile von >75 % bleiben in den drei Zeiträumen auf 1-3 % der Einleitstellen beschränkt. Sehr hohe Abwasseranteile von >25 – 75 % sind auf 2-5 % der Einleitstellen begrenzt. Ungeachtet dieser im Landesmaßstab geringen Zahl an Einleitstellen können derartig hohe Belastungen kleinräumig zu starken Veränderungen der Lebensgemeinschaften führen.

Vorsorglich wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Angaben zu den relativen Anteilen der Belastungsklassen in Kapitel 4.1 und 4.2 auf völlig unterschiedliche Grundgesamtheiten Bezug nehmen und sich daher unterschiedliche Klassenanteile ergeben. In Kapitel 4.1 wurde der Anteil an der Gesamtlänge des WRRL-relevanten Gewässernetzes bestimmt. Zusätzlich ist zu beachten, dass 70 % dieser Gesamtlänge keine Belastung aufweisen. Im Gegensatz dazu wurde in Kapitel 4.2 der Anteil an den Belastungen der 452 Einleitstellen ermittelt, wobei von jeder einzelnen eine Belastung ausgeht.

4.3 Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse zur Abwasserbelastung in den Oberflächengewässern

In diesem Kapitel sollen die erzielten Modellergebnisse auf Plausibilität geprüft werden. Hierzu werden Messdaten des NWLKN zu Abfluss- und Konzentrationsmessungen herangezogen. In einem ersten Schritt erfolgt ein Abgleich mit Abflussdauerlinien. Anschließend erfolgt im zweiten Schritt ein Vergleich der Abwasseranteile mit Konzentrationsmessungen der drei Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol.

Ziel der Plausibilitätsprüfung mit Hilfe von Abflussdauerlinien ist es, die Modellergebnisse anhand einer alternativen Vorgehensweise zur Abbildung der räumlich verteilten Abwasserbelastung zu prüfen. Dies soll unter alleiniger Verwendung von Messdaten des NLWKN an Abflusspegeln sowie Einleitstellen erfolgen, d.h. ohne Nutzung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt (Kap. 3.3). Dazu wurden 147 Abflusspegel selektiert, die an abwasserbelasteten Oberflächenwasserkörpern liegen. Durch die Kaskadierung der Oberflächenwasserkörper ist die summierte Jahresabwassermenge am Abflusspegel bekannt (Kap. 2). Für die Periode 2004 bis 2014 werden für jeden Pegel Abflussdauerlinien nach Maniak (2010) abge-

leitet. Anschließend wird die Zahl der Tage pro Jahr gesucht, an denen im Mittel ein Abwasseranteil von 10 % überschritten wird, d.h. der Zeitraum bestimmt, in dem sowenig natürlicher Abfluss zur Verfügung steht, dass eine ausreichende Verdünnung nicht erfolgen kann. Die Festlegung von >10 % als Schwellenwert für hohe Abwasseranteile wurde bereits am Anfang von Kapitel 4 diskutiert.

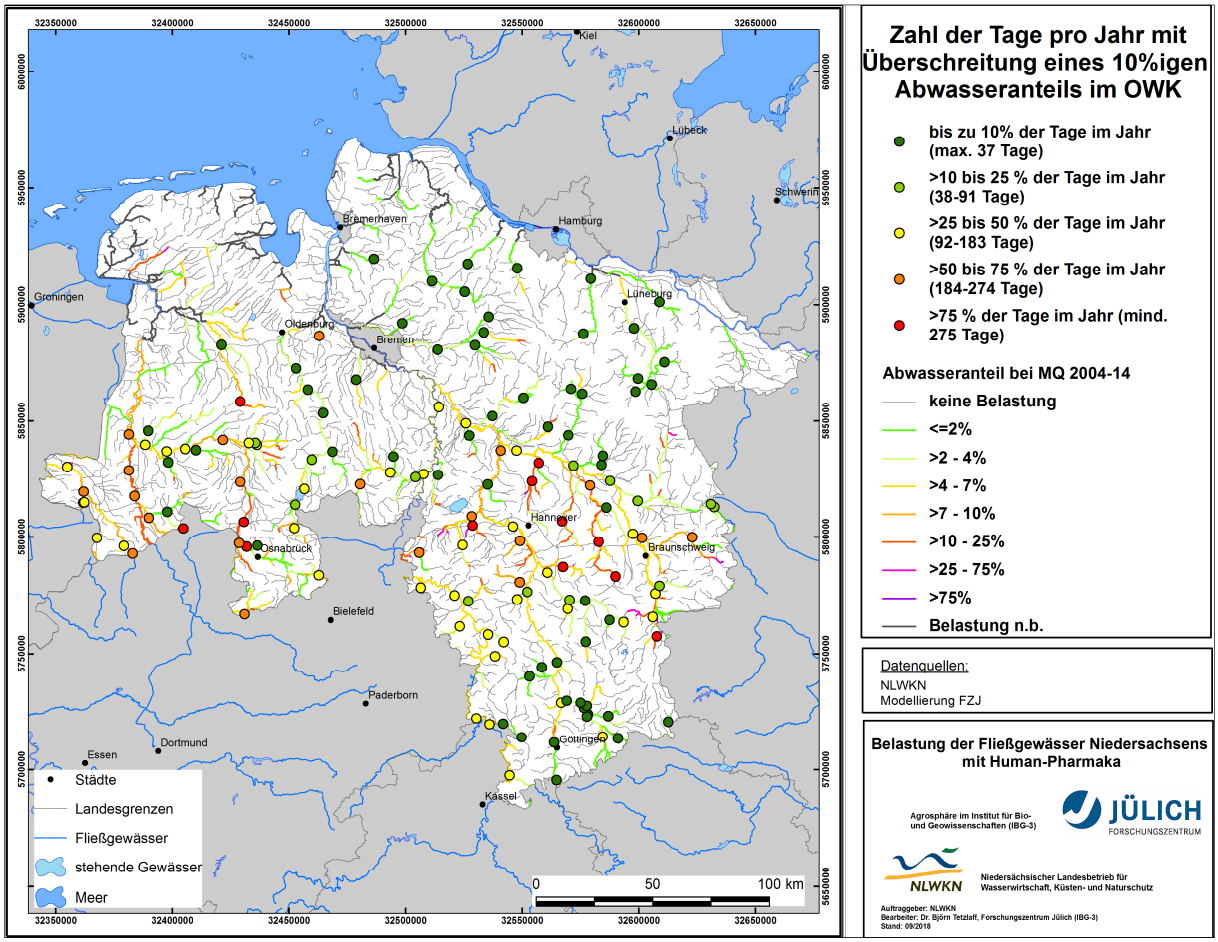


Abbildung 4-17: Zahl der Tage im Jahr, an denen ein 10%iger Abwasseranteil am Abflusspegel überschritten wird

Um diese Schritte automatisiert umzusetzen, wurde eine entsprechende Software programmiert. Das Ergebnis der Analyse zeigt Abbildung 4-17. Unterlagert wird die Punktdarstellung von den Ergebnissen zum modellierten Abwasseranteil bei MQ für Oberflächenwasserkörper aus Abbildung 4-1. Demnach ist eine ausreichende Verdünnung im gesamten Nordosten Niedersachsens zwischen Nordsee, Elbe und Aller gegeben. Ähnliches gilt für die Hunte. An mehr als der Hälfte der Tage pro Jahr wird ein 10 %iger Abwasseranteil in den Flussgebieten der Vechte, Ems, Hase, Soeste, Leine, Wietze, Burgdorfer Aue, Fuhse und Schunter überschritten. Besonders belastet sind Oberflächengewässer mit Überschreitungen, die an mehr als 75 % der Tage pro Jahr und auf längerer Fließstrecke erfolgen. Diese Kriterien treffen auf die mittlere Hase unterhalb von Osnabrück, die Wietze, die Burgdorfer Aue und die Fuhse zu (Abbildung 4-17). Damit ergeben sich auch bei veränderter Vorgehensweise insgesamt dieselben Belastungsräume, wie in Kapitel 4.1 dargestellt, was die Belastbarkeit der bisher vorgestellten Modellergebnisse bestätigt.

Im nächsten Schritt sollen die in Kapitel 4.1 und Kapitel 4.2 dargestellten Modellergebnisse durch einen Vergleich mit unabhängigen Daten zusätzlich überprüft werden. Das sind solche Daten, die bislang nicht in die Ermittlung der Abwasserbelastung eingegangen sind und die in Form von Konzentrationsmessungen des NLWKN zur Verfügung stehen. In den Jahren 2010 und 2011 haben Girbig und Steffen (2013) Wasserproben an 140 Messstellen im Binnen- und Küstenbereich auf Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol untersucht. Nach Selektion der Messstellen an Fließgewässern verbleiben 119 Messstellen. Aus den einzelnen gemessenen Werten (in der Regel 4 Messungen pro Messstelle) wurden nach Vorgabe der Oberflächengewässerverordnung Jahresdurchschnittswerte errechnet. Lag hierbei ein Analysenwert unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze, wurde näherungsweise mit der halben Bestimmungsgrenze gerechnet.

Tabelle 4-1: Überblick über die Arzneimittelwirkstoff-Konzentrationen an den 119 Messstellen

	Anzahl Messwerte	**Anzahl <BG**	**Anzahl >BG**	**Minimum [µg/l]**	**Maximum [µg/l]**
Carbamazepin	119	60 (50,4 %)	59 (49,6 %)	< 0,05 (vereinzelt < 0,025)	0,304
Diclofenac	119	9 (7,6 %)	110 (92,4 %)	< 0,01 (vereinzelt < 0,05)	0,505
Sulfamethoxazol	119	18 (15,1 %)	101 (84,9 %)	< 0,005	0,136

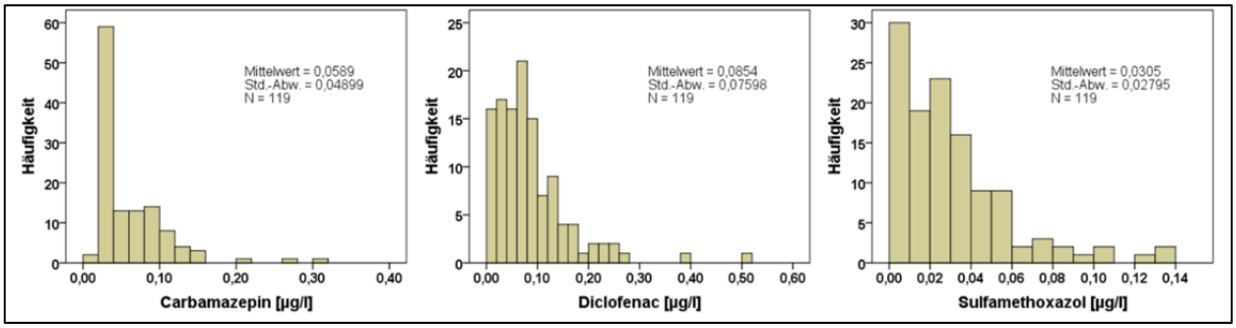


Abbildung 4-18: Häufigkeitsverteilung der untersuchten Arzneimittelkonzentrationen

Die in Tabelle 4-1 dargestellten minimalen und maximalen Werte sind zugleich Minima und Maxima aller 140 Jahresdurchschnittswerte des NLWKN. Die kompletten gemessenen Konzentrationsbereiche werden deshalb durch die 119 ausgewählten Messstellen repräsentiert. Abbildung 4-18 zeigt eine Übersicht über die Häufigkeitsverteilung der Arzneimittelkonzentrationen an den 119 gefilterten Messstellen. Bei allen drei Arzneimitteln ist eine starke Abweichung von der Normalverteilung erkennbar. Konzentrationen im niedrigeren Bereich wurden viel häufiger gemessen, sodass die Häufigkeitsverteilungen rechtsschief sind. Die hohe Anzahl der Messwerte zwischen 0,02 und 0,04 µg/l bei Carbamazepin ist auf die unterhalb der Bestimmungsgrenze ermittelten Konzentrationen zurückzuführen.

Die Verteilung der 119 Messstellen innerhalb Niedersachsens sowie die Ergebnisse der Beprobung sind in Abbildung 4-19 bis Abbildung 4-21 dargestellt. Dabei werden die mittleren Konzentrationsniveaus, die sich aus den vier Einzelmessungen ergeben, klassifiziert wiedergegeben. In Abbildung 4-19 sind die mittleren Konzentrationsniveaus von Diclofenac an den 119 Messstellen im Zeitraum 2010-2011 dargestellt. Der Mittelwert über alle Messstellen beträgt 0,085 µg/l, der Median 0,068 µg/l. Verstärkt treten Mittelwerte über dem Landesdurchschnitt an der mittleren Hase, der Wietze, Fuhse und Oker sowie im Leine-Einzugsgebiet auf. Man erkennt die hohe Bedeutung von Diclofenac als Problemstoff in niedersächsischen Gewässern, was sich im Einklang mit seiner Rolle als sehr häufig verordnetem Schmerzmittel befindet (Kap. 1). Die Hauptbelastungsräume für Diclofenac sind weitgehend identisch mit Flussgebieten, für die eine hohe Abwasserbelastung modelliert wurde (Kap. 4.1 f.).

Auf eine Darstellung der Vorschläge für Umweltqualitätsnormen (UQN) wurde in der vorliegenden Studie bewusst und auch auf ausdrücklichen Wunsch des NLWKN verzichtet. Die Niveaus der UQN-Vorschläge unterliegen einer noch laufenden Fachdiskussion und haben sich in den letzten Jahren z.T. deutlich verändert. Tabelle 4-2 zeigt die Veränderungen der UQN-Vorschläge in den vergangenen Jahren. Dabei hat sich das Konzentrationsniveau von Diclofenac halbiert, während das von Sulfamethoxazol um das sechsfache angehoben worden ist. Bezöge man das mittlere Konzentrationsniveau von Diclofenac auf die aktuell diskutierte UQN, ergäbe sich das Bild einer landesweit flächendeckenden Problematik.

Tabelle 4-2: UQN-Vorschläge der LAWA für Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol

Quelle	Carbamazepin [µg/l]	Diclofenac [µg/l]	Sulfamethoxazol [µg/l]
Girbig u. Steffen (2013)	0,5	0,1	0,1
LAWA (2016)	0,5	0,05	0,6

Abbildung 4-20 zeigt die Belastung mit Sulfamethoxazol für die Messstellen an Fließgewässern. Die mittlere Konzentration über alle Messstellen beträgt hier 0,03 µg/l, der Median 0,024 µg/l. Überdurchschnittliche Konzentrationen treten in den für Diclofenac bereits beschriebenen Flussgebieten auf. Bezöge man die Sulfamethoxazol-Konzentrationen auf den UQN-Vorschlag von 0,1 µ/l, wie in Tetzlaff (2016), dann gäbe es Überschreitungen an fünf Messstellen (Hase, Leine, Wietze, Fuhse). Bei Verwendung des aktuellen UQN-Vorschlags von 0,6 µg/l gäbe es an keiner Messstelle im Zeitraum 2010-2011 Überschreitungen.

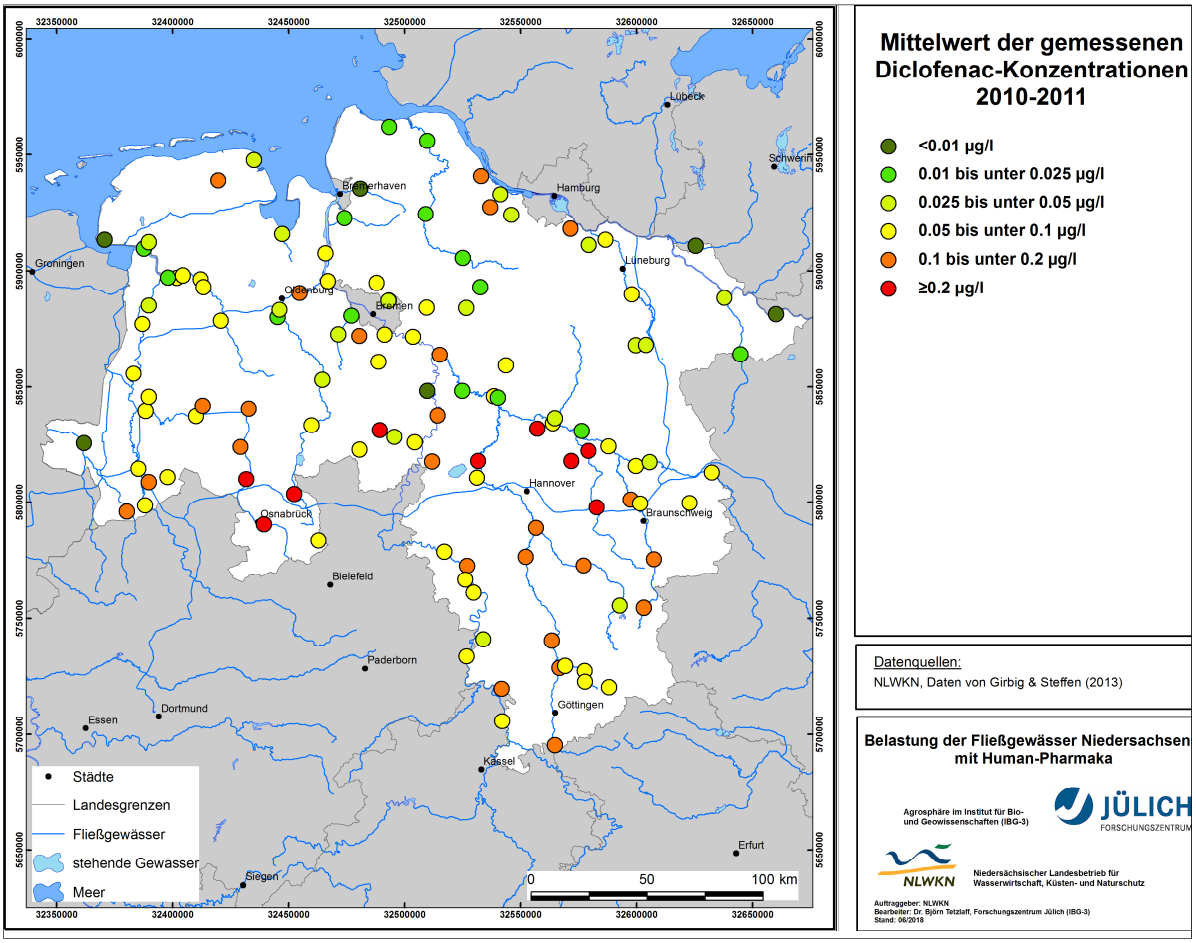


Abbildung 4-19: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Diclofenac (2010-2011)

Erhöhte Belastungen mit Carbamazepin treten im Vergleich zu den beiden anderen Wirkstoffen seltener auf, was mit seiner im Vergleich zu den anderen beiden Wirkstoffen deutlich selteneren Verordnung korreliert (Tetzlaff 2016). Die mittlere Carbamazepin-Konzentration liegt bei 0,059 µg/l, der Median beträgt 0,026 µg/l. Die vorgeschlagene UQN, die sich im Gegensatz zu den anderen beiden Wirkstoffen in den letzten Jahren nicht verändert hat (Tabelle 4-2), wird im Zeitraum 2010-2011 an keiner Messstelle erreicht oder überschritten. Höhere Konzentrationsmittelwerte als der Landesdurchschnitt lassen sich in Abbildung 4-21 in einem Gürtel von der Ems bis zur Oker ausmachen. Damit sind erneut die Flussabschnitte von erhöhten Carbamazepin-Konzentrationen betroffen, die bereits bei den anderen Arzneiwirkstoffen sowie bei den Abwasserbelastungen in Erscheinung getreten sind.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass großräumig erhöhte Arzneimittelbelastungen schwerpunkthaft in Ems, Hase, Leine, Wietze, Burgdorfer Aue, Fuhse und Oker auftreten. Dies bestätigt die auf Grundlage der Modellergebnisse in den Kapiteln 4.1 und 4.2 ausgewiesenen Haupt-Belastungsgewässer.

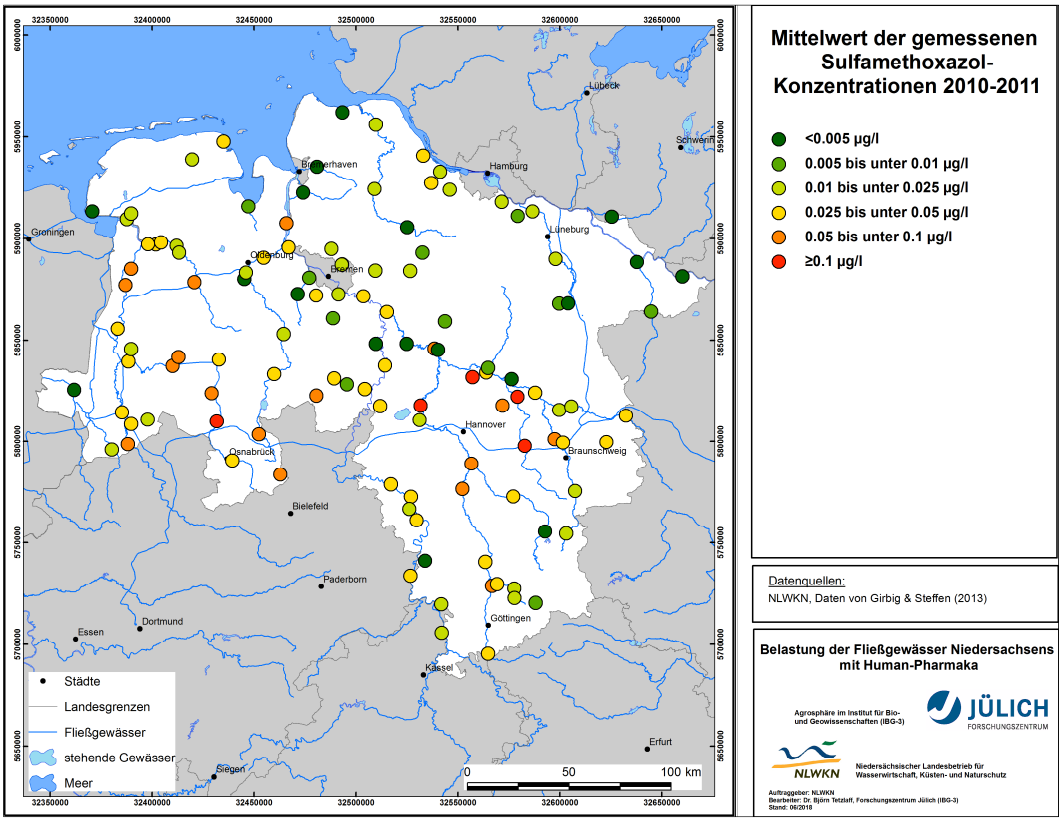


Abbildung 4-20: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Sulfamethoxazol (2010-2011)

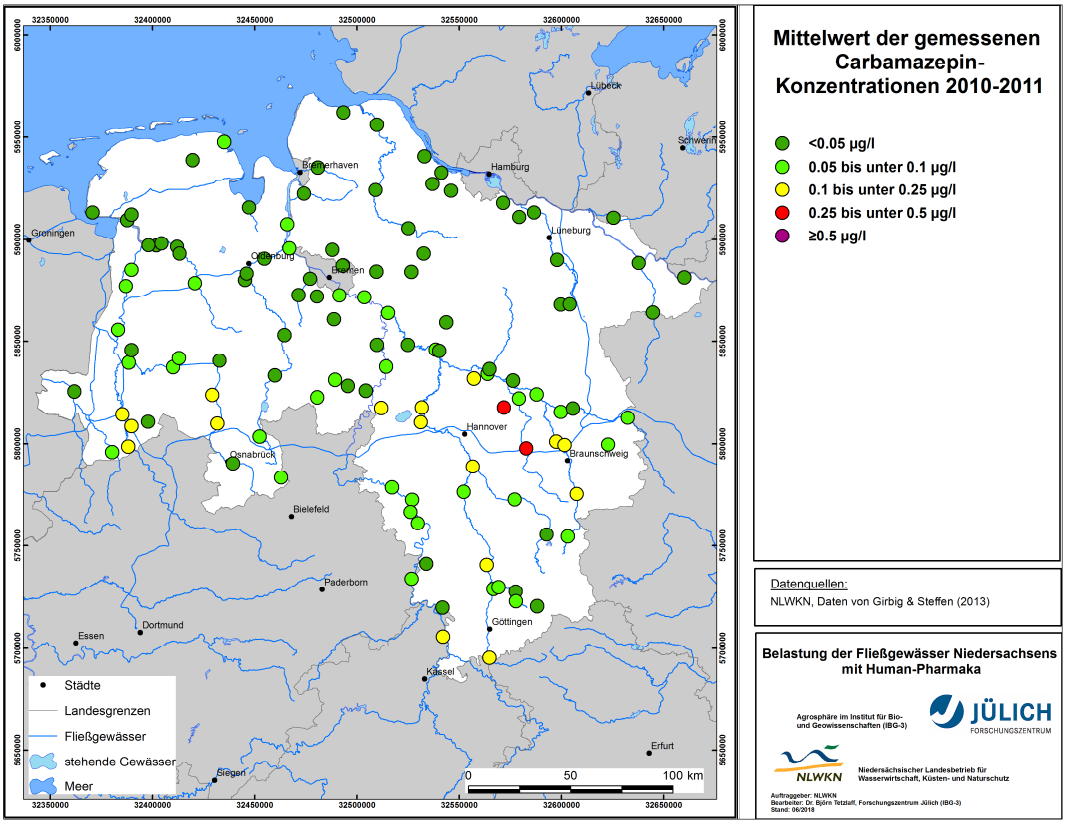


Abbildung 4-21: Untersuchungsergebnisse des NLWKN zur Belastung der Fließgewässer mit Carbamazepin (2010-2011)

Weitere Vergleiche zwischen den simulierten Abwasseranteilen 2004-2014 und den mittleren Konzentrationsniveaus 2010-2011 für 119 Messstellen zeigen die nachfolgenden Diagramme (Abbildung 4-22 bis Abbildung 4-24). Messergebnisse in Girbig und Steffen (2013), die mit kleiner Bestimmungsgrenze gekennzeichnet sind, wurden hier gesondert gekennzeichnet. Aus den bereits dargelegten Gründen wurde auf eine Markierung der UQN bewusst verzichtet.

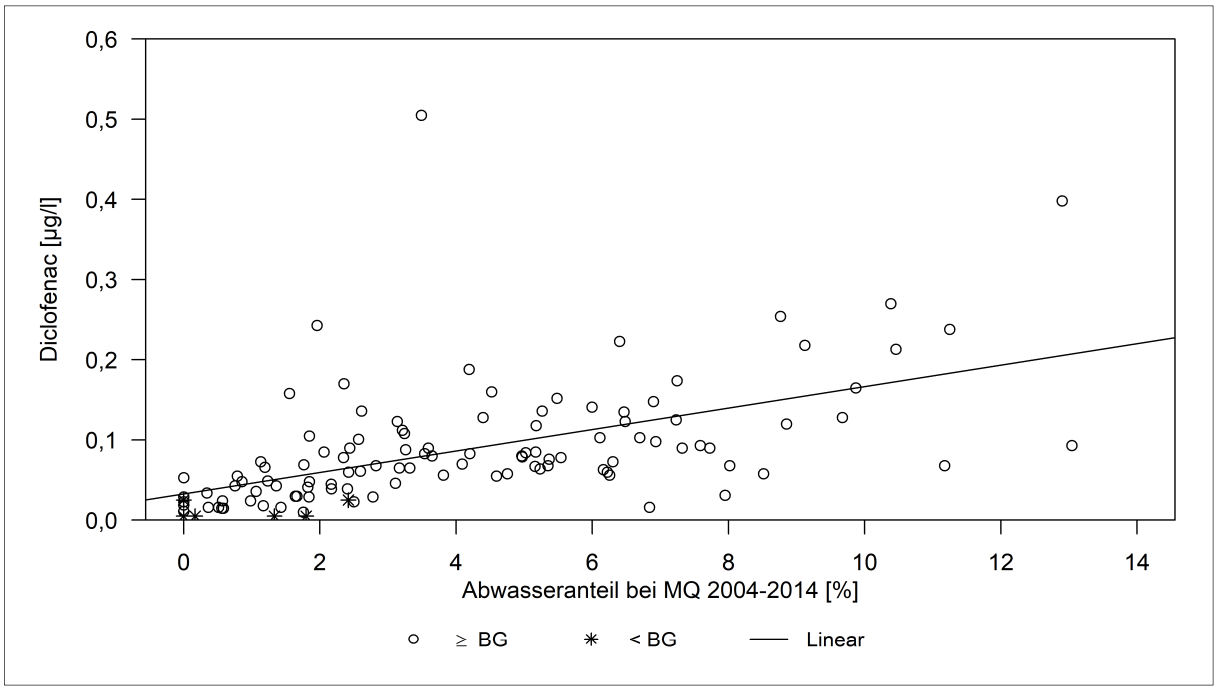


Abbildung 4-22: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Diclofenac mit simulierten Abwasseranteilen

Wie die Abbildungen zeigen, steigen die mittleren Konzentrationen aller hier untersuchten Wirkstoffe mit dem Abwasseranteil grundsätzlich an. Es besteht ein statistischer Zusammenhang zwischen den simulierten Abwasseranteilen und den mittleren Konzentrationsniveaus der drei Wirkstoffe. Mit Bestimmtheitsmaßen R^2 von 0,30 (Diclofenac), 0,57 (Sulfamethoxazol) und 0,51 (Carbamazepin) ist dieser Zusammenhang jedoch nur von mittlerer Stärke, was jedoch für derartige Korrelationen nicht ungewöhnlich ist (Götz et al. 2011, 17, LAWA 2016). Die Streuung der Punkte um die Regressionsgerade ist verhältnismäßig stark, was auf weitere Einflüsse hinweist, die bislang nicht berücksichtigt wurden. Im Unterschied zur ersten Projektphase (Tetzlaff 2016) wurde die Abwasserlast grenzüberschreitender Zuflüsse nach Niedersachsen berücksichtigt. Dies verbessert die Modellierung der Abwasseranteile insbesondere von Vechte, Ems, Weser, Leine und Aller. Die Bestimmtheitsmaße von Diclofenac und Sulfamethoxazol steigen gegenüber der ersten Projektphase leicht an. Dennoch kann der Abwasseranteil alleine ca. 50 bis 70 % der Varianz nicht erklären. Dies kann im unterschiedlichen Abbauverhalten der Substanzen im Oberflächengewässer bzw. ihrer Persistenz begründet sein. Carbamazepin wird von mehreren Autoren als außerordentlich persistent beschrieben und wird im Oberflächen- und Grundwasser kaum biologisch abgebaut (LANUV 2007). Der photolytische Abbau gilt im Oberflächengewässer als Hauptsenke von Carbamazepin. Dabei beträgt die Quantenausbeute der direkten Photolyse in Wasser

(pH=5,5) durch Sonnenlicht 48 × 10^{-6} mol/E, was einer abgeschätzte Halbwertszeit im Gewässer von ca. 100 Tagen (Sommer) bzw. ca. 450 Tagen (Winter) entspricht (Andreozzi et al. 2003). Aufgrund der deutlich höheren Halbwertszeit des Photoabbaus im Vergleich zu den Aufenthaltszeiten in den Oberflächengewässern, gehen Klasmeier et al. (2011) aus, dass kein signifikanter Verlust durch diesen Prozess zu erwarten ist.

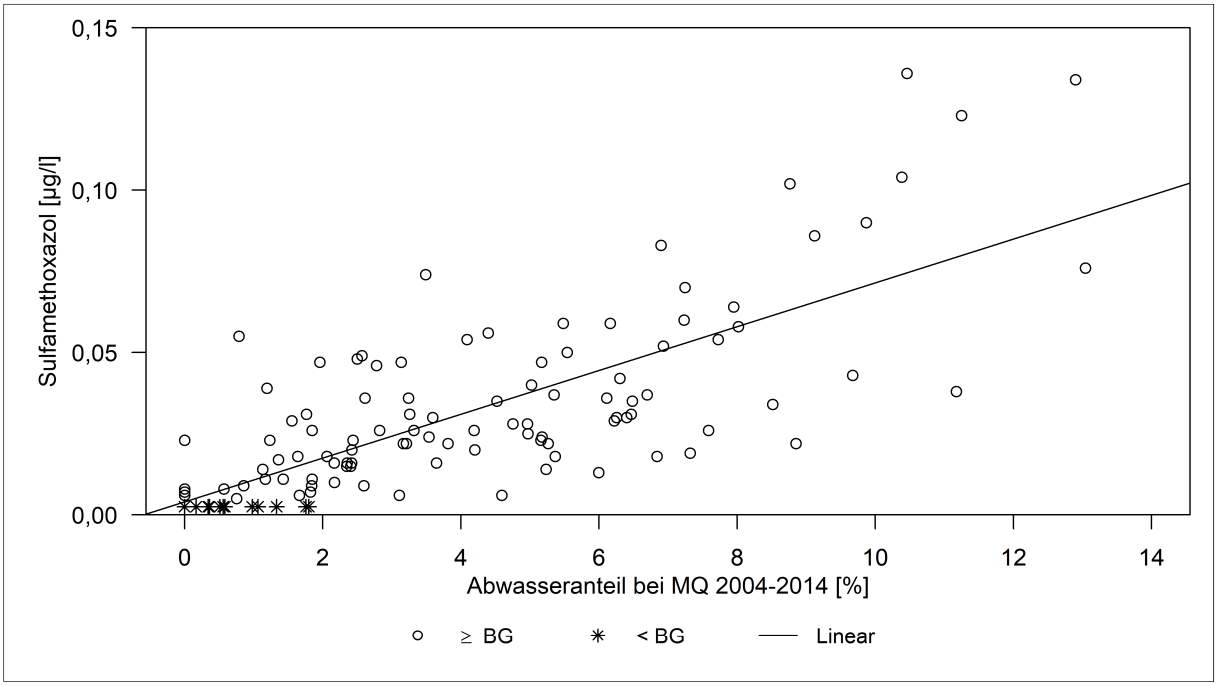


Abbildung 4-23: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Sulfamethoxazol mit simulierten Abwasseranteilen

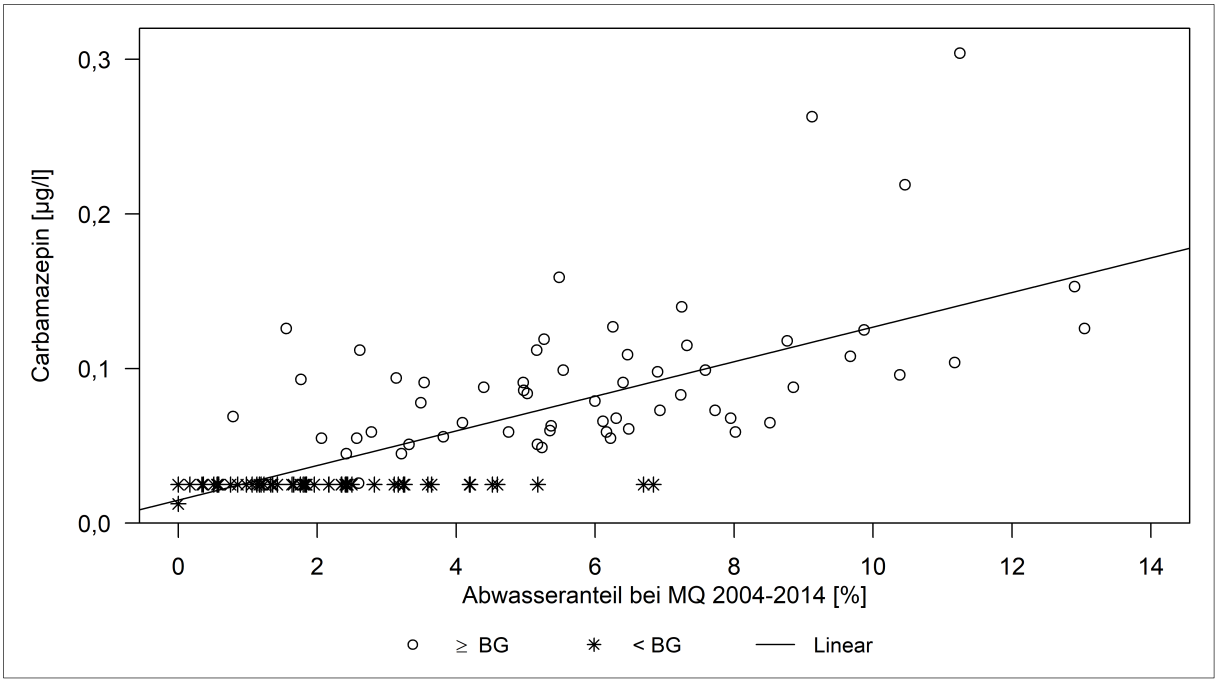


Abbildung 4-24: Korrelation der Konzentrationsmessungen (Mittelwerte) von Carbamazepin mit simulierten Abwasseranteilen

Diclofenac wird im Wasser ebenfalls biologisch kaum abgebaut. Hingegen spielt die Photodegradation eine wichtige Rolle beim Abbau der Substanz (LANUV 2007). Andreozzi et al. (2003) geben eine Quantenausbeute der direkten Photolyse in Wasser (pH=5,5) mit Sonnenlicht in Höhe von $38 \cdot 10^{-3}$ mol/E für Diclofenac an. Klasmeier et al. (2011) schätzen die Abbaurate von Diclofenac durch Photolyse an der Gewässeroberfläche zu 0,04 h^{-1}, was umgerechnet einer Halbwertszeit von 17 h beträgt. Bei Sulfamethoxazol besteht in der Literatur keine einheitliche Meinung hinsichtlich der biologischen Abbaubarkeit. Während Sulfamethoxazol von LANUV (2007) als biologisch nicht abbaubar und persistent in der Umwelt eingestuft ist, fasst LfU (2010) verschiedene Studien zusammen, die den Abbau von Sulfamethoxazol zusammen mit seinem Hauptmetaboliten N4-Acetyl-Sulfamethoxazol betrachten, und kommt zu dem Ergebnis, dass Sulfamethoxazol biologisch gut abbaubar sei. Angesichts der Photoabbaubarkeit geben Boreen et al. (2004) an, dass Sulfamethoxazol kaum durch Photoabbau entfernt wird (zitiert in LANUV 2007). Daher erscheint es plausibel, dass bei den persistenteren Wirkstoffen Carbamazepin und Sulfamethoxazol eine stärkere Korrelation mit dem Abwasseranteil als bei Diclofenac festzustellen ist.

Mit einem Stichprobenumfang von n=4 pro Messstelle beruht der in den Korrelationen betrachtete Konzentrationsmittelwert auf einer eher schwachen Datenbasis. In diesem Zusammenhang muss erwartet werden, dass die jahreszeitlich verteilten Beprobungen nicht an jeder Messstelle das gesamte Abflussspektrum abbilden. Daher wird eine abflussgewichtete Korrektur der Konzentrationsmessungen nach zwei unterschiedlichen Verfahren vorgenommen, um zu prüfen, ob sich die Korrelation dadurch verbessert. Weitere Gründe für die Streuung können auch bislang nicht berücksichtigte Wirkstoffquellen, z.B. undichte Abwasserkanäle, sowie in zusätzliche Einflüssen im Kläranlagen-Einzugsgebiet auf die chemische Zusammensetzung als Folge der Alterszusammensetzung der Bevölkerung und den damit einhergehende Arzneimittelkonsum sein. Diese Ursachenforschung ist Gegenstand von Kapitel 5.

Insgesamt bestätigen die beiden Vergleiche der modellierten Abwasserbelastungen mit Dauerlinien des Abflusses sowie gemessenen Konzentrationsdaten des NLWKN die Validität der Modellergebnisse. Es wird ersichtlich, dass die am NLWKN bislang vorhandenen lokalen Erkenntnisse zur Arzneimittelbelastung (Steffen 2009a, Steffen 2009b, Girbig u. Steffen 2013) bestätigt und durch die vorgelegte Studie in räumlicher und zeitlicher Dimension signifikant erweitert werden. Auch die Modellergebnisse der ersten Projektphase (Tetzlaff 2016) werden durch die neuen Ergebnisse aktualisiert und im Fall der oberen Ems durch die Betrachtung der Oberlieger Niedersachsens ergänzt. Die räumlich detaillierte Ausweisung der Abwasserbelastungen niedersächsischer Oberflächengewässer kann von den zuständigen Umweltbehörden dazu verwendet werden, weitere Detailuntersuchungen vor Ort vorzunehmen und insbesondere das Monitoring von Arzneimittelbelastungen zu optimieren und damit kosteneffizienter zu gestalten.

5 Untersuchung weiterer Einflüsse auf die Wirkstoffkonzentration im Gewässer

Die Plausibilitätsprüfung der modellierten Abwasseranteile anhand von Konzentrationsmessungen des NLWKN hat gezeigt, dass ein erheblicher Teil der Varianz nicht erklärt wird (Kap. 4.3). Weitere Einflüsse auf die Wirkstoffkonzentration müssen daher untersucht werden, wobei sich folgende Aspekte für eine eingehendere Betrachtung anbieten:

- Abflussgewichtete Korrektur der Konzentrationsmessungen angesichts des geringen Stichprobenumfangs der Messungen,
- Bedeutung weiterer Eintragspfade in belasteten Einzugsgebieten ohne Kläranlage,
- Einflüsse im Kläranlagen-Einzugsgebiet auf Herkunft und chemische Beschaffenheit des Abwassers, u.a. die Alterszusammensetzung der Bevölkerung und der damit einhergehende Arzneimittelkonsum.

5.1 Einfluss der abflussgewichteten Korrektur der gemessenen Arzneimittel-Konzentrationen

Angesichts des geringen Stichprobenumfangs der Messkampagne mit vier Messungen pro Messstelle innerhalb eines Jahres kann erwartet werden, dass trotz jahreszeitlicher Verteilung die Beprobungen nicht das gesamte auftretende Abflussspektrum repräsentieren. Daher erscheint es geboten, die Konzentrationsmittelwerte zu korrigieren. Hierzu werden zwei Verfahren vergleichend eingesetzt. Neben der klassischen Herangehensweise (Methode 1) wird ein eigener Ansatz verfolgt, bei dem in Anlehnung an die Frachtermittlung nach OSPAR der Konzentrationsmittelwert über das Abflussverhältnis gewichtet wird (Methode 2).

Methode 1: Berechnung abflussgewichteter Mittelwerte der Konzentrationen

$$c_j = \frac{\sum_{i=1}^{n}(c_i \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^{n} Q_i}$$

Formel 5-1

Mit:
cj = mittlere abflussgewichtete Konzentration (g/l)
ci = Konzentration des i-ten Probenahmetags (g/l)
Qi = mittlerer Abfluss des i-ten Probenahmetags (l/s)
n = Anzahl Probenahmen

Methode 2: Anpassung des Konzentrationsmittelwerts über das Abflussverhältnis

$$c_a = \frac{\sum_{i=1}^{n} c_i}{n} \cdot \frac{Q_i}{Q_g}$$

Formel 5-2

Mit:
c_a = mittlere abflussgewichtete Konzentration (g/l)
c_i = Konzentration des i-ten Probenahmetags (g/l)
Q_i = mittlerer Abfluss des i-ten Probenahmetags (l/s)
Q_g = mittlerer Abfluss des Messzeitraums (l/s)
n = Anzahl Probenahmen

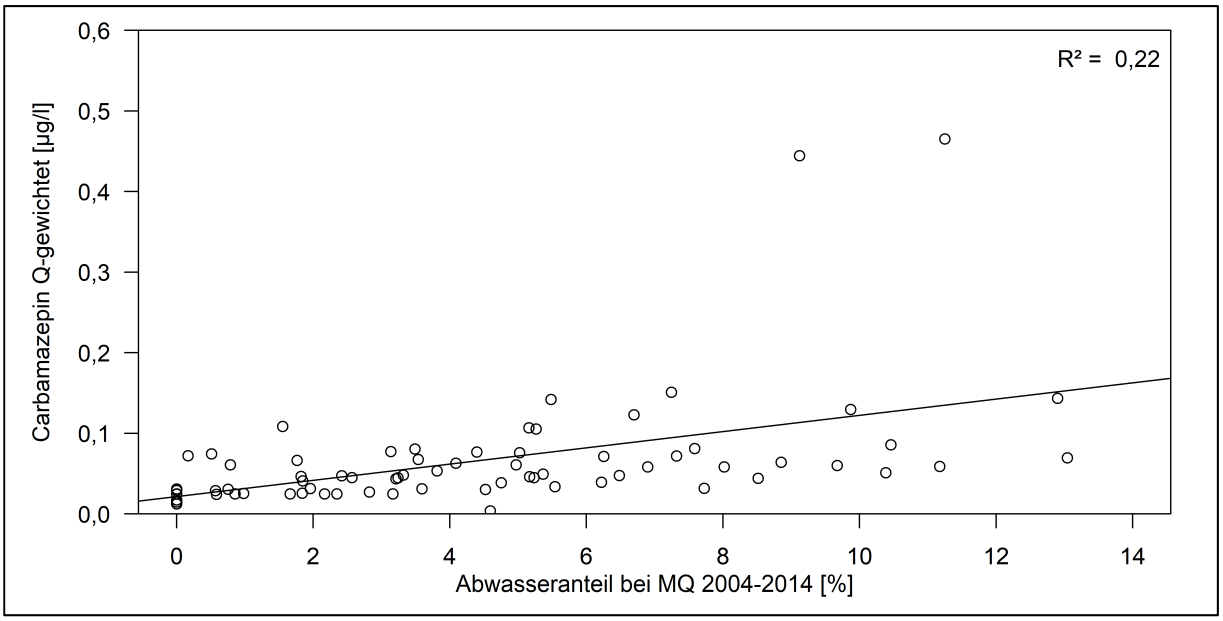


Abbildung 5-1: Korrelation zwischen nach Methode 1 abflusskorrigierten Konzentrationsmittelwerten und modellierten Abwasseranteilen am Beispiel Carbamazepin

Das Ergebnis der abflussgewichteten Korrektur zeigen Abbildung 5-1 und Abbildung 5-2 am Beispiel Carbamazepin. In beiden Fällen sinken die Bestimmtheitsmaße erheblich von 0,51 auf 0,22 (Methode 1) bzw. 0,04 (Methode 2). Die Streuung nimmt v.a. bei hohen Konzentrationsmittelwerten deutlich zu, da sich die Hebelwirkung der Korrektur besonders dann entfaltet, wenn kein Messwert unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt. Von den 119 Messstellen können nur die betrachtet werden, in deren räumlicher Nähe ein Abflusspegel liegt. Die Ergebnisse fallen für die anderen beiden Wirkstoffe vergleichbar aus.

Insgesamt führt die Abflusskorrektur statistisch zu keiner Verbesserung und das Ergebnis erscheint auch inhaltlich weniger plausibel. Daher werden für die weitere Untersuchung die unkorrigierten Konzentrationsmittelwerte weiter verwendet (Kap. 5.3).

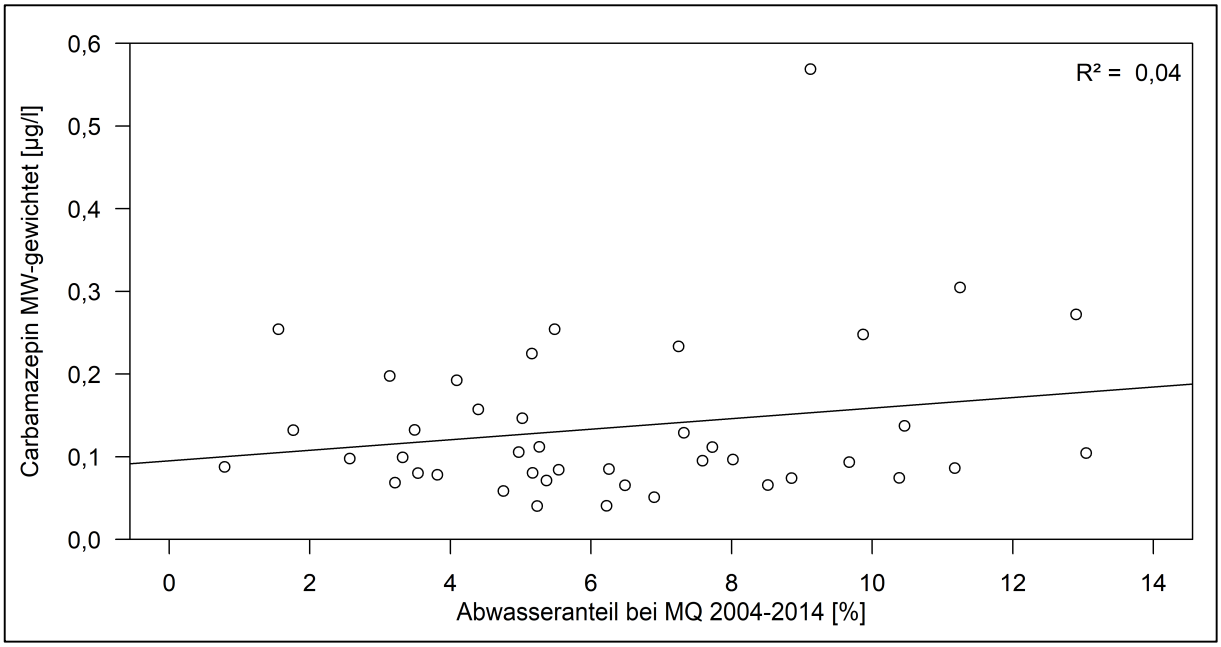


Abbildung 5-2: Korrelation zwischen nach Methode 2 abflusskorrigierten Konzentrationsmittelwerten und modellierten Abwasseranteilen am Beispiel Carbamazepin

5.2 Überprüfung von positiven Messbefunden in Einzugsgebieten ohne Kläranlage

Die Korrelationsdiagramme in Kapitel 4.3 zeigen Messstellen mit mittleren Konzentrationsbefunden über der Bestimmungsgrenze, deren Abwasseranteil am mittleren Abfluss in Ermangelung einer kommunalen Kläranlage im Einzugsgebiet jedoch null ist.

Insgesamt befindet sich in den Einzugsgebieten von 10 der 140 Messstellen, die Girbig und Steffen (2013) untersucht haben, keine kommunale Kläranlage und damit keine offensichtliche Belastungsquelle. An 5 der 10 Messstellen kommt es jedoch zu positiven Befunden, d.h. an mindestens einem von vier Messterminen werden Überschreitungen der Bestimmungsgrenze festgestellt (Holzkamp / Delme, Hasbergen / Delme, Steimke / Hache, Oberlethe / Lethe, Teplingen / Jeetzel). Dies betrifft in erster Linie den Wirkstoff Diclofenac, der an drei bis vier von insgesamt vier Messterminen gemessen wird. Sulfamethoxazol wird vereinzelt und dann nur an einem von vier Messterminen detektiert. Die Carbamazepin-Konzentrationen liegen nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze. Abbildung 5-3 zeigt die Lage der Einzugsgebiete. Vier der von BG-Überschreitungen betroffenen Messstellen liegen räumlich konzentriert südlich von Bremen und Oldenburg.

Es stellt sich daher die Frage nach weiteren Belastungsquellen, die in der vorliegenden Studie bislang nicht betrachtet wurden. Industriell-gewerbliche Direkteinleiter scheiden als Quelle aus, soweit dies auf Basis vorliegender Daten beurteilt werden kann (Heidecke et al. 2015). Der Einfluss von Kleinkläranlagen kann in Ermangelung einer ausreichenden Datenlage nicht detailliert beantwortet werden. Jedoch zeigen die Arbeiten von Heidecke et al.

(2015), dass im Raum Oldenburg-Bremen weniger als 10 % der Einwohner an eine Kleinkläranlage mit Boden-/Grundwasserpassage und weniger al 2,5 % der Einwohner an eine Kleinkläranlage mit Ableitung in Oberflächengewässer angeschlossen sind. Somit stellt dieser Raum keinen räumlichen Schwerpunkt dezentraler Abwasserbeseitigung dar.

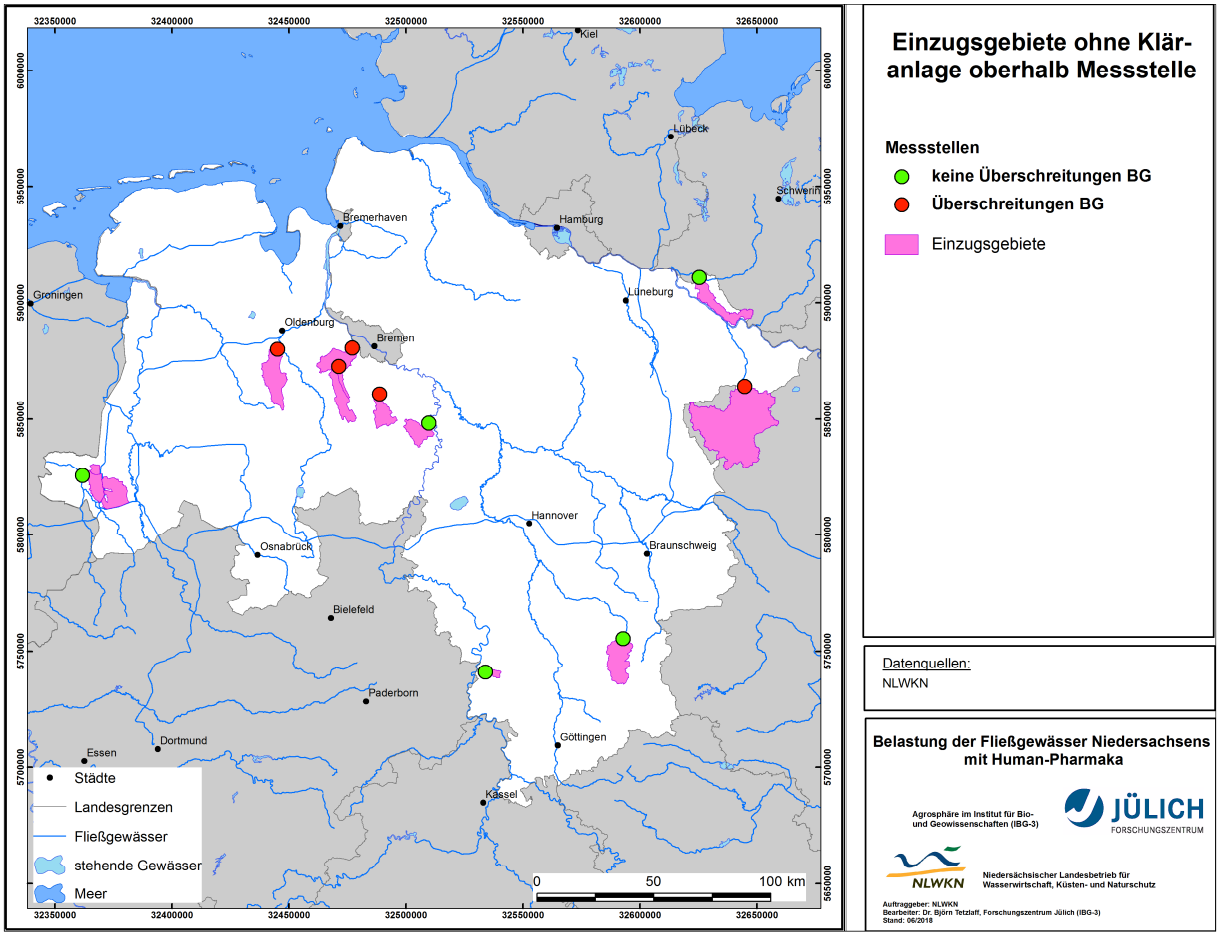


Abbildung 5-3: Messbefunde in Einzugsgebieten ohne Kläranlage im Oberlauf der Messstelle

Eine weitere mögliche Quelle wäre die Intensivtierhaltung. Hierzu müssten bedeutende Mengen Wirtschaftsdünger ausgebracht worden sein und die Arzneiwirkstoffe über den Sicker- und Grundwasserpfad in die Oberflächengewässer gelangt sein. Dem steht entgegen, dass in erster Linie Diclofenac gemessen wurde, das in der Tierhaltung keine Rolle spielt. Sulfamethoxazol, das als Antibiotikum durchaus in der Intensivtierhaltung zum Einsatz kommt, wird nach Untersuchungen von Hannappel et al. (2014) für das Umweltbundesamt nur in geringem Umfang in die Tiefe verlagert. Selbst unter den von Hannappel et al. zu Grunde gelegten worst-case-Bedingungen, wie hohe Viehbesatzdichte, intensive Ausbringung von Wirtschaftsdünger, sorptionsschwache und gut belüftete Böden, hohe Stickstoffgehalte, geringer Flurabstand sowie hohe Neubildungsraten des Grundwassers sowie kurze Verweilzeiten des Sickerwassers im Untergrund wird nur in wenigen Fällen Sulfamethoxazol im Grundwasser gefunden. Eine ubiquitäre Verlagerung von Sulfamethoxazol findet selbst unter diesen worst-case-Bedingungen nicht statt.

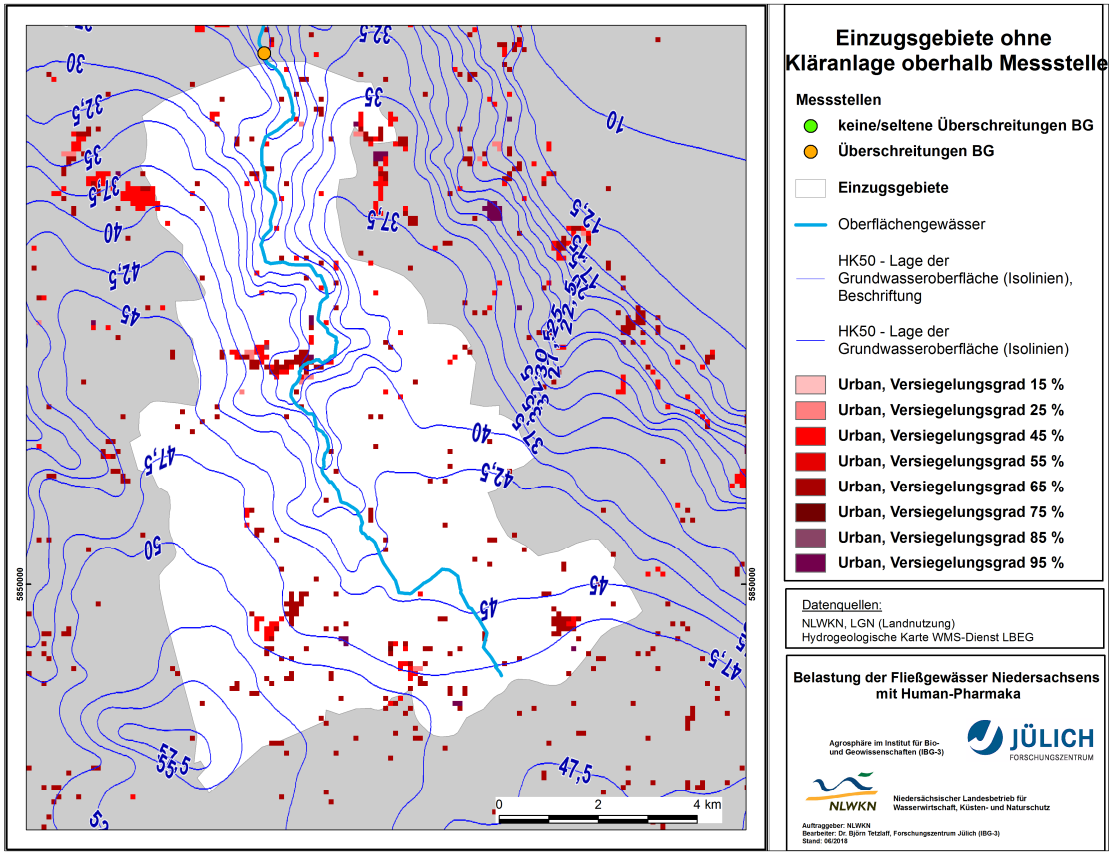


Abbildung 5-4: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Steimke / Hache

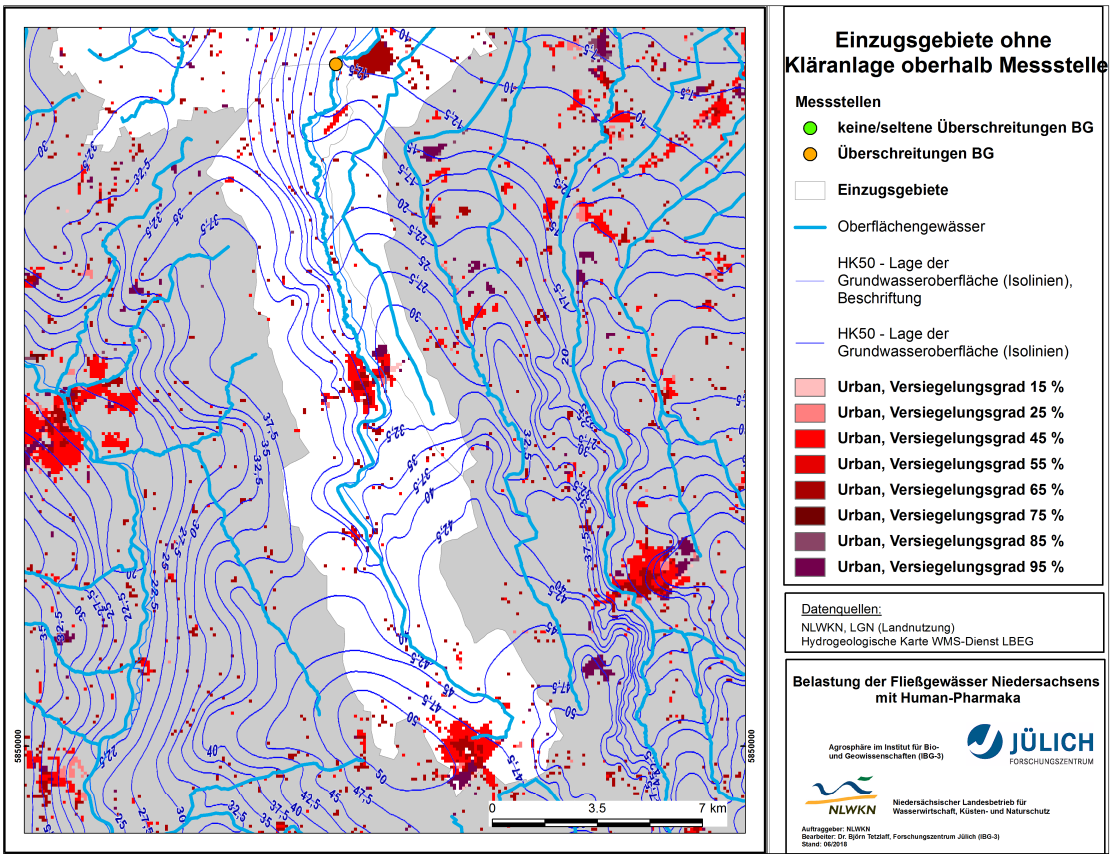


Abbildung 5-5: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Holzkamp/ Delme

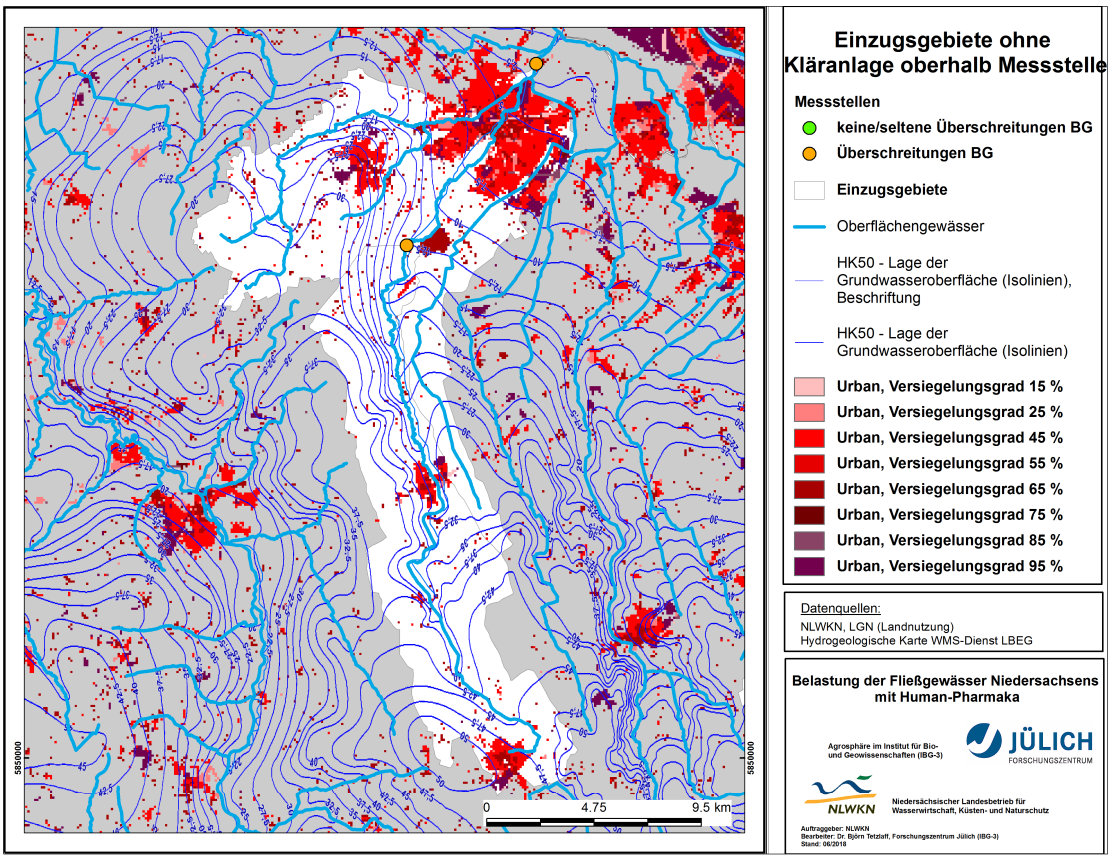


Abbildung 5-6: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Hasbergen / Delme

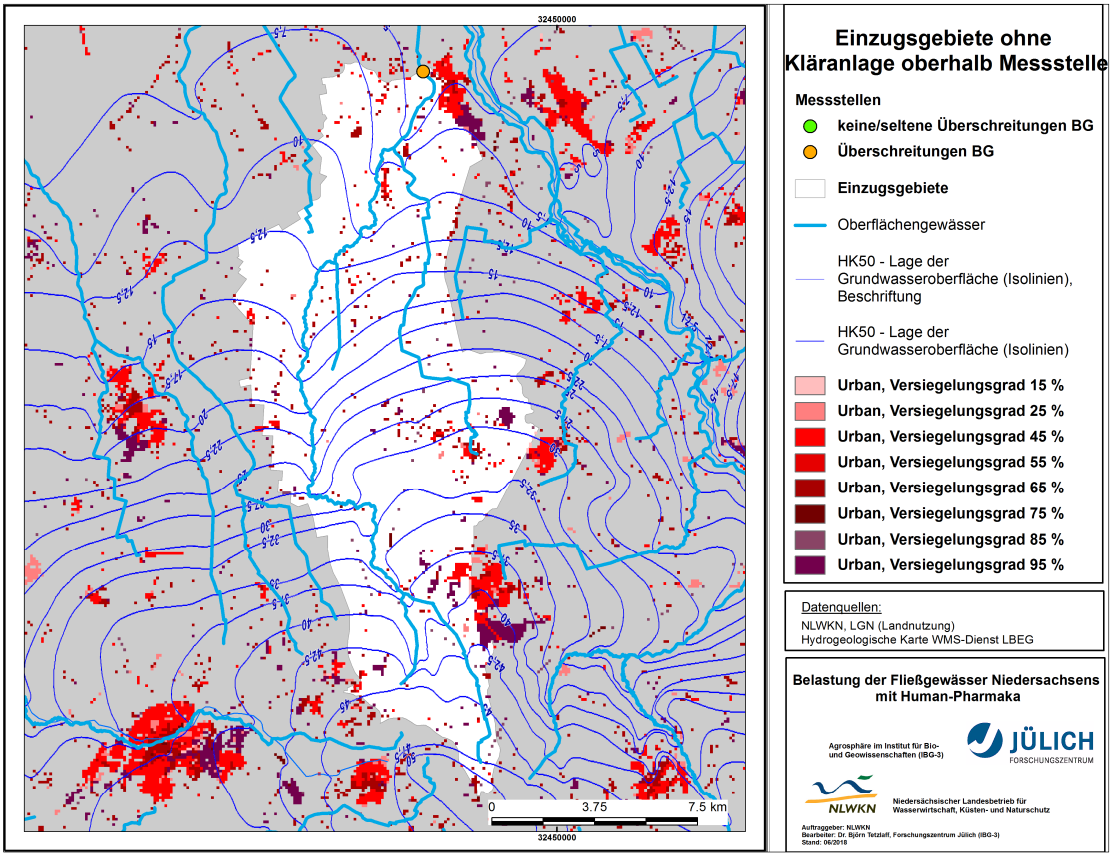


Abbildung 5-7: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Oberlethe / Lethe

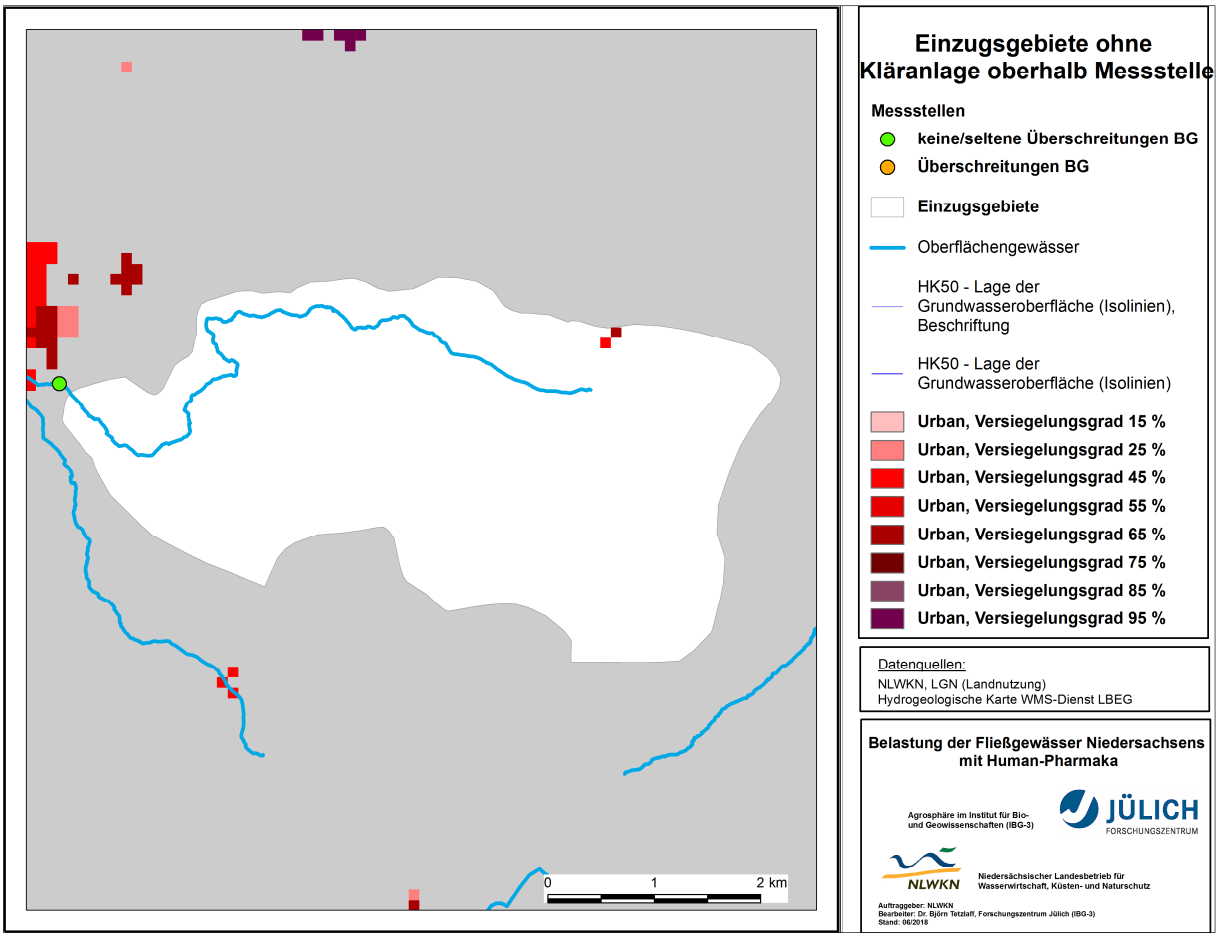


Abbildung 5-8: Situationsanalyse oberhalb der Messstelle Holzminden / Hasselbach

Eine andere potenzielle Quelle könnten undichte Abwasserrohre sein, durch die unbehandeltes kommunales Abwasser in die Bodenzone und das Grundwasser sickert. Hierzu müssten undichte Kanalisationen im Einzugsgebiet vorhanden sein und es müssten oberflächennahe Grundwasserverhältnisse vorhanden sein, wobei es einen auf die Oberflächengewässer gerichteten Abstrom geben müsste. Daten zur Existenz und Lage undichter Kanalisationen liegen dem NLWKN nicht vor. Allerdings können den Arbeiten der DWA (2009, 2015) Schätzungen entnommen werden, nach denen sich ca. 17-19 % der öffentlichen Kanalisationsrohre in einem sanierungsbedürftigen Zustand befinden. Private Abwasserleitungen sind in diesen Arbeiten nicht erfasst. Wie die vorstehenden Karten (Abbildung 5-4 bis Abbildung 5-8) zeigen, sind in den Einzugsgebieten der Messstellen mit positiven Befunden Siedlungsflächen in nicht unerheblichem Umfang vorhanden. Die Grundwasseroberfläche wird im Maßstab 1:50000 durch den WMS-Dienst des LBEG (2018) angezeigt. Der Abgleich zwischen dem digitalen Geländemodell und der auf NN bezogenen Grundwasseroberfläche zeigt oberflächennah anstehendes Grundwasser (bis ca. 15 m Tiefe unter Gelände). Wie Abbildung 5-4 ff. exemplarisch für die betroffenen Einzugsgebiete zeigen, sind die Fließgewässer oberhalb der Messstellen hydraulisch an das Grundwasser angebunden, womit die Voraussetzung eines Abstroms und der Infiltration ins Fließgewässer gegeben ist. Abbildung 5-8 zeigt den Umkehrschluss: das Einzugsgebiet liegt im Festgestein ohne oberflächennahes Grundwasser und weist kaum Siedlungsflächen auf. An der Messstelle werden keine Überschreitungen der Bestimmungsgrenze registriert.

Eine weitergehende hydrogeologische Analyse der betroffenen fünf Einzugsgebiete kann im Rahmen dieser Studie nicht geleistet werden. Es ist jedoch festzustellen, dass eine Reihe von Standortfaktoren vorhanden ist, die sich begünstigend auf einen Stofftransport aus dem Siedlungsbereich über das Grundwasser in die Oberflächengewässer auswirken, wenn es im Siedlungsbereich zu einer Emission von Arzneimittelwirkstoffen aus undichten Abwasserkanälen kommen sollte.

5.3 Überprüfung statistischer Zusammenhänge zwischen den Arzneimittelkonzentrationen im Gewässer und weiteren Einflussfaktoren im Einzugsgebiet

Humanarzneimittel passieren teilweise unverändert oder in metabolisierter Form den menschlichen Körper und gelangen kontinuierlich über die Abwässer in die Kläranlagen, wo sie vielfach nicht ausreichend eliminiert werden können und anschließend mit dem geklärten Abwasser in die niedersächsischen Oberflächengewässer gelangen. Der Zusammenhang zwischen der Pharmaka-Belastung in Gewässern und dem Anteil an gereinigtem Abwasser an der Gesamtabflussmenge wurde in den Veröffentlichungen von Ternes (2001) und LAWA (2016) dargelegt. Andere mögliche Einflussparameter auf die Arzneimittelkonzentrationen, wie beispielsweise die räumliche Verteilung sowie die Alterszusammensetzung der Bevölkerung wurden bisher noch nicht untersucht. Aus diesem Grund wird eine Reihe von bevölkerungsstatistischen Daten aus unterschiedlichen Quellen herangezogen und analysiert. Das Ziel dabei ist, statistische Zusammenhänge zwischen den Arzneimittelkonzentrationen und demographischen Daten bestmöglich zu identifizieren und zu überprüfen.

Untersuchungen zur Auswertung der in Apotheken eingelösten ärztlichen Verschreibungen belegen einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Lebensalter und Arzneimittelkonsum (Schwabe u. Paffrath 2011, Abbildung 5-9). Bis zum Alter 20-24 Jahre sinkt der Arzneimittelkonsum stetig, um dann ab dem 50. Lebensjahr stark anzusteigen. Maximal schwankt der Arzneiverbrauch zwischen den Versicherten in der Gesetzlichen Krankenversicherung, der etwa 80 % der Bevölkerung angehören, bis zum Faktor 23, wenn man die Altersgruppen 20-24 mit 66 DDD und 85-89 mit 1521 DDD miteinander vergleicht. Die Abkürzung „DDD“ steht für "defined daily dosis" (auf deutsch: definierte Tagesdosis) und bezeichnet die angenommene mittlere tägliche Erhaltungsdosis für die Hauptindikation eines Arzneimittels bei Erwachsenen (Fricke et al. 2017). Darüber hinaus existieren geschlechtsspezifische Konsummuster, die ebenfalls mit dem Alter variieren (Coca u. Nink 2011, Abbildung 5-9).

Abbildung 5-10 zeigt, dass die beschriebenen Muster der Zunahme des Arzneikonsums mit dem Lebensalter teilweise auch für die in dieser Studie betrachteten Wirkstoff-Gruppen gelten. So nimmt der Verbrauch von Antiepileptika (Carbamazepin) stetig zu, wobei der Verbrauch von Senioren bis zu 8mal über dem von Kleinkindern liegen kann. Ähnliches gilt für den Verbrauch von Analgetika und Antiphlogistica, zu denen Diclofenac zählt. Lediglich der Verbrauch von Antibiotika (Sulfamethoxazol) erfolgt durch alle Lebensphasen hinweg auf hohem Niveau, von leichten Schwankungen abgesehen. Da davon ausgegangen werden muss, dass es in Niedersachsen regional und sub-regional demographische Unterschiede

gibt, wird die Hypothese aufgestellt, dass diese Unterschiede in der Alters- und Geschlechtszusammensetzung eine Auswirkung auf den Arzneiverbrauch somit auf die Einträge in die Oberflächengewässer ausüben.

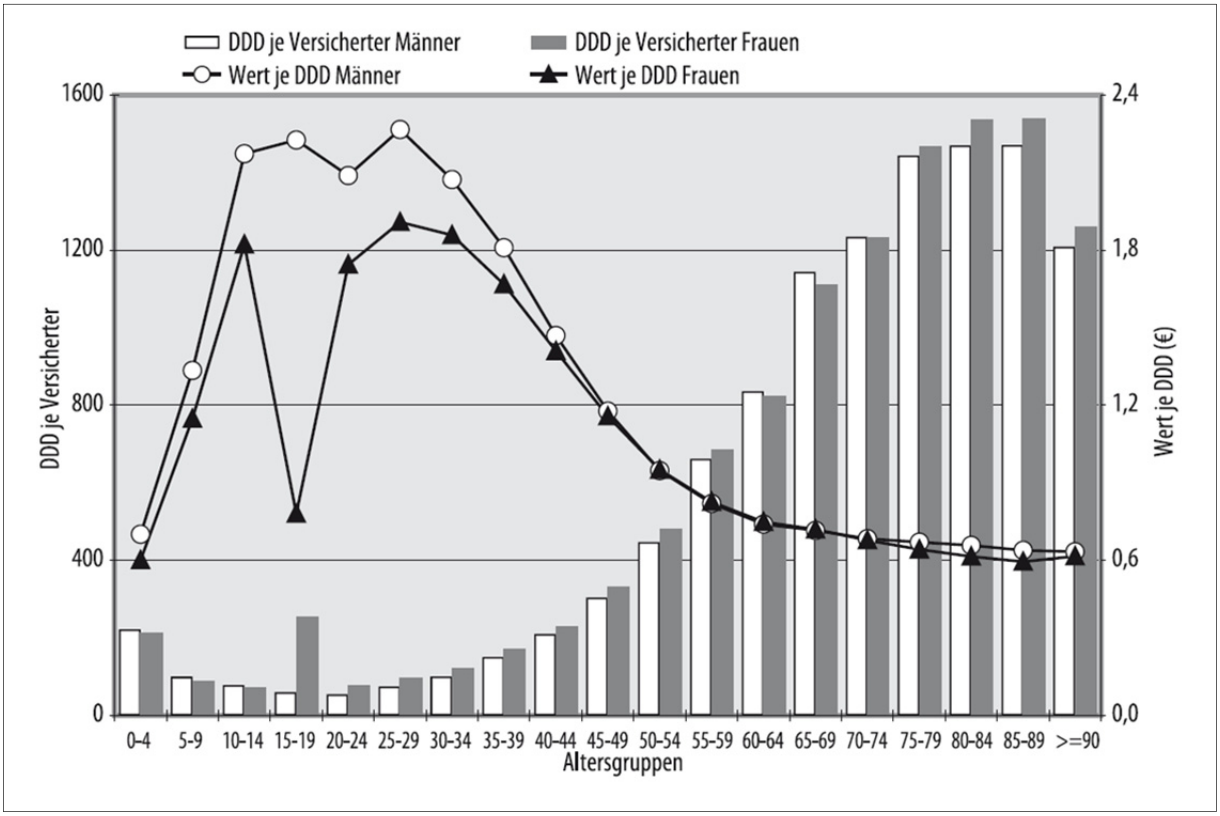


Abbildung 5-9: Arzneiverbrauch der gesetzlich Versicherten 2010 nach Alter und Geschlecht (Schwabe u. Paffrath 2011)

Darüber hinaus wird vermutet, dass Krankenhäuser wirkstoffabhängig als konzentrierte Stoffquelle fungieren, d.h., in einem Einzugsgebiet mit vielen Krankenbetten müsste ein erhöhter Wirkstoffeintrag in die Gewässer erfolgen. Außerdem muss beim chemisch weniger stabilen Wirkstoff Diclofenac gegenüber Carbamazepin und Sulfamethoxazol von einem deutlichen Abbau im Gewässer durch Photolyse ausgegangen werden. Daher wird vermutet, dass die Entfernung zwischen den Einleitstellen und der Messstelle ebenfalls eine Auswirkung auf die Wirkstoffkonzentration im Gewässer ausübt. Im Folgenden ist daher zu prüfen, ob und wie stark diese Einflüsse im Bundesland Niedersachsen räumlich variieren und ob sie statistisch signifikant belegt werden können.

Abbildung 3-4 in Kapitel 3.2 sowie die nachfolgenden Karten (Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-15) zeigen die demographischen Unterschiede in Niedersachsen. Besonders markant ist ein Gürtel erhöhter Bevölkerungsdichte, der sich von der westlichen Landesgrenze zu den Niederlanden bis nach Helmstedt zieht und diverse Großstädte mit ihrem Umland umfasst. Ähnliche Verhältnisse treten im nördlichen und westlichen Harzumland, d.h. in den Einzugsgebieten von Leine, Innerste und Oker auf sowie im Raum Oldenburg-Bremen und südlich von Hamburg. Die Verteilung der Krankenhäuser und ihre Größe korrelieren teilweise mit den beschriebenen Bevölkerungsmustern. Im Emsland oder zwischen Bremen und

Hamburg treten jedoch auch gegenläufige Muster auf, wenn sich im schwächer besiedelten Raum Krankenhäuser mit über 250 und über 500 Betten finden.

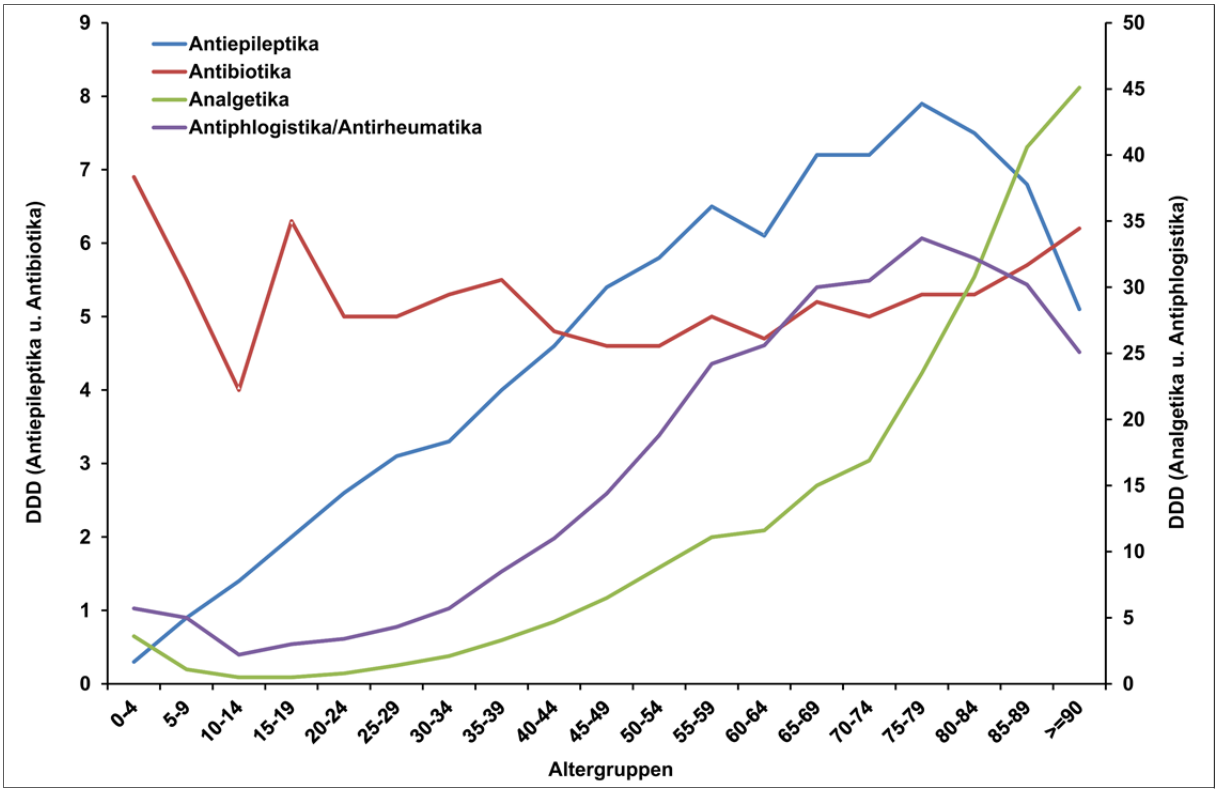


Abbildung 5-10: Arzneiverbrauch in definierten Tagesdosen (DDD) je Versichertem in der Gesetzlichen Krankenversicherung 2010 nach Arzneimittelgruppen (eigene Abbildung, Zahlen aus Schwabe u. Paffrath 2011)

In den Landkreisen Cloppenburg und Vechta, teilweise auch Osnabrück und Emsland ist ein erheblicher Bevölkerungsanteil jünger als der Durchschnitt von etwa 44 Jahren, was sich räumlich konzentriert in zusammenhängenden Gemeinde-Clustern bemerkbar macht. Demgegenüber steht ein Streifen von Gemeinden zwischen Wendland und Harz sowie in Südniedersachsen und in Thüringen, in denen das Durchschnittsalter über 45 Jahren liegt (Abbildung 5-12). In diesen Gemeinden beträgt der Anteil der über 65-jährigen durchweg mehr als 20 %, teilweise mehr als 25 % (Abbildung 5-13). Auch das prozentuale Verhältnis zwischen den Geschlechtern unterliegt räumlichen Variationen, wie Abbildung 5-14 zeigt. Demnach besteht ein Männerüberschuss in peripheren ländlichen Gemeinden, u.a., in einem Gürtel zwischen Emsland und Wendland, Nordniedersachsen sowie Thüringen. Frauenüberschuss tritt räumlich aggregiert v.a. in Zentrum und Umland der Großstädte auf.

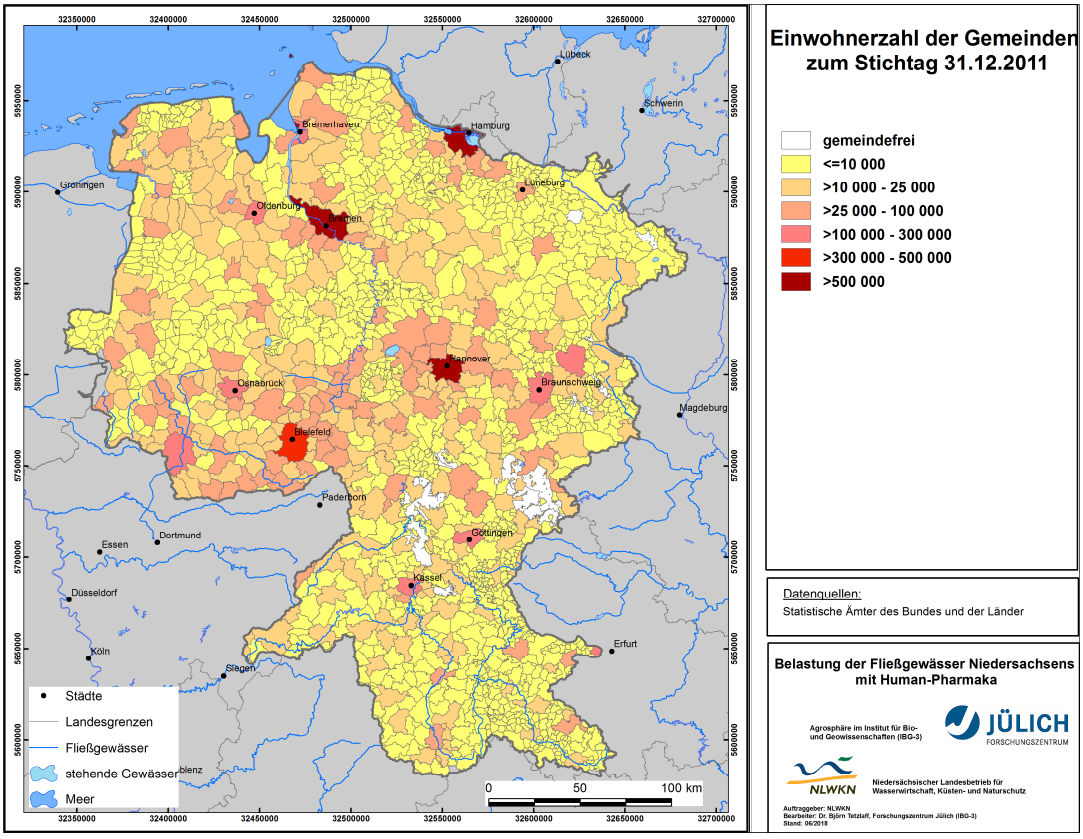


Abbildung 5-11: Einwohnerzahl auf Gemeindeebene

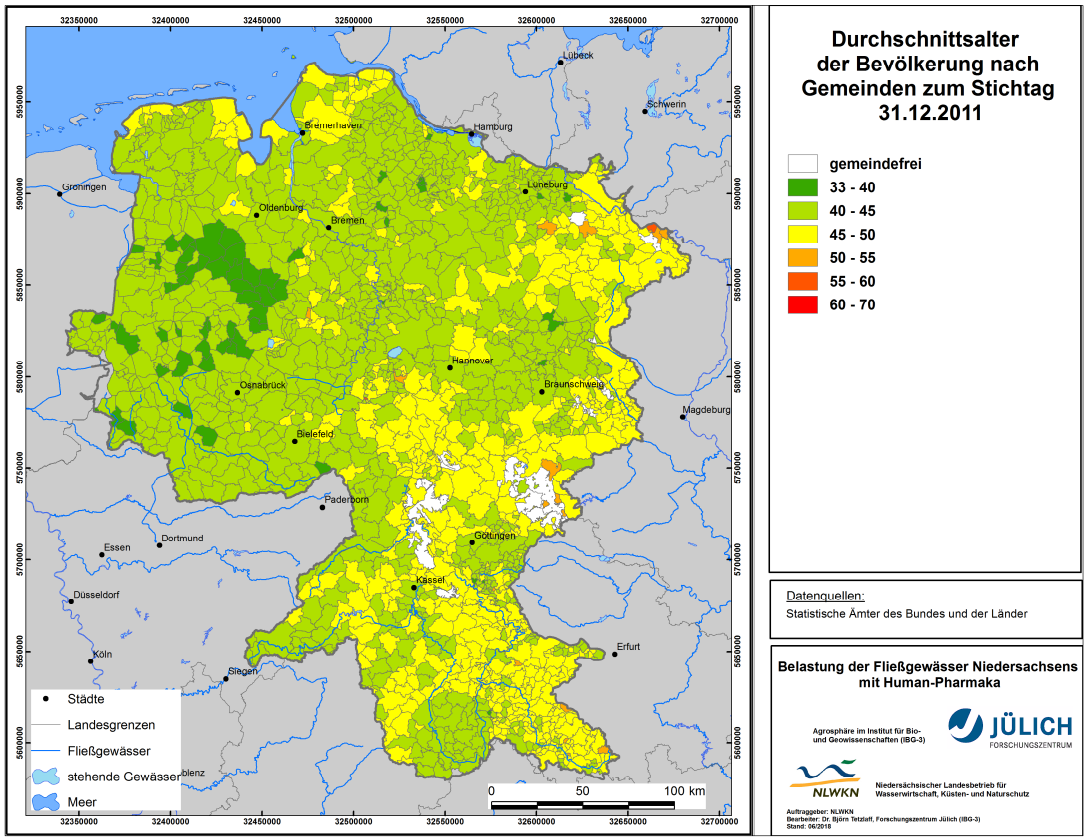


Abbildung 5-12: Durchschnittsalter der Bevölkerung

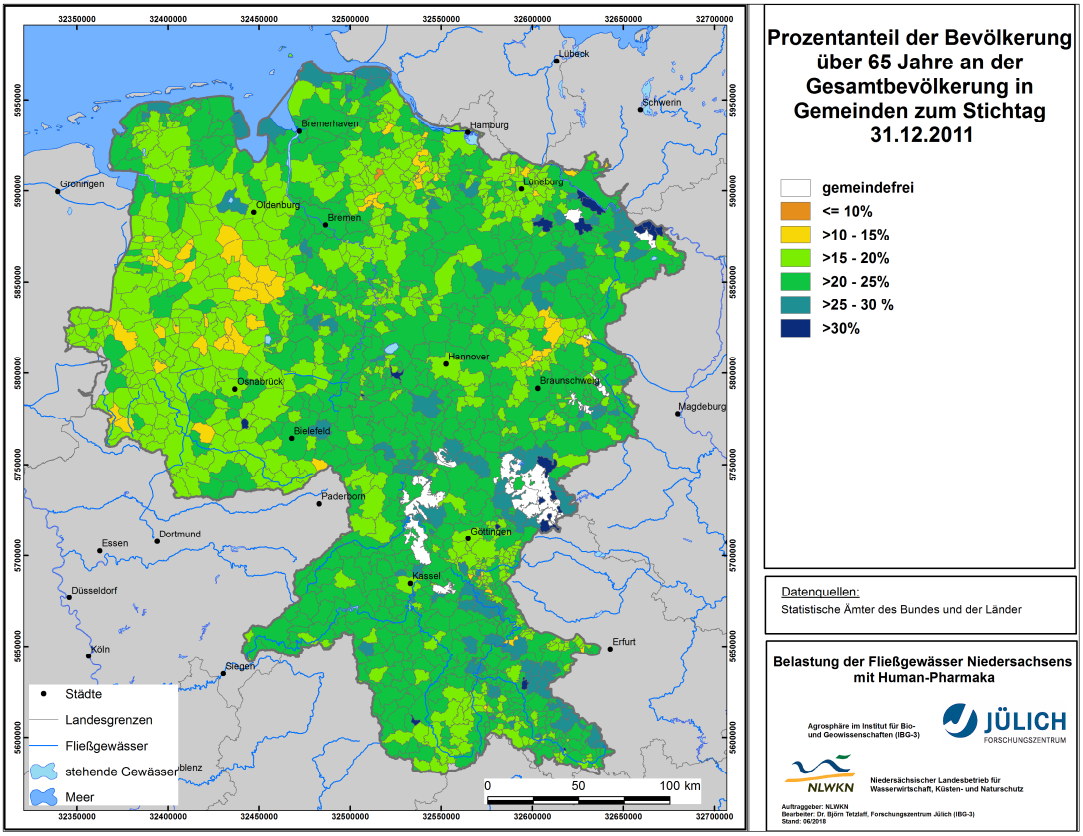


Abbildung 5-13: Anteil der Bevölkerung über 65 Jahren an der Gesamtbevölkerung

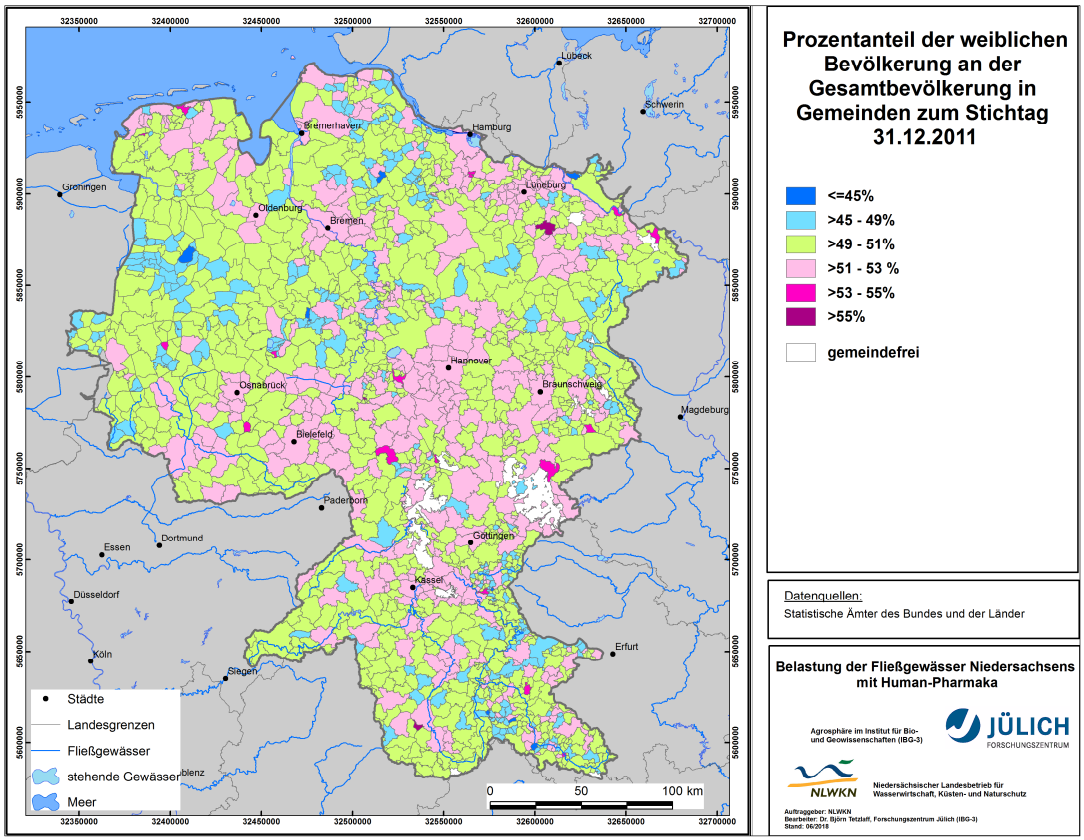


Abbildung 5-14: Anteil der weiblichen Bevölkerung an der Gesamtbevölkerung

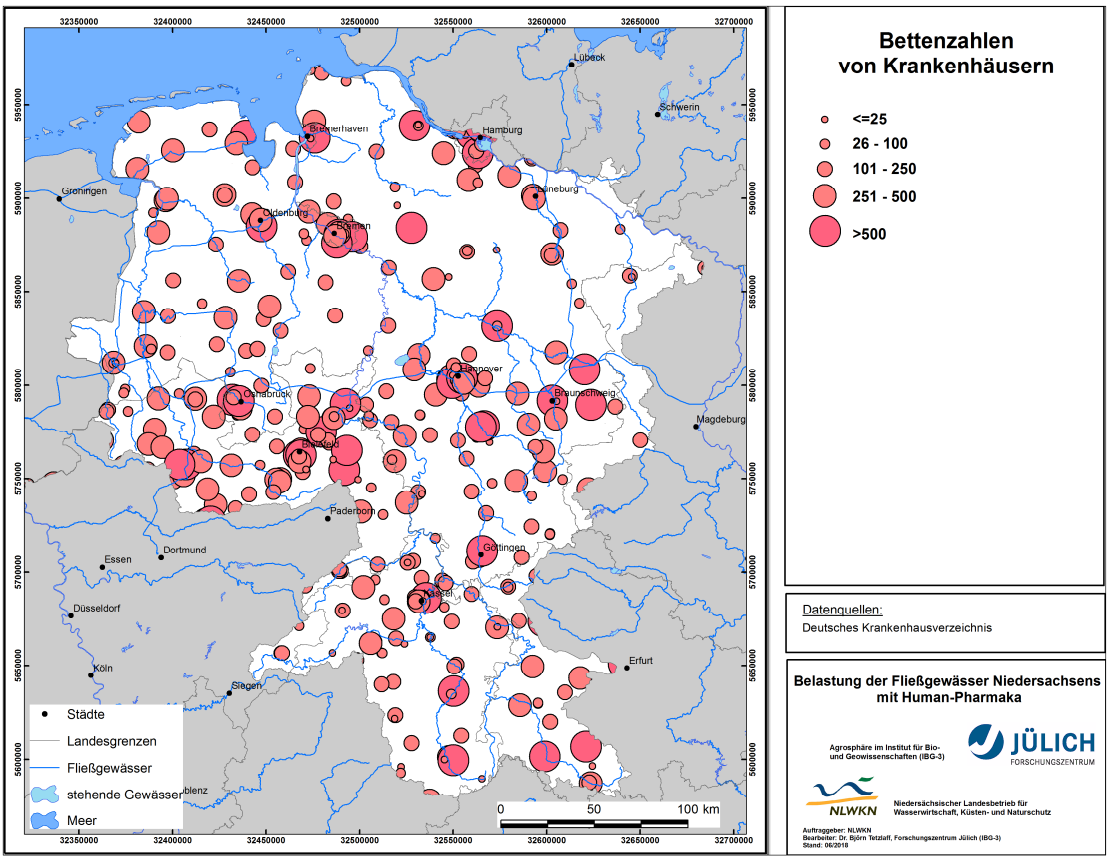


Abbildung 5-15: Lage der Krankenhäuser und Bettenzahlen

Tabelle 5-1: Anzahl der mit Güte-Messstellen verknüpften Einzugsgebiete nach Größenklassen

Einzugsgebietsgröße	**Anzahl**
Sehr klein (< 10 km²)	0
Klein (10 - 100 km²)	5
Mittelgroß (100 – 1000 km²)	76
Groß (1000 – 10000 km²)	27
Sehr groß (> 10000 km²)	11
Summe	119

Die Lage der Güte-Messstellen, an denen der NLWKN 2010-2011 Arzneikonzentrationen gemessen hat, wurde in Abbildung 4-19 bereits gezeigt. Die Einzugsgebietsgrößen dieser Messstellen weisen ein breites Spektrum auf. Gemäß Oberflächengewässerverordnung 2016 können Einzugsgebiete ihrer Größe nach in sehr klein, klein, mittelgroß, groß oder sehr groß unterteilt werden. Tabelle 5-1 und Abbildung 5-16 zeigen die Verteilung der Einzugsge-

bietsgrößen auf die verschiedenen Größenklassen. Demnach stammen die meisten Messstellen aus mittelgroßen (76 von 119) und großen Einzugsgebieten (27 von 119). Danach folgen sehr große und kleine Einzugsgebiete. An Messstellen mit sehr kleinen Einzugsgebieten wurde keine Konzentration ermittelt.

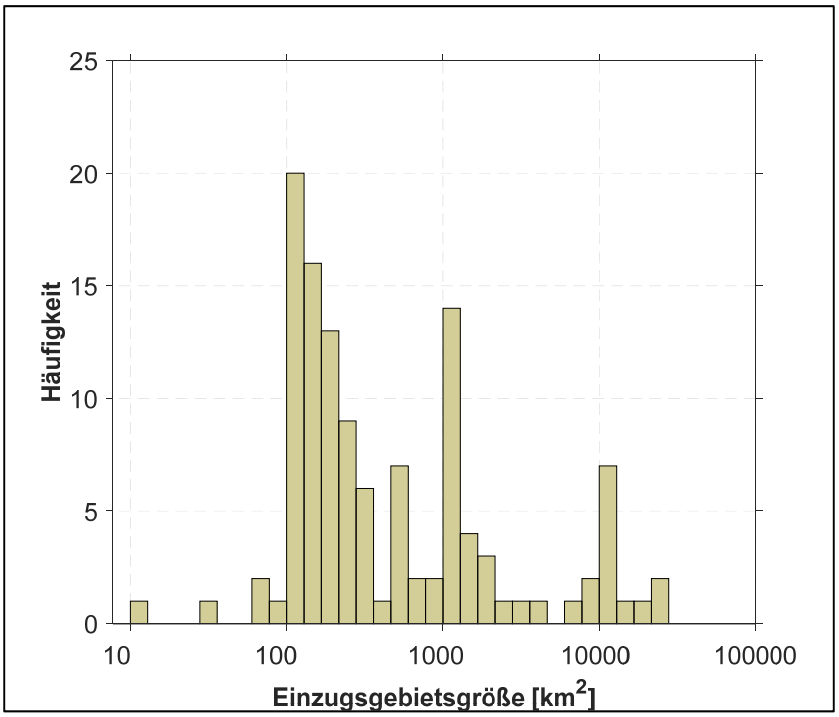


Abbildung 5-16: Häufigkeitsverteilung der Einzugsgebietsgrößen der Güte-Messstellen in halblogarithmischer Darstellung.

Damit kann festgestellt werden, dass es unterschiedliche demographische Verteilungsmuster in Niedersachsen gibt, die sich vielfach in räumlich aggregierter Weise zeigen. Auf die ebenfalls regional variierenden Einflüsse der Kläranlagen-Verteilung, der Jahresabwassermengen sowie des Abwasseranteils wurde bereits in den vorherigen Kapiteln 3.2 und 4 eingegangen. Außerdem weisen die Einzugsgebiete der 119 Güte-Messstellen ein breites Größenspektrum und damit an Fließlängen auf. Aus dieser umfangreichen Datengrundlage werden im Folgenden Variablen definiert, die dann auf statistische Zusammenhänge zur gemessenen Wirkstoffkonzentration untersucht werden. Tabelle 5-2 gibt eine Übersicht über die vom FZJ zusammengetragenen Datengrundlagen und ihre Herkunft. Aufgrund der Datenlage können Information zu den Krankenhäusern lediglich aus dem Jahr 2015 herangezogen werden. Die Arzneimittel-Messwerte stammen aus dem Jahr 2011. Jedoch wird davon ausgegangen, dass sich die Anzahl der Krankenhäuser, die Bettenzahl sowie die Fallzahlen im Zeitraum 2010 bis 2015 nicht stark geändert haben, sodass ein Vergleich trotzdem möglich ist. Diese Annahme wird durch Angaben im Verzeichnis der Krankenhäuser und Vorsorge-/ Rehabilitationseinrichtungen des Landes Niedersachsen (2016) bestätigt.

Tabelle 5-2: Datengrundlagen für die Ableitung der Variablen

Datengrundlage	**Datentyp**	**Quelle**
Bevölkerungszahl insgesamt und nach Altersgruppen* und Geschlecht für Gemeinden der Bundesländer: Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg und Bremen zum Stichtag 31.12.2011	Excel-Format	Datenbank der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (abgeglichen mit Daten aus jeweiligem Landesamt für Statistik) Für Niedersachsen: Datenbank des Landesamts für Statistik Niedersachsen (zwecks Einheitlichkeit der 8-stelligen Gemeindeschlüsselkennzahl)
Durchschnittsalter der Bevölkerung insgesamt und nach Geschlecht für Gemeinden der genannten Bundesländer zum Stichtag 31.12.2011	Excel-Format	Datenbank der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (abgeglichen mit Daten aus jeweiligem Landesamt für Statistik) Für Niedersachsen: Datenbank des Landesamts für Statistik Niedersachsen
Verwaltungsgebiete (Gemeinden)	Shape-Format	Geodatenzentrum des Bundes für Geoinformation und Geodäsie
Information zu den Krankenhäusern der relevanten Bundesländer: Anschrift, Bettenzahl, Zahl der vollstationären, teilstationären und ambulanten Fälle**	Webseite	Deutsches Krankenhausverzeichnis Information zur Bettenzahl, Zahl der vollstationären, teilstationären und ambulanten Fälle stammt aus dem Jahre 2015 da keine Daten aus anderen Jahren vorhanden sind
Lage von Einleitstelle, Jahresabwassermenge, Einwohnerwerte der Klärlagen	Shape-Format	NLWKN
Abflussmenge	Raster-Format	Ergebnis des GROWA-Modells, Forschungszentrum Jülich IBG 3.

**: Insgesamt 17 Altersgruppen: 0 bis 3, 3 bis 6, 6 bis 10, 10 bis 15, 15 bis 18, 18 bis 20, 20 bis 25, 25 bis 30, 30 bis 35, 35 bis 40, 40 bis 45, 45 bis 50, 50 bis 55, 55 bis 60, 60 bis 65, 65 bis 75 und größer als 75.*

***: Die Koordinaten der Krankenhäuser wurden anhand der Anschrift mittels Google Geocoding API abgeleitet und anschließend georeferenziert.*

Tabelle 5-3: Variablen zur Überprüfung auf Zusammenhang mit Arzneimittel-Konzentrationen

Kategorie	Variable (bezogen auf Einzugsgebiete)	Anzahl
1	Bevölkerungszahl 2011	1
	Bevölkerungszahl je Altersgruppe 2011	17
	Bevölkerungsdurchschnittsalter 2011	1
	Männliche Bevölkerungszahl 2011	1
	Männliche Bevölkerungszahl je Altersgruppe 2011	17
	Männliches Bevölkerungsdurchschnittsalter 2011	1
	Weibliche Bevölkerungszahl 2011	1
	Weibliche Bevölkerungszahl je Altersgruppe 2011	17
	Weibliches Bevölkerungsdurchschnittsalter 2011	1
	Anzahl an Krankenhäusern, Krankenhäuserbetten, ambulanten, teilstationären und vollstationären Fälle 2015	5
	Anzahl an Kläranlagen, dimensionierter Einwohnerzahl sowie Jahresabwassermenge [m³/a]	3
	Einzugsgebietsgröße sowie ihre logarithmische Größe [km²]	2
	Entfernung (Luftlinie) zwischen Messstelle und nächster Kläranlage [km]	1
2	Abwasseranteil an MQ 2004-2014 [%]	1
	Bevölkerungsdichte insgesamt und nach Geschlecht 2011 [EW/km²]	3
	Bevölkerungsdichte jeweiliger Altersgruppe insgesamt und nach Geschlecht 2011 [EW/km²]	51
	Krankenhausdichte 2015 [Krankenhaus/km²]	1
	Anzahl Betten pro Einwohner	1
	Anzahl Betten, ambulanter, teilstationärer, vollstationärer Fälle 2015 pro km²	3
	Geschlechtsverhältnis 2011: Quotient männlicher zu weiblicher Bevölkerung [-]	1
	Anteil Bevölkerung älter als 65 zur gesamten Bevölkerung 2011 [%]	1
	Summe	**130**

Die gesammelten Daten müssen zunächst auf die Einzugsgebiete übertragen werden. Die Bevölkerungsdaten werden mit Gemeinde-Shapedateien anhand des amtlichen Gemeinde-

schlüssels verknüpft (Abbildung 5-11 ff.). Anschließend werden diese mit den Einzugsgebietsumrissen der 119 Güte-Messstellen verschnitten. Dabei werden die Bevölkerungsanzahl und das durchschnittliche Bevölkerungsalter mittels einer selbst erstellter Python-Routine flächengewichtet berechnet. Die Anzahl der Krankenhäuser sowie ihre Bettenzahl, die vollstationären, teilstationären sowie ambulanten Fälle werden anhand der Standort-Lage im Einzugsgebiet aufsummiert (Abbildung 5-15).

Aus den gesammelten Daten werden für die Einzugsgebiete der Güte-Messstellen insgesamt 130 Variablen ermittelt (Tabelle 5-3). Diese Variablen werden in zwei Kategorien unterteilt, je nachdem ob sie einen absoluten Wert repräsentieren (Kategorie 1) oder auf andere Variablen, wie beispielsweise Fläche oder Einwohnerzahl, bezogen sind (Kategorie 2). Zuerst werden die in Tabelle 5-3 aufgeführten Variablen auf Korrelationen mit den gemessenen Arzneimittelkonzentrationen überprüft. Dafür steht eine Reihe von Korrelationskoeffizienten zur Verfügung, u.a. die nach Bravais / Pearson (kurz Pearson genannt), nach Spearman und nach Kendall. Der Pearson'sche Korrelationskoeffizient zählt zu den parametrischen Verfahren und stellt ein normiertes Maß zur Quantifizierung eines linearen Zusammenhangs dar. Wenn mittels Pearson'schem Koeffizient auf Signifikanz geprüft wird, müssen die Messwerte der Variablen bivariat normal verteilt sein. Koeffizienten nach Spearman und Kendall sind dagegen Rangkorrelationskoeffizienten. Die Korrelation wird nicht zwischen den Datenpunkten selbst, sondern zwischen ihren Rängen berechnet. Es bietet den Vorteil, dass nicht nur lineare, sondern auch nicht lineare, monotone Zusammenhänge identifiziert werden können. Da Spearman und Kendall zu den nicht-parametrischen Verfahren gehören, ist im Hinblick auf den Signifikanz-Test die bivariate Normalverteilung der Variablen nicht erforderlich. In der Regel ist der Kendall-Koeffizient kleiner als der Spearman-Koeffizient, sodass beide Koeffizienten nicht miteinander vergleichbar sind. Gegenüber Ausreißerdifferenzen ist der Spearman-Koeffizient empfindlicher als Kendall (Benesch 2013). Für alle Korrelationskoeffizienten gilt der Wertebereich von -1 bis 1, wobei 1 beziehungsweise -1 den perfekten positiven beziehungsweise negativen Zusammenhang darstellt während eine Korrelation von 0 bedeutet, dass kein Zusammenhang zwischen beiden Variablen existiert.

Die Überprüfung der Korrelationen mittels Spearman- und Kendall-Koeffizienten kommt zu dem Ergebnis, dass alle Variablen, bis auf das Durchschnittsalter, die Luftlinie zwischen Messstelle und nächster Kläranlage, den Bevölkerungsanteil der über 65-jährigen und das Geschlechterverhältnis männlich zu weiblich einen positiv monotonen und signifikanten Zusammenhang mit den Arzneikonzentrationen aufweisen. Bei dem Geschlechterverhältnis männlich zu weiblich ist ein negativ monotoner und signifikanter Zusammenhang vorhanden. An dieser Stelle ist es sinnvoll, die Parameter paarweise gegeneinander in einer sogenannten Streudiagramm-Matrix zu plotten. Es ist ersichtlich, dass trotz der statistisch bewiesenen Zusammenhänge auf dem Signifikanzniveau von 0,01 lediglich einige lineare Beziehungen deutlich werden. Die Pearson-Korrelationskoeffizienten werden zusätzlich berechnet, um direkte lineare Zusammenhänge und ihren Stärken identifizieren zu können. Wie oben erwähnt, setzen die Signifikanztests der Pearson´schen Korrelationskoeffizienten voraus, dass die Variable binormal verteilt sind. Um trotz der Verletzung der Normalverteilung-Voraussetzung, die Signifikanz der Pearson-Korrelationen abschätzen zu können, wird die

nicht-parametrische Methode Bootstrap in Anspruch genommen. Dabei handelt es sich um eine Methode des Resamplings. Aus dem zugrunde liegenden Datensatz werden Stichproben mit Zurücklegen gezogen, für die wiederholt die Statistik berechnet wird. Durch die Wiederverwendung der Daten ist es möglich, die Verteilung von Stichprobenstatistiken durch die Bootstrap-Verteilung zu approximieren und damit die Qualität von Schätzern zu beurteilen indem etwa Verzerrung, Perzentile, Vertrauensintervalle oder Standardfehler (approximativ) berechnet werden können (Engel und Grübel 2008). Wenn das durch 1000-Bootstrap-Vorgänge ermittelte Konfidenzintervall für eine signifikante Korrelation den Wert Null nicht einschloss, kann das Ergebnis als robust angesehen werden. Aufgrund der hohen Anzahl von Variablen werden repräsentative Variablen ausgewählt und in Abbildung 5-17 sowie Abbildung 5-18 oberhalb der Diagonalen paarweise gegeneinander geplottet. Unterhalb der Diagonalen sind die Korrelationskoeffizienten nach Pearson mit den mittels Bootstrap überprüften zugehörigen Signifikanzniveaus dargestellt.

Anhand der in Abbildung 5-17 dargestellten Streudiagramm-Matrix kann festgestellt werden, dass viele der untersuchten Variablen stark mit einander korrelieren. Je größer das Einzugsgebiet ist, desto höher ist die Einwohnerzahl, männlich wie weiblich. Je höher die Einwohnerzahl, desto mehr und größere Krankenhäuser mit höheren Betten- und Fallzahlen gibt es. Ebenfalls korreliert die Jahresabwassermenge sehr stark mit der Bevölkerungszahl und der Anzahl an Krankenhäusern ($r \geq 0{,}99$). Zwischen den Variablen der Kategorie 1, wie zum Beispiel der Anzahl an Krankenhäusern sowie ihre Betten, der Bevölkerungszahl, dem mittleren Bevölkerungsalter und den Arzneimittelkonzentrationen bestehen keine linearen Zusammenhänge. Die Korrelationskoeffizienten nach Pearson sind klein und fallen in der Regel nicht signifikant aus.

Die Analyse der Pearson-Korrelationen zeigt signifikante lineare Zusammenhänge zwischen den Arzneimitteln selbst sowie zwischen den Arzneimitteln und allen Variablen der Kategorie 2 mit Ausnahme des Anteils der Bevölkerung älter als 65 zur gesamten Bevölkerung [%] und des Verhältnisses Betten pro Einwohner. Am stärksten mit den Arzneimittelkonzentrationen korreliert der Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]. Danach folgt die Bevölkerungsdichte [EW/km²]. Die Koeffizienten können nach der Einteilung von Cohen (1988) als stark eingestuft werden und sind auf dem 1 ‰-Niveau signifikant. Ebenfalls korrelieren die Krankenhausdichte, Bettenzahl pro Quadratkilometer sowie die Anzahl von Krankenhausfällen (aus Platzgründen nicht dargestellt) linear positiv mit den Arzneimittelbefunden. Die entsprechenden Koeffizienten sind jedoch um einiges geringer. Aufgrund der hohen Korrelation mit den Arzneimitteln wird auf die Variable Bevölkerungsdichte näher eingegangen.

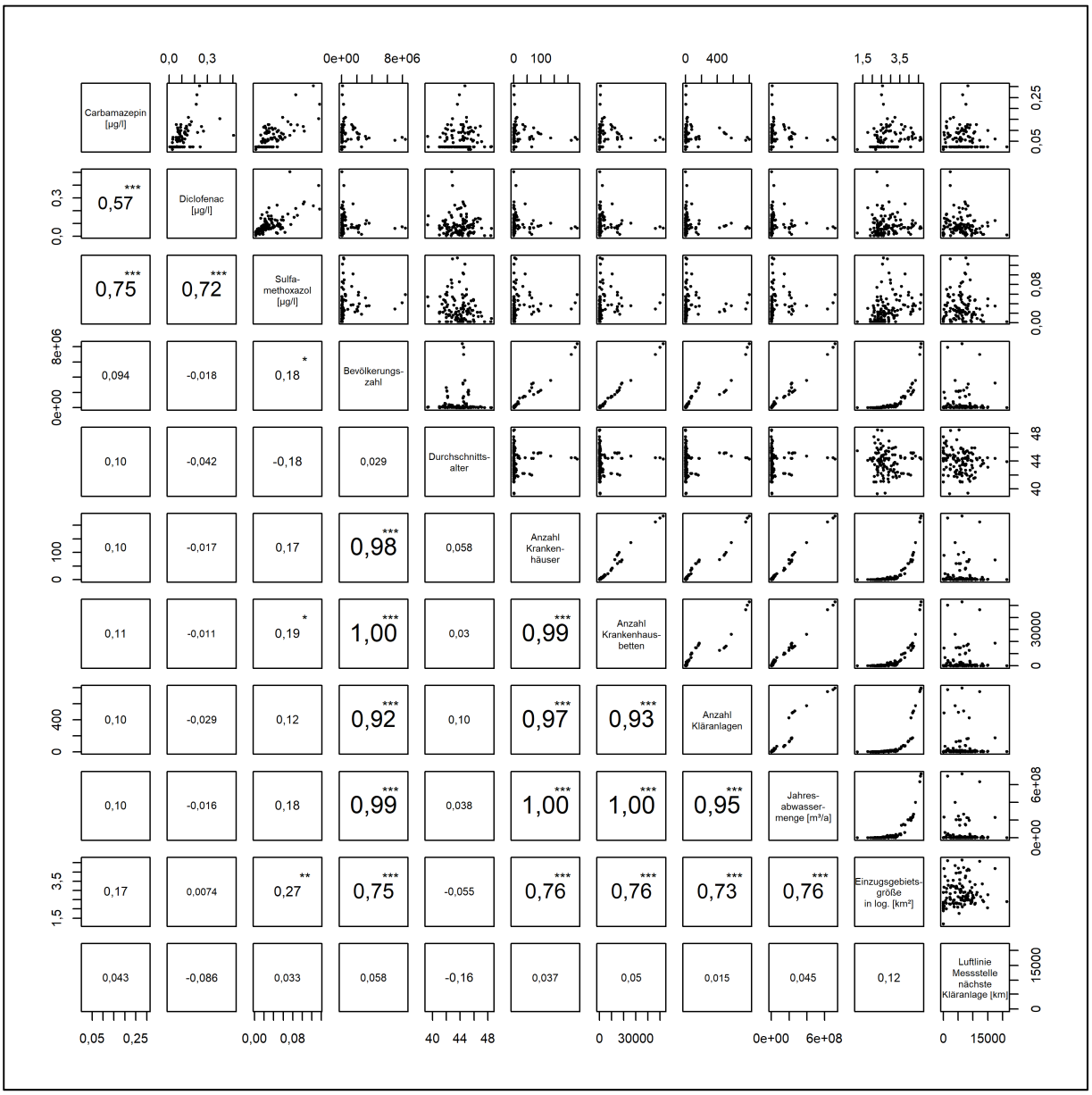


Abbildung 5-17: Streudiagramm-Matrix und Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Arzneimittelkonzentrationen und Variablen der Kategorie 1).
Signifikanzniveaus: *: 0,05 (5 %); **: 0,01 (1 %); ***: 0,001 (1 ‰).

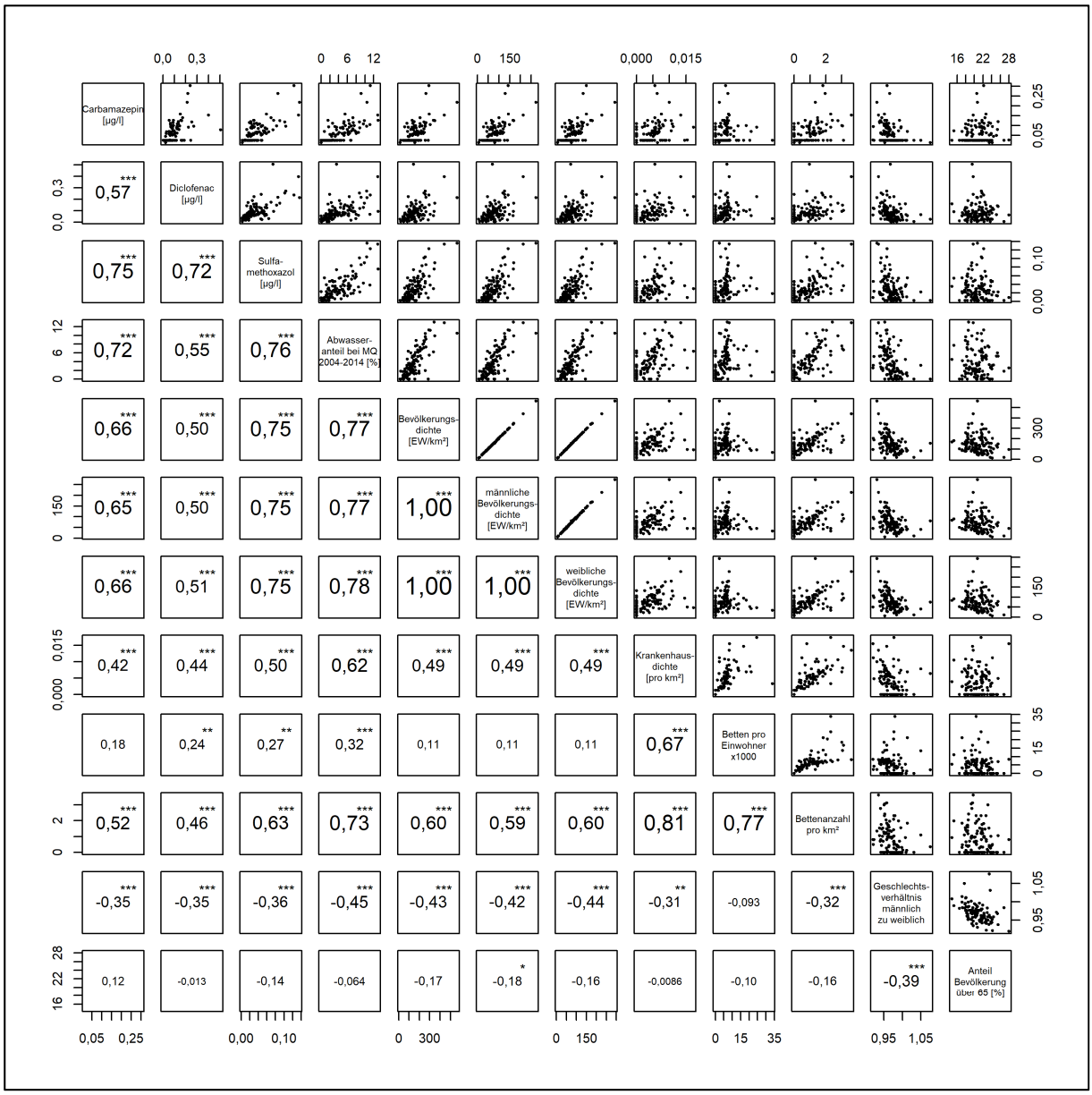


Abbildung 5-18: Streudiagramm-Matrix und Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Arzneimittelkonzentrationen und Variablen der Kategorie 2)
Signifikanzniveaus: *: 0,05 (5 %); **: 0,01 (1 %); ***: 0,001 (1 ‰).

Wie in Kapitel 4.3 bereits ausgeführt, besteht statistisch ein linearer Zusammenhang zwischen den Abwasseranteilen bei MQ und den mittleren Konzentrationsniveaus der drei Wirkstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol. Dies wird u.a. durch LAWA (2016) für die Oberflächengewässer des Landes Baden-Württemberg gestützt. Bei Carbamazepin und Sulfamethoxazol kann ein erheblicher Teil der Varianz allein durch den Abwasseranteil am MQ erklärt werden kann (R^2 größer 0,5). Bei Diclofenac hingegen ist der Bestimmtheitsmaß deutlich geringer (R^2 ca. 0,3). Es lässt sich vermuten, dass Diclofenac in der Umwelt weniger persistent als die beiden anderen Stoffen ist. Dies befindet sich im Einklang mit der Veröffentlichung von LANUV (2007), wonach Carbamazepin und Sulfamethoxazol als sehr persistent eingestuft seien. Bei Diclofenac spielt die Photodegradation eine wichtige Rolle beim

Abbau der Substanz (Kap. 4.3). Tendenziell ist bei allen Arzneimitteln zu beachten, dass bis auf einige extreme Ausreißer im niedrigen Bereich des Abwasseranteils (beispielsweise Diclofenac-Konzentration über 0,5 µg/l) die Streuung mit höherem Abwasseranteil zunimmt.

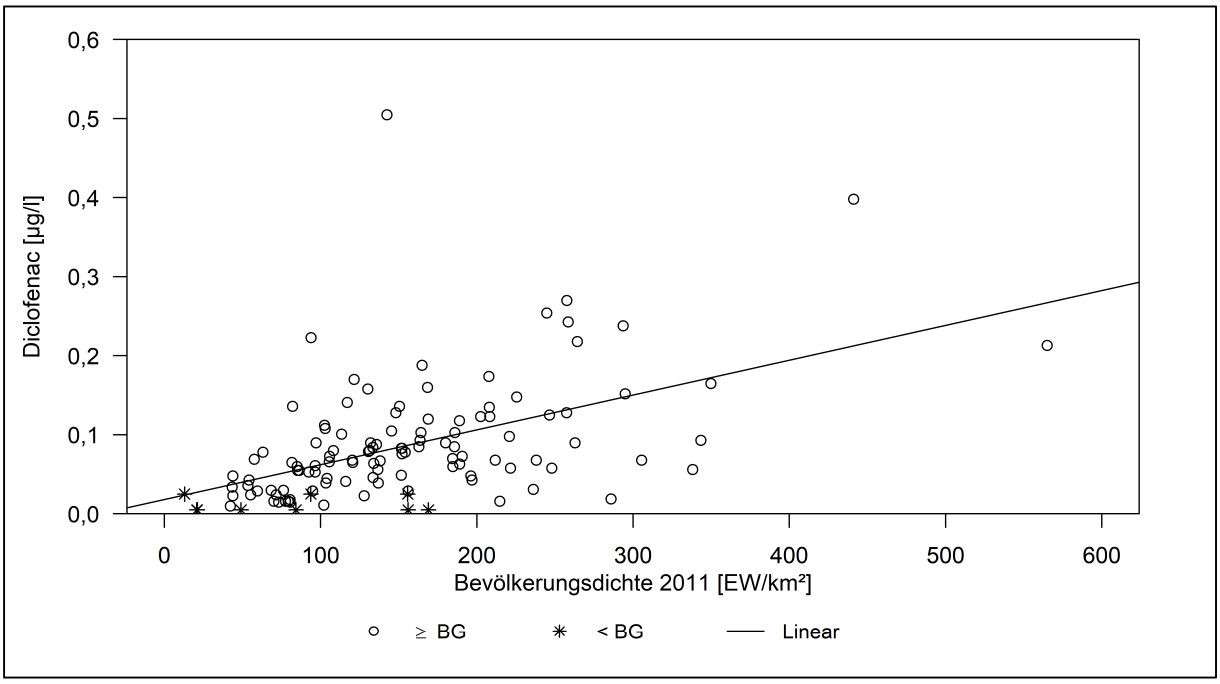


Abbildung 5-19: Zusammenhang zwischen der Diclofenac-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011

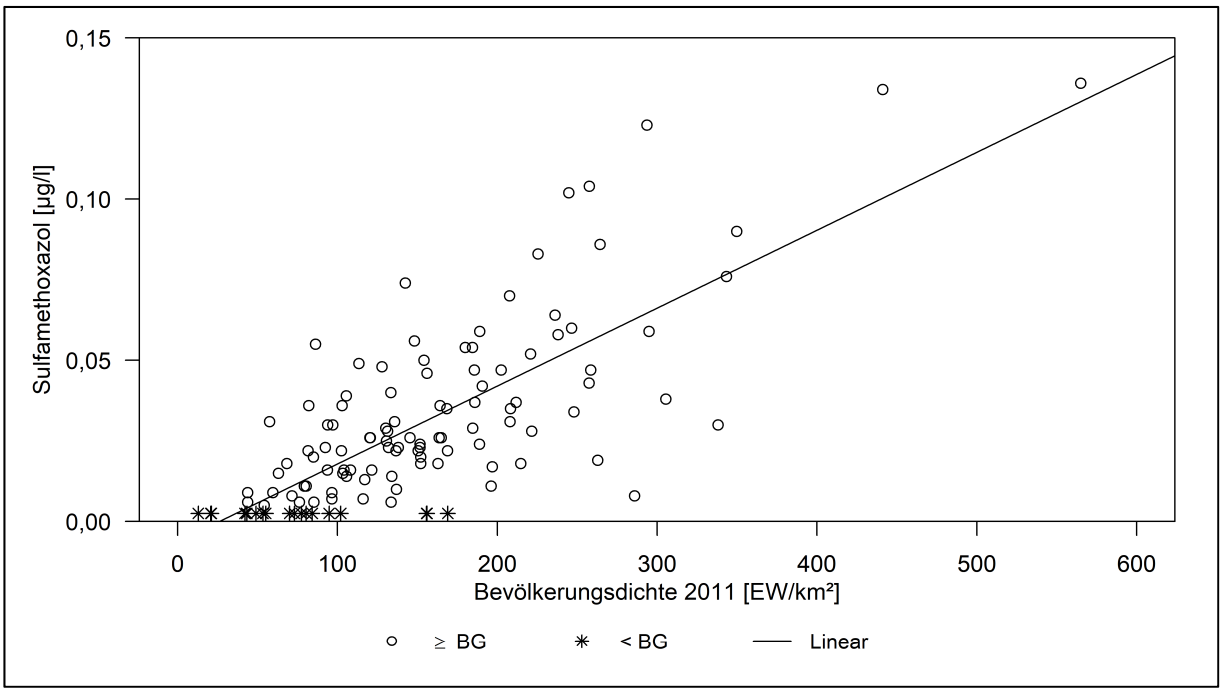


Abbildung 5-20: Zusammenhang zwischen der Sulfamethoxazol-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011

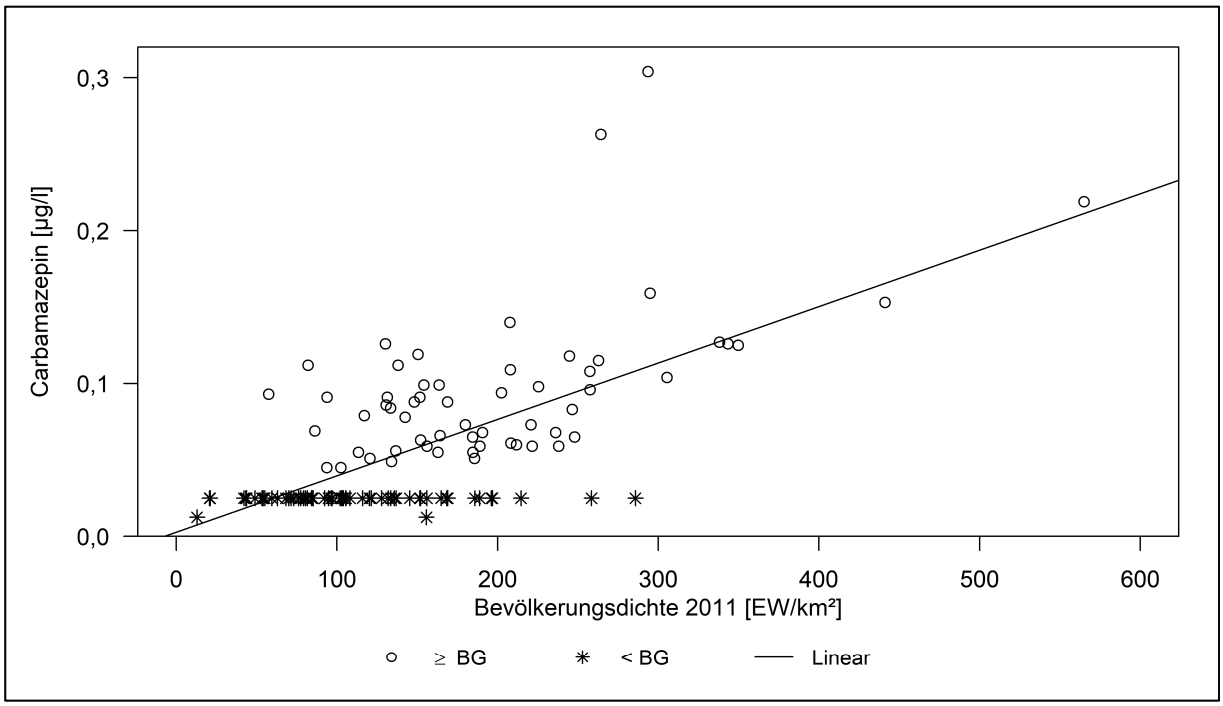


Abbildung 5-21: Zusammenhang zwischen der Carbamazepin-Konzentration und der Bevölkerungsdichte 2011

Die Zusammenhänge zwischen den Arzneimittelkonzentrationen und der Bevölkerungsdichte sind in Abbildung 5-19 bis Abbildung 5-21 dargestellt. Ähnlich wie beim Abwasseranteil kann ein Großteil der Varianz von Carbamazepin (R^2 = 0,43) und Sulfamethozaxol (R^2 = 0,57) durch die Bevölkerungsdichte erklärt werden. Für Diclofenac ist dieser Anteil mit R^2 von 0,25 ebenfalls geringer. Jedoch fallen die Abweichungen zu den Regressionsgeraden im Vergleich mit den Abwasseranteilen bei MQ deutlich höher aus. Zwischen dem Abwasseranteil bei MQ und der Bevölkerungsdichte besteht eine hohe lineare Korrelation mit einem Korrelationskoeffizienten nach Pearson von 0,77 (Abbildung 5-22). Physikalisch gesehen sind diese beiden Variablen sehr ähnlich. Der Abwasseranteil ist der Quotient der Jahresabwassermenge zum mittleren jährlichen Gesamtabfluss während die Bevölkerungsdichte das Verhältnis von Bevölkerungszahl zur gesamten Einzugsgebietsgröße darstellt. Eine hohe Bevölkerungszahl verursacht eine größere Menge an Abwasser und ein größeres Einzugsgebiet bedeutet eine größere Entwässerungsfläche und somit eine höhere Gesamtabflusssumme. Trotz der Interkorrelation ergänzen sich die Variablen Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte letztendlich gegenseitig bei der Erklärung der Varianz von Arzneimittelkonzentrationen.

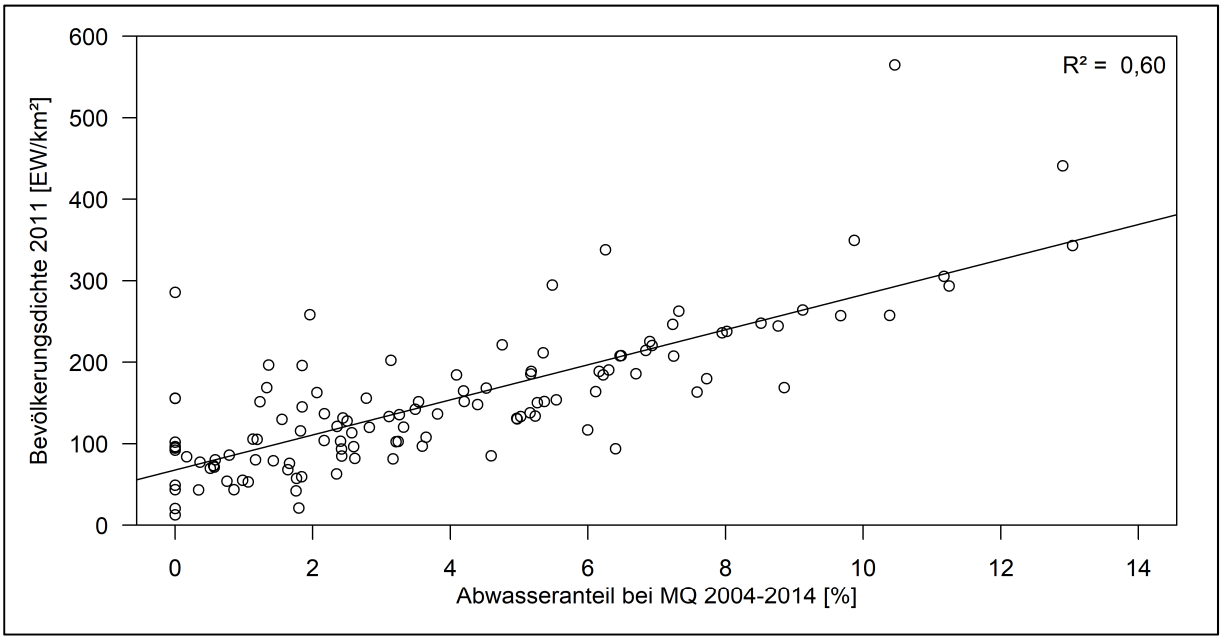


Abbildung 5-22: Zusammenhang zwischen dem Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 und der Bevölkerungsdichte 2011

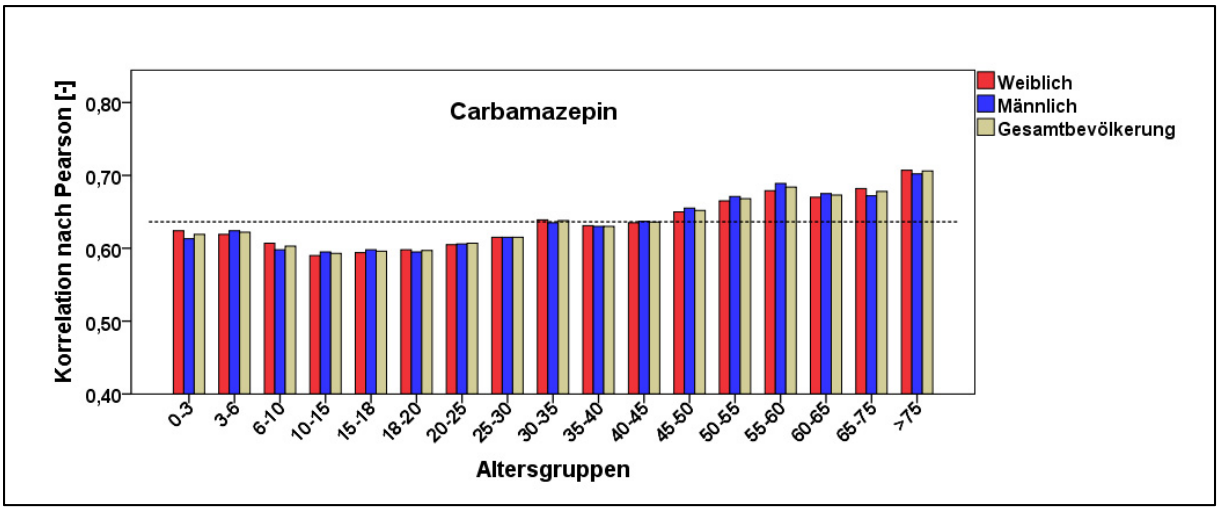


Abbildung 5-23: Pearson-Korrelation zwischen Diclofenac-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar

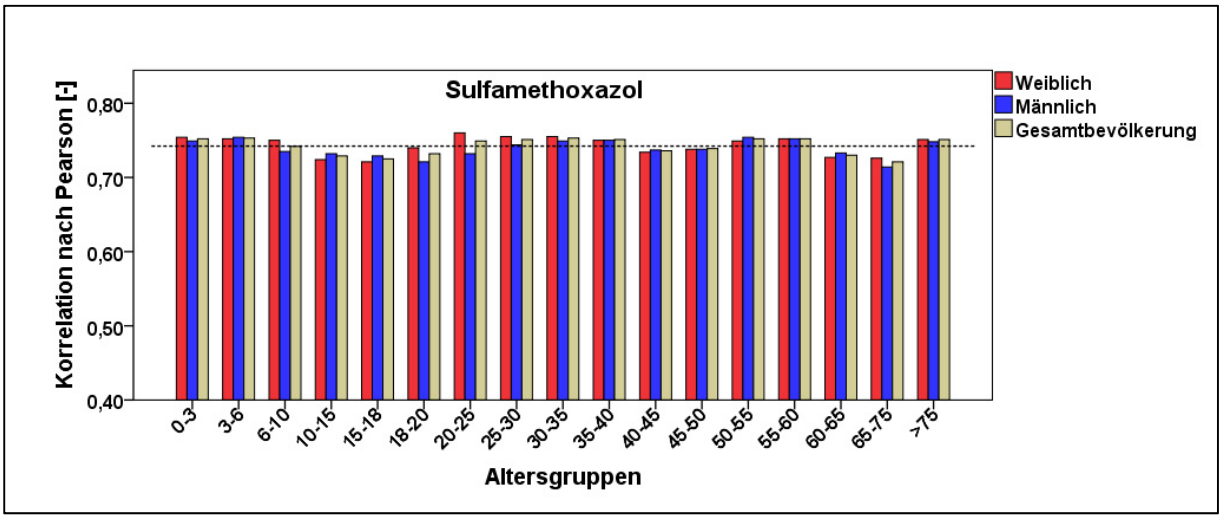


Abbildung 5-24: Pearson-Korrelation zwischen Sulfamethoxazol-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar

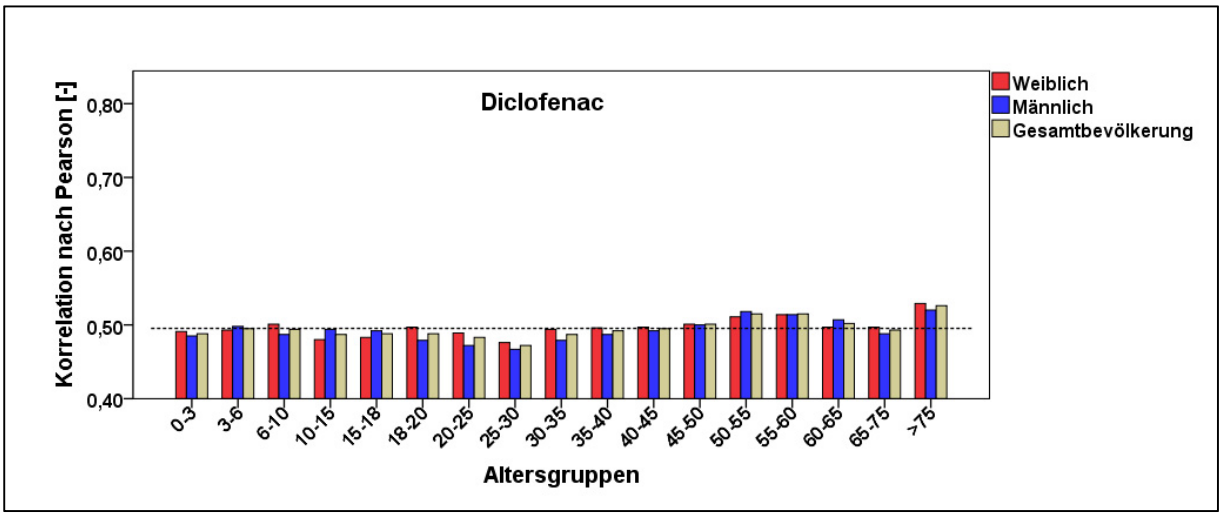


Abbildung 5-25: Pearson-Korrelation zwischen Carbamazepin-Konzentration und Bevölkerungsdichte [EW/km^2] nach verschiedenen Altersgruppen und Geschlecht für das Jahr 2011. Gestrichelte Linie stellt den Mittelwert der Korrelationen für die Gesamtbevölkerung dar

Coca und Nink (2011) differenzieren die Arzneimittelverordnungen der gesetzlich versicherten Patienten nach verschiedenen Altersgruppen für das Jahr 2010. Es wurde festgestellt, dass für die therapeutischen Gruppen Antiepileptika und Antiphlogistika/ Antirheumatika eine deutliche Differenzierung nach Altersgruppen vorliegt. Die Verordnungsmenge steigt mit zunehmendem Alter, sodass beispielsweise die durchschnittliche verordnete Menge an Antiepileptika für die Altersgruppe von 60 bis 65 etwa das 3-fache der Gruppe 15 bis 20 beträgt, im Fall von Antiphlogistika/ Antirheumatika sogar das 10-fache. Für Antibiotikum (Sulfamethoxazol) ist jedoch kein Verbrauchsunterschied bezüglich des Alters festzustellen (Abbildung 5-9). Diese Erkenntnisse spiegeln sich zu einem gewissen Grad in den Säulendiagrammen wider (Abbildung 5-23 bis Abbildung 5-24). Dargestellt sind die Pearson-

Korrelationskoeffizienten der gemessenen Arzneikonzentrationen und der Bevölkerungsdichte der verschiedenen Altersgruppen. Eine deutliche Differenzierung nach Altersgruppen ist bei Carbamazepin zu erkennen. Bei Diclofenac ist diese nur schwach erkennbar. Hier wird vermutet, dass zusätzlich bislang nicht berücksichtigte biochemische Prozesse die gemessene Diclofenac-Konzentration beeinflussen. Das steht ebenfalls im Einklang mit dem etwas schwächeren Zusammenhang zwischen Abwasseranteil bei MQ oder Bevölkerungsdichte mit Diclofenac-Konzentration im Vergleich zu beiden anderen Arzneimitteln. Bei Sulfamethoxazol ist kein Einfluss des Alters auf die Pearson-Korrelationen erkennbar. Außerdem fällt in den Säulendiagrammen auf, dass eine Differenzierung nach Geschlecht keine eindeutigen Unterschiede bezüglich der Korrelationen ergibt.

Das Monitoring von Arzneimittelwirkstoffen ist zeit- und kostenaufwändig. Daher soll im Folgenden geprüft werden, ob statistische Modelle erstellt werden können, mit denen eine Prognose der Wirkstoffkonzentrationen auch in Gewässern ohne Messstelle belastbar erfolgen kann. Als Methode, um mehrere Variablen in eine Vorhersage einzubeziehen, wird die multiple Regression verwendet. Die Überprüfung mittels Streudiagrammen und die Berechnung von Korrelationskoeffizienten haben gezeigt, dass direkte lineare Zusammenhänge zwischen den Arzneimittelkonzentrationen und einer großen Anzahl der einzugsgebietsbezogenen Kenngrößen der Kategorie 2 existieren. Nach der Größe der Pearson-Korrelationskoeffizienten sortiert sind es: der Abwasseranteil bei MQ, die Bevölkerungsdichte insgesamt sowie nach Geschlecht und Altersgruppen, die Bettenzahl, die Zahl der Fälle in den Krankenhäusern sowie die Krankenhäuserzahl pro Quadratkilometer und das Geschlechtsverhältnis. Da diese Beziehungen vom linearen Typ sind, ist es möglich, ein multiples lineares Regressionsmodell aus diesen Variablen zu erstellen. Andere einzugsgebietsbezogene Kenngrößen der Kategorie 1 korrelieren nicht direkt linear mit den Arzneimittelkonzentrationen, hängen jedoch mit ihnen zusammen wie die Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman und Kendall bestätigen und sollen bei den Regressionsmodellen ebenfalls berücksichtigt werden.

Die bereits durchgeführten Korrelationsuntersuchungen liefern bereits Erkenntnisse zur Stärke des Zusammenhangs zwischen den einzelnen Variablen und damit, welche Variablen sich für eine Auswahl beim Aufbau multipler Regressionsmodelle anbieten. Um dennoch keine eventuell geeigneten Variablen auszuschließen, wird das Regressionsmodell schrittweise aufgebaut. Dabei werden die unabhängigen Variablen nacheinander in die Regression miteinbezogen. Die Reihenfolge bestimmt sich nach ihrer Korrelationsstärke mit der abhängigen Variable Arzneimittel-Konzentration. Für jeden Schritt werden die bereits einbezogenen Variablen aus vorherigen Schritten auspartialisiert. Durch Vergleich der Bestimmtheitsmaße, die in jedem Schritt berechnet werden, lässt sich erkennen, ab welchem Schritt durch Hinzufügung neuer Variablen der absolute Wert von R^2 nicht mehr bedeutend ansteigt. Dann wird die schrittweise Regression an der Stelle abgebrochen. Zusätzlich wird geprüft, ob die Kombinationen inhaltlich sinnvoll sind.

Wie bei den meisten statistischen Methoden müssen bei der multiplen Regression bestimmte Voraussetzungen beachtet werden. Eine Verletzung der Voraussetzungen beeinträchtigt die

Genauigkeit der Modellschätzung beziehungsweise der erhaltenen Signifikanztests. Die wichtigsten Voraussetzungen sind nach Backhaus et al. (2016, 98) und Ofungwu (2014, 430):

- Es existieren lineare Zusammenhänge zwischen den abhängigen und unabhängigen Variablen.
- Die Residuen (Fehler- oder Störterme) sind näherungsweise normalverteilt (nicht die Variablen selbst).
- Heteroskedastizität liegt nicht vor. Unter Heteroskedastizität wird eine ungleiche Varianz der Störterme verstanden.
- Die unabhängigen Variablen korrelieren nicht zu stark miteinander. Es gibt also keine Multikollinearität.
- Die Residuen weisen keine Autokorrelation auf. Das heißt, die Residuen hängen nicht voneinander ab. Da Autokorrelation vor allem bei Vorhandensein einer logischen Reihenfolge wie zum Beispiel Zeitreihen auftritt wird unterstellt, dass Autokorrelation bei diesen Modellen keine Rolle spielt. Die Daten sind zufällig angeordnet, sie weisen keine zeitliche Anordnung auf, eine evtl. räumliche Anordnung wäre ebenfalls zufällig.

Zum Einfluss der Heteroskedastizität wird noch angemerkt, dass die Residuen weder von den unabhängigen Variablen noch von der Reihenfolge der Beobachtungen abhängen (Backhaus et al. 2016). Heteroskedastizität führt zwar nicht zu einer Verzerrung der Schätzwerte, jedoch der Standardfehler der Regressionskoeffizienten. Damit wird auch die Schätzung des Signifikanztests und des Konfidenzintervalls ungenau. Nakov et al. (2014) weisen darauf hin, dass Messungen von Arzneimitteln üblicherweise mit breiten Konzentrationsbereichen verbunden sind. Wenn die Konzentrationsbereiche breit sind, ist Heteroskedastizität zu erwarten (die Varianz der Störterme steigt mit zunehmender Konzentration an). Es ist bei den hier analysierten drei Arzneimittelwirkstoffen durchaus denkbar. Deshalb wird im Falle des Vorhandenseins von Heteroskedastizität auf die heteroskedastizitätsrobusten Standardfehlern zurückgeschlossen, die mit Hilfe von Bootstrap-Methode ermittelt werden. Somit kann sichergestellt werden, dass sowohl die zu ermittelnden Regressionskoeffizienten als auch deren Signifikanzniveaus aussagekräftig sind.

Carbamazepin

Die schrittweise Ableitung eines Regressionsmodells zur Prognose der Carbamazepin-Konzentrationen hat ergeben, dass neben dem Abwasseranteil, der gesamten Bevölkerungsdichte auch das durchschnittliche Bevölkerungsalter großen Einfluss auf die Konzentration ausüben. Andere ebenfalls relevante Variablen, wie beispielsweise die Krankenhausdichte oder die Bettenzahl pro Quadratkilometer sind zu stark mit der Bevölkerungsdichte interkorreliert und erfüllen damit die Voraussetzungen nicht.

Die linearen Zusammenhänge zwischen dem Abwasseranteil bzw. der gesamten Bevölkerungsdichte und der Konzentration von Carbamazepin wurden bereits in Abbildung 4-24 und Abbildung 5-21 dargestellt. Zwischen dem durchschnittlichen Bevölkerungsalter und der Carbamazepin-Konzentration besteht jedoch keine direkte eindeutige lineare Beziehung (Abbildung 5-26). Im Fall der multiplen Regression kann die Beziehung zwischen der abhängigen und einer unabhängigen Variablen jedoch von den übrigen unabhängigen Variablen im Modell beeinflusst werden. Dies wird nicht in einem einfachen Streudiagramm, wie Abbildung 5-26, hinreichend berücksichtigt. Um genauer zu prüfen, ob Linearität vorliegt, müssen spezielle Streudiagramme wie partielle Regressionsdiagramme oder partielle Residuendiagramme in Betracht gezogen werden (Abbildung 5-27, Abbildung 5-28).

Ein partielles Regressionsdiagramm für beispielsweise die Variable Abwasseranteil wird erstellt, indem die Residuen der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf alle anderen unabhängigen Variablen mit Ausnahme des Abwasseranteils, gegen die Residuen der Regression von Abwasseranteil auf ebenfalls alle anderen unabhängigen Variablen aufgetragen werden (Abbildung 5-27, oben links). Im Endeffekt handelt es sich bei diesem partiellen Regressionsdiagramm immer noch um ein Streudiagramm zwischen Carbamazepin-Konzentration und Abwasseranteil, außer dass diese beiden Variablen um den Varianz-Anteil bereinigt wurden, der durch andere Einflussvariablen erklärt wird. Abbildung 5-27 stellt die partiellen Regressionsdiagramme aller im Modell verwendeten unabhängigen Variablen dar. Es ist zu erkennen, dass alle partiellen Regressionsdiagramme lineare Beziehungen zeigen. Bei der Bevölkerungsdichte ist der lineare Zusammenhang nicht mehr eindeutig zu erkennen (Abbildung 5-27, oben rechts). Das liegt daran, dass die Bevölkerungsdichte und der Abwasseranteil einen gemeinsamen großen Teil der Varianz der Carbamazepin-Konzentration erklären. Die Annahme der Linearität kann trotzdem als erfüllt angesehen werden.

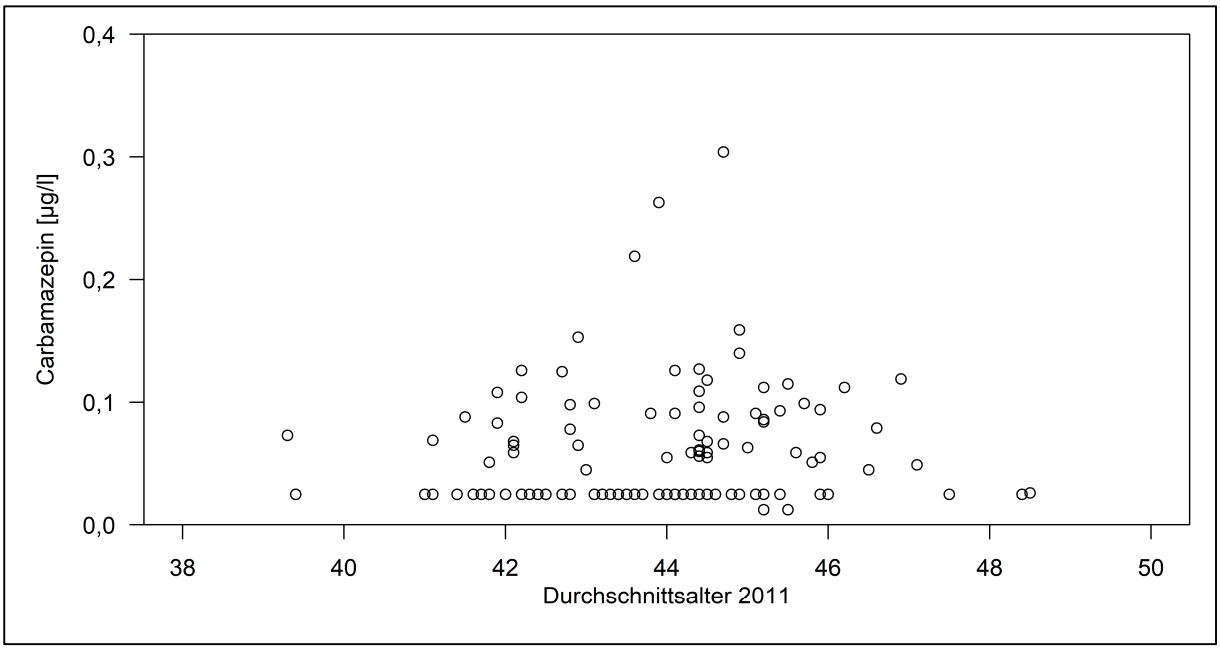


Abbildung 5-26: Abhängigkeit der Carbamazepin-Konzentration vom Durchschnittsalter

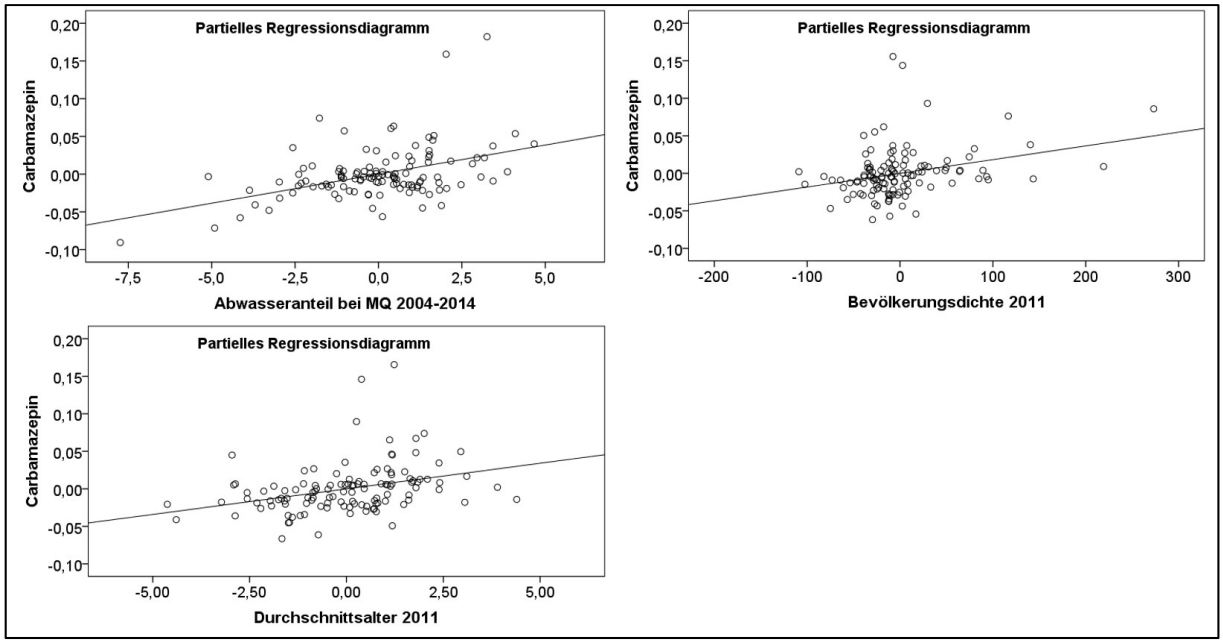


Abbildung 5-27: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

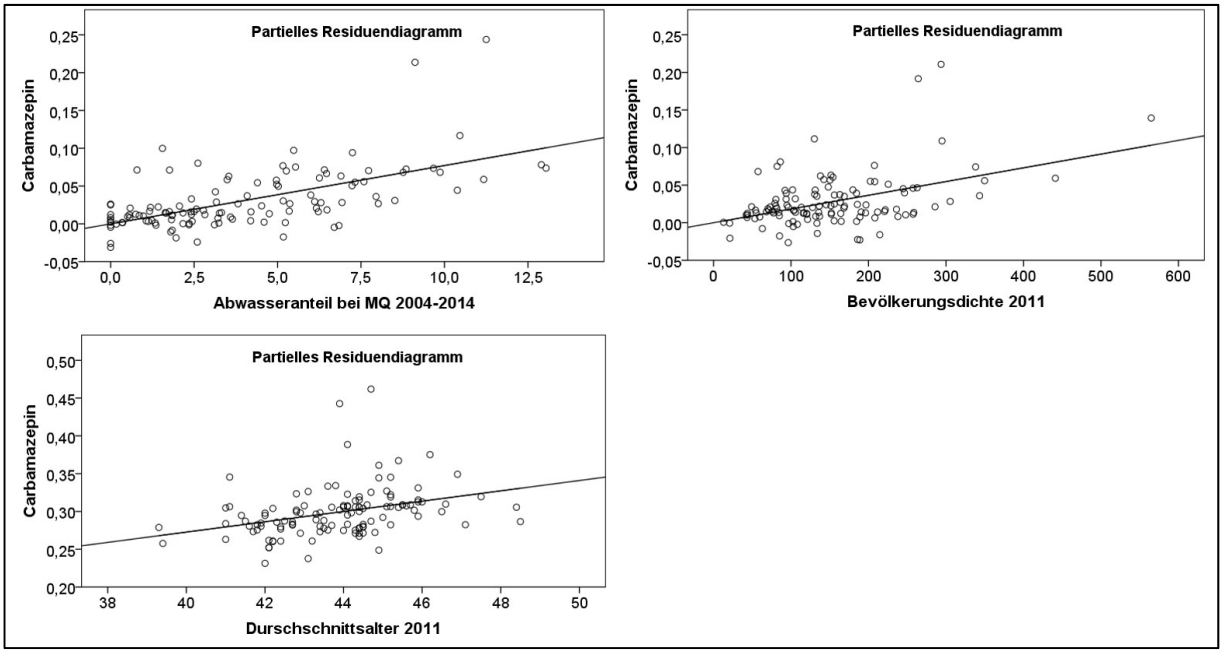


Abbildung 5-28: Partielle Residuendiagramme der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

Als Ergänzung zum partiellen Regressionsdiagramm wird in der angewandten Statistik oft das partielle Residuendiagramm verwendet. Dieses eignet sich zwar weniger gut zur Identifikation von einflussreichen Datenpunkten, jedoch können nichtlineare Zusammenhänge relativ gut sichtbar gemacht werden (Jann 2009). Die Erzeugung eines solchen Diagramms am Beispiel der Variable Abwasseranteil beinhaltet folgende Schritte. Zuerst werden die Residu-

en der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf alle unabhängigen Variablen (einschließlich Abwasseranteil) berechnet. Anschließend wird jedem Residuum entsprechend der durch die Variable Abwasseranteil erklärte Varianz-Anteil zugewiesen. Die erhaltenen Summen werden auf der Y-Achse und die orginalen Abwasseranteile werden auf der X-Achse aufgetragen. Die partiellen Residuendiagramme des Modells sind in Abbildung 5-28 dargestellt. Ähnlich wie bei den partiellen Regressionsplots sind lineare Beziehungen bei allen Variablen zu betrachten. Eine Verletzung der Linearität liegt demnach nicht vor.

Die nicht durch das Modell erklärten Abweichungen sollen normalverteilt sein. Dies ist für die Durchführbarkeit der Signifikanztests notwendig. Abbildung 5-29 links zeigt die Verteilung der Residuen in Form eines Histogramms. Diese folgt näherungsweise der Normalverteilung. Es kann deshalb davon ausgegangen, dass die Residuen des Modells normalverteilt sind.

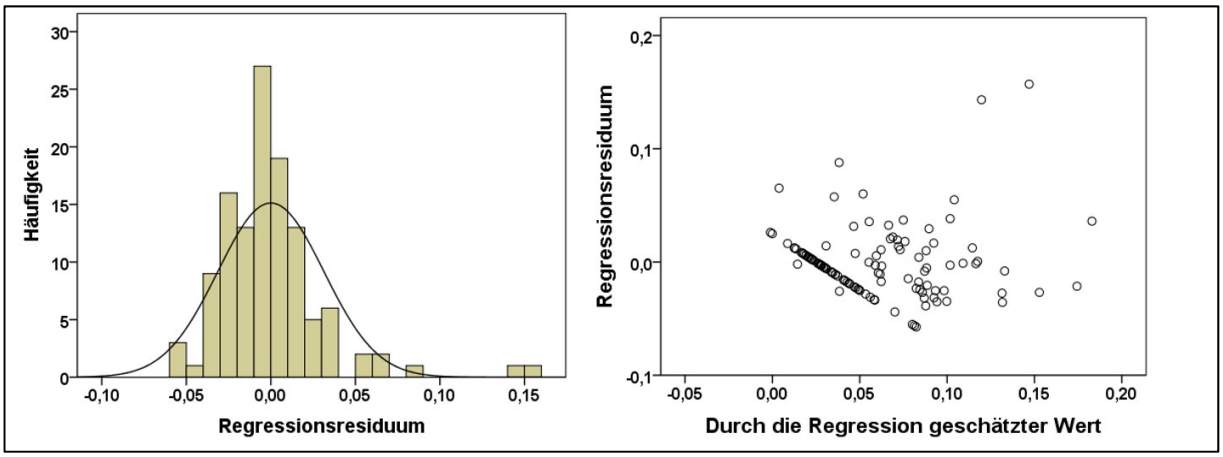


Abbildung 5-29: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter
Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

Abbildung 5-29 rechts ermöglicht zunächst eine visuelle Überprüfung der Homoskedastizität, in dem die durch das Modell prognostizierten Carbamazepin-Konzentrationen im Verhältnis zu den Residuen aufgetragen werden. Ein eindeutiger Hinweis auf Heteroskedastizität (beispielsweise ein Dreiecksmuster) liegt nicht vor, jedoch ist sie nicht auszuschließen. Es ist aufgrund der zahlreichen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Konzentrationen eine gerichtete Gerade zu sehen. Darüber hinaus sind einige Punkte mit sehr hohen Abweichungen zu erkennen. Die Annahme der Homoskedastizität kann mit verschiedenen Tests statistisch überprüft werden. So bestätigen der White-Test nach McClendon (1994), der Test nach Koenker (1981) und der Test nach Breusch und Pagan (1979), dass die Varianz der Residuen nicht konstant ist. Die Bootstrap-Methode wird deshalb zur Absicherung der Ergebnisse verwendet.

In Tabelle 5-4 ist die Modellzusammenfassung für Carbamazepin dargestellt. Insgesamt können 59 % der Carbamazepin-Konzentrationen durch die drei Einflussvariablen aufgeklärt werden. Das korrigierte Bestimmtheitsmaß, welches zusätzlich die Anzahl von Einflussvari-

ablen berücksichtigt, ist nur geringfügig kleiner und beträgt 0,58. Der Standardschätzfehler kennzeichnet die Streuung der gemessenen Konzentrationen um die Regressionsgerade und stellt damit ein Gütemaß für die Genauigkeit der Regressionsvorhersage dar. Er ist gleich der Wurzel aus dem Quotienten der Quadratsumme der Residuen und ihrer Freiheitsgrade df.

Im Vergleich zu den einfachen Regressionen, bei denen entweder nur der Abwasseranteil oder die Bevölkerungsdichte als Prädiktor in die Regression eingeht, liegen die Bestimmtheitsmaße der multiplen Regression um etwa 7 % bis 15 % höher. Die Varianzanalyse (ANOVA: Analysis Of Variance) berechnet das Verhältnis der erklärten (Regression) und unerklärten (Residuen) Varianz und überprüft mittels eines F-Tests, ob das Modell als Ganzes signifikant ist (Tabelle 5-5). Mit einem p-Wert kleiner als 0,001 ist das Modell statistisch signifikant und kann gegen den Zufall abgesichert werden.

Tabelle 5-4: Modellzusammenfassung der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

Modellzusammenfassung[b]				
Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
	0,768[a]	0,590	0,579	0,03179
a. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km^2], Durchschnittsalter 2011				
b. Abhängige Variable: Carbamazepin [µg/l]				

Tabelle 5-5: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

ANOVA[a]						
Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	p Sig.
	Regression	0,167	3	0,056	55,089	0,000[b]
	Nicht standardisierte Residuen	0,116	115	0,001		
	Gesamt	0,283	118			
a. Abhängige Variable: Carbamazepin [µg/l]						
b. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km²], Durchschnittsalter 2011						

Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 5-6 angegeben. Es ist erkennbar, dass alle Koeffizienten bis auf die Konstante ein positives Vorzeichen aufweisen. Das bedeutet: Wenn eine der Einflussvariablen Bevölkerungsdichte, Durchschnittsalter und Abwasseranteil bei MQ um eine Einheit steigt, so steigt die Carbamazepin-Konzentration um den entsprechenden Betrag des Koeffizienten, unter der Voraussetzung, dass alle anderen Variablen konstant gehalten werden. Die standardisierten Koeffizienten erlauben einen direkten Vergleich der Einflussvariablen. So lässt sich interpretieren, dass der Abwasseranteil bei MQ den stärksten Einfluss auf die Konzentration von Carbamazepin ausübt, gefolgt von der Bevölkerungsdichte und dem Durchschnittsalter. Um zu überprüfen, ob die Regressionskoeffizienten signifikant sind, wird für jeden der Regressionskoeffizienten ein t-Test durchgeführt. Die Signifikanzwerte (p-Werte) sind kleiner gleich 0,001. Somit fallen die t-Tests für den Regressionskoeffizienten als signifikant auf dem Niveau 1 ‰ aus. Allerdings können diese Signifikanztests aufgrund von Heteroskedastizität beeinträchtigt werden, weshalb an dieser Stelle auf Tabelle 5-7 verwiesen wird. Die letzte Spalte der Tabelle 5-6 gibt Auskunft über die Multikollinearität des Modells. Wie bereits erwähnt, besteht zwischen dem Abwasseranteil bei MQ und der Bevölkerungsdichte ein starker Zusammenhang (Pearson-Korrelation von 0,77). Jedoch weisen die Variablen einen VIF-Wert (Variance Inflation Factor) auf, der noch deutlich unter der Grenze von 10 (Kroll und Song 2013) oder 4 (Urban und Mayerl 2018) liegt, sodass davon ausgegangen werden kann, dass Multikollinearität nicht vorliegt.

Tabelle 5-6: Koeffizienten der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

Koeffizienten[a]								
Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Sig.	95,0% Konfidenzintervalle der Koeffizienten		VIF
	Regressionskoeffizient	Standardfehler	Beta			Untergrenze	Obergrenze	
(Konstante)	-0,298225	0,079948		-3,730	0,000	-0,456587	-0,139862	
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	0,007714	0,001480	0,493	5,212	0,000	0,004782	0,010646	2,511
Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km^2]	0,000183	0,000054	0,324	3,371	0,001	0,000075	0,000290	2,597
Durchschnittsalter 2011	0,006818	0,001791	0,234	3,807	0,000	0,003271	0,010366	1,056
a. Abhängige Variable: Carbamazepin [µg/l]								

Als nächstes müssen die Ergebnisse der Regressionsprozedur mit den Ergebnissen des Bootstrap-Verfahrens verglichen werden. Die Spalte „Verzerrung“ der Tabelle 5-7 beinhaltet die Differenz aus dem arithmetischen Mittel aller 1000 Bootstrap-Vorgänge des entsprechenden Regressionskoeffizienten und dem Koeffizient aus dem Ausgangsdatensatz. Um

dies beurteilen zu können, kann ein Quotient der Verzerrungen und der entsprechenden Standardfehler von 0,25 herangezogen werden (Efron 1982, Dumanjug et al. 2010). Die anhand Tabelle 5-7 berechneten Quotienten befinden sich im Hundertstel-Bereich und betragen im Mittel 0,04, welcher um ein Vielfaches niedriger als 0,25 liegt. Die Verzerrungen können somit vernachlässigt werden. Es sind ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Standardfehlern der Regressionsprozedur und denen des Bootstrap-Verfahrens zu erkennen. Entsprechend decken die Konfidenzintervalle des Bootstraps nahezu die gleichen oder sogar kleinere Bereiche im Vergleich mit dem Ausgangsmodell ab und schließen für alle signifikanten Prädiktoren den Wert Null nicht ein. Somit kann konstatiert werden, dass die Koeffizientenschätzung trotz Vorhandensein von Heteroskedastizität robust ausfällt.

Tabelle 5-7: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Carbamazepin-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ, Bevölkerungsdichte und Durchschnittsalter

Bootstrap für Koeffizienten					
Modell	Bootstrap[a]				
	Verzerrung	Standardfehler	Sig. (2-seitig)	BCa 95% Konfidenzintervall	
				Unterer Wert	Oberer Wert
(Konstante)	0,004041	0,073099	0,001	-0,473717	-0,151121
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	-0,000038	0,001777	0,001	0,004233	0,011155
Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km²]	-0,000002	0,000053	0,006	0,000086	0,000276
Durchschnittsalter 2011	-0,000083	0,001615	0,001	0,004166	0,009520
a. Sofern nicht anders angegeben, beruhen die Bootstrap-Ergebnisse auf 1000 Bootstrap-Stichproben					

Nach erfolgreicher Überprüfung durch sämtliche Tests ergibt sich die Regressionsgleichung wie folgt:

Konzentration Carbamazepin [µg/l] = -0,298225 + 0,007714 · Abwasseranteil [%] + 0,000183 · Bevölkerungsdichte [Ew/km²] + 0,006818 · Durchschnittsalter

Formel 5-3

Eine Anwendung der multiplen Regressionsgleichung auf Niedersachsen und eine Validierung der Ergebnisse ist Gegenstand von Kapitel 6.

Diclofenac

Die schrittweise multiple Regression hat für Diclofenac gezeigt, dass zwei signifikante unabhängige Variablen relevant sind. Dies sind der Abwasseranteil bei MQ und die logarithmische Größe der Einzugsgebietsfläche. Anders als bei Carbamazepin hat das Durchschnittsalter keinen signifikanten Einfluss auf das Regressionsmodell von Diclofenac. Der lineare Zusammenhang zwischen dem Abwasseranteil und der Konzentration von Diclofenac wurde bereits in Abbildung 4-22 dargestellt. Zwischen dem Logarithmus der Einzugsgebietsgröße und der Diclofenac-Konzentration hingegen besteht keine direkte lineare Abhängigkeit. Die Annahme der Linearität wird allerdings durch partielle Regressions- und Residuendiagramme bestätigt (Abbildung 5-30 und Abbildung 5-31). Es ist zu beachten, dass der Logarithmus der Einzugsgebietsgröße einen negativen Einfluss auf die Konzentration von Diclofenac ausübt.

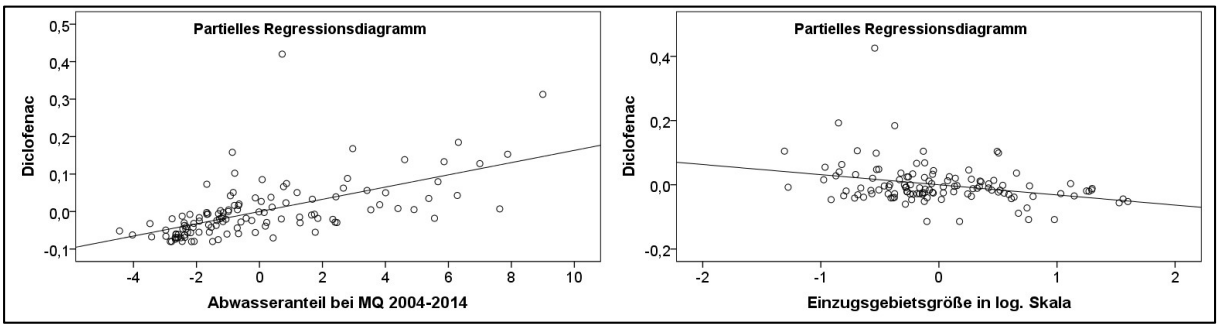


Abbildung 5-30: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

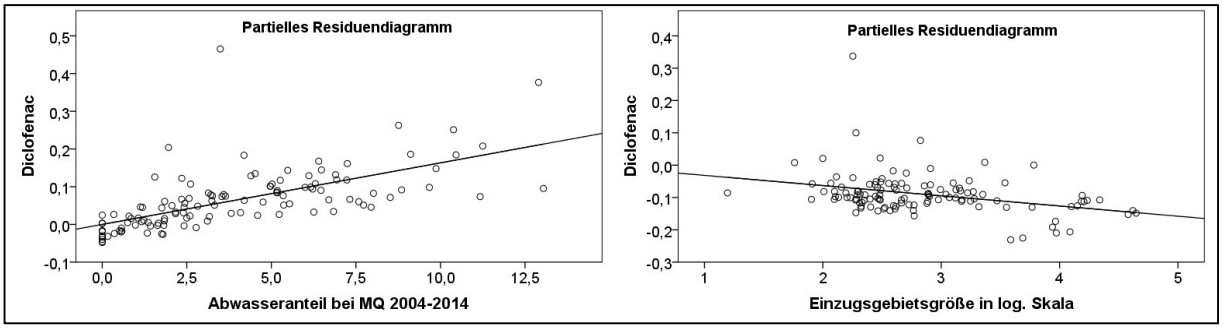


Abbildung 5-31: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

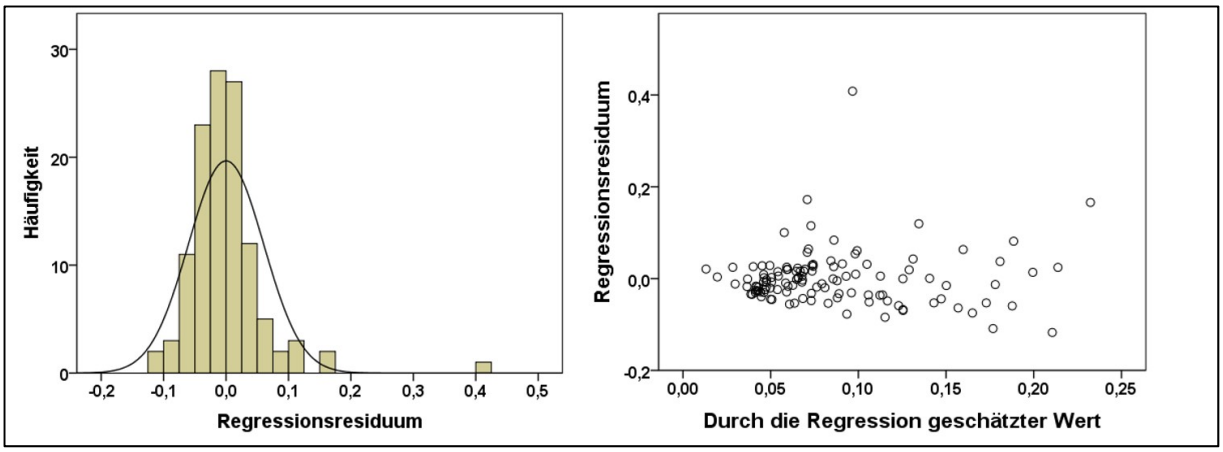


Abbildung 5-32: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße
Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

Die in Abbildung 5-32 links dargestellten Residuen sind annähernd normalverteilt und bestätigen somit die Anforderung für die statistisch korrekte Durchführung einer multiplen Regression. Abbildung 5-32 rechts stellt die durch die Regression ermittelten Diclofenac-Konzentrationen den Residuen gegenüber und gibt somit einen Eindruck vom Ausmaß der Heteroskedastizität.

Die Modellzusammenfassung der Regression von Diclofenac auf Abwasseranteil und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße ist in Tabelle 5-8 dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,369. Das korrigierte R^2 ist etwas kleiner und errechnet sich zu 0,358. Im Vergleich zu der einfachen Regression, bei der nur der Abwasseranteil als Prädiktor in die Regression eingeht, wird der Bestimmtheitsmaß um etwa 6 % verbessert. Der Standardfehler des Schätzers ist relativ groß und errechnet sich zu 0,06086 µg/l.

Tabelle 5-8: Modellzusammenfassung der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

Modellzusammenfassung[b]				
Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
	0,608[a]	0,369	0,358	0,06086
a. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Logarithmus der Einzugsgebietsgröße [log km^2]				
b. Abhängige Variable: Diclofenac [µg/l]				

Tabelle 5-9: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

ANOVA[a]

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	p Sig.
	Regression	0,252	2	0,126	33,969	0,000[b]
	Nicht standardisierte Residuen	0,430	116	0,004		
	Gesamt	0,681	118			

a. Abhängige Variable: Diclofenac [µg/l]

b. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Logarithmus der Einzugsgebietsgröße [log km^2]

Tabelle 5-10: Koeffizienten der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

Koeffizienten[a]

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Sig.	95,0% Konfidenzintervalle der Koeffizienten		VIF
	Regressionskoeffizient	Standardfehler	Beta			Untergrenze	Obergrenze	
(Konstante)	0,110847	0,024295		4,563	0,000	0,062728	0,158965	
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	0,016327	0,001981	0,673	8,242	0,000	0,012403	0,020251	1,227
Logarithmus der Einzugsgebietsgröße [log km²]	-0,031577	0,009136	-0,282	-3,456	0,001	-0,049672	-0,013481	1,227

a. Abhängige Variable: Diclofenac [µg/l]

Zum Testen der Nullhypothese, dass kein wirklicher Zusammenhang zwischen der abhängigen und den unabhängigen Variablen besteht (zugleich alle Regressionskoeffizienten gleich Null), wird der F-Test verwendet. Sein p-Wert beträgt 0,000 (Tabelle 5-9). Somit kann die Nullhypothese verworfen werden und es besteht kein Zweifel an der Signifikanz des Modells. Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 5-10 dargestellt. Anhand der absoluten Werte der standardisierten Koeffizienten lässt sich interpretieren, dass der Abwasseranteil bei MQ den größeren Einfluss auf die Konzentration von Diclofenac als der Logarith-

mus der Einzugsgebietsgröße ausübt. Die Signifikanzwerte der t-Tests für beide Einflussvariablen liegen unterhalb der 0,001-Grenze. Dies deutet auf einen signifikanten Einfluss der Prädiktoren auf die Modellschätzung hin. Infolge von Heteroskedastizität können die angegebenen Standardfehler und somit das Ergebnis der t-Tests negativ beeinflusst werden, welche mittels Bootstrap in folgendem Abschnitt überprüft werden müssen. Multikollinearität liegt aufgrund des kleinen VIF-Werts in Höhe von 1,227 nicht vor (siehe die Ausführungen zu Carbamazepin).

Mittels Bootstrap-Verfahren lassen sich heteroskedastizitätsrobuste Standardfehler und Konfidenzintervalle in der Regressionsanalyse abschätzen. Dieses Verfahren zielt nicht darauf ab, die Streuungsungleichheiten zu beseitigen oder zu reduzieren, sondern ermöglicht die Durchführung heteroskedastizitätsrobuster Signifikanztests (Urban und Mayerl 2018). Tabelle 5-11 zeigt die mithilfe von Bootstrap geschätzten Standardfehler, Signifikanzen und Konfidenzintervalle. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Regressionsprozedur liefert das Bootstrap-Verfahren etwas größere Standardfehler sowie Konfidenzintervalle für die Koeffizienten Abwasseranteil und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße. An den Interpretationen der Schätzergebnisse führt es jedoch zu keinem wesentlichen Unterschied. Die Bootstrap-Konfidenzintervalle schließen für alle signifikanten Prädiktoren den Wert Null nicht ein. Somit können die Ergebnisse der t-Tests als robust angesehen werden. Auch die Quotienten der Verzerrungen und der entsprechenden Standardfehler liegen deutlich unterhalb von 0,25 (siehe die Ausführungen zu Carbamazepin).

Tabelle 5-11: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Diclofenac-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Logarithmus der Einzugsgebietsgröße

Bootstrap für Koeffizienten					
Modell	Bootstrap[a]				
	Verzerrung	Standardfehler	Sig. (2-seitig)	BCa 95% Konfidenzintervall	
				Unterer Wert	Oberer Wert
(Konstante)	0,000437	0,025391	0,001998	0,062468	0,166506
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	0,000028	0,002486	0,000999	0,011485	0,021321
Logarithmus der Einzugsgebiets-größe [log km²]	-0,000120	0,008894	0,006993	-0,050856	-0,014917
a. Sofern nicht anders angegeben, beruhen die Bootstrap-Ergebnisse auf 1000 Stichproben					

Die Regressionsgleichung für Diclofenac ergibt sich zu:

Konzentration Diclofenac [µg/l] = 0,110847+0,016327·Abwasseranteil[%] - 0,031577 · log(Einzugsgebietsgröße [km²])

Formel 5-4

Eine Anwendung der multiplen Regressionsgleichung auf Niedersachsen und eine Validierung der Ergebnisse ist Gegenstand von Kapitel 6.

Sulfamethoxazol

Sulfamethoxazol gehört zur Gruppe der Antibiotika. Anders als Carbamazepin und Diclofenac ist nach Auswertung ärztlicher Verschreibungen bei Sulfamethoxazol kein Verbrauchsunterschied in verschiedenen Altersklassen festzustellen (Abbildung 5-10, Abbildung 5-24). Dies steht im Einklang mit der statistischen Auswertung, nach der das durchschnittliche Bevölkerungsalter keinen Einfluss auf die Korrelation mit den gemessenen Sulfamethoxazol-Konzentrationen an niedersächsischen Gewässern aufweist (Abbildung 5-17). Für die multiple Regression werden deshalb lediglich der Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 und die Bevölkerungsdichte 2011 herangezogen.

Die linearen Zusammenhänge zwischen dem Abwasseranteil, der gesamten Bevölkerungsdichte und der Konzentration von Sulfamethoxazol wurden bereits in Abbildung 4-23 und Abbildung 5-20 dargestellt. Die partiellen Residuendiagramme belegen ebenfalls diese Linearitäten (Abbildung 5-34). Bei den partiellen Regressionsdiagrammen sind die linearen Zusammenhänge nicht mehr eindeutig zu erkennen. Es bestätigt erneut die Tatsache, dass die Variablen Abwasseranteil und Bevölkerungsdichte gemeinsam einen großen Teil der Varianz der Sulfamethoxazol-Konzentration erklären (Abbildung 5-33).

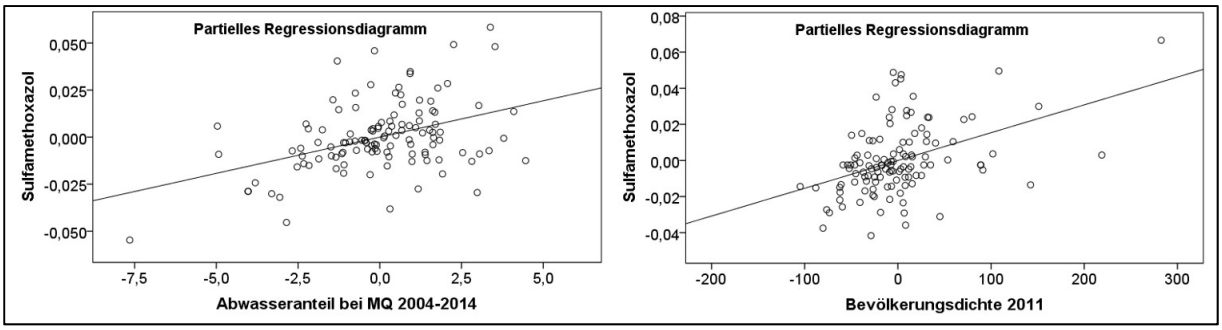


Abbildung 5-33: Partielle Regressionsdiagramme der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

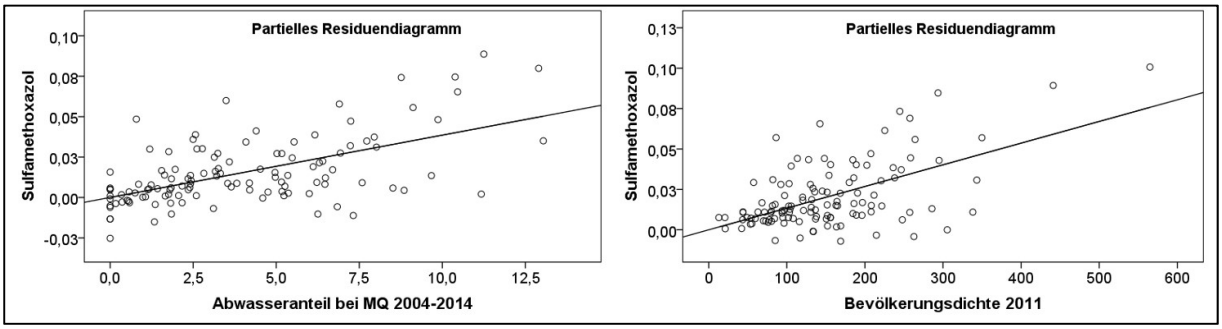


Abbildung 5-34: Partielle Residuendiagramme der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

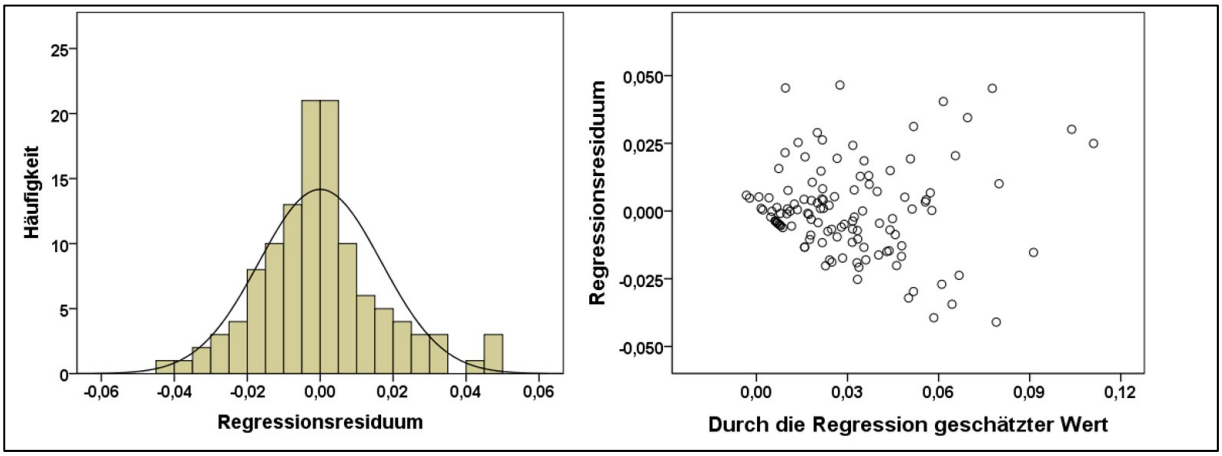


Abbildung 5-35: Links: Häufigkeitsverteilung der Regressionsresiduen der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte
Rechts: Streudiagramm der Residuen der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

Die in Abbildung 5-35 links dargestellten Residuen weisen auf keine Verletzung der Forderung nach Normalverteilung hin. Abbildung 5-35 rechts stellt die durch die Regression ermittelten Sulfamethoxazol-Konzentrationen den Residuen gegenüber und gibt somit einen Eindruck vom Ausmaß der Heteroskedastizität. Man erkennt, dass die Residuen mit größer werdenden geschätzten Werten zunehmen, sodass ein Trapezmuster zu sehen ist. Unterschiedliche Tests auf Heteroskedastizität wie der White-Test, Koenker-Test und Breusch-Pagan-Test führen zu dem Ergebnis, dass die Voraussetzung der Homoskedastizität verletzt ist. Daher werden hier ähnlich wie bei Carbamazepin und Diclofenac heteroskedastizitätsrobuste Standardfehler mittels der Bootstrap-Methode berechnet und für die Absicherung der t-Tests verwendet.

Einen Überblick über das Regressionsmodell von Sulfamethoxazol mit den Variablen Abwasseranteil und Bevölkerungsdichte bietet Tabelle 5-12. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,64. Im Vergleich zu den einfachen Regressionen, bei denen entweder nur der Abwasseranteil oder die Bevölkerungsdichte als Prädiktor in die Regression eingeht, liegen die Bestimmtheitsmaße der multiplen Regression um etwa 7 % höher. Der Standardfehler des Schätzers errechnet sich zu 0,0169 µg/l.

Tabelle 5-12: Modellzusammenfassung der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

Modellzusammenfassung[b]				
Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers
	0,801[a]	0,641	0,635	0,0169
a. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km^2]				
b. Abhängige Variable: Sulfamethoxazol [µg/l]				

Der p-Wert aus dem F-Test beträgt 0,000 (Tabelle 5-13). Somit ist das Modell als Ganzes signifikant.

Tabelle 5-13: Ergebnis der Varianzanalyse der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

ANOVA[a]						
Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	p Sig.
	Regression	0,059	2	0,030	103,482	0,000[b]
	Nicht standardisierte Residuen	0,033	116	0,000		
	Gesamt	0,092	118			
a. Abhängige Variable: Sulfamethoxazol [µg/l]						
b. Einflussvariablen: (Konstante), Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%], Bevölkerungsdichte 2011 [EW/km^2]						

Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 5-14 dargestellt. Ähnlich wie beim Modell für Carbamazepin weisen alle Koeffizienten bis auf die Konstante ein positives Vorzeichen auf. Anhand der standardisierten Koeffizienten lässt sich interpretieren, dass der Abwasseranteil einen stärkeren Einfluss auf die Konzentration von Sulfamethoxazol als die Bevölkerungsdichte ausübt. Die Signifikanzwerte der t-Tests für beide Einflussvariablen liegen deutlich unterhalb der 0,001-Grenze. Dies deutet auf einen signifikanten Einfluss der Prädiktoren auf die Modellschätzung hin. Infolge von Heteroskedastizität können die angegebenen Standardfehler und somit das Ergebnis der t-Tests negativ beeinflusst werden, welche mittels Bootstrap in folgendem Abschnitt überprüft werden müssen. Aufgrund des kleinen VIF-Werts in Höhe von 2,497 liegt Multikollinearität nicht vor (siehe oben).

Tabelle 5-14: Koeffizienten der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

Koeffizienten[a]								
Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Sig.	95,0% Konfidenzintervalle der Koeffizienten		VIF
	Regressionskoeffizient	Standardfehler	Beta			Untergrenze	Obergrenze	
(Konstante)	-0,005056	0,003140		-1,610	0,110	-0,011276	0,001163	
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	0,003857	0,000785	0,432	4,917	0,000	0,002303	0,005411	2,497
Bevölkerungsdichte [Ew/km^2]	0,000134	0,000028	0,418	4,749	0,000	0,000078	0,000190	2,497
a. Abhängige Variable: Sulfamethoxazol [µg/l]								

Tabelle 5-15: Ergebnis des Bootstrap-Vorgangs der Regression von Sulfamethoxazol-Konzentration auf Abwasseranteil bei MQ und Bevölkerungsdichte

Bootstrap für Koeffizienten					
Modell	Bootstrap[a]				
	Verzerrung	Standardfehler	Sig. (2-seitig)	BCa 95% Konfidenzintervall	
				Unterer Wert	Oberer Wert
(Konstante)	0,000657	0,003339	0,132	-0,011228	0,004255
Abwasseranteil bei MQ 2004-2014 [%]	-0,000004	0,000965	0,001	0,001784	0,005742
Bevölkerungsdichte [Ew/km²]	-0,000004	0,000035	0,001	0,000066	0,000187
a. Sofern nicht anders angegeben, beruhen die Bootstrap-Ergebnisse auf 1000 Bootstrap-Stichproben					

Tabelle 5-15 zeigt die mithilfe von Bootstrap geschätzten Standardfehler, Signifikanzen und Konfidenzintervalle. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Regressionsprozedur liefert das Bootstrap-Verfahren etwas größere Standardfehler sowie Konfidenzintervalle für die Koeffizienten Abwasseranteil und Bevölkerungsdichte. An den Interpretationen der Schätzergeb-

nisse führt es jedoch zu keinem wesentlichen Unterschied. Die Bootstrap-Konfidenzintervalle schließen für alle signifikanten Prädiktoren den Wert Null nicht ein. Somit können die Ergebnisse der t-Tests als robust angesehen werden. Auch die Quotienten der Verzerrungen und der entsprechenden Standardfehler liegen deutlich unterhalb von 0,25.

Die Regressionsgleichung für die Modellierung der Konzentration von Sulfamethoxazol lautet:

Konzentration Sulfamethoxazol [µg/l] = -0,005056 + 0,003857 · Abwasseranteil [%] + 0,000134 · gesamte Bevölkerungsdichte [Ew/km²]

Formel 5-5

Abschließend werden die in Phase I und Phase II des Projekts „Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka“ abgeleiteten statistischen Regressionsmodelle und ihre Güte zusammengefasst. Die Güte der Einfachregressionen zwischen Messwerten und Abwasseranteil hat sich zwischen Projektphase I und II verbessert (Ausnahme Diclofenac). Ursache der Veränderung ist die verbesserte Datenlage durch Berücksichtigung der hydrologischen Oberlieger und der expliziten Berücksichtigung der dort emittierten Abwässer. Durch die eingehende statistische Analyse zu weiteren Einflussfaktoren in Projektphase II konnte die Modellgüte für alle Wirkstoffe gegenüber den Einfachregressionen deutlich gesteigert werden.

Tabelle 5-16: Übersicht über die Modellgüte (Bestimmtheitsmaße) der Regressionsmodelle im Projekt

Wirkstoff	**Phase I Einfachregression**	**Phase II Einfachregression**	**Phase II Multiple Regression**
Diclofenac	0,34	0,30	0,37
Sulfamethoxazol	0,49	0,57	0,64
Carbamazepin	0,48	0,51	0,59

Eine Anwendung der multiplen Regressionsgleichungen auf Niedersachsen und eine Validierung der Ergebnisse ist Gegenstand von Kapitel 6.

6 Ergebnisse der Regressionsmodelle für die Prognose von Wirkstoffkonzentrationen in Fließgewässern

Im Folgenden werden multiple Regressionsmodelle zur Berechnung der Arzneiwirkstoff-Konzentrationen auf die Einzugsgebiete der 119 selektierten Güte-Messstellen angewendet (Kap. 4.3). Die Modellergebnisse werden mit den Messergebnissen von Girbig und Steffen (2013) validiert. Die Regressionsmodelle und ihre Ableitung wurden ausführlich in Kapitel 5 beschrieben. Gleiches gilt für die Eingangsdaten der statistischen Modellierung und ihre Quellen (Tabelle 5-2). Abbildung 6-1 zeigt das Ergebnis der statistisch modellierten mittleren Diclofenac-Konzentrationen für die Güte-Messstellen im Zeitraum 2010-2011. In die multiple Regression gehen der Abwasseranteil am MQ und die Einzugsgebietsgröße ein (Formel 5-4).

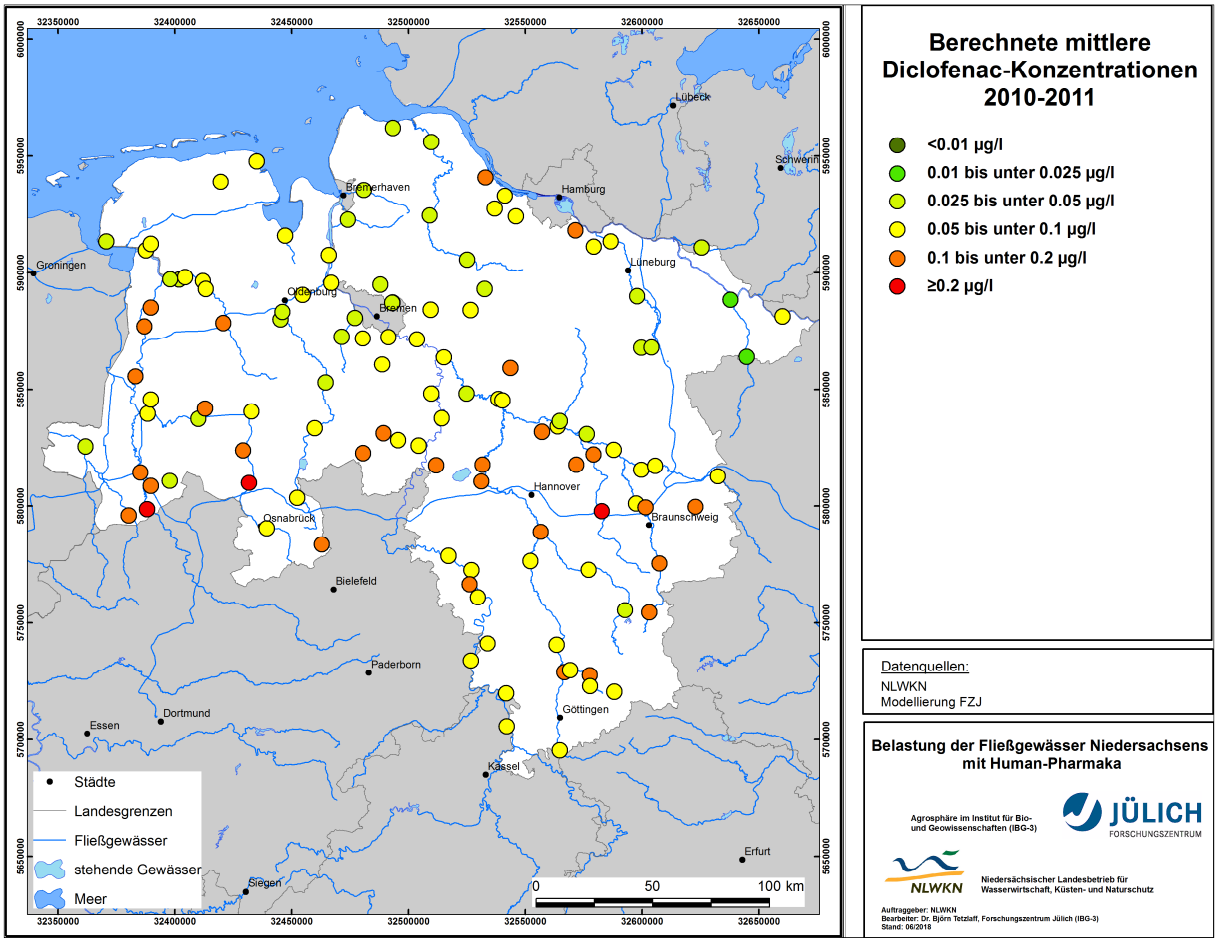


Abbildung 6-1: Mittels Regression modellierte Diclofenac-Konzentrationen für Güte-Messstellen

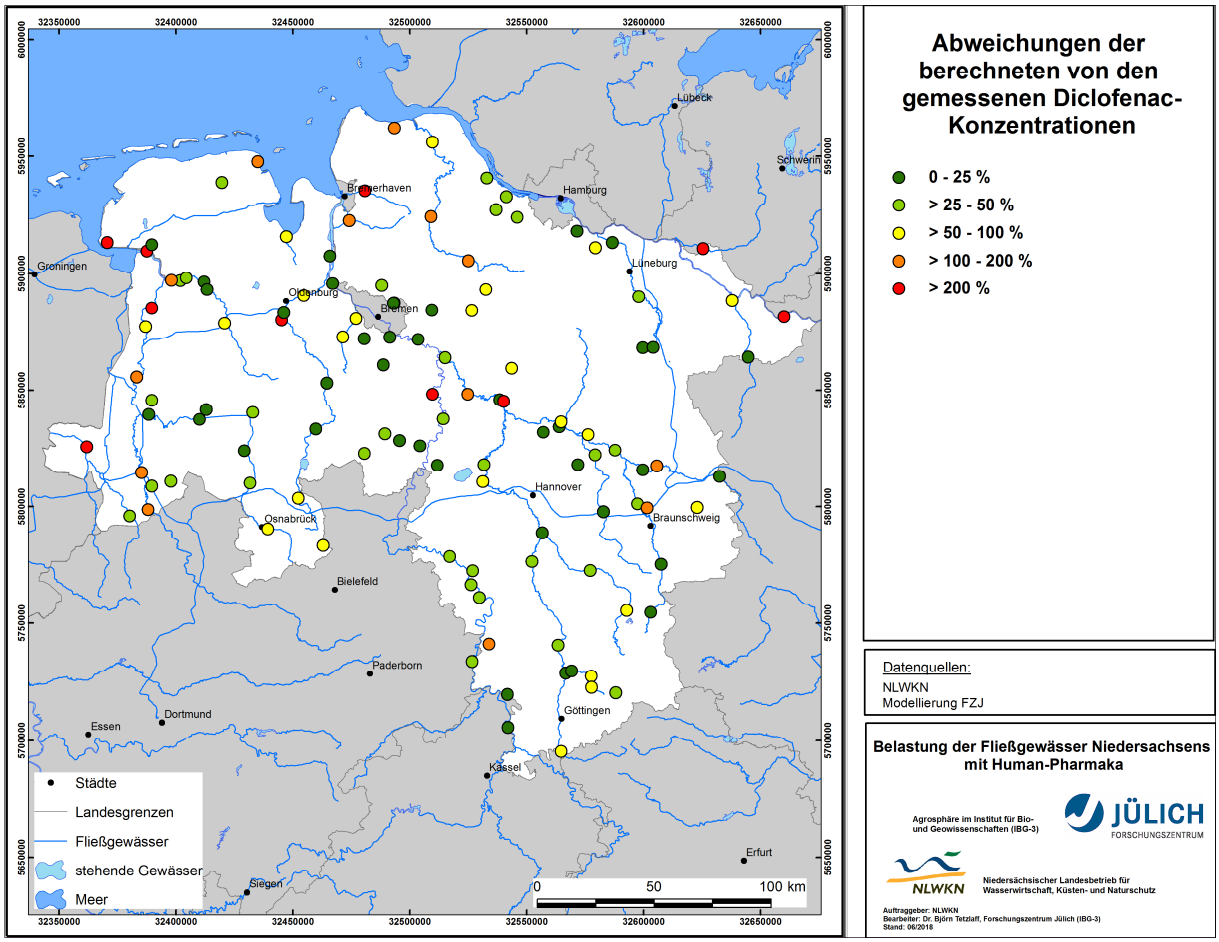


Abbildung 6-2: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Diclofenac-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen

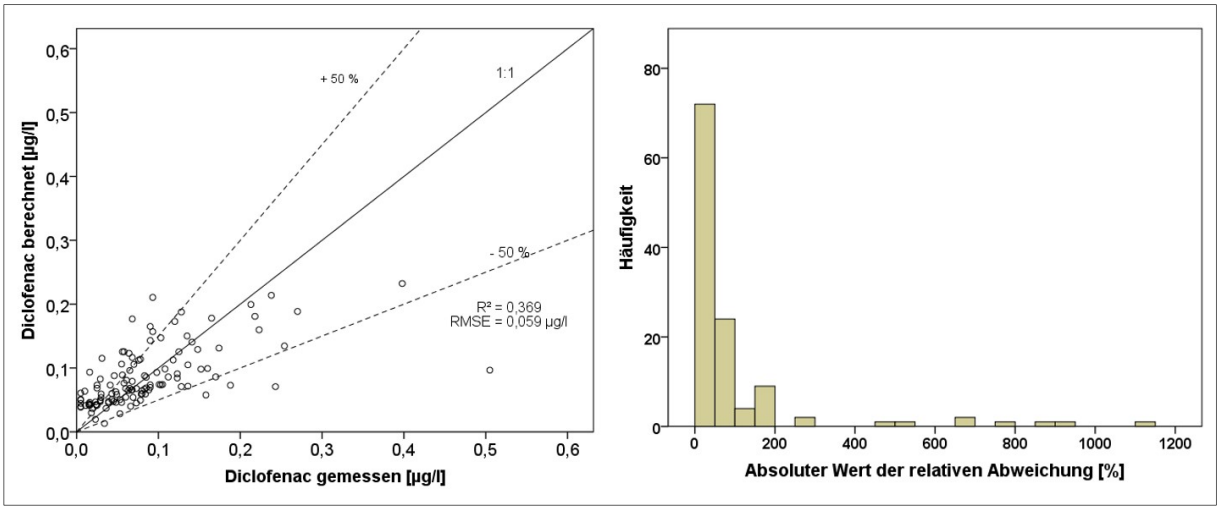


Abbildung 6-3: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Diclofenac-Konzentrationen
Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen.

Das Berechnungsergebnis deckt die Spannweite der Messwerte von <0,01 bis ≥0,2 µg/l ab. Überdurchschnittliche Konzentrationen werden für den Flusslauf der Ems sowie einen Gürtel

von der Vechte bis zur Schunter modelliert. Damit sind die bekannten Belastungsgebiete (Kap. 4.1 und 4.2) erfasst. Im Vergleich zu den Messwerten (Abbildung 4-19) zeigen die Modellergebnisse weniger kleinräumige Variabilität und sie liegen vielfach über den Messwerten. Eine Überschätzung der Messwerte wird durch Abbildung 6-2 und Abbildung 6-3 gestützt. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,37, der Mittelwert der absoluten relativen Abweichungen 102 %. Allerdings beträgt die absolute Abweichung an 59 % der Messstellen weniger als 25 % und an weiteren 21 % weniger als 50 %. Von 119 Messungen liegen insgesamt 9 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l beziehungsweise vereinzelt 0,05 µg/l. Lediglich 1 davon wird durch die Regressionsgleichung als niedriger als Bestimmungsgrenze berechnet. Dies entspricht einer gewissen Systematik, nach der geringe Konzentrationen vom Modell überschätzt und hohe Konzentrationen unterschätzt werden, was sich im Kartenbild u.a. an Weser, Aller und Hunte zeigt. Die Überschätzung steigt mit der Zahl der Messergebnisse an einer Messstelle, die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

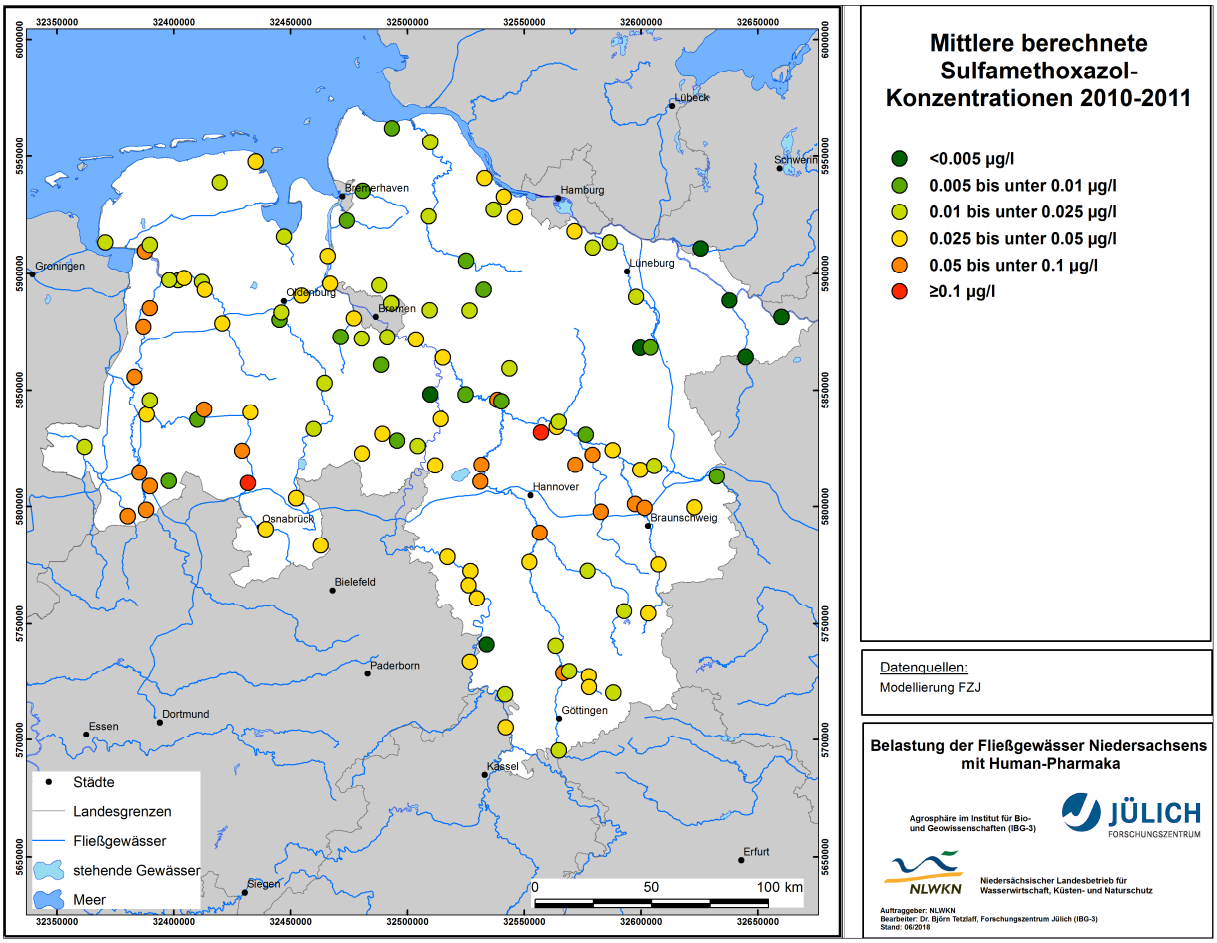


Abbildung 6-4: Mittels Regression modellierte Sulfamethoxazol-Konzentrationen für Güte-Messstellen

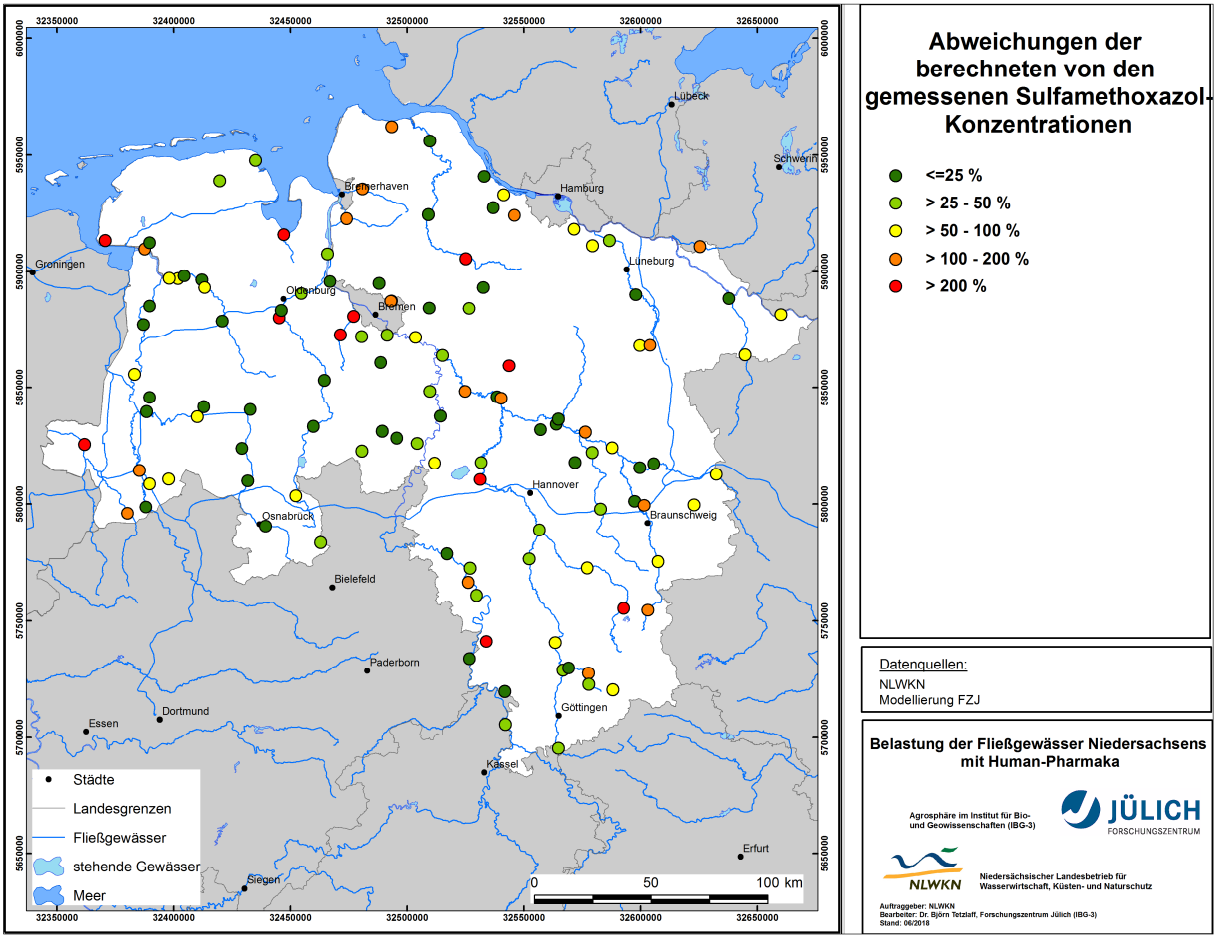


Abbildung 6-5: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Sulfamethoxazol-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen

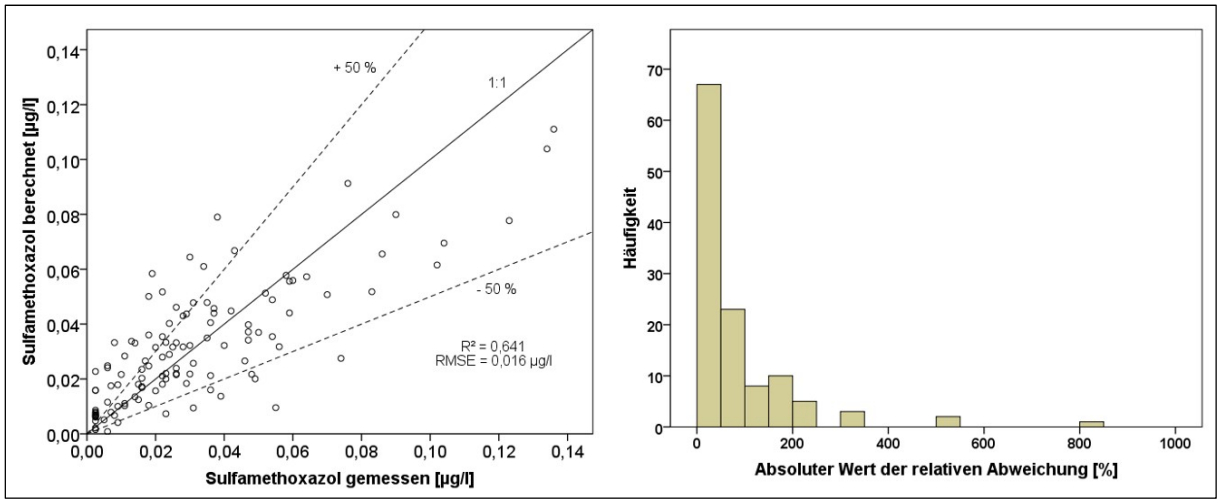


Abbildung 6-6: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Sulfamethoxazol-Konzentrationen
Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen

In die multiple Regression zur Ermittlung der Sulfamethoxazol-Konzentrationen gehen der Abwasseranteil am MQ sowie die Bevölkerungsdichte als unabhängige Variablen ein (Formel 5-5). Die Modellergebnisse und ihre Validierung sind Gegenstand der nachfolgen-

den Abbildungen. Die zum Vergleich herangezogenen Messdaten werden in Abbildung 4-20 gezeigt. Die großräumigen Belastungsräume zwischen Vechte und Oker werden durch die Modellergebnisse gut wiedergegeben, wie ein Vergleich von Abbildung 6-4 mit Abbildung 4-20 zeigt. Dementsprechend sind die relativen Abweichungen in diesem Gebiet mit durchweg ≤25% niedrig (Abbildung 6-5). Das Modellergebnis für das Gebiet zwischen Nordsee, Elbe und Aller zeigt grundsätzlich niedrige Belastungen, was bei einer Betrachtung auf Klassenbasis mit den Messdaten eng korreliert. Vergleicht man die Messstellen direkt miteinander, ergeben sich teilweise hohe relative Abweichungen >100 % (Abbildung 6-5). Niedrige Konzentrationen werden vom Modell tendenziell überschätzt und umgekehrt. Die Überschätzungen fallen mit Abweichungen von verstärkt 50 % und größer stärker aus. Hier machen sich auch die Werte <BG bemerkbar. Niedrige absolute Modellabweichungen spiegeln sich rasch in hohen relativen Unterschieden wider. Von 119 Messungen liegen insgesamt 18 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l. Lediglich 5 davon werden durch das Regressionsmodell mit Werten unter der Bestimmungsgrenze berechnet. Der absolute Wert der relativen Abweichung beträgt 80 %. Für 57 % der Messstellen liegen die Modellabweichungen unter 25 % und für weitere 20 % der Messstellen unter 50 %. Es sind aber auch vereinzelte extrem hohe Abweichungen zu erkennen (beispielsweise 500 oder 800 %). Solche Fälle treten vor allem an Messstellen auf, für die eine Sulfamethoxazol-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt wurde.

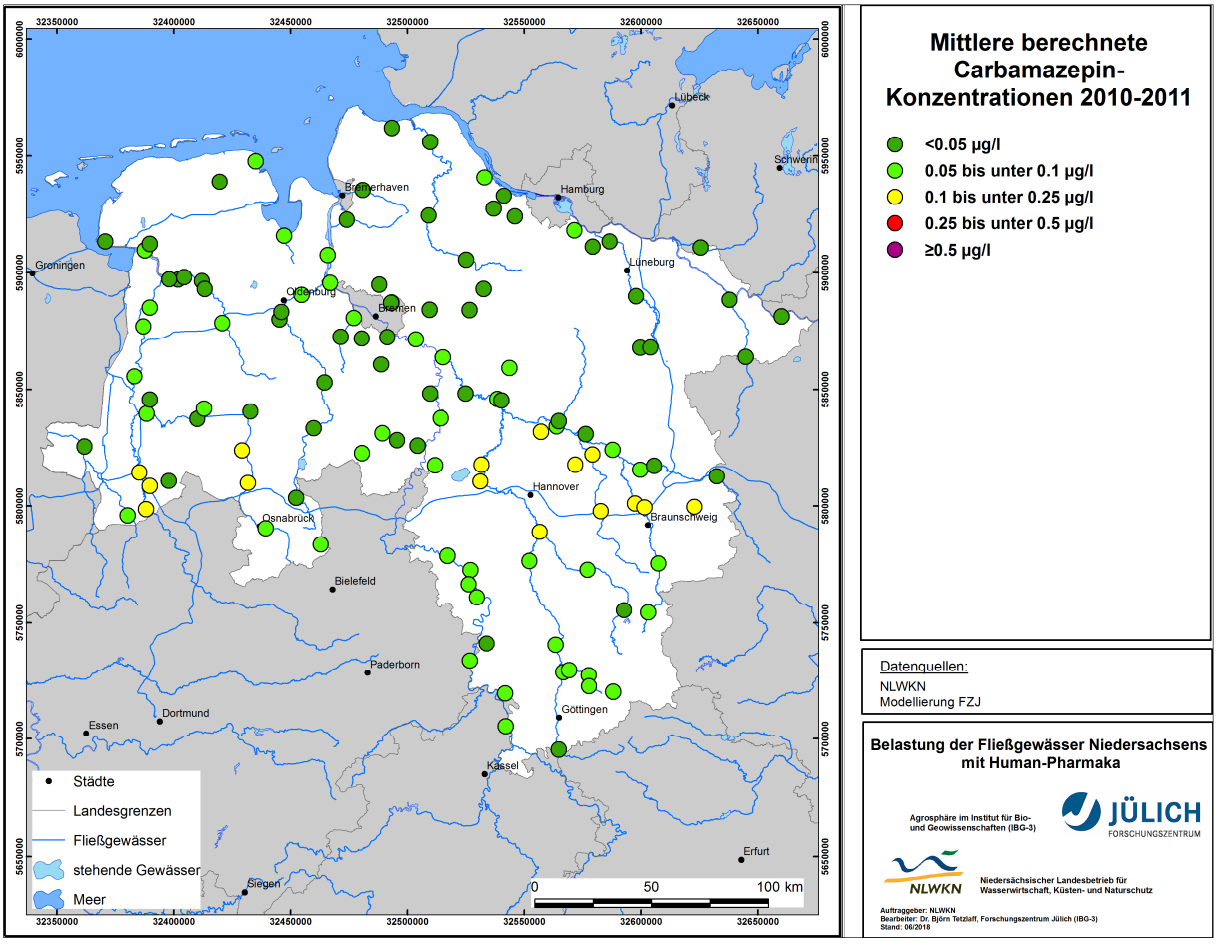


Abbildung 6-7: Mittels Regression modellierte Carbamazepin-Konzentrationen für Güte-Messstellen

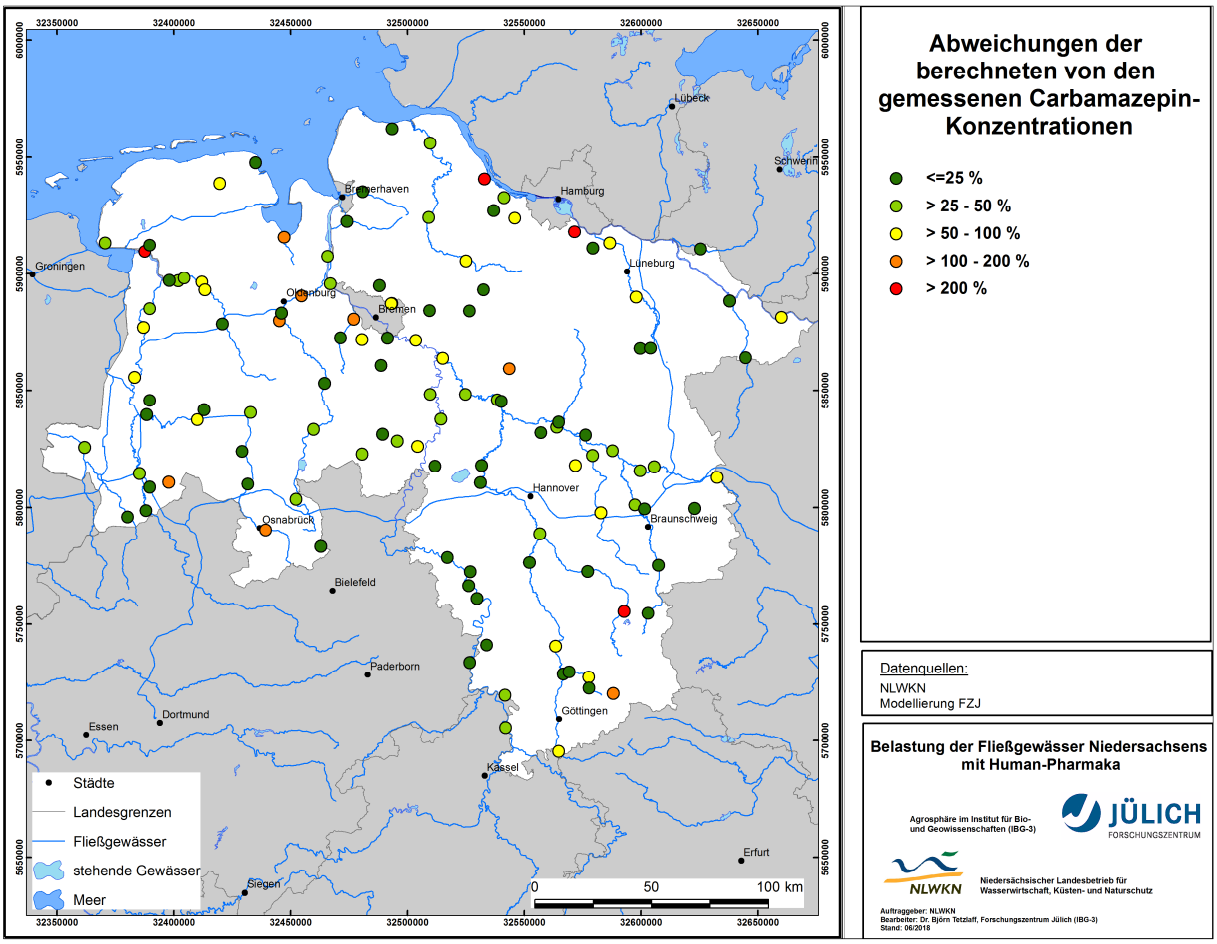


Abbildung 6-8: Relative Abweichungen der mittels Regression modellierten Carbamazepin-Konzentration von mittleren Konzentrationsmessungen für Güte-Messstellen

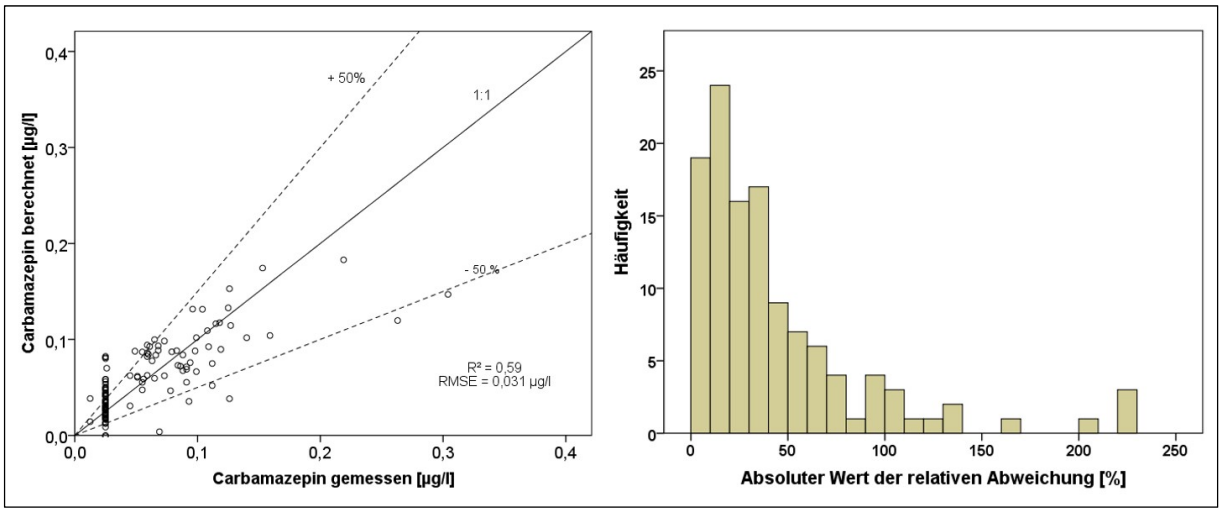


Abbildung 6-9: Links: Streudiagramm der gemessenen und berechneten Carbamazepin-Konzentrationen
Rechts: Häufigkeitsverteilung der absoluten relativen Abweichungen

In die multiple Regression zur Ermittlung der Carbamazepin-Konzentrationen gehen der Abwasseranteil am MQ, die Bevölkerungsdichte sowie das Durchschnittsalter als unabhängige Variablen ein (Formel 5-3). Die Ergebnisse der Modellierung und Validierung sind in Abbildung 6-7 bis Abbildung 6-9 zu sehen. Die zum Vergleich genutzten Messdaten werden in Abbildung 4-21 gezeigt. Ähnlich wie bei den bereits diskutierten Wirkstoffen werden auch für Carbamazepin die bekannten Hauptbelastungsräume zwischen Ems und Oker gut wiedergegeben. Die Modellergebnisse erreichen jedoch nicht die Spannweite der Messwerte. Insbesondere die erhöhten Konzentrationen an Fuhse und Burgdorfer Aue werden vom Modell nicht abgebildet. Bei klassenweiser Betrachtung gibt das Modell die gering belasteten Gebiete mit den zahlreichen unter der Bestimmungsgrenze liegenden Messwerten korrekt wieder. Die messstellenbezogene Auswertung offenbart einzelne hohe Abweichungen, die ihre Ursache in geringen absoluten Abweichungen sehr niedriger Konzentrationen haben, wie bereits für Sulfamethoxazol beschrieben. Von 119 Messungen liegen insgesamt 60 unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l beziehungsweise vereinzelt 0,025 µg/l. 51 davon (entspricht 85%) werden durch die Regressionsgleichung mit Ergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze korrekt berechnet. Der Mittelwert der absoluten relativen Abweichungen beträgt 43,9 % und liegt damit auf dem niedrigsten Niveau aller verwendeten Regressionsmodelle. Hier spielt die eher geringe Schwankungsbreite der Carbamazepin-Konzentrationen eine wichtige Rolle. Für 42 % der Messstellen liegen die Modellabweichungen unter 25 % und für weitere 29 % der Messstellen unter 50 %.

Wie die Anwendung der multiplen Regressionsmodelle auf die niedersächsischen Gütemessstellen zeigt, schwankt die Genauigkeit der Modellierung wirkstoffabhängig. Die bekannten Belastungsräume werden von den Modellen korrekt wiedergegeben, die Prognosen für einzelne Messstellen sind jedoch noch mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet. Dies gilt umso mehr, als dass bei der testweisen Modellanwendung die Messdaten bereits zur Ableitung der Modelle genutzt wurden. Die teilweise hohen Abweichungen müssen daher auch vor dem Hintergrund der „optimalen“ Datenbedingungen gesehen werden. Da die Probleme auf strukturelle Ursachen sowohl bei den gemessenen Konzentrationen als auch bei den erklärenden Variablen zurückgehen, wird auch vom Einsatz alternativer statistischer Verfahren keine Problemlösung erwartet. Vielmehr deutet sich hier weiterer Untersuchungsbedarf hinsichtlich eines Einsatzes von Stofftransportmodellen an.

7 Zusammenfassung

In Fachkreisen wird seit längerem diskutiert, dass der menschliche Arzneimittelkonsum zu Belastungen der Oberflächengewässer führt und dass diese Belastungen nachteilige Wirkungen auf aquatische Ökosysteme ausüben (Hessische Landesanstalt für Umwelt 1998, Haberer u. Ternes 2000, Ternes 2001). Durch eigenes Monitoring hat der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) festgestellt, dass es auch in Niedersachsen zahlreiche Überschreitungen der (bislang rechtlich unverbindlichen) Umweltqualitätsnorm-Vorschläge gibt (Girbig u. Steffen 2013). Seine Untersuchungen bezogen sich exemplarisch auf die Wirkstoffe Diclofenac (Schmerzmittel), Sulfamethoxazol (Antibiotika) und Carbamazepin (Antiepileptikum), auf die an 140 Messstellen beprobt wurde. Um über diese punkthaften Informationen hinaus landesweit flächendeckende Informationen zur Belastung abzuleiten, hatte der NLWKN das Forschungszentrum Jülich FZJ (IBG-3: Agrosphäre) in einem ersten Projekt mit der Laufzeit 2015-2016 beauftragt, die von kommunalen Kläranlagen >2000 EW ausgehende Abwasserbelastung der Fließgewässer Niedersachsens in hoher räumlicher Auflösung landesweit zu ermitteln. Der Schwerpunkt des ersten Projekts lag auf der grundlegenden Erstellung eines geeigneten Modellsystems und seiner Anwendung auf Niedersachsen (48000 km²). Dabei hatte sich weitergehender Forschungsbedarf ergeben. Daher wurde ein Nachfolgeprojekt (Phase II) initiiert, dessen Hauptziel die Einbeziehung der hydrologischen Oberlieger Niedersachsens in die Belastungsanalyse war, d.h. der Bundesländer mit Anteilen an den grenzüberschreitenden Flusseinzugsgebieten der Vechte, Ems, Weser, Leine und Aller sowie weiterer Nebenflüsse. Dadurch wurde das Untersuchungsgebiet auf 75000 km² ausgedehnt. Darüber hinaus sollte mit statistischen Verfahren untersucht werden, welche weiteren geographischen und demographischen Faktoren die Arzneimittelbelastung der niedersächsischen Oberflächengewässer beeinflussen.

Um diese Ziele zu erreichen, wurden die für die Abflussmodellierung in den Oberlieger-Einzugsgebieten Nordrhein-Westfalens, Hessens, Bayerns, Thüringens, Sachsen-Anhalts und Bremens erforderlichen Datengrundlagen beschafft und aufbereitet. Gleiches gilt für Kläranlagendaten. Die niedersächsischen Kläranlagendaten wurden mit Fachleuten aus allen NLWKN-Betriebsstellen auf ihre Lagegenauigkeit überprüft. Außerdem wurde das Ausmaß der Abwasserverregnung in Niedersachsen überprüft und dieser Aspekt ins Modell integriert. Anschließend wurde die rasterbasierte Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell GROWA des FZJ für das erweiterte Untersuchungsgebiet wiederholt. Die Modellergebnisse zum Wasserhaushalt wurden mit gemessenen Abflussdaten erfolgreich validiert. Die Einflüsse der kommunalen Kläranlagen auf die Abwasserbelastung der Fließgewässer wurden anhand der Jahresabwassermengen 2011 definiert, deren Höhe für jetzt 1089 Einleitstellen (statt bislang 454) bekannt ist. Auf dieser Grundlage wurde die Belastungsanalyse, d.h. die kaskadische Ermittlung des Abwasseranteils am MQ, für die drei Betrachtungszeiträume 2004-14, 2008 und 2014 erneut durchgeführt und zwar sowohl linienhaft für 2953 Oberflächenwasserkörper als auch punktuell für die Einleitstellen der Kläranlagen.

Die Belastungsanalyse ergab auf Betrachtungsebene der Oberflächenwasserkörper, dass 70 % der Gesamtlänge des WRRL-relevanten Gewässernetzes in Niedersachsen im Zeitraum

2004-14 keine Belastung aufweisen. Eine geringe Belastung wird für 13 %, eine mittlere Belastung für 11 % und eine hohe Belastung für ca. 3 % der Fließgewässerlänge ermittelt. Weitere 3 % befinden sich im tidebeeinflussten Norden Niedersachsens, in dem keine valide Messung von Abflüssen erfolgen kann, sodass diese Bereiche in der vorliegenden Studie keine Beachtung finden. Besonders betroffen sind die Flüsse Ems, Hase, Wietze, Burgdorfer Aue und Fuhse über weite Fließstrecken. Die hohe Abwasserbelastung der Ems resultiert zu erheblichen Teilen aus der Einleitung kommunaler Abwässer im nordrhein-westfälischen Einzugsgebietsteil und fällt erst unterhalb von Meppen unter die 10%-Marke. Kleinräumig finden sich kurze Gewässerabschnitte mit erhöhter und hoher Belastung auch in anderen Landesteilen, u.a. bei Göttingen, bei Emden, an der oberen Soeste sowie in Teilen des Leine- und des Oker-Einzugsgebiets. Großräumig niedrige Abwasserbelastungen dominieren in Nordostniedersachsen. Hohe Abwasserbelastungen sind eine Folge hoher Bevölkerungsdichte und damit hohen Abwasseranfalls und einer gleichzeitig unzureichenden Verdünnungswirkung des natürlichen Abflusses im Gewässer, z.B. durch Lage im Oberlauf, klimatische Ungunst, schwerwiegende wasserwirtschaftliche Eingriffe.

Die Ermittlung der Abwasserbelastung wurde zusätzlich auch für Extremjahre der Periode 2004-2014 durchgeführt, wobei 2008 als Nassjahr und 2014 als Trockenjahr ausgewählt wurden. Im Nassjahr 2008 stand mehr Abfluss für die Verdünnung der Kläranlagenabwässer zur Verfügung, sodass die Belastungen insgesamt geringer ausfallen. Die o.g. Belastungsschwerpunkte in den Räumen, Osnabrück, Hannover-Braunschweig sowie die kleinräumigen Belastungen traten jedoch auch in einem Nassjahr deutlich hervor. Die Belastungsanalyse für das Trockenjahr 2014 zeigte eine weitere Ausdehnung der hohen Abwasseranteile in den bereits genannten Hauptbelastungsräumen. Zudem waren Klassensprünge in die Kategorie „erhöht“ z.B. für die untere Leine festzustellen.

Des Weiteren wurden die Abwasserbelastungen der Oberflächengewässer für die Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen ausgewiesen. Dies ermöglicht eine Priorisierung der Kläranlagen nach ihrer Belastungswirkung und eine räumliche Darstellung der Belastungen auch für Gewässer, die nicht durch das WRRL-relevante Gewässernetz abgebildet werden. Großräumig ergeben sich vergleichbare Schwerpunkträume hoher Abwasserbelastungen in Niedersachsen. So sind auch hier der Ems-Hauptlauf zwischen Rheine und Meppen, das Hase-Einzugsgebiet ab Osnabrück sowie der Raum zwischen Aller, Steinhuder Meer, Harz und Braunschweig von durchweg hohen Abwasseranteilen >10% am MQ betroffen. Dies gilt für alle betrachteten Zeitschritte 2004-2014, 2008 und 2014. In der mittleren Periode 2004-2014 treten an 35 % aller 452 Einleitstellen geringe Abwasserbelastungen, an 28 % mittlere und an 19 % hohe und extrem hohe Abwasserbelastungen auf. Im Nassjahr 2008 verringern sich hohe bis extrem hohe Abwasserbelastungen auf 13 % und im Trockenjahr 2014 erhöhen sie sich auf 23 % aller Einleitstellen in Niedersachsen. Bei den durch die Einleitung extrem hoch belasteten Gewässern (>75 % Abwasseranteil am MQ) handelt es sich überwiegend um kurze Gräben, deren Länge i.d.R. mehrere hundert Meter nicht überschreitet. Unterschiede zu den Belastungsangaben auf Basis der Oberflächenwasserkörper resultieren aus dem unterschiedlichen Bezug der Anteile, einerseits die Gesamtlänge des WRRL-relevanten Gewässernetzes, andererseits die Gesamtzahl der niedersächsischen Kläranlagen 2011.

Als die zehn Kläranlagen mit höchster Belastungswirkung weist die Rankingliste in Tabelle A-1 für 2004-14 Laasche, Salzgitter-Nord, Tarmstedt, Bockenem, Schöningen, Helmstedt, Königslutter, Seesen, Bissendorf und Langenhagen aus.

Die Ergebnisse der erneut durchgeführten Belastungsanalyse bestätigen die Ergebnisse der ersten Projektphase (Tetzlaff 2016). Die Berücksichtigung weiterer Einflüsse in Projektphase II erlaubt darüber hinaus eine realistischere Abbildung des Belastungsgeschehens, u.a. durch Berücksichtigung der Abwasserlast grenzüberschreitender Zuflüsse nach Niedersachsen, der Abwasserverregnung oder von Einleitungen direkt in die Nordsee.

Die Plausibilität der modellierten Ergebnisse zur Abwasserbelastung wurde zweistufig überprüft. In einem ersten Schritt wurden aus an NLWKN-Pegeln gemessenen Abflussdaten Dauerlinien abgeleitet und überprüft, an wie vielen Tagen pro Jahr im Mittel ein Abwasseranteil von mindestens 10 % überschritten wird. Gewässer, in denen es an mehr als 50 % der Tage im Jahr zu keiner ausreichenden Verdünnung des Abwassers kommt, sind danach die Ems zwischen Rheine und Meppen, die obere Soeste, die Hase unterhalb von Osnabrück, das untere Leine-Einzugsgebiet, Wietze, Burgdorfer Aue, Fuhse und Teile des Ober-Einzugsgebiets. In einem zweiten Schritt wurden unabhängige Messdaten des NLWKN (Girbig u. Steffen 2013) herangezogen. Die Daten entstammen der Beprobung an 119 Messstellen im Binnenland auf Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol in den Jahren 2010 und 2011. Großräumig erhöhte Arzneimittelbelastungen treten schwerpunkthaft an Messstellen an Ems, Hase, Leine, Fuhse und Oker auf. Beide Ansätze bestätigen die durch den Auftragnehmer ausgewiesenen Haupt-Belastungsgewässer.

Weitere Vergleiche zwischen den simulierten Abwasseranteilen 2004-2014 und den mittleren Konzentrationsniveaus 2010/2011 zeigen, dass es einen statistischen Zusammenhang zwischen den simulierten Abwasseranteilen und den mittleren Konzentrationsniveaus der drei Wirkstoffe gibt, der jedoch wirkstoffabhängig ist. Die Bestimmtheitsmaße variieren zwischen 0,3 und 0,57. Hieraus wird ersichtlich, dass ein Teil der räumlichen Varianz der gemessenen Wirkstoff-Konzentrationen nicht alleine durch den Abwasseranteil erklärt werden kann. Da der Arzneimittelkonsum alters- und geschlechterspezifisch variiert und Diclofenac einem stärkeren Abbau in den Oberflächengewässern unterliegt, wurden weitere Daten beschafft und geographische und demographische Einflussfaktoren statistisch untersucht. Dabei zeigte sich, dass über den Abwasseranteil hinaus signifikante positive Korrelationen zwischen den Arzneimittelkonzentrationen selbst sowie zwischen den Arzneimittelkonzentrationen und den Variablen Bevölkerungsdichte insgesamt und nach Geschlecht 2011, Krankenhausdichte 2011, Anzahl Krankenhausbetten pro Einwohner und dem Geschlechterverhältnis bestehen. Die mit Abstand stärksten Korrelationen wurden zwischen der Arzneimittelkonzentration und dem Abwasseranteil sowie der Bevölkerungsdichte festgestellt. Starke Interkorrelationen zwischen zahlreichen Variablen verhindern deren Einbeziehung in die multiple Regression. Durch Hinzunahme der Variablen Bevölkerungsdichte, Durchschnittsalter und Einzugsgebietsgröße konnte für jeden Wirkstoff ein multiples Regressionsmodell abgeleitet werden. Die Bestimmtheitsmaße konnten gegenüber der ausschließlichen Berücksichtigung des Abwasseranteils auf 0,37 bis 0,64 deutlich gesteigert werden. Anschließend wurden diese Modelle

zur Prognose der jeweiligen Wirkstoffkonzentrationen an den Gütemessstellen genutzt. Die Modellergebnisse zeigen bei allen Regressionsmodellen systematische Überschätzungen der niedrigen und Unterschätzungen der hohen Wirkstoffkonzentrationen. Die Überschätzung der niedrigen Konzentrationen nimmt mit der Anzahl von Messergebnissen <BG an einer Messstelle deutlich zu. Die Abweichungen der Regressionsmodelle für alle drei Wirkstoffe lassen sich wie folgt angeben: 42-59 % der Abweichungen sind kleiner als 25 % absolut, 71-80 % der Abweichungen sind kleiner als 50 % absolut. 20-29 % der Abweichungen sind größer als 50 % absolut und können in Einzelfällen bis zu 1000 % betragen. Für eine Prognose der Wirkstoffkonzentrationen in Fließgewässern ohne Monitoring erscheint der Einsatz dieser Regressionsmodelle derzeit nicht zielführend. Da die Probleme auf strukturelle Ursachen sowohl bei den gemessenen Konzentrationen als auch bei den erklärenden Variablen zurückgehen, wird auch vom Einsatz alternativer statistischer Verfahren keine Problemlösung erwartet. Vielmehr deutet sich hier weiterer Untersuchungsbedarf an. Als zielführender werden Verfahren der Stofftransportmodellierung gesehen, die den Eintrag und Verbleib der Wirkstoffe in Gewässern simulieren.

Die vorgelegte räumlich detaillierte Ausweisung der Abwasserbelastungen niedersächsischer Oberflächengewässer gibt einen Überblick über die landesweite Situation. Gegenüber der ersten Projektphase konnten Unsicherheiten in den Eingangsdaten sowie bei den berücksichtigten Prozessen deutlich verringert werden. Hierdurch sowie durch die Einbeziehung der hydrologischen Oberlieger Niedersachsens in die Belastungsanalyse haben die Modellergebnisse gegenüber der ersten Projektphase an Validität gewonnen. Damit wurden die Projektziele erreicht. Die am NLWKN bislang vorhandenen lokalen Erkenntnisse zur Arzneimittelbelastung (Steffen 2009a, Steffen 2009b, Girbig u. Steffen 2013) wurden bestätigt und durch die vorgelegte Studie in räumlicher und zeitlicher Dimension signifikant erweitert. Die Ergebnisse können von den zuständigen Umweltbehörden dazu verwendet werden, weitere Detailuntersuchungen vor Ort zu planen und insbesondere das Monitoring von Arzneimittelbelastungen zu optimieren und damit kosteneffizienter zu gestalten.

8 Weiterer Untersuchungsbedarf

Im Zuge der Projektbearbeitung hat sich gezeigt, dass weiterer Untersuchungsbedarf besteht, um die Wirkstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern mit größerer Genauigkeit quantifizieren zu können und um die Effekte technischer Maßnahmen an Kläranlagen auf die Konzentration vorhersagen zu können. Hierzu wäre ein Stofftransportmodell zu entwickeln, das den Wirkstoff-Fluss von den Einleitstellen bis zur Nordsee simuliert und dabei für alle Flussabschnitte Frachten und Konzentrationen quantifiziert.

Ausgangspunkt der Stofftransportmodellierung wären die vom NLWKN gemessenen Wirkstoffkonzentrationen an 54 Kläranlagenabläufen im Zeitraum 2017-2019. Diese Daten werden durch Literaturvergleiche in einen breiteren Zusammenhang gestellt und anhand von Parametern, wie Größenklasse, Zahl angeschlossener Einwohner und technische Ausstattungsmerkmale auf alle Kläranlagen Niedersachsens übertragen. Alternativ könnten Daten zum Arzneimittelverbauch pro Einwohner ausgewertet und der Zufluss zur Kläranlage sowie der Rückhalt in der Kläranlage berechnet werden. Die zu modellierenden 17 Wirkstoffe wären Carbamazepin, Östron (E1), Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Sulfamethoxazol, Bezafibrat, Ibuprofen, Metoprolol, Roxythromycin, Sotalol, Iopamidol, Iomeprol, Phenazon, Naproxen, Trimethoprim und 17-alpha-Ethinylöstradiol, die Gegenstand des derzeit laufenden Sondermessprogramms an Kläranlagenabläufen sind.

Basierend auf einer 1D-Simulation des Abflusses im Oberflächengewässer würde der Transport im Gewässer berechnet. Die hierbei berechneten Fließzeiten erlauben nicht nur eine Auswertung der Transportgeschwindigkeiten sondern auch der Berechnung des Abbaus durch Photolyse u.a. Prozesse als Funktion der Zeit. Abbauraten für mehrere Wirkstoffe in niedersächsischen Gewässern werden derzeit von der Universität Lüneburg im Auftrag des NLWKN ermittelt. Diese Daten könnten hier genutzt werden. Die zur 1D-Abflusssimulation erforderlichen Daten zu Gerinnequerschnitten liegen im NLWKN aus den Arbeiten zur Ausweisung der Hochwassergefährdung vor. Zusätzlich zu den Emissionen aus kommunalen Kläranlagen könnten die Größenordnungen der Einträge aus Kleinkläranlagen abgeschätzt werden.

Aus Umweltqualitätsnorm-Vorschlägen und Angaben zu PNEC könnten Risikoquotienten bestimmt werden, die für jeden Flussabschnitt wirkstoffspezifisch angeben, wie groß die Differenz zwischen der berechneten Konzentration und der Norm ist.

Die erzielbaren Modellergebnisse könnten den NWLKN bei der Beantwortung von Fragen unterstützen, wie

- In welchem Flussabschnitt liegt ein bestimmter Wirkstoff mit welcher Konzentration und Fracht vor?

- Wie groß ist die Vorbelastung an einer Einleitstelle, die aus oberhalb liegenden Emissionsquellen resultiert?

- In welchen OWK werden Umweltqualitätsnormen (UQN) oder PNEC im Flusslauf (Längsschnitt) überschritten?

- Wie lange dauert es (Fließstrecke, Zeit), bis einleitungsbedingt erhöhte Wirkstoffkonzentrationen wieder auf ein definiertes Niveau gesunken sind?

- Wie hoch ist der Eintrag in die Meere unter Berücksichtigung des Abbaus?

- Welche Kläranlagen kommen für eine gezielte Nachrüstung in Betracht, damit UQN eingehalten werden können?

- Wie wird sich die Wirkstoffkonzentration im Gewässer verändern, wenn technische Maßnahmen an einer Kläranlage zu einer festgelegten Verringerung der Ablaufkonzentrationen geführt haben?

9 Literatur

ABWASSERVERBAND BRAUNSCHWEIG (2013): DAS BRAUNSCHWEIGER MODELL – EIN WASSER-NÄHRSTOFF-ENERGIEKREISLAUF.- VORTRAG VOM 15.11.2013, 35 S.

ABWASSERVERBAND BRAUNSCHWEIG (O.J.): DAS BRAUNSCHWEIGER MODELL, FALTBLATT, BRAUNSCHWEIG, 2 S.

ACKERMANN A., HEIDECKE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZLAFF, B., VENOHR, M. U WENDLAND, F. (2015) DER MODELLVERBUND AGRUM ALS INSTRUMENT ZUM LANDESWEITEN NÄHRSTOFFMANAGEMENT IN NIEDERSACHSEN.- JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT, THÜNEN REPORT 37, BRAUNSCHWEIG, 314 S., DOI:10.3220/REP1450256145000.

ANDREOZZI, R., RAFFAELE, M., U. NICKLAS, P. (2003): PHARMACEUTICALS IN STP EFFLUENTS AND THEIR SOLAR PHOTODEGRADATION IN AQUATIC ENVIRONMENT. CHEMOSPHERE 50, 1319-1330.

ATV-DVWK, DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (HRSG., 2002): VERDUNSTUNG IN BEZUG ZU LANDNUTZUNG, BEWUCHS UND BODEN.- ATV-DVWK-REGELWERK, MERKBLATT, BD. M 504, HENNEF, 144 S.

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. U. WEIBER, R. (2016): MULTIVARIATE ANALYSEMETHODEN, EINE ANWENDUNGSORIENTIERTE EINFÜHRUNG, 14., ÜBERARBEITETE UND AKTUALISIERTE AUFLAGE, DOI 10.1007/978-3-662-46076-4.

BENESCH, T. (2013): SCHLÜSSELKONZEPTE ZUR STATISTIK, DIE WICHTIGSTEN METHODEN, VERTEILUNGEN, TESTS ANSCHAULICH ERKLÄRT, SPRINGER-VERLAG BERLIN HEIDELBERG 2013, DOI 10.1007/978-3-8274-2772-4.

BOGENA, H., KUNKEL, R., SCHÖBEL, T., SCHREY, H.-P. U. WENDLAND, F. (2003) DIE GRUNDWASSERNEUBILDUNG IN NORDRHEIN-WESTFALEN. SCHRIFTEN DES FORSCHUNGSZENTRUMS JÜLICH, REIHE UMWELT, 37, FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GMBH, JÜLICH, GERMANY, 148 S.

BOREEN, A. L., ARNOLD, W. A. U. MCNEILL, K. (2004): PHOTOCHEMICAL FATE OF SULFA DRUGS IN THE AQUATIC ENVIRONMENT: SULFA DRUGS CONTAINING FIVEMEMBERED HETEROCYCLIC GROUPS. IN: ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY, 38 (14) : 3933 - 3940.

BREUSCH, T. S. UND PAGAN, A. R. (1979): A SIMPLE TEST FOR HETEROSCEDASTICITY AND RANDOM COEFFICIENT VARIATION, VOL. 47, NO. 5 (SEP., 1979), 1287-1294, PUBLISHED BY: THE ECONOMETRIC SOCIETY, DOI: 10.2307/1911963.

COCA, V. U. NINK, K. (2011): ARZNEIVERORDNUNGEN NACH ALTER UND GESCHLECHT.- IN: SCHWABE, U. UND PAFFRATH, D. (HRSG.): ARZNEIVERORDNUNGSREPORT 2011.- BERLIN U. HEIDELBERG, S.943-957.

COHEN, J. (1988): STATISTICAL POWER ANALYSIS FOR THE BEHAVIORAL SCIENCES, HILLSDALE, N.J. : L. ERLBAUM ASSOCIATES, 1988.

DÖRHÖFER, G., KUNKEL, R., TETZLAFF, B. U. WENDLAND, F. (2001): DER NATÜRLICHE GRUNDWASSERHAUSHALT IN NIEDERSACHSEN.- ARB.-H. WASSER, BD. 2001/1, S. 109-167.

DUMANJUG, C. F., BARRIOS, E. B. UND LANSANGAN, J. R.G. (2010): BOOTSTRAP PROCEDURES IN A SPATIAL-TEMPORAL MODEL, JOURNAL OF STATISTICAL COMPUTATION AND SIMULATION, 80:7, 809-822, DOI: 10.1080/00949650902785209.

DURBIN, J. UND WATSON, G.S. (1951). TESTING FOR SERIAL CORRELATION IN LEAST SQUARES REGRESSION II. BIOMETRIKA, 38(1/2) P. 159-177. DOI:10.1093/BIOMET/38.1-2.159.

DVWK (1996) ERMITTLUNG DER VERDUNSTUNG VON LAND- UND WASSERFLÄCHEN. (MERKBLÄTTER ZUR WASSERWIRTSCHAFT, BD. 238), DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (HRSG), BONN

DWA (2009): ZUSTAND DER KANALISATION IN DEUTSCHLAND - ERGEBNISSE DER DWA-UMFRAGE 2009.- HENNEF, 15 S.

DWA (2015): ZUSTAND DER KANALISATION IN DEUTSCHLAND - ERGEBNISSE DER DWA-UMFRAGE 2015.- HENNEF, 12 S.

EFRON, B., (1982): THE JACKKNIFE, THE BOOTSTRAP, AND OTHER RESAMPLING PLANS. PHILADELPHIA: SOCIETY FOR INDUSTRIAL AND APPLIED MATHEMATICS, SEITE 8.

ENGEL, J. UND GRÜBEL, R. (2008): BOOTSTRAP – ODER DIE KUNST, SICH SELBST AUS DEM SUMPF ZU ZIEHEN.- MATHEMATISCHE SEMESTERBERICHTE, 55, 2, 113-130. DOI 10.1007/S00591-008-0036-4.

FRICKE, U., GÜNTHER, J., NIEPRASCHK-VON DOLLEN, K. U. ZAWINELL, A. (2017): ANATOMISCH-THERAPEUTISCH-CHEMISCHE KLASSIFIKATION MIT TAGESDOSEN FÜR DEN DEUTSCHEN ARZNEIMITTELMARKT, ATC-INDEX MIT DDD-ANGABEN, WISSENSCHAFTLICHES INSTITUT DER AOK (WIDO).

GIRBIG, A.-K. U. STEFFEN, D. (2013): UNTERSUCHUNG NIEDERSÄCHSISCHER OBERFLÄCHENGEWÄSSER AUF BESTIMMTE HUMANARZNEIMITTEL (CARBAMAZEPIN, DICLOFENAC UND SULFAMETHOXAZOL.- NLWKN HILDESHEIM, 10 S.

GÖTZ, C.W., KASE, R. U. HOLLENDER, J (2011): MIKROVERUNREINIGUNGEN - BEURTEILUNGSKONZEPT FÜR ORGANISCHE SPURENSTOFFE AUS KOMMUNALEM ABWASSER.- STUDIE IM AUFTRAG DES BAFU, EAWAG, DÜBENDORF.

HABERER, K. U. TERNES, T.A. (2000): GEWÄSSERBELASTUNGEN DURCH ARZNEIMITTEL.- IN: GUDERIAN, G. U. GUNKEL, G. (HRSG.): HANDBUCH DER UMWELTVERÄNDERUNGEN UND ÖKOTOXIKOLOGIE, BD. 3B, BERLIN U.A., S. 258-272.

HANNAPPEL, S., GROENEWEG, J. U. ZÜHLKE, S. (2014): ANTIBIOTIKA UND ANTIPARASITIKA IM GRUNDWASSER UNTER STANDORTEN MIT HOHER VIEHBESATZDICHTE.- UBA-TEXTE 27/2014, DESSAU.

HARMS, K.S. (2006): UNTERSUCHUNGEN ZUM NACHWEIS UND VORKOMMEN VON ANTIBIOTIKA UND DEREN METABOLITEN IN SCHWEINEGÜLLE.- DISS. TU MÜNCHEN, LEHRSTUHL FÜR TIERHYGIENE, DEPARTMENT FÜR TIERWISSENSCHAFTEN, 128 S.

HEIDECKE, C., HIRT, U., KREINS, P., KUHR, P., KUNKEL, R., MAHNKOPF, J., SCHOTT, M., TETZLAFF, B., VENOHR, M., WAGNER, A. U. WENDLAND, F. (2015): ANALYSE WEITERER GEWÄSSERSCHUTZMAßNAHMEN ZUR REDUZIERUNG VON NÄHRSTOFFEINTRÄGEN IM HINBLICK AUF DIE ERREICHUNG DER UMWELTZIELE NACH EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE IN NIEDERSACHSEN - ENTWICKLUNG EINES INSTRUMENTES FÜR EIN FLUSSGEBIETSWEITES NÄHRSTOFFMANAGEMENT IN NIEDERSACHSEN – AGRUM NIEDERSACHSEN.- BRAUNSCHWEIG, 340 S.

HENNINGS V (2000) (KOORD.) METHODENDOKUMENTATION BODENKUNDE. AUSWERTUNGSMETHODEN ZUR BEURTEILUNG DER EMPFINDLICHKEIT UND BELASTBARKEIT VON BÖDEN. GEOLOGISCHES JAHRBUCH, REIHE G, HEFT SG 1, HANNOVER

HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT (HRSG. 1998): ARZNEIMITTEL IN GEWÄSSERN – RISIKO FÜR MENSCH, TIER UND UMWELT?- UMWELTPLANUNG, ARBEITS- UND UMWELTSCHUTZ, H. 254/98, WIESBADEN.

HMULV HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2008): UMSETZUNG DER WASSERRAHMENRICHTLINIE IN HESSEN, BEWIRTSCHAFTUNGSPLAN HESSEN 2009 – ENTWURF 22. DEZEMBER 2008, S. 101.

JANN, B. (2009): DIAGNOSTIK VON REGRESSIONSSCHÄTZUNGEN BEI KLEINEN STICHPROBEN (MIT EINEM EXKURS ZU LOGISTISCHER REGRESSION). IN KLEIN ABER FEIN!, QUANTITATIVE EMPIRISCHE SOZIALFORSCHUNG MIT KLEINEN FALLZAHLEN.

KLASMEIER, J., KEHREIN, N., BERLEKAMP, J.; MATTHIES M. (2011): MIKROVERUNREINIGUNGEN IN OBERIRDISCHEN GEWÄSSERN: ERMITTLUNG DES HANDLUNGSBEDARFS BEI KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN, ABSCHLUSS BERICHT, ZUM PROJEKT MIT DEM BAYRISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT, ONLINE VERFÜGBAR UNTER: HTTPS://WWW.LFU.BAYERN.DE/WASSER/ ABWASSER_ANTHROPOGENE_SPURENSTOFFE/STOFFFLUSSMODELL/DOC/ENDBERICHT.PDF, LETZTER AUFRUF AM 21.08.2018.

KLEIN, R. (2017): SPURENSTOFFE IN OBERFLÄCHENGEWÄSSERN UND ROHWÄSSERN DER TRINKWASSERGEWINNUNG BERLINS - RAHMENBEDINGUNGEN, PROBLEME, MAßNAHMENPLANUNG, SPURENSTOFFE IN DEN GEWÄSSERN DES HESSISCHEN RIEDS UND STRATEGIEN DER ELIMINIERUNG - 16.3.2017 FRANKFURT.

KOENKER, R. (1981): A NOTE ON STUDENTIZING A TEST FOR HETEROSKEDASTICITY. JOURNAL OF ECONOMETRICS, 17 (1981), 107-112. MESSER AND WHITE, 1984.

KROLL, C. N. U. SONG, P. (2013): IMPACT OF MULTICOLLINEARITY ON SMALL SAMPLE HYDROLOGIC REGRESSIONMODELS, WATER RESOURCES RESEARCH, VOL. 49, 3756–3769, DOI:10.1002/WRCR.20315, 2013

KUNKEL R, BOGENA H, TETZLAFF B, WENDLAND F (2006) DIGITALE GRUNDWASSERNEUBILDUNGSKARTE VON NIEDERSACHSEN, NORDRHEIN-WESTFALEN, HAMBURG UND BREMEN: ERSTELLUNG UND AUSWERTUNGSBEISPIELE. HYDROLOGIE UND WASSERBEWIRTSCHAFTUNG, 50(5): 212-219

KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (2002): THE GROWA98 MODEL FOR WATER BALANCE ANALYSIS IN LARGE RIVER BASINS - THE RIVER ELBE CASE STUDY.- J. HYDROL., VOL. 259, S. 152-162.

LANUV (2007): EINTRAG VON ARZNEIMITTELN UND DEREN VERHALTEN UND VERBLEIB IN DER UMWELT, LITERATURSTUDIE, FACHBERICHT 2, LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN RECKLINGHAUSEN, ONLINE VERFÜGBAR UNTER: HTTPS://WWW.LANUV.NRW.DE/FILEADMIN/LANUVPUBL/3_FACHBERICHTE/30002.PDF, LETZTER AUFRUF AM 20.08.2018.

LAWA (2016): MIKROSCHADSTOFFE IN GEWÄSSERN, BESCHLOSSEN AUF DER 151. LAWA-VV AM 17./18. MÄRZ 2016 IN STUTTGART, STAND JANUAR 2016, STÄNDIGER AUSSCHUSS „OBERIRDISCHE GEWÄSSER UND KÜSTENGEWÄSSER“ (LAWA-AO) BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA).

LBEG (2018): WMS DER HYDROGEOLOGISCHEN KARTEN IM NIBIS® KARTENSERVER, HTTP://WWW.LBEG.NIEDERSACHSEN.DE/KARTENSERVER/WEB_MAP_SERVICES_WMS/KARTEN DIENSTE-WEB-MAP-SERVICES-DES-LBEG-91769.HTML, AUFGERUFEN 15.08.2018.

LFU (2010): PROJEKT „ARZNEIMITTELWIRKSTOFFE UND DEREN METABOLITEN: BELASTUNGEN DES WASSERKREISLAUFS UND MÖGLICHKEITEN DER VERMINDERUNG“, SCHLUSSBERICHT JANUAR 2010, BAYRISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, ONLINE VERFÜGBAR UNTER: HTTPS://WWW.BESTELLEN.BAYERN.DE/APPLICATION/ESHOP_APP000000?SID=923883594&ACTIONXSESSXSHOWPIC(BILDXKEY:%27LFU_ALL_00091%27,BILDXCLASS:%27ARTIKEL%27,BILDXTYPE:%27PDF%27), LETZTER AUFRUF AM 30.09.2018.

LUWG R-P (2010): JAHRESBERICHT 2010 DES LANDESAMTES FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFLAZ, SEITE 86, ONLINE VERFÜGBAR AUF: HTTPS://LFU.RLP.DE/DE/UNSER-AMT-SERVICE/DOWNLOADS/JAHRESBERICHTE/.

MANIAK, U. (2010: HYDROLOGIE UND WASSERWIRTSCHAFT - EINE EINFÜHRUNG FÜR INGENIEURE.- 6. AUFL., HEIDELBERG, DORDRECHT, LONDON, NEW YORK, 701 S.

MCCLENDON, MCKEE J. (1994): MULTIPLE REGRESSION AND CAUSAL ANALYSIS, F.E. PEACOCK PUBLISHERS, 1994 - 358 SEITEN.

MUNLV Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Nordrhein-Westfalen) (2014): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, Langfassung des Berichts mit ergänzender flußgebietsbezogener Darstellung der Abwasseranlagen und ihrer Einleitungen, Kapitel 9, Seite 168, online verfügbar auf: https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/abwasser/lageBericht/.

Nakov, N., Tonic-Ribarska, J., Dimitrovska A. u. Petkovska, R. (2014): Statistical approach for selection of regression model during validation of bioanalytical method, Macedonian pharmaceutical bulletin, 60 (1) 19 - 25 (2014), ISSN 1409 - 8695.

NLÖ, Niedersächsisches Landesamt f. Ökologie (Hrsg., 2001): Gewässergütebericht 2000.- R. Oberirdische Gewässer, 13, Hildesheim, 48 S.

NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg. , 2011): Die Beseitigung kommunaler Abwässer in Niedersachsen - Lagebericht 2011 gemäß Artikel 16 der EU - Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), Hildesheim, 30 S.

Oehlmann, J. (2017): Vergleichende ökotoxikologische Untersuchungen in Gewässern und im Ablauf von kommunalen Kläranlagen, Spurenstoff-Symposium Hessisches Ried, 16. März 2017, Frankfurt.

Ofungwu, J. (2014): Statistical Applications For Environmental Analysis And Risk Assessment, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Ort, C., Hollender, J., Schaerer, M. u. Siegrist, H: (2009): Model-based evaluation of reduction strategies for micropollutants from wastewater treatment plants in complex river networks.- Environ. Sci. Techn., 43, 3214-3220.

Savin, N. E. und White, K. J. (1977). The Durbin-Watson test for serial correlation with extreme sample sizes or many regressors. Econometrica, 45(8), S. 1989-1996.

Schwabe, U. u. Paffrath, D. (2011): Arzneiverordnungsreport 2011.- Berlin U. Heidelberg, 1121 S.

Seis, W. u. Lejean, B. (2015): Infrastruktur und Organisation.- UFOPLAN-Abschlussworkshop 12.02.2015, Vortrag, 13 S.

Steffen, D. (2009a): Arzneimittel, spezielle Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien in niedersächsischen Gewässern.- NLWKN Hildesheim, Oberirdische Gewässer, 29, Hildesheim 44 S.

Steffen, D. (2009b): Humanarzneimittel in Oberflächen- und Küstengewässern.- Wasser Abfall, 11(5), 18-22.

Ternes, T. (2001): Vorkommen von Pharmaka in Gewässern.- Wasser Boden, 53 (4), 9-14.

Tetzlaff, B. (2016): Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka.- Forschungsvorhaben im Auftrag des NLWKN, Laufzeit 01.07.2015 – 30.06.2016, Endbericht, Jülich, 118 S.

Tetzlaff, B., Dörhöfer, G., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2003): GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Wasser Boden, Bd. 55. Jg., H. 7+8, S. 53-57.

Tetzlaff, B., Kuhr, P. u. Wendland, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten.- Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, Bd. 52, H. 1, S. 9-18.

TETZLAFF, B., KUNKEL, R., TAUGS, R. U. WENDLAND, F. (2004): GRUNDLAGEN FÜR EINE NACHHALTIGE BEWIRTSCHAFTUNG VON GRUNDWASSERRESSOURCEN IN DER METROPOLREGION HAMBURG.- SCHR.-R. UMW./ENVIR. FORSCHUNGSZENTR. JÜLICH, BD. 46, JÜLICH, 87 S.

TETZLAFF, B., VEREECKEN, H., KUNKEL, R. U. WENDLAND, F. (2009): MODELLING PHOSPHORUS INPUTS FROM AGRICULTURAL SOURCES AND URBAN AREAS IN RIVER BASINS.- ENVIRONMENTAL GEOLOGY, BD. 57, S. 183–193, DOI 10.1007/S00254-008-1293-1.

UBA UMWELTBUNDESAMT (2014): MAßNAHMEN ZUR VERMINDERUNG DES EINTRAGES VON MIKROSCHADSTOFFEN IN DIE GEWÄSSER, SEITE 22.

URBAN, D. UND MAYERL, J. (2018): ANGEWANDTE REGRESSIONSANALYSE: THEORIE, TECHNIK UND PRAXIS, 5. AUFLAGE, HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-658-01915-0.

VERZEICHNIS DER KRANKENHÄUSER UND VORSORGE-/REHABILITATIONSEINRICHTUNGEN, LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN, STAND 31.12.2016.

WENDLING, U. (1995): BERECHNUNG DER GRAS-REFERENZVERDUNSTUNG MIT DER FAO PENMAN-MONTEITH-BEZIEHUNG.- WASSERWIRTSCHAFT, 85 (12), 602-604.

A. Tabellen-Anhang

Tabelle A-1: Modellierte Abwasseranteile am MQ für alle betrachteten Einleitstellen und die Zeiträume 2004-2014, 2008 und 2014, geordnet nach der Höhe des Abwasseranteils 2004-2014

Die Abwasserbelastung durch Einleitungen ins Wattenmeer, in sonstige Tidegebiete oder direkt in den Elbe-Hauptlauf wird in der Arbeit nicht betrachtet. Diese Einleitstellen sind daher nicht Gegenstand von Tabelle A-1. Die Spalte „WRRL-Relevanz“ enthält Angaben, ob es sich beim Einleitgewässer um einen Gewässerabschnitt des WRRL-relevanten Gewässernetzes handelt. In der letzten Spalte „Vorbelastung“ wird angegeben, ob sich oberhalb der Einleitstelle weitere Kläranlagen befinden. In Verbindung mit Tabelle A-2 kann auch alphabetisch nach Kläranlagen-Bezeichnungen gesucht werden.

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelastung?
1	3544032029 KA Laasche	27027 Seege (Gartow - Mündung)	100	100	100	Nein	Nein
2	1020002016 KA Salzgitter-Nord	16043 Krähenriede	100	100	100	Ja	Nein
3	3574072051 KA Tarmstedt	24051 Müllersdammgraben und Tüschendorf-Worphauser Graben	100	100	100	Nein	Nein
4	2540082013 KA Bockenem	20023 Nette	100	93	100	Nein	Nein
5	1540192048 KA Schöningen	36008 Schöninger Aue	100	87	100	Nein	Nein
6	1540102002 KA Helmstedt	15058 Mühlengraben	100	75	100	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
7	1540132049 KA Königslutter	15051 Schunter	85	62	99	Nein	Nein
8	1530132001 KA Seesen	20018 Nette	81	63	78	Nein	Nein
9	2530182031 KA Bissendorf	16007 Johannisgraben	76	48	100	Ja	Nein
10	2530092152 KA Langenhagen	16010 Flußgraben/Neuer Graben	74	55	87	Ja	Nein
11	1530132002 KA Wiedelah	15009 Eckergraben	67	56	51	Ja	Ja
12	1570022015 KA Soßmar	20002 Bruchgraben	65	40	92	Ja	Nein
13	2574032011 KA Bad Nenndorf	21032 Haster Bach	57	40	78	Ja	Nein
14	4564012018 KA Emlichheim	32037 Emlichheimer Ent-lastungskanal	48	40	51	Ja	Nein
15	2570352057 KA Stadthagen	21020 Holpe-Hülse-Reeke	46	34	56	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
16	2574032010 KA Haste	21032 Haster Bach	45	31	60	Ja	Ja
17	1020002009 KA Salzgitter-Bad	15021 Warne	30	19	32	Ja	Nein
18	4520012010 KA Aurich	06040 Ems-Jade-Kanal	30	23	35	Ja	Nein
19	1530032001 KA Hohegeiß	38009 Zorge	30	22	36	Nein	Nein
20	4530052037 KA Emstek	04045 Soeste Oberlauf	29	23	33	Ja	Nein
21	3514042001 KA Wathlingen	16060 Wathlinger Polder-graben	28	19	36	Ja	Nein
22	2570092020 KA Bückeburg	12050 Schloßbach	27	23	30	Ja	Nein
23	4600032042 KA Dinklage	02016 Dinklager Mühlen-bach, Harpendorfer Müh-lenbach	26	21	27	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
24	1530082001 KA Klein Mahner	15023 Stobenbergbach	26	15	28	Ja	Nein
25	1510402031 KA Wittingen	14004 Fulau	25	18	35	Ja	Nein
26	2574022013 KA Lindhorst	21078 Heßbach	25	18	33	Ja	Nein
27	2530152013 KA Sehnde	16028 Billerbach	25	17	30	Ja	Nein
28	2530112024 KA Neustadt	21006 Eilveser Bach	22	14	30	Ja	Nein
29	1514032016 KA Hankensbüttel	14008 Emmerbach	22	16	30	Ja	Nein
30	2574042009 KA Volksdorf	12032 Gehle (Oberlauf in Nds.)	22	16	25	Ja	Nein
31	2530162141 KA Bennigsen	21047 Hüpeder Bach	22	15	30	Ja	Nein
32	4600102020 KA Visbek	25061 Twillbäke	21	15	25	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
33	1570012029 KA Abbensen	16031 Fuhse	21	15	31	Ja	Nein
34	4590052068 KA Bad Laer	01025 Bever, Süßbach	20	16	25	Nein	Nein
35	3570512069 KA Visselhövede	24025 Visselbach	20	14	29	Ja	Nein
36	1524022004 KA Rüdershausen	19001 Rhume	20	16	28	Ja	Nein
37	4040002002 KA Osnab-rück/Hellern	02006 Düte, Leedener Mühlenbach, Goldbach	19	14	21	Ja	Ja
38	1570042021 KA Gr. Lafferde	16031 Fuhse	18	12	21	Ja	Ja
39	2540292038 KA Schellerten	20004 Dinklarer Klunkau	17	11	21	Ja	Nein
40	4040002001 KA Osnab-rück/Eversburg	02008 Hase Mittellauf bis Mittellandkanal	17	13	21	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
41	1570062012 KA Peine	16031 Fuhse	17	12	22	Ja	Ja
42	4600062029 KA Riessel	02016 Dinklager Mühlen-bach, Harpendorfer Müh-lenbach	17	14	18	Ja	Nein
43	2540322039 KA Söhlde	16031 Fuhse	17	12	20	Ja	Ja
44	1570052031 KA Lengede	16031 Fuhse	17	11	20	Ja	Ja
45	4600082035 KA Steinfeld, Düpe	02016 Dinklager Mühlen-bach, Harpendorfer Müh-lenbach	16	14	17	Ja	Nein
46	2530012129 KA Barsinghausen	21036 Südaue Bach	16	12	23	Ja	Nein
47	1514072049 KA Wesendorf	14013 Heestenmoorkanal	16	12	21	Ja	Nein
48	3580192013 KA Schneverdingen	24014 Veerse	16	11	26	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
49	1570042022 KA Gadenstedt	16031 Fuhse	16	11	19	Ja	Ja
50	2510422015 KA Twistringen	13018 Kuhbach Oberlauf	16	10	19	Ja	Nein
51	1510252073 KA Sassenburg	14015 Triangelermoorka-nal	16	11	21	Ja	Nein
52	1544012035 KA Grasleben	14045 Graslebener Müh-lengraben	15	13	18	Ja	Nein
53	1584012032 KA Kissenbrück	15025 Gr. Graben (Alte Ilse)	15	10	16	Ja	Ja
54	4574022013 KA Hesel	06042 Bääkschloot	15	13	18	Ja	Nein
55	4590332118 KA Hollage	02009 Laake	15	12	17	Ja	Nein
56	2530172166 KA Dollbergen	16031 Fuhse	15	10	19	Ja	Ja
57	2530122172 KA Pattensen	21045 Alte Leine (obl.Schille)	15	10	20	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
58	4590292078 KA Ostercappeln	25006 Strothbach	15	12	17	Ja	Nein
59	4530042003 KA Cloppenburg	04046 Soeste Mittellauf bis TT	14	11	16	Ja	Ja
60	4544062002 KA Surwold	03036 Großer Schloot	14	10	16	Ja	Nein
61	1544032001 KA Süpplingenburg	15051 Schunter	14	10	16	Ja	Ja
62	4510082017 KA Wiefelstede-Baeke	26007 Geestrandtief	13	10	17	Ja	Ja
63	4540452001 KA Salzbergen	01001 Ems - Salzbergen bis Lingen	13	13	14	Ja	Ja
64	4590142048 KA Bramsche	02013 Hase, Große Hase	13	10	15	Ja	Ja
65	2530162140 KA Eldagsen	21053 Gehlenbach	13	10	16	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
66	2530102026 KA Lehrte	16063 Burgdorfer Aue	13	9	16	Ja	Ja
67	4594022060 KA Rieste	02013 Hase, Große Hase	13	10	15	Ja	Ja
68	4510072005 KA Westerstede	04006 Gr. Süderbäke Oberl. + Kl. Norderbäke	12	9	15	Ja	Nein
69	4590242023 KA Neuenkirchen (M)	11003 Warmenau	12	11	14	Ja	Ja
70	2530022035 KA Burgdorf	16063 Burgdorfer Aue	12	8	16	Ja	Ja
71	3510042001 KA Bergen	17051 Berger Bach	12	8	17	Ja	Nein
72	4590192040 KA Georgsmarienhüt-te	02006 Düte, Leedener Mühlenbach, Goldbach	12	9	14	Ja	Nein
73	4544052001 KA Lengerich	02047 Lotter Beeke	12	9	14	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
74	2564072037 KA Steimbke	22020 Steimbker Dorf-graben	12	8	18	Ja	Nein
75	4600062031 KA Nordlohne	02017 Aue, Bokerner Bach	12	9	12	Ja	Nein
76	2520022006 KA Eimbeckhausen	21030 Eimbeckhäuser Bach	12	9	15	Ja	Nein
77	4540102001 KA Emsbüren	01011 Fleckenbach	12	10	14	Ja	Nein
78	3610092001 KA Oyten/Ottersberg	24045 Bassener Mühlen-graben II	12	8	16	Ja	Nein
79	2560252040 KA Rehburg	12044 Steinhuder Meer-bach (Oberlauf)	11	7	17	Ja	Nein
80	2520022013 KA Bad Münder	10020 Hamel Bach	11	9	15	Ja	Nein
81	4540322006 KA Lingen	03001 Ems Lingen-Meppen	11	11	12	Ja	Ja
82	4540142001 KA Dalum	03001 Ems Lingen-Meppen	11	11	12	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
83	1530022001 KA Radauanger	15006 Radau	11	8	11	Ja	Nein
84	1584062025 KA Sickte	15041 Wabe/Mittelriede	11	8	13	Ja	Nein
85	2530032021 KA Großburgwedel	16005 Hengstbeeke	11	7	14	Ja	Nein
86	1520042001 KA Bovenden	18040 Weende	11	10	13	Ja	Nein
87	4510052008 KA Rastede	26007 Geestrandtief	11	8	13	Ja	Nein
88	2510402010 KA Sulingen	13022 Sule Oberlauf	10	7	12	Ja	Nein
89	1584012035 KA Gr. Biewende	15025 Gr. Graben (Alte Ilse)	10	7	11	Ja	Nein
90	4594022063 KA Bersenbrück	02013 Hase, Große Hase	10	8	12	Ja	Ja
91	4544082001 KA Spelle	01004 Speller Aa	10	8	11	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
92	4590242018 KA Wellingholzhau-sen	11007 Uhlenbach	10	8	13	Ja	Nein
93	4600092024 KA Vechta, Bokerner Damm	02019 Spredaer Bach, Vechtaer Moorbach	10	7	11	Ja	Nein
94	1560032001 KA Neuhof	38005 Uffe	10	8	12	Ja	Nein
95	4590082064 KA Belm	02003 Belmer Bach	10	7	12	Ja	Nein
96	3594022033 KA Fredenbeck	29044 Fredenbecker Mühlenbach	10	7	14	Ja	Nein
97	4594012092 KA Quakenbrück	02013 Hase, Große Hase	9	8	11	Ja	Ja
98	2514072008 KA Ehrenburg	13019 Kuhbach Unterlauf	9	6	11	Ja	Ja
99	2530202128 KA Wunstorf	21019 Leine, Ihme-Westaue	9	7	10	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
100	2530102175 KA Sievershausen	16061 Katjefuhse	9	7	12	Ja	Nein
101	2530112174 KA Basse	21001 Leine, Westaue-Aller	9	7	10	Ja	Ja
102	2530142095 KA Gümmerwald	21019 Leine, Ihme-Westaue	9	7	10	Ja	Ja
103	2530162010 KA Springe	21052 Haller Bach (incl. Rambke)	9	7	11	Ja	Nein
104	1520122001 KA Göttingen	18057 Leine	9	9	9	Ja	Ja
105	3584032022 KA Schwarmstedt	21001 Leine, Westaue-Aller	9	7	10	Ja	Ja
106	3574082059 KA Zeven	30014 Mehde-Aue mit Buschhorstbach, Osen-horster Bach	8	6	12	Ja	Nein
107	4590202035 KA Hagen	02006 Düte, Leedener Mühlenbach, Goldbach	8	6	9	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
108	4544012002 KA Dörpen	03002 Ems Meppen-Wehr Herbrum	8	7	9	Ja	Ja
109	4590032082 KA Bad Essen	25002 Hunte ab Mittel-landkanal	8	6	9	Ja	Nein
110	1550122053 KA Schoningen	08020 Schwülme Unter-lauf	8	7	9	Ja	Ja
111	4564022015 KA Neuenhaus	32002 Vechte Nordhorn-Neuenhaus	8	7	9	Ja	Ja
112	4560152013 KA Nordhorn	32002 Vechte Nordhorn-Neuenhaus	8	7	9	Ja	Ja
113	4510042001 KA Edewecht	04063 Vehne Unterlauf	8	6	10	Ja	Nein
114	3594082020 KA Oldendorf	30043 Horsterbeck Mittel-lauf	8	6	11	Nein	Nein
115	4590242027 KA Melle	11008 Else Oberlauf	8	6	10	Ja	Ja
116	2520042010 KA Coppenbrügge	10021 Gelbbach u.Ng	8	6	11	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
117	4594032045 KA Fürstenau	01006 Deeper Aa	8	6	8	Ja	Nein
118	4530072034 KA Friesoythe	04047 Soeste ab TT bis Küstenkanal	8	6	9	Ja	Ja
119	4564032012 KA Schuettorf	32001 Vechte Ohne-Nordhorn	8	7	9	Ja	Ja
120	2574062007 KA Rodenberg	21025 Rodenberger Aue Bach Oberlauf	8	6	10	Ja	Ja
121	4530082028 KA Garrel	04021 Große Aue + Bergaue	7	6	9	Ja	Nein
122	2530192164 KA Evestorf	21041 Wennigser Mühl-bach, Ihme	7	5	10	Ja	Nein
123	2570282018 KA Vehlen	12037 Bückeburger Aue (Mittellauf)	7	6	9	Ja	Ja
124	1030002006 KA Hattorf	15051 Schunter	7	5	9	Ja	Ja
125	2540032032 KA Algermissen	20017 Alpebach	7	5	10	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
126	1550102002 KA Nörten-Hardenberg	18058 Leine	7	8	8	Ja	Ja
127	2540282002 KA Sarstedt	20001 Innerste	7	5	8	Ja	Ja
128	1580062037 KA Cremlingen	15041 Wabe/Mittelriede	7	5	9	Ja	Ja
129	4530112023 KA Löningen	02013 Hase, Große Hase	7	6	8	Ja	Ja
130	4540542001 KA Twist	03040 Rühlermoorschloot	7	6	8	Ja	Nein
131	1520072001 KA Duderstadt	19033 Hahle	7	9	7	Ja	Ja
132	3515012001 KA Bergen-Hohne	17049 Meiße mit Gelt-teichgraben	7	5	11	Ja	Ja
133	1540142031 KA Lehre	15051 Schunter	7	5	9	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
134	2540202037 KA Harsum	20003 Unsinnbach	7	5	9	Ja	Nein
135	4580072009 KA Ahlhorn	25057 Hageler Bach Mit-tellauf	7	6	8	Ja	Nein
136	3584012020 KA Hodenhagen	22001 Aller	7	5	8	Ja	Ja
137	2540172009 KA Giesen	20001 Innerste	7	5	7	Ja	Ja
138	4590062069 KA Bad Rothenfelde	01025 Bever, Süßbach	7	5	9	Ja	Nein
139	2540212001 KA Hildesheim	20001 Innerste	7	5	7	Ja	Ja
140	2574072053 KA Sachsenhagen	21018 Westaue Fluss	7	5	9	Ja	Ja
141	2530002102 KA Herrenhausen	21019 Leine, Ihme-Westaue	7	5	8	Ja	Ja
142	3610122003 KA Verden	22001 Aller	7	5	8	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
143	4544092002 KA Werlte	02037 Mittelradde	6	5	7	Ja	Nein
144	1520262001 KA Landwehrhagen	42001 Fulda	6	8	6	Ja	Ja
145	1520262002 KA Speele	42001 Fulda	6	8	6	Ja	Ja
146	1570072032 KA Wahle	16053 Aue/Erse	6	5	8	Ja	Nein
147	4520252028 KA Wiesmoor	26113 Nordgeorgsfehn-/Großefehnkanal	6	5	8	Ja	Nein
148	2560322033 KA Stolzenau	12001 Mittelweser zwischen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
149	2564042028 KA Leeseringen	12001 Mittelweser zwischen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
150	3614012006 KA Thedinghausen	12046 Mittelweser zwischen Aller und Bremen	6	6	7	Ja	Ja
151	4540352001 KA Meppen	03012 Nordradde in Meppen	6	4	8	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
152	4564012017 KA Hoogstede	32003 Vechte Neuen-haus-Laar	6	6	7	Ja	Ja
153	1560112001 KA Osterode	19045 Söse	6	5	7	Ja	Nein
154	2564062026 KA Lemke	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
155	2560222043 KA Nienburg	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
156	2564022027 KA Drakenburg	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
157	2564012048 KA Eystrup	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
158	2564032046 KA Hoya	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja
159	3610032005 KA Dörverden	12001 Mittelweser zwi-schen Aller und NRW	6	7	6	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
160	1530022005 KA Goslar Zentral-kläranlage	15002 Oker	6	5	6	Ja	Nein
161	1560112002 KA Förste	19004 Söse	6	5	7	Ja	Ja
162	2554012001 KA Lütgenade	08012 Forstbach	6	5	8	Ja	Ja
163	1580372001 KA Wolfenbüttel	15001 Oker	6	5	6	Ja	Ja
164	2530032017 KA Wettmar	16004 Tiefenbruchgraben	6	4	8	Ja	Nein
165	1524022003 KA Rollshausen	19043 Suhle	6	6	7	Ja	Nein
166	4540192001 KA Haselünne	02013 Hase, Große Hase	6	5	7	Ja	Ja
167	1514042084 KA Isenbüttel	14030 Hehlenriede	6	4	9	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
168	1580062023 KA Weddel	15046 Sandbach	6	4	8	Ja	Nein
169	1570022018 KA Mehrum	16030 Burgdorfer Aue	6	4	8	Ja	Nein
170	2540052035 KA Alme-Riehe/Östrum	20014 Riehe	6	4	7	Ja	Nein
171	2510412018 KA Syke	23024 Hache Oberlauf	6	4	7	Ja	Nein
172	1010002017 KA Braunschweig	15001 Oker	6	4	5	Ja	Ja
173	4590242026 KA Bennien-Bruchmuehlen	11004 Else Mittellauf	6	5	7	Ja	Ja
174	4544042001 KA Lathen	03021 Lathener Beeke	6	4	7	Ja	Nein
175	2540052016 KA Bad Salzdetfurth	20012 Lamme	5	4	6	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
176	2520032012 KA Bad Pyrmont	10022 Emmer	5	6	6	Ja	Ja
177	4600022003 KA Dam-me/Osterfeine	25080 Hunte von Düm-mer bis Einmündung Grawiede	5	4	5	Ja	Nein
178	3510122001 KA Hambühren	17002 Aller II	5	4	7	Ja	Ja
179	1584042029 KA Schladen	15002 Oker	5	4	5	Ja	Ja
180	4594012084 KA Nortrup	02058 Reitbach	5	4	6	Ja	Nein
181	1570012025 KA Edemissen	16038 Schwarzwasser	5	4	8	Ja	Nein
182	3510062001 KA Celle	17002 Aller II	5	4	6	Ja	Ja
183	3530312202 KA Glüsingen	28070 Seeve Mittellauf	5	3	8	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
184	4540182002 KA Haren	03011 Mersbach	5	4	6	Ja	Nein
185	1520012001 KA Adelebsen	08025 Schwülme Ober-lauf	5	5	6	Ja	Nein
186	1520162001 KA Hann. Münden	08001 Weser	5	7	5	Ja	Ja
187	2514052013 KA Rehden	25023 Rhien	5	4	6	Ja	Nein
188	4590042077 KA Bad Iburg	01027 Glaner Bach, Oe-dingberger Bach, Wispenbach, Kolbach	5	4	6	Ja	Nein
189	1550022015 KA Wahmbeck	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
190	2570312017 KA Rinteln	10003 Weser	5	6	5	Ja	Ja
191	2520062001 KA Hameln	10003 Weser	5	6	5	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
192	2550232001 KA Holzminden	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
193	2520072004 KA Hessisch Olden-dorf	10003 Weser	5	6	5	Ja	Ja
194	2554062001 KA Polle/Brevörde	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
195	4520062054 KA Grossefehn	06049 Sauteler Kanal	5	4	7	Ja	Nein
196	2554022001 KA Bodenwerder	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
197	4510022016 KA Bad Zwischenahn	04041 Aue Mittellauf	5	4	7	Ja	Nein
198	2520052009 KA Emmerthal	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
199	3510242001 KA Winsen	17002 Aller II	5	4	6	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
200	4530032005 KA Cappeln	02028 Calhorner Mühlen-bach	5	4	6	Ja	Nein
201	2554032001 KA Boffzen	08001 Weser	5	6	5	Ja	Ja
202	2530102176 KA Hämelerwald	16030 Burgdorfer Aue	5	3	7	Ja	Ja
203	1570042028 KA Adenstedt	16050 Beeke	5	3	7	Ja	Nein
204	4530062036 KA Essen/Oldb.	02022 Lager Hase	5	4	5	Ja	Ja
205	4590132051 KA Bohmte	25017 Hunte von Ein-mündung Wimmerbach bis Dümmer	5	4	5	Ja	Ja
206	3580162012 KA Munster	17025 Örtze inkl. Ilster	5	3	8	Ja	Nein
207	1514052075 KA Müden-Flettmar	17001 Aller I	5	4	5	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
208	4544072002 KA Sögel	03014 Nordradde bis Stavern	5	3	6	Ja	Nein
209	2540142010 KA Elze	21055 Saale Fluss	5	3	6	Ja	Ja
210	1524012001 KA Niemetal	08026 Nieme	5	4	5	Ja	Nein
211	3580082007 KA Fallingbostel	22008 Böhme II	5	3	8	Ja	Ja
212	2514042009 KA Kirchdorf	13001 Große Aue	5	4	5	Ja	Ja
213	2540262003 KA Nordstemmen	21068 Leine, Despe-Innerste	5	4	5	Ja	Ja
214	1570042008 KA Münstedt	16040 Pisserbach	5	3	7	Ja	Nein
215	3550222001 KA Lüneburg	28013 Ilmenau (Lüneburg - Oldershausen)	5	3	8	Ja	Ja
216	2554072001 KA Stadtoldendorf	08012 Forstbach	5	4	6	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
217	1544042042 KA Danndorf	14037 Katharinenbach	4	3	6	Ja	Ja
218	2530172171 KA Uetze	16035 Aue/Erse	4	3	6	Ja	Ja
219	1550092004 KA Moringen	18031 Moore	4	4	5	Ja	Nein
220	4590342076 KA Glandorf	01026 Rankenbach, Remseder Bach, Linksseitiger Talgraben	4	3	6	Ja	Ja
221	2540022020 KA Alfeld	21060 Leine Bergl.	4	4	5	Ja	Ja
222	4590122058 KA Bissendorf	02005 Rosenmühlenbach	4	3	5	Ja	Nein
223	2544022005 KA Gronau	21068 Leine, Despe-Innerste	4	4	5	Ja	Ja
224	3514022001 KA Wienhausen	17001 Aller I	4	3	5	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
225	4594032044 KA Berge	02051 Renslager Kanal, Strautbach	4	3	5	Ja	Nein
226	4580102023 KA Hude ohne	25042 Kimmerbäke, Brookbäke, Berne	4	3	5	Ja	Nein
227	3534062047 KA Kakenstorf	28077 Este (Welle - Seg-gerheide)	4	3	7	Ja	Nein
228	1550082047 KA Beulshausen	18060 Leine	4	4	5	Ja	Ja
229	2544012008 KA Freden	18060 Leine	4	4	5	Ja	Ja
230	4530012009 KA Barßel	04042 Soeste, Nordloher-Barsseler Tief + Jümme	4	3	5	Ja	Ja
231	4540142002 KA Gr. Hespe	03007 Hakengraben	4	3	5	Ja	Ja
232	2510072012 KA Bassum	23013 Klosterbach Mittel-lauf	4	3	5	Ja	Nein
233	4530012008 KA Harkebrügge	04042 Soeste, Nordloher-Barsseler Tief + Jümme	4	3	5	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
234	1020002003 KA Salzgitter-Ringelheim	20033 Innerste	4	3	4	Ja	Ja
235	1530052005 KA Innerstetal	20033 Innerste	4	3	4	Ja	Nein
236	2544032004 KA Lamspringe	20015 Lamme	4	3	4	Ja	Nein
237	2520082007 KA Salzhemmendorf	21055 Saale Fluss	4	3	5	Ja	Nein
238	3580222017 KA Walsrode	22009 Böhme III	4	3	7	Ja	Ja
239	3534032048 KA Hollenstedt	28086 Este (Seggerheide - Moisburg)	4	3	6	Ja	Ja
240	1550112059 KA Northeim	19051 Rhume	4	3	4	Ja	Ja
241	4600052046 KA Holdorf	02015 Bünne-Wehdeler Grenzkanal, Handorfer Mühlenbach	4	3	4	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
242	4560012021 KA Gildehaus	32026 Puntbecke	4	3	4	Ja	Nein
243	1510092119 KA Gifhorn	14014 Aller	4	3	5	Ja	Ja
244	2530172170 KA Hänigsen	16020 Thöse	4	3	5	Ja	Nein
245	3570162061 KA Gnarrenburg	24057 Oste-Hamme-Kanal und Augustendorfer Kanal	4	3	5	Ja	Nein
246	1520162002 KA Hedemünden	41001 Werra	4	5	3	Ja	Ja
247	4590242025 KA Buer	11002 Suttbach	4	3	4	Ja	Nein
248	2510442017 KA Wagenfeld	25024 Wagenfelder Aue Oberlauf, Flöthe und Hemsloher Bruchgraben	4	3	4	Ja	Nein
249	2560302034 KA Steyerberg	13001 Große Aue	4	3	4	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
250	3580212005 KA Soltau	22008 Böhme II	4	2	6	Ja	Nein
251	1544042016 KA Velpke	14040 Katharinenbach	4	3	5	Ja	Nein
252	1550102006 KA Reyershausen	18034 Rodebach	4	3	4	Ja	Nein
253	4530122021 KA Molbergen	04044 Molberger Doose-kanal	4	3	4	Ja	Nein
254	2540052001 KA Groß Düngen	20033 Innerste	4	3	4	Ja	Ja
255	2510122005 KA Diepholz	25022 Grawiede	4	3	4	Ja	Ja
256	1030002015 KA Wolfsburg	14044 Aller	4	3	4	Ja	Ja
257	1530122002 KA Rhüden	20023 Nette	4	3	4	Ja	Ja
258	2530102177 KA Ahlten	16011 Wietze Gra-ben/Laher Gr.	4	2	4	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
259	1584022038 KA Baddeckenstedt	20033 Innerste	3	3	4	Ja	Ja
260	1550072005 KA Elvershausen	19051 Rhume	3	3	4	Ja	Ja
261	1564032001 KA Walkenried	38007 Wieda	3	3	4	Ja	Nein
262	1530082002 KA Othfresen	20044 Lakebach	3	2	3	Ja	Nein
263	4560012022 KA Bentheim	32005 Eileringsbecke	3	3	4	Ja	Nein
264	3524022039 KA Bederkesa-Flögeln	31022 Fickmühlener Randkanal (Unterlauf) mit Hymendorfer Abzug	3	2	4	Ja	Nein
265	4544072001 KA Berßen	03013 Nordradde Sta-vern-Gut Cunzhof	3	2	4	Ja	Ja
266	1584052004 KA Schöppenstedt	15028 Altenau	3	2	4	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
267	1514012095 KA Weyhausen	14014 Aller	3	3	4	Ja	Ja
268	2540222019 KA Holle	20023 Nette	3	2	3	Ja	Ja
269	2540022033 KA Delligsen	21064 Wispe	3	2	4	Ja	Nein
270	2550232002 KA Neuhaus	08015 Holzminde	3	3	4	Ja	Nein
271	4510012001 KA Apen-Hengstforde	04062 Aper Tief + NG Unterläufe	3	2	4	Ja	Ja
272	1560092003 KA Scharzfeld	19009 Oder	3	2	4	Ja	Nein
273	1520262003 KA Uschlag	42003 Nieste	3	3	3	Ja	Nein
274	4570202006 KA Remels	04011 Holtlander Ehe	3	2	3	Ja	Nein
275	4530022007 KA Boesel	04023 Lahe	3	2	3	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
276	4594022022 KA Neuenkir-chen/Vörden	02011 Nonnenbach + NG	3	2	3	Ja	Nein
277	4590222032 KA Hilter	01026 Rankenbach, Remseder Bach, Linksseitiger Talgraben	3	2	4	Ja	Nein
278	2564082031 KA Uchte	13005 Uchter Mühlenbach Oberlauf und Nebengewässer	3	2	3	Ja	Nein
279	3594032037 KA Harsefeld	29031 Lühe-Aue Mittellauf 1	3	2	4	Ja	Ja
280	3554012030 KA Amelinghausen	28020 Luhe (Mittellauf Schwindebeck - Luhmühlen)	3	2	4	Ja	Ja
281	3574062068 KA Sottrum	24004 Wümme IV	3	2	4	Ja	Ja
282	4540352002 KA Rühle	03007 Hakengraben	3	2	3	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
283	1550012051 KA Bad Gandersheim	18004 Gande	3	2	3	Ja	Nein
284	3604012093 KA Medingen	28061 Ilmenau (Uelzen - Lüneburg)	3	2	4	Ja	Ja
285	1550042007 KA Volksen	18014 Ilme	3	2	3	Ja	Ja
286	3600252076 KA Uelzen	28061 Ilmenau (Uelzen - Lüneburg)	3	2	4	Ja	Ja
287	4564042009 KA Wielen	32031 Radewijke	3	2	3	Ja	Nein
288	3570392065 KA Rotenburg	24004 Wümme IV	3	2	4	Ja	Ja
289	1544042061 KA Bahrdorf	14042 Lapau	3	2	3	Ja	Nein
290	3604062098 KA Wrestedt	28046 Aue (Sterderau) Unterlauf	3	2	4	Ja	Nein
291	2510222011 KA Lembruch	25065 Lohne	3	2	3	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
292	2510252006 KA Dümmer-Ost	25065 Lohne	3	2	3	Ja	Ja
293	2554052001 KA Eschershausen	08006 Lenne Gesamt	3	2	3	Ja	Nein
294	2530112110 KA Helstorf	21002 Große Beeke	3	2	3	Ja	Nein
295	1524022002 KA Gieboldehausen	19001 Rhume	3	2	3	Ja	Ja
296	3604052080 KA Suderburg	28054 Hardau (Mittellauf), Räber Spring, Stahlbach	2	2	3	Ja	Nein
297	3600042092 KA Hohenbostel	28061 Ilmenau (Uelzen - Lüneburg)	2	2	4	Ja	Ja
298	4580092020 KA Hatten-Sandkrug	25074 Hunte/ Wildeshau-sen - Wardenburg	2	2	3	Ja	Ja
299	2514022003 KA Barnstorf	25019 Hunte von Grawie-de bis Wildeshausen	2	2	3	Ja	Ja
300	4580072006 KA Huntlosen	25074 Hunte/ Wildeshau-sen - Wardenburg	2	2	3	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
301	3580022014 KA Bispingen (Stein-beck-Grevenhof)	28022 Luhe (Oberlauf), Wittenbach	2	2	4	Ja	Nein
302	3580172018 KA Neuenkirchen	24022 Hahnenbach	2	2	4	Ja	Nein
303	4580142003 KA Wildeshausen	25074 Hunte/ Wildeshau-sen - Wardenburg	2	2	3	Ja	Ja
304	1550102001 KA Parensen	18042 Harste	2	2	3	Ja	Nein
305	4570182007 KA Westrhauderfehn	04035 Leda + Sagter Ems	2	2	3	Ja	Nein
306	4530102024 KA Lindern	02037 Mittelradde	2	2	3	Ja	Nein
307	3585012021 KA Oerbke	22008 Böhme II	2	2	4	Ja	Ja
308	4600042038 KA Goldenstedt	25019 Hunte von Grawie-de bis Wildeshausen	2	2	2	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
309	2564082025 KA Diepenau	13014 Wickriede	2	2	2	Ja	Nein
310	2530032012 KA Fuhrberg	16003 Wulbeck	2	1	3	Ja	Ja
311	1550062039 KA Sebexen	18009 Aue (z. Leine)	2	2	2	Ja	Nein
312	1564022001 KA Wulften	19009 Oder	2	2	3	Ja	Ja
313	3534052045 KA Salzhausen	28017 Luhe (Mittellauf Luhmühlen - Winsen)	2	1	3	Ja	Ja
314	2574012022 KA Auetal	12039 Bückeburger Aue (unterer Oberlauf)	2	2	2	Ja	Nein
315	3524042024 KA Lamstedt	31027 Stinstedter Rand-kanal Oberlauf	2	1	3	Ja	Nein
316	3520502011 KA Weh-del/Geestenseth	26067 Grove	2	1	3	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
317	2530182165 KA Resse	21014 Auter Oberlauf	2	1	3	Ja	Nein
318	3510132001 KA Hermannsburg	17026 Örtze	2	1	3	Ja	Ja
319	3510102001 KA Faßberg	17026 Örtze	2	1	3	Ja	Ja
320	4540442001 KA Rhede	03003 Ems Wehr Her-brum-Papenburg	2	1	2	Ja	Nein
321	4590122057 KA Natbergen	02008 Hase Mittellauf bis Mittellandkanal	2	1	2	Ja	Ja
322	4544092001 KA Lorup	04025 Ohe und Loruper Beeke	2	1	2	Ja	Nein
323	3574012063 KA Bothel	24019 Wiedau	2	1	3	Ja	Ja
324	3510042002 KA Eversen	17026 Örtze	2	1	3	Ja	Ja
325	3560022001 KA Grasberg	24049 Wörpe II	2	1	2	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
326	4594042099 KA Neuenkirchen (N)	01031 Weeser Aa	2	1	2	Ja	Nein
327	4544012003 KA Neubörger	03036 Großer Schloot	2	1	2	Ja	Nein
328	4600012006 KA Bakum	02023 Bakumer Bach	2	1	2	Ja	Nein
329	4544062001 KA Esterwegen	04028 Ohe Unter-lauf/Marka	2	1	2	Ja	Ja
330	3594032024 KA Bockholt	29030 Lühe-Aue Oberlauf	2	1	3	Ja	Nein
331	1544012029 KA Mariental	15053 Uhrau	2	1	2	Ja	Nein
332	3520052031 KA Beverstedt	26042 Lune Mittellauf 1	2	1	2	Ja	Nein
333	3570082062 KA Bremervörde	30003 Oste (Bremervör-de-Oberndorf)	2	1	3	Ja	Ja
334	3574052049 KA Sittensen	30008 Ramme (Unterlauf)	2	1	3	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
335	4590242028 KA Gesmold/Westerh ausen	02007 Oberlauf Hase + NG	2	1	2	Ja	Nein
336	1550032011 KA Markoldendorf	18019 Ilme	2	1	2	Ja	Ja
337	3574042039 KA Selsingen	30002 Oste (Ramme-Bremervörde)	2	1	2	Ja	Ja
338	4544022001 KA Freren	01003 Grosse Aa - bis Einmündung Speller Aa	2	1	2	Ja	Ja
339	3554032021 KA Dahlenburg ohne	28008 Neetze (Oberlauf), Süschenb., Strachau, Kalberlah,Harmstorfer B.	2	1	3	Ja	Nein
340	3570362001 KA Rockstedt	30002 Oste (Ramme-Bremervörde)	2	1	2	Ja	Ja
341	4590122056 KA Schledehausen	02002 Wierau, Hiddin-ghauser Bach, Wester-moorbach	2	1	2	Ja	Nein
342	3560112001 KA Worpswede	24056 Hamme III	1	1	2	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
343	4544032001 KA Herzlake	02041 Südradde	1	1	2	Ja	Ja
344	3570412067 KA Scheeßel	24003 Wümme III	1	1	2	Ja	Ja
345	4580132002 KA Wardenburg	25067 Untere Lethe	1	1	2	Ja	Nein
346	4530092026 KA Lastrup	02031 Löninger Mühlen-bach	1	1	1	Ja	Nein
347	3554062020 KA Neetze	28003 Neetze (Neetze - Echem)	1	1	3	Ja	Ja
348	3520302013 KA Neuenwalde-Krempel	31032 Emmelke Oberlauf	1	1	2	Ja	Nein
349	2514072014 KA Siedenburg	13026 Siede Oberlauf und Nebengewässer	1	1	2	Ja	Nein
350	1540032050 KA Büddenstedt	36010 Kupferbach	1	1	1	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
351	1534012001 KA Lutter	20030 Neile	1	1	1	Ja	Nein
352	3564012009 KA Hambergen	24055 Hamme II	1	1	2	Ja	Ja
353	3604032087 KA Ebstorf	28059 Schwienau (Unter-lauf)	1	1	2	Ja	Nein
354	4590332115 KA Rulle	02004 Nette, Lechtinger Bach	1	1	1	Ja	Nein
355	3604042097 KA Rosche	28039 Wipperau (Mittel- u. Unterlauf)	1	1	2	Ja	Nein
356	3514032001 KA Lachendorf	17011 Lachte II	1	1	2	Ja	Ja
357	1550032012 KA Dassel	18019 Ilme	1	1	1	Ja	Nein
358	3584022019 KA Rethem	22024 Wölpe	1	1	1	Ja	Ja

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
359	3524062032 KA Hagen - Kasse-bruch	26039 Drepte Mittellauf	1	1	1	Ja	Nein
360	4530132020 KA Saterland	04035 Leda + Sagter Ems	1	1	1	Ja	Ja
361	3514012001 KA Eschede	17019 Aschau	1	1	1	Ja	Nein
362	3604052071 KA Gerdau	28047 Gerdau Unterlauf	1	1	1	Ja	Ja
363	4544032002 KA Lähden	02034 Südradde	1	1	1	Ja	Nein
364	2554052002 KA Eimen	18017 Krummes Wasser / Hillebach	1	1	1	Ja	Nein
365	4590132050 KA Hunteburg	25007 Elze Unterlauf	1	1	1	Ja	Nein
366	2514042016 KA Varrel	13015 Flöte	1	1	1	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
367	3604012084 KA Havekost	28038 Röbbelbach (Ober- u. Mittellauf), Gollernbach	1	0.5	1	Ja	Nein
368	4544012001 KA Dersum	03023 Walchumer Schlot	1	0.5	1	Ja	Nein
369	3574022064 KA Lauenbrück	24003 Wümme III	1	0.4	1	Ja	Nein
370	3580232016 KA Wietzendorf	17034 Wietze/ Ö. II	1	0.4	1	Ja	Nein
371	1514022109 KA Brome	35001 Ohre/Flösse	1	0.5	1	Ja	Nein
372	1550092019 KA Fredelsloh	18021 Diesse	1	0.5	1	Ja	Nein
373	3544022031 KA Dannenberg-Lüggau	27022 Jeetzel (Lüggau - Mündung)	0.3	0.3	0.4	Ja	Ja
374	1560092001 KA Herzberg	19013 Sieber	0.2	0.2	0.3	Ja	Nein

Rang	Name	RWB_NAME	Abwasseranteil in % am MQ 2004-14	Abwasseranteil in % am MQ 2008	Abwasseranteil in % am MQ 2014	WRRL-Relevanz?	Vorbelas-tung?
375	KA Lüchow_2. ELS_Jeetzel	27031 Jeetzel (Lüchow - Lüggau)	0.2	0.2	0.2	Ja	Nein

Tabelle A-2: Alphabetische Liste der 452 Einleitstellen nach Kläranlagen-Name und mit Angabe der Rang-Nr. in Tabelle A-1

„n.b.“ bedeutet „nicht betrachtet“ und bezieht sich auf Einleitstellen, die ins Wattenmeer, in sonstige Tidegebiete oder direkt in den Elbe-Hauptlauf entwässern. Diese Einleitstellen sind nicht Gegenstand von Tabelle A-1. Anhand der Rangnummer können die alphabetisch sortierten Kläranlagen in Tabelle A-2 mit den Belastungsangaben in Tabelle A-1 verknüpft werden.

KA_Name	ID	Rang
Abbensen	1570012029	33
Achim	3610012004	n.b.
Adelebsen	1520012001	185
Adenstedt	1570042028	203
Ahlhorn	4580072009	135
Ahlten	2530102177	258
Alfeld	2540022020	221
Algermissen	2540032032	125
Alme-Riehe/Östrum	2540052035	170
Amelinghausen	3554012030	280
Apen-Hengstforde	4510012001	271
Auetal	2574012022	314
Aurich	4520012010	18
Bad Essen	4590032082	109
Bad Gandersheim	1550012051	283
Bad Iburg	4590042077	188
Bad Laer	4590052068	34
Bad Münder	2520022013	80
Bad Nenndorf	2574032011	13
Bad Pyrmont	2520032012	176
Bad Rothenfelde	4590062069	138
Bad Salzdetfurth	2540052016	175
Bad Zwischenahn	4510022016	197
Baddeckenstedt	1584022038	259
Bahrdorf	1544042061	289
Bakum	4600012006	328
Baltrum	4520022027	n.b.
Barnstorf	2514022003	299
Barsinghausen	2530012129	46
Barßel	4530012009	230
Basse	2530112174	101
Bassum	2510072012	232
Bederkesa-Flögeln	3524022039	264
Belm	4590082064	95
Bennien-Bruchmuehlen	4590242026	173
Bennigsen	2530162141	31
Bentheim	4560012022	263

KA_Name	ID	Rang
Berge	4594032044	225
Bergen	3510042001	71
Bergen-Hohne	3515012001	132
Bersenbrück	4594022063	90
Berßen	4544072001	265
Beulshausen	1550082047	228
Beverstedt	3520052031	332
Bispingen (Steinbeck-Grevenhof)	3580022014	301
Bissendorf	2530182031	9
Bissendorf	4590122058	222
Bleckede	3550092003	n.b.
Bockenem	2540082013	4
Bockholt	3594032024	330
Bodenwerder	2554022001	196
Boesel	4530022007	275
Boffzen	2554032001	201
Bohmte	4590132051	205
Borkum	4570022019	n.b.
Bothel	3574012063	323
Bovenden	1520042001	86
Brake-Golzwarden	4610022033	n.b.
Bramsche	4590142048	64
Braunschweig	1010002017	172
Bremervörde	3570082062	333
Brome	1514022109	371
Bückeburg	2570092020	22
Büddenstedt	1540032050	350
Buer	4590242025	247
Bunde	4574012014	n.b.
Burgdorf	2530022035	70
Burhave	4610032024	n.b.
Cappeln	4530032005	200
Cappel-Neufeld	3520402043	n.b.
Celle	3510062001	182
Cloppenburg	4530042003	59
Coppenbrügge	2520042010	116
Cremlingen	1580062037	128
Cuxhaven	3520112001	n.b.
Dahlenburg ohne	3554032021	339
Dalum	4540142001	82
Damme/Osterfeine	4600022003	177
Danndorf	1544042042	217
Dannenberg-Lüggau	3544022031	373

KA_Name	ID	Rang
Dassel	1550032012	357
Delligsen	2540022033	269
Delmenhorst (leitet auf Bremer Stadtgebiet ein)	3	n.b.
Dersum	4544012001	368
Diele	4570212002	n.b.
Diepenau	2564082025	309
Diepholz	2510122005	255
Dinklage	4600032042	23
Ditzum	4570122012	n.b.
Dollbergen	2530172166	56
Dornumersiel	4524022018	n.b.
Dörpen	4544012002	108
Dörverden	3610032005	159
Drakenburg	2564022027	156
Drochtersen	3590132027	n.b.
Duderstadt	1520072001	131
Dümmer-Ost	2510252006	292
Ebstorf	3604032087	353
Eckwarden	4610032017	n.b.
Edemissen	1570012025	181
Edewecht	4510042001	113
Ehrenburg	2514072008	98
Eimbeckhausen	2520022006	76
Eimen	2554052002	364
Eldagsen	2530162140	65
Elsfleth	4610042037	n.b.
Elvershausen	1550072005	260
Elze	2540142010	209
Emden-Larrelt	4020002008	n.b.
Emlichheim	4564012018	14
Emmerthal	2520052009	198
Emsbüren	4540102001	77
Emstek	4530052037	20
Eschede	3514012001	361
Eschershausen	2554052001	293
Esens	4624012013	n.b.
Essen/Oldb.	4530062036	204
Esterwegen	4544062001	329
Eversen	3510042002	324
Evestorf	2530192164	122
Eystrup	2564012048	157
Fallingbostel	3580082007	211
Faßberg	3510102001	319

KA_Name	ID	Rang
Filsum	4574032011	n.b.
Förste	1560112002	161
Fredelsloh	1550092019	372
Freden	2544012008	229
Fredenbeck	3594022033	96
Freren	4544022001	338
Friedeburg	4620052004	n.b.
Friesoythe	4530072034	118
Fuhrberg	2530032012	310
Fürstenau	4594032045	117
Gadenstedt	1570042022	49
Garrel	4530082028	121
Georgsmarienhütte	4590192040	72
Gerdau	3604052071	362
Gesmold/Westerhausen	4590242028	335
Gieboldehausen	1524022002	295
Giesen	2540172009	137
Gifhorn	1510092119	243
Gildehaus	4560012021	242
Glandorf	4590342076	220
Glüsingen	3530312202	183
Gnarrenburg	3570162061	245
Goldenstedt	4600042038	308
Goslar Zentralkläranlage	1530022005	160
Göttingen	1520122001	104
Gr. Biewende	1584012035	89
Gr. Hespe	4540142002	231
Gr. Lafferde	1570042021	38
Grasberg	3560022001	325
Grasleben	1544012035	52
Greetsiel	4520142039	n.b.
Gronau	2544022005	223
Groß Düngen	2540052001	254
Großburgwedel	2530032021	85
Grossefehn	4520062054	195
Großheide	4520072053	n.b.
Gümmerwald	2530142095	102
Hage	4524032050	n.b.
Hagen	4590202035	107
Hagen - Kassebruch	3524062032	359
Hambergen	3564012009	352
Hambühren	3510122001	178
Hämelerwald	2530102176	202
Hameln	2520062001	191

KA_Name	ID	Rang
Hamswehrum	4520142037	n.b.
Hänigsen	2530172170	244
Hankensbüttel	1514032016	29
Hann. Münden	1520162001	186
Haren	4540182002	184
Harkebrügge	4530012008	233
Harlesiel	4620192002	n.b.
Harsefeld	3594032037	279
Harsum	2540202037	134
Haselünne	4540192001	166
Haste	2574032010	16
Hatten-Sandkrug	4580092020	298
Hattorf	1030002006	124
Havekost	3604012084	367
Hedemünden	1520162002	246
Helmstedt	1540102002	6
Helstorf	2530112110	294
Hemmoor	3520222025	n.b.
Hermannsburg	3510132001	318
Herrenhausen	2530002102	141
Herzberg	1560092001	374
Herzlake	4544032001	343
Hesel	4574022013	54
Hessisch Oldendorf	2520072004	193
Hildesheim	2540212001	139
Hilter	4590222032	277
Hitzacker	3544042030	n.b.
Hodenhagen	3584012020	136
Hohegeiß	1530032001	19
Hohenbostel	3600042092	297
Hohenkirchen	4550202003	n.b.
Holdorf	4600052046	241
Hollage	4590332118	55
Holle	2540222019	268
Hollenstedt	3534032048	239
Holzminden	2550232001	192
Hoogstede	4564012017	152
Hooksiel	4550202001	n.b.
Horsten	4620052003	n.b.
Hoya	2564032046	158
Hude ohne	4580102023	226
Hunteburg	4590132050	365
Huntlosen	4580072006	300
Ihlienworth	3524092021	n.b.

KA_Name	ID	Rang
Innerstetal	1530052005	235
Isenbüttel	1514042084	167
Jaderberg	4610052039	n.b.
Jever	4550072001	n.b.
Juist	4520132016	n.b.
Kakenstorf	3534062047	227
Kirchdorf	2514042009	212
Kissenbrück	1584012032	53
Klein Mahner	1530082001	24
Königslutter	1540132049	7
Laasche	3544032029	1
Lachendorf	3514032001	356
Lähden	4544032002	363
Lamspringe	2544032004	236
Lamstedt	3524042024	315
Landwehrhagen	1520262001	144
Langenhagen	2530092152	10
Langeoog	4620072021	n.b.
Lastrup	4530092026	346
Lathen	4544042001	174
Lauenbrück	3574022064	369
Leer	4570132015	n.b.
Leeseringen	2564042028	149
Lehre	1540142031	133
Lehrte	2530102026	66
Lembruch	2510222011	291
Lemke	2564062026	154
Lengede	1570052031	44
Lengerich	4544052001	73
Lindern	4530102024	306
Lindhorst	2574022013	26
Lingen	4540322006	81
Löningen	4530112023	129
Lorup	4544092001	322
Lüchow	3544052022	n.b.
Lüchow, 2. ELS_Jeetzel	3544052022_2	375
Lüneburg	3550222001	215
Lütgenade	2554012001	162
Lutter	1534012001	351
Marienhafe	4524012001	n.b.
Mariental	1544012029	331
Markoldendorf	1550032011	336
Marschacht	3534012046	n.b.
Medingen	3604012093	284

KA_Name	ID	Rang
Mehrum	1570022018	169
Melle	4590242027	115
Meppen	4540352001	151
Molbergen	4530122021	253
Moringen	1550092004	219
Müden-Flettmar	1514052075	207
Münstedt	1570042008	214
Munster	3580162012	206
Natbergen	4590122057	321
Neermoor	4570142009	n.b.
Neetze	3554062020	347
Neubörger	4544012003	327
Neuenhaus	4564022015	111
Neuenkirchen	3580172018	302
Neuenkirchen (M)	4590242023	69
Neuenkirchen (N)	4594042099	326
Neuenkirchen/Vörden	4594022022	276
Neuenwalde-Krempel	3520302013	348
Neuharlingersiel	4624012009	n.b.
Neuhaus	2550232002	270
Neuhof	1560032001	94
Neustadt	2530112024	28
Niemetal	1524012001	210
Nienburg	2560222043	155
Norden	4520192015	n.b.
Nordenham	4610072014	n.b.
Norderney	4520202014	n.b.
Nordhorn	4560152013	112
Nordlohne	4600062031	75
Nordstemmen	2540262003	213
Nörten-Hardenberg	1550102002	126
Northeim	1550112059	240
Nortrup	4594012084	180
Oberndorf	3524012028	n.b.
Oerbke	3585012021	307
Oldenburg	4030002001	n.b.
Oldendorf	3594082020	114
Oldersum	4570142008	n.b.
Osnabrück/Eversburg	4040002001	40
Osnabrück/Hellern	4040002002	37
Ostercappeln	4590292078	58
Osterholz-Scharmbeck	3560072008	n.b.
Osterode	1560112001	153
Othfresen	1530082002	262

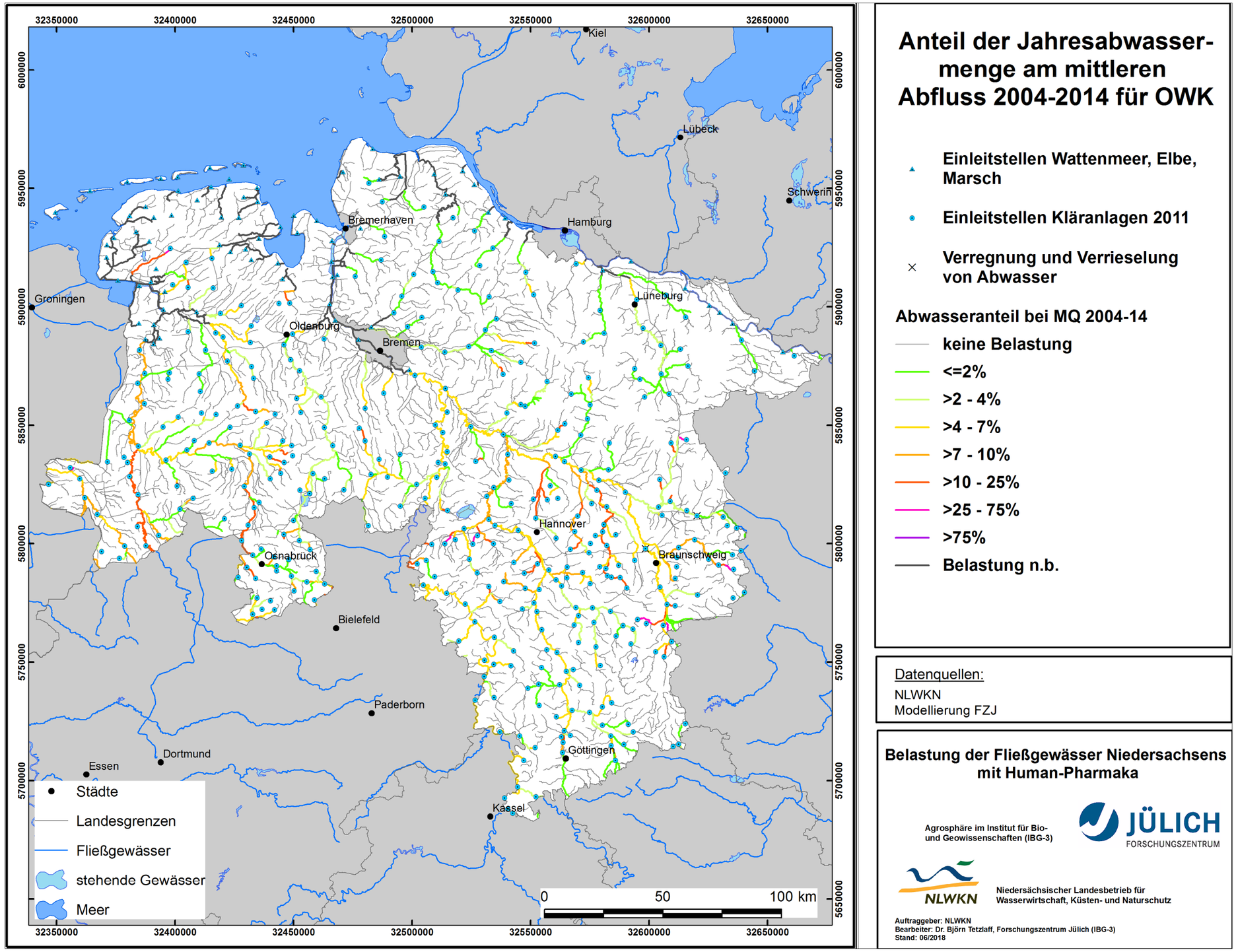
KA_Name	ID	Rang
Oyten/Ottersberg	3610092001	78
Papenburg	4540412001	n.b.
Parensen	1550102001	304
Pattensen	2530122172	57
Peine	1570062012	41
Pilsum-Mansl.	4520142040	n.b.
Polle/Brevörde	2554062001	194
Quakenbrück	4594012092	97
Radauanger	1530022001	83
Ranzenbüttel	4610012034	n.b.
Rastede	4510052008	87
Rehburg	2560252040	79
Rehden	2514052013	187
Remels	4570202006	274
Resse	2530182165	317
Rethem	3584022019	358
Reyershausen	1550102006	252
Rhede	4540442001	320
Rhüden	1530122002	257
Riepe	4520122048	n.b.
Riessel	4600062029	42
Rieste	4594022060	67
Rinteln	2570312017	190
Rockstedt	3570362001	340
Rodenberg	2574062007	120
Rodenkirchen-Hartwarden	4610092011	n.b.
Rollshausen	1524022003	165
Rosche	3604042097	355
Rotenburg	3570392065	288
Rüdershausen	1524022004	36
Rühle	4540352002	282
Rulle	4590332115	354
Sachsenhagen	2574072053	140
Salzbergen	4540452001	63
Salzgitter-Bad	1020002009	17
Salzgitter-Nord	1020002016	2
Salzgitter-Ringelheim	1020002003	234
Salzhausen	3534052045	313
Salzhemmendorf	2520082007	237
Sande-Altenhof	4550142001	n.b.
Sandstedt	3524062035	n.b.
Sarstedt	2540282002	127
Sassenburg	1510252073	51
Saterland	4530132020	360

KA_Name	ID	Rang
Scharzfeld	1560092003	272
Scheeßel	3570412067	344
Schellerten	2540292038	39
Schiffdorf	3520502038	n.b.
Schillig	4550202002	n.b.
Schladen	1584042029	179
Schledehausen	4590122056	341
Schneverdingen	3580192013	48
Schoningen	1550122053	110
Schöningen	1540192048	5
Schöppenstedt	1584052004	266
Schuettorf	4564032012	119
Schwarmstedt	3584032022	105
Sebexen	1550062039	311
Seesen	1530132001	8
Sehnde	2530152013	27
Selsingen	3574042039	337
Sickte	1584062025	84
Siedenburg	2514072014	349
Sievershausen	2530102175	100
Sittensen	3574052049	334
Sögel	4544072002	208
Söhlde	2540322039	43
Soltau	3580212005	250
Soßmar	1570022015	12
Sottrum	3574062068	281
Speele	1520262002	145
Spelle	4544082001	91
Spiekeroog	4620142018	n.b.
Springe	2530162010	103
Stade	3590382031	n.b.
Stadthagen	2570352057	15
Stadtoldendorf	2554072001	216
Steenfelde	4570222001	n.b.
Steimbke	2564072037	74
Steinfeld, Düpe	4600082035	45
Steyerberg	2560302034	249
Stolzenau	2560322033	148
Suderburg	3604052080	296
Sulingen	2510402010	88
Süpplingenburg	1544032001	61
Surwold	4544062002	60
Syke	2510412018	171
Tarmstedt	3574072051	3

KA_Name	ID	Rang
Thedinghausen	3614012006	150
Tossens	4610032016	n.b.
Twist	4540542001	130
Twistringen	2510422015	50
Uchte	2564082031	278
Uelzen	3600252076	286
Uetze	2530172171	218
Upschoert	4620052002	n.b.
Uschlag	1520262003	273
Uthwerdum	4520232029	n.b.
Varel	4550262001	n.b.
Varrel	2514042016	366
Vechta, Bokerner Damm	4600092024	93
Vehlen	2570282018	123
Velpke	1544042016	251
Verden	3610122003	142
Visbek	4600102020	32
Visselhövede	3570512069	35
Volksdorf	2574042009	30
Volksen	1550042007	285
Wagenfeld	2510442017	248
Wahle	1570072032	146
Wahmbeck	1550022015	189
Walkenried	1564032001	261
Walmsburg (Neu Darchau)	3544042016	n.b.
Walsrode	3580222017	238
Wangerooge	4550212001	n.b.
Wanna	3520552071	n.b.
Wardenburg	4580132002	345
Warsingsfehn	4570142010	n.b.
Wathlingen	3514042001	21
Weddel	1580062023	168
Weener	4570212003	n.b.
Wehdel/Geestenseth	3520502011	316
Wellingholzhausen	4590242018	92
Werlte	4544092002	143
Wesendorf	1514072049	47
Westerholt	4624022001	n.b.
Westerstede	4510072005	68
Westrhauderfehn	4570182007	305
Wetterndorf	3594062029	n.b.
Wettmar	2530032017	164
Weyhausen	1514012095	267
Wiedelah	1530132002	11

KA_Name	ID	Rang
Wiefelstede-Baeke	4510082017	62
Wielen	4564042009	287
Wienhausen	3514022001	224
Wiesmoor	4520252028	147
Wietzendorf	3580232016	370
Wildeshausen	4580142003	303
Wilhelmshaven	4050002001	n.b.
Winsen	3510242001	199
Winsen (Luhe)	3530402043	n.b.
Wischhafen	3594072026	n.b.
Wittingen	1510402031	25
Wittmund	4620192028	n.b.
Wolfenbüttel	1580372001	163
Wolfsburg	1030002015	256
Worpswede	3560112001	342
Wrestedt	3604062098	290
Wulften	1564022001	312
Wunstorf	2530202128	99
Zeetze	3550492029	n.b.
Zetel	4550272001	n.b.
Zeven	3574082059	106

B. Karten-Anhang



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2004-2014 für OWK

- Einleitstellen Wattenmeer, Elbe, Marsch
- Einleitstellen Kläranlagen 2011
- Verregnung und Verrieselung von Abwasser

Abwasseranteil bei MQ 2004-14

- keine Belastung
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

Datenquellen:
NLWKN
Modellierung FZJ

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

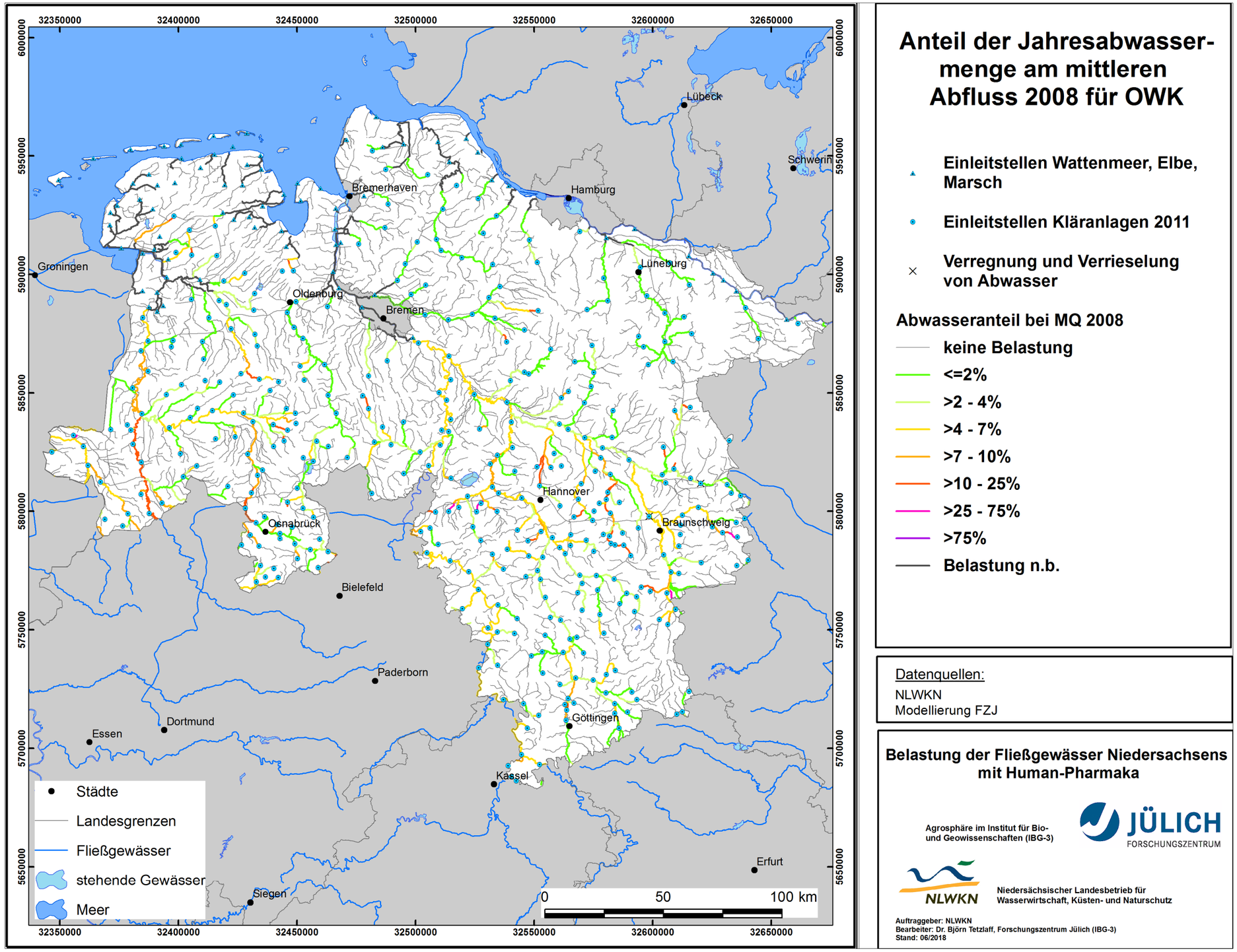
Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-1: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 in den Oberflächenwasserkörpern



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2008 für OWK

- Einleitstellen Wattenmeer, Elbe, Marsch
- Einleitstellen Kläranlagen 2011
- Verregnung und Verrieselung von Abwasser

Abwasseranteil bei MQ 2008

- keine Belastung
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

Datenquellen:
NLWKN
Modellierung FZJ

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

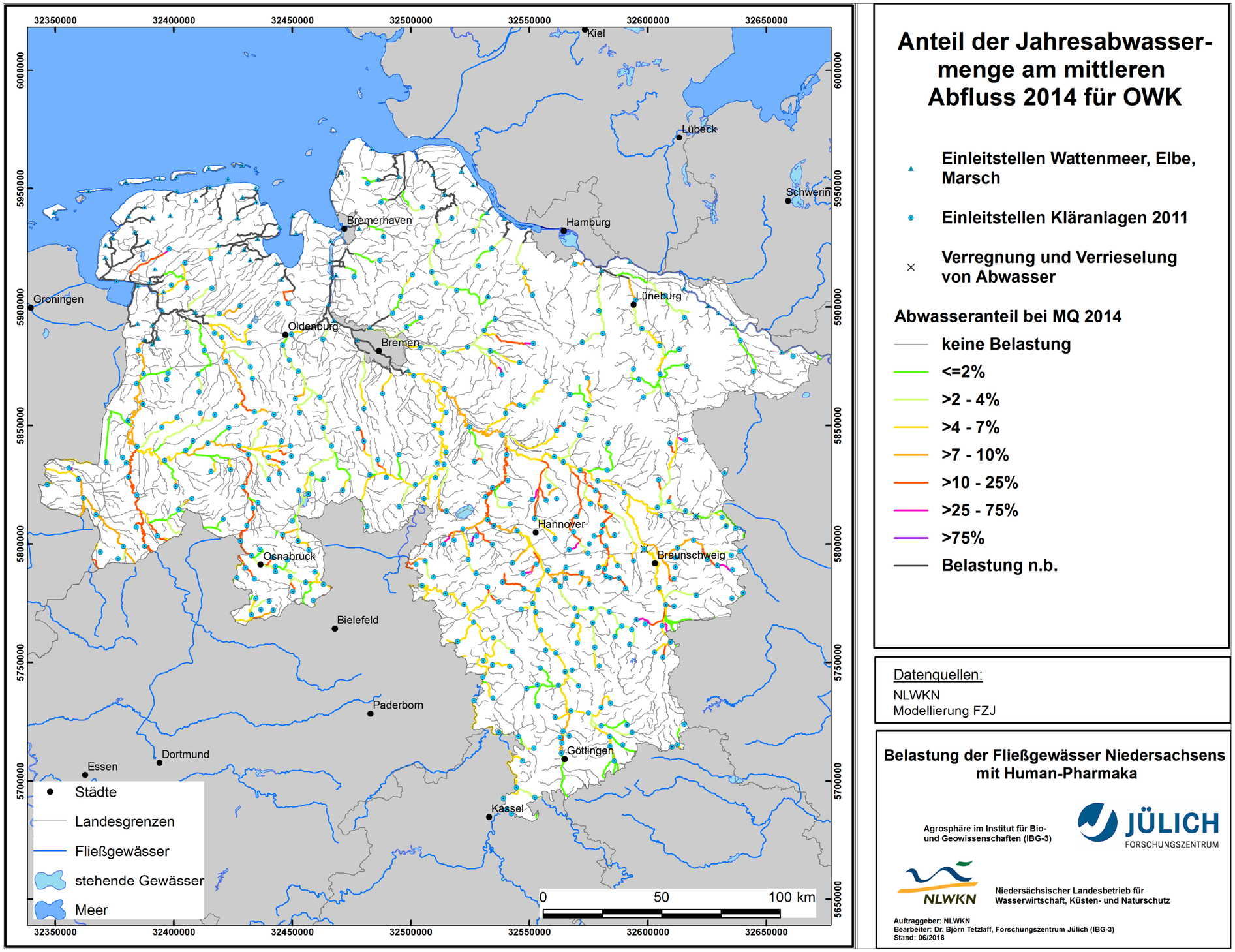
JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-2: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 in den Oberflächenwasserkörpern



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2014 für OWK

- Einleitstellen Wattenmeer, Elbe, Marsch
- Einleitstellen Kläranlagen 2011
- Verregnung und Verrieselung von Abwasser

Abwasseranteil bei MQ 2014

- keine Belastung
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

Datenquellen:
NLWKN
Modellierung FZJ

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

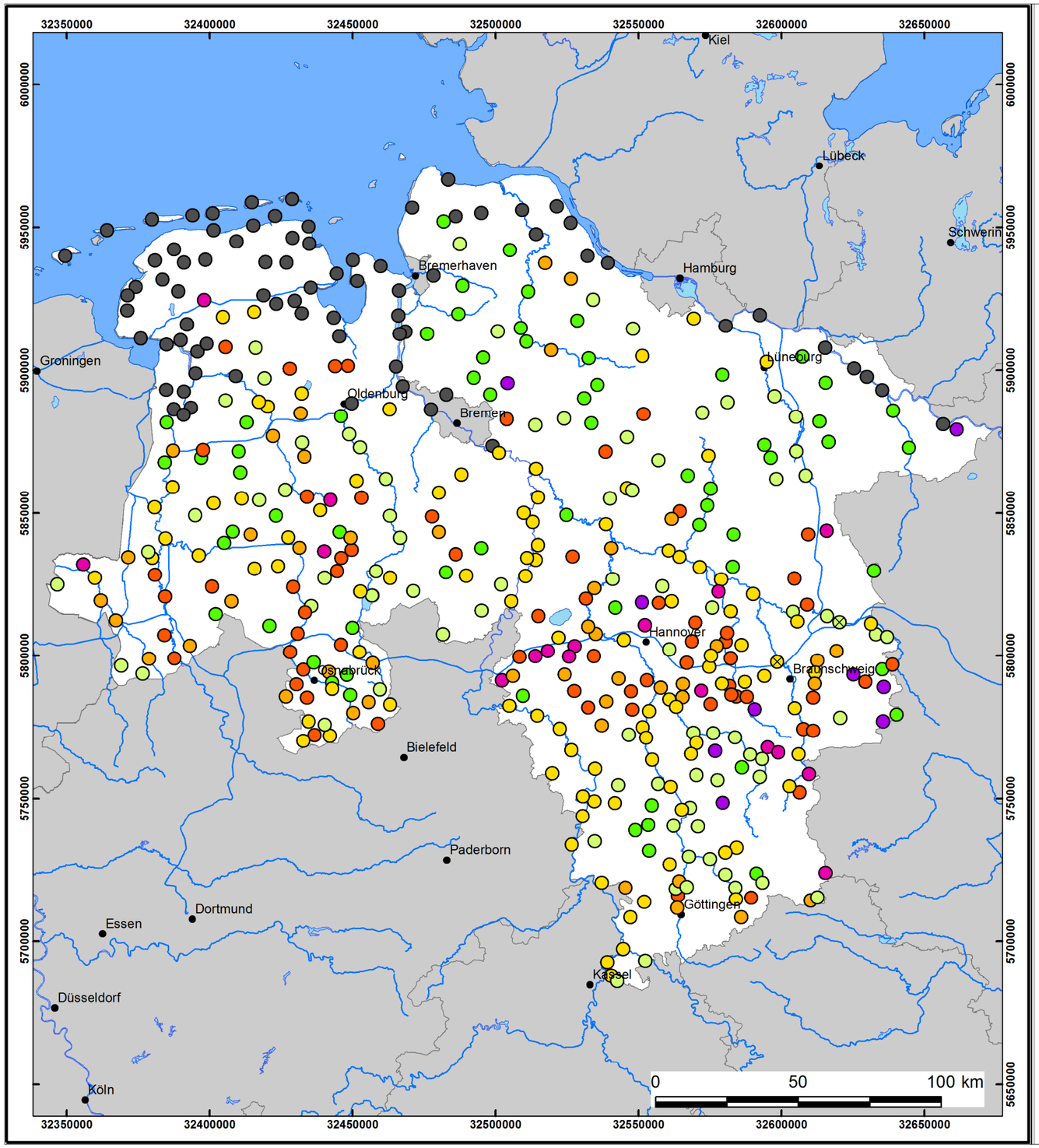
JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-3: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Trockenjahres 2014 in den Oberflächenwasserkörpern



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2004-2014 für Kläranlagen

- Verregnung und Verrieselung von Abwasser
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

- Städte
- Landesgrenzen
- Fließgewässer
- stehende Gewässer
- Meer

Datenquellen:
NLWKN

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

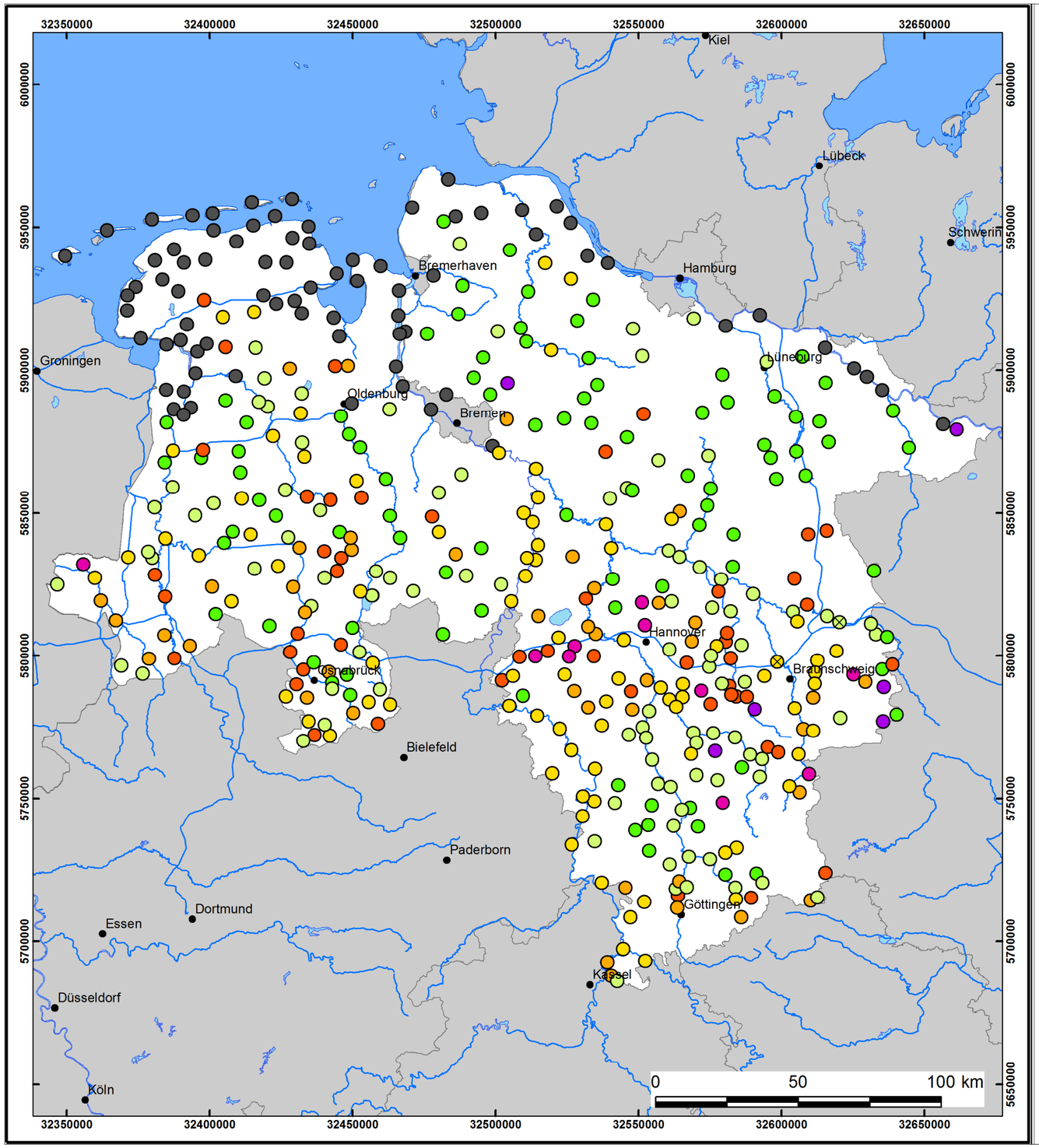
JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-4: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss der Periode 2004-2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2008 für Kläranlagen

- Verregnung und Verrieselung von Abwasser
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

- Städte
- Landesgrenzen
- Fließgewässer
- stehende Gewässer
- Meer

Datenquellen:
NLWKN

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

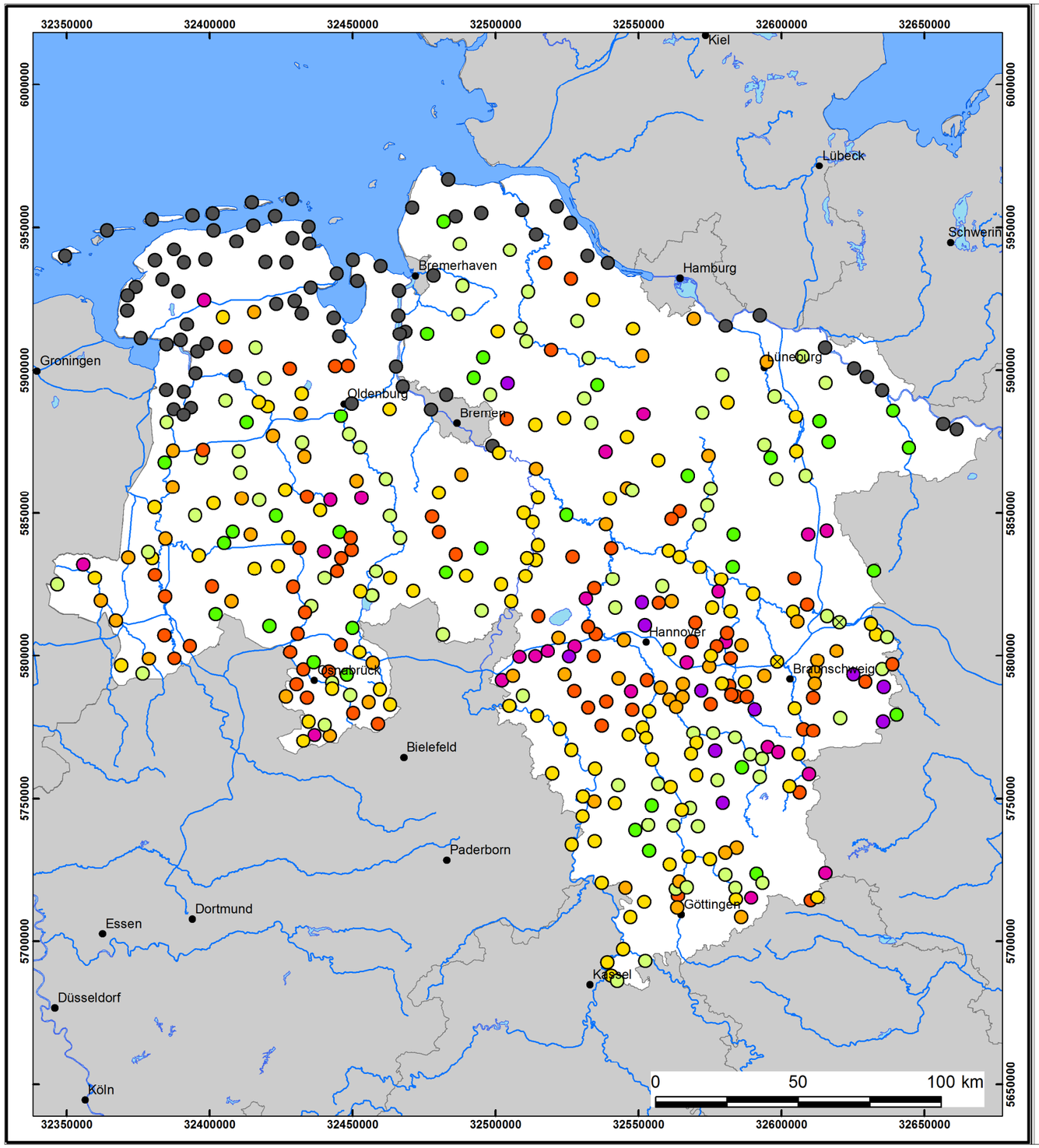
JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-5: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Nassjahres 2008 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen



Anteil der Jahresabwassermenge am mittleren Abfluss 2014 für Kläranlagen

- Verregnung und Verrieselung von Abwasser
- <=2%
- >2 - 4%
- >4 - 7%
- >7 - 10%
- >10 - 25%
- >25 - 75%
- >75%
- Belastung n.b.

- Städte
- Landesgrenzen
- Fließgewässer
- stehende Gewässer
- Meer

Datenquellen:
NLWKN

Belastung der Fließgewässer Niedersachsens mit Human-Pharmaka

Agrosphäre im Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)

JÜLICH FORSCHUNGSZENTRUM

NLWKN

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Auftraggeber: NLWKN
Bearbeiter: Dr. Björn Tetzlaff, Forschungszentrum Jülich (IBG-3)
Stand: 06/2018

Abbildung B-6: Vergrößerte Karte des Abwasseranteils am mittleren Abfluss des Trockenjahrs 2014 an der Einleitstelle kommunaler Kläranlagen