



Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene (STOBIMO-Nährstoffe) als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme

Endbericht



**Stoffbilanzmodellierung
für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene
als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und
Maßnahmenprogramme
(STOBIMO-Nährstoffe)**

Endbericht

Im Auftrag des BMLFUW - Sektion VII
BMLFUW-UW.3.1.2/0029-VII/1/2008

Wien, Mai 2011

Titelbild: © ArtHdesign, Fotolia.com

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft,
Stubenring 1, 1010 Wien

AutorInnen und ProjektmitarbeiterInnen

In alphabetischer Reihenfolge

**TU Wien - Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft**

Oliver Gabriel
Adam Kovacs
Simon Thaler
Matthias Zessner

**Umweltbundesamt - Abteilung
Oberflächengewässer**

Gerald Hochedlinger
Christian Schilling
Georg Windhofer

KURZFASSUNG

Im Zuge der vorliegenden Studie konnten mit Hilfe des MONERIS-Emissionsmodells umfassende Informationen über die Höhe und die Herkunft von Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Österreichs erarbeitet werden. Für die Anwendung in 367 österreichischen Teileinzugsgebieten mit mittleren Einzugsgebietsgrößen von rund 230 km² war es erforderlich, einige Berechnungsansätze des Modells an die österreichischen Gegebenheiten anzupassen. Dies gilt speziell für die Einträge aus Gebirgsregionen. Nur mit Hilfe dieser Anpassungen konnte ein zufriedenstellender Pegelabgleich (Vergleich der modellierten mit den beobachteten Frachten bzw. Konzentrationen) erreicht werden.

Der Modellansatz konnte zudem so erweitert werden, dass neben der Beurteilung der (in Richtung der empfangenden Meere) transportierten Frachten auch die jeweilige Auswirkung auf die lokale Gewässergüte betrachtet werden kann. Letzteres erfolgt durch den Vergleich modellierter 90 %-Perzentile von NO₃-N und PO₄-P Konzentrationen mit typspezifischen Qualitätszielen. Damit kann für alle betrachteten Einzugsgebiete geprüft werden, ob auf Basis der Berechnungen Überschreitungen der Qualitätsziele zu erwarten sind. Es zeigt sich, dass etwa 15 – 20 % der österreichischen Fließgewässer gefährdet sind, aufgrund von Nährstoffbelastungen den guten Zustand nicht einzuhalten. Die Berechnungen bestätigen zum Großteil die Ergebnisse der Risikoanalyse 2008 hinsichtlich stofflicher Belastungen (Nährstoffe und organische Kohlenstoffe).

Anhand von Szenarienbetrachtungen wurden in weiterer Folge die Auswirkungen verschiedener Maßnahmen auf die Gesamt-Stickstoff- und Phosphorfrachten und auf die lokale Gewässergüte in Form von Konzentrationsüberschreitungen der typspezifischen Richtwerte abgeschätzt. Insgesamt zeigte sich, dass beim Stickstoff, sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierte Fracht als auch auf die lokale Gewässergüte, ein weiteres Verbesserungspotenzial besteht. Jedoch ist die Umsetzung aller angenommenen Emissionsreduktionen mit erheblichem Aufwand, Kosten und Einschränkungen verbunden. Für die Verringerung der aus Österreich exportierten Stickstofffracht müsste bei allen betrachteten Reduktionsmöglichkeiten für Emissionen (Punkteinleitungen, Limitierung der Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche und Reduktion der N-Depositionen) angesetzt werden. Der Schlüssel zur Reduktion von Nitrat-Konzentrationen in den lokalen Gewässern (Fließgewässer aber auch Grundwassers) liegt bei der Reduktion des flächenspezifischen Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen.

Auch beim Phosphor besteht noch Verbesserungspotential, sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierten Frachten als auch in Hinblick auf die lokale Gewässergüte. Im Gegensatz zum Stickstoff erscheint eine Umsetzung der betrachteten Maßnahmen mit deutlich geringeren Kosten und Aufwand möglich. Für eine deutliche Reduktion der aus Österreich exportierten P-Frachten müsste bei beiden betrachteten Maßnahmen (Punkteinleitungen, Reduktion des Bodenabtrages) angesetzt werden, wobei den Punktquellen die größere Bedeutung zukommt. Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt bei der Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen.

Durch das gegenständliche Forschungsvorhaben konnte eine wertvolle Grundlage zur Bearbeitung zahlreicher Fragestellungen im Bereich der Nährstoffmodellierungen auf Einzugsgebietsebene zum Schutz der österreichischen Gewässer vor Nährstoffbelastungen geschaffen werden. Die Modellergebnisse können (i) nützliche Hinweise für die Bedeutung unterschiedlicher Strategien zum Schutze der österreichischen Gewässer und zur Reduktion von Nährstoffexporten über die Gewässer liefern, (ii) für Gewässer, in denen es keine Messwerte gibt, Hinweise liefern, ob ein Risiko der Überschreitung von Richtwerten vorhanden ist und somit bei der Entwicklung eines Monitoringkonzeptes helfen und (iii) bei deutlicher Abweichung zwischen modellierten und gemessenen Werten, Hinweise zu Datenproblemen liefern. Somit sind weitere Anwendungen, wie etwa die Vorbereitung von kommenden Aufgaben zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie, möglich.

INHALTSVERZEICHNIS

Impressum:	3
1 Einleitung	14
2 Modellbeschreibung	15
2.1 Eintragspfade und Retention	16
2.1.1 Nährstoffeinträge aus Punktquellen	16
2.1.2 Nährstoffeinträge aus atmosphärischer Deposition	16
2.1.3 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung	16
2.1.4 Nährstoffeinträge durch Erosion	17
2.1.5 Nährstoffeinträge durch Drainagen	18
2.1.6 Nährstoffeinträge über das Grundwasser	19
2.1.7 Nährstoffeinträge durch urbane Flächen	21
2.1.8 Retention im Oberflächengewässer	22
2.2 Implementierung von MONERIS-IWAG	23
2.2.1 Vergleich der MONERIS Versionen	23
2.2.2 Verwendung der neuen Version mit aktualisierten Daten	24
2.2.3 Anwendung der neuen MONERIS Version	26
3 Datengrundlagen und Eingangsdaten	27
3.1 Abgrenzung der Modelleinzugsgebiete	27
3.2 Modelleingangsdaten	28
3.2.1 Verwendete Datenquellen	28
3.2.2 Niederschlag und Evapotranspiration	31
3.2.3 Abflüsse	31
3.2.4 Frachtberechnungen	33
3.2.5 Bodenabtrag	35
3.2.6 Informationen zu Bodenarten	35
3.2.7 Deposition	36
3.2.8 Drainagen	37
3.2.9 Höhenmodell	37
3.2.10 Landnutzung	37
3.2.11 Bilanzierung des Stickstoff-Überschusses	38
3.2.12 Bilanzierung der Phosphor-Akkumulation	43
3.2.13 Bestimmung der Wasserflächen	48
3.2.14 Punktquellen	49
3.2.15 Bevölkerung	49
3.2.16 Hydrogeologie	49
4 Österreichspezifische Modelladaptierungen	51
4.1 Einträge aus Drainagen	51
4.1.1 Vorgehensweise bei der Auswahl der Testgebiete	51
4.1.2 Eintragspfad Drainagen	51
4.2 Einträge von Gebirgsflächen	58

4.2.1	Auswahl von Testgebieten	58
4.2.2	Darstellung der Testgebiete.....	59
4.2.3	Erste Anwendung von MONERIS 2.14 in Testgebieten	61
4.2.4	Adaptierung der Stickstoff- Einträge über Gebirgsflächen	62
4.2.5	Adaptierung der Phosphor-Einträge über Gebirgsflächen.....	69
4.3	Quantifizierung des Eintrages von Stickstoff ins Grundwasser.....	73
4.4	Adaptierung der Phosphoremissionen über das Grundwasser	79
4.5	Verwendung österreichischer Bodendaten.....	83
4.6	Berechnung der Quellen der Nährstoffeinträge.....	86
4.7	Erweiterung von MONERIS in Hinblick auf die QZV-Ökologie.....	89
5	Ergebnisse	94
5.1	Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Frachten in den Fließgewässern	94
5.2	Betrachtung der berechneten Frachten für die einzelnen Eintragspfade	95
5.2.1	Einleitung	95
5.2.2	Atmosphärische Deposition.....	96
5.2.3	Oberflächenabschwemmung (Surface runoff)	96
5.2.4	Schneesmelze	97
5.2.5	Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen	97
5.2.6	Erosion von natürlich bedeckten Flächen	97
5.2.7	Drainagierte Flächen	98
5.2.8	Grundwasser.....	98
5.2.9	Urbane Flächen.....	99
5.2.10	Diffuse Quellen.....	99
5.2.11	Punktquellen	99
5.3	Berechnete Gesamtemissionen.....	100
5.3.1	Gesamt-N-Emissionen	100
5.3.2	Gesamt-P-Emissionen.....	103
5.4	Betrachtung der Emissionen nach Quellen	106
5.5	Konzentrationsbetrachtung	111
5.5.1	Pegelabgleich.....	111
5.5.2	Regionale Konzentrationsverteilung	113
5.5.3	Vergleich mit den Vorgaben der QZV Ökologie	118
5.5.4	Quellen von Emissionen in Gebieten mit Richtwertüberschreitung	123
5.6	Szenarien und Sensitivität.....	127
5.6.1	Allgemeines.....	127
5.6.2	Szenarien zur Reduktion der Stickstoffbelastung von Gewässern	128
5.6.3	Szenarien zur Reduktion der Phosphorbelastung von Gewässern	131
5.6.4	Sensitivitätsanalyse der Phosphor Szenarien.....	135
6	Zusammenfassung und Schlußfolgerung	136
7	Literaturverzeichnis	141

8	Anhang	143
8.1	Karte mit Einzugsgebietsabgrenzung im MONERIS-Modell	143
8.2	Karten mit der Verteilung der berechneten flächenspezifischen Stickstoff-Emissionen für die einzelnen Eintragspfade	144
8.2.1	Atmosphärische Deposition	144
8.2.2	Oberflächenabschwemmung (Surface runoff)	145
8.2.3	Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen	146
8.2.4	Erosion von natürlich bedeckten Flächen	147
8.2.5	Drainagierte Flächen	148
8.2.6	Grundwasser	149
8.2.7	Urbane Flächen	150
8.2.8	Diffuse Quellen	151
8.2.9	Punktquellen	152
8.2.10	Gesamt-N-Emissionen	153
8.3	Karten mit der Verteilung der berechneten flächenspezifischen Phosphor-Emissionen für die einzelnen Eintragspfade	154
8.3.1	Atmosphärische Deposition: P-Gesamt	154
8.3.2	Oberflächenabschwemmung (Surface runoff): P-Gesamt	155
8.3.3	Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen	156
8.3.4	Erosion von natürlich bedeckten Flächen: P-Gesamt	158
8.3.5	Drainagierte Flächen: P-Gesamt	159
8.3.6	Grundwasser: P-Gesamt	160
8.3.7	Urbane Flächen: P-Gesamt	161
8.3.8	Diffuse Quellen	162
8.3.9	Punktquellen: P-Gesamt	164
8.3.10	Gesamt-Phosphor-Emissionen	165
8.4	Berechnete Emissionen für die einzelnen Einzugsgebiete	167
8.4.1	Stickstoffemissionen	167
8.4.2	Phosphoremissionen	179

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Anzahl der Modelleinzugsgebiete je Flussgebietseinheit	28
Tabelle 2:	Gegenüberstellung der Literaturwerte und der iterativ bestimmten Werte für die Faktoren a-d zur Berechnung des mittleren Tongehaltes	36
Tabelle 3:	Klassifizierung der Böden auf Basis der Ton- und Schluffgehalte	36
Tabelle 4:	Landnutzungsklassen nach MONERIS aus CLC2006	37
Tabelle 5:	Düngeempfehlungen zur Berechnung des N-Mineraldüngereinsatzes.....	39
Tabelle 6:	Berechneter Wirtschaftsdüngeranfall pro Bundesland und Jahr [in tN/a]	40
Tabelle 7:	Verwendete Ernteentzüge für unterschiedliche Kulturarten (erntemengenspezifische bzw. flächenspezifische Faktoren).....	41
Tabelle 8:	Verwendete Düngeempfehlungen zur Berechnung des P-Mineraldüngereinsatzes	44
Tabelle 9:	Berechneter Wirtschaftsdüngeranfall pro Bundesland und Jahr [in tP/a].....	45
Tabelle 10:	Ernteentzüge für verschiedene Kulturarten (erntemengenspezifische bzw. flächenspezifische Faktoren)	45
Tabelle 11:	Grunddaten der bayrischen Testgebiete	61
Tabelle 12:	Originale (Version 2.14) und modifizierte Modellkoeffizienten des MONERIS-Ansatzes zur Berechnung der Denitrifikation im Untergrund.....	66
Tabelle 13:	Modellparameter zur höhenabhängigen Reduktion der Deposition	66
Tabelle 14:	Modellparameter zur Berechnung der P-Emissionen durch natürliche Erosion aus offenen und natürlich bedeckten Gebirgsflächen.	70
Tabelle 15:	Modellparameter zur Berechnung der P-Emissionen über Grundwasser und Oberflächenabfluss aus offenen und natürlich bedeckten Gebirgsflächen.	71
Tabelle 16:	Parameter des Denitrifikationsmodells	74
Tabelle 17:	Ursprüngliche und kalibrierte Modellparameter zur Bestimmung von P-Konzentrationen im Grundwasser-Basisabfluss	81
Tabelle 18:	Aus dem BORIS Datensatz ermittelte P-Gesamtgehalte [mgP/kgTS] für die verschiedenen Nutzungsklassen (Mittelwerte und Standardabweichungen)	85
Tabelle 19:	Modellparameter zur Erweiterung von MONERIS, für eine Anwendung zur Evaluierung von Maßnahmenprogrammen	93
Tabelle 20:	Aufgliederung der berechneten Stickstoffemissionen nach Eintragspfaden und Planungsräumen.....	102
Tabelle 21:	Vergleich der berechneten Gesamt-N-Emissionen pro Planungsraum zwischen der MONERIS-Anwendung 2005 und der MONERIS-Anwendung 2010	103
Tabelle 22:	Aufgliederung der berechneten Phosphoremissionen nach Eintragspfaden und Planungsräumen.....	105
Tabelle 23:	Vergleich der berechneten Gesamt-P-Emissionen pro Planungsraum zwischen der MONERIS-Anwendung 2005 und der MONERIS-Anwendung 2010	106
Tabelle 24:	Annahmen für die Stickstoff-Szenarien	129
Tabelle 25:	Emissions- und Gewässerfrachten und deren Reduktion bei Annahme unterschiedlicher Szenarien	130
Tabelle 26:	Annahmen für die Phosphor-Szenarien	131
Tabelle 27:	Emissions- und Gewässerfrachten und deren Reduktion bei Annahme unterschiedlicher Szenarien	132
Tabelle 28:	Annahmen für die Sensitivitätsanalyse zu den Phosphor-Szenarien.....	135

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Eintragungspfade und Prozesse bei der Betrachtung des Nährstoffeintrags in Gewässer (aus Venohr et al. 2009)	15
Abbildung 2:	Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Abschwemmung (aus Venohr et al. 2009)	17
Abbildung 3:	Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Erosion (aus Venohr et al. 2009)	18
Abbildung 4:	Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Drainagen (aus Venohr et al. 2009)	19
Abbildung 5:	Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Grundwasser (aus Venohr et al. 2009)	20
Abbildung 6:	Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad urbane Flächen (aus Venohr et al. 2009)	21
Abbildung 7:	Vergleich der N-Grundwasseremissionen (links) und der P-Erosionsemissionen (rechts) zwischen den Versionen Moneris-2.14 und der neu aufgelegten MONERIS-IWAG-Version.....	24
Abbildung 8:	Vergleich der DIN Gewässerfrachten (links) und der TP Gewässerfrachten (rechts) zwischen den Versionen Moneris-2.14 und der neu aufgelegten MONERIS-IWAG-Version.....	24
Abbildung 9:	Vergleich modellierter und gemessener DIN Frachten anhand des aktualisierten Datensatzes und der ursprünglichen Modellansätze der MONERIS 2.14 Version (strichlierte Linien zeigen eine $\pm 30\%$ Abweichung)	25
Abbildung 10:	Vergleich modellierter und gemessener TP Frachten anhand des aktualisierten Datensatzes und der ursprünglichen Modellansätze der MONERIS 2.14 Version (strichlierte Linien zeigen eine $\pm 30\%$ Abweichung)	25
Abbildung 11:	Ausschnitt aus der Karte mit den Modelleinzugsgebietsabgrenzungen.....	28
Abbildung 12:	Standorte mit Phosphormessungen; rote Messstellen - Messung von gelöstem, pflanzenverfügbarem P (nur auf Acker- und Grünlandflächen); blaue Messstellen - Messung von Pgesamt auf Waldstandorten; gelbe Messstellen - Messung von Pgesamt auf Almen.....	29
Abbildung 13:	Schematische Darstellung der digitalen Bodenabtragskarte des BAW – IKT	30
Abbildung 14:	Schematische Darstellung der Abflusskalibrierung nach MONERIS	32
Abbildung 15:	Verwendete Abflussdaten: blaue EZG: Verwendung von gemessenen Abflusswerten (hellblau: 82 Quell-EZG mit gemessenen Abflüssen am unteren EZG Ende; dunkelblau: 25 EZG mit gemessenen Abflüssen am unteren und oberen EZG Ende); orange EZG: 160 EZG mit (nach MONERIS) kalibrierten Abflüssen; graue EZG: 100 EZG mit Verwendung von modellierten Abflüssen nach Paraika	33
Abbildung 16:	Verteilung der N-Überschüsse auf Bundeslandebene (Mittelwerte der flächenspezifischen N-Überschüsse pro PG für die Periode 2001-2006)	42
Abbildung 17:	Verteilung der P-Überschüsse auf Bundeslandebene (Mittelwerte der flächenspezifischen P-Überschüsse pro PG für die Periode 2001-2006)	46
Abbildung 18:	Grün: Verwendetes Gewässernetz des BEV; grau: MEZG	48
Abbildung 19:	Anteil der Dränflächen an der Gesamtfläche ausgewiesener EZG in der österreichweiten MONERIS Version von 2005.....	52
Abbildung 20:	Verortete Drainagen in Österreich (Datenbasis zur Ableitung von österreichweiten Ansätzen)	53
Abbildung 21:	Mittlere Anteile von Drainagen in relevanten Bodentypengruppen	55
Abbildung 22:	Mittlere Anteile von Drainagen in relevanten Landnutzungsklassen der landwirtschaftlichen Nutzfläche	56

Abbildung 23:	Verteilung der drainagierten Flächen in Österreich unter Nutzung von vier verschiedenen Klassifikationen	57
Abbildung 24:	Darstellung der österreichischen Teileinzugsgebiete mit Ausweisung der gewählten Testgebiete und der Messpegel, die für eine Validierung herangezogen wurden	59
Abbildung 25:	Bereich nördliche Kalkalpen: Messstellen der bayrischen Testgebiete sowie Lage der in Bayern gelegenen Testgebiete.....	60
Abbildung 26:	Bereich bayrischer Wald: Messstellen und Einzugsgebietsgrenzen der bayrischen Testgebiete.....	60
Abbildung 27:	Gegenüberstellung von gemessenen flächenspezifischen Stickstofffrachten im Gewässer mit (über MONERIS 2.14 in der Originalversion) errechneten Gewässerfrachten für ausgewählte Testgebiete.	61
Abbildung 28:	Gegenüberstellung von gemessenen flächenspezifischen Phosphorfrachten im Gewässer mit (über MONERIS 2.14 in der Originalversion) errechneten Gewässerfrachten für ausgewählte Testgebiete; links: 0-1 kg P/(ha.a); rechts: 0-12 kg P/(ha.a)	62
Abbildung 29:	Vergleich von Anteilen des Oberflächenabflusses aus den Berechnungsansätzen von MONERIS (vor der Modifikation links und nach der Modifikation rechts) mit Ergebnissen aus der Ganglinienseparation.	63
Abbildung 30:	Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und einer ersten Version mit Anpassungen (rechts).....	64
Abbildung 31:	Denitrifikation im Grundwasser in Abhängigkeit von Sickerwassermengen (SW) und Stickstoffüberschuss für gut durchlässiges Festgestein (ursprüngliche Version und Modifikation)	65
Abbildung 32:	Höhenabhängige Abweichung zwischen modellierten und gemessenen DIN-Frachten	66
Abbildung 33:	Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts)	67
Abbildung 34:	Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten bei Adaptierung der Depositionen der in Bayern gelegenen Einzugsgebiete der nördlichen Kalkalpen an die in den benachbarten österreichischen Gebieten auf Basis von EMEP abgeleiteten Depositionen.	68
Abbildung 35:	Zusammenhang zwischen partikulärer Phosphor (PP) Fracht und Schwebstoff-Fracht in Testeinzugsgebieten mit einer Dominanz unterschiedlicher Gesteinsarten (Urgestein und Kalkstein).	70
Abbildung 36:	Modellanpassung der TP Fracht (0 bis 12 kgP/(ha.a)) in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts).....	72
Abbildung 37:	Modellanpassung der TP Fracht (0 bis 1 kgP/(ha.a)) in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts)	72
Abbildung 38:	Bewertete Grundwassermessstellen in Österreich.....	74
Abbildung 39:	Berechnete N-Konzentrationen des Sickerwassers und des Basisabflusses und gemessene durchschnittliche N-Konzentrationen des Grundwassers	75
Abbildung 40:	Berechnete potenzielle N-Konzentrationen des Sickerwassers (ohne Denitrifikationsverluste).....	75
Abbildung 41:	Berechnete effektive N-Konzentrationen des Sickerwassers (mit Denitrifikationsverlusten im Oberboden).....	76
Abbildung 42:	Berechnete N-Konzentrationen des Basisabflusses (mit Denitrifikationsverlusten im Oberboden und im Grundwasserkörper).	76
Abbildung 43:	Berechnete durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers	77

Abbildung 44:	Gemessene durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers	77
Abbildung 45:	Anteil der Messpunkte mit einer gemessenen Nitratkonzentration über dem Nitratgrenzwert (von 45 mg NO ₃ /l) für Grundwasser	78
Abbildung 46:	Gegenüberstellung des Anteils der Messpunkte mit einer mittleren gemessenen Nitratkonzentration über dem Nitratgrenzwert (von 45 mg NO ₃ /l) und der mittleren gemessenen Nitratkonzentration auf Einzugsgebietsebene	78
Abbildung 47:	Durchschnittliche langjährige N-Überschüsse des Oberbodens	79
Abbildung 48:	Durchschnittliche langjährige N-Belastung des Grundwassers.....	79
Abbildung 49:	Modellierte P-Konzentrationen des Basisabflusses mit ursprünglichen und mit angepassten Modellparametern im Vergleich zu den gemessenen durchschnittlichen P-Konzentrationen des Grundwassers	82
Abbildung 50:	Berechnete P-Konzentrationen des Basisabflusses (mit Adsorptionsverlusten im Oberboden und Uferzonen und P-Rücklösung bei anaeroben Grundwasserbedingungen)	83
Abbildung 51:	Aus BORIS abgeleitete P- Gesamtgehalte in den verschiedenen Nutzungsklassen. Die Klassen mit dem Zusatz „BORIS“ leiten sich von gemessenen P- Gesamtgehalten ab (keine Messungen für Weingärten, Wechselland und Intensivobstanlagen); bei den anderen Klassen handelt es sich um die Darstellung von aus pflanzenverfügbarem P ₂ O ₅ umgerechneten P- Gesamtgehalten.....	84
Abbildung 52:	Vergleich der berechneten P-Gehalte in landwirtschaftlich genutzten Oberböden in den Einzugsgebieten aus P Überschussberechnungen (MONERIS Ansatz) und aus dem BORIS Datensatz.....	85
Abbildung 53:	BORIS P Gesamtgehalte österreichischer Waldbodenstandorte (n=175).	86
Abbildung 54:	Eintragspfade in MONERIS	87
Abbildung 55:	Zusammenhänge zwischen den Quellen von Emissionen und den Eintragspfaden	88
Abbildung 56:	Korrelation zwischen mittleren DIN und NO ₃ -N Konzentrationen aller für den Pegelabgleich im Rahmen der Studie verwendeten Messstellen (linkes Bild). Korrelation zwischen DIN Mittelwerten und DIN C-90% Werten dieser Messstellen (rechtes Bild).....	89
Abbildung 57:	Korrelation zwischen mittleren gelösten TP und PO ₄ -P Konzentrationen aller für den Pegelabgleich im Rahmen der Studie verwendeten Messstellen (linkes Bild). Korrelation zwischen PO ₄ -P Mittelwerten und PO ₄ -P C-90% Werten dieser Messstellen (rechtes Bild).....	90
Abbildung 58:	Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Konzentrationen von PO ₄ -P mit unterschiedlichen Modellparametern (links: rM . a = 1, b = 0; rechts a = 1, b = 0)	92
Abbildung 59:	Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten PO ₄ -P Konzentrationen; (links: mittlere PO ₄ -P Konzentrationen; rechts: PO ₄ -P als C-90% Werte) in den Fließgewässern bei Verwendung der Modellparameter aus Tabelle 19.	93
Abbildung 60:	Gegenüberstellung der gemessenen und der berechneten DIN- Frachten; links: die Gesamtfracht (in tN/a); rechts: die flächenspezifische Fracht (in kgN/ha*a)	94
Abbildung 61:	Gegenüberstellung der gemessenen und der berechneten TP-Frachten; links: für die Gesamtfracht (in tP/a); rechts: für die flächenspezifische Fracht (in kgP/ha*a)	95
Abbildung 62:	Anteile der Eintragspfade an den Gesamtstickstoffemissionen (in Prozent) für ganz Österreich.....	100
Abbildung 63:	Variation der modellierten flächenspezifischen Stickstoffemissionen (in kgN/(ha*a)) zwischen den Einzugsgebieten für die einzelnen Eintragspfade. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)	101

Abbildung 64:	Anteile der Eintragspfade an den Gesamtposphoremissionen (in Prozent) für ganz Österreich.....	103
Abbildung 65:	Variation der modellierten flächenspezifischen Phosphor-emissionen (in kg/(ha*a)) zwischen den Einzugsgebieten für die einzelnen Eintragspfade. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.).....	104
Abbildung 66:	Regionale Verteilung der flächenspezifischen Gesamtstickstoffemissionen mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Stickstoffeinträge (Frachten) in die Gewässer.	107
Abbildung 67:	Regionale Verteilung der flächenspezifischen Gesamtposphoremissionen mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Phosphoreinträge (Frachten) in die Gewässer.	109
Abbildung 68:	Regionale Verteilung der flächenspezifischen Emissionen von gelöstem und löslichem Phosphor mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Phosphoreinträge (Frachten) in die Gewässer.....	110
Abbildung 69:	Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Konzentrationen für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) in Fließgewässern (links) und für NO ₃ im Grundwasser (rechts) in Einzugsgebieten mit Gütedaten.....	112
Abbildung 70:	Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Fließgewässerkonzentrationen für Gesamtphosphor (TP) (links) und für PO ₄ -P (rechts) von Einzugsgebieten mit Gütedaten.	112
Abbildung 71:	Mittlere modellierte NO ₃ -N Sickerwasserkonzentrationen auf Teileinzugsgebietsebene.	114
Abbildung 72:	Mittlere modellierte NO ₃ -N Konzentrationen im Grundwasser bei der Exfiltration in die Fließgewässer auf Teileinzugsgebietsebene.	114
Abbildung 73:	Regionale Verteilung der modellierten Fließgewässerkonzentrationen von anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN) und Hauptquellen der Stickstoffemissionen bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet.	115
Abbildung 74:	Regionale Verteilung der modellierten Fließgewässerkonzentrationen von Gesamtphosphor (TP) und Hauptquellen der TP- Emissionen bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet.	116
Abbildung 75:	Regionale Verteilung der modellierten PO ₄ -P Fließgewässerkonzentrationen und Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet.....	117
Abbildung 76:	Vergleich zwischen modellierten und gemessenen C-90% Werten; links: für DIN; rechst: für PO ₄ -P	118
Abbildung 77:	Vergleich zwischen dem modellierten und dem gemessenen Verhältnis von C-90% im Gewässer mit dem jeweiligen typspezifischen Richtwert; links: für DIN bzw. NO ₃ -N; rechts: für PO ₄ -P	119
Abbildung 78:	Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Nitrat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.	120
Abbildung 79:	Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Orthophosphat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.....	121
Abbildung 80:	Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Nitrat- und Orthophosphat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.	122
Abbildung 81:	Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90% Werten zum typspezifischen Richtwert für modellierte Gewässerkonzentrationen (n = 367) und für gemessene Gewässerkonzentrationen (n = 102); links für NO ₃ -N; rechts: für PO ₄ -P	123

Abbildung 82: Verteilung der Stickstoffeinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Nitratkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist.	124
Abbildung 83: Verteilung der Gesamtphosphoreinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Orthophosphatkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist. ...	124
Abbildung 84: Verteilung der gelösten und löslichen Phosphoreinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Orthophosphatkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist.	125
Abbildung 85: Flächenspezifischen Stickstoffeinträge für alle Einzugsgebiete und für Einzugsgebiete mit Cmod zu typspezifischen Richtwert > 0,8. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)	126
Abbildung 86: Flächenspezifischen Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor für alle Einzugsgebiete und für Einzugsgebiete mit Cmod zu typspezifischen Richtwert > 0,8. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)	127
Abbildung 87: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses zwischen modellierten Fließgewässerkonzentrationen (als C-90% Werte) zum typspezifischen Richtwert (links) und Überschreitungshäufigkeit modellierte NO ₃ Konzentrationen im Grundwasser (rechts)	130
Abbildung 88: Überschreitungshäufigkeit der modellierten TP (links) bzw. PO ₄ -P (rechts) Gewässerkonzentrationen für die verschiedenen Szenarien	133
Abbildung 89: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90% Werten zum typspezifischen Richtwert für modellierte PO ₄ -P Gewässerkonzentrationen bei unterschiedlichen Szenarien.....	134
Abbildung 90: Anteile der Emissionen aus unterschiedlichen Quellen bzw. Pfaden an den Gesamtemissionen für Einzugsgebiete mit Cmod/RW > 0,8 vor und nach Umsetzung der in Szenario 3 (SzP3) angesetzten Emissionsreduktionen. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.).....	134
Abbildung 91: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von PO ₄ -P Gewässerkonzentrationen (als C-90% Werte) zum typspezifischen Richtwert für unterschiedliche Szenarien mit jeweils unterschiedlichen Varianten der Sensitivitätsanalyse	136

1 Einleitung

Mit Ende 2009 ist in Österreich der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan - NGP (BMLFUW 2009) als Bestandteil der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie veröffentlicht worden. Im NGP wurden die Maßnahmenprogramme zur Erreichung des guten Gewässerzustandes bzw. des guten ökologischen Potentials festgeschrieben. Dieser NGP wird zukünftig alle 6 Jahre aktualisiert.

Für 11% der österreichischen Wasserkörper weist der NGP ein Risiko aus, den guten Zustand bis 2015 für allgemein chemisch-physikalische Parameter nicht zu erreichen. Für weitere 9% der Wasserkörper ist das Risiko nicht einstuftbar. Teilweise beruht diese Risikoausweisung auf Problemen mit der saprobiellen Gewässergüte, überwiegend aber auf Nährstoffbelastungen.

Im Sinne der regelmäßigen Überarbeitung der Maßnahmenprogramme ist auch eine Aktualisierung der Bewertungsgrundlagen – der Abschätzung der Art und des Ausmaßes von signifikanten anthropogenen Belastungen – in regelmäßigen Abständen notwendig. Für stoffliche Belastungen sind dies punktförmige und diffuse Stoffeinträge in die Fließgewässer. Das Ausmaß von Punkteinleitungen kann einfach messtechnisch erfasst werden. Der überwiegende Anteil der Nährstoffbelastungen wird jedoch diffus über verschiedene Eintragspfade eingetragen, deren Beitrag in Abhängigkeit der lokalen morphologischen und hydrologischen Bedingungen sowie aufgrund der Landnutzung stark variieren kann. Darüber hinaus unterliegen die Emissionen generell Retentions- und Abbauprozessen mit ausgeprägt lokaler bzw. regionaler Variabilität. Die Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen und deren Quantifizierung auf der Ebene von (Teil-) Einzugsgebieten ist somit nur über Modellansätze möglich. Die Validierung modellierter Stoffeinträge in die Fließgewässer erfolgt über den Abgleich mit den aus dem Monitoring ermittelten Konzentrationen und den daraus berechneten Frachten.

Eine erste Österreichweite und Donauweite Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer unter Verwendung des MONERIS-Modells fand 2005 statt (UBA 2005; daNUbs 2005). Diese Berechnungen waren auch die Basis für die Abschätzung des Ausmaßes von diffusen Nährstoffbelastungen im Rahmen der Ist-Bestandsaufnahme (BMLFUW 2005). Das empirische Modell MONERIS wurde für große Flusseinzugsgebiete im Nordostdeutschen Tiefland entwickelt. Bei der Anwendung für Österreich zeigte sich, dass das Modell für die Abschätzung der Nährstoffemissionen auf einer großräumigen Skala grundsätzlich geeignet ist, jedoch durch den ausgeprägt alpinen Charakter der österreichischen Flusseinzugsgebiete teilweise Bedarf zur Anpassung verschiedener Berechnungsansätze besteht.

Basierend auf diesen Erkenntnissen war das Ziel des gegenständlichen Projektes:

- Die Aktualisierung und Zusammenführung der für die Anwendung des MONERIS-Modells erforderlichen Grundlagendaten
- Neuabgrenzung der Einzugsgebiete (räumliche Verfeinerung der Betrachtungsebene) gegenüber der Erstanwendung
- Anpassung und Verbesserung der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze an spezifische, österreichische Verhältnisse
- Eine Aktualisierung der Berechnungen der Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer Österreichs mit Hilfe des MONERIS-Modells
- Szenarienberechnungen zur Abschätzung der Wirksamkeiten von Maßnahmen mit aktualisierter Version des MONERIS-Modells
- Umlegung der Ergebnisse der Emissionsmodellierung auf eine immisionsgerechte Betrachtungsweise

2 Modellbeschreibung

Das Modell MONERIS (**Modelling Nutrient Emissions to River Systems**) wurde Ende der 1990er Jahre vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin (Deutschland) unter der Federführung von Horst Behrendt (Behrendt & Bachor, 1998) entwickelt, um die Stickstoff- und Phosphoreinträge und -transport der großen, deutschen Flusseinzugsgebiete, welche in die Ostsee entwässern, abzuschätzen. Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis einer Vielzahl von Eingangsdaten die Stickstoff- und Phosphoremissionen über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer, die Retention und die Denitrifikationen in den Fließgewässern und damit die Frachten in den Fließgewässern als mehrjährige Mittelwerte berechnet.

Eine Übersicht der für die Emissionsberechnungen berücksichtigten Eintragspfade zeigt Abbildung 1.

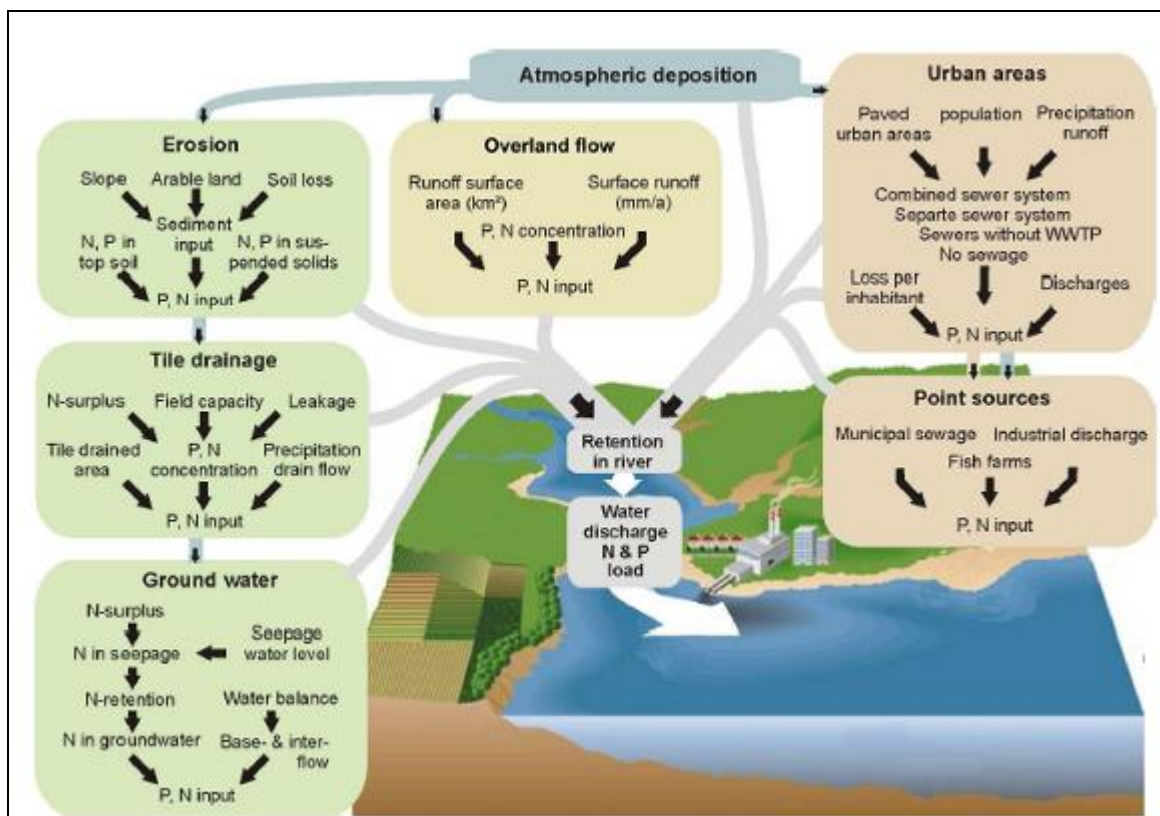


Abbildung 1: Eintragspfade und Prozesse bei der Betrachtung des Nährstoffeintrags in Gewässer (aus Venohr et al. 2009)

Das zu betrachtende Flusseinzugsgebiet wird für die Berechnung in Betrachtungsgebiete (Analytical units) unterteilt. Für jedes Betrachtungsgebiet werden die Gesamtemissionen (Stickstoff und Phosphor) aus allen Eintragspfaden in die Fließgewässer berechnet. Für die berechneten Emissionen wird im Fließgewässer eine Retention bzw. im Falle von Stickstoff eine Denitrifikation im unterliegenden Einzugsgebiet berechnet. Befinden sich im Einzugsgebiet Seen, so wird für die Seen im Betrachtungsgebiet ebenfalls eine Retention angenommen. Die Summe der Emissionen abzüglich der Retention bzw. Denitrifikation in den Gewässern ergibt die im Gewässer transportierte Fracht.

Im folgenden Kapitel wird die Methodik der Berechnung der einzelnen Eintragspfade mit den dafür benötigten Eingangsdaten kurz erläutert. Ziel dabei ist es nicht die Berechnungsmethodik bis ins Detail nachvollziehbar darzustellen, sondern lediglich einen generellen Eindruck von der Vorgehensweise zu vermitteln. Eine detaillierte Modelldokumentation kann dem MONERIS-Handbuch entnommen werden (Venohr et al., 2009).

2.1 Eintragspfade und Retention

2.1.1 Nährstoffeinträge aus Punktquellen

Für die Berechnung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen werden

- Einträge von kommunalen Kläranlagen (≥ 2000 EW) und
- Einträge von industriellen Direkteinleitungen

berücksichtigt.

Als relevante Eingangsdaten für diesen Eintragspfad werden vom MONERIS-Modell Informationen zu

- Vorfluter (Einzugsgebiet), in den die Punktquelle einleitet
- Ausbaugröße
- Auslastungsgrad der Anlage
- Reinigungsverfahren
- Mittlere jährliche Abwassermenge
- Stickstoff-Konzentration und jährliche Fracht
- Phosphor-Konzentration und jährliche Fracht

benötigt.

2.1.2 Nährstoffeinträge aus atmosphärischer Deposition

Dieser Eintragspfad berücksichtigt den Nährstoffeintrag, der über die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche erfolgt.

Als Gewässerflächen werden

- Flächen der Fließgewässer und
- Seenflächen

bei der Berechnung herangezogen.

Für die Berechnung der Nährstoffeinträge werden flächenspezifische, regional differenzierte Depositionsraten für Stickstoff und Phosphor verwendet.

2.1.3 Nährstoffeinträge durch Abschwemmung

Dieser Eintragspfad berücksichtigt die gelösten Stickstoff- und Phosphoreinträge über den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen.

Als Eingangsdaten sind erforderlich:

- Landnutzungsdaten
- Bodeninformationen (Nährstoffgehalte im Oberboden)
- Niederschlagsdaten

Aus Niederschlagsdaten wird über einen empirischen Ansatz der flächenspezifische Oberflächenabfluss berechnet. Aus dem flächenspezifischen Oberflächenabfluss wird der Oberflächenabfluss für alle nicht versiegelten und schneebedeckten Flächen ermittelt. Die P-Konzentration für Acker- und Grünland wird über die Phosphorsättigung der Böden berechnet. Für offene und natürlich bedeckte Flächen wird eine P-Konzentration von 0,035 mg/l angenommen, für schneebedeckte Flächen eine Konzentration von 0,005 mg/l.

Für Ackerflächen ergibt sich die N-Konzentrationen aus der Konzentration der atmosphärischen Deposition + 0,3 mg/l, für alle übrigen Flächen (ausgenommen schneebedeckte Flächen) ergibt sich die N-Konzentration nur aus der Konzentration der atmosphärischen Deposition. Für schneebedeckte Flächen wird eine N-Konzentration von 0,1 mg/l angenommen. Die N- und P-Konzentrationen werden flächengewichtet gemittelt und mit dem Oberflächenabfluss multipliziert.

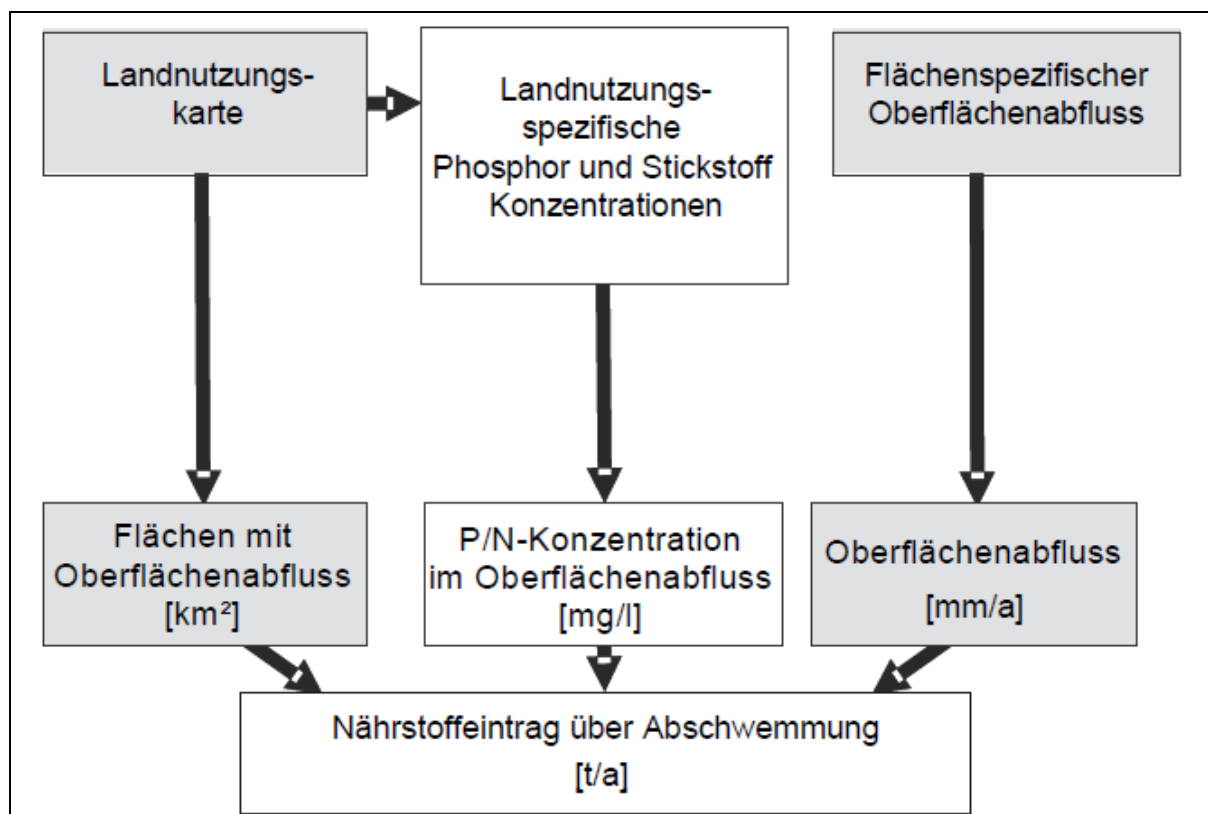


Abbildung 2: Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Abschwemmung (aus Venohr et al. 2009)

2.1.4 Nährstoffeinträge durch Erosion

Dieser Eintragspfad berücksichtigt die partikulären Nährstoffeinträge für Stickstoff und Phosphor über den Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen.

Als Eingangsdaten sind erforderlich:

- Bodenabtragsdaten
- Digitales Höhenmodell (DHM) (Hangneigung in 1km²-Auflösung)
- Bodendaten (Nährstoffgehalte im Oberboden)
- Landnutzungsdaten

Für die Berechnung der Erosion wird der Bodenabtrag von Acker-, Grünland und natürlich bedeckten Flächen benötigt. Diese Daten können aus einer Bodenabtragskarte abgeleitet werden. Die Hangneigungen werden aus dem DHM bestimmt, die Ackerflächen aus den Landnutzungsinformationen. Da mit zunehmender Hangneigung die Erosion auf der Ackerfläche zunimmt, wird der Bodenabtrag von Ackerflächen nach Hangneigungsklassen bestimmt. Die „Sediment Delivery Ratio“ (SDR) definiert den Anteil des Bodenabtrages, der als Sedimentfracht in die Fließgewässer gelangt. Über die Flächennutzung und die Hangneigung wird die SDR abgeleitet. Der Nährstoffeintrag in die Gewässer ergibt sich aus dem Sedimenteintrag und dem Nährstoffgehalt in den Sedimenten, wobei sich der

Nährstoffgehalt in den Sedimenten aus dem Nährstoffgehalt im Oberboden multipliziert mit einer empirisch abgeleiteten „Enrichment Ratio“ ergibt.

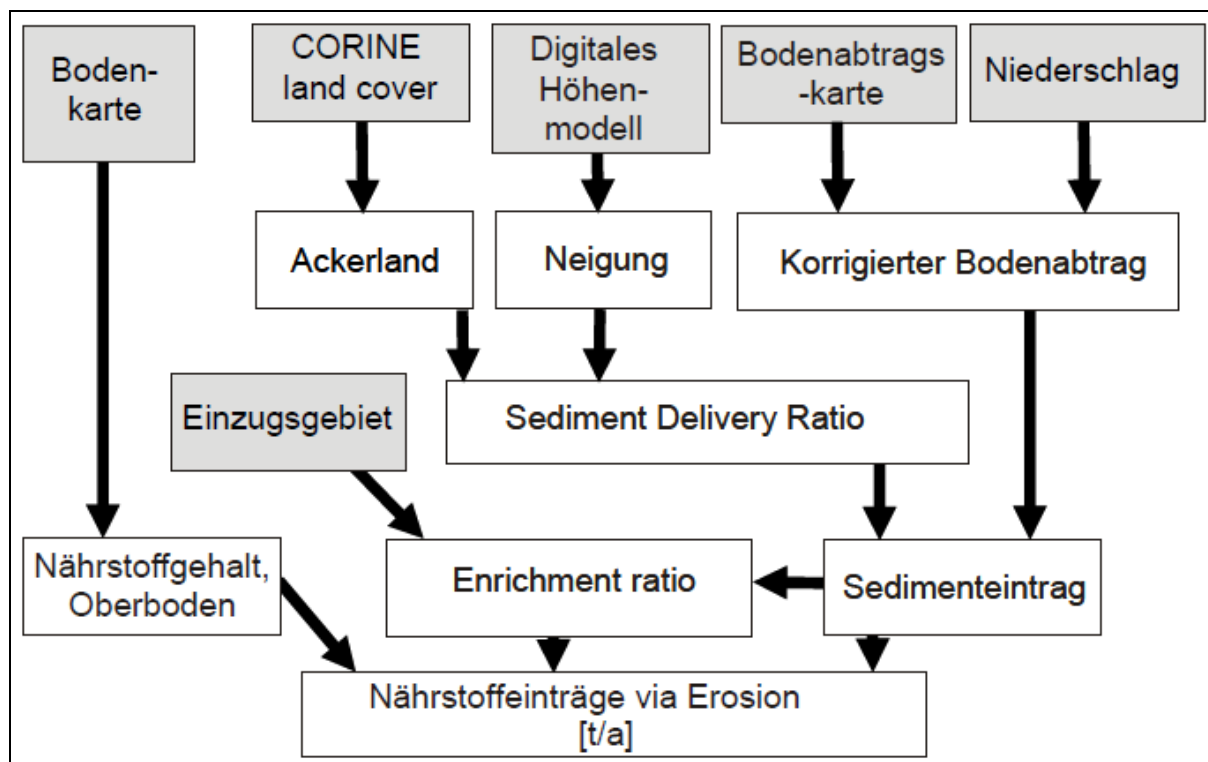


Abbildung 3: Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Erosion (aus Venohr et al. 2009)

2.1.5 Nährstoffeinträge durch Drainagen

Die Nährstoffeinträge über Drainagen werden über die Größe der drainagierten Fläche, die Dränspende und die mittlere Nährstoffkonzentration des Dränwassers berechnet.

Bei dieser Berechnung stellt die Bestimmung der Größe der Dränfläche den größten Unsicherheitsfaktor dar, da Informationen dazu in Österreich zum Teil nur sehr lückenhaft vorliegen. MONERIS bietet alternativ die Möglichkeit der Ableitung der Größe der Drainfläche über die Standorttypen, die aufgrund ihrer Wasserverhältnisse Aussagen über Vernässungsgrad und damit der Drainbedürftigkeit zulassen.

Die Dränspende errechnet sich aus dem Jahresniederschlag unter der Annahme, dass 50% des Winterniederschlags und 10% des Sommerniederschlags für den Dränabfluss abflusswirksam sind. Die P-Konzentration im Dränabfluss errechnet sich als flächengewichtetes Mittel spezifischer P-Konzentrationen in sandigen und lehmigen Böden, in Niedermooren und Hochmooren und deren Flächenanteilen im Einzugsgebiet.

Die N-Konzentration im Dränabfluss ergibt sich aus der potentiellen Nitrat-Sickerwasserkonzentration, die sich aufgrund der regionalen Verteilung der Stickstoffüberschüsse – reduziert um einen Denitrifikationsterm - ergeben. Der Nährstoffeintrag in die Gewässer ergibt sich aus dem Dränabfluss und der Nährstoffkonzentration im Abfluss.

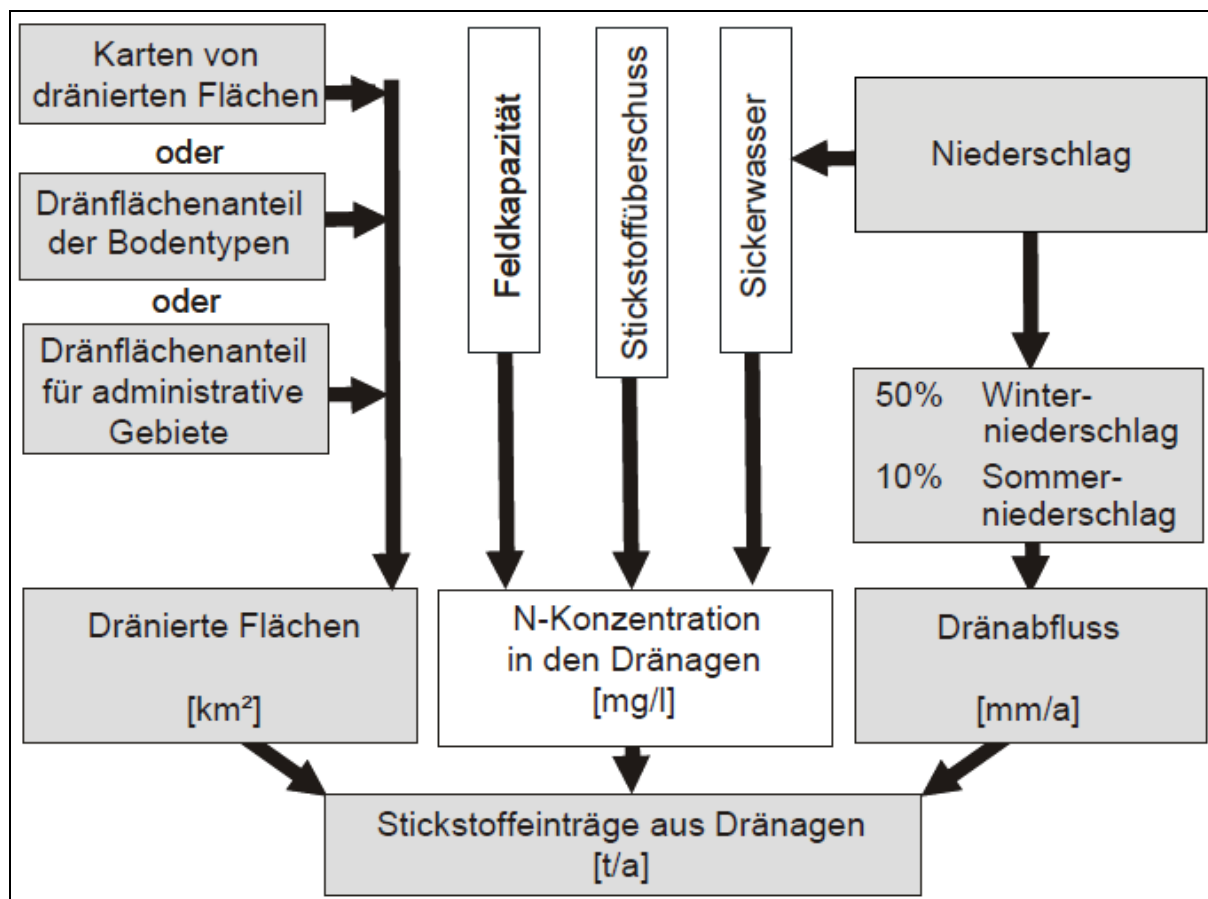


Abbildung 4: Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Drainagen (aus Venohr et al. 2009)

2.1.6 Nährstoffeinträge über das Grundwasser

Nährstoffeinträge über das Grundwasser beinhalten Einträge über den Zwischen- und den Basisabfluss. Der Grundwasserabfluss des Analysegebietes ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses und der Summe der berechneten Abflusskomponenten des MONERIS-Modells.

Als Eingangsdaten sind erforderlich:

- Landnutzungsdaten
- Informationen zur Hydrogeologie
- Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen
- Hydrologische und meteorologische Daten
- Daten zur atmosphärischen Deposition
- Bodendaten

Die P-Grundwasserkonzentration auf landwirtschaftlichen Flächen wird in Abhängigkeit des Anteils einer Gebietsfläche an sandigen, lehmigen Böden sowie Niedermoor und Hochmoorböden errechnet, indem aus den spezifischen P-Konzentrationen ein flächengewichtetes Mittel errechnet wird. Die mittlere P-Konzentration im Grundwasser ergibt sich anschließend aus dem flächengewichteten Mittel der P-Konzentrationen im Grundwasser von landwirtschaftlichen und nicht-landwirtschaftlichen Flächen. Bei potentiell anaeroben Grundwasser werden erhöhte P-Konzentrationen angenommen.

Die N-Konzentration im Grundwasser wird vom N-Überschuss auf der Fläche und der Sickerwassermenge abgeleitet. Aus dieser Information wird eine potentielle mittlere N-

Sickerwasserkonzentration errechnet. Die Stickstoffretention bzw. Denitrifikation im Oberboden, im ungesättigten und im gesättigten Bereich wird über einen empirisch abgeleiteten Retentionsansatz berechnet. Dabei gehen neben dem N-Überschuss, der Sickerwasserrate und der potentiellen Sickerwasserkonzentrationen auch die hydrogeologischen Verhältnisse in die Berechnung ein. Die hydrogeologischen Verhältnisse werden dazu in vier Kategorien unterteilt:

- Festgestein durchlässig
- Festgestein undurchlässig
- Porengrundwasser grundwassernah
- Porengrundwasser grundwasserfern

Für die unterschiedlichen geologischen Verhältnisse werden dann verschiedene Modellkonstanten berücksichtigt.

Für die Betrachtung der flussinternen N-Retention werden Einträge von gelöstem organischen Stickstoff (Dissolved Organic Nitrogen - DON) benötigt. DON-Einträge werden unter Verwendung der Grundwasserneubildung unter Waldflächen und Feuchtgebieten berechnet.

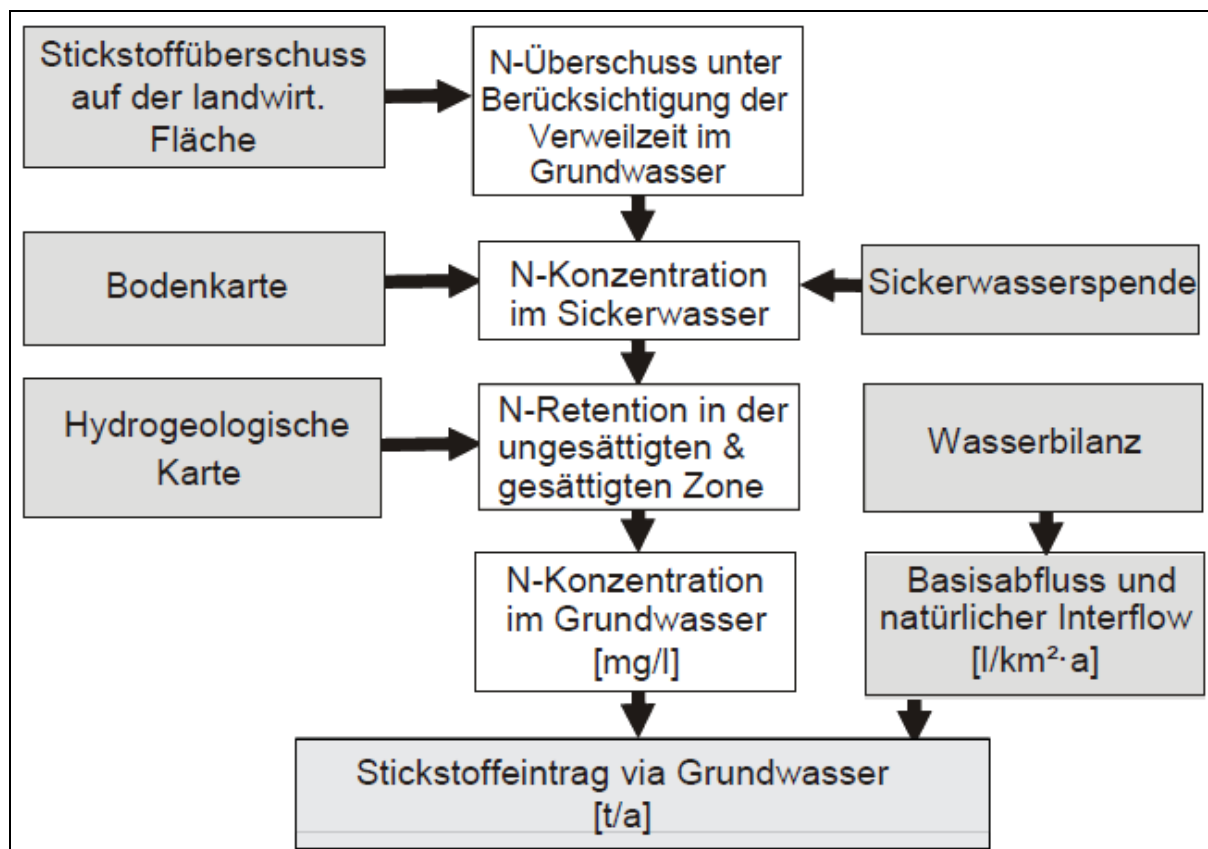


Abbildung 5: Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad Grundwasser (aus Venohr et al. 2009)

2.1.7 Nährstoffeinträge durch urbane Flächen

Über diesen Eintragspfad werden Nährstoffeinträge erfasst, die von versiegelten Flächen über die Kanalisation in die Fließgewässer gelangen. Es werden vier Fälle unterschieden:

- Einträge über Entlastungen von Mischwasserkanalisationen
- Einträge über Trennkanalisationen
- Einträge aus Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind
- Einträge von Einwohnern und versiegelten Flächen, die nicht an eine Kanalisation angeschlossen sind.

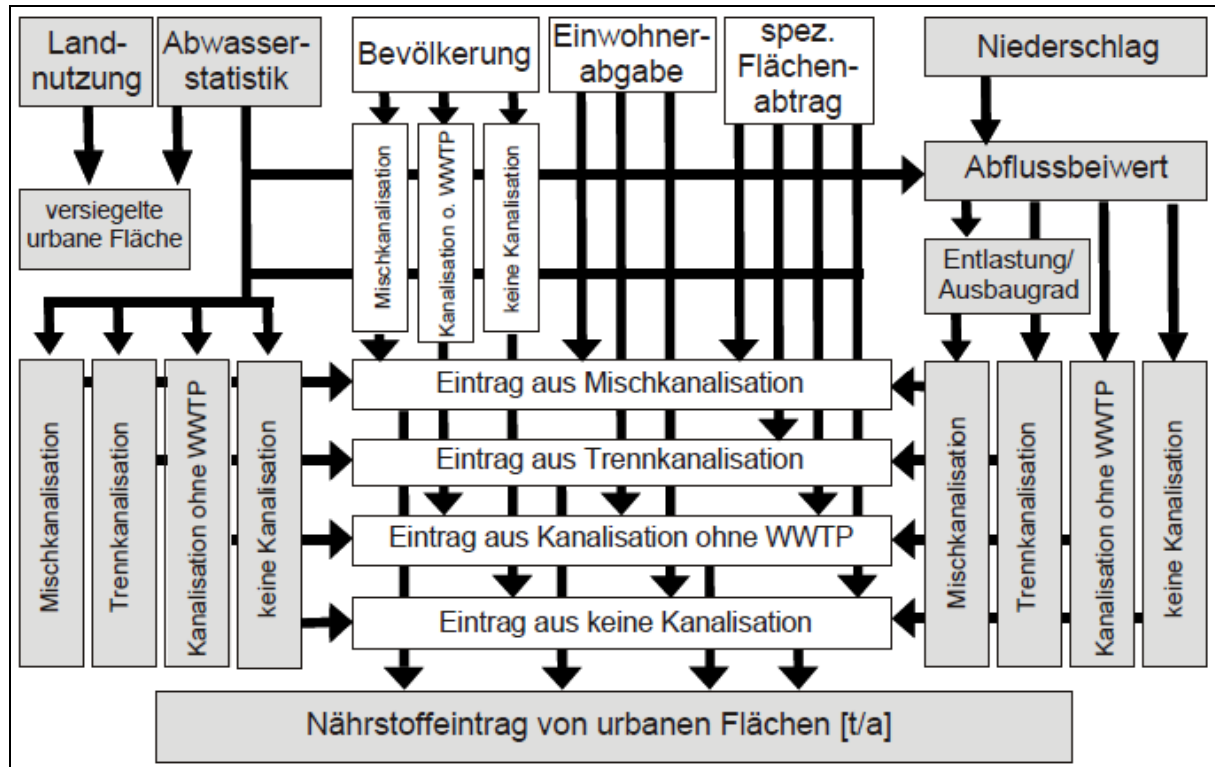


Abbildung 6: Schema für die Berechnung der Einträge durch den Pfad urbane Flächen (aus Venohr et al. 2009)

Die urbane Fläche wird aus der Landnutzungskarte ermittelt, der Anteil der versiegelten Flächen wird unter der Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte berechnet. Die versiegelten Flächen werden entsprechend des Anschlussgrades den verschiedenen o.g. Kategorien zugeordnet.

Die Bestimmung der Einträge über Entlastungen von Mischwasserkanalisationen basiert auf der Abschätzung der Tage mit Starkregenereignissen auf Basis des Jahresniederschlages. Für mögliche Entlastungen in die Oberflächengewässer ist der Ausbaugrad (das Speichervolumen in den Regenentlastungsbecken) von Bedeutung und für die Berechnung von potentiellen Entlastungen Angaben dazu notwendig. Bei einem Ausbaugrad von 100% wird ein Speichervolumen von 23,3 m³ /ha versiegelte Fläche angenommen, bei einem Ausbaugrad von 10% kein Speichervolumen.

Die N-Konzentration in der Mischkanalisation im Entlastungsfall ergibt sich in Abhängigkeit der Anzahl der an die Kanalisation angeschlossen Einwohner, der Größe der versiegelten Fläche, der Anzahl der Starkregenereignisse und der atmosphärischen Deposition. Zur Berechnung der P-Konzentrationen wird zusätzlich der P-Eintrag aus gewerblichen Abwässern einbezogen.

Für die Bestimmung der Einträge über Trennkanalisationen wird nur der flächenspezifische Eintrag über atmosphärische Deposition, Laubfall und Exkrememente berücksichtigt. Zusätzlich kann eine Retention in der Kanalisation über Retentionsklärbecken oder Retentionsbodenfilter im Modell berücksichtigt werden.

Einträge von Einwohnern und Flächen mit Anschluss an eine Kanalisation (oder eine Kleinkläranlage), jedoch nicht an eine kommunale Kläranlage, berücksichtigen zum einen die flächenspezifischen Einträge über versiegelte Flächen, zum anderen die einwohnerspezifischen Nährstoffeinträge. Die Nährstoffeinträge in die Gewässer berechnen sich aus den spezifischen Nährstoffeinträgen der Einwohner und aus den Flächen in Abhängigkeit der Retentionsleistung der Kleinkläranlagen.

Bei den „Einträgen von Einwohnern ohne Anschluss an eine Kanalisation“ werden Kleinkläranlagen ohne Kanalisation mit Versickerung ins Grundwasser oder abflusslose Senkgruben berücksichtigt. Abschätzungen beziehen sich auf die Reinigungsleistungen der Kläranlagen, den Anteil des Abwassers aus abflusslosen Senkgruben, welches geordnet in eine Kläranlage verbracht wird und des Anteiles der Nährstoffe, welcher im Falle einer Einleitung in den Untergrund auf der Fließstrecke zu den Fließgewässern zurückgehalten wird.

2.1.8 Retention im Oberflächengewässer

Aus den beschriebenen Eintragspfaden berechnen sich die Gesamt-N- und Gesamt-P-Emissionen in die Oberflächengewässer innerhalb eines Einzugsgebietes. Diese Emissionen unterliegen im Fließgewässer einer Retention. Die Berechnung der Retention unterliegt folgender Systematik:

- Es wird davon ausgegangen, dass alle Nährstoffeinträge innerhalb eines Einzugsgebietes gleichmäßig in alle als Nebengewässer ausgewiesenen Oberflächengewässer gelangen und dort der Retention unterliegen
- Falls das betrachtete Einzugsgebiet (Analysegebiet) ein Durchflussgebiet (kein Quellgebiet) ist, wird für die zufließende Fracht aus dem/n oberliegenden Einzugsgebiet(en) eine Retention im Hauptlauf des Analysegebietes berechnet
- Für Nährstoffeinträge aus Punktquellen, die in den Hauptlauf eines Analysegebietes einleiten, wird eine Nährstoffretention erst im Hauptlauf des stromabwärts gelegenen Einzugsgebietes angenommen
- Liegt am Gebietsauslass eine Wasser-/Seefläche, wird für die gesamte Gewässerfracht des Analysegebietes (einschließlich der in den Hauptlauf einleitenden Punktquellen) eine zusätzliche Retention angenommen

Die Stickstoffretention wird unter Berücksichtigung der Temperatur und der hydraulischen Belastung des Gewässers (Abfluss durch Gewässeroberfläche) berechnet. Für die Phosphorretention werden für Nebengewässer die Mittelwerte aus dem Ansatz über den flächenspezifischen Abfluss (Abfluss durch Einzugsgebietsfläche) und dem Ansatz über die hydraulischen Belastung und für Hauptläufe der Ansatz über die hydraulische Belastung verwendet.

2.2 Implementierung von MONERIS-IWAG

Die vorrangige Zielstellung des Projektes ist die Anpassung und Verbesserung der in MONERIS verwendeten Berechnungsansätze in Hinblick auf spezifisch österreichische Verhältnisse. Neben einer Verbesserung der bisherigen Datengrundlage steht dabei die Modifikation von Berechnungsansätzen ausgewählter, maßgeblicher Eintragspfade im Vordergrund.

Die Modellstruktur von MONERIS- 2.14 basiert auf einer Vielzahl von Excelblättern, in denen Berechnungen und Zwischenberechnungen für alle Eintragspfade, sowie der Retention durchgeführt, abgelegt und für weitere Berechnungen in anderen Blättern wieder aufgegriffen werden. Bei jeder Modellerweiterung wurden zahlreiche Änderungen in die Modellstruktur aufgenommen, wodurch einzelne Berechnungsansätze sehr schwer nachvollziehbar wurden.

Um ausgewählte Ansätze auf österreichische Bedingungen anpassen zu können, müssen bestimmte Algorithmen und Konstanten in der Modellstruktur verändert werden. Damit diese Veränderungen einfach durchführbar und die Auswirkungen nachvollziehbar sind, wurde eine neue, auf Visual Basic basierende Arbeitsversion (im Folgenden als MONERIS-IWAG-Version bezeichnet) aufgebaut.

Die wesentlichen Vorteile dieser Version sind:

- die konzentrierte und organisierte Modellstruktur (reduzierte Spaltenanzahl und Arbeitsblätter, einfache Verknüpfungen zwischen den Arbeitsblättern)
- hohe Flexibilität und Transparenz bei der Adaptierung und Modifikation einzelner Modellgleichungen
- die einfache Handhabung von Szenario- und Sensitivitätsanalysen in ausgewählten EZG
- die Reduktion des benötigten Arbeitsspeichers
- die Berechnung des Nährstofftransportes in Fließgewässern, die die Auswirkungen eines bestimmten Sub-EZG auf die Gewässerqualität in jedem unterliegenden EZG ermöglicht.

2.2.1 Vergleich der MONERIS Versionen

Um durchgeführte Modellanpassungen nachvollziehen und interpretieren zu können, ist es notwendig, dass die neu erstellte MONERIS-IWAG-Version zunächst die gleichen Berechnungsergebnisse wie die MONERIS 2.14 Version liefert. Damit wird sichergestellt, dass unterschiedliche Berechnungsergebnisse auf adaptierten Ansätzen beruhen und nicht die Folge einer unterschiedlichen Modellstruktur in den Ausgangsversionen ist.

Ein Vergleich der Versionen unter Nutzung identischer Eingangsdaten stellt somit den Ausgangspunkt für weitere Schritte dar (Abbildung 7). Es zeigt sich, dass die neue Version dieselben Ergebnisse produziert wie die Version v.2.14, inhaltlich also identisch ist. Damit ist die Grundvoraussetzung für die interpretierbare Durchführung von Modellanpassungen und Szenarioberechnungen in der neuen Modellversion gegeben.

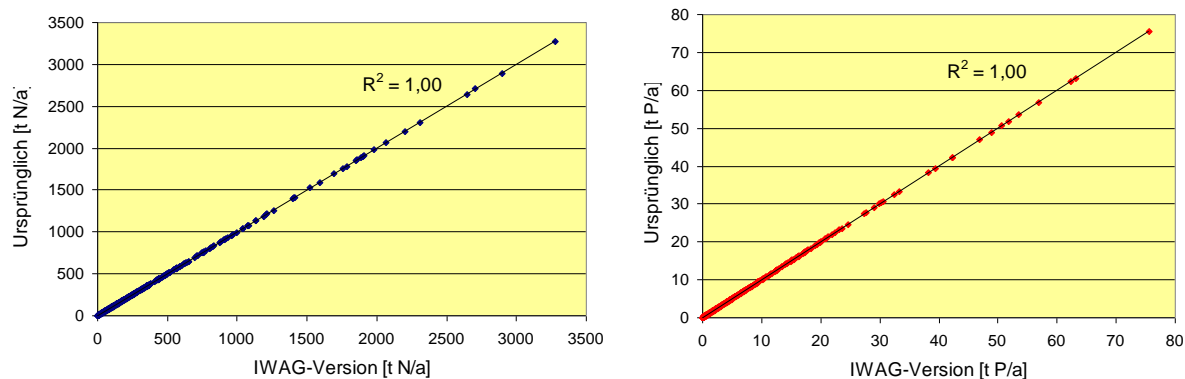


Abbildung 7: Vergleich der N-Grundwasseremissionen (links) und der P-Erosionsemissionen (rechts) zwischen den Versionen Moneris-2.14 und der neu aufgelegten MONERIS-IWAG-Version

Die Vergleiche wurden für Stickstoff- und Phosphor jeweils für alle Eintragspfade durchgeführt und führten in jedem Fall zu einer 100%igen Übereinstimmung (in Abbildung 7 ist dieser Vergleich für jeweils einen Haupteintragspfad und in Abbildung 8 für die Gewässerfrachten dargestellt). Damit ist sichergestellt, dass neben den Eintragspfaden auch die Berechnung der Retention in den EZG von beiden Modellen exakt gleich durchgeführt wird.

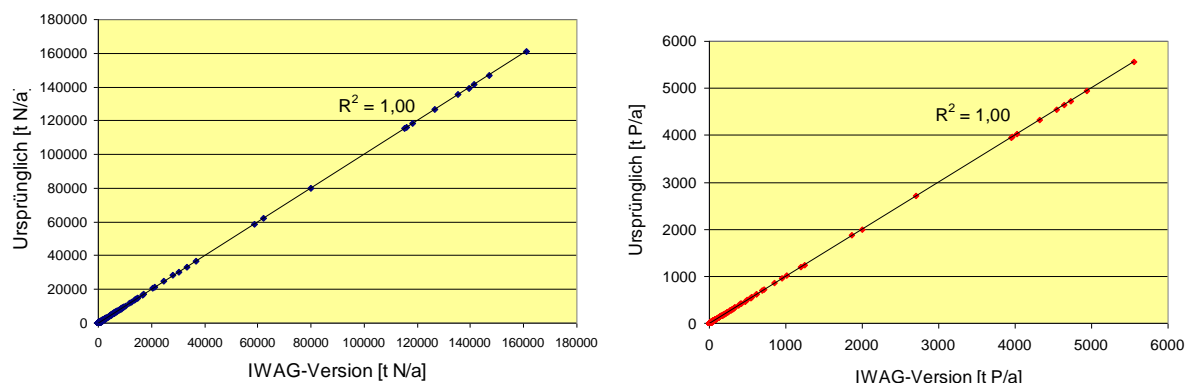


Abbildung 8: Vergleich der DIN Gewässerfrachten (links) und der TP Gewässerfrachten (rechts) zwischen den Versionen Moneris-2.14 und der neu aufgelegten MONERIS-IWAG-Version

2.2.2 Verwendung der neuen Version mit aktualisierten Daten

Der nächste Schritt war die Befüllung der neuen MONERIS-IWAG-Version mit aktualisierten (hochaufgelösten) Inputdaten, die im Rahmen des Projektes aus unterschiedlichen Quellen zusammengetragen und aufbereitet wurden (Kapitel 3). Die wichtigsten Daten für die Modellierung sind (i) digitale Karten mit höherer Auflösung (Höhenmodell, Landnutzung, Bodenabtrag), (ii) Daten zu Nährstoffüberschuss für landwirtschaftliche Nutzflächen auf Gemeindeebene, (iii) detaillierte Informationen über Bodeneigenschaften (Ton-, Humus- und Stickstoffgehalt), (iv) Emissionen von Punktquellen (Kläranlagen und industrielle Einleiten), (v) hydrologische Daten (Niederschlag, Evapotranspiration, Abfluss), (vi) Wassergütedaten (Nährstoff-, Schwebstoffkonzentrationen) und (vii) Wasserflächen (von Fließgewässern und Seen).

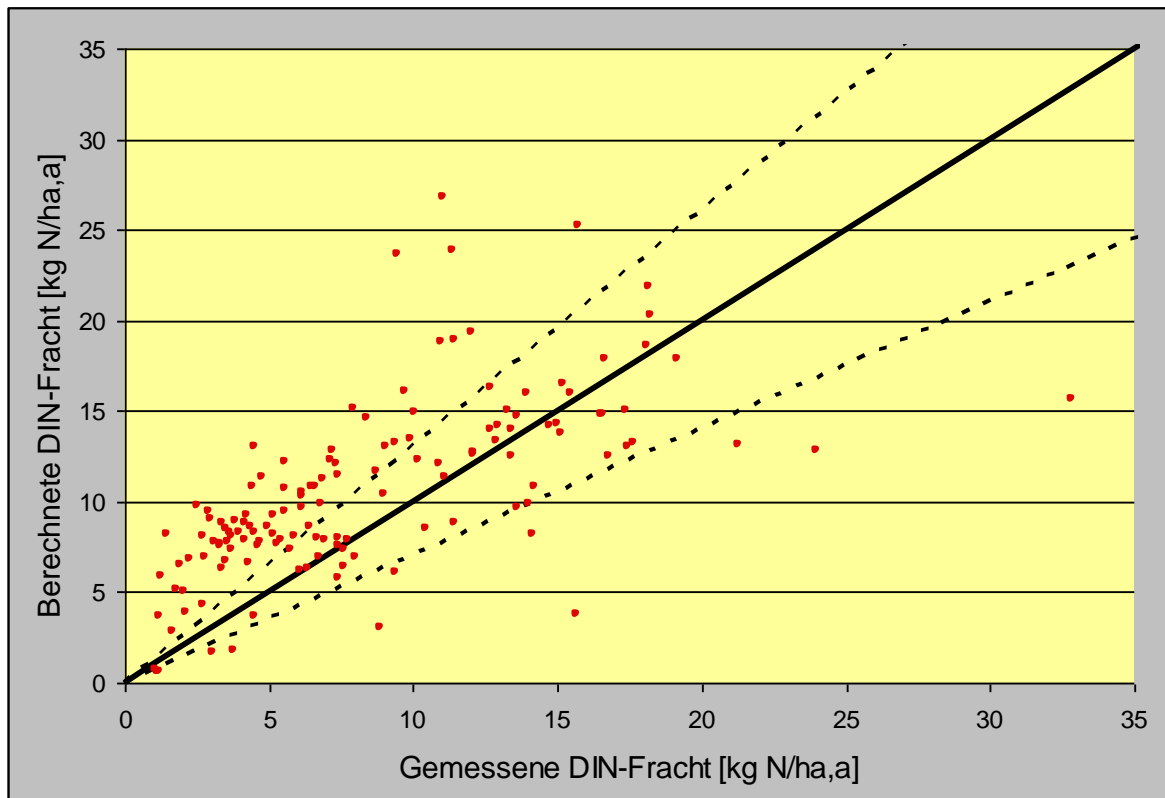


Abbildung 9: Vergleich modellierter und gemessener DIN Frachten anhand des aktualisierten Datensatzes und der ursprünglichen Modellansätze der MONERIS 2.14 Version (strichlierte Linien zeigen eine $\pm 30\%$ Abweichung)

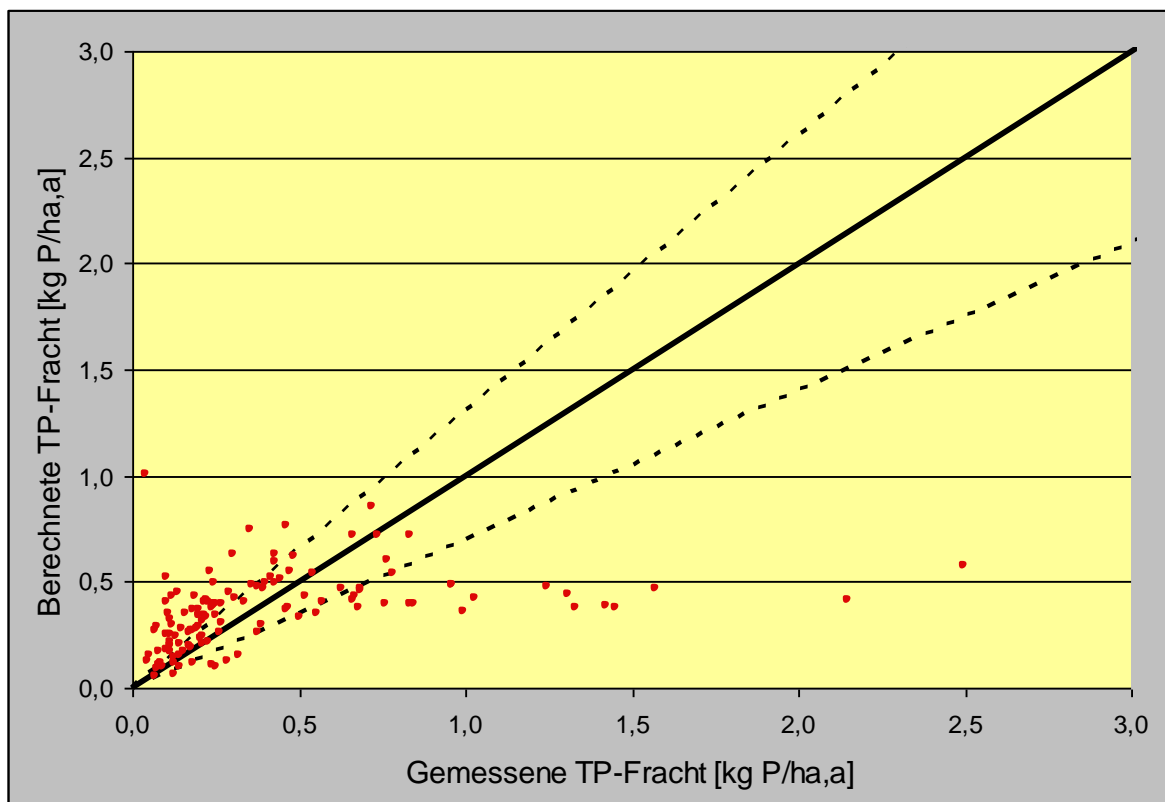


Abbildung 10: Vergleich modellierter und gemessener TP Frachten anhand des aktualisierten Datensatzes und der ursprünglichen Modellansätze der MONERIS 2.14 Version (strichlierte Linien zeigen eine $\pm 30\%$ Abweichung)

Zunächst wurden modellierte Frachten mit gemessenen Frachten anhand der MONERIS-IWAG Version mit den aktualisierten Daten aber den ursprünglichen Modellansätzen und Modellparametern verglichen. Die Ergebnisse sind jedoch nicht zufriedenstellend, da es bedeutende Unterschiede zwischen gemessenen und modellierten Frachten gibt (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). In einigen Einzugsgebieten (vorwiegend in alpinen Gebieten) wurden TP Einträge durch das Modell klar unterschätzt. In Gebieten mit sehr geringen flächenspezifischen TP- und DIN-Frachten kam es dagegen zumeist zu einer deutlichen Überschätzung der Gewässerfrachten durch die Modellierung. Wieder sind zumeist alpine Gebiete von den Abweichungen betroffen. Eine reine Datenaktualisierung führt somit zu keiner guten Übereinstimmung mit den gemessenen Werten. Diese ist offensichtlich nur durch weitere Veränderungen der Modellansätze erreichbar.

2.2.3 Anwendung der neuen MONERIS Version

Das Endprodukt der Entwicklung ist eine generelle Modellversion von MONERIS unter bestmöglicher Berücksichtigung der österreichischen Bedingungen. Die neue Version hat eine organisierte Struktur und kann effektiv für Fragestellungen zum Einzugsgebietsmanagement in Österreich genutzt werden.

Die neue Version wurde in dem Projekt für folgende Schritte verwendet:

- Überprüfung und Veränderung von unklaren Bilanzgleichungen und Modelldefinitionen
- Modifikation der Modellgleichungen und Parameter von Eintragspfaden und Quellen an österreichische Bedingungen (speziell für Eintragspfade, die in Österreich eine hohe Relevanz haben, wie z.B. Gebirgsgebiete, Grundwasser)
- Berechnung von Szenarien zur Reduktion von Nährstoffemissionen und Frachten in den Oberflächengewässern. Für diese Berechnungen wurde zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die die Variation verschiedener Modellparameter auf die Szenarienergebnisse abbildet.

3 Datengrundlagen und Eingangsdaten

3.1 Abgrenzung der Modelleinzugsgebiete

Die Abgrenzung der Modelleinzugsgebiete (MEZG) ist eine wesentliche Grundlage für alle Berechnungsschritte im Modell MONERIS. Einerseits basieren viele „Modell – Eingangsgrößen“ auf der räumlichen Verschneidung unterschiedlicher digitaler Daten mit den Modelleinzugsgebieten und einer anschließenden Mittelung der jeweiligen Eingangsgröße über das gesamte MEZG (z.B. mittleres Gefälle eines MEZG), andererseits stellen die MEZG die Grundlage für den Abflussbaum dar. Anhand der hierarchischen Gliederung der MEZG im Abflussbaum und einer Abflussgleichung (Flow Net Equation, FNE) können unterschiedliche Datenbestände (z.B. Frachten) einzelner MEZG auf größere Einzugsgebietesebenen aggregiert werden.

Als Grundlage für die Abgrenzung der MEZG wurde eine digitale Karte der Einzugsgebietsabgrenzungen aller Fließgewässer mit einem Teileinzugsgebiet $> 100\text{km}^2$, wie sie im Rahmen der Ist – Bestandsaufnahme 2004 (BMLFUW, 2005) erstellt wurde, verwendet.

In dieser Karte wurden alle Messstellen berücksichtigt, welche für eine Validierung der mittels MONERIS berechneten Frachten bzw. für eine Abflusskalibrierung prinzipiell geeignet sind. Dabei wurden folgende Messstellen berücksichtigt:

- WGEV/GZÜV Messstellen
- Messstellen der Ländermessnetze
- Messstellen, die im Rahmen dieses Projektes beprobt werden
- Abflussmessstellen des Hydrographischen Zentralbüros (HZB)

Alle verfügbaren Gütemessstellen wurden auf ihre prinzipielle Verwendbarkeit für die Validierung berechneter Frachten eingeschränkt. Das waren insbesondere jene:

- bei denen relevante allgemein physikalisch-chemische Parameter mit ausreichender Messfrequenz erhoben wurden
- Messstellen, für welche Langzeitdaten (von mind. 5 Jahren) und entsprechend aktuellen Daten verfügbar waren
- Messstellen, die erst seit Beginn 2007 (mit der Umstellung auf die GZÜV) aktiv beprobt werden und somit in Hinblick auf zukünftige Modellanwendungen von Interesse sind.

Viele Teileinzugsgebiete (aus der Karte der Ist –Bestandsaufnahme 2004) wurden direkt als MEZG für das Modell MONERIS übernommen. Lag am unteren MEZG-Ende (oberhalb der Einmündung in das unterliegende Teileinzugsgebiet) eine (nach obigen Kriterien für die Validierung) geeignete Messstelle, so wurde diese dem MEZG fix zugeordnet.

Einige Teileinzugsgebiete wurden anhand geeigneter Messstellen in kleinere MEZG abgegrenzt. Mögliche Kriterien für Neuabgrenzungen waren:

- Neuabgrenzung der MEZG bei Messstellen, die zur Modelladaptierung (siehe Kap. 4) verwendet werden. Diese Testgebiete wurden schraffiert dargestellt (Abbildung 11).
- Abgrenzung von sehr großen Teileinzugsgebieten in zwei oder mehrere MEZG an strategisch günstigen Messstellen (z.B. nach mind. 100km^2 EZG Größe und/oder Einmündung mehrerer Zubringer, etc.)

Grundlage für diese Neuabgrenzungen waren die kleinsten Abschnitte des Berichtsgewässernetzes, d.h. die Abgrenzung erfolgte nicht direkt an der Messstelle, sondern an einer (der Messstelle nächstliegenden) Gewässerabschnittsgrenze.



Abbildung 11: Ausschnitt aus der Karte mit den Modelleinzugsgebietsabgrenzungen

Die fertige Karte der Modelleinzugsgebiete ist als Anhang in Kap. 8.1 beigelegt. Insgesamt ergab diese Vorgangsweise für ganz Österreich 367 Modelleinzugsgebiete, die sich entsprechend Tabelle 1 auf die unterschiedlichen Flussgebietseinheiten aufteilen.

Tabelle 1: Anzahl der Modelleinzugsgebiete je Flussgebietseinheit

	Donau	Rhein	Elbe	Gesamt
Anzahl der Modelleinzugsgebiete	348	14	5	367

3.2 Modelleingangsdaten

3.2.1 Verwendete Datenquellen

Nachfolgend soll für ausgewählte Eingangsdaten ein Überblick über die verwendeten Datenquellen gegeben werden:

- Aus **BORIS** (Bodeninformationssystem) stammen folgende Bodenkennwerte: *Tongehalt*, *N-Gesamtgehalt* und *P-Gehalt im Oberboden*. Letzterer wird zur Evaluierung berechneter Phosphorgehalte verwendet (Abbildung 12).

BORIS enthält Datenmaterial aus 49 verschiedenen Erhebungen. Der Großteil der Daten stammt von den Bodenzustandsinventuren (BZI mit 4 x 4km Auflösung) der Bundesländer (5462 Standorte), sowie von den Waldbodenzustandsinventuren (WBZI mit 8,7 x 8,7km Auflösung) der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (514 Standorte).

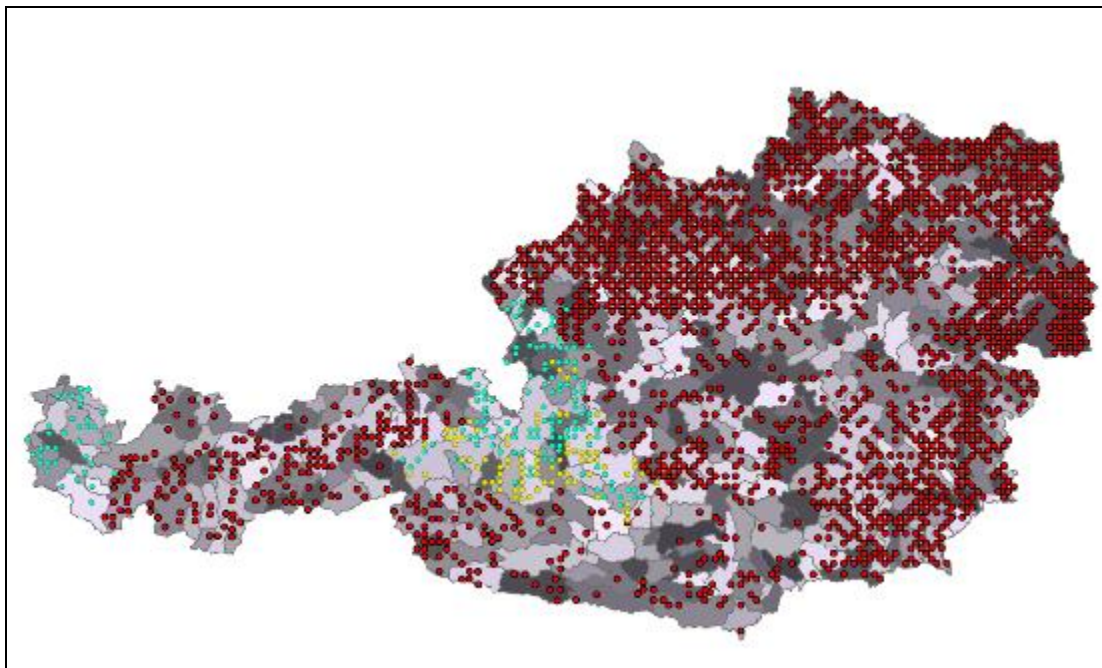


Abbildung 12: Standorte mit Phosphormessungen; rote Messstellen - Messung von gelöstem, pflanzenverfügbarem P (nur auf Acker- und Grünlandflächen); blaue Messstellen - Messung von P_{gesamt} auf Waldstandorten; gelbe Messstellen - Messung von P_{gesamt} auf Almen

- Aus der Datenbank **eBOD** der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (BFW) stammen folgende Bodenkennwerte: *Bodenarten (Sand-, Ton-, Schluffgehalt)*, sowie weitere Kennwerte zur Ableitung eines modifizierten Dränagenansatzes (z.B. *Bodentypen, Durchlässigkeit, Gründigkeit, Wasserverhältnisse, etc.*). Dazu wurde vom BFW eine auf 500m Rasterweite umgerechnete Version der digitalen Bodenkarte zur Verfügung gestellt.
- Zur Berechnung des Nährstoffeintrages über die Erosion wurde eine digitale, österreichweite **Bodenabtragskarte** vom Bundesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (BAW – IKT) zur Verfügung gestellt. Sie basiert auf dem Erosionsmodell USLE und wurde anhand aktueller Daten (Wasserbilanzkomponenten und Landnutzung nach CLC 2000) für das Jahr 2004 mit einer Auflösung von 50 x 50m berechnet (Abbildung 13).
- Zur Berechnung des Stickstoffbilanzüberschusses und der Phosphor-Akkumulation wurden vom BMLFUW Abt. II/5 Daten zu Viehbeständen und Landnutzung aus der **INVEKOS** – Datenbank zur Verfügung gestellt. Die Daten zu Ernteerträgen und Futtermengen wurden von Statistik Austria abgefragt. Auf Basis dieser detaillierten Inputdaten konnten die Bilanzen auf Ebene politischer Gemeinden berechnet werden.

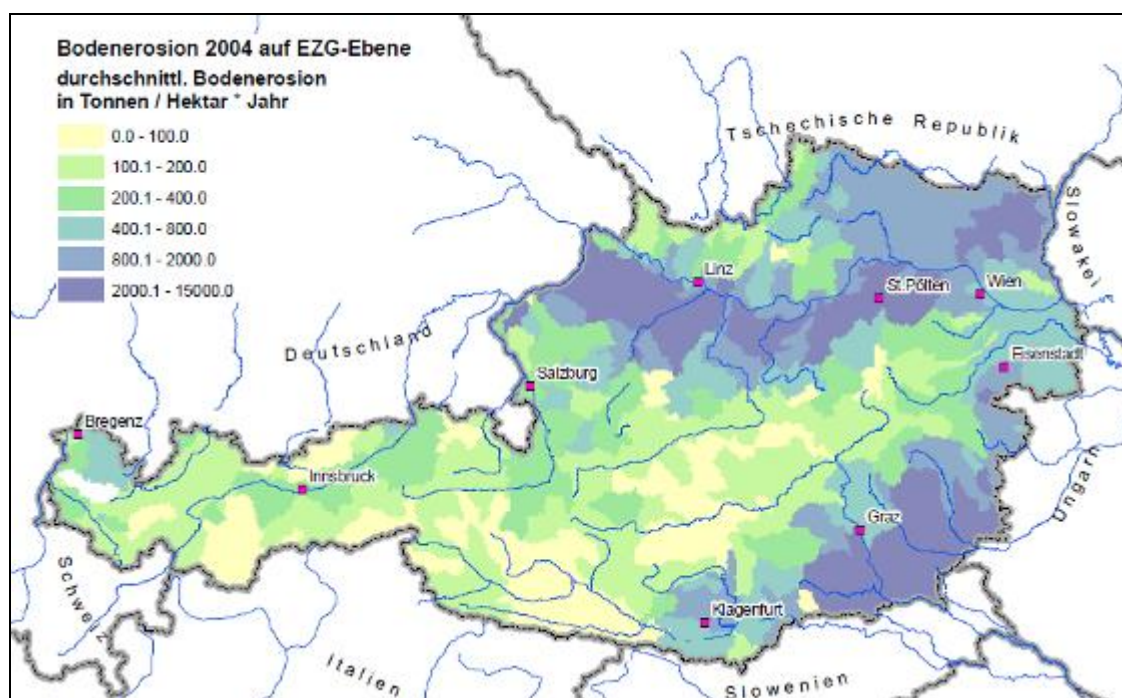


Abbildung 13: Schematische Darstellung der digitalen Bodenabtragskarte des BAW – IKT

- **Wasserbilanzkomponenten** (wie mittlere Niederschläge, Evapotranspiration und Abflüsse auf täglicher Basis und als Langzeitmittelwerte) wurden auf MEZG-Ebene neu berechnet (siehe Kapitel 3.2.2 und 3.2.3).
- Gemessene Abflusswerte relevanter HZB – Pegel wurden vom BMLFUW Abteilung VII/3 – Wasserhaushalt (Hydrographisches Zentralbüro) zur Verfügung gestellt oder über das (von dieser Abteilung betriebene) Portal **eHYD** heruntergeladen. Zur Verdichtung wurden weitere Abflussdaten vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung; Abteilung Hydrologie und Geoinformation und vom Amt der Oö. Landesregierung; Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft, Schutzwasserswirtschaft und Hydrographie bereitgestellt. Als Ausgangsdaten lagen mittlere tägliche Abflüsse vor, anhand deren Frachtberechnungen und Abflusskalibrierungen durchgeführt wurden.
- Die im Rahmen der WGEV bzw. GZÜV gemessenen Nährstoffkonzentrationen wurden aus der **H2O Fachdatenbank** abgerufen. Zur Verdichtung wurden Gütedaten ausgewählter Landesmessstellen, sowie zweier (durch die TU Wien beprobten) Messstellen herangezogen. Zur Frachtberechnung wurden die mittleren monatlichen Konzentrationen verwendet.
- Die Angaben zu Punktquellen (Lage, Frachten, etc.) stammen für kommunale Kläranlagen aus der **Kläranlagendatenbank des Bundes**, für betriebliche Einleiter aus dem europäischen Schadstoffemissionsregister (**EPER**) und dem Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (**PRTR**). Der Anschlussgrad wurde dem Lagebericht 2008 entnommen.
- Die Bestimmung der atmosphärischen Depositionen erfolgte anhand der digitalen Karte des **EMEP** - Programmes (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe). In dieser sind die spez. Depositionsraten für NO_x und NH_y mit einer Auflösung von 50 x 50 km angegeben.
- Hydrogeologische Informationen (Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereiche) wurden aus der Österreichisch **Geologischen Karte** (Maßstab 1:500.000) entnommen.

- Als Quelle für die Landnutzung wurde CORINE Land Cover 2006 (**CLC2006**) verwendet.
- Zur Bestimmung der Gewässerfläche wurde das **Gewässernetz** des Bundesamts für Eichung- und Vermessungswesen (BEV) (fw_oeK50_uba) mit einer groben Angabe der Gewässerbreite verwendet.
- Weitere Basis- und Geodaten konnten direkt aus dem Datenpool des BMLFUW (**Metagis**) übernommen werden :
 - Digitales Geländemodell (DHM 70 und DHM 1000) zur Bestimmung der mittleren Höhe und des mittleren Gefälles je EZG, sowie zur Unterteilung der Ackerflächen (CLC2006) in verschiedene Neigungskategorien.
 - Verwaltungsgrenzen des BEV (für die Berechnung der Nährstoffbilanzen auf Gemeindeebene).

3.2.2 Niederschlag und Evapotranspiration

Vom Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie (Forschungsbereich für Ingenieurhydrologie und Wassermengenwirtschaft) der TU Wien wurden anhand des HBV-Modells folgende Wasserbilanzkomponenten auf MEZG – Ebene berechnet (Parajka *et al.*, 2005) und für die Nährstoffbilanzierung zur Verfügung gestellt:

- tägliche Gebietsniederschläge, Evapotranspirationen und Abflüsse für den Untersuchungszeitraum (2001 bis 2006)
- Jährliche und langjähriger mittlerer Jahres- und Sommerniederschlag, sowie langjährige mittlere Evapotranspiration für den Zeitraum von 1976 bis 2006. Die jährlichen Niederschlags- und Evaporationsdaten lieferten die Basis für die Abflussberechnungen.

3.2.3 Abflüsse

3.2.3.1 Abflussmodellierung

Für alle Modell-EZG erfolgte für den Untersuchungszeitraum (2001 bis 2006) die Berechnung des **mittleren jährlichen Abflusses** in [m³/s]. Die Berechnungen wurden anhand eines kalibrierten und validierten Wasserbilanzmodells (HBV) (Parajka *et al.* 2005) auf Basis von regionalisierten Niederschlags- und Evaporationsdaten durchgeführt. Anthropogene Veränderungen, wie Ausleitungen, oder Überleitungen aus einem EZG in ein anderes werden in diesem Modellansatz nicht berücksichtigt. Die Berechnungen wurden vom Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie (Forschungsbereich für Ingenieurhydrologie und Wassermengenwirtschaft) der TU Wien durchgeführt.

Ein Problem der Abflussberechnung waren die vereinzelt hohen Differenzen zwischen den modellierten und den gemessenen Abflüssen (HZB-Pegel). Während dieser Fehler für Gesamtösterreich gering war, wurden für einzelne Gebiete (vorwiegend mit sehr geringen Abflüssen) erhebliche Abweichungen festgestellt. Eine Kalibrierung der HBV Modellergebnisse an 102 HZB Pegeln ergab eine gute bis zufriedenstellende Anpassung der Modellierungsergebnisse mit Abweichungen von $\pm 20\%$ in 72,5% der Fälle. In 15% der Fälle kam es jedoch zu Abweichungen von teilweise deutlich mehr als 50%, wobei das HBV Modell zu einer Unterschätzung der gemessenen Abflüsse führte.

Die hohen Abweichungen konnten Großteils auf regionale Charakteristika zurückgeführt werden. Häufige Ursachen waren erhebliche Zuleitungen aus anderen Einzugsgebieten oder die Auswirkungen großer Punkteinleitungen in abflussschwache Vorfluter. Insbesondere die extremen Abweichungen waren auf solche nicht erfasste anthropogene Einflüsse

zurückzuführen. In einigen Gebieten konnten jedoch keine eindeutigen Ursachen für die erhöhten Abweichungen ermittelt werden.

Ein Übertrag der HBV Modellergebnisse auf alle EZG hätte demnach in den verbleibenden EZG zu einem undefinierbaren Fehler geführt, welcher der Kalibrierung folgend, in einem Bereich von -340% bis +30% des tatsächlichen Abflusses gelegen hätte. Um eine möglichst gute Anpassung an gemessene Abflüsse zu erzielen, wurde deshalb eine Abflusskalibrierung nach MONERIS durchgeführt.

Die Ergebnisse aus dem HBV Modell fanden dagegen in jenen EZG Verwendung, in denen keine anderen Abflussdaten ermittelt werden konnten.

3.2.3.2 Abflusskalibrierung in MONERIS

Anhand der regionalisierten Niederschlags- und Evapotranspirationsdaten wurden für alle Modelleinzugsgebiete unkorrigierte Abflüsse berechnet:

$$Q_{EZG_{unkorr}} = Q_{EZG_{prec}} - Q_{EZG_{evap}}$$

$Q_{EZG_{unkorr}}$ Unkorrigierter Abfluss eines Modelleinzugsgebietes

$Q_{EZG_{prec}}$ Mittlerer Niederschlag im Modelleinzugsgebiet

$Q_{EZG_{evap}}$ Mittlere Evapotranspiration im Modelleinzugsgebiet.

Die unkorrigierten Abflüsse wurden bis zur nächsten Abflussmessstelle aufsummiert und das Verhältnis zwischen gemessenem Abfluss und aufsummierten unkorrigierten Abflüssen bestimmt. Mit diesem Korrekturfaktor wurden dann die unkorrigierten Abflüsse der einzelnen Einzugsgebiete korrigiert.

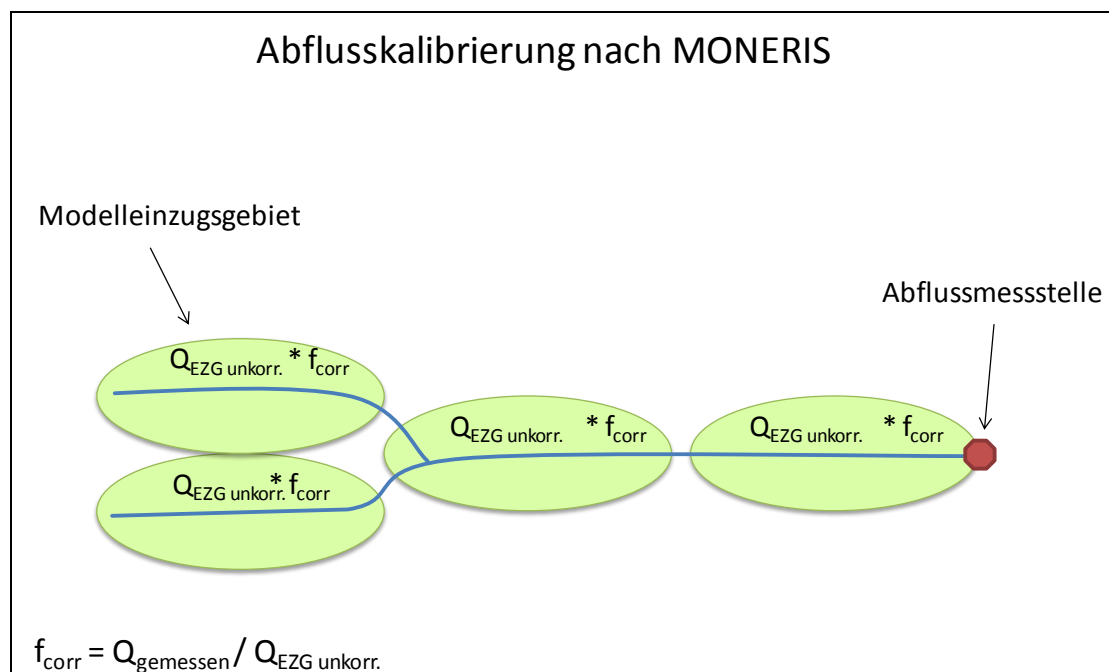


Abbildung 14: Schematische Darstellung der Abflusskalibrierung nach MONERIS

Auf diese Weise wird die Abflusshöhe anhand der gemessenen Abflüsse bestimmt, während die hydrologischen Modelldaten die Verteilung zwischen den Analytical Units vorgeben.¹

¹ Bei der Kalibrierung wurde für die großen Flüsse Donau und Inn Übergabemessstellen verwendet. Bereits kalibrierte Abflüsse ausländischer EZG konnten somit bei der Kalibrierung österreichischer EZG ausgeklammert werden.

3.2.3.3 Verwendete Abflussdaten für das Modell MONERIS

Um anhand vorliegender Daten die realen Abflussverhältnisse möglichst gut abzubilden, wurden letztlich für die einzelnen EZG (entsprechend den zur Verfügung stehenden Daten) unterschiedliche Methoden zur Abflussableitung verwendet:

- Für 107 EZG konnten (aufgrund von Abflussmessungen am EZG-Ende) direkt gemessene Abflüsse übernommen werden.
- Für 160 EZG, welche einer geeigneten Kalibrationsmessstelle zugeordnet werden konnten, wurden die nach MONERIS kalibrierten Abflüsse verwendet.
- Bei allen EZG, für die keine Messwerte vorlagen und eine Kalibrierung nach MONERIS unmöglich war, wurden Abflüsse aus dem HBV Modell übernommen (100 EZG). Gründe für das „Nichtzustandekommen“ einer Kalibration waren:
 - Keine geeignete Kalibrationsmessstelle (v.a. bei EZG in Tirol, Salzburg und Steiermark, die direkt ins Ausland entwässern).
 - EZG mit regionalen Besonderheiten (z.B. negativen Abflussbilanzen)
 - EZG, die direkt in die Thaya oder March münden. Hier war aufgrund des hohen Anteils ausländischer EZG eine Kalibrierung nicht möglich.

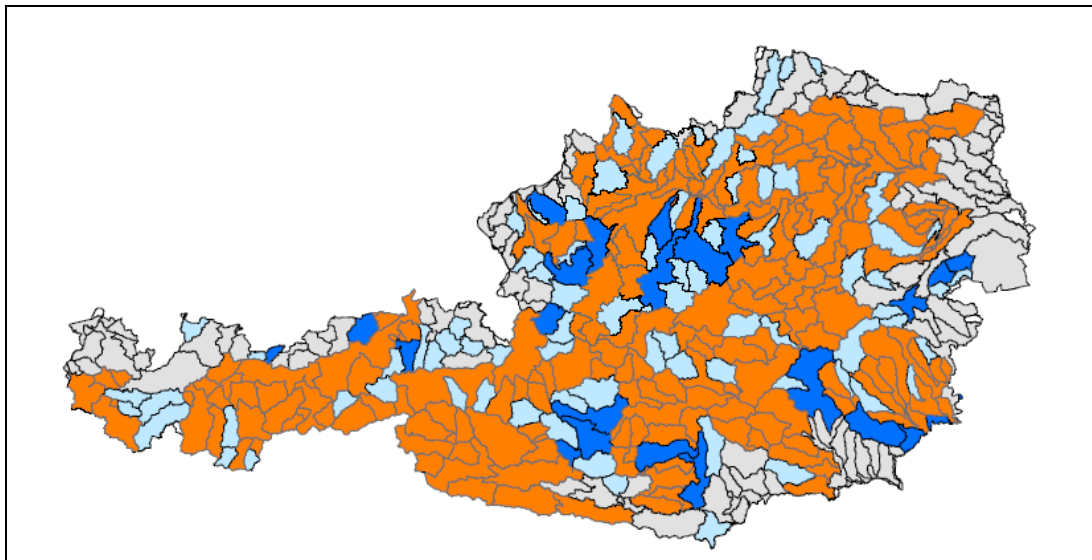


Abbildung 15: Verwendete Abflussdaten: blaue EZG: Verwendung von gemessenen Abflusswerten (hellblau: 82 Quell-EZG mit gemessenen Abflüssen am unteren EZG Ende; dunkelblau: 25 EZG mit gemessenen Abflüssen am unteren und oberen EZG Ende); orange EZG: 160 EZG mit (nach MONERIS) kalibrierten Abflüssen; graue EZG: 100 EZG mit Verwendung von modellierten Abflüssen nach Paraika

3.2.4 Frachtberechnungen

3.2.4.1 Auswahl der Parameter und der Modelleinzugsgebiete

Für alle EZG, bei welchen eine ausreichende Datengrundlage (gemessene Güte- und Abflussdaten) zur Verfügung stand, wurden die **jährlichen Bruttofrachten²** der Parameter

² Darunter versteht man die Frachten für das gesamte oberliegende Einzugsgebiet und nicht nur für das jeweilige Modelleinzugsgebiet.

DIN, TP in [t/a] im Untersuchungszeitraum (2001 bis 2006) berechnet und in das Modell eingespielt.

Grundlage für die Frachtberechnung waren Konzentrationsmessungen von Gütemessstellen und Abflussmessungen von (nahegelegenen) HZB-Pegeln am Ende von Modelleinzugsgebieten. War die Differenz der Einzugsgebiete des HZB-Pegels und der Gütemessstelle <5%, so wurden die Abflusswerte unverändert für die Frachtberechnung verwendet. War die Differenz >=5% und <15%, dann wurden die Abflusswerte des HZB – Pegels mit einem Korrekturfaktor (zur Frachtberechnung an der Gütemessstelle) angepasst. Der Korrekturfaktor ergab sich aus dem Verhältnis der EZG – Größen der Güte- und der Abflussmessstelle.

Von insgesamt 367 Modelleinzugsgebieten endeten 159 mit geeigneten Gütemessstellen mit entsprechenden Konzentrationsmessungen. Für 102 davon konnten die Frachten anhand zugeordneter HZB-Pegel berechnet werden.

3.2.4.2 Berechnungsmethodik

Die Berechnung der jährlichen Frachten erfolgte in Anlehnung an die Methode der ICPDR (ICPDR, 2005). Durch die Berechnung der mittleren monatlichen Abflüsse werden die durch Hochwasser verursachten Extrema relativiert³. In einer Studie der TU Wien (Zessner et al. 2008) erzielte die bayrische Methode die besten Ergebnisse. In diesem Projekt wurde dennoch die ICPDR Methode gewählt, um mit der Anwendung auf Donaueinzugsgebietsebene konform zu sein. Darüber hinaus ist der Unterschied zwischen den beiden Methoden gering und die ICPDR Methode besitzt den Vorteil, dass Frachtberechnungen rasch aktualisiert werden können.

Zunächst wurde für jeden Monat des Beobachtungszeitraumes der mittlere monatliche Abfluss aus den Tagesabflüssen berechnet:

$$Q_m = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Q_i$$

Q_m mittlerer monatlicher Abfluss in [m³.s⁻¹]

Q_i mittlerer Tagesabfluss in [m³.s⁻¹]

n Anzahl der Tage im Monat mit Abflussmessung

Zusätzlich wurde für jeden Monat die mittlere monatliche Konzentration aus allen Konzentrationsmessungen berechnet. Bei den meisten Messstellen lag nur eine Konzentrationsmessung pro Monat vor, weshalb keine tagesgewichteten Konzentrationen errechnet wurden.

$$C_m = \frac{1}{x} \sum_{i=1}^x C_i$$

C_m mittlere monatliche Konzentration in [mg.l⁻¹]

C_i gemessene Konzentration am Tag i in [mg.l⁻¹]

x Anzahl der Tage im Monat mit Konzentrationsmessungen

Aus dem mittleren monatlichen Abfluss und der mittleren monatlichen Konzentration wurde die monatliche Fracht berechnet:

$$L_m = C_m \cdot Q_m$$

L_m monatliche Fracht in [t]

³ Diese treten sehr deutlich bei den Gebirgstestgebieten (z.B. Steyr, Schwarza, Gurgler Ache, TirolerAche) auf.

Die jährliche Fracht errechnet sich aus der Summe der monatlichen Frachten:

$$L_a = \sum_{m=1}^{12} L_m$$

L_a jährliche Fracht in [t/a]

3.2.5 Bodenabtrag

Als Eingangsdaten werden von MONERIS die mittleren Bodenabträge je Landnutzungskategorie verwendet. Vom Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BAW – IKT) wurde dazu eine digitale Erosionsgefährdungskarte im 50m-Raster zur Verfügung gestellt (Abbildung 13). Diese wurde mit der Landnutzungskarte CORINE Landcover (2006) verschnitten und daraus der mittlere Bodenabtrag [t/ha*a] für die Landnutzungskategorien Ackerland (mit der Unterscheidung von Klassen der mittleren Hangneigungen mit <1%, 1-2%, 2-4%, 4-8%, >8%), Grünland und natürlich bedeckte Flächen je Modell-EZG ermittelt.

3.2.6 Informationen zu Bodenarten

3.2.6.1 N- und Tongehalte des Bodens

Aus dem Bodeninformationssystem BORIS wurden Informationen über den

- mittleren N-Gehalt im Oberboden sowie den
- mittleren Tongehalt im Oberboden

für MONERIS bereitgestellt.

Für die Bestimmung des mittleren N-Gehaltes im Oberboden pro Modell-EZG wurden österreichweit 1332 Datensätze herangezogen, für die Bestimmung des mittleren Tongehaltes waren es 2187 Datensätze.

Obwohl für den mittleren Tongehalt deutlich mehr Datensätze als für den mittleren N-Gehalt in der Datenbank vorhanden waren, konnte der mittlere Tongehalt aufgrund fehlender Messdaten nicht in allen Modell-EZG ermittelt werden.

Für alle Modell-EZG, für die keine Messdaten vorhanden waren, wurde der mittlere Tongehalt auf Basis der Anteile verschiedener Bodenarten im Einzugsgebiet berechnet:

$$\text{Ton [\%]} = ((a \cdot A_{\text{sand}}) + (b \cdot (A_{\text{silt}} + A_{\text{loam}})) + (c \cdot A_{\text{clay}}) + (d \cdot (A_{\text{fen}} + A_{\text{bog}}))) / A_{\text{tot}}$$

mit Ton [%]... mittlerer Tongehalt des Bodens [%]

A_{sand} ... Flächenanteil an sanddominierten Böden im MEZG [km²]

A_{silt} ... Flächenanteil an schluffdominierten Böden im MEZG [km²]

A_{loam} ... Flächenanteil an lehmdominierten Böden im MEZG [km²]

A_{clay} ... Flächenanteil an tondominierten Böden im MEZG [km²]

A_{fen} ... Flächenanteil an niedermoordominierten Böden im MEZG [km²]

A_{bog} ... Flächenanteil an hochmoordominierten Böden im MEZG [km²]

A_{tot} ... Gesamtfläche der Böden im MEZG [km²]

Für die Faktoren a, b, c und d wurden Literaturwerte verwendet. Für jene MEZG, in denen Messdaten zum mittleren Tongehalt zur Verfügung standen, wurden die Faktoren a-d mittels iterativer Berechnungen (mit Hilfe des Excel-Analysetools Solver) so angepasst, dass die

mittlere Abweichung aller MEZG zwischen gemessenen und berechneten Tongehalten auf ein Minimum reduziert wurde. Die nachstehende

Tabelle 2 gibt Auskunft über die ursprünglichen Literaturwerte und die iterativ ermittelten Werte für die Faktoren:

Tabelle 2: Gegenüberstellung der Literaturwerte und der iterativ bestimmten Werte für die Faktoren a-d zur Berechnung des mittleren Tongehaltes

	Literaturwerte	berechnete Werte
a	0,05	0,046
b	0,25	0,236
c	0,45	0,437
d	0,35	0,349

3.2.6.2 Klassifizierung der Böden

Für die Bestimmung der Flächenanteile von sand-, schluff-, lehm- und ton-dominierten Böden sowie von Nieder- und Hochmoorböden im Einzugsgebiet wurden Daten aus der eBOD Datenbank der Forstlichen Bundesversuchsanstalt herangezogen.

Basierend auf einem Bodenartendiagramm wurde die Zuordnung zu den Kategorien: sand-, schluff-, lehm- und ton-dominierte Böden anhand der Schluff- und Tongehalte (aus eBOD) getroffen:

Tabelle 3: Klassifizierung der Böden auf Basis der Ton- und Schluffgehalte

	Bedingung: Gehalt an	
Ton-dominiert	Ton > 20%	Schluff < 15%
	Ton > 25%	Schluff > 65%
	Ton > 30%	Schluff > 50%
	Ton > 45%	
Schluff-dominiert	Ton < 17%	Schluff > 50%
	Ton <= 25%	Schluff > 65%
Sand-dominiert	Ton < 17%	Schluff <= 50%
	Ton <= 25%	Schluff < 15%
Lehm-dominiert	17% <= Ton <= 30%	15% <= Schluff < 75%
	17% <= Ton <= 45%	15% <= Schluff <= 50%

Für die Klassifizierung eines Bodens als Hochmoor- oder Niedermoorboden wurde die Zuordnung zu folgenden Bodentypen verwendet:

- Hochmoor: Bodentypen Moor und Hochmoor
- Niedermoor: Bodentypen Anmoor, Übergangsmoor und Niedermoor

Die Flächen der so klassifizierten Böden wurden pro MEZG aufsummiert.

3.2.7 Deposition

Für die Bestimmung der mittleren Deposition pro MEZG wurde die langjährige Deposition (1980-2006) und die aktuelle Deposition (2001-2006) als geografische Rasterinformation (EMEP – Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) mit den Einzugsgebietsgrenzen verschnitten. Als Resultat der Verschneidung fanden die mittleren langfristigen und aktuellen NO_x- und NH_y-Depositionsraten [mg/m²] pro MEZG Eingang in das Modell.

3.2.8 Drainagen

Bisher wurde der Anteil drainagierter Flächen eines Einzugsgebiets im MONERIS-Modell auf Basis des prozentualen Anteils an „drainagierungswürdigen“ (stauenden) Böden im Einzugsgebiet errechnet.

Im Rahmen des STOBIMO-Projektes wurden Informationen zu drainagierten Flächen in einzelnen Regionen Österreichs recherchiert. Für jene EZG für welche keine Daten zu drainagierten Flächen vorlagen, wurden diese anhand eines verbesserten Ansatzes abgeschätzt (siehe Kapitel 4.1 Einträge aus Drainagen).

3.2.9 Höhenmodell

Wie in Kapitel 3.2.10 dargestellt, wurde die Landnutzungskategorie Ackerland anhand des mittleren Gefälles in verschiedene Subkategorien unterteilt. Zur Bestimmung des mittleren Gefälles wurde ein Höhenmodell herangezogen. Um aus verschiedenen Höhenmodellen das Geeignetste auszuwählen, wurde ein Vergleich der DHM mit 1000m-, 250m-, 70m- und 10m-Auflösung durchgeführt.

Aus den Höhenmodellen wurde das DHM70 für die Berechnung des Gefälles ausgewählt, da es am ehesten der Auflösung von CLC 2006 entspricht und da eine Anwendung des DHM10 auf ganz Österreich einen unverhältnismäßig hohen Rechenaufwand bedeuten würde.

3.2.10 Landnutzung

In das Modell MONERIS gehen je MEZG die **Größen einzelner Landnutzungskategorien** in [km²] ein. Für die Ableitung der Anteile an den verschiedenen Kategorien wurde CORINE Land Cover (CLC 2006) verwendet. Die CLC Landnutzungsklassen wurden entsprechend eines Schlüssels analog UBA – Berlin Endbericht (UBA Berlin, Juni 2008) zu folgenden in MONERIS verwendeten Landnutzungsklassen zusammengeführt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Landnutzungsklassen nach MONERIS aus CLC2006

Landnutzungsklassen in MONERIS	Parametername	Sonstiges
Ackerland < 1%	BI_AL_A1	Die Landnutzungsklasse Ackerland wurde anhand des Gefälles (DHM70) ⁴ zusätzlich noch in weitere Unterkategorien unterteilt.
Ackerland 1-2%	BI_AL_1_2	
Ackerland 2-4%	BI_AL_2_4	
Ackerland 4-8%	BI_AL_4_8	
Ackerland > 8%	BI_AL_8	
Grünland	BI_GL	
Natürlich bedeckte Flächen	BI_NATCOV	
Gewässeroberfläche (CORINE)	BI_WSA	

4 Es wurde das DHM70 gewählt, da es am ehesten der Auflösung von CLC2006 entspricht. Das DHM70 ist ein Digitales Geländehöhenmodell mit 70m Rasterweite. Die Höhengenaugigkeit richtet sich nach der Bodenbedeckung (Geländeform) und reicht von +- 1m (z.B. Agrarflächen, Gewässer) bis +-10m (Wald, Hochgebirge).

Tagebau	BI_OPM
Offene Flächen	BI_OA
Feuchtgebiete	BI_WL
Sonstige Flächen	BI_REM
Städtische Flächen	BI_LU_urb

3.2.11 Bilanzierung des Stickstoff-Überschusses

3.2.11.1 Datengrundlage

Als Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen wird jene Stickstofffracht verstanden, die über Düngemittel, Stickstofffixierung oder Deposition auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht wird, nicht aber über Ernteentzüge abtransportiert wird und somit als potentielle Gewässerbelastung im Boden verbleibt. Der Stickstoffüberschuss für die landwirtschaftlichen Flächen Österreichs wurde für den Zeitraum 2001-2006 berechnet. Folgende Eingangsdaten wurden verwendet:

- Invekos-Daten zu Viehzahlen auf Katastralgemeindeebene (auf jährlicher Basis für die Jahre 2001-2006)
- Invekos-Daten zu Anbauflächen auf Katastralgemeindeebene (auf jährlicher Basis für die Jahre 2001-2006)
- Depositionsraten.

3.2.11.2 Düngeempfehlung und Berechnung des Mineraldüngereinsatzes

Aufwandsmengen für Mineraldüngemittel werden auf der Ebene von Gemeinden in Österreich statistisch nicht erfasst und müssen daher abgeschätzt werden. Für diese Abschätzung wurden die Düngeempfehlungen nach den Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) herangezogen. Anhand von Düngefaktoren für unterschiedliche Kulturarten und mittlere Ertragslagen (siehe Tabelle 5) sowie die Anbauflächen der Kulturarten wurde die Gesamtdüngemittelmenge bestimmt, die pro Katastralgemeinde im Betrachtungszeitraum in etwa ausgebracht wurde.

Die Berechnung erfolgte separat für jedes Jahr des Zeitraums 2001-2006.

Der berechnete Gesamtdüngebedarf pro Katastralgemeinde wurde pro politischer Gemeinde (PG) aufsummiert und dem berechneten Wirtschaftsdüngeranfall pro PG (siehe folgendes Kapitel) gegenübergestellt. Für Gemeinden, in denen der Gesamtdüngebedarf den Wirtschaftsdüngeranfall überstieg, wurde für die Differenz zwischen Gesamtdüngebedarf und Wirtschaftsdüngeranfall angenommen, dass diese über Mineraldüngereinsatz gedeckt wird. Für Gemeinden, in denen der Wirtschaftsdüngeranfall den Gesamtdüngebedarf überstieg, wurde kein Mineraldüngereinsatz angenommen.

Der berechnete Mineraldüngereinsatz wurde dem tatsächlich verkauften Mineraldünger auf Bundeslandebene gegenübergestellt. Die Information über die verkauften Mineraldüngermengen pro Bundesland wurde aus dem Grünen Bericht des jeweiligen Jahres bezogen.

Ergaben sich aus der Bilanzierung grobe Abweichungen zwischen den errechneten und den verkauften Mineraldüngermengen, wurden die errechneten Mengen an die verkauften Mengen proportional zum Anteil jeder PG an der Gesamt-Mineraldüngermenge pro Bundesland angepasst.

Tabelle 5: Düngeempfehlungen zur Berechnung des N-Mineraldüngereinsatzes

Zusammengefasste Invekos - Kategorien	Düngeempfehlung [kgN/ha]	Zusammengefasste Invekos - Kategorien	Düngeempfehlung [kgN/ha]
Ackerbohne	30	Kümmel	55
Almen	20	Luzerne	20
Amaranth	20	Marillen	110
Beerenobst	50	mehrmähdige Wiese	130
Bergmäher	20	Mohn	65
Buchweizen	25	Nektarinen	90
CCM	130	Ölkürbis	80
Christbäume	50	Öllein	25
Dinkel	70	Ölsonnenblume	50
Einmähdige Wiese	25	Pfirsiche	90
Elefantengras	20	Pflaumen und Zwetschken	110
Emmer oder Einkorn	65	Phacelia	50
Erbsen	30	Roggen	90
Erdbeeren	100	Schalenfrüchte	60
Erucaraps	130	Silo- und Grünmais	150
Flachs	25	Sojabohne	30
Frühkartoffeln	100	Sommergerste	90
Futtergräser	170	Sommernenggetreide	85
Futterrübe	130	Sommerraps und Rübsen	130
Gewürzpflanzen	165	Sommerweichweizen	120
Hafer	80	Speise- und Industriekartoffel	120
Hartweizen	120	Strauchbeeren	90
Heil- und Gewürzpflanzen	90	Streuwiese	25
Hirse	100	Sudangras	140
Holunder	150	Tafeläpfel	90
Hopfen	125	Tafelbirnen	100
Hutweide	0	Triticale	100
Intensivobstbau	95	Weichseln	90
Jungweinanlagen	80	Weichweizen	120
Kirschen	90	Wein	80
Klee	20	Wintergerste	110
Kleegras	160	Wintermenggetreide	105
Körnererbse	30	Winterraps und Winterrübsen	130
Körnermais	130	Winterweichweizen	120
Kulturweide	90	Zuckerrübe	100

3.2.11.3 Berechnung des Wirtschaftsdüngereinsatzes

Der Wirtschaftsdüngereinsatz wurde dem Wirtschaftsdüngernanfall gleichgesetzt. Der Anfall wurde aus dem Produkt der Viehzahlen je Katastralgemeinde und dem spezifischen Netto-Wirtschaftsdüngernanfall je Tierkategorie [kgN/Tier*a] berechnet.

Die Berechnung erfolgte auf der Ebene der politischen Gemeinden. Der berechnete Wirtschaftsdüngernanfall pro politischer Gemeinde wurde auf Bundeslandebene aggregiert (siehe

Tabelle 6).

Tabelle 6: Berechneter Wirtschaftsdüngeranfall pro Bundesland und Jahr [in tN/a]

Wirtschaftsdünger tN/a						
Bundesland	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Burgenland	2.683	2.459	2.426	2.445	2.693	2.848
Kärnten	15.691	14.223	15.127	14.995	15.544	15.448
Niederösterreich	41.483	38.894	39.770	38.851	42.410	42.577
Oberösterreich	52.581	49.631	51.157	50.833	53.794	54.503
Salzburg	11.265	10.437	11.415	11.461	9.749	9.664
Steiermark	33.847	32.165	33.051	32.704	36.102	37.770
Tirol	12.583	11.774	12.665	12.629	11.414	11.209
Vorarlberg	4.027	3.907	4.232	4.238	3.724	3.721
Wien	11	10	10	16	26	43
Summe	174.170	163.501	169.853	168.172	175.457	177.783

3.2.11.4 N-Fixierung

Für relevante Kulturarten (Leguminosen) wurde ein Faktor für die symbiontische N-Fixierung (30-285 kgN/ha) berücksichtigt. Für alle anderen Anbauarten wurde eine N-Fixierung durch frei lebende Organismen von 4 kgN/ha angenommen. Aus dem Produkt der Faktoren mit den Anbauflächen wurde der N-Eintrag über die N-Fixierung ermittelt.

3.2.11.5 Deposition

Weiters wurden Stickstoffeinträge über die atmosphärische Deposition berücksichtigt. Für die Ableitung der spezifischen Depositionsraten für NH_y und NO_x siehe Kapitel Deposition 3.2.7.

3.2.11.6 N-Entzug über Ernte

Die Ermittlung des N-Entzugs über die Ernte wurde folgendermaßen durchgeführt:

1. Ermittlung der jährlichen Erträge pro Katastralgemeinde und Anbauart (unter Verwendung der jährlichen Ertragsdaten auf Bezirks- bzw. Gemeindeebene)
2. Bestimmung des N-Entzugs über die Multiplikation der Erträge mit mittleren N-Gehalten im Ertrag (kg/t) oder bei Nichtvorhandensein von Ertragsdaten mit Hilfe von flächenspezifischen Angaben (kgN/ha) (siehe Tabelle 7)
3. Anschließend wurden die N-Entzüge auf die landwirtschaftliche Fläche der betreffenden Gemeinde umgelegt.

Tabelle 7: Verwendete Ernteentzüge für unterschiedliche Kulturarten (erntemengenspezifische bzw. flächenspezifische Faktoren)

Ertragskategorie	N im Ertrag in kg /t	N-Abfuhr in kg/ha	Ertragskategorie	N im Ertrag in kg /t	N-Abfuhr in kg/ha
Ackerbohnen	39		Sommerraps, Winterraps und Rübsen	33	
Ananas-Erdbeeren		34	Roggen	15	
Beerenobst (Mittelwert aus 6 Kulturarten)	2	32	rote und weiße Johannisbeeren, schwarze Johannisbeeren, Stachelbeeren, Himbeeren		37
CCM	10		Schnittlauch und Petersilie grün		180
Egart	21		Silo- und Grünmais	3,8	
Einlegegurken	3,5	120	Sojabohnen	47,5	
Futterrüben (inkl. Kohlrüben)	2,14		Sommeräpfel, Winteräpfel, Sommerbirne, Winterbirne		44
Gemüse	3,5	100	Sommernenggetreide	18	
Sommergerste, Wintergerste	17		Sonnenblumen	28	
Gewürze-Heilkräuter	5		Triticale	18	
Hafer	15		Walnüsse	51,6	
Kartoffeln	3,5		Weichseln		36
Kirschen		36	Wein	2,5	
Klee-Klee gras	22		Weizen - Dinkel	16	
Klee-Luzerne	28		Weizen - Hartweizen	23	
Klee-Rotklee und andere Kleearten	23		Sommerweichweizen, Winterweichweizen	20	
Körnererbsen	36		Wiesen - mehrmähdig	21	99
Körnermais ohne CCM	15		Wiesen - Streuwiesen	16	
Marillen		36	Wiesen einmähdig	20	52
Mohn	38		Wintermenggetreide	18	
Ölkürbis	46		Zuckerrüben	1,8	
Pfirsiche		36	Zwetschken, Ringlotten, Edelpflaumen, Mirabellen		36

3.2.11.7 Bilanzierung des N-Überschusses

Die Bilanzgrößen wurden auf Ebene der politischen Gemeinden aggregiert. Die Bilanzierung (Input-Output) wurde für jede politische Gemeinde und jedes Jahr durchgeführt.

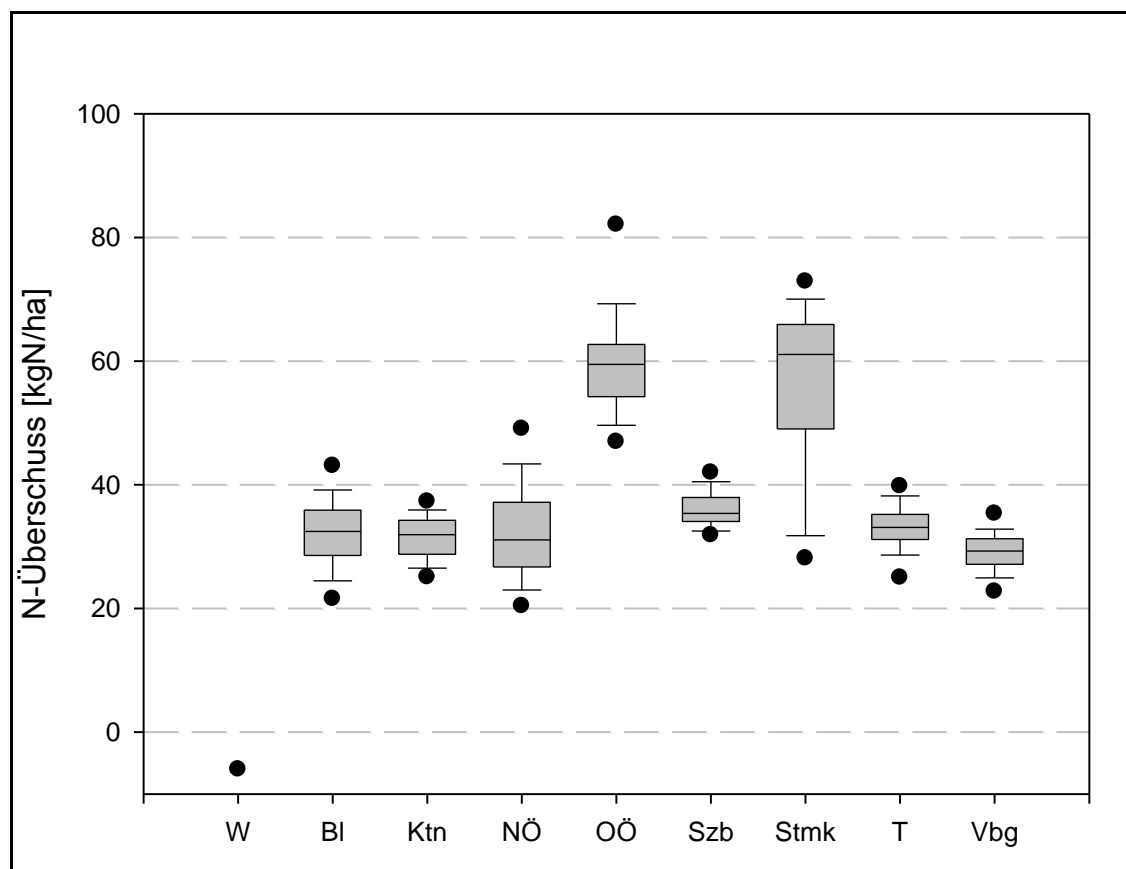


Abbildung 16: Verteilung der N-Überschüsse auf Bundeslandebene (Mittelwerte der flächenspezifischen N-Überschüsse pro PG für die Periode 2001-2006)

Abbildung 16 zeigt die Verteilung der bilanzierten N-Überschüsse auf Ebene der einzelnen Bundesländer. Die Bundesländer Oberösterreich und Steiermark zeigen die höchsten flächenspezifischen N-Überschüsse, das Bundesland Wien wurde mit einem mittleren N-Überschuss von -6 kgN/ha negativ bilanziert.

3.2.11.8 Berechnung der langjährigen N-Überschüsse für die Grundwasseraufenthaltszeit-Klassen

MONERIS verwendet nicht nur den aktuellen mittleren N-Überschuss für den Betrachtungszeitraum. Um die zeitliche Verzögerung des N-Eintrags über das Grundwasser in die Fließgewässer entsprechend im Modell abzubilden, werden für die MEZG mittlere Grundwasseraufenthaltszeiten berechnet und das MEZG einer Grundwasseraufenthaltszeit-Klasse zugeordnet. Für die Berechnung des N-Eintrags über das Grundwasser wird der mittlere Überschuss über den Zeitraum, welcher der Grundwasseraufenthaltszeit des MEZG entspricht, verwendet

Durch die erste MONERIS-Anwendung 2005 lag für den Zeitraum 1961-2002 eine Zeitreihe der berechneten jährlichen mittleren N-Überschüsse für ganz Österreich vor. Die im Rahmen dieses Projektes berechneten jährlichen mittleren N-Überschüsse für die Jahre 2001 und 2002 wurden denen der Jahre 2001 und 2002 aus der Zeitreihe gegenübergestellt. Daraus wurde ein Korrekturfaktor berechnet, mit dem die mittleren jährlichen N-Überschüsse der Zeitreihe an die neu berechneten N-Überschüsse angepasst wurden. Somit war im ersten Schritt eine Zeitreihe der mittleren jährlichen N-Überschüsse für 1961-2006 verfügbar.

In einem zweiten Schritt wurden ein Verhältniswert des mittleren N-Überschusses pro politischer Gemeinde (Mittelwert der N-Überschüsse pro Gemeinde 2001-2006) am mittleren N-Überschuss für ganz Österreich (Mittelwert der mittleren N-Überschüsse pro Gemeinde) für die neu berechneten N-Überschüsse ermittelt. Mit diesen Verhältniswerten wurden die mittleren jährlichen N-Überschüsse der Zeitreihe 1961-2002 auf die Gemeindeebene umgelegt (dieser Berechnungsschritt geht allerdings von der Annahme aus, dass die heutige landwirtschaftliche Praxis pro Gemeinde in gleichem Umfang auch in der Vergangenheit gegen war).

In einem dritten Schritt wurden pro politischer Gemeinde und pro Grundwasseraufenthaltszeitklasse der mittlere N-Überschuss berechnet. Jede Klasse umfasst einen Zeitraum von 5 Jahren, es wurde eine maximale Grundwasseraufenthaltszeit von 40 Jahren berücksichtigt (d.h. 8 Grundwasseraufenthaltszeit-Klassen). Klasse 1 enthält den zurückliegenden Zeitraum von 5 Jahren, d.h. von der Mitte des Betrachtungszeitraums (2003) ergibt sich ein Zeitraum 1999-2003. Klasse 2 enthält den zurückliegenden Zeitraum von 10 Jahren, d.h. 1994-2003; Klasse 3 den zurückliegenden Zeitraum von 15 Jahren, d.h. 1989-2003 usw.

3.2.11.9 Umrechnung des N-Überschusses pro Gemeinde auf N-Überschuss pro MEZG

Da die Berechnung des N-Überschusses der landwirtschaftlichen Nutzflächen auf Ebene der politischen Gemeinden durchgeführt wurde, erfolgte anschließend eine räumliche Verschneidung der Überschüsse auf Gemeindeebene mit den Grenzen der Modelleinzugsgebiete. Der mittlere N-Überschuss der landwirtschaftlichen Nutzflächen pro MEZG ergab sich somit aus dem flächengewichteten Mittel der N-Überschüsse aller politischen Gemeinden im jeweiligen MEZG.

Diese Verschneidung wurde für die berechneten N-Überschüsse des Betrachtungszeitraums 2001-2006 sowie für alle berechneten N-Überschüsse der 8 Grundwasseraufenthaltszeitklassen durchgeführt.

3.2.12 Bilanzierung der Phosphor-Akkumulation

3.2.12.1 Methodisches Vorgehen und Datengrundlage

Die P-Bilanz wurde ebenfalls für den **Zeitraum 2001-2006** berechnet. Es wurden die gleichen Eingangsdaten verwendet wie für die Berechnung der N-Bilanz. Die Bilanzierung der P-Akkumulation entspricht im Wesentlichen den Berechnungsschritten der Bilanzierung der N-Überschüsse:

- Die Düngeempfehlung (P) wurde aus den Flächen mit den jeweiligen Kulturarten und den Faktoren für den Düngebedarf bei mittlerer Ertragslage (siehe Tabelle 8) berechnet → Methodik siehe Kap. 3.2.11.2
- Der Wirtschaftsdüngeranfall wurde aus den Viehzahlen pro politischer Gemeinde und dem spezifischen Wirtschaftsdüngeranfall pro Tierkategorie ermittelt → Methodik siehe Kap. 3.2.11.3
- Die Ermittlung des eingesetzten Mineraldüngers erfolgte über die Differenz zwischen Düngeempfehlung und Wirtschaftsdüngeranfall
- Die Deposition wurde über eine flächenspezifische Depositionsrate berücksichtigt (siehe Kap. 3.2.12.4)
- Die Ermittlung des P-Entzuges über die Ernte erfolgte entsprechend der Methodik zur Ermittlung des N-Entzuges über die Ernte → siehe Kap. 3.2.11.6

3.2.12.2 Verwendete Faktoren für die Düngeempfehlung

Mit Hilfe der Düngeempfehlung bei mittlerer Ertragslage (siehe Tabelle 8) wurde der Gesamtdüngebedarf pro politischer Gemeinde (PG) berechnet.

Tabelle 8: Verwendete Düngeempfehlungen zur Berechnung des P-Mineraldüngereinsatzes

Zusammengefasste Invekos - Kategorien	Düngeempfehlung [kgP/ha]	Zusammengefasste Invekos - Kategorien	Düngeempfehlung [kgP/ha]
Ackerbohne	28,4	Marillen	19,6
Almen	8,7	mehrmähdige Wiese	28,4
Beerenobst	13,1	Mohn	24,0
Bergmähder	8,7	Nektarinen	17,5
CCM	37,1	Ölkürbis	21,8
Christbäume	13,1	Öllein	21,8
Dinkel	24,0	Ölsonnenblume	28,4
Einmähdige Wiese	13,1	Pfirsiche	17,5
Erbsen	28,4	Pflaumen und Zwetschken	19,6
Erdbeeren	15,3	Roggen	24,0
Erucaraps	32,7	Silo- und Grünmais	39,3
Frühkartoffeln	26,2	Sojabohne	28,4
Futtergräser	30,6	Sommergerste	24,0
Futterrübe	37,1	Sommernenggetreide	24,0
Gewürzpflanzen	17,5	Sommerraps und Rübsen	32,7
Hafer	24,0	Sommerweichweizen	24,0
Heil- und Gewürzpflanzen	26,2	Speise- und Industriekartoffel	28,4
Hirse	24,0	Strauchbeeren	17,5
Holunder	17,5	Streuwiese	13,1
Hopfen	19,6	Sudangras	39,3
Hutweide	8,7	Tafeläpfel	17,5
Intensivobstbau	17,5	Tafelbirnen	17,5
Jungweinanlagen	32,7	Triticale	24,0
Kirschen	15,3	Weichseln	15,3
Klee	28,4	Weichweizen	24,0
Kleegras	30,6	Wein	15,3
Körnererbse	28,4	Wintergerste	24,0
Körnermais	37,1	Wintermenggetreide	24,0
Kulturweide	15,3	Winterraps und Winterrübsen	32,7
Kümmel	26,2	Winterweichweizen	24,0
Luzerne	28,4	Zuckerrübe	37,1

3.2.12.3 Wirtschaftsdüngeranfall

Der Wirtschaftsdüngeranfall wurde auf Basis der Tierzahlen pro politischer Gemeinde für den Zeitraum 2001-2006 berechnet und auf Bundeslandebene aggregiert. Tabelle 9 fasst die Summen von berechnetem Wirtschaftsdüngeranfall pro Bundesland zusammen.

Tabelle 9: Berechneter Wirtschaftsdüngeranfall pro Bundesland und Jahr [in tP/a]

Wirtschaftsdünger tP/a						
Bundesland	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Burgenland	457	425	405	417	388	387
Kärnten	2.383	2.315	2.309	2.291	2.242	2.194
Niederösterreich	6.639	6.547	6.393	6.237	6.181	6.122
Oberösterreich	8.551	8.473	8.311	8.246	8.121	8.015
Salzburg	1.844	1.851	1.855	1.858	1.764	1.739
Steiermark	5.318	5.253	5.190	5.137	5.012	5.002
Tirol	2.115	2.082	2.073	2.065	1.993	1.951
Vorarlberg	680	697	696	696	682	678
Wien	2	2	2	3	4	4
Summe	27.989	27.645	27.233	26.950	26.387	26.093

3.2.12.4 Deposition

Die Deposition wurde als flächenspezifische Deposition mit einer angenommenen Depositionsrate von 0,37 kg P/ha für jede Katastralgemeinde berücksichtigt.

3.2.12.5 P-Entzug über Ernte

Tabelle 10: Ernteezüge für verschiedene Kulturarten (erntemengenspezifische bzw. flächenspezifische Faktoren)

Ertragskategorie	P im Ertrag in kg /t	P-Abfuhr in kg/ha	Ertragskategorie	P im Ertrag in kg /t	P-Abfuhr in kg/ha
Ackerbohnen	5		Sommerraps, Winterraps und Rübsen	8	
Ananas-Erdbeeren		4,4	Roggen	3,5	
Beerenobst (Mittelwert aus 6 Kulturarten)	0,4	2,9	rote und weiße Johannisbeeren, schwarze Johannisbeeren, Stachelbeeren, Himbeeren		8,7
CCM	1,8		Schnittlauch und Petersilie grün		18,3
Egart	3		Silo- und Grünmais	0,7	
Einlegegurken	0,8	26,2	Sojabohnen	6	
Futterrüben (inkl. Kohlrüben)	0,3		Sommeräpfel, Winteräpfel, Sommerbirne, Winterbirne		5,2
Gemüse	0,8	18	Sommermenggetreide	3,5	
Sommergerste, Wintergerste	3,5		Sonnenblumen	7	
Gewürze-Heilkräuter	0,5		Triticale	3,5	
Hafer	3,5		Walnüsse		
Kartoffeln	0,6		Weichseln		5,2
Kirschen		5,2	Wein	0,4	
Klee-Kleegras	3		Weizen - Dinkel	3,5	
Klee-Luzerne	3		Weizen - Hartweizen	3,5	
Klee-Rotklee und andere Kleearten	3		Sommerweichweizen, Winterweichweizen	3,5	
Körnererbsen	5		Wiesen - mehrmähdig	3,8	17
Körnermais ohne CCM	3,5		Wiesen - Streuwiesen	3	
Marillen		5,2	Wiesen einmähdig	3	10,5
Mohn	15		Wintermenggetreide	3,5	
Ölkürbis	8,3		Zuckerrüben	0,4	
Pfirsiche		5,2	Zwetschken, Ringlotten, Edelpflaumen, Mirabellen		5,2

Die Ermittlung des P-Entzugs über die Ernte wurde ebenfalls über:

1. Die Ermittlung der jährlichen Erträge pro Katastralgemeinde und Anbauart (unter Verwendung der jährlichen Ertragsdaten auf Bezirks- bzw. Gemeindeebene) und
2. Der Bestimmung des P-Entzugs über die Multiplikation der Erträge mit mittleren P-Gehalten im Ertrag (kg/t) oder bei Nichtvorhandensein von Ertragsdaten mit Hilfe von flächenspezifischen Angaben (P/ha) (siehe Tabelle 10) ermittelt.
3. Anschließend wurden die P-Entzüge auf die landwirtschaftliche Fläche der betreffenden Gemeinde umgelegt.

3.2.12.6 Bilanzierung des P-Überschusses

Die Bilanzgrößen wurden auf Ebene der politischen Gemeinden aggregiert. Die Bilanzierung (Input-Output) wurde für jede politische Gemeinde und jedes Jahr durchgeführt.

Die Verteilung der mittleren P-Überschüsse pro Bundesland zeigt Abbildung 17.

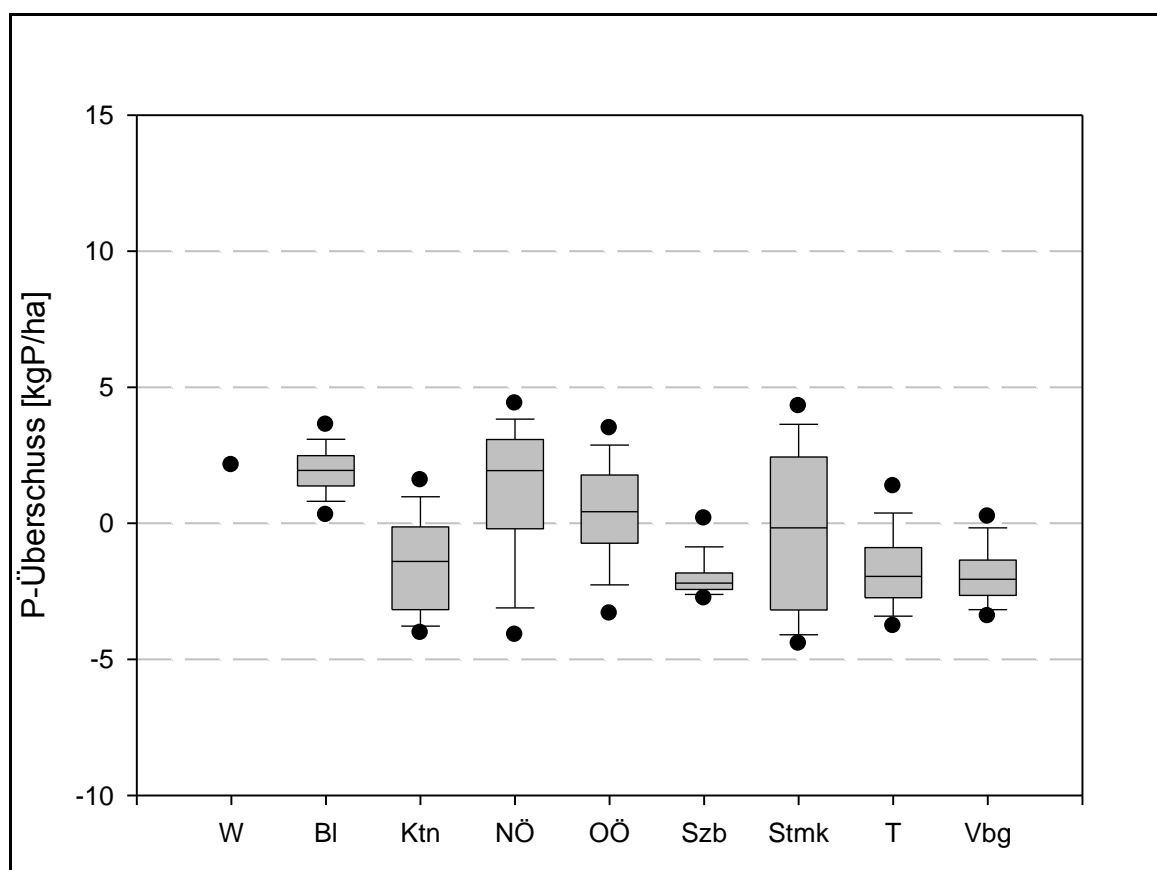


Abbildung 17: Verteilung der P-Überschüsse auf Bundeslandebene (Mittelwerte der flächenspezifischen P-Überschüsse pro PG für die Periode 2001-2006)

Ein Großteil der Gemeinden in Kärnten, Salzburg, Tirol und Vorarlberg zeigen als Resultat der Bilanzierung negative P-Überschüsse. Dies lässt sich mit dem hohen Anteil an Grünlandflächen erklären

3.2.12.7 Berechnung der P-Akkumulation

Über die Jahre kommt es in den landwirtschaftlich genutzten Böden zu einer Anreicherung des überschüssigen Phosphors. Um dies zu berücksichtigen, wurde die mittlere P-Akkumulation über den Zeitraum 1961-2006 berechnet.

Durch die MONERIS-Anwendung 2005 lag eine historische Zeitreihe von 1961-2001 mit mittleren jährlichen P-Überschüssen für ganz Österreich vor. Um die Zeitreihe an die neuen Berechnungen für den Betrachtungszeitraum 2001-2006 anzupassen, wurde die Höhe der mittleren jährlichen P-Überschüsse mit dem Faktor ($P_{\ddot{U} 2001,alt} / P_{\ddot{U} 2001,neu}$) korrigiert, wobei $P_{\ddot{U} 2001,alt}$ der mittlere jährliche P-Überschuss des Jahres 2001 aus der historischen Zeitreihe ist, und der Faktor $P_{\ddot{U} 2001,neu}$ der mittlere jährliche P-Überschuss des Jahres 2001 aus der aktuellen Bilanzierung.

Aus dem mittleren P-Überschuss pro Gemeinde (Mittelwert der P-Überschüsse 2001-2006) wurde ein mittlerer jährlicher P-Überschuss für Österreich für den Betrachtungszeitraum (Mittelwert der mittleren P-Überschüsse der Gemeinden) berechnet. Für jede Gemeinde wurde ein Verhältniswert des mittleren P-Überschusses der Gemeinde zum mittleren P-Überschuss für ganz Österreich berechnet. Mit Hilfe dieser Verhältniswerte wurden die jährlichen mittleren P-Überschüsse der historischen Zeitreihe 1961-2001 auf jährliche mittlere P-Überschüsse pro Gemeinde umgerechnet.

Die Berechnung der P-Akkumulation erfolgte dann über die Aufsummierung der mittleren jährlichen P-Überschüsse von 1961-2006 für jede politische Gemeinde.

3.2.12.8 Umrechnung der P-Akkumulation pro Gemeinde auf P-Akkumulation pro MEZG

Da die Berechnung der P-Akkumulation auf Ebene der politischen Gemeinden durchgeführt wurde, erfolgte anschließend eine räumliche Verschneidung der Ergebnisse der Bilanzierung auf Gemeindeebene mit den Grenzen der Modelleinzugsgebiete. Die mittlere P-Akkumulation pro MEZG ergab sich somit aus dem flächengewichteten Mittel der P-Akkumulationen aller politischen Gemeinden in einem MEZG.

3.2.13 Bestimmung der Wasserflächen

3.2.13.1 Gesamtflächen

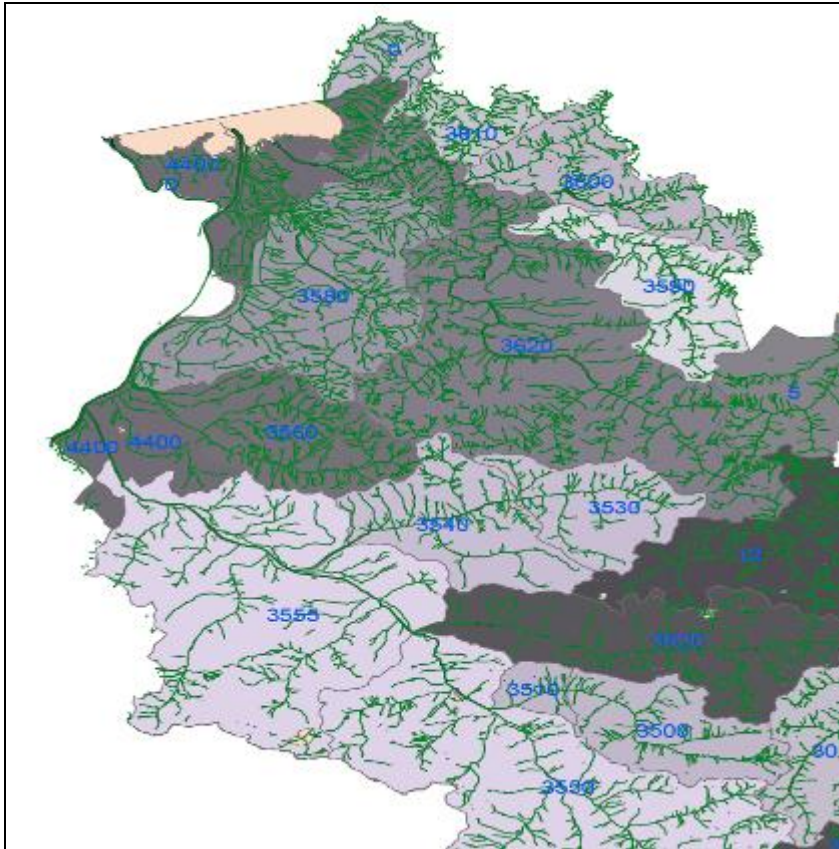


Abbildung 18: Grün: Verwendetes Gewässernetz des BEV; grau: MEZG

Als Basis für die Berechnungen wurde das Gewässernetz des Bundes (BEV) mit einer groben Angabe der Gewässerbreite verwendet. Für jedes der ca. 100m langen Gewässersegmente gibt es eine Zuordnung zu den Breitenkategorien <5m, 5 bis 20m und >20m. Es erfolgte zunächst eine Verschneidung mit den EZG, wodurch sich für jedes EZG eine mittlere Fließlänge je Breitenkategorie ergab.

- Für die Kategorien <5m und 5 bis 20m wurde die Gewässerfläche anhand der Multiplikation der mittleren Fließlänge mit der mittleren Breite (z.B. 2,5m für die Breitenkategorie <5m) berechnet.
- Für die Breitenkategorie >20m wurde für größere Flüsse je EZG eine mittlere Breite aus den Kartenmaterialien heraus gemessen. Für die kleineren Flüsse wurde eine Breite von 20m angenommen. Zur Ermittlung der Gewässerflächen erfolgte wieder die Multiplikation der mittleren Fließlängen mit den Breiten.

Zusätzlich zur Fließgewässerfläche wurden je EZG alle Seeflächen addiert.

3.2.13.2 Unterscheidung „Main River“ und „Tributary“

Eine Unterscheidung zwischen „Main River“ und „Tributary“ ist im Modell MONERIS erforderlich, da für „Main River“ und „Tributaries“ (Nebengewässer und Hauptgewässer, siehe Kapitel 2.1.8) verschiedene Retentionsansätze verwendet werden.

Unter „Main River“ versteht man alle Flüsse, die ein EZG vollständig durchfließen bzw. bereits in einem oberliegenden EZG entspringen. Für alle EZG die keine „headwater catchment areas“ sind, wurde die Länge des „Main Rivers“ und die zugehörige Breite gemessen. Zusätzlich wurde die Seenfläche bestimmt, die durch den „Main River“ direkt durchflossen wird. Die Fließgewässer- und Seenflächen der *Tributaries* ergaben sich aus der Differenz der Gesamt-Gewässerflächen zu jenen der Main Rivers.

3.2.14 Punktquellen

3.2.14.1 Kommunale Kläranlagen

Im MONERIS-Modell wurden die Einleitungen aus allen kommunalen Kläranlagen >2000EW (644 Anlagen in Österreich) berücksichtigt. Verwendung als Eingangsdaten in das Modell fanden:

- Der mittlere jährliche Abwasseranfall (Mittelwert 2001-2006) in [m³/a]
- Die mittlere N-Fracht im Ablauf in [t/a] (Mittelwert 2001-2006)
- Die mittlere P-Fracht im Ablauf in [t/a] (Mittelwert 2001-2006)
- Die mittlere N-Konzentration im Ablauf in [mg/l] (berechnet aus mittleren Abwassermenge und mittleren Fracht)
- Die mittlere P-Konzentration im Ablauf in [mg/l] (berechnet aus mittleren Abwassermenge und mittleren Fracht)

Über die Verschneidung der Lageinformationen (Koordinaten) mit den MEZG-Grenzen fand die Zuordnung der Einleiter zu den MEZG statt.

3.2.14.2 Industrielle Einleiter

Für die Abschätzung der Einleitungen aus industriellen Anlagen wurden Daten des Umweltbundesamtes aus dem Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) und dem Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) verwendet (auf beide Datenbanken kann über das Internet zugegriffen werden).

Als Eingangsdaten für das MONERIS-Modell wurden verwendet:

- Jährliche N-Fracht im Ablauf [t/a] (Mittelwert 2001-2006)
- Jährliche P-Fracht im Ablauf [t/a] (Mittelwert 2001-2006)

Die industriellen Einleiter wurden ebenfalls über Lageinformationen MEZG zugeordnet.

Da nicht für alle bedeutenden industriellen Einleiter Daten über Frachten in den PRTR- und EPER-Datenbank zur Verfügung standen, wurden die Informationen, soweit verfügbar, aus dem Bericht (Kroiss et al. 1998) ergänzt.

3.2.15 Bevölkerung

Als Eingangsdaten für das MONERIS-Modell wurden die Daten über den Bevölkerungsstand (Quelle: Statistik Austria) auf Gemeindeebene mit den MEZG verschnitten und so die Zuordnung zu den MEZG (Einwohner pro MEZG) getroffen.

3.2.16 Hydrogeologie

Als Datengrundlage wurde die Österreichische Geologische Karte im Maßstab 1:500.000 verwendet. Diese Kartengrundlage wurde bereits bei der Erstanwendung von MONERIS Österreich im Jahr 2005 verwendet.

Auf Basis dieser Karte wurde pro MEZG der Flächenanteil an den geologischen Einheiten

- Festgestein, schwach durchlässig
- Festgestein, undurchlässig
- Lockergestein, oberflächennaher Grundwasserleiter
- Lockergestein, tiefer Grundwasserleiter

abgegrenzt.

4 Österreichspezifische Modelladaptierungen

4.1 Einträge aus Drainagen

4.1.1 Vorgehensweise bei der Auswahl der Testgebiete

In der ursprünglichen Konzeption des Projektes wurde davon ausgegangen, dass in verschiedenen Einzugsgebieten eine zufriedenstellende Datengrundlage für das Vorkommen von Drainagen aufliegt. Ausgehend davon sollten die Vorkommen drainierter Flächen in verschiedenen charakteristischen Einzugsgebieten anhand von Standardparameter, wie Bodentypen und Bodenfeuchte etc. verallgemeinert werden und so typenspezifische Ansätze zur Regionalisierung von Drainagevorkommen entwickelt werden.

Im Laufe des Projektes wurde von einem einzugsgebiets-scharfen Ansatz Abstand genommen und die gesamte recherchierte Datengrundlage genutzt, um einen österreichweiten Ansatz zu entwickeln. Dies war schon deshalb nötig, weil der Deckungsgrad der vorliegenden Daten in den einzelnen Einzugsgebieten sehr unterschiedlich sein kann und keine verlässliche Methode existiert, diesen auszuweisen. Mündliche Aussagen verschiedener verantwortlicher Stellen gehen von einem Erfassungsgrad der funktionstüchtigen Drainagen zwischen etwa 50 bis 70% durch die genutzten Meliorationskataster aus.

Aufgrund dieser großen Ungenauigkeiten des Eingangsdatsatzes (Drainagevorkommen) erschien es sinnvoll auf eine einzugsgebiets- oder landschaftstypenspezifische Ausweisung von Drainagevorkommen zu verzichten und stattdessen einen allgemeinen österreichweiten Ansatz auf Grundlage des gesamten Datensatzes zu entwickeln.

In weitestem Sinne können daher alle Einzugsgebiete in denen Daten zu Drainagevorkommen aufliegen als Testeinzugsgebiete interpretiert werden. Diese sind in Abbildung 20 dargestellt.

Eine einzugsgebiets-scharfe Betrachtung wurde im Falle der Ausweisung von Drainagen nur bei der Ausweisung von Drainageflächen mit Hilfe von Luftbildern durchgeführt. Hier wurde insbesondere das steirische Einzugsgebiet der Sulm herangezogen.

4.1.2 Eintragspfad Drainagen

In intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten führen hohe Anteile an drainagierten Flächen häufig insbesondere in kleineren Fließgewässern zu hohen Stickstoff- und Phosphor Konzentrationen und erhöhten Nährstofffrachten (Sharpley, 1995, Sharpley et al., 1995)

Als drainagierten Flächen werden hier Flächen bezeichnet, in deren Untergrund Drainagerohre zur direkten Ableitung von Wasser angelegt wurden. Flächen welche durch Entwässerungsgräben drainagiert werden („Binnendrainage“), wie sie z.B. im nordostdeutschen Tiefland weit verbreitet sind, werden hier nicht näher betrachtet, da sie in Österreich keine ausgeprägte Bedeutung haben.

Die Errichtung von Drainagen wurde in Österreich lange Zeit gefördert. Die Höhepunkte der Förderungen lagen in den 1950er bis 1980er Jahren. Zu dieser Zeit benötigte man für alle Drainagen, die in einen natürlichen Vorfluter mündeten und eine Fläche von mehr als 10ha entwässerten, einen wasserrechtlichen Bescheid. Ab 1990 musste man einen derartigen Bescheid bereits ab einer Flächengröße von 2ha einholen. Ein Großteil der Drainagen wurde unter der Betreuung von Wassergenossenschaften angelegt. Diese sind in wasserrechtlichen Bescheiden dokumentiert. Private Drainagen sind dagegen kaum erfasst. Informationen über Drainagen für ganz Österreich sind über den „Web Mapping Service“ (WMS) des European Soil Portals (betreut durch das JRC - Joint Research Center - 2009) zugänglich. Recherchen ergaben, dass die Grundlage für diese Daten nicht nachvollziehbar ist und sie deshalb für dieses Projekt untauglich sind.

Aufgrund fehlender flächendeckender Daten zu Drainagen in Österreich wurden folgende Ziele für den Bearbeitungsschwerpunkt Drainagen ausgegeben:

- i.) österreichweit alle verfügbaren Informationen zu Drainagen zu sammeln, um anhand einer möglichst vollständigen Datenlage die notwendige Grundlage für die Entwicklung neuer Ansätze zur Ableitung des drainagierten Flächenanteiles für jene Gebiete, für die keine Daten zur Verfügung stehen, zu schaffen
- ii.) mögliche Ansätze zur Ausweisung des prozentualen Anteils drainagierter Flächen am gesamten Flusseinzugsgebiet aus der Literatur zu ermitteln und ihre Praktikabilität zu testen
- iii.) einen auf die österreichische Datenlage möglichst gut angepassten Ansatz für die Ausweisung drainagierter Flächen zu entwickeln.

Aus der ersten österreichweiten MONERIS Anwendung ging hervor, dass bezogen auf ganz Österreich nur geringe Anteile an den Gesamtemissionen über den Pfad der Drainagen eingetragen werden. Insgesamt wurde für TP ein Anteil von nur 0,2% TP und für TN ein Anteil von 3,2% an den Gesamtemissionen ausgewiesen. In einigen EZG, die in der ersten Anwendung zudem noch sehr großräumig projektiert waren wurden jedoch deutlich erhöhte Anteile der TN Emissionen aus Drainagen an den Gesamtemissionen ermittelt (Mühlheimer Ache 8%, Neusiedlersee 13%-21%, Mur EZG 19%, Raab 24%).

Für die bislang bestehende österreichweite erste Anwendung von MONERIS aus dem Jahr 2005 wurde der Flächenanteil der Drainagen aufgrund von Daten der FAO Bodenkarte (Maßstab 1:1000000) und der in Corine Landcover (CLC) ausgewiesenen landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgewiesen. Aus der FAO Bodenkarte wurden die dort verorteten acht Entwässerungsklassen der Böden, die von „very poorly drained“ bis „excessively drained“ reichen, genutzt, um eine natürliche Entwässerung von 0-100% festzulegen. In einem weiteren Schritt wurde den Entwässerungsklassen ein prozentualer Anteil einer notwendigen künstlichen Entwässerung zugeordnet der den Standort landwirtschaftlich nutzbar macht.

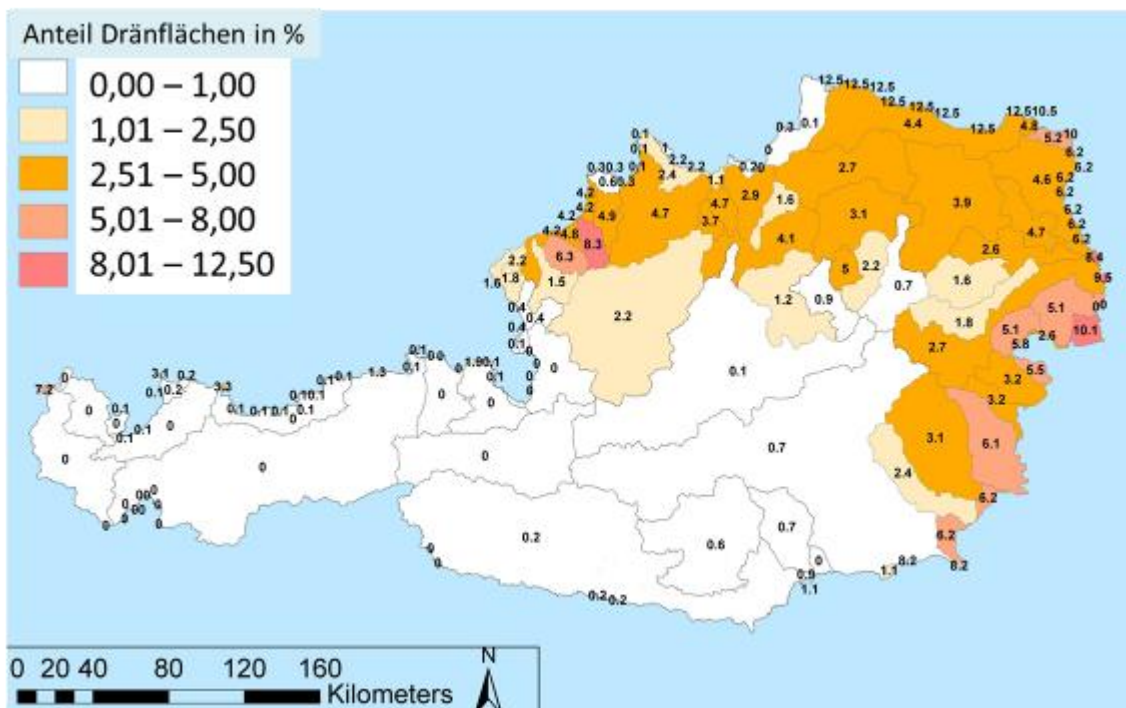


Abbildung 19: Anteil der Dränflächen an der Gesamtläche ausgewiesener EZG in der österreichweiten MONERIS Version von 2005

Eine Verschneidung der landwirtschaftlichen Nutzfläche (CLC) mit der FAO Bodenkarte und den Einzugsgebietsgrenzen ergab schließlich den Anteil der Entwässerungsklassen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Einzugsgebieten. Auf Grundlage dieser Information

war somit eine Zuweisung der Drainageflächen in den einzelnen Einzugsgebieten möglich (Abbildung 19). Allerdings war eine Überprüfung der Methode unmöglich, da keinerlei Daten zu den Drainagen in Österreich vorlagen. Die Ausweisung drainierter Flächen ist demnach bei der ersten Anwendung von MONERIS zwar logisch ableitbar, bietet aber keinerlei Hinweis auf die Plausibilität der Ergebnisse. Aufgrund der Tatsache, dass der bisherige Ansatz nicht zu überprüfen ist, wurde in der für das Donau EZG geltenden aktuellen Version im Fall von Österreich, wie auch für andere Länder ohne genaue Angaben der Dränflächen, auf eine Anwendung des Drainageansatzes verzichtet (pers. mündl. Mitteilung Dr. Markus Venohr).

4.1.2.1 Erstellung einer österreichweiten Drainagedatenbasis

Nach eingehender Datenrecherche, die sich insbesondere an die Bundesländer richtete, konnte eine umfassende Datenlage zu Drainagen in Österreich erstellt werden. Folgende Daten wurden erhoben:

- flächendeckende digitale Datensätze in Niederösterreich und der Steiermark sowie von Teilen Kärntens (Meliorationskataster)
- für Oberösterreich wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Photogrammetrie der TU-Wien auf Grundlage von 33 analogen Kartenausschnitten (Maßstab 1:50000) die eingezeichneten Drainageflächen in einen digitalen Datensatz umgewandelt
- ergänzt wird die Datengrundlage durch Kenntnisse von Drainagen im Wulka EZG und dem EZG der Brixentaler Ache.

Die gesamt zur Verfügung stehende Datenbasis umfasst etwa 2/3 der Einzugsgebiete (222). Die erfasste drainierte Fläche macht 938km² aus. Dabei verteilen sich die Drainagen auf die Bundesländer NÖ mit 520km², dem bekannten Teil von OÖ mit 195km² sowie der Steiermark mit 174km². Die bereits digitalisierten Teile Kärntens mit 33km² und die aus Bescheiden entnommenen Daten zur Wulka mit knapp 16km² machen dagegen nur geringe Anteile aus.

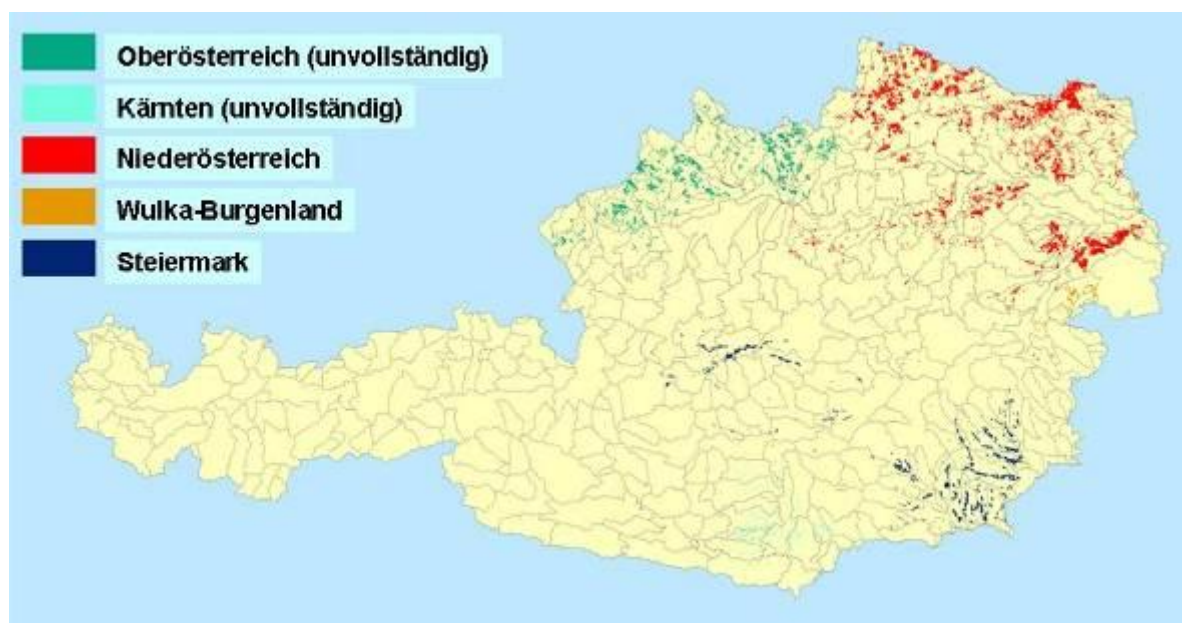


Abbildung 20: Verortete Drainagen in Österreich (Datenbasis zur Ableitung von österreichweiten Ansätzen)

Eine Evaluierung der Vollständigkeit des Datensatzes kann dagegen nicht durchgeführt werden. Grobe Abschätzungen der Bundesländer gehen von einem Abdeckungsgrad in einer

Größenordnung zwischen 50-70% aus. Darüber hinaus kann die Frage nach dem Status der Drainagen (aktiv, teilaktiv, inaktiv) nicht beantwortet werden.

Aufgrund der Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Österreich liegt aber die Vermutung nahe, dass ein großer Teil der drainagierten Flächen von der Erhebung abgedeckt sein dürfte (**Abbildung 20**). Erhebliche noch nicht erfasste Flächen dürften noch im südlichen Oberösterreich, im Burgenland sowie in den größeren Flusstälern zu erwarten sein. Die Datenbasis von 938km² drainagierter Fläche umfasst mehr als 2/3 der in der ersten MONERIS Version für ganz Österreich ausgewiesenen drainagierten Fläche von 1356km².

4.1.2.2 Ansätze zur Ausweisung von Drainageflächen

Bei der Evaluierung bestehender Ansätze zur Regionalisierung von Drainagedaten konnte insbesondere auf eine aktuelle Studie der DWA (2008) „Drainagen-Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management“ zurückgegriffen werden.

Für den vorliegenden Fall ergaben sich zunächst zwei vielversprechende Ansätze:

- Auswertung von Orthophotos
- Ableitung drainagierter Flächen aus Bodenkennwerten.

Auswertung von Orthophotos und Meliorationskatastern

Bei der Entwicklung eines Ansatzes zur Abschätzung des Drainageanteils wurde getestet, ob die Verortung von Drainagen über die Auswertung von Orthophotos zu bewerkstelligen ist. Dazu wurden in verschiedenen Einzugsgebieten die Daten aus dem Meliorationskataster mit Orthophotos verglichen (Zwischenbericht, 2009).

Der Vergleich sichtbarer und digitalisierter Drainageflächen sollte die teilweise unvollständigen Aufzeichnungen zu Drainagenflächen durch das Meliorationskataster ergänzen.

Für eine optimale Auswertung der Orthophotos wären Aufnahmen aus dem Frühjahr wünschenswert. Zu dieser Jahreszeit verfügt der Boden über eine erhöhte Feuchte und die Pflanzendecke ist noch gering ausgeprägt. Zurzeit liegen für Österreich jedoch nur Orthophotos für den Zeitraum Juni bis August 2004 vom Land- und Forstwirtschaftlichen Rechenzentrum (LFRZ) vor.

Bei der Recherche weiterer Orthophotosätze, die das Territorium von ganz Österreich abdecken, konnten eine Vielzahl von Befliegungen ausgemacht werden, die aber allesamt (aufgrund optimaler Lichtverhältnisse) in den Sommermonaten durchgeführt wurden.

Tatsächlich hat die Ableitung von Drainagen aus Orthophotos klare Grenzen. So ist die Entscheidung, ob typische Verfärbungen auf Drainagen hinweisen nur unter optimalen Bedingungen möglich und unterliegt damit in der Regel hohen Unsicherheiten. Der Aufwand alle Orthophotos im Detail auszuwerten ist darüber hinaus bereits für ein gesondertes EZG sehr hoch. Zudem zeigte sich die Anwendbarkeit in einem größeren räumlichen Kontext als schwierig. So können in einem Gebiet gute Bedingungen zur Ausweisung der Drainagen vorliegen (Bodenfeuchte, Pflanzenbedeckung), während in einem angrenzenden Gebiet anhand desselben Datensatzes Drainagen nicht auszumachen sind.

Daher liegt der Schluss nahe, dass die Ausweisung von Dränflächen in kleinräumigen Untersuchungen und auf Ebene einzelner EZG durchaus vielversprechend ist, da hier zielgerichtet nach einem Datensatz mit optimalen Bedingungen recherchiert werden kann, wohingegen die Anwendung im großskaligen Bereich kaum praktikabel erscheint. Hier müssen stärker verallgemeinernde Ansätze herangezogen werden.

Ableitung drainagierter Flächen aus Kennwerten

Auf Grundlage der recherchierten Datenbasis wurden verschiedene methodische Ansätze getestet, um eine für Österreich flächendeckende Methode zur Ausweisung von Drainageflächen zu erarbeiten. Bei der Verschneidung der umfassenden Datenbasis verorteter Drainagen wurden zunächst sinnvolle Parameter ausgewählt, die flächendeckend für ganz Österreich aufliegen. Mithilfe dieser Kriterien wurden Klassen abgeleitet (z.B. Drainageflächen in, Bodentypengruppen oder Landnutzungsklassen). In einem weiteren Schritt wurde die Komplexität des Ansatzes durch die Verschneidung der Kriterien weiter gesteigert. Insgesamt wurden folgende Ansätze getestet:

- Verschneidung der verorteten Drainagen mit Bodentypenklassen (eBOD)
- Verschneidung der verorteten Drainagen mit Landnutzungsklassen (CLC06)
- Verschneidung der verorteten Drainagen mit Landnutzungsklassen und Bodentypenklassen.

Bei der Verschneidung digitaler Daten wurde auf einen ähnlichen Ansatz zurückgegriffen, wie er in der ersten MONERIS Anwendung für Österreich verwendet wurde. Der wesentliche Unterschied liegt darin, dass die abgeleitete Methode auf Grundlage einer soliden Datenbasis erstellt wird und nicht auf der Grundlage von begründeten Annahmen. Zudem wird ein aktualisiertes, deutlich genaueres Datenmaterial (eBOD, CLC06) für die Verschneidung genutzt.

Damit ähnelt der Ansatz dem ursprünglich für Ostdeutschland verwendeten Ansatz von MONERIS, der zu plausiblen Ergebnissen führt. Generell wurden auch hier durch die Verschneidung der Daten zunächst in den EZG für die grundsätzliche Informationen über Drainagen vorliegen (dazu gehören auch die EZG in denen Kenntnisse über Drainagen vorhanden waren, aber keine ausgewiesen worden sind) Klassen gebildet. Diese Klassen stellen Mittelwerte für die gesamte betrachtete Fläche dar.

Für eine Entscheidung welcher Ansatz die verlässlichsten Ergebnisse liefert, wird in den 222 EZG mit Daten ein Vergleich der ermittelten mit den bekannten Flächen durchgeführt und der Ansatz gewählt, der die beste Übereinstimmung aufweist.

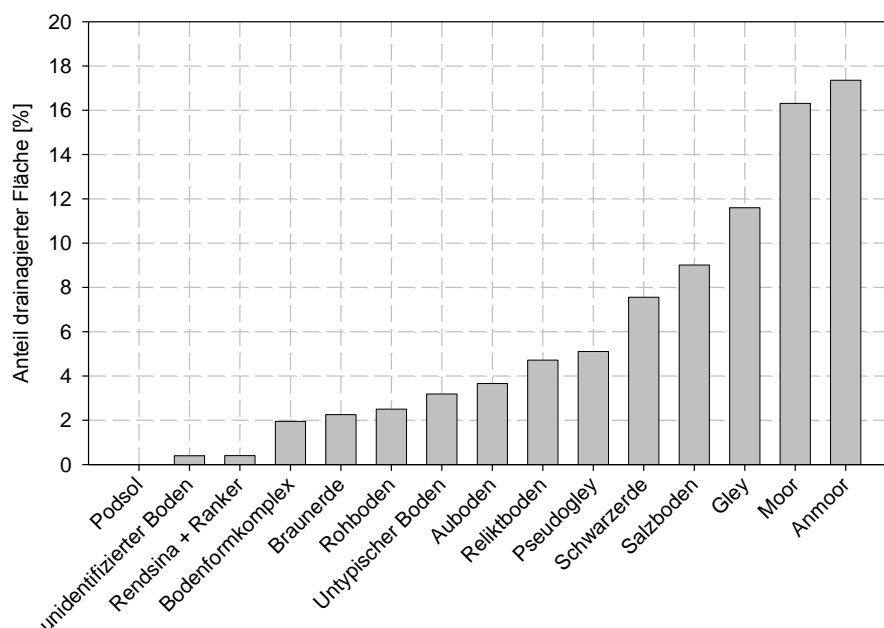


Abbildung 21: Mittlere Anteile von Drainagen in relevanten Bodentypengruppen

Betrachtet man den prozentualen Anteil von Drainagen in den Bodentypengruppen (Abbildung 21), so widerspiegeln die zunehmenden Anteile primär den Grad der Vernässung und sekundär den Grad der möglichen Nutzbarkeit. Entsprechend weisen wenig ertragreiche

Böden, wie Podsole (unter Nadelwald) oder geringmächtige Böden, die in gebirgigen Regionen auftreten, wie Rendsina und Ranker kaum Anteile an Drainagen auf. Mit zunehmenden organischen Bestandteilen und landwirtschaftlicher Nutzbarkeit steigen die Anteile der drainagierten Flächen deutlich an (z.B. Schwarzerde mit fast 8%). Die Bodentypenklassen, in denen >8% Drainagen ausgewiesen werden, unterliegen in der Regel zudem einem starken Grundwassereinfluss (Salzböden, Gley, Moor, Anmoor). Sie machen nur einen geringen Anteil der Fläche Österreichs aus, sind aber häufig durch Drainagen in landwirtschaftliche Nutzfläche umgewandelt worden.

Betrachtet man die Verteilung der drainagierten Flächenanteile in den einzelnen Klassen der landwirtschaftlichen Nutzung nach CLC06, so zeigt sich eine deutliche Dominanz im nicht bewässerten Ackerland (6,4%). Darüber hinaus findet sich ein erhöhter Anteil an Drainagen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit komplexer Parzellenstruktur, die eine intensive landwirtschaftliche Nutzung anzeigt (3%). Auf Weiden und Wiesen, die insbesondere bei Auen- und Almenbewirtschaftung vorkommen, sind im Mittel 1,7% der Fläche drainagiert (Abbildung 22).

Eine weitere Verschneidung der plausiblen Ergebnisse aus den Bodentypengruppen und den Landnutzungsklassen führt zu einer Vielzahl an neuen Klassen, die hier im Detail nicht vorgestellt werden sollen.

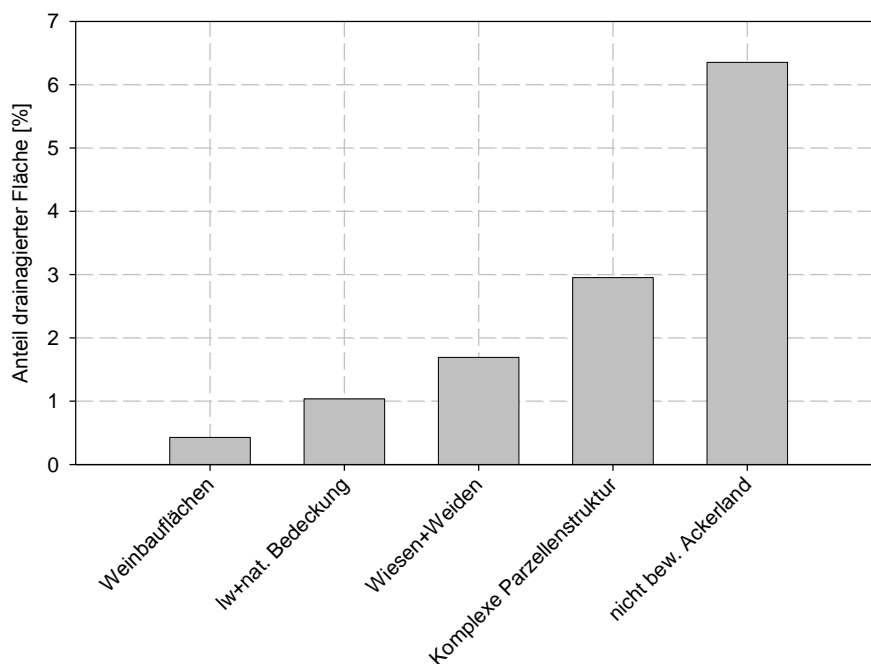


Abbildung 22: Mittlere Anteile von Drainagen in relevanten Landnutzungsklassen der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Die beste Anpassung zwischen berechneter und ausgewiesener Dränfläche mit einem $r^2=0,75$ wurde für den komplexen Ansatz (der eine Verschneidung der Bodentypenklassen und Landnutzungsklassen verbindet) ermittelt. Die übrigen Ansätze wiesen ein ähnliches r^2 zwischen 0,69 und 0,72 auf.

In Summe zeigt der ausgewählte Ansatz eine sehr gute Übereinstimmung mit der Drainagefläche in den EZG mit Drainagedaten und überschätzt diese lediglich um 0,4%.

Betrachtet man die Anpassung genauer, so lässt sich eine Unterschätzung der berechneten Drainageanteile in EZG mit einer großen Fläche drainagierter Gebiete feststellen. Diese Unterschätzung ist auf den verwendeten Ansatz zurückzuführen, nachdem den jeweiligen Klassen ein mittleres Auftreten von drainagierten Flächen zugeordnet wurde.

Eine Unterschätzung durch den verwendeten Ansatz, sollte im Falle der Österreichweiten Anwendung jedoch auf wenige Einzugsgebiete (etwa in südlichen Teilen Oberösterreichs

und einzelnen EZG des Burgenlandes) beschränkt sein, da in den 222 EZG für die bereits Daten vorlagen, auf die bestehende Datengrundlage zurückgegriffen wurde.

Auch hier kann es zu geringfügigen Abweichungen von der tatsächlichen Fläche intakter Drainagen kommen, wie durch den Vergleich der Daten aus dem Meliorationskataster mit den Orthophotos belegt wurde. Letztlich stößt man hier an Grenzen der Datenverfügbarkeit und auch der Datenverlässlichkeit.

Ermittelt man die Anteile nach den verschiedenen Ansätzen, so zeigt sich in den Gebieten, wo nicht auf eine bestehende Datenbasis zurückgegriffen werden konnte, in allen vier Fällen ein tendenziell ähnliches Bild, das nur in manchen Details abweicht. Die Abweichung der berechneten drainagierten Gesamtfläche in Österreich variiert zwischen den verschiedenen Ansätzen dementsprechend nur zwischen 1145km² und 1201km².

Abbildung 23 zeigt die prozentualen Flächenanteile der Drainagen an der Gesamtfläche der EZG. Die schraffierten und dick umrandeten EZG beschreiben die Gebiete für die Daten vorhanden waren. Hier sind letztlich die vorhandenen Daten genutzt worden, während in den übrigen EZG die anhand des kombinierten Ansatzes (Bodentypengruppe und Landwirtschaftliche Landnutzungsklassen) berechneten Flächenanteile verwendet werden.

Bei den EZG mit abgeleiteten Drainagenanteilen zeigt sich in allen eine deutlich differenzierte räumliche Verteilung der Flächenanteile, mit hohen Anteilen >2% bis maximal 6% in den Oberösterreichischen EZG unbekannter Datenlage, sowie im Burgenland und einzelnen EZG von Vorarlberg. Im Inntal und Teilen von Kärnten werden Drainageanteile von 0,5% bis 2% ausgewiesen, während in den gebirgigen Regionen Drainageanteile von <0,5% vorherrschen.

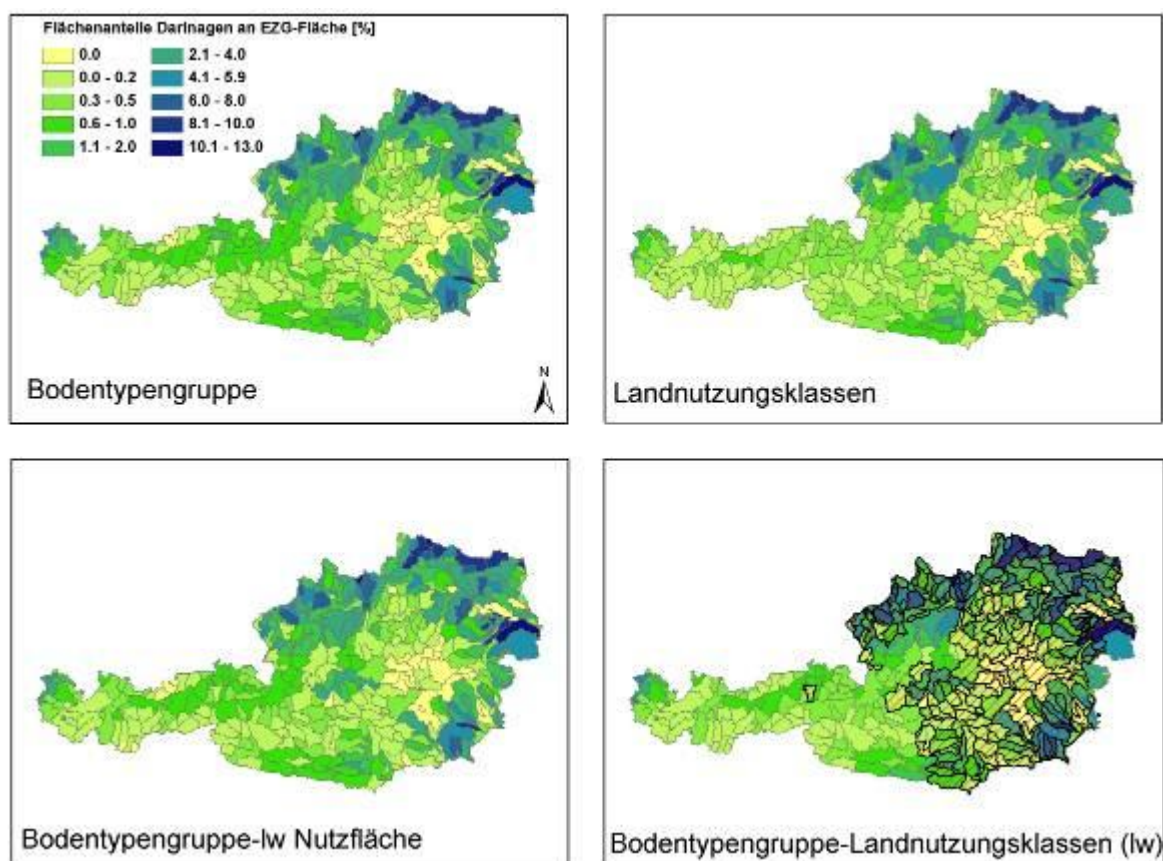


Abbildung 23: Verteilung der drainagierten Flächen in Österreich unter Nutzung von vier verschiedenen Klassifikationen

Wie bereits erwähnt, weist die Kombination von Landnutzungsklassen und Bodentypengruppen die beste Übereinstimmung und plausibelste Verteilung der Drainagen in Österreich auf. Mit 1201km² gedräneter Gesamtfläche in Österreich liegen die Dränflächen

des neu erstellten Ansatzes unter der bisher in MONERIS ausgewiesenen Fläche von 1356km².

Die neue, erstmals auf Grundlage einer fundierten Datenbasis für Österreich abgeleitete Verteilung der drainierten Fläche zeigt dabei eine viel genauere Unterscheidung als sie in der ursprünglichen Anwendung von MONERIS vorlag. Das liegt zum einen in der feineren Aufteilung der EZG, aber auch in der Bildung einer deutlich höheren Anzahl an funktionellen Klassen aus Bodentypengruppen und Landnutzung.

Die Verlässlichkeit des Berechnungsansatzes steigt zudem, wenn man berücksichtigt, dass annähernd 80% der ausgewiesenen Drainageflächen aus der Datenbasis stammen. Lediglich 20% der für Österreich ausgewiesenen drainierten Flächen werden durch den entwickelten Ansatz den übrigen EZG zugewiesen.

Da aber aus den bereits diskutierten Gründen auch die vorhandenen Daten hohe Unsicherheiten aufweisen, wird in dem kleinräumigeren Projekt „Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden und Planungen“ des Landes Oberösterreich, eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, die das Ziel hat, die aus der Datenunsicherheit der Drainageflächen herrührende Ergebnisunsicherheit darzustellen. Grundsätzlich kann damit gerechnet werden, dass die Dränfläche in Österreich, die in dem vorgestellten Ansatz berechneten Flächen in einer Größenordnung bei einem abgeschätzten Deckungsgrad von 50-70%, zwischen 30% und 50% übersteigt. Dies würde zu Österreichweiten Dränflächengrößen zwischen 1560 km² und 1800 km² führen.

4.2 Einträge von Gebirgsflächen

4.2.1 Auswahl von Testgebieten

Für die Durchführung der Untersuchungen von Einträgen aus Gebirgsflächen war es wichtig Gebiete zu finden, bei denen die Nährstoffemissionen durch Gebirgsgebiete dominiert werden. Dies ermöglicht eine spezifische Betrachtung der für diese Gebiete relevanten Eintragspfade, deren Einfluss ansonsten durch andere Eintragspfade überlagert wird. Folgende Kriterien wurden zur Auswahl der Testgebiete festgelegt.

- Geschlossene Einzugsgebiete bei denen die Gebirgsflächen dominieren.
- Einzugsgebietsfläche bis 400 km².
- Gute Datenlage bezüglich der Messung von Nährstoffparametern (TP, PO₄-P, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N), Temperatur, pH und Schwebstoffen (SS) in den Fließgewässern am Gebietsauslass. Als gute Datenlage werden zumindest 12 Messungen pro Jahr über zumindest 3 Jahre verstanden. Bei einer häufigeren Messfrequenz können auch kürzere Datenreihen ausreichend sein.
- Verfügbarkeit von Tagesdaten der Abflüsse am Gebietsauslass über zumindest 15 Jahre, welche den Zeitraum der Messungen der Gütedaten beinhalten. Gütemessungen und Abflussmessungen sollten möglichst am gleichen Ort durchgeführt werden. Falls dies nicht der Fall ist, ist eine Abweichung der Einzugsgebietsfläche des Abflusspegels vom Gütepegel von 15% zulässig.
- Keine oder geringe landwirtschaftliche Aktivität im Einzugsgebiet.
- Geringe Siedlungsdichte und geringer Einfluss von Punkteinleitungen auf die Nährstofffrachten in den Fließgewässern.

4.2.2 Darstellung der Testgebiete

4.2.2.1 Österreichische Testgebiete

In Österreich konnten insgesamt 29 Testgebiete ausgewählt werden, für welche die genannten Kriterien weitgehend zutreffen. Die Lage dieser Gebiete in Österreich ist in Abbildung 24 dargestellt. Für alle 29 Gebiete sind ausreichend Fließgewässer-Messdaten vorhanden, um die Frachten für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) am Gebietsauslass ermitteln zu können. Für Gesamtphosphor (TP) ist dies für 26 Gebiete der Fall. Gesamtstickstoff wird in Österreich nicht gemessen, für diesen Parameter ist daher ein Pegelabgleich nicht möglich. Neben den Testgebieten, die zur Kalibrierung herangezogen wurden, konnten für DIN 20 und für TP 16 zusätzliche Messstellen gefunden werden, die zur Validierung der adaptierten Modellansätze genutzt werden konnten.

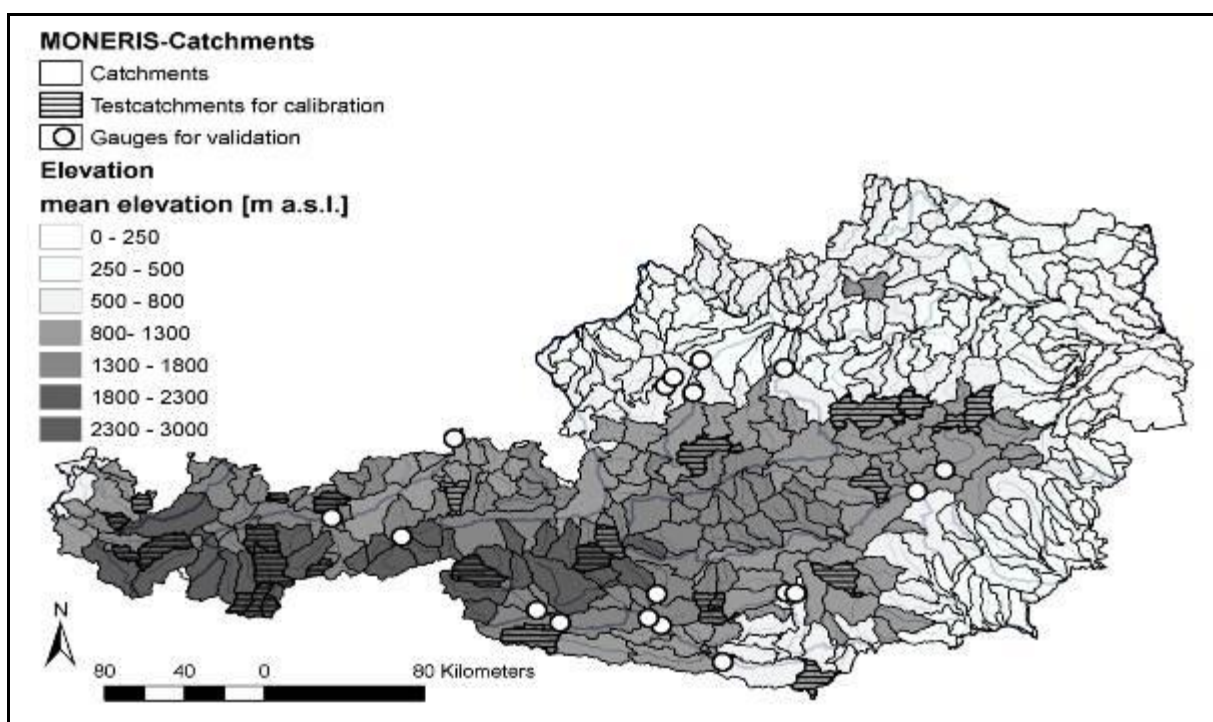


Abbildung 24: Darstellung der österreichischen Teileinzugsgebiete mit Ausweisung der gewählten Testgebiete und der Messpegel, die für eine Validierung herangezogen wurden

4.2.2.2 Bayrische Testgebiete

Neben den Untersuchungen an den Testgebieten in Österreich konnte eine Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt etabliert werden. Im Rahmen dieser Zusammenarbeit wurden für die Betrachtungen von Nährstoffemissionen aus Gebirgsgebieten in Bayern 6 weitere Testgebiete ausgewählt, für welche die vorher definierten Kriterien weitgehend zutreffen. Vier dieser Gebiete (Partnach, Ammer, kleiner Regen und große Ohe) liegen in Bayern. Zwei der Gebiete (Loisach und Isar) liegen zu einem großen Teil in Österreich, allerdings konnten für diese Gebiete bayrische Frachterhebungen verwendet werden.

Die Abbildung 25 zeigt die Messstellen der bayrischen Testgebiete, welche in den nördlichen Kalkalpen nahe der bayrisch-österreichischen Grenze liegen. Für die in Bayern gelegenen Gebiete sind auch die Einzugsgebietsgrenzen dargestellt. Kleiner Regen und Große Ohe liegen im bayrischen Wald an der bayrisch-tschechischen Grenze. Die Lage der Messstellen sowie die Einzugsgebietsgrenzen sind in Abbildung 26 dargestellt. Die Tabelle 11 zeigt eine Auswahl von Grunddaten der Testgebiete.

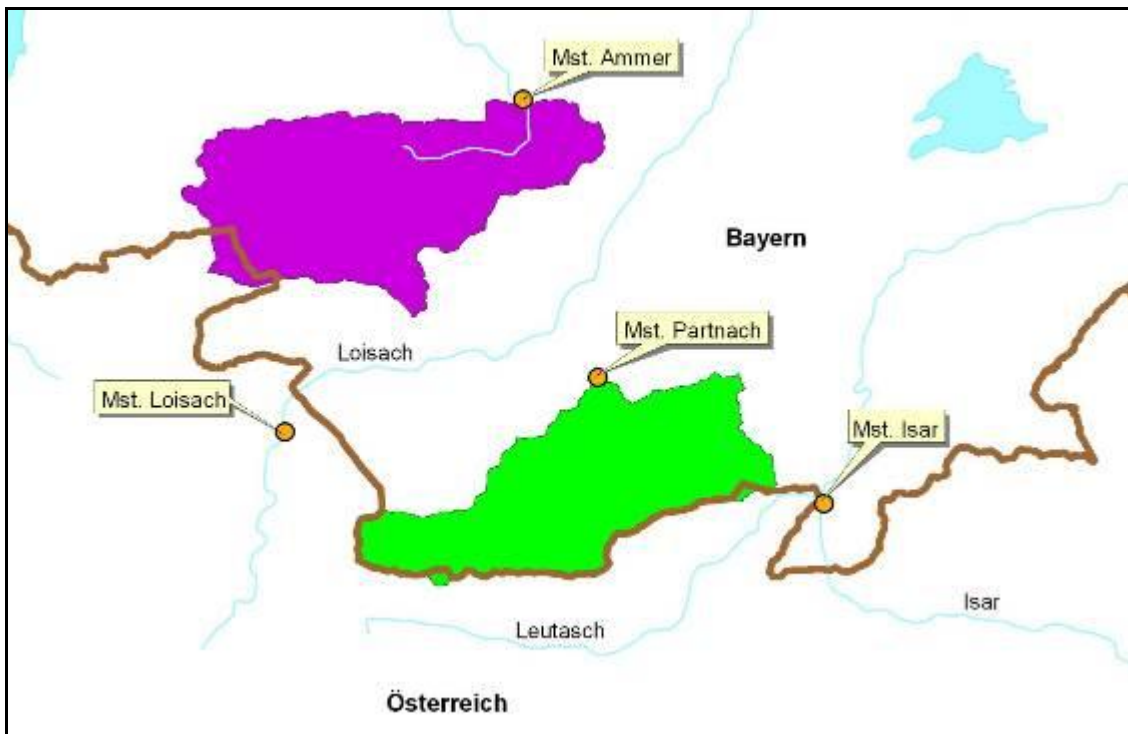


Abbildung 25: Bereich nördliche Kalkalpen: Messstellen der bayrischen Testgebiete sowie Lage der in Bayern gelegenen Testgebiete.



Abbildung 26: Bereich bayrischer Wald: Messstellen und Einzugsgebietsgrenzen der bayrischen Testgebiete.

Tabelle 11: Grunddaten der bayrischen Testgebiete

Name		Loisach	Isar	Partnach	Ammer	Grosse Ohe	Kleiner Regen
Einzugsgebiet	km ²	154	288	96	114	20	14
Landwirtschaftliche Nutzfläche	%	5	2	6	10	1	2
Siedlungsflächen	%	4	1	0	1	0	0
Wald	%	73	60	55	73	99	98
Offene Flächen	%	18	37	38	16	0	0
Festgestein gut durchlässig	%	100	94	100	100	0	0
Festgestein schlecht durchlässig	%	0	6	0	0	100	100
Abflußhöhe	mm/a	887	873	1329	917	1127	1088
DIN Gewässerfracht	kg/(ha.a)	5,7	6,4	6,8	6,4	13,9	10,5
TP Gewässerfracht	kg/(ha.a)	0,20	0,14	0,49	0,09	0,15	0,07
Bevölkerungsdichte	Einwohner/km ²	28	16	0	7	0	0

4.2.3 Erste Anwendung von MONERIS 2.14 in Testgebieten

Der Pegelabgleich (Vergleich von aus Messdaten abgeleiteten Gewässerfrachten mit modellierten Gewässerfrachten) einer ersten Anwendung von MONERIS 2.14 in der Originalversion ist in Abbildung 27 und Abbildung 28 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass es zu erheblichen Abweichungen zwischen den über Messungen abgeleiteten und den modellierten (gerechneten) Frachten kommt. Diese Abweichungen treten sowohl in den österreichischen Testgebieten, als auch in den bayrischen Testgebieten und den österreichischen Validierungsgebieten auf.

Für den anorganischen Stickstoff (DIN; Abbildung 27) kommt es vor allem bei geringen flächenspezifischen Frachten zu einer deutlichen Überschätzung durch die Modellierung. Mit zunehmenden flächenspezifischen Frachten nehmen die Abweichungen tendenziell ab. Beim Gesamtphosphor (TP) werden vor allem einige sehr hohe flächenspezifische Gewässerfrachten nicht durch die Modellierung abgebildet. Bei geringen flächenspezifischen Frachten kommt es dagegen zumeist zu einer Überschätzung durch die Modellierung. Es ist deutlich, dass MONERIS 2.14 in seiner Originalversion nicht geeignet ist Nährstoffemissionen aus österreichischen und bayrischen Gebirgsgebieten mit einer Einzugsgebietsgröße < 400 km² zufriedenstellend abzubilden. Adaptierungen sind erforderlich.

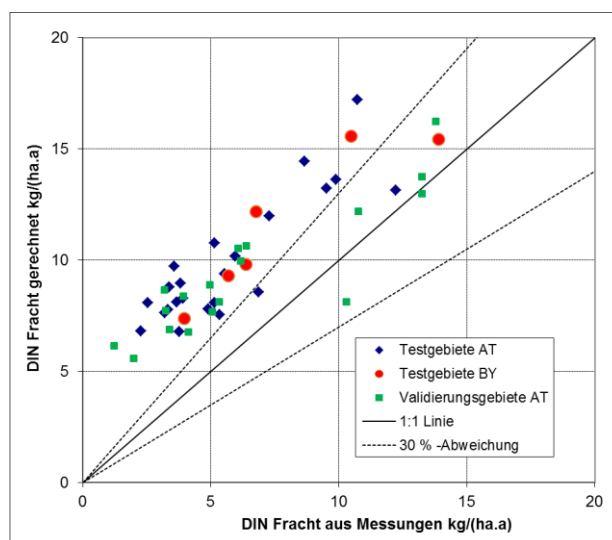


Abbildung 27: Gegenüberstellung von gemessenen flächenspezifischen Stickstofffrachten im Gewässer mit (über MONERIS 2.14 in der Originalversion) errechneten Gewässerfrachten für ausgewählte Testgebiete.

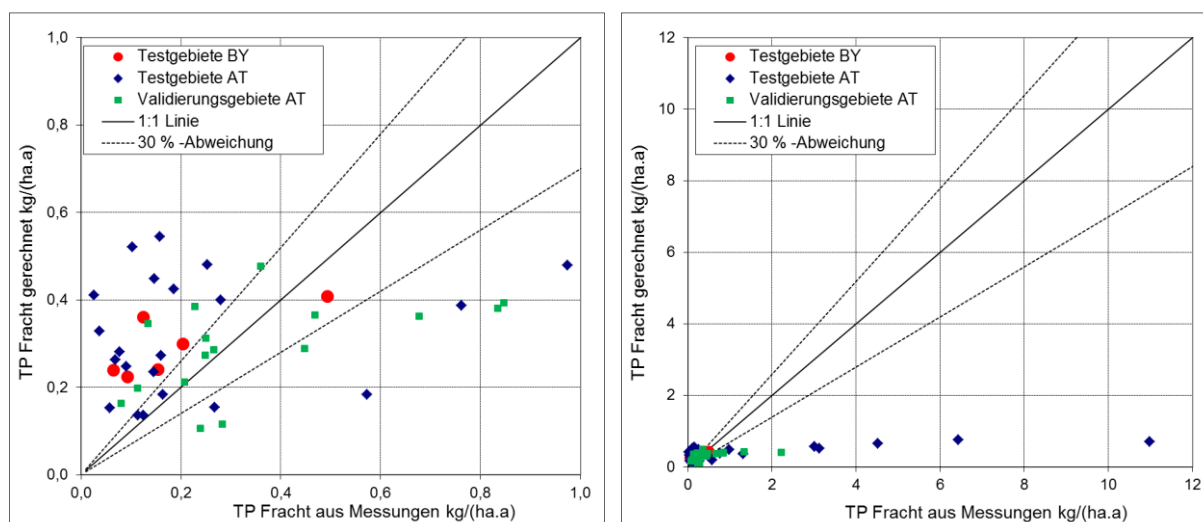


Abbildung 28: Gegenüberstellung von gemessenen flächenspezifischen Phosphorfrachten im Gewässer mit (über MONERIS 2.14 in der Originalversion) errechneten Gewässerfrachten für ausgewählte Testgebiete; links: 0-1 kg P/(ha.a); rechts: 0-12 kg P/(ha.a)

4.2.4 Adaptierung der Stickstoff- Einträge über Gebirgsflächen

Bei den wesentlichen Berechnungsansätzen der Stickstofffrachten in gebirgigen Regionen, wie dem Anteil der Schneeschmelze am Oberflächenabfluss, der Berechnung des N-Überschusses sowie der Berechnung der Retention im Grundwasser zeigen sich in der bisherigen MONERIS 2.14 Version erhebliche Ungenauigkeiten, die dazu führen, dass das Systemverhalten in den gebirgigen Regionen nicht abgebildet werden kann. Die bedeutendsten Einflussgrößen für die Stickstoffemissionen in diesen Gebieten sind die N-Depositionen, welche im wesentlichen die N-Bilanzen der Oberböden bestimmen, der Retentionsansatz im Grundwasser und der Stickstoffeintrag mit dem Oberflächenabfluss, wobei auch der Schneeschmelzabfluss zu berücksichtigen ist.

Die notwendigen und aus der Modellstruktur logisch abgeleiteten Modifikationen der in MONERIS 2.14 verwendeten Berechnungsansätze betreffen im Detail für Stickstoff folgende Aspekte:

- Die Stickstoffbilanz für die N-Deposition ist fehlerhaft umgesetzt, da die Einträge über den Oberflächenabfluss nicht vom Überschuss auf der Fläche abgezogen werden. Daher erfolgte eine neue Berechnung, die den Verlust aus dem Oberflächenabfluss berücksichtigt.
- Die Stickstoff Emissionen aus der Schneeschmelze sind nicht an die Depositionen gekoppelt, sondern werden mit einer vorgegebenen Konzentration berechnet. Es erfolgte eine Berechnung aus den Depositionen.
- Der Abfluss aus der Schneeschmelze wird deutlich überschätzt. Hier erfolgte eine Anpassung der Modellalgorithmen.
- Die Retention im Grundwasser wird in Gebieten mit geringen N-Überschüssen und hohen Sickerwassermengen deutlich unterschätzt. Die vorliegenden Algorithmen wurden angepasst.
- Eine gute Modellanpassung konnte letztendlich nur erreicht werden, wenn auch die N-Deposition durch eine höhenabhängige Korrektur bereinigt wurde.

4.2.4.1 Berechnungen des Schneeschmelzabfluss

Um den Anteil der Schneeschmelze am Oberflächenabfluss in gebirgigen Regionen in MONERIS ausweisen zu können, wurde anhand von täglichen Abflussmessungen für die österreichischen Testgebiete eine Ganglinienseparation durchgeführt (Arnold *et al.*, 1995). Mittels dieser Methode zur Separierung der einzelnen Abflusskomponenten anhand langjähriger Zeitreihen der Abflüsse, konnte der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss ausgewiesen werden. Dabei wurde anhand der Testeinzugsgebiete zunächst der wesentliche Einfluss der Schneeschmelze auf den Oberflächenabfluss nachgewiesen und quantifiziert.

In einem weiteren Schritt wurde der über Ganglinienseparation ermittelte Oberflächenabfluss mit dem über den MONERIS-Ansatz abgeleiteten (aus Oberflächen- und Schneeschmelzabfluss aufsummierten) gesamten Oberflächenabfluss verglichen. Es zeigte sich, dass es in der MONERIS Anwendung zu einer deutlichen Überschätzung des Oberflächenabflusses in den gebirgigen EZG kommt, der auf eine klare Überschätzung des Schneeschmelzanteils zurückzuführen ist. Dieser wird in MONERIS mit der folgenden Formel berechnet.

$$Q_s = K1 \times (JN - 800)^{k2}$$

Dabei gilt:

Q_s = Abfluss aus Schneeschmelze in mm,

$K1$ = Modellkonstante (in v. 2.1.4 = 4),

JN = Jahresniederschlag in mm;

$K2$ = Modellkonstante (in 2.1.4 = 1, in früheren Versionen = 0,45)

Auffällig ist, dass der in der MONERIS 2.14 Version verwendete Exponent $K2$ mit 1 deutlich höher war, als in den älteren MONERIS Versionen, in denen er mit 0,45 angesetzt wurde. Eine optimale Anpassung zwischen den aus der Ganglinienseparation berechneten Anteilen des Oberflächenabflusses und den in MONERIS berechneten Anteilen am Gesamtabfluss ergab eine Konstante $K2$ von 0,6 (Abbildung 29). Dieser Wert weicht nur wenig von dem ursprünglich verwendeten Wert (0,45) ab. Für die weiteren Berechnungen wurde die Modellkonstante $K2$ mit 0,6 festgesetzt.

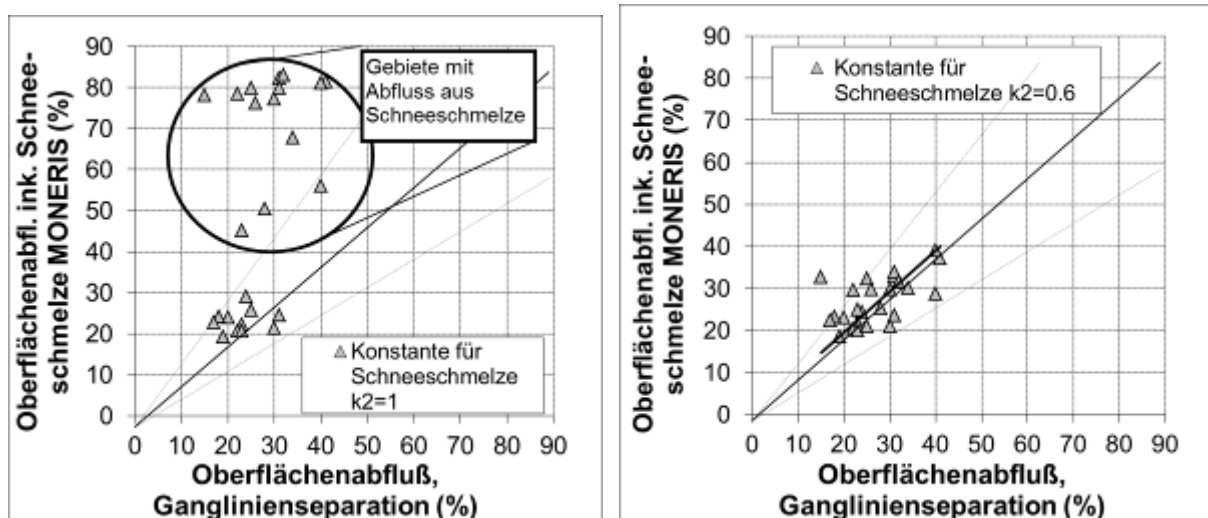


Abbildung 29: Vergleich von Anteilen des Oberflächenabflusses aus den Berechnungsansätzen von MONERIS (vor der Modifikation links und nach der Modifikation rechts) mit Ergebnissen aus der Ganglinienseparation.

4.2.4.2 Schneeschmelze und Stickstoffüberschuss

In der Originalversion von MONERIS 2.14 wird die Stickstoffkonzentration im Abfluss aus der Schneeschmelze mit einem konstanten Wert von 0,1 mg/l angesetzt. Da die Konzentration im Schnee und damit auch im Abfluss aus der Schneeschmelze, wie auch der Oberflächenabfluss aus dem Regen, im Wesentlichen durch die Deposition bestimmt wird, wurde die Konzentration im Abfluss über Schneeschmelze in gleicher Weise wie die Konzentration im Oberflächenabfluss aus dem Regen über die Konzentration im Niederschlag (Deposition durch Niederschlag) berechnet.

Die Deposition stellt den wesentlichen Stickstoffeintrag auf nicht produktive Flächen und Waldflächen dar. Über den Oberflächenabfluss wird ein Teil dieser Deposition von der Fläche abtransportiert. Dies wird in der Originalversion MONERIS 2.14 jedoch nicht berücksichtigt, sondern die gesamte Deposition wird in der Berechnung für den Gewässereintrag über den Grundwasserpfad als Stickstoffüberschuss auf der Fläche angesetzt. Dieser Ansatz wurde adaptiert, in dem der Stickstoffverlust über Oberflächenabfluss zur Berechnung des Überschusses auf nicht produktiven Flächen und Waldflächen von der Deposition abgezogen wurde. In gleicher Weise wurde der Oberflächenabfluss vom Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen abgezogen. Bei diesen ist der Einfluss dieser Veränderung jedoch sehr gering, während er für Waldflächen und sonstige Flächen bedeutend sein kann.

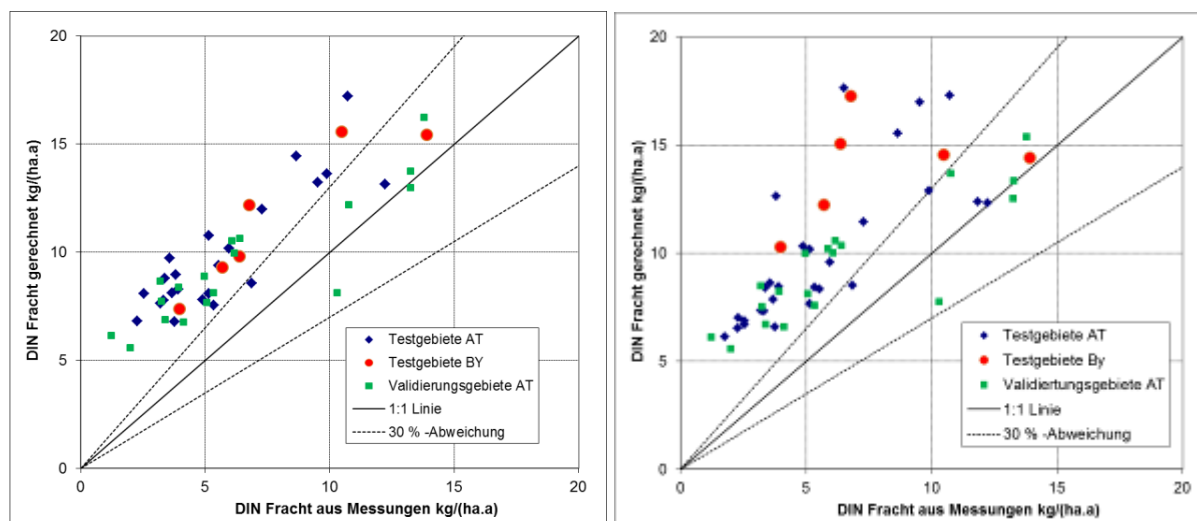


Abbildung 30: Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und einer ersten Version mit Anpassungen (rechts)

Insgesamt führte diese Adaptierungen jedoch zu keiner wesentlichen Verbesserung der Modellanpassung (Abbildung 30). Die gemessenen N-Frachten, wurden durch die modellierten N-Frachten zumeist noch immer deutlich überschätzt. Nach diesen Adaptierungen verblieben noch zwei wesentliche Einflussgrößen für die Stickstoffemissionen aus Gebirgsflächen: die Denitrifikation im Grundwasser und die N-Deposition im Einzugsgebiet.

4.2.4.3 Denitrifikation im Grundwasser

Bei genauerer Betrachtung der Berechnungsansätze für die Denitrifikation im Grundwasser fällt auf, dass die vorliegenden Algorithmen bei Überschüssen von etwa $>20 \text{ kgN}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ oder Sickerwassermengen von $<500 \text{ mm}$, wie sie in den meisten Gebieten Deutschlands aber auch in anderen Teilen Europas vorherrschen eine plausible Retention von Stickstoff durch Denitrifikation widerspiegeln, die in Abhängigkeit der Sickerwassermengen, Stickstoffüberschuss auf den Flächen und Hydrogeologie zwischen 30% und 90% des Überschusses liegt. Bei Überschüssen $<20 \text{ kg}/\text{ha} \cdot \text{a}$, und erhöhten Sickerwassermengen, wie sie vielfach in gebirgigen Gebieten der Alpen zu erwarten sind, sinkt die Elimination von

Stickstoff aus der wässrigen Phase durch Denitrifikation massiv ab. Bei einer Sickerwasserrate von 500 mm und einem Überschuss von 20 kg/ha*a wird z.B. in dem Ansatz eine Denitrifikation für gut durchlässiges Festgestein von 50% des Überschusses, bei 10 kg/ha*a von 30% des Überschusses berechnet. Bei Sickerwassermengen von 1500 mm/a wird bei Überschüssen <12 kg/ha*a z.B. für gut durchlässiges Festgestein keinerlei Retention berechnet, es käme rechnerisch sogar zu einer Erhöhung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser (siehe Abbildung 31).

Die verwendeten Gleichungssysteme zeigen in Wertebereichen von Abflüssen und N-Überschüssen, die für das Flachland wahrscheinlich sind, eine plausible Reduktion der grundwasserbürtigen Stickstoff-Frachten durch Denitrifikation. Dies sind auch jene Bereiche für die das Gleichungssystem entwickelt wurde. In gebirgigen Regionen mit Festgesteinsuntergrund dagegen kommt es zu deutlich geringeren N Überschüssen, die weitestgehend von den Depositionen stammen. Dazu kommt es aufgrund von hohen Niederschlägen zu hohen Sickerwassermengen. Unter diesen Bedingungen kommen die in MONERIS genutzten Gleichungssysteme an ihre Grenze, was zu einer Unterschätzung der Denitrifikation und damit zu einer deutlichen Überschätzung der Stickstoff-Emissionen aus dem Grundwasser führt. Aus diesem Grund wurde eine Adaptierung der Parameter zur Berechnung der Denitrifikation im Grundwasser notwendig. Dabei wurde darauf geachtet, dass es bei hohen Überschüssen und geringen Sickerwassermengen zu keinen wesentlichen Veränderungen der berechneten Denitrifikation kommt, da sich der Denitrifikationsansatz unter diesen Verhältnissen schon vielfach bewährt hat. In Bereichen mit geringen Überschüssen und hohen Sickerwassermengen wurde der Denitrifikationsansatz so verändert, dass sich für alle Testgebiete eine möglichst gute Anpassung zwischen modellierten und gemessenen Frachten ergibt.

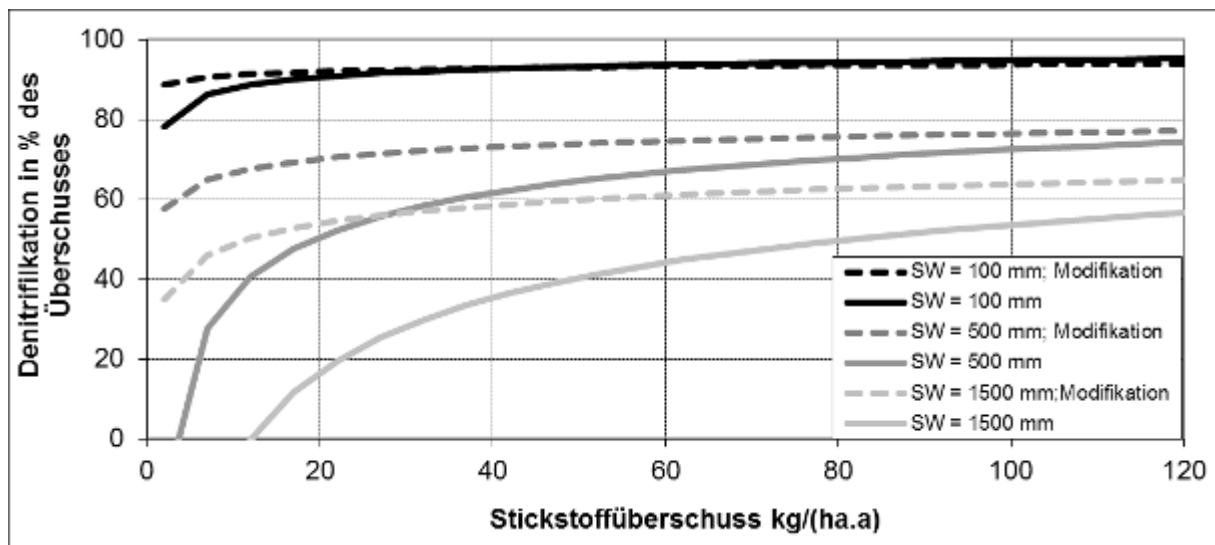


Abbildung 31: Denitrifikation im Grundwasser in Abhängigkeit von Sickerwassermengen (SW) und Stickstoffüberschuss für gut durchlässiges Festgestein (ursprüngliche Version und Modifikation)

In Tabelle 12 sind die ursprünglichen und die veränderten Modellkoeffizienten zur Berechnung der Denitrifikation im Grundwasser für die unterschiedlichen hydrogeologischen Einheiten dargestellt. Durch die Adaptierung des Denitrifikationsansatzes im Grundwasser konnte die Modellanpassung deutlich verbessert werden, allerdings war es nicht möglich für alle Gebiete eine befriedigende Anpassung zu erreichen.

Tabelle 12: Originale (Version 2.14) und modifizierte Modellkoeffizienten des MONERIS-Ansatzes zur Berechnung der Denitrifikation im Untergrund

Modellkoeffizienten	Lockergestein, nahes Grundwasser		Lockergestein, tiefes Grundwasser		Festgestein, gute Durchlässigkeit		Festgestein, schlechte Durchlässigkeit	
	original	modifiziert	original	modifiziert	original	modifiziert	original	modifiziert
a	0.64	0.64	0.64	0.64	0.64	0.85	0.64	0.85
k ₁	2752	2752	68562	68562	60.30	78.00	0.0127	1.80
k ₂	-1.54	-1.54	-1.96	-1.96	-0.90	-0.67	0.66	0.08

4.2.4.4 Höhenabhängige N- Depositionen

Eine detaillierte Interpretation der bisher erzielten Modellergebnisse führte zu der Erkenntnis, dass die Überschätzung der modellierten Stickstoff-Fracht mit einer Zunahme der mittleren Gebirgshöhe zunimmt (Abbildung 32). Eine mögliche Ursache könnte eine zunehmende Überschätzung der N-Überschüsse mit zunehmender Höhenlage der EZG darstellen. Da diese in gebirgigen Regionen durch die N-Depositionen bestimmt wird, muss demnach eine höhenabhängige Depositionsrates berücksichtigt werden, die in wissenschaftlichen Publikationen zwar angesprochen, aber nach Stand des Wissens der Autoren nicht quantifiziert worden ist.

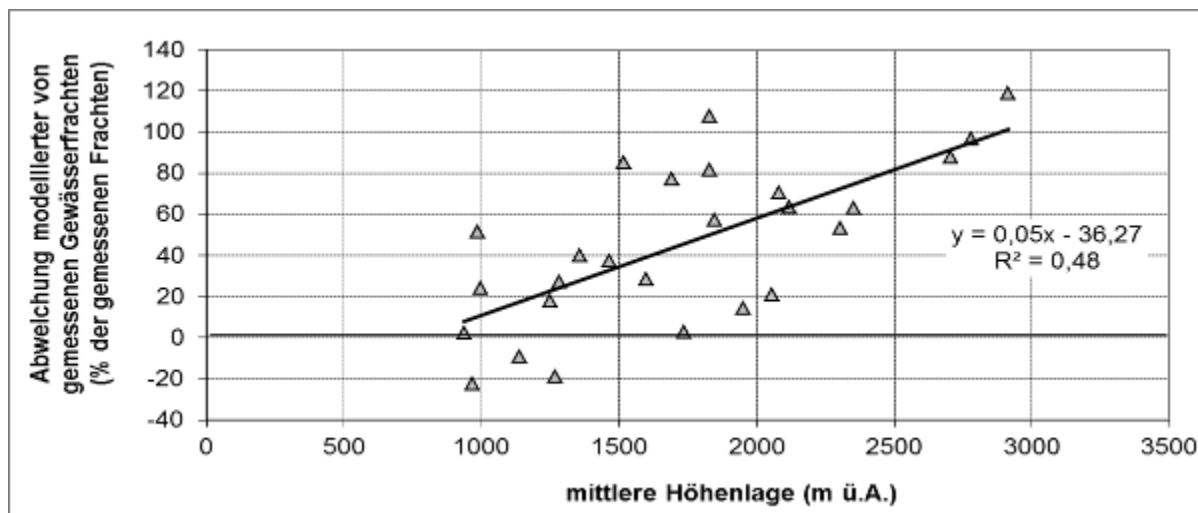


Abbildung 32: Höhenabhängige Abweichung zwischen modellierten und gemessenen DIN-Frachten

Tabelle 13: Modellparameter zur höhenabhängigen Reduktion der Deposition

	Einzugsgebiete der nördlichen Kalkalpen und der Zentralalpen mit nördlicher Exposition	Andere Einzugsgebiete
Koeffizient zur Reduktion der Deposition (m ⁻¹)	0.0002	0.0004

Berücksichtigt man eine Höhenabhängigkeit der N-Depositionen in Form einer linearen Abnahme ab einer mittleren Höhe von 1000m, so ergibt sich noch einmal eine deutlich verbesserte Anpassung der modellierten N-Frachten an die gemessenen N-Frachten. Eine weitere Verbesserung der Anpassung der Modellierung ergibt sich, wenn die höhenabhängige Abnahme der Deposition zusätzlich in Abhängigkeit von Lage und Exposition variiert wird. Die gewählten Modellparameter sind in Tabelle 13 dargestellt.

4.2.4.5 Diskussion der Ergebnisse

Durch die oben beschriebenen Modifikationen in den MONERIS Berechnungsalgorithmen wurde eine deutliche Verbesserung der Modellanpassung erreicht (Abbildung 33). Durch die schrittweise Anpassung einzelner Ansätze kann die systematische Überschätzung der N-Frachten in gebirgigen EZG behoben werden, so dass sich insgesamt eine gute Anpassung mit einer Abweichung zwischen gemessenen und gerechneten Frachten von zumeist kleiner 30%, ergibt.

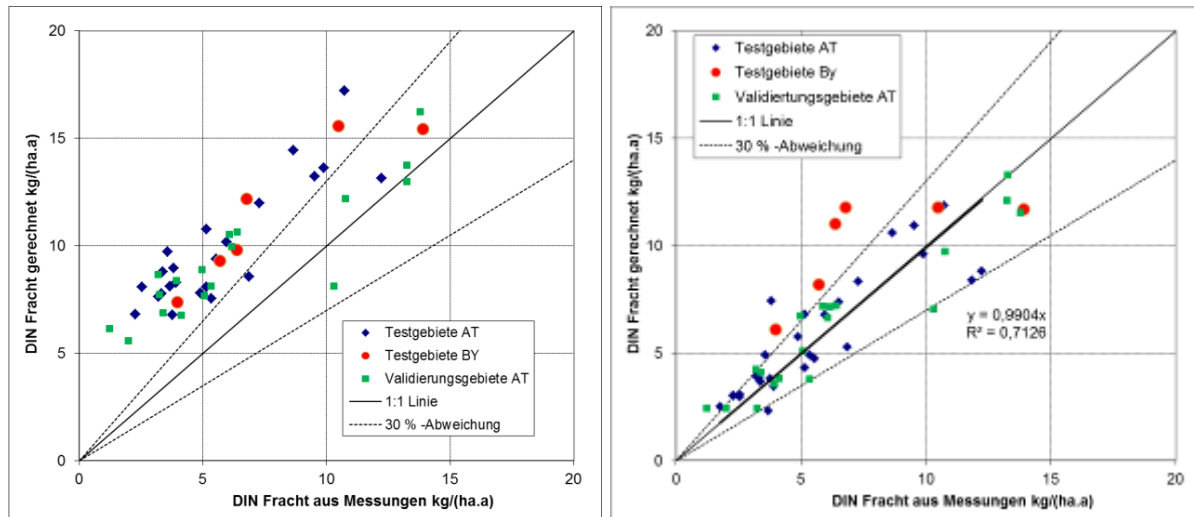


Abbildung 33: Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts)

Bei Betrachtung der Ergebnisse fällt jedoch auf, dass die erreichte Modellanpassung der bayrischen Einzugsgebiete (Testgebiete BY) teilweise nicht so gut ausfällt wie für die österreichischen (Testgebiete und Validierungsgebiete AT). Die Einzugsgebiete der Isar und der Loisach, welche überwiegend in Österreich liegen und für die auch die Einzugsgebietsdaten überwiegend aus Österreich stammen, aber bayrische Gewässerdaten zum Pegelabgleich herangezogen wurden, zeigen eine Abweichung von 30% zwischen gemessenen und gerechneten Gewässerfrachten und sind im Gesamtbild nicht weiter auffällig. Bei gemessenen Frachten von ca. 4 und 6 kg N/(ha.a) werden Frachten von ca. 6 und 8 kg N/(ha.a) modelliert. Die N-Frachten aus den Einzugsgebieten des kleinen Regen und der großen Ohe, welche im bayrischen Wald liegen, können nach Adaptierung der Ansätze sehr gut abgebildet werden. Gemessene und gerechnete Frachten liegen im Bereich von 11 bis 14 kg N/(ha.a)

Zwei bayrische Gebiete weisen auch nach der Adaptierung einen schlechten Pegelabgleich auf (Ammer und die Partnach). Bei diesen Gebieten liegen auch nach der Modelladaptierung die modellierten Stickstofffrachten deutlich mehr als 30% über den gemessenen. In beiden Fällen handelt es sich um Gebiete, die in den nördlichen Kalkalpen direkt an der Grenze zu Österreich, aber mit dem Großteil ihres Einzugsgebietes in Bayern liegen. Es zeigte sich, dass die für die bayrischen Gebiete angegebenen Depositionen um etwa 50% über den benachbarten österreichischen Gebieten liegen. Dieser Unterschied lässt sich nicht durch naturräumliche Gegebenheiten sondern nur durch die unterschiedlichen Datengrundlagen erklären. Während in Österreich die europaweit verfügbare Information aus EMEP (EMEP, 2009) mit der Auflösung eines Rasters von 50 x 50 km genutzt wurde, stehen in Bayern wesentlich spezifischere Auswertungen mit höherer Auflösung zu Verfügung, welche von Seiten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt zur Verfügung gestellt wurden. Setzt man für die bayrischen Gebiete dieselbe Deposition an, wie sie den benachbarten österreichischen Gebieten entspricht, dann gibt es auch für diese Gebiete eine gute Modellanpassung (Abbildung 34).

Die Auswertung zeigt, die entscheidende Bedeutung der Depositionsdaten für die Berechnung der Stickstoffemissionen aus Gebirgsflächen. Vergleichbare Ergebnisse für die österreichischen und bayrischen Gebirgsgebiete können nur bei vergleichbaren Eingangsdaten erwartet werden. In der Diskussion zu berücksichtigen ist auch, dass es erforderlich war, die Depositionen in Abhängigkeit der Höhenlage zu reduzieren, um für den Großteil der Einzugsgebiete eine gute Modellanpassung zu erreichen. Dies kann für die in Österreich gelegenen Einzugsgebiete mit der schlechten Auflösung der Eingangsdaten gut begründet werden. In Bayern mit der besseren Auflösung der Eingangsdaten sollte die Höhenlage in den Depositionsdaten schon berücksichtigt sein. Wird hier, die für die nördlichen Kalkalpen abgeleitete höhenabhängige Reduktion der N-Depositionen nicht angesetzt, weichen die Ergebnisse dieser beiden Gebiete noch stärker von jenen der anderen Gebiete ab.

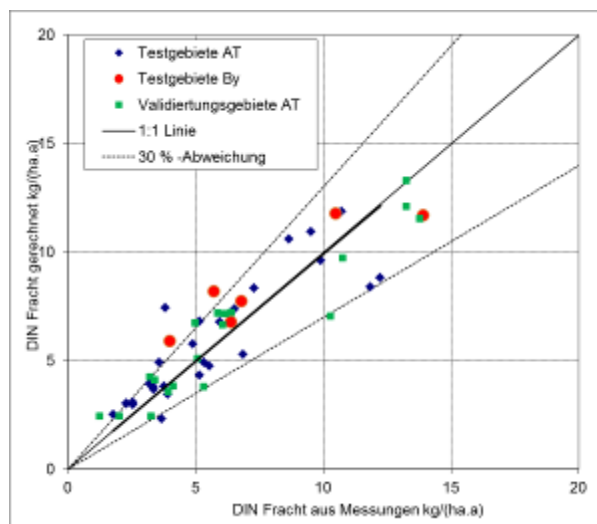


Abbildung 34: Modellanpassung der DIN Fracht in gebirgigen Testgebieten bei Adaptierung der Depositionen der in Bayern gelegenen Einzugsgebiete der nördlichen Kalkalpen an die in den benachbarten österreichischen Gebieten auf Basis von EMEP abgeleiteten Depositionen.

Da nicht anzunehmen ist, dass die Denitrifikationsbedingungen im Einzugsgebiet der Partnach und der Ammer wesentlich von anderen Gebieten mit gut durchlässigem Festgestein als dominante hydrogeologische Einheit abweichen, gibt es zwei alternative Erklärungsmöglichkeiten:

- Die für Partnach und Ammer angegebenen Depositionen überschätzen die tatsächlichen deutlich, oder
- die für Österreich angesetzten Depositionen sind deutlich zu gering und der MONERIS Ansatz zur Berechnung der Denitrifikation im Untergrund unterschätzt die tatsächliche Denitrifikation.

Die zweite Alternative würde bedeuten, dass die Denitrifikation im Untergrund für Gebirgsgebiete noch deutlich höher sein müsste als es dem bisherigen Retentionsansatz entspricht um die gemessenen Gewässerfrachten erklären zu können. Eine entsprechend hohe Denitrifikation kann jedoch mit dem bestehenden Retentionsansatz nicht erklärt werden, ohne diesen ganz wesentlich zu verändern.

Welche der Datengrundlagen und Modellansätze die Wirklichkeit besser widerspiegelt, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Es kann jedoch deutlich gemacht werden, dass ein Widerspruch zwischen den Depositionangaben für Ammer und Partnach und dem Retentionsansatz in MONERIS gegeben ist. Eine Klärung dieses Widerspruches müsste über die Verknüpfung von höhenabhängigen Depositionsmessungen und -modellierungen mit der Erhebung von Gewässerfrachten und Retentionsmodellierung versucht werden.

4.2.5 Adaptierung der Phosphor-Einträge über Gebirgsflächen

Zur Quantifizierung der Phosphoreinträge über Gebirgsflächen in Fließgewässer sind als Eingangsparameter vor allem der Schwebstoffabtrag, die P-Konzentration in den Schwebstoffen sowie die P-Konzentrationen in Grundwasser und Oberflächenabfluss relevant. Folgende Modifikationen der in MONERIS 2.14 verwendeten Berechnungsansätze der P-Emissionen wurden durchgeführt:

- In der Originalversion MONERIS 2.14 wird für den Schwebstoffeintrag aus offenen Flächen (darunter werden alle Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung oder Waldbestand verstanden) ein pauschaler Eintrag von $4\text{t/ha}\cdot\text{a}$ abgesetzt. Die Gewässerdaten der betrachteten Testgebiete zeigen aber signifikante Unterschiede von Schwebstofffrachten in vergletscherten und nicht vergletscherten EZG, welche in einem neuen Ansatz berücksichtigt wurden.
- Die als Hintergrundwerte in MONERIS verwendeten P-Gehalte sind mit 150 mg/kgTS im Schwebstoffeintrag festgelegt. Aus den vorhandenen Daten lassen sich jedoch in Abhängigkeit der vorherrschenden geologischen Formation z.T. deutlich höhere Gehalte ableiten, welche in Folge in der Berechnung implementiert wurden.
- Die Phosphor-Konzentrationen des Oberflächenabflusses und des Grundwassers aus bewaldetem und offenem Gelände sind für die Verhältnisse der bayrischen und österreichischen Gebirgsgebiete in MONERIS 2.14 deutlich zu hoch angesetzt (Oberflächenabfluss = $0,035\text{ mg/l}$; Grundwasser = $0,020\text{ mg/l}$). Auch hier konnte aus vorhandenen Daten eine Modifikation abgeleitet werden.

4.2.5.1 Schwebstoffeinträge aus offenen Gebirgsflächen

Eine Anwendung der aktuellen 2.14 MONERIS Version in den Testeinzugsgebieten zeigt im Falle einer ausgeprägten Vergletscherung eine signifikante Unterschätzung der TP- und Schwebstoff-Frachten in den Gewässern, während es in den Testgebieten ohne Vergletscherung für die TP und Schwebstoff-Frachten zu einer deutlichen Überschätzung kommt. Der pauschale Schwebstoffeintrag aus offenen Flächen von $4\text{t/ha}\cdot\text{a}$, der bislang in MONERIS Verwendung fand, spiegelt die Bedingungen in alpinen EZG nicht ausreichend wider. Daher wurden über eine einfache inverse Herangehensweise in den vergletscherten und den nicht vergletscherten Testeinzugsgebieten flächenspezifische Schwebstoffraten abgeleitet, bei denen eine möglichst gute Übereinstimmung von gemessenen und modellierten Schwebstofffrachten erzielt werden konnte.

Bei offenen Gebirgsflächen ohne Gletschereinfluss wurden auf diese Weise Schwebstoffeinträge von $0,2\text{ t/ha}\cdot\text{a}$ ermittelt. Diese liegen signifikant unter den bisher generell in MONERIS verwendeten Eintragsfrachten und stimmen gut mit Bodenabtragsdaten für bewaldete Gebiete der Bodenabtragskarte überein. In vergletscherten Gebirgsflächen wurden dagegen signifikant erhöhte Schwebstoffeinträge von $35\text{ t/ha}\cdot\text{a}$ ermittelt, die hauptsächlich mit der Gletscherschmelze in die Gewässer eingetragen werden und gemeinhin als Gletschertrübe bekannt sind.

4.2.5.2 P-Gehalte in Schwebstoffen aus offenen Gebirgsflächen

Die in der bisherigen MONERIS Version verwendeten Hintergrundwerte der P-Gehalte, die aus der Verwitterung der Gesteine stammen, werden mit 150 mg/kgTS angesetzt. Daten zu P-Gehalten im Festgestein unterschiedlicher geologischer Formationen liegen nicht flächendeckend vor. Eher kommt es zu vereinzelt Angaben von P-Gehalten in verschiedenen Gesteinsformationen. Dazu kommt, dass eine genaue Zuordnung der jeweiligen geologischen Formation in einem Gebiet aufgrund der Heterogenitäten oft schwierig ist. Generell liegt der P-Gehalt in der Erdkruste bei etwa $800 - 900\text{ mgP/kgTS}$ (Meschik, 2010). Für eine Ableitung von P-Gehalten in den relevanten Gesteinsformationen wurde erneut eine inverse Herangehensweise herangezogen. Zunächst konnten die getesteten Einzugsgebiete (EZG) grob in Urgestein- (Gneis, Schiefer) dominierte und in Kalk-dominierte EZG klassifiziert werden. In einem zweiten Schritt wurden die

Schwefstofffrachten im Gewässer gegen die Frachten des partikulären Phosphors (TP in SS) aufgetragen (Abbildung 35).

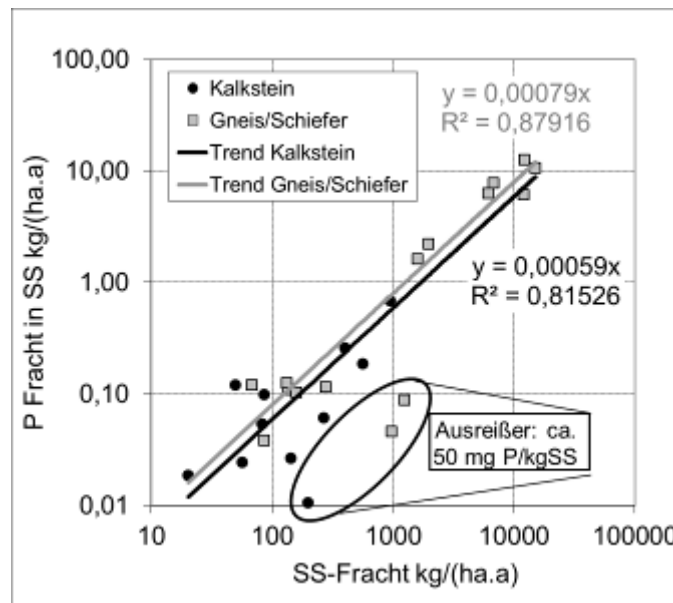


Abbildung 35: Zusammenhang zwischen partikulärer Phosphor (PP) Fracht und Schwebstoff-Fracht in Testeinzugsgebieten mit einer Dominanz unterschiedlicher Gesteinsarten (Urgestein und Kalkstein).

Es zeigt sich, dass sowohl für Kalkstein dominierte EZG als auch für Urgestein dominierte EZG signifikante lineare Beziehungen zwischen Schwebstoff-Fracht und partikulärer P-Fracht abgeleitet werden können. Mittels der in Abbildung 35 angeführten Regressionen ergeben sich für Kalkstein (mit der hydrogeologischen Einheit Festgesteine mit hoher Durchlässigkeit) P-Gehalte von 590 mg/kgTS und für Gneis/Schiefer (hydrogeologische Einheit: Festgesteine mit geringer Durchlässigkeit) P-Gehalte von 790 mg/kgTS. Allerdings zeigt Abbildung 35 auch, dass es in einigen EZG trotz Dominanz der jeweiligen geologischen Formation zu deutlich niedrigeren P-Gehalten kommen kann. Die Ursache hierfür ist bisher nicht bekannt. Eine Abreicherung der Schwebstoffe an P könnte z.B. durch eine erhöhte Beimengung von Quarzsanden oder anderen P-armen Mineralien erfolgen.

Tabelle 14: Modellparameter zur Berechnung der P-Emissionen durch natürliche Erosion aus offenen und natürlich bedeckten Gebirgsflächen.

Schwefstoffabträge von offenen Gebirgsflächen (> 1000m); Originalversion 2.14	t/(ha*a)	4
Schwefstoffabträge von offenen Gebirgsflächen ohne Gletscherbedeckung (> 1000 m); modifiziert	t/(ha*a)	0.2
Schwefstoffabträge von offenen Gebirgsflächen mit Gletscherbedeckung (> 1000 m); modifiziert	t/(ha*a)	35
P-Gehalt von Schwebstoffen aus offenen und natürlich bedeckten Gebirgsflächen; original	mg/kg	150
P-Gehalt von Schwebstoffen aus offenen Flächen/Kalkstein, hohe Durchlässigkeit; modifiziert	mg/kg	590
P-Gehalt von Schwebstoffen aus offenen Flächen/Gneis, Schiefer, geringe Durchlässigkeit; modif.	mg/kg	790
P-Gehalt in natürlich bedeckten Böden (Waldböden)	mg/kg	450

Die Ergebnisse belegen, dass in den alpinen Bereichen mit deutlich höheren P-Konzentrationen in den Schwebstoffen zu rechnen ist, als diese in der ursprünglichen MONERIS Version veranschlagt wurden. Das gilt sowohl für Urgestein als auch für Kalkdominierte EZG. Die Abweichungen in einzelnen EZG zeigen aber auch, dass eine genauere Zuordnung der Konzentrationen erforderlich wäre, um in Einzelfällen zu einer weiteren Verbesserung der Modellanpassung zu gelangen. Zusätzlich wurde aus dem österreichweiten Messprogramm für Bodendaten der mittlere Bodengehalt in Waldböden mit 450 mg/kgTS ermittelt. In Tabelle 14 sind die ursprünglichen sowie die geänderten

Eingangsgrößen für die Berechnung von P-Emissionen über natürliche Erosion zusammengefasst.

4.2.5.3 Oberflächenabfluss und Grundwasser

Während die in MONERIS bislang verwendete Hintergrundkonzentrationen für P in Schwebstoffen aus alpinen Gebieten Bayerns und Österreichs deutlich zu niedrig ist, dürfte eine Überschätzung der P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und im Grundwasser vorliegen. Zur Anpassung können zum einen eine Vielzahl von Analysen von P-Konzentrationen im Grund- und Quellwasser im alpinen Raum Österreichs verwendet werden. Zum anderen wurden die gemessenen gelösten Phosphorkonzentrationen in den Fließgewässern der Testeinzugsgebiete herangezogen, um die P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss abzuleiten. In Tabelle 15 sind die ursprünglichen MONERIS-Ansätze sowie die modifizierten Modelansätze dargestellt.

Tabelle 15: Modellparameter zur Berechnung der P-Emissionen über Grundwasser und Oberflächenabfluss aus offenen und natürlich bedeckten Gebirgsflächen.

P-Konzentration im Oberflächenabfluss von offenen und natürlich bedeckten Flächen, original	mg/l	0.035
P-Konzentration im Abfluss aus Schneeschmelze, original	mg/l	0.010
P-Konzentration im Oberflächenabfluss, natürlich bedeckte Lockergesteine, keine Änderung	mg/l	0.035
P-Konzentration in Oberflächenabfluss und Schneeschmelze, Gneis/Schiefer; modifiziert	mg/l	0,006
P-Konzentration in Oberflächenabfluss und Schneeschmelze, Kalkstein; modifiziert	mg/l	0.002
P-Konzentration im Grundwasser aus offenen und natürlich bedeckten Flächen, original	mg/l	0.020
P-Konzentration im Grundwasserabfluss, natürlich bedeckte Lockergesteine, modifiziert	mg/l	0.002
P-Konzentration in Grundwasserabfluss, Gneis/Schiefer; modifiziert	mg/l	0.002
P-Konzentration in Grundwasserabfluss, Kalkstein; modifiziert	mg/l	0.001

4.2.5.4 Diskussion der Ergebnisse

In Abbildung 36 und Abbildung 37 ist der Vergleich der Modellanpassung der Originalversion und der modifizierten Version für TP in den österreichischen Test- und Validierungsgebieten sowie in den bayrischen Testgebieten dargestellt. Während das Modell in der ursprünglichen Version in den gebirgigen Regionen nicht in der Lage ist die Phosphorfrachten abzubilden, ergeben sich anhand der oben beschriebenen Modifikationen und Klassifikationen Anpassungen, die zu einem deutlich besserem Ergebnis führen. Beachtet man die häufig in MONERIS angetroffene große Streuung der berechneten und gemessenen P-Frachten kann man sogar von einer guten Anpassung sprechen. Nichtsdestotrotz treten auch nach der Modifikation der wesentlichen Ansätze noch einige EZG auf, deren Abweichungen $\pm 30\%$ übersteigen. Hierbei handelt es sich um EZG, bei denen, wie oben bereits erwähnt, spezifische Eigenschaften (z.B. geringere Schwebstoff P-Gehalte) vorliegen, die durch generelle Modellansätze nicht abgebildet werden können. Eine weitere Erklärung sind Ungenauigkeiten bei der Frachterhebung, denen beim Phosphor durch den diskontinuierlichen Transport eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zukommen.

Fünf der sechs bayrischen Testgebiete weisen in diesem Vergleich eine ähnliche Anpassung auf, wie der Großteil der österreichischen Gebiete. Lediglich eines der Testgebiete zeigt eine auffällig hohe Abweichung zwischen den modellierten und den aus Messungen abgeleiteten Frachten. Dabei handelt es sich um das Einzugsgebiet der Partnach, welche Teile des Zugspitzenmassives entwässert. Es ist nicht auszuschließen, dass diese Abweichung auf Besonderheiten des Gebietes zurückzuführen ist, welche durch die Modellierung nicht abgebildet werden können. Auffällig dabei ist jedoch, dass im benachbarten Ammer Einzugsgebiet, welches ähnliche Charakteristika wie das Partnach Einzugsgebiet aufweist,

die flächenspezifischen Gewässerfrachten um einen Faktor 4 unter jenen in der Partnach liegen.

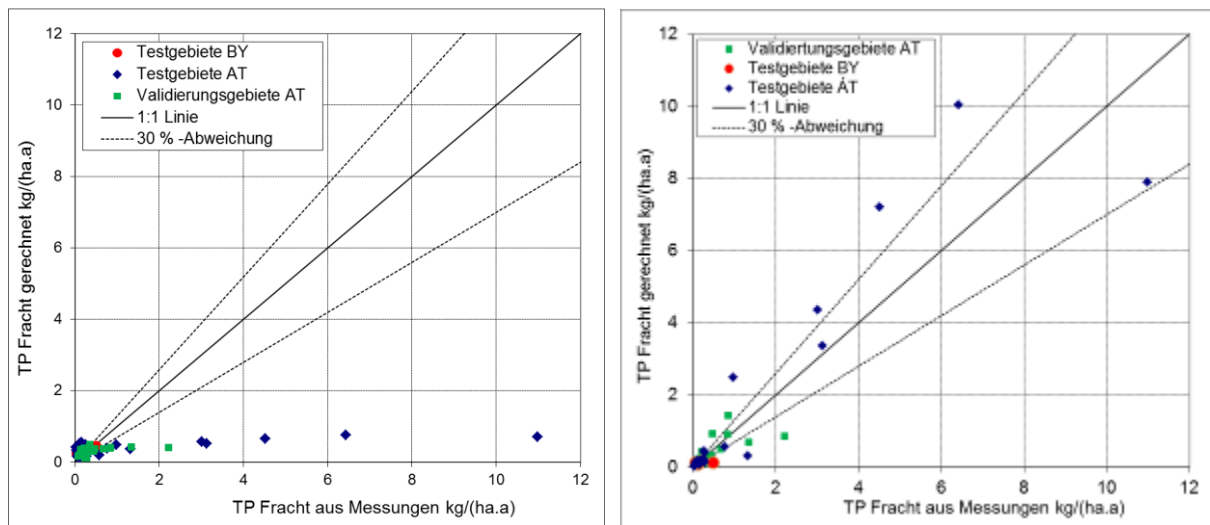


Abbildung 36: Modellanpassung der TP Fracht (0 bis 12 kgP/(ha.a)) in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts)

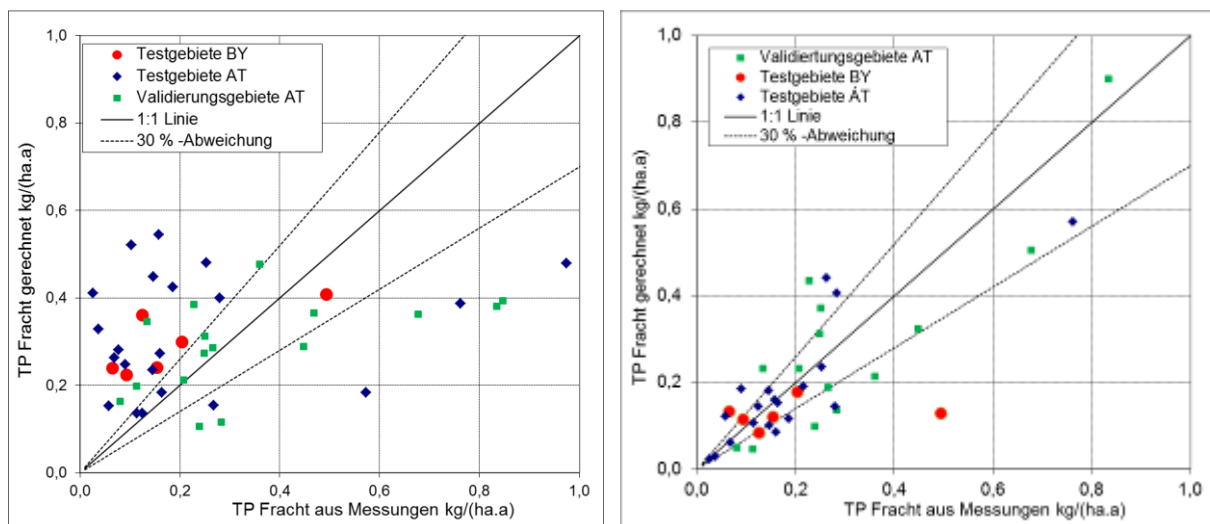


Abbildung 37: Modellanpassung der TP Fracht (0 bis 1 kgP/(ha.a)) in gebirgigen Testgebieten in der ursprünglichen Version (links) und der modifizierten Version (rechts)

Betrachtet man, die Frachterhebungen in der Partnach näher, fällt auf, dass bei diesem Gewässer lediglich für zwei Jahre (2007 und 2008) Frachterhebungen vorliegen. Die beiden Jahre weisen große Unterschiede in den erhobenen Frachten auf. Für das Jahr 2007 lässt sich aus den vorhandene Messwerten eine flächenspezifische Jahresfracht von 0,19 kgP/(ha.a) ableiten. Dies würde den modellierten Frachten, aber auch den Frachten in der benachbarten Ammer, deutlich besser entsprechen. Für das Jahr 2008 dagegen wurde eine flächenspezifische Gewässerfracht von 0,78 kgP/(ha.a) erhoben. Diese Fracht liegt deutlich über denen vergleichbarer Einzugsgebiete. Im Wesentlichen wird diese Fracht bei insgesamt 12 Konzentrationsmessungen durch zwei hohe TP-Messwerte im Sommer bestimmt. Es liegt daher die Vermutung nahe, dass im Falle der Partnach, die große Abweichung zwischen modellierten und gemessenen Frachten durch die Frachterhebung, bei der Hochwasserführungen überrepräsentiert sind, bzw. durch die kurze Messdatenreihe, verursacht sind.

4.3 Quantifizierung des Eintrages von Stickstoff ins Grundwasser

Die Stickstoff (N) Konzentration im Basisabfluss – darunter wird der Grundwasserzustrom zum Fließgewässer verstanden – wird im Modell MONERIS in Abhängigkeit vom N-Überschuss, der Sickerwassermenge und den hydrogeologischen Einheiten berechnet. Die N- Konzentration des Sickerwassers unter der Wurzelzone kann ebenfalls über den Stickstoffüberschuss auf der Fläche, die Sickerwassermenge und einer konstanten Denitrifikationsrate abgeschätzt werden. Die Einzelberechnungen werden aber in der Original Version von MONERIS nicht weiter genutzt, sondern es wird nur der Stickstoffeintrag über das Grundwasser in die Fließgewässer bei der Exfiltration ausgewiesen. Eine Ausweisung des Stickstoffeintrages in das Grundwasser (obwohl im Retentionsansatz berücksichtigt) bleibt dagegen aus.

Ein Ziel des Projektes, war es den Stickstoffeintrag in das Grundwasser zu berechnen. Um entsprechende Ansätze überprüfen zu können, wurden zusätzlich zu den benötigten Daten gemessene N- Konzentrationen im Grundwasser erhoben. Diese Messdaten können für eine Plausibilitätsprüfung verschiedener Ansätze zur Berechnung des Stickstoffeintrags ins Grundwasser genutzt werden.

Die potenzielle N- Sickerwasserkonzentration (ohne Denitrifikation im Oberboden) kann gemäß MONERIS Ansatz wie folgt berechnet werden:

$$C_{N,sw,pot} = \frac{SUR_{N,lj} \cdot 100}{q_{sw}}$$

mit $C_{N,sw,pot}$ potenzielle N Konzentration im Sickerwasser [$g\ N\ m^{-3}$]
 $SUR_{N,lj}$ durchschnittlicher, langjähriger (entsprechend der Aufenthaltszeit des Grundwassers) N- Überschuss im Oberboden [$kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$] und
 q_{sw} Sickerwassermenge [$mm\ a^{-1}$].

Die N Sickerwasserkonzentration kann dann aus der potentiellen Sickerwasserkonzentration berechnet werden:

$$C_{N,sw} = \frac{C_{N,sw,pot}^a}{a}$$

mit $C_{N,sw}$ N Konzentration im Sickerwasser [$g\ N\ m^{-3}$] und
 a Modellparameter für Denitrifikation im Oberboden (0.85).

Die N Basisabflusskonzentration errechnet sich (nach Anpassung des Ansatzes für Gebirgsflächen, siehe Kapitel 4.2) schließlich aus:

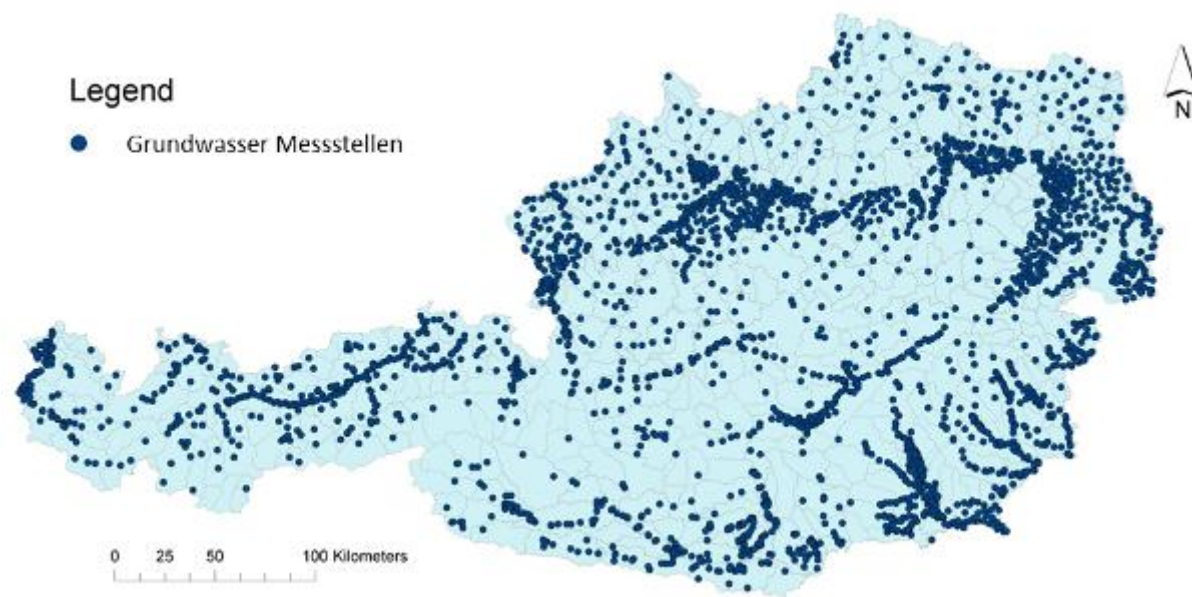
$$C_{N,ba} = \sum_{i=1}^4 \left(\frac{1}{1 + k_{1,i} \cdot q_{sw}^{k_{2,i}}} \cdot \frac{A_{hg,i}}{A_{ezg}} \right) \cdot C_{N,sw,pot}^{b_i}$$

mit $C_{N,ba}$ N Konzentration im Basisabfluss [$g\ N\ m^{-3}$]
 $A_{hg,i}$ Fläche der hydrogeologischen Einheit i [km^2]
 A_{ezg} Fläche des Einzugsgebiets [km^2]
 $k_{1,i}$ und $k_{2,i}$ Modellparameter für die Denitrifikation für die jeweilige hydrogeologische Einheit i (Tabelle 16)
 b_i Modellparameter für die Denitrifikation in der ungesättigten Zone für die jeweilige hydrogeologische Einheit i (Tabelle 16)
 i Zeichen der hydrogeologischen Einheit.

Tabelle 16: Parameter des Denitrifikationsmodells

i	Hydrogeologische Einheit	Durchlässigkeit	k_1	k_2	b
1	Lockergestein	gut	2752,22	-1,54	0,64
2	Lockergestein	schwach	68561,63	-1,96	0,64
3	Festgestein	gut	78	-0,67	0,85
4	Festgestein	schwach	1,8	0,08	0,85

Zur Plausibilitätsprüfung der Berechnung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurden insgesamt Gütedaten von 2718 Grundwassermessstellen aus mehreren Jahre ausgewertet. Abbildung 38 zeigt die Lage der Grundwassermessstellen. Für jedes Einzugsgebiet wurde aus den Daten ein zeitlicher und räumlicher Mittelwert berechnet und im Weiteren verwendet.

**Abbildung 38: Bewertete Grundwassermessstellen in Österreich**

Die gemessenen Werte im Grundwasser repräsentieren N-Konzentrationen, welche zwischen den zwei berechneten Werten (im Sickerwasser und Basisabfluss) liegen sollten. Der Überschuss auf der Fläche und damit die potentielle Sickerwasserkonzentration stellt den Ausgangswert der Betrachtungen dar. Die Sickerwasserkonzentration dagegen ist gegenüber der potentiellen Sickerwasserkonzentration um die Denitrifikation im Oberboden verringert. Auf der weiteren Fließstrecke des Wassers durch die ungesättigte Zone, das Grundwasser und die Uferzone der Fließgewässer kann es zu weiteren Denitrifikationsverlusten kommen. Die gemessenen Werte im Grundwasser repräsentieren daher Konzentrationen, welche zwischen den berechneten Werten im Sickerwasser und im Basisabfluss liegen sollten, da ein Teil der Denitrifikation auf der Fließstrecke vom Oberboden in die Fließgewässer schon erfolgt ist, ein Teil der Denitrifikation auf dem Weg durch den weiteren Grundwasserkörper und die Uferzone aber noch erfolgt.

In Abbildung 39 ist die berechnete potentielle Sickerwasserkonzentration, die berechnete Sickerwasserkonzentration nach Denitrifikation im Oberboden und die berechnete Konzentration im Basisabfluss (nach Denitrifikation im Oberboden, in der ungesättigten Zone, im Grundwasser und in der Uferzone) den gemessenen Grundwasserkonzentrationen gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die berechneten Werte zumeist plausibel sind, da sie zwischen der berechneten Sickerwasserkonzentration und der Konzentration im Basisabfluss liegen.

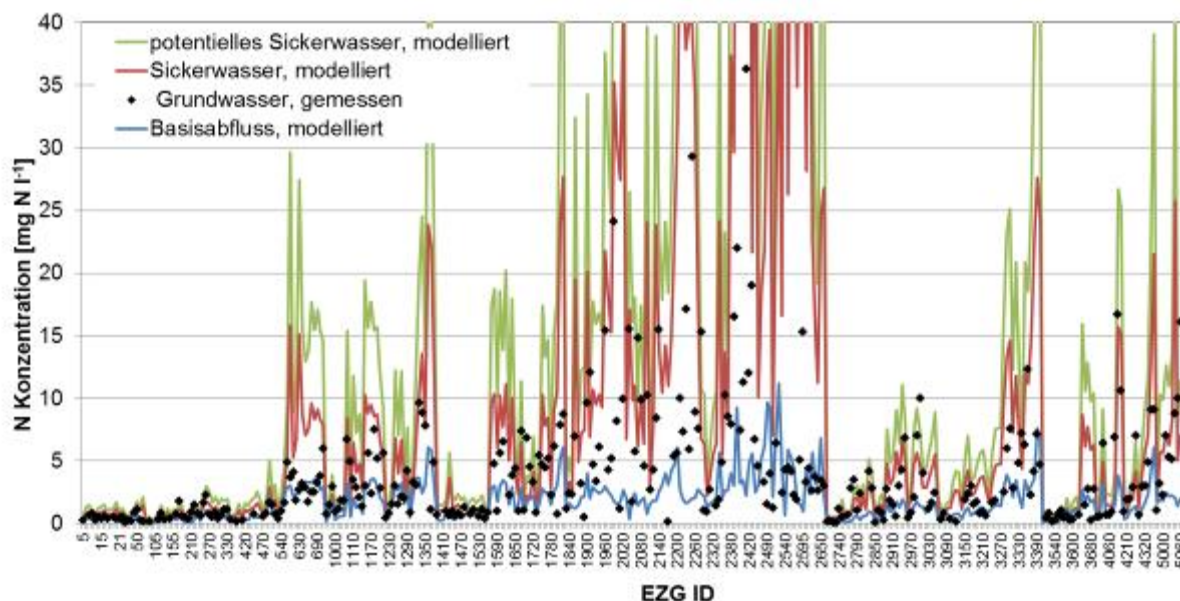


Abbildung 39: Berechnete N-Konzentrationen des Sickerwassers und des Basisabflusses und gemessene durchschnittliche N-Konzentrationen des Grundwassers

Abbildung 40, Abbildung 41 und Abbildung 42 stellen die räumliche Verteilung der mittleren N-Konzentrationen im potentiellen Sickerwasser, im Sickerwasser und im Basisabfluss dar. Höhere N-Konzentrationen treten in der Nordöstlichen Region (blauer Halbmond) von Österreich auf, die durch eine verstärkte landwirtschaftliche Nutzung und höhere N-Überschüsse bei relativ geringen Sickerwassermengen charakterisiert sind. Die Denitrifikation im Oberboden verringert die Sickerwasserkonzentrationen um 20 bis 45% (36% im Durchschnitt). Die Denitrifikation in der ungesättigten und gesättigten Zone bewirkt dagegen eine effektive Verminderung der Stickstoffkonzentrationen im unterirdischen Gebietsabfluss von 40 - 99% (74% im Durchschnitt). Entsprechend sind die Konzentrationen im Basisabfluss generell etwa um eine Größenordnung kleiner als die Konzentrationen im potentiellen Sickerwasser.

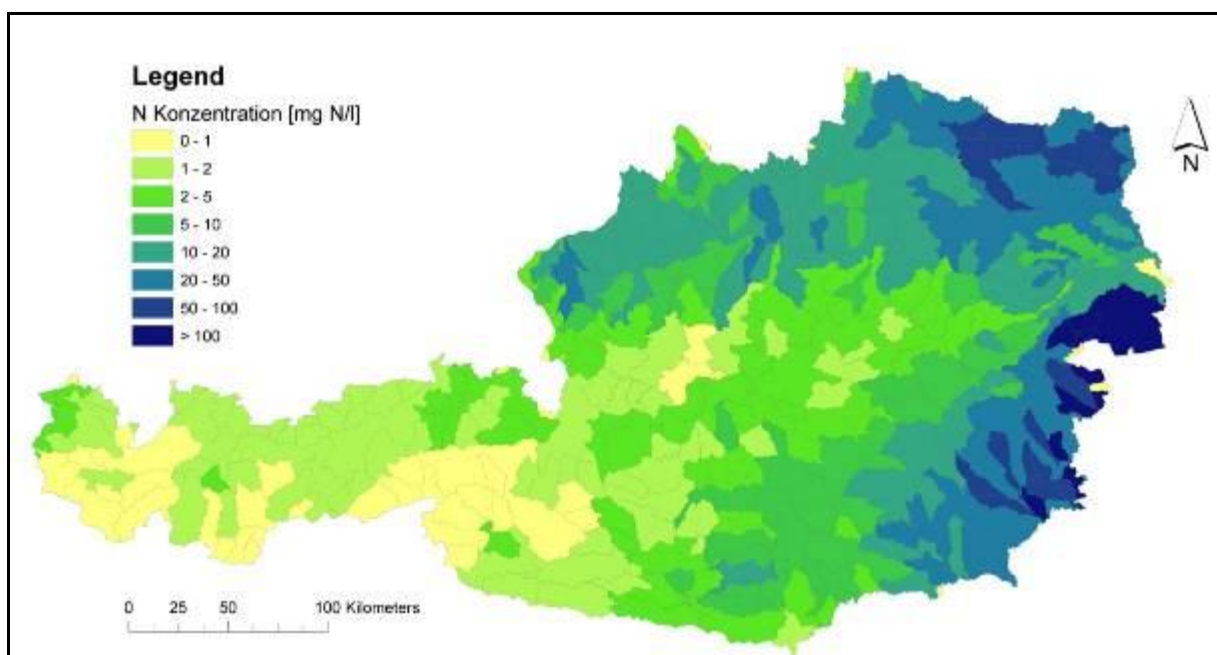


Abbildung 40: Berechnete potenzielle N-Konzentrationen des Sickerwassers (ohne Denitrifikationsverluste)

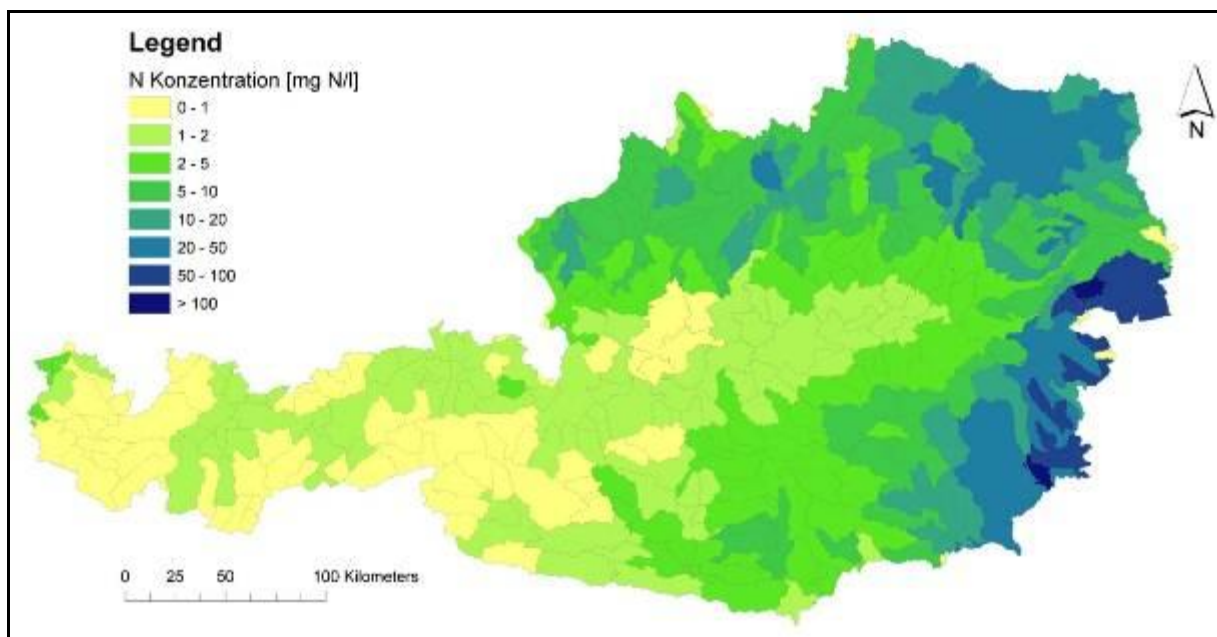


Abbildung 41: Berechnete effektive N-Konzentrationen des Sickerwassers (mit Denitrifikationsverlusten im Oberboden)

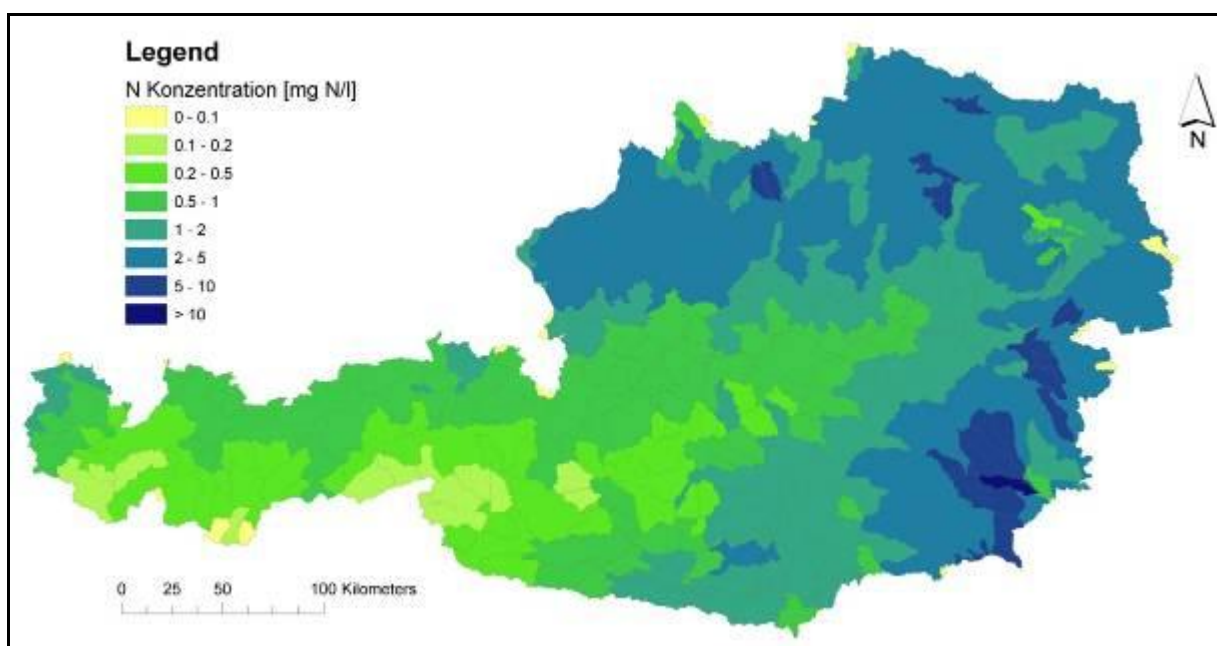


Abbildung 42: Berechnete N-Konzentrationen des Basisabflusses (mit Denitrifikationsverlusten im Oberboden und im Grundwasserkörper).

Aus den berechneten Sickerwasser- und Basisabfluss-Konzentrationen wurde ein gewichteter Mittelwert berechnet um die Modellergebnisse direkt mit den Mittelwerten der in einem Einzugsgebiet gemessenen Grundwasserkonzentrationen vergleichen zu können. Abbildung 43 und Abbildung 44 zeigen die berechneten und gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Die blauen Regionen repräsentieren die problematischen Gebiete. Das sind jene Gebiete, bei denen die mittlere Nitratkonzentration im Grundwasser des Einzugsgebietes höher als 20 mg NO_3/l ist. Der Wert von 20 mg NO_3/l wurde aus Abbildung 46 abgeleitet. Ab etwa 20 mg NO_3/l als Mittel für ein Einzugsgebiet steigt der Anteil der Grenzwertüberschreitung von 45 mg NO_3/l im Grundwasser auf über 20% der Messstellen an.

Grundsätzlich zeigen die berechneten und die gemessenen NO_3 Konzentrationen der österreichischen Einzugsgebiete eine gute Übereinstimmung. Im Detail kann es jedoch auch zu erheblichen Abweichungen kommen. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da einerseits die Modellansätze Unsicherheiten aufweisen, andererseits aber auch nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Messstellen die mittlere NO_3 Konzentration des Grundwassers im Einzugsgebiet repräsentieren.

Schließlich wurden die Messdaten anhand ihres Verhältnisses zum Grenzwert bewertet. Für jedes Einzugsgebiet wurde der Anteil der Messstellen mit Nitratkonzentrationen $>$ Grenzwert berechnet (Abbildung 45). Ein Anteil von 100% bedeutet, dass der Grenzwert für das Grundwasser an allen Messpunkten überschritten wird. Tendenziell steigt der Anteil der Grenzwertüberschreitung mit einer steigenden mittleren Konzentration im Einzugsgebiet (Abbildung 46). Bei 20 $\text{mg NO}_3/\text{l}$ mittlerer Nitratkonzentration liegt der Anteil an Messstellen mit Grenzwertüberschreitung bei 0 bis 20%. Da mit steigender mittlerer Konzentration im Einzugsgebiet der Anteil der Messstellen mit Grenzwertüberschreitungen zunimmt, kann bereits aus den mittleren Grundwasserkonzentrationen auf eine potenzielle Grenzwertüberschreitung geschlossen werden.

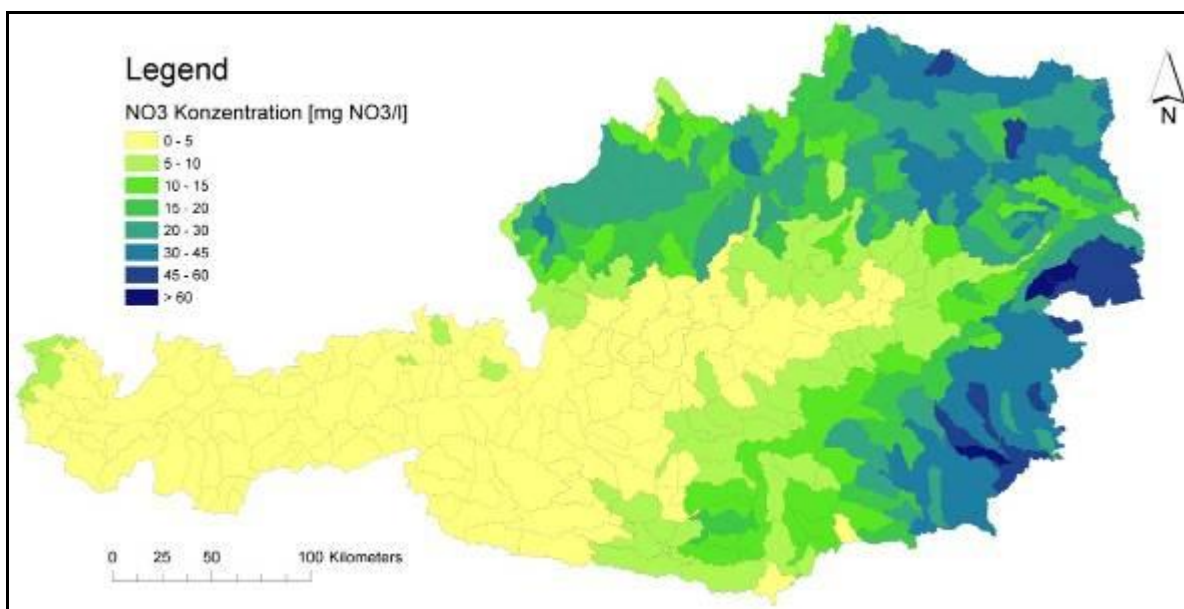


Abbildung 43: Berechnete durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers

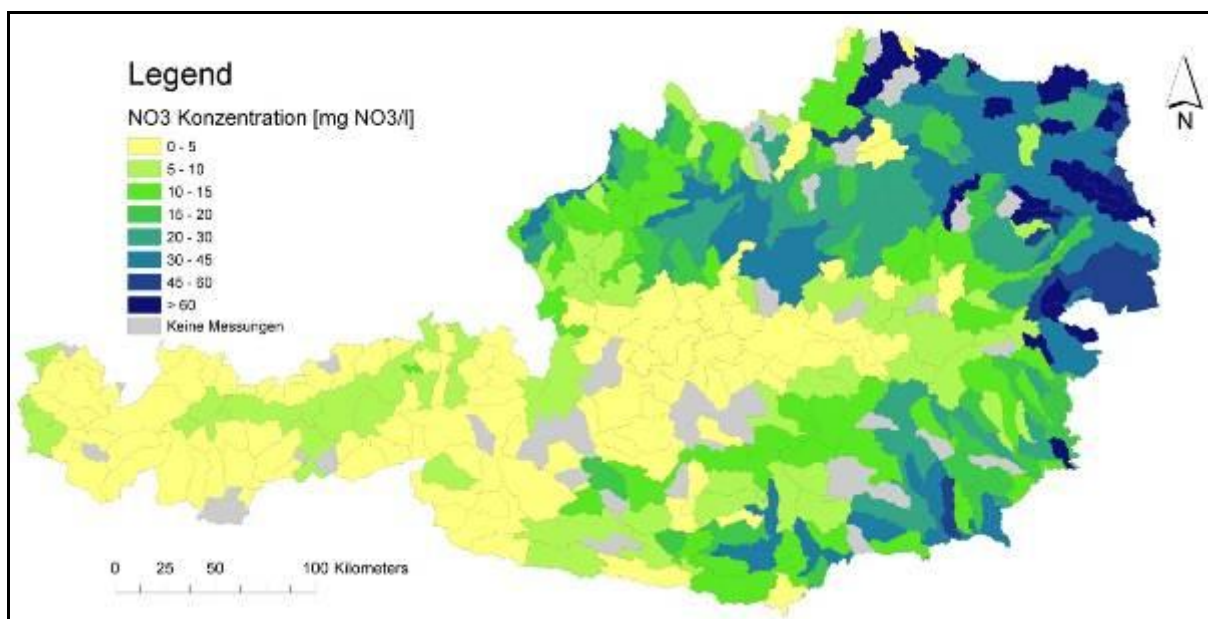


Abbildung 44: Gemessene durchschnittliche Nitratkonzentrationen des Grundwassers

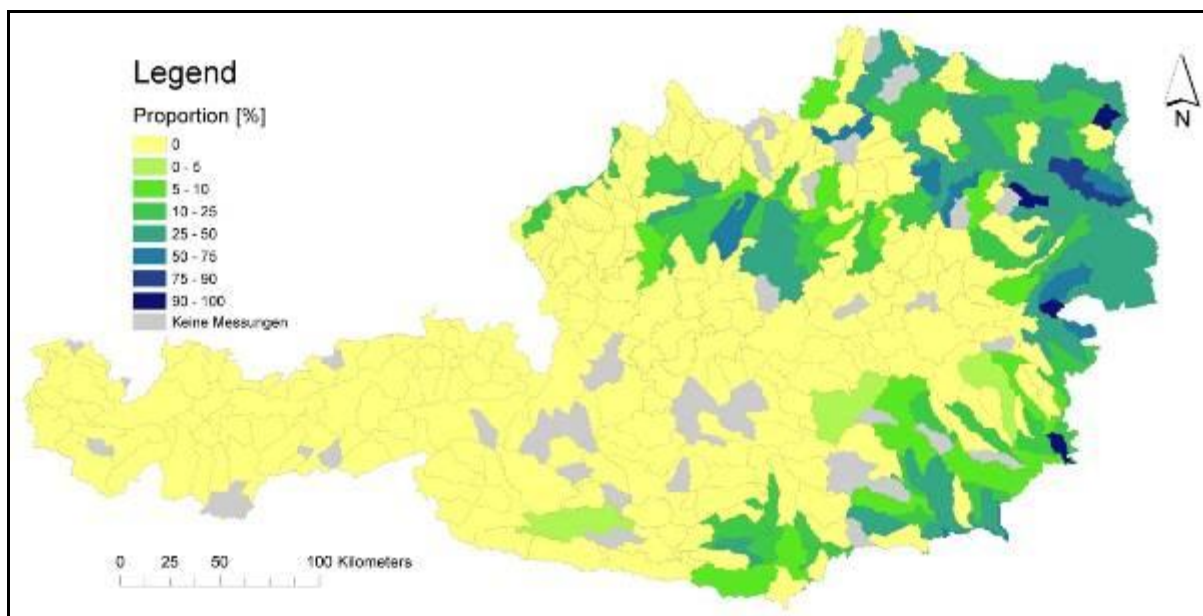


Abbildung 45: Anteil der Messpunkte mit einer gemessenen Nitratkonzentration über dem Nitratgrenzwert (von 45 mg NO₃/l) für Grundwasser

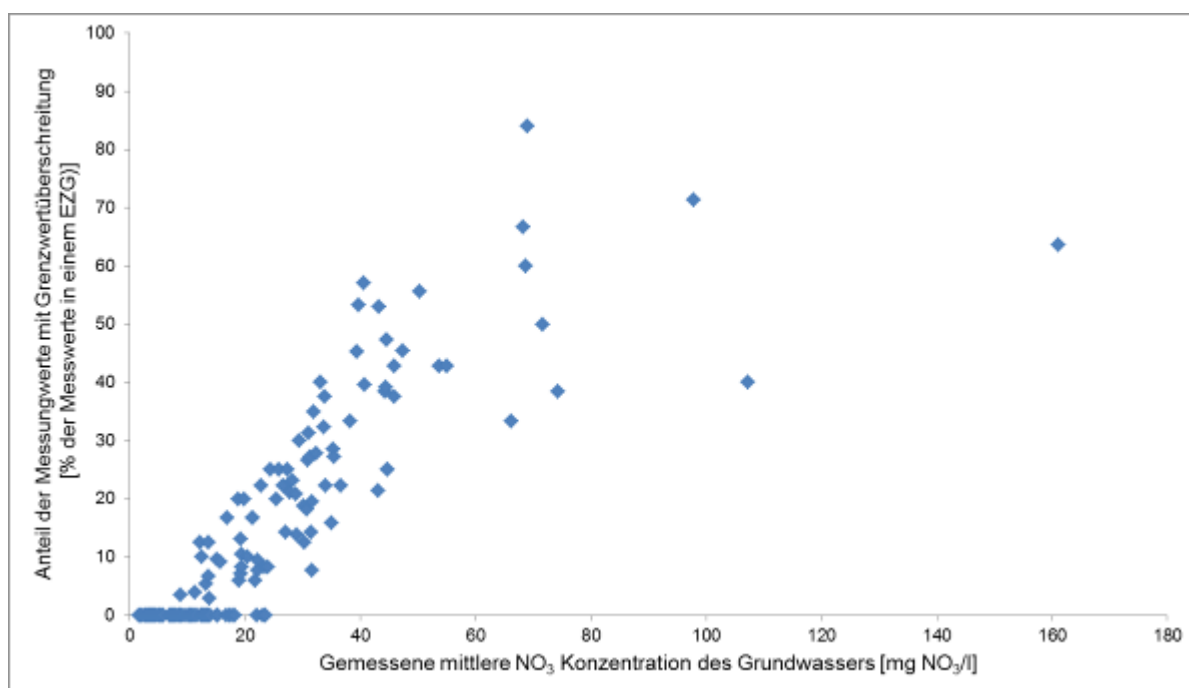


Abbildung 46: Gegenüberstellung des Anteils der Messpunkte mit einer mittleren gemessenen Nitratkonzentration über dem Nitratgrenzwert (von 45 mg NO₃/l) und der mittleren gemessenen Nitratkonzentration auf Einzugsgebietsebene

Abbildung 47 und Abbildung 48 stellen Frachtbetrachtungen zum Thema Grundwasser dar. Hier werden mittlere N Überschüsse im Oberboden auf Einzugsgebietsebene (Eingangsdaten) und die daraus abgeleiteten N Belastungen des Grundwassers über das Sickerwasser dargestellt. Grundsätzlich kann aufgrund der Denitrifikation in jedem Einzugsgebiet im Oberboden eine Verringerung der Grundwasserbelastung über das Sickerwasser im Vergleich zu den Überschüssen im Oberboden beobachtet werden. Dabei gilt, je höher der Überschuss, desto höher ist auch der absolute Denitrifikationsverlust im Oberboden.

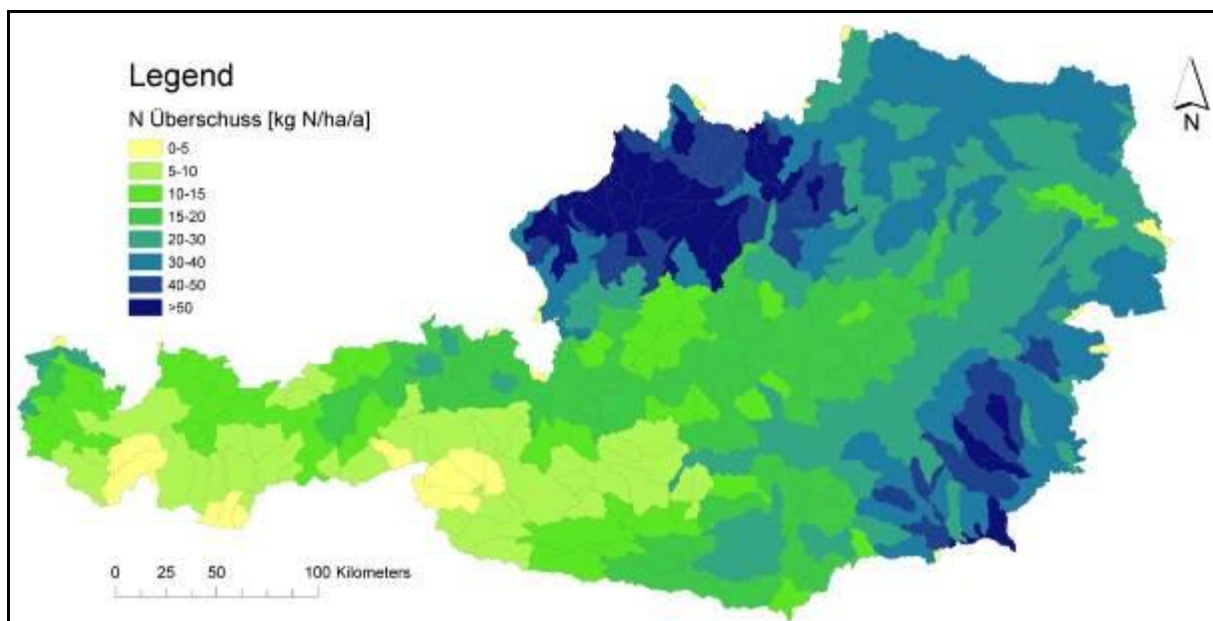


Abbildung 47: Durchschnittliche langjährige N-Überschüsse des Oberbodens

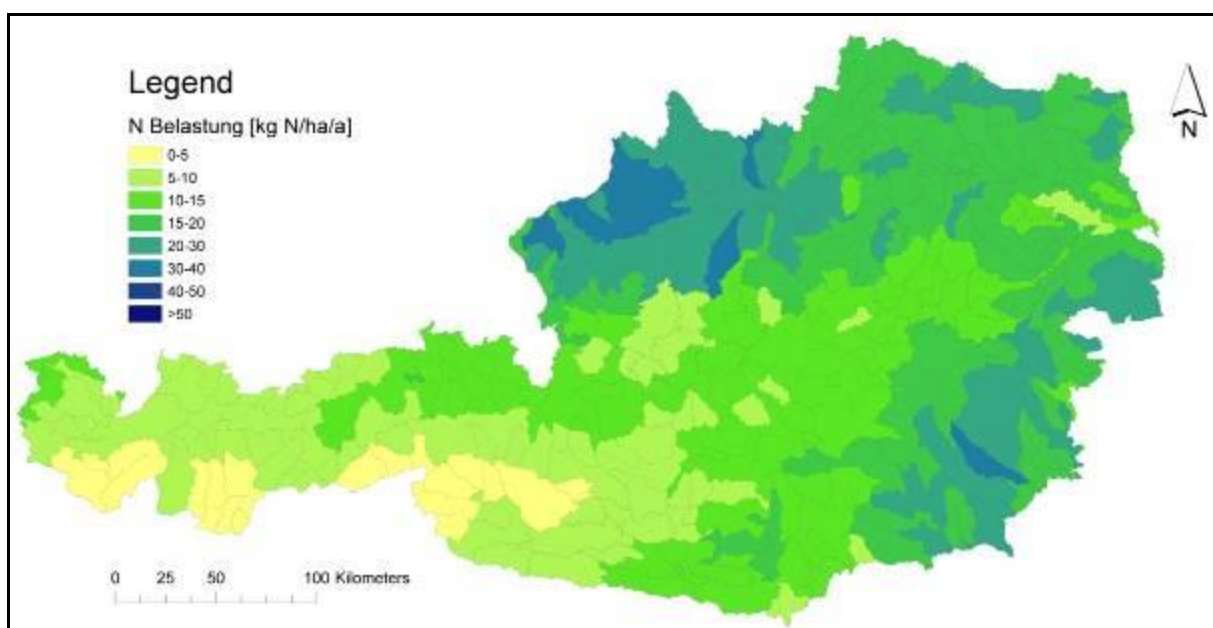


Abbildung 48: Durchschnittliche langjährige N-Belastung des Grundwassers.

4.4 Adaptierung der Phosphoremissionen über das Grundwasser

Die Phosphor Konzentration des Basisabflusses wird in MONERIS über einen flächengewichteten Durchschnittswert der konstanten Konzentrationswerte des Grundwassers unter den verschiedenen landwirtschaftlichen Bodentypen bzw. den natürlichen Flächen berechnet. Ähnlich wie bei N wurden (mit dem MONERIS-Ansatz) berechnete P Konzentrationen im Basisabfluss den Mittelwerten aus den gemessenen Grundwasserkonzentrationen eines Einzugsgebietes gegenüber gestellt.

Die P Basisabflusskonzentration wird folgendermaßen berechnet:

$$C_{P,ba} = \frac{(A_{lw} - A_{lw,dr}) \cdot C_{P,gw,lw} + A_{natveg} \cdot C_{P,gw,natveg} + A_{nat} \cdot C_{P,gw,off}}{(A_{lw} - A_{lw,dr}) + A_{natveg} + A_{off}}$$

$C_{P,ba}$	P-Konzentration im Basisabfluss [g P m ⁻³]
A_{lw}	Fläche der landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$A_{lw,dr}$	Fläche der gedrähten landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$C_{P,gw,lw}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den landwirtschaftlichen Böden [g P m ⁻³]
A_{natveg}	Fläche mit natürlicher Vegetation [km ²]
$C_{P,gw,natveg}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den Flächen mit natürlicher Vegetation [g P m ⁻³]
A_{off}	Fläche der offenen Flächen (Summe von Gletschern und unbewachsenen Flächen) [km ²]
$C_{P,gw,off}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den offenen Flächen [g P m ⁻³]

Die P Grundwasserkonzentration unter den landwirtschaftlichen Nutzflächen ist:

$$C_{P,gw,lw} = \frac{A_{lw,s} \cdot C_{P,lw,s} + A_{lw,l} \cdot C_{P,lw,l} + A_{lw,nm} \cdot C_{P,lw,nm} + A_{lw,hm} \cdot C_{P,lw,hm}}{A_{lw,s} + A_{lw,l} + A_{lw,nm} + A_{lw,hm}}$$

$A_{lw,s}$	Fläche der sandigen landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$C_{P,lw,s}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den sandigen landwirtschaftlichen Böden [g P m ⁻³]
$A_{lw,l}$	Fläche der lehmigen landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$C_{P,lw,l}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den lehmigen landwirtschaftlichen Böden [g P m ⁻³]
$A_{lw,nm}$	Fläche der landwirtschaftlichen Niedermoorböden [km ²]
$C_{P,lw,nm}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den landwirtschaftlichen Niedermoorböden [g P m ⁻³]
$A_{lw,hm}$	Fläche der landwirtschaftlichen Hochmoorböden [km ²] und
$C_{P,lw,hm}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den landwirtschaftliche Hochmoorböden [g P m ⁻³]

Die P Grundwasserkonzentration unter den natürlichen Flächen ist (nach Anpassung des Ansatzes für Gebirgsflächen, siehe Kapitel 4.2):

$$C_{P,sw,natveg} = \frac{A_{lg} \cdot C_{P,sw,lg} + A_{fg,g} \cdot C_{P,sw,fg,g} + A_{fg,s} \cdot C_{P,sw,fg,s}}{A_{lg} + A_{fg,g} + A_{fg,s}}$$

A_{lg}	Fläche der Lockergestein-Einheit [km ²]
$C_{P,sw,lg}$	P-Konzentration im Grundwasser bei den Lockergesteinen [g P m ⁻³]
$A_{fg,g}$	Fläche der Festgestein-Einheit mit guter Durchlässigkeit [km ²]

$C_{P,sw,fg,g}$	P-Konzentration im Grundwasser bei den Festgesteinen mit guter Durchlässigkeit [g P m ⁻³]
$A_{fg,s}$	Fläche der Festgestein-Einheit mit schwacher Durchlässigkeit [km ²]
$C_{P,sw,fg,s}$	P-Konzentration im Grundwasser bei den Festgesteinen mit schwacher Durchlässigkeit [g P m ⁻³]

Die P Grundwasserkonzentration unter den offenen Flächen ist:

$$C_{P,sw,off} = \frac{A_{fg,g} \cdot C_{P,sw,fg,g} + A_{fg,s} \cdot C_{P,sw,fg,s}}{A_{fg,g} + A_{fg,s}}$$

Schließlich wird die Basisabflusskonzentration unter anaeroben Bedingungen angepasst:

$$C_{P,ba,anp} = \begin{cases} C_{P,ba} & \text{wenn } C_{N,ba} > c \cdot C_{N,sw,pot} \\ d \cdot C_{P,ba} & \text{wenn } C_{N,ba} \leq c \cdot C_{N,sw,pot} \end{cases}$$

$C_{P,ba,anp}$	angepasste P-Konzentration im Basisabfluss [g P m ⁻³]
c	Modellparameter zur Bestimmung anaerobe Bedingungen und
d	Modellparameter für die Anpassung an anaerobe Bedingungen (2.5)

Insgesamt konnten für die Auswertung Gütedaten von 2334 Grundwassermessstellen für mehrere Jahre (verschiedene mehrjährige Zeitperioden bei den Messstellen, vier Werte in jedem Jahr) genutzt werden (Abbildung 49). Für jedes Einzugsgebiet wurde aus den Daten ein zeitlicher und räumlicher Mittelwert berechnet und für die Bewertung verwendet.

Grundsätzlich wurde für die weitere Auswertung davon ausgegangen, dass die mittleren Konzentrationen im Grundwasser eines Einzugsgebietes etwas höher oder höchstens gleich den Konzentrationen im Basisabfluss sind. Diese Annahme beruht auf dem Modellverständnis, wonach das Grundwasser des Einzugsgebietes den Basisabfluss speist. Die ersten MONERIS Berechnungen zeigten jedoch, dass die Konzentrationen im errechneten Basisabfluss der Einzugsgebiete vielfach deutlich über den im Grundwasser gemessenen Konzentrationen lagen (Abbildung 49). Das legt die Vermutung nahe, dass die MONERIS Konstanten für die Abbildung der P-Konzentration im Grundwasser für die österreichischen Verhältnisse, vor allem im Gebirgsbereich (siehe auch Kapitel 4.2), nicht geeignet sind.

Tabelle 17: Ursprüngliche und kalibrierte Modellparameter zur Bestimmung von P-Konzentrationen im Grundwasser-Basisabfluss

Boden/Gestein	Bodenbedeckung	ursprüngliche Konzentration (mg P/l)	kalibrierte Konzentration (mg P/l)
Sandig	Landwirtschaft	0,1	0,05
Lehmig	Landwirtschaft	0,03	0,015
Niedermoor	Landwirtschaft	0,1	0,1
Hochmoor	Landwirtschaft	2,5	2,5
Lockergestein	Wald/natürlich	0,02	0,001
Festgestein gut durchlässig	Wald/natürlich	0,02	0,001
Festgestein schlecht durchl.	Wald/natürlich	0,02	0,001
Modellparameter	Funktion	ursprünglicher Wert (-)	kalibrierter Wert (-)
c	Bestimmung anaerober Bedingungen	0,1	0,2

In einem weiteren Schritt wurden daher die Konstanten des Modells an die Messwerte angepasst. Die Konstanten, mit denen die besten Anpassungen erzielt werden konnten sind in Tabelle 17 den ursprünglich verwendeten Konstanten gegenüber gestellt. Abbildung 49 belegt, dass der adaptierte Ansatz für Österreich im Vergleich zum bisher in MONERIS verwendeten Ansatz zu einer deutlich verbesserten Abbildung der gemessenen Grundwasser P Konzentrationen führt.

Eine exakte Anpassung ist mit der gewählten Methode dennoch nicht möglich. Dies ist aber auch nicht anzustreben, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Messwerte im Grundwasser für das jeweilige EZG repräsentativ sind. Die Anpassung kann aber genutzt werden, um offensichtliche Unplausibilitäten in den bisherigen Modellannahmen zu korrigieren und führt zu einer deutlich verbesserten Abbildung der Bedingungen in Österreich.

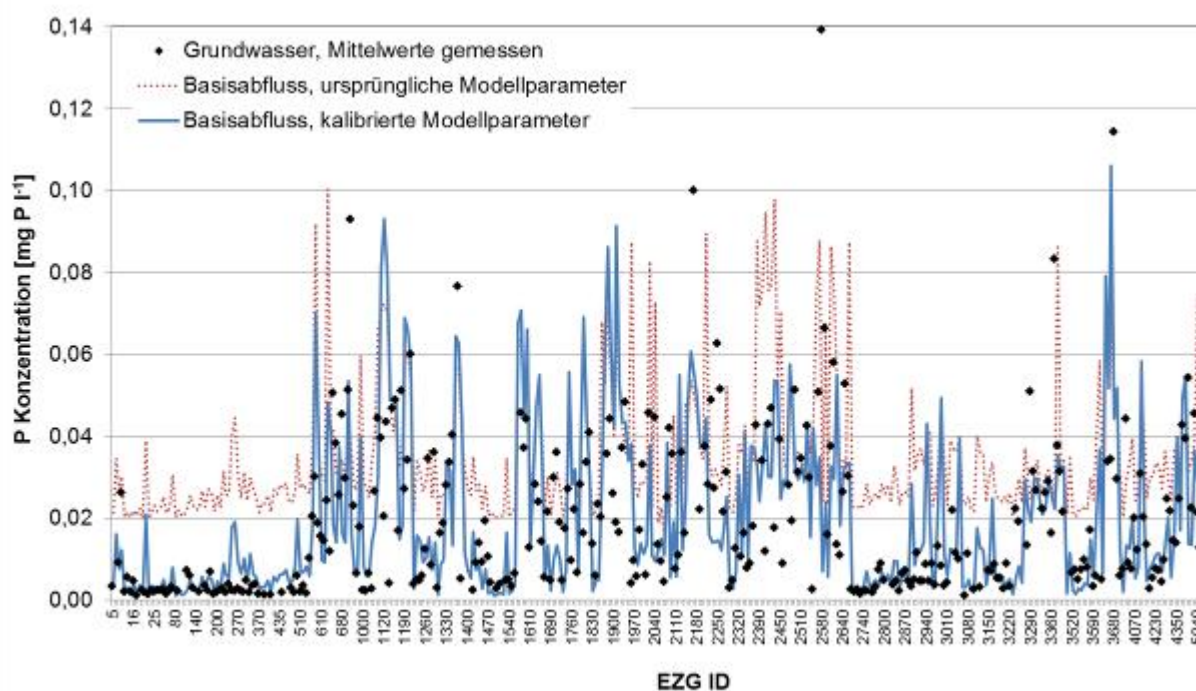


Abbildung 49: Modellierte P-Konzentrationen des Basisabflusses mit ursprünglichen und mit angepassten Modellparametern im Vergleich zu den gemessenen durchschnittlichen P-Konzentrationen des Grundwassers

Die Verteilung der modellierten Basisabflusskonzentrationen sind in Abbildung 50 dargestellt. Die höchsten Konzentrationen werden für den Norden und Osten berechnet. Dort werden auch die höchsten Grundwasserkonzentrationen gemessen. Die Konzentrationen im Alpenbereich liegen zumeist bei wenigen $\mu\text{gP/l}$.

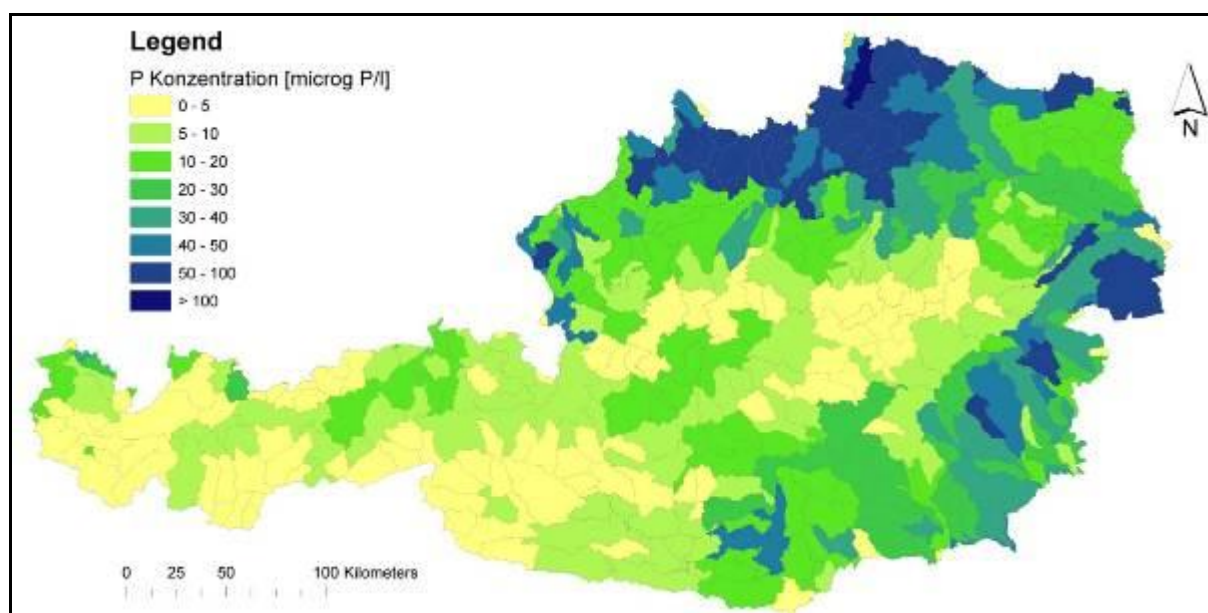


Abbildung 50: Berechnete P-Konzentrationen des Basisabflusses (mit Adsorptionsverlusten im Oberboden und Uferzonen und P-Rücklösung bei anaeroben Grundwasserbedingungen)

4.5 Verwendung österreichischer Bodendaten

In MONERIS werden die Bodengehalte von landwirtschaftlichen Nutzflächen aus geogenen Hintergrundkonzentrationen und der langjährigen Anreicherung im Boden aufgrund von Phosphorüberschüssen berechnet. Für Waldböden wurde mit Grundgehalten (die aus deutschen Waldböden abgeleitet wurden) gearbeitet. Für die Arbeiten in Österreich wurde untersucht, ob TP-Gehalte in österreichischen Böden auch über die österreichische BORIS Datenbank (Abbildung 12) abgeleitet werden können, bzw. wieweit die beiden Ansätze zu vergleichbaren Ergebnissen führen.

Grundsätzlich sollte untersucht werden, ob

- I. die österreichischen Bodendaten dazu geeignet sind die in MONERIS verwendeten TP Bodengehalte als Eingangsdaten (zur Berechnung des P-Eintrages in die Gewässer über Erosion) zu verbessern
- II. die für die Berechnung der Erosion von natürlich bedeckten Flächen herangezogenen Hintergrund P-Gehalte der MONERIS Version mit den BORIS Daten übereinstimmen.

Ein grundsätzliches Problem bei der Verwendung des BORIS Datensatzes liegt darin, dass die meisten Daten für landwirtschaftliche Flächen als pflanzenverfügbares P_2O_5 (CAL-Phosphor) vorliegen, der MONERIS Ansatz jedoch Gesamtphosphorgehalte verwendet. Nur für Waldböden und für wenige landwirtschaftlich genutzte Böden liegen in BORIS Gesamtphosphorwerte vor.

Damit sind zwei wesentliche Schritte notwendig um eine mögliche Verbesserung des österreichischen Eingangsdatensatzes zu ermöglichen. Erstens, eine Klassifizierung der Daten nach typischen Kulturklassen, um diese Gehalte dann den betrachteten Einzugsgebieten zuordnen zu können und zweitens eine Umrechnung der Gehalte an pflanzenverfügbarem P_2O_5 in P-Gesamtgehalte.

Die Ergebnisse beider Schritte sind in Abbildung 51 dargestellt.

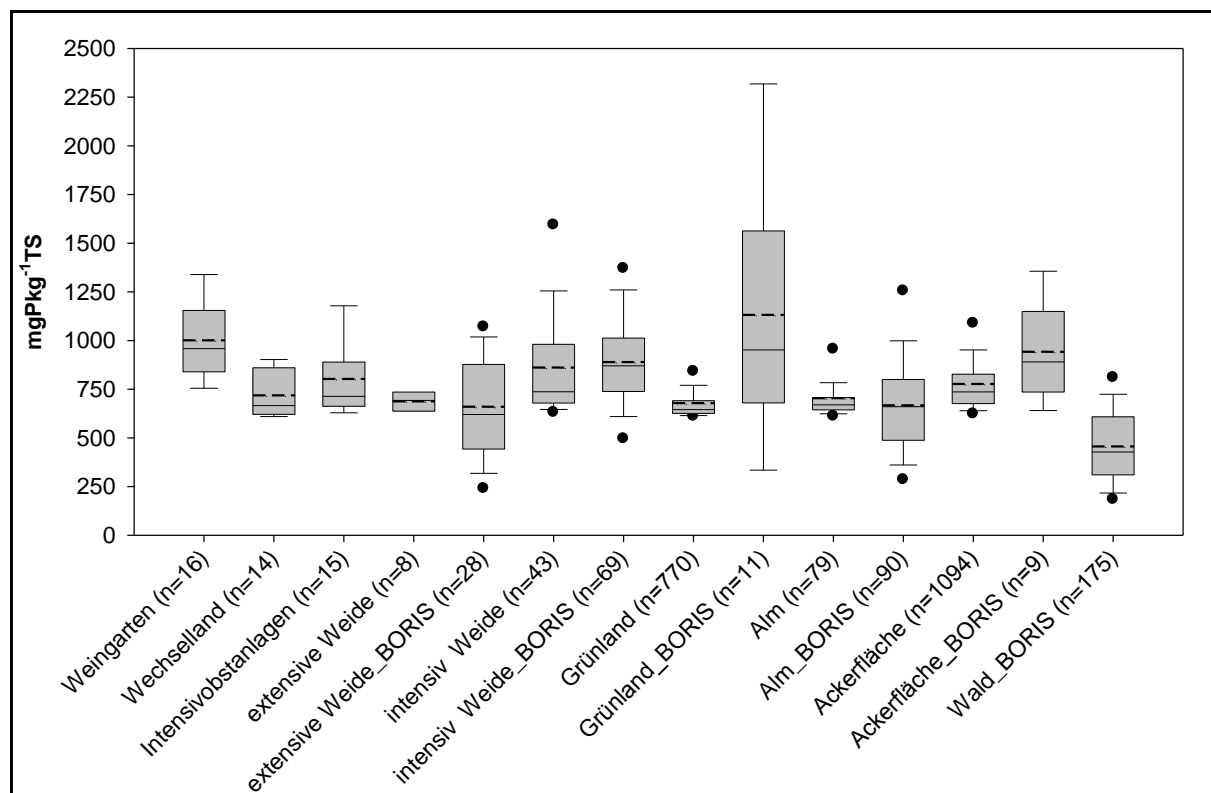


Abbildung 51: Aus BORIS abgeleitete P- Gesamtgehalte in den verschiedenen Nutzungsklassen. Die Klassen mit dem Zusatz „BORIS“ leiten sich von gemessenen P- Gesamtgehalten ab (keine Messungen für Weingärten, Wechselland und Intensivobstanlagen); bei den anderen Klassen handelt es sich um die Darstellung von aus pflanzenverfügbarem P_2O_5 umgerechneten P- Gesamtgehalten

Eine Umrechnung von pflanzenverfügbarem P_2O_5 Bodengehalten in P- Gesamtgehalte wurde über eine Korrelationsgleichung von Auerswald & Weigand (1999) mit:

$$P_t \text{ [gP/kgTS]} = 0,6 + 0,026 P_{\text{CAL-P}} \text{ [mgP}_2\text{O}_5\text{/100gTS]} \text{ durchgeführt.}$$

Da eine Umrechnung von pflanzenverfügbarem P_2O_5 auf TP Gehalte anhand eines statistisch abgeleiteten Algorithmus eine starke Verallgemeinerung komplexer P-Bindungsbedingungen entspricht, wird in den ausgewiesenen Nutzungsklassen ein Vergleich zwischen den gemessenen P-Gesamtgehalten von BORIS und den aus den BORIS P_2O_5 Gehalten berechneten P-Gesamtgehalten angestellt. Dabei ergibt sich in der Mittelwertbildung für fast alle Kulturklassen eine gute Übereinstimmung. Nur beim Grünland zeigen sich deutliche Abweichungen zwischen dem Datensatz aus 770 berechneten P Gesamtgehalten und dem Datensatz aus nur 11 gemessenen P Gesamtgehalten. Die deutliche Abweichung lässt sich durch die geringe Datenanzahl der gemessenen P Gesamtgehalte auf Grünland und dem Auftreten von drei extrem erhöhten Gehalten $>1600\text{mgP/kgTS}$ erklären.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich nach einer Klassifizierung der vorhandenen Daten anhand von Nutzungsklassen und einer Umrechnung der pflanzenverfügbaren P_2O_5 Gehalte in P Gesamtgehalte ein Datensatz ergibt aus dem mittlere P Gehalte im Oberboden verschiedener Landnutzungsklassen abgeleitet werden können.

Im Gegensatz zur Berechnung des Phosphorgehaltes im Oberboden aufgrund von Phosphorüberschüssen auf Gemeindeebene, kann dieser durch diese Umrechnung „nutzklassenscharf“ ermittelt werden.

Die zweite Vorgangsweise kann vor allem im Zuge von Betrachtungen unter einer erhöhten räumlichen Auflösung bzw. bei Szenarienberechnungen mit angenommenen Änderungen der Nutzklassenanteile (z.B. Erhöhung des Weinbauanteiles gegenüber dem Ackerbau) von Vorteil sein.

Insgesamt konnten folgende mittlere P Gesamtgehalte und Standardabweichungen für die verschiedenen Klassen ermittelt werden, die sowohl die gemessenen als auch die berechneten P Gesamtgehalte berücksichtigen (Tabelle 18).

Tabelle 18: Aus dem BORIS Datensatz ermittelte P-Gesamtgehalte [mgP/kgTS] für die verschiedenen Nutzungsklassen (Mittelwerte und Standardabweichungen)

Weinbau	Wechsel- land	Intensiv- obst	Weide (extens.)	Weide (intens.)	Grün- land	Alm	Acker- land	Wald
1001 (±228)	718 (±115)	803 (±221)	666 (±228)	878 (±265)	684 (±132)	684 (±225)	778 (±159)	452 (±197)

Ein Vergleich der verschiedenen Methoden zur Ableitung der Phosphorgehalte von landwirtschaftlich genutzten Böden (ursprünglicher MONERIS Ansatz mit Berechnung der P Oberbodengehalte aus Überschussberechnungen und Nutzklassenscharfer Ansatz) in Abbildung 52 zeigt deutlich abweichende Ergebnisse. Auffällig ist, dass die Ableitung der Oberboden P Gehalte in den Einzugsgebieten aus den Messwerten in der Regel in einem engeren Wertebereich liegen, als die P Gehalte, die aus den Überschussberechnungen abgeleitet werden. Dies ist auf die Mittelwertbildung in den Klassen zurückzuführen, die mit Ausnahme der Waldstandorte und des Weinanbaues in einem engen Wertebereich zwischen 666 und 878 mgP/kgTS liegen.

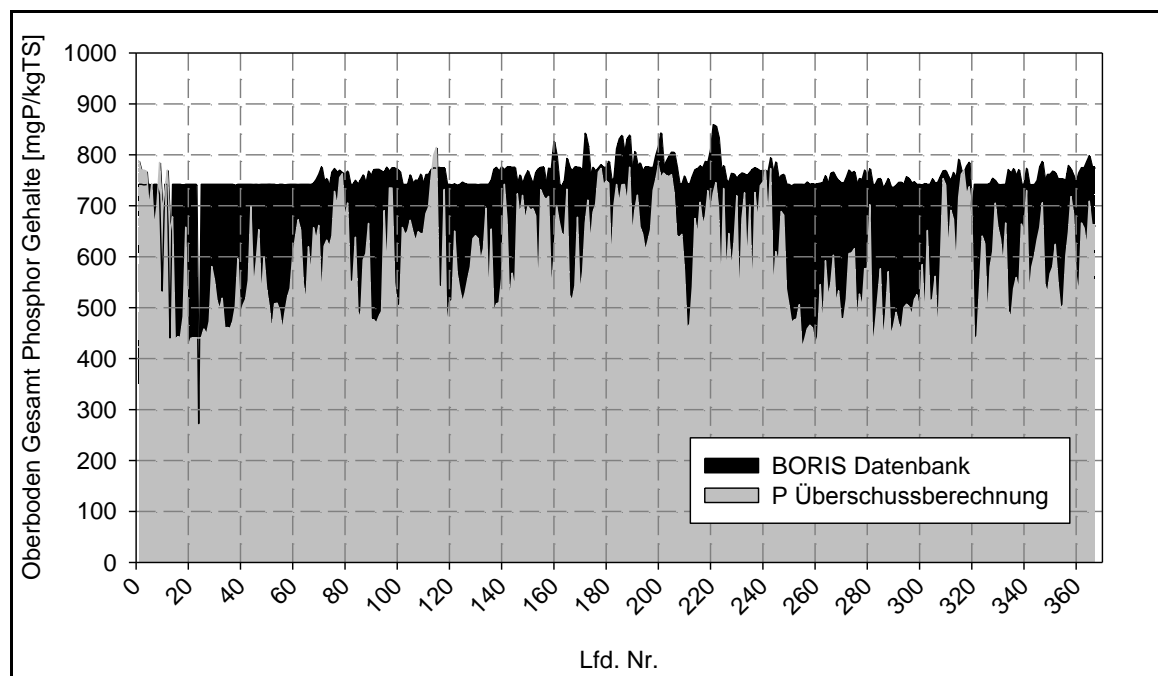


Abbildung 52: Vergleich der berechneten P-Gehalte in landwirtschaftlich genutzten Oberböden in den Einzugsgebieten aus P Überschussberechnungen (MONERIS Ansatz) und aus dem BORIS Datensatz.

Unter den zugrundeliegenden Bedingungen berücksichtigt der aus den Überschüssen berechnete P Oberbodengehalt die Diversität der Einzugsgebiete besser, als der aus dem BORIS- und Landnutzungsdatensatz abgeleitete Parametersatz. Eine deutliche Verbesserung und die zuvor angeführten Vorteile eines nutzklassenscharfen Ansatzes

kämen erst dann zum Tragen, wenn die Datenlage eine Klassifizierung der P Oberbodengehalte in den einzelnen Einzugsgebieten erlauben würde. Dies mag in einigen intensiv beprobten Einzugsgebieten der Fall sein. Grundsätzlich reicht der in BORIS vorliegende Datensatz aber für eine solche Vorgangsweise bei Weitem nicht aus. Aus diesem Grund wurde die ursprünglich in MONERIS verwendete Methode beibehalten.

Für die Waldstandorte Österreichs liegen die Messwerte der Boden P-Gehalte als Gesamt Phosphor vor, wobei sich die Herkunft der Messungen im Wesentlichen auf die Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Steiermark und Oberösterreich beschränkt (Abbildung 12). Unter der Annahme, dass die P-Gehalte der Waldstandorte Bodenhintergrundwerte darstellen, wurde ein Vergleich der im Erosionsansatz bisher in MONERIS verwendeten P-Hintergrundgehalte mit den österreichischen Daten angestellt. Während der in der bisherigen MONERIS Version verwendeten P Hintergrundgehalt mit 150 mg/kgTS angesetzt war, zeigen sich im österreichischen Datensatz (n= 175) dreifach höhere mittlere P-Gehalte von 450mgP/kgTS. Die gegenüber dem deutschen Tiefland stark erhöhten P Gehalte sind vermutlich auf erhöhte P Gehalte des Ausgangsmaterials und eine hohe Sorptionskapazität der Böden durch hohe Kalkgehalte zurückzuführen. Die P Hintergrundgehalte (Waldböden) der BORIS Datenbank sind in Abbildung 53 dargestellt.

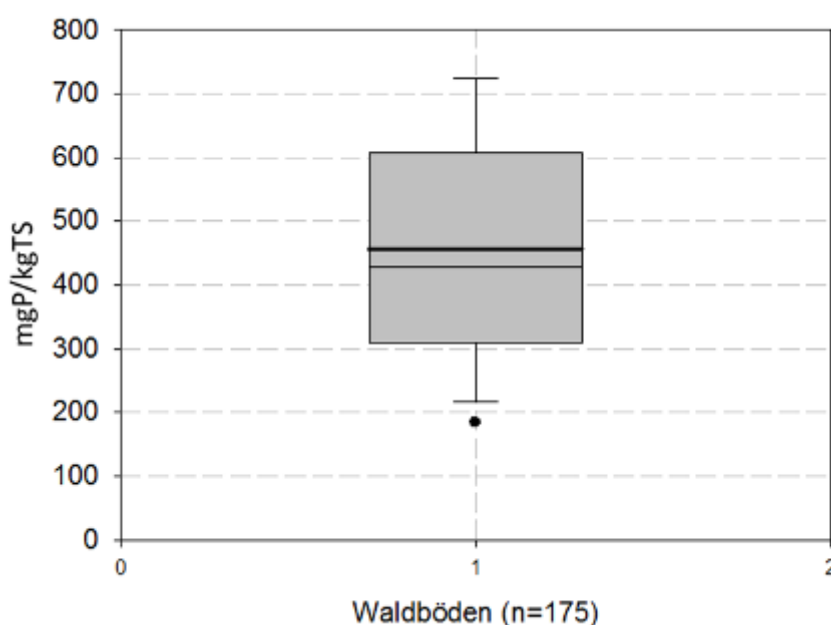


Abbildung 53: BORIS P Gesamtgehalte österreichischer Waldbodenstandorte (n=175).

Eine Verwendung der österreichischen Messwerte führt im Vergleich zum ursprünglichen MONERIS Ansatz zu einer Erhöhung des Anteiles der Phosphoremissionen aus der Erosion nicht genutzter, natürlich bedeckter Flächen.

4.6 Berechnung der Quellen der Nährstoffeinträge

In MONERIS werden die Nährstoffemissionen auf Ebene der Eintragspfade berechnet und als Gesamtemissionen aufsummiert (siehe auch Kapitel 2.1). Dabei werden sieben Eintragspfade unterschieden. Diese sind die Atmosphärische Deposition, die Abschwemmung (gelöster oberflächlicher Eintrag), die Bodenerosion, die Dränagen, der Basisabfluss über den Untergrund (Grundwasser und Interflow), die Punkteinleitungen und die urbanen Flächen (Aufsummierung von Emissionen aus nicht kanalisierten Siedlungen, Emissionen über Regenkanalisation und Emissionen über Mischwasserentlastungen) (Abbildung 54).

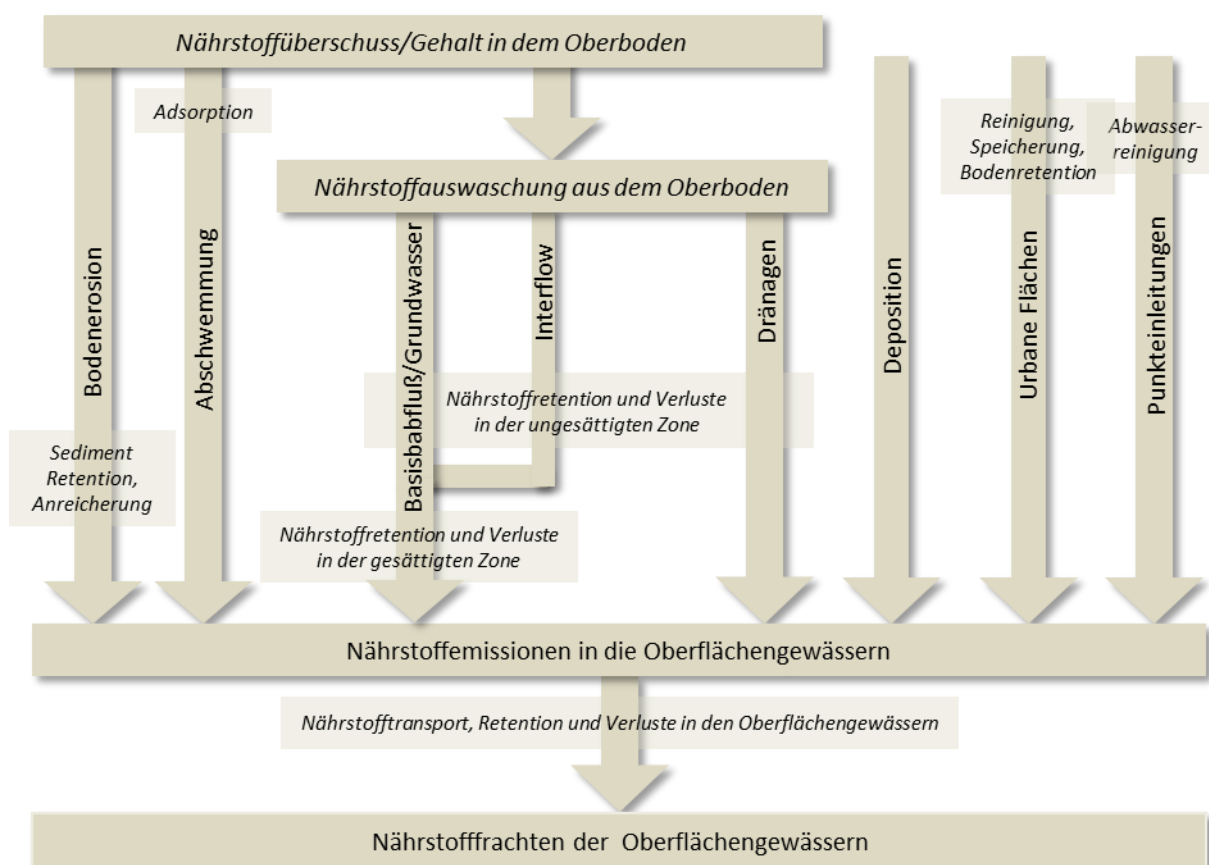


Abbildung 54: Eintragspfade in MONERIS

Die verschiedenen Eintragspfade transportieren die Nährstoffe aus den Einzugsgebieten in die Gewässer, wo sie weiteren Transformations- und Retentionsprozessen unterliegen. Die Zuordnung der Emissionen kann aber auch zu den Quellen erfolgen. Es können drei Hauptquellen in einem Einzugsgebiet unterschieden werden: die Landwirtschaft, die Kommunen und Industrie und der natürliche Hintergrund.

Verschiedene Prozesse befördern die Nährstoffe von den Quellen zu den Einzugsgebietsflächen (z.B. über Luftemission und Deposition, Bodenbearbeitung z.B. durch Ausbringung von Düngemitteln), oder machen sie für einen Transport in die Gewässer verfügbar (z.B. urbaner Metabolismus, Abwasserinfrastruktur oder Verwitterung). Dabei können Emissionen aus einer Quelle über mehrere Eintragspfade in die Gewässer eingetragen werden bzw. ein Eintragspfad kann durchaus aus mehreren Quellen versorgt werden.

Der Zusammenhang zwischen Quellen von Nährstoffemissionen und den jeweiligen Eintragspfaden ist in Abbildung 55 dargestellt.

Die landwirtschaftliche Produktion von Nahrungsmitteln und anderen nachwachsenden Rohstoffen erhöht den Nährstoffumsatz in einer Region und ist damit eine Quelle von Nährstoffemissionen in die Gewässer. Der, durch die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung oder Deposition (NH_3 und NO_x) verursachte Nährstoffüberschuss auf (landwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzten) Böden, kann durch Erosion, Abschwemmung, Dränagen und Auswaschung weiter transportiert werden. Die NH_3 -Deposition stammt vor allem aus der landwirtschaftlichen Viehhaltung.

Haushalte (Kommunen) und Industrie sind die Hauptquellen für Nährstoffemissionen aus den urbanen Gebieten, wo Einträge aus Punkteinleitungen, aus den verschiedenen Kanalsystemen (Regenkanäle, Mischwassereinleitungen) und von (undichten) Senkgruben (aus den Böden der nicht kanalisierten urbanen Flächen) eine Rolle spielen. Aus Kommunen und Industrie wird Stickstoff auch über den Luftpfad zu den Flächen und von dort in die

Gewässer transportiert. Die Stickstoffemissionen in die Luft aus Kommunen und Industrie erfolgen über wiegend in der Form von NO_x und entstammen vor allem dem Verkehr, industriellen Verbrennungsprozessen und dem Hausbrand.

Der „natürliche“ (nicht durch menschliche Tätigkeit verursachte) Hintergrundeintrag gelangt entweder durch Deposition (z.B. NO_x -Bildung durch Blitze, NH_3 -Deposition aus natürlichen Quellen) oder durch Verwitterung auf die Fläche und wird durch Erosion, Abschwemmung und Auswaschung weitertransportiert.

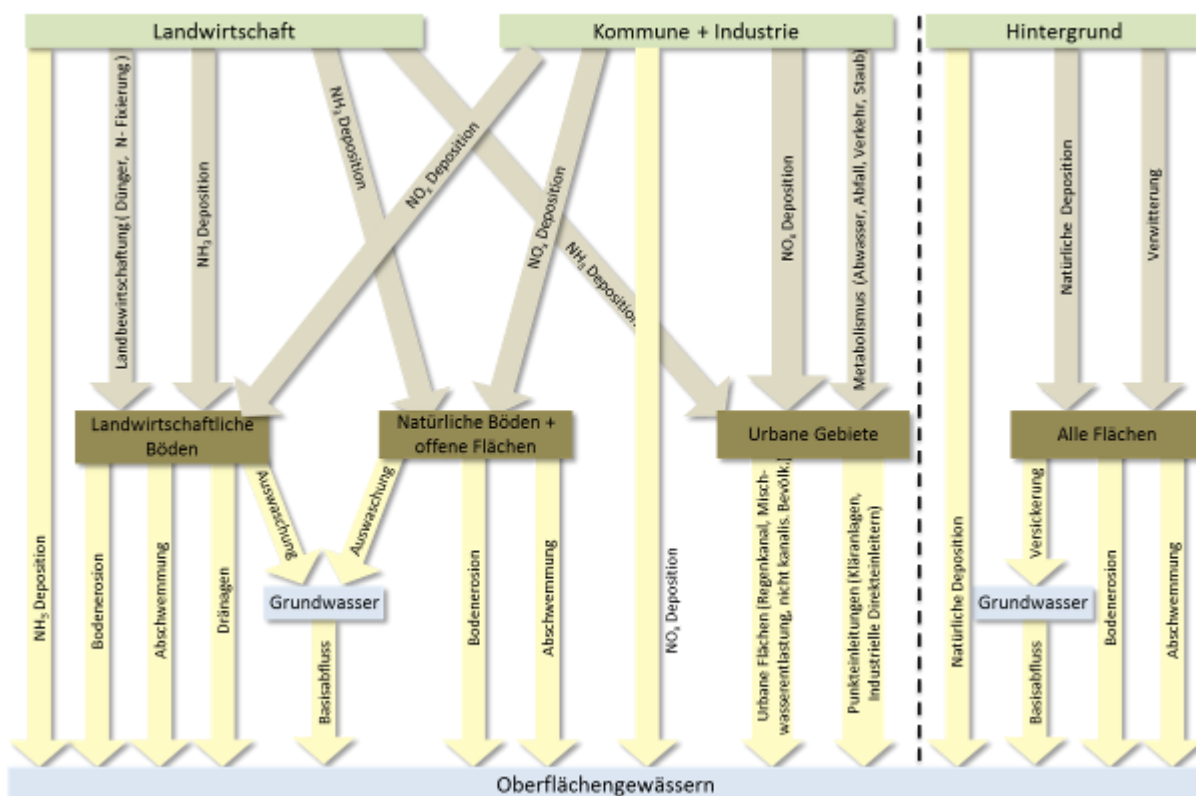


Abbildung 55: Zusammenhänge zwischen den Quellen von Emissionen und den Eintragspfaden

Während die Berechnungen der Emissionen in MONERIS grundsätzlich auf Basis der Eintragspfade erfolgen, können die Emissionen in einem weiteren Schritt zur Verdeutlichung ihrer Herkunft auch den Quellen zugeordnet werden.

So entstammt z.B. der Stickstoffeintrag über das Grundwasser verschiedenen Quellen. Ausgangspunkt für die Berechnung des Stickstoffeintrages über das Grundwasser ist der Stickstoffüberschuss auf der Fläche. Einträge auf die Fläche über Düngemittelaufbringung, N-Fixierung, Depositionen stehen Entzüge über die Ernte gegenüber. Während die Düngemittelaufbringung und N-Fixierung auf landwirtschaftlichen Flächen der Quelle „Landwirtschaft“ und dort der Bodenbearbeitung zugeordnet werden kann, sind die Quellen der Deposition einerseits eine Hintergrundbelastung oder landwirtschaftliche Luftemissionen (NH_3 aus der Tierhaltung) und andererseits Verkehr und andere Verbrennungsprozesse aus Kommunen und Industrie (NO_x -Emissionen). Der Stickstoffeintrag über den Pfad Grundwasser wurde daher den Quellen Landwirtschaft (Bodenbearbeitung bzw. Luftemissionen), Kommunen und Industrie (Luftpfade: Verkehr; industrielle Verbrennungsprozesse und Hausbrand) und Hintergrund in dem Verhältnis zugeordnet, in dem sie zum Überschuss auf der gesamten Einzugsgebietsfläche beitragen. Bei der Zuordnung der Einträge über andere Pfade zu den jeweiligen Quellen wurde in ähnlicher Weise vorgegangen. Für die Erosion wurden z.B. jene Einträge dem Hintergrund zugeordnet, die auch ohne landwirtschaftliche Nutzung auftreten würden, während der

Landwirtschaft als Quelle jene Emissionen zugeordnet wurden, die sich aus dem Gesamteintrag über Erosion abzüglich dem Eintrag, der bereits dem Hintergrund zugeordnet wurde, ergibt.

4.7 Erweiterung von MONERIS in Hinblick auf die QZV-Ökologie

In der Qualitätszielverordnung Ökologie (QZV-Ökologie) wurden in Österreich für die Nährstoffe typspezifische Richtwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ festgelegt. Diese Richtwerte sind als 90%-Perzentile (C-90%) zu überwachen. In MONERIS werden in erster Linie Frachten von TN, DIN und TP in den Fließgewässern modelliert. Der Fokus liegt dabei auf dem Transport von Nährstoffen in Richtung der empfangenden Seen und Meere. Sollen die Modellergebnisse genutzt werden, um Aussagen zur Bedeutung unterschiedlicher Eintragsquellen und -pfade für die lokale Gewässergüte zu machen, bzw. sollen Maßnahmenpläne auf ihre Wirksamkeit in Hinblick auf die Erreichung von Richtwerten für Nährstoffparameter evaluiert werden, so ist es erforderlich die Modellergebnisse auf Gewässerkonzentrationen umzulegen. Entsprechend der österreichischen Definition der Richtwerte als C-90% Werte, ist es erforderlich die Modellergebnisse ebenfalls als C-90% auszuweisen.

Beim Stickstoff werden die Modellergebnisse in MONERIS als DIN Frachten ausgewiesen. Eine Retention und Denitrifikation von Stickstoff bzw. ein Transport von partikulärem Stickstoff werden zur Berechnung der DIN-Frachten über den MONERIS-Retentionsansatz berücksichtigt. Richtwerte für Stickstoff werden in der QZV-Ökologie als C-90% Werte der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen angegeben. Die Daten für Stickstoffparameter, die auf Basis der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in den österreichischen Fließgewässern erhoben wurden, zeigen, dass in den österreichischen Gewässern Nitrat durchwegs deutlich mehr als 90% der DIN Konzentrationen ausmacht (Abbildung 60, linkes Bild). Für die weiteren Berechnungen konnte daher $\text{NO}_3\text{-N}$ gleich DIN gesetzt werden. Mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ Gewässerkonzentrationen konnten daher durch Division der mittleren modellierten DIN Frachten in den Gewässern durch den mittleren Gewässerabfluss modelliert werden. Um einen Konversionsfaktor für die Umwandlung der mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen in C-90% Werte zu ermitteln, wurden die DIN Mittelwerte der Messstellen der GZÜV den C-90% Werten gegenübergestellt (Abbildung 60, rechtes Bild). Aus der Abbildung lässt sich die höchst signifikante Korrelation zwischen den Mittelwerten und den C-90% Werten sowie ein Konversionsfaktor vom Mittelwert auf den C-90% Wert von 1,35 ableiten. Für eine Konzentrationsbetrachtung wurde im Weiteren der $\text{NO}_3\text{-N}$ Mittelwert modelliert und über den Konversionsfaktor von 1,35 auf den C-90% Wert umgerechnet.

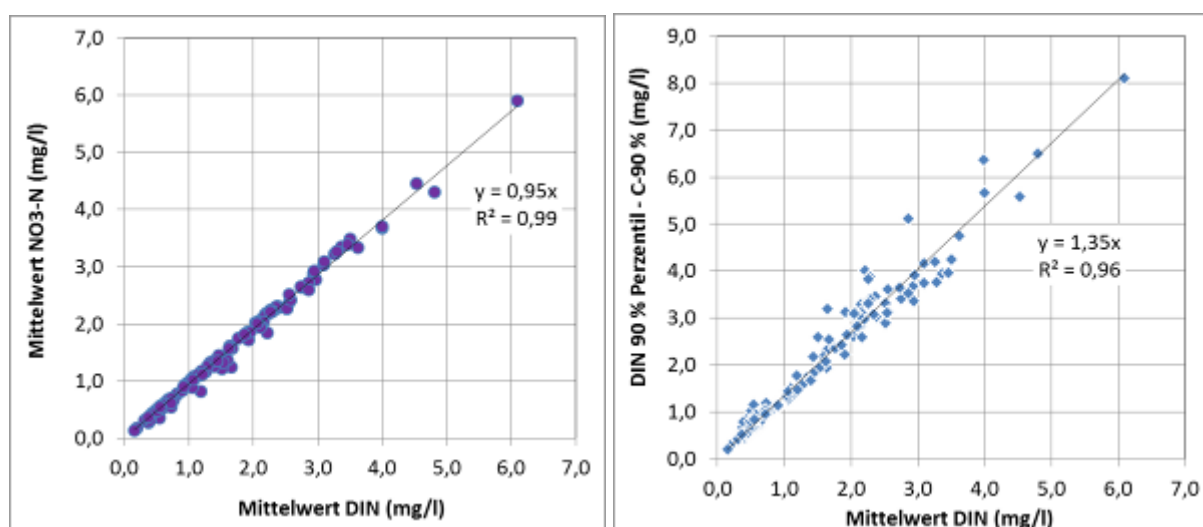


Abbildung 56: Korrelation zwischen mittleren DIN und $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen aller für den Pegelabgleich im Rahmen der Studie verwendeten Messstellen (linkes Bild). Korrelation zwischen DIN Mittelwerten und DIN C-90% Werten dieser Messstellen (rechtes Bild)

Für Phosphor ist die Situation deutlich schwieriger, da Richtwerte in der QZV-Ökologie als C-90% Werte für $\text{PO}_4\text{-P}$ festgelegt sind, aus der Stoffbilanzmodellierung mit MONERIS Ergebnisse jedoch für TP Frachten errechnet werden und beim Phosphor neben dem gelösten Transport auch der partikulär transportierte Phosphor eine wesentliche Rolle spielt. In der GZÜV liegen Messdaten für Phosphor als TP (unfiltrierte Probe), TP gelöst (TP aus der filtrierten Proben) und Ortho-Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) vor. Korrelationen zwischen gelösten TP und $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen und zwischen Mittelwerten von $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen und C-90% Werten der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen können, wie bei $\text{NO}_3\text{-N}$ und DIN, aus den vorhandenen Messwerten abgeleitet werden (Abbildung 57). Es zeigt sich wiederum eine hoch signifikante Korrelation zwischen diesen Parametern. Es lässt sich ein mittlerer Umwandlungsfaktor von TP gelöst auf $\text{PO}_4\text{-P}$ von 0,76 und ein mittlerer Umwandlungsfaktor von $\text{PO}_4\text{-P}$ Mittelwerten auf C-90% Werte von 1,7 ableiten.

Aus modellierten mittleren Jahresfrachten von TP gelöst in den Gewässern, lassen sich daher die mittleren Konzentrationen von gelöstem TP durch Division mit dem mittleren Abfluss, die mittleren $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen mit dem Konversionsfaktor 0,75 und die C-90% Werte der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen über den Konversionsfaktor 1,70 berechnen.

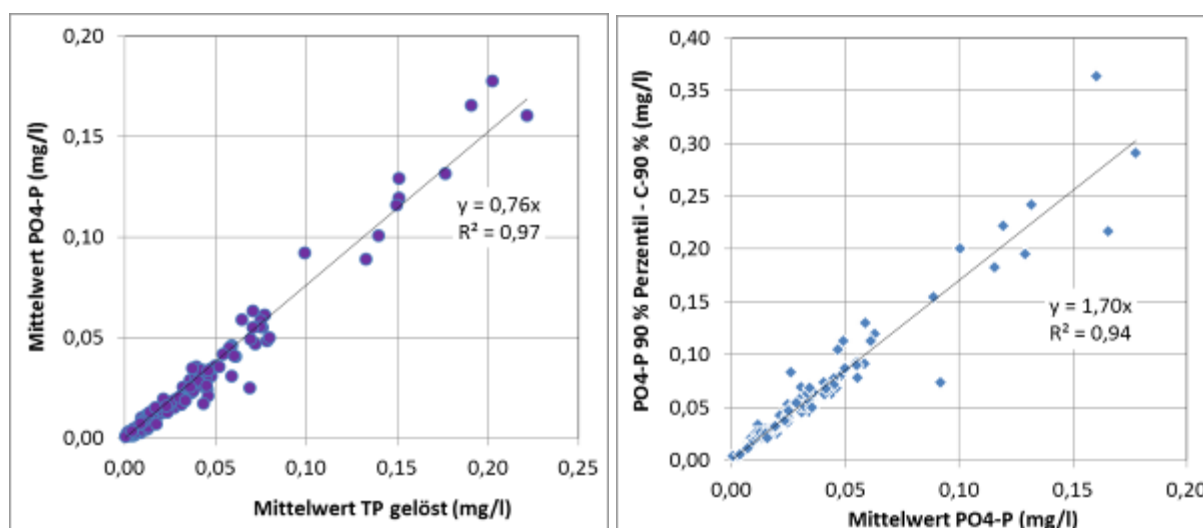


Abbildung 57: Korrelation zwischen mittleren gelösten TP und $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen aller für den Pegelabgleich im Rahmen der Studie verwendeten Messstellen (linkes Bild). Korrelation zwischen $\text{PO}_4\text{-P}$ Mittelwerten und $\text{PO}_4\text{-P}$ C-90% Werten dieser Messstellen (rechtes Bild)

MONERIS modelliert allerdings TP-Frachten (also gelösten und partikulären Phosphor). Die gelöste TP-Fracht alleine lässt sich aus den klassischen MONERIS-Berechnungen nicht ohne weiteres ableiten. Ein entsprechender Ansatz musste daher im Rahmen dieses Vorhabens entwickelt werden. Zur Ableitung dieses Ansatzes musste berücksichtigt werden, in welcher Form die Emission über die einzelnen Eintragspfade erfolgt.

Ausschließlich in gelöster Form erfolgen die Emissionen über die Eintragspfade

- Grundwasser und
- Oberflächenabschwemmung.

Weitgehend in gelöster Form erfolgen die Emissionen über die Pfade

- Punkteinleitungen
- Urbane Systeme und
- Drainagen

Partikulär liegen die Emissionen bei der

- Erosion
- und weitgehend bei der Deposition vor.

Basierend auf dieser Einschätzung lässt sich der Eintrag von Phosphor annähernd in gelösten Phosphor und partikulären Phosphor unterteilen. Auf der einen Seite stehen die Einträge von Phosphor in gelöster bzw. überwiegend gelöster Form und auf der anderen Seite stehen die Einträge in partikulärer bzw. überwiegend partikulärer Form. Im Gewässer selbst kommt es jedoch zu Umwandlungen zwischen den Kompartimenten und zudem zu einer Phosphor Retention. Der Ansatz in MONERIS zur Berücksichtigung der Retention (Speicherung im Gewässersediment, Austrag in Überschwemmungsbereiche) wird für alle Eintragspfade (gelöst oder partikulär) in gleicher Weise angesetzt. Streng genommen wurde der Retentionsansatz nur für eine Mischung aus gelösten und partikulären Einträgen bei Betrachtung von TP abgeleitet. Umwandlungen von gelöst in partikulären Phosphor werden nicht weiter betrachtet, da die Bilanzierung nur für TP (partikulär und gelöst gemeinsam) durchgeführt wird. Es stellt sich nun die Frage wieweit gelöst emittierter Phosphor im Gewässer in partikulären Phosphor umgewandelt wird (Algenaufnahme, Fällung), damit längerfristig in partikulärer Form gebunden bleibt und somit nicht in gelöster Form transportiert wird.

Beim partikulär eingetragenen Phosphor handelt es sich zum einen um in Gesteinspartikel gebundenen Phosphor oder um Phosphor, der bei der Bodenbildung durch die Verwitterung in den Boden gelangt ist. Zum anderen handelt es sich um Phosphor, welcher durch die Düngepraxis in landwirtschaftlichen Böden über die letzten Jahrzehnte angereichert wurde. Es stellt sich die Frage, wie weit dieser Phosphor im Gewässer in Lösung geht und damit zum gelösten P-Transport beiträgt.

Zur Lösung dieser Fragen wurde ein Bilanzansatz gewählt, welcher sich an der Gegenüberstellung von emittierten P-Frachten aus unterschiedlichen Eintragspfaden und den gemessenen Konzentrationen von gelöstem TP bzw. PO_4 -P in den Gewässern orientiert. Auf die laufenden Umwandlungen zwischen TP, TP gelöst und PO_4 -P wurde dabei nicht eingegangen, sondern es wurde nach einer Parametrisierung gesucht, die in Summe für alle Einzugsgebiete,

- beim Ansatz einer gewissen Umwandlung von gelöst emittiertem P in TP (netto Retention bzw. Verlust an gelöstem P) und
- beim Ansatz einer gewissen Umwandlung von partikulär emittiertem TP in gelöst transportierten TP (netto Freisetzung von gelöstem P aus partikulärem TP)

die beste Reproduktion der gemessenen Konzentrationen an gelöstem P bzw. PO_4 -P liefert.

Vereinfacht lässt sich der Ansatz mit folgender Gleichung darstellen:

$$C_{TP_{gelöst}} = (\sum E_{TP_{gelöst}} * r_M * a + \sum E_{TP_{part}} * b) / Q$$

Dabei gilt:

$C_{TP_{gelöst}}$	modellierte Konzentration von gelöstem TP im Gewässer
$E_{TP_{gelöst}} *$	Emission an gelöstem TP in die Gewässer
r_M	Retention entsprechend MONERIS-Ansatz
a	Modifikationsfaktor für Retention von gelösten TP
$E_{TP_{part}} *$	Emission an partikulärem Phosphor
b	Umwandlungsfaktor zur Bestimmung des löslichen Anteils des partikulär emittiertem TP (Umwandlung von partikulär emittiertem P in gelöst TP)
Q	Abfluss im Gewässer

Zur Kalibrierung dieses Ansatzes wurden in einem ersten Schritt jene Konzentrationen von gelöstem Phosphor in den Gewässern aller Einzugsgebiete berechnet, welche sich aufgrund der Emissionen über alle Eintragspfade ergeben würde, die gelösten oder überwiegend gelösten Phosphor emittieren. Eine Umwandlung (Retention/Verlust) von gelöstem P in

partikulären TP wurde vorerst nicht angesetzt (dies bedeutet, dass in der oben dargestellten Gleichung r_M mal a gleich 1 und b gleich Null gesetzt wurden). Die Konzentrationen an gelöstem P wurden mit dem oben dargestellten Konversionsfaktor in PO_4 -P umgerechnet und den mittleren gemessenen PO_4 -P Konzentrationen gegenübergestellt (Abbildung 58, linkes Bild). Es zeigt sich, dass dieser Ansatz bei den meisten Einzugsgebieten zu deutlichen Überschätzungen der Konzentration im Gewässer führt. Dies deutet darauf hin, dass die Umwandlung von gelöstem P in partikulären P nicht vernachlässigt werden darf (r_M mal a ungleich 1). Wird in einem nächsten Schritt die Retention von gelöstem P gleich jener, welche nach dem MONERIS-Ansatz für TP gilt, gesetzt ($a = 1$; $b = 0$)), kommt es zu einer deutlichen Verbesserung des Pegelabgleiches (Abbildung 58, rechtes Bild). Im Bereich höherer Konzentrationen kommt es jedoch bei einer Reihe von Einzugsgebieten zu einer deutlichen Unterschätzung der gemessenen PO_4 -P-Konzentrationen. Dabei handelt es sich um jene Gebiete, in denen die Erosion von landwirtschaftlich genutzten Böden eine wesentliche Rolle spielt. Die Ergebnisse verbessern sich deutlich, wenn angenommen wird, dass ein Teil des über Erosion aus landwirtschaftlichen Böden eingetragenen Phosphors im Gewässer mobilisiert und in Form von gelöstem P bzw. PO_4 -P transportiert wird ($0 < b < 1$). Weitere Verbesserungen lassen sich erreichen, wenn für die Einträge aus den Punkteinleitungen und von sonstigen Einträgen aus urbanen Gebieten angenommen wird, dass ein Teil in partikulärer Form erfolgt.

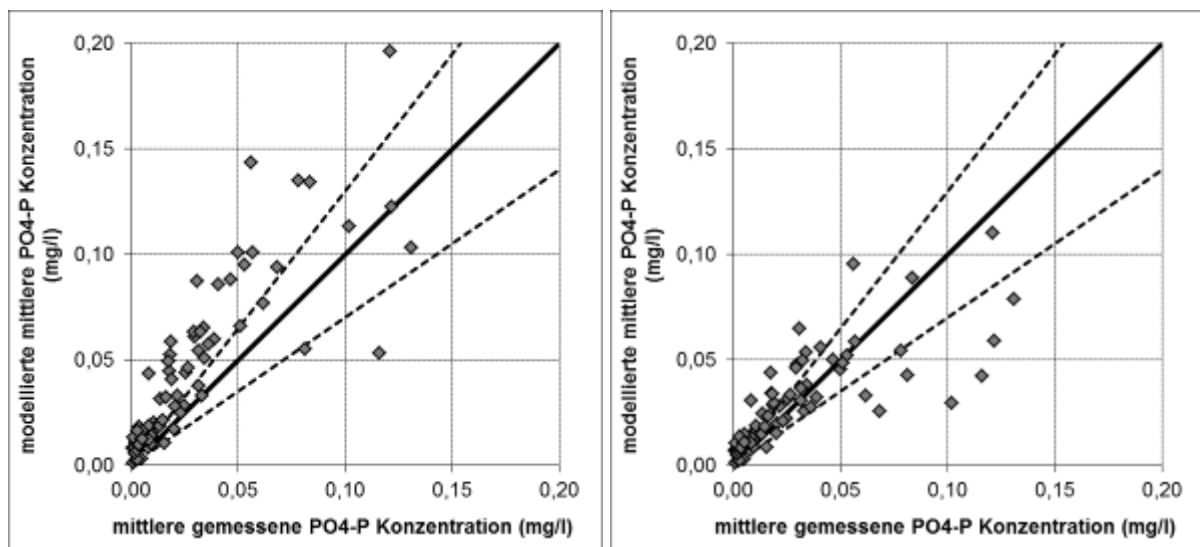


Abbildung 58: Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Konzentrationen von PO_4 -P mit unterschiedlichen Modellparametern (links: $r_M \cdot a = 1$, $b = 0$; rechts $a = 1$, $b = 0$)

In Tabelle 19 sind jene Modellparameter zusammengefasst, die für die Berechnung von gelöstem P Konzentrationen in den Fließgewässern die beste Anpassung an die Messwerte liefern. Weiters sind der Tabelle jene Modellparameter zu entnehmen, die zur Umwandlung von NO_3 -N Mittelwerte in C-90% Werte und zur Umwandlung von mittleren gelösten P Werten in C-90% Werte für PO_4 -P abgeleitet wurden. Abbildung 59 zeigt die beste Modellanpassung für mittlere PO_4 -P Konzentrationen (linkes Bild) sowie die Anpassung, die sich für die daraus abgeleiteten PO_4 -P C-90% Werte ergibt (rechtes Bild). Es zeigt sich, dass durch die gewählten Modellparameter für die meisten Fälle eine Abweichung der modellierten von den gemessenen Konzentrationen von weniger als 30% erreicht werden konnte. Die Modellanpassung liegt damit in einem ähnlichen Bereich, wie jene für die DIN-Frachten.

Tabelle 19: Modellparameter zur Erweiterung von MONERIS, für eine Anwendung zur Evaluierung von Maßnahmenprogrammen

Modellparameter	(-)
Koeffizient für den löslichen P Anteil der landwirtschaftlichen Erosion*	0,5
Koeffizient für den löslichen/gelösten P Anteil in kommunale und industrielle Punkteinleitung	0,8
Koeffizient für den löslichen/gelösten P Anteil Emissionen aus urbanen Gebieten	0,7
Faktor für das Verhältnis zwischen der Retention von gelösten/löslichem Phosphor und TP**	1
Konversionsfaktor zur Ableitung von PO ₄ -P Mittelwerten aus gelöst P Mittelwerten in Fließgewässern	0,76
Konversionsfaktor zur Ableitung von PO ₄ -P C-90% Werten aus PO ₄ -P Mittelwerten in Fließgewässern	1,7
Konversionsfaktor zur Ableitung von NO ₃ -N C-90% Werten aus NO ₃ -N Mittelwerten in Fließgewässern	1,35

* Umwandlungsfaktor b entsprechend der oben dargestellten Gleichung für P Emissionen über Erosion aus der Landwirtschaft

** Modifikationsfaktor a entsprechend oben dargestellter Gleichung

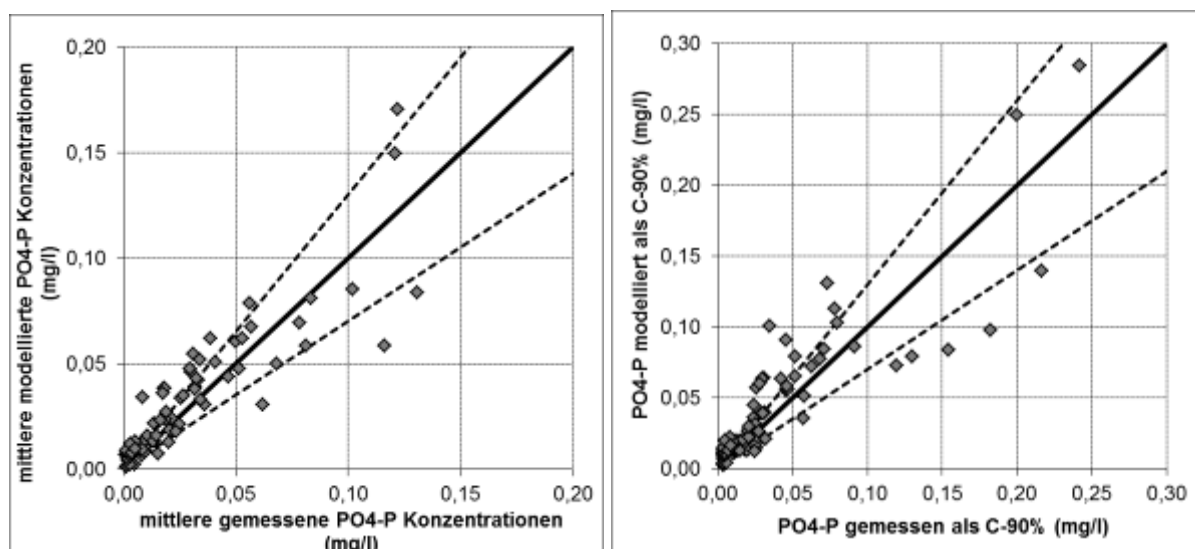


Abbildung 59: Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten PO₄-P Konzentrationen; (links: mittlere PO₄-P Konzentrationen; rechts: PO₄-P als C-90% Werte) in den Fließgewässern bei Verwendung der Modellparameter aus Tabelle 19.

In weiterer Folge wird von gelöstem bzw. löslichem Phosphor gesprochen. Damit ist die Summe aus dem Phosphor der in gelöster Form emittiert wird und jenem der zwar in partikulärer Form ins Gewässer eingetragen, jedoch im Gewässer mobilisiert wird (und somit zum Transport bzw. der Konzentration an gelöstem Phosphor im Gewässer beiträgt), gemeint.

5 Ergebnisse

5.1 Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Frachten in den Fließgewässern

Mit Hilfe des MONERIS-Modells werden für jedes betrachtete Einzugsgebiet die Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer berechnet. Um eine Aussage darüber treffen zu können, ob das Modell die Verhältnisse in den Einzugsgebieten widerspiegeln kann, werden auf Basis der berechneten Emissionen die Immissionen in den Fließgewässern (unter Berücksichtigung einer fließgewässerinternen Retention) berechnet und diese den Messungen in den Fließgewässern gegenübergestellt.

In Abbildung 60 sind die berechneten Frachten des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) der Einzugsgebiete, die am Gebietsauslass über eine Gütemessstelle verfügen, den gemessenen Frachten gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass die Abweichung zwischen den berechneten und den gemessenen Frachten für Einzugsgebiete mit geringen Frachten größer sind als in Einzugsgebieten mit hohen Frachten. Tendenziell deutet das darauf hin, dass der Pegelabgleich mit zunehmender Einzugsgebietsgröße besser wird, da sich hier lokale Besonderheiten, die bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden können, weniger stark auswirken. Um bei der Korrelation zwischen beobachteten und modellierten Frachten den Einfluss der Einzugsgebietssgröße zu eliminieren wurden auch die flächenspezifische Frachten zum Vergleich herangezogen (Abbildung rechts).

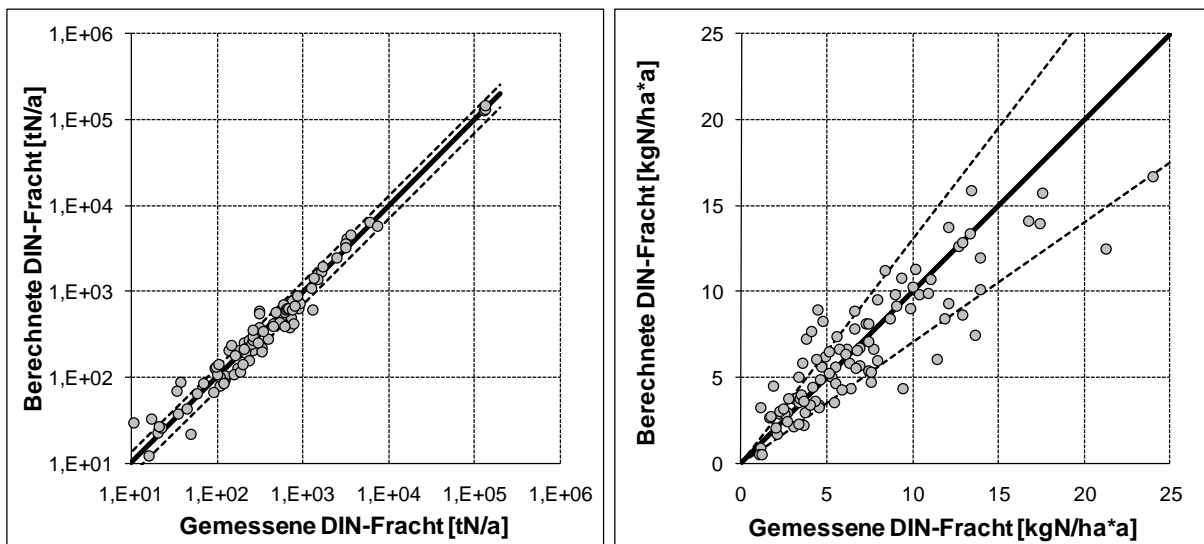


Abbildung 60: Gegenüberstellung der gemessenen und der berechneten DIN- Frachten; links: die Gesamtfracht (in tN/a); rechts: die flächenspezifische Fracht (in kgN/ha*a)

Es ist zu erkennen, dass das Modell in Gebieten mit geringen flächenspezifischen DIN-Frachten (<5kgN/ha*a) diese teilweise überschätzt, in einigen Gebieten mit größeren flächenspezifischen Frachten kommt es hingegen teilweise zu Unterschätzungen. Für den überwiegenden Teil der Einzugsgebiete kann jedoch eine gute Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Frachten (Abweichungen sind kleiner $\pm 30\%$) festgestellt werden. Die mittlere Abweichung der gerechneten von den gemessenen DIN-Frachten für alle Einzugsgebiete beträgt +2,5%.

Der Vergleich der berechneten Frachten für den Gesamtphosphor (TP) mit den gemessenen Frachten zeigt sowohl bei den Gesamtfrachten (Abbildung 61 links) als auch bei den flächenspezifischen TP-Frachten (Abbildung 61 rechts) einige Einzugsgebiete mit Abweichungen von mehr als 30% sowohl als Unter- als auch als Überschätzung der berechneten Fracht.

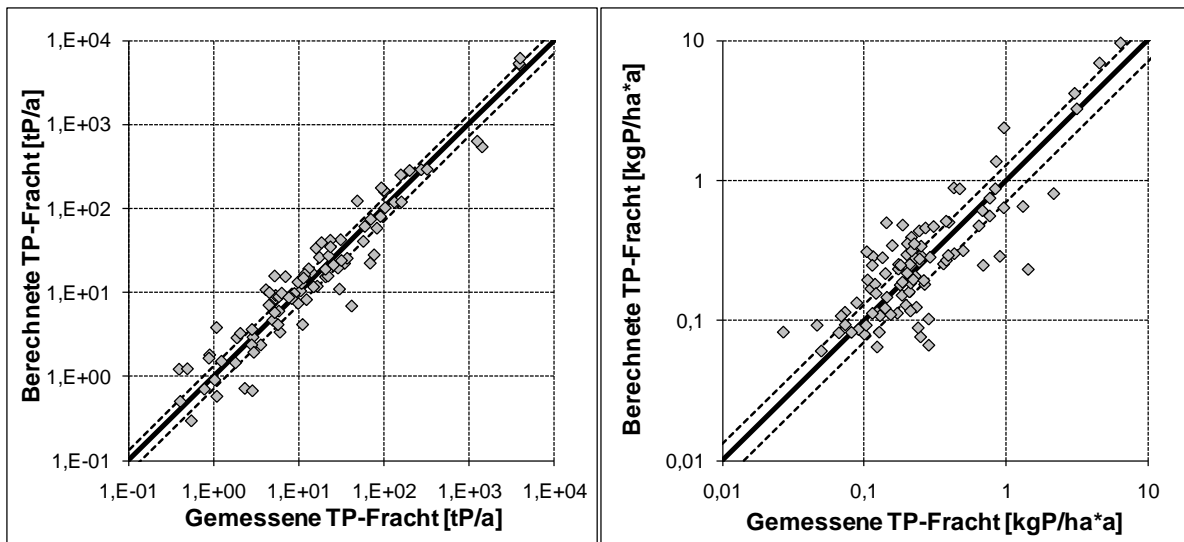


Abbildung 61: Gegenüberstellung der gemessenen und der berechneten TP-Frachten; links: für die Gesamfracht (in tP/a); rechts: für die flächenspezifische Fracht (in kgP/ha*a)

Die mittlere Abweichung der berechneten zu den gemessenen TP-Frachten beträgt für alle Einzugsgebiete mit einer Gütemessstelle +19%. Damit werden die TP-Frachten durch das Modell im Mittel etwas überschätzt. Im Vergleich mit Abbildung 9 und Abbildung 10 ist ersichtlich, dass die im Rahmen des Projektes durchgeführten Adaptierungen eine deutliche Verbesserung der Modellanpassung bewirkt haben.

Generell ist darauf hinzuweisen, dass MONERIS ein Modell auf empirischer Basis ist, welches ursprünglich für die Abschätzung der mittleren, langjährigen Emissionen in die Fließgewässer großer Einzugsgebiete entwickelt wurde. Mit der Betrachtung möglichst großer Einzugsgebiete und langjähriger Zeitreihen sollten dynamische Effekte in der Hydrologie und dem modellierten Stofftransport ausgeglichen werden. Mit zunehmender Verkleinerung der Betrachtungsebene (Größe der Einzugsgebiete) und Verringerung der zeitlichen Auflösung nimmt der Einfluss dieser dynamischen Effekte auf die Ergebnisse zu und bringt die Anwendbarkeit der Modellansätze an ihre Grenzen. Eine genaue Abgrenzung der zeitlichen und räumlich sinnvollen Skala für MONERIS liegt bislang nicht vor.

Mit den Anpassungen in den Modellansätzen, die im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurden, ist eine deutliche Verbesserung der Modellanpassung (Abweichung der berechneten von den gemessenen Frachten) für die berechneten Stickstoff- und Phosphorfrachten zu verzeichnen. Im Mittel kann die Situation in Österreich gut bzw. ausreichend beschrieben werden, in Einzelfällen können jedoch erhebliche Abweichungen auf regionaler Ebene festgestellt werden.

5.2 Betrachtung der berechneten Frachten für die einzelnen Eintragspfade

5.2.1 Einleitung

Die mit Hilfe des MONERIS-Modells berechneten Stickstoff- und Phosphorfrachten setzen sich für jedes betrachtete Einzugsgebiet aus der Summe der je Eintragspfad emittierten Frachten zusammen. Auf nationaler Ebene betrachtet, kristallisieren sich sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor Emissionspfade heraus, die wesentlich zu den Gesamtemissionen in die Fließgewässer beitragen. Auf lokaler Ebene kann der Beitrag jedes Eintragspfades jedoch sehr stark variieren.

Für die Stickstoffemissionen ist das Grundwasser ein sehr wesentlicher Eintragspfad, aber auch die Punktquellen und der Oberflächenabfluss tragen einen wesentlichen Beitrag zu den Gesamt-Stickstoffemissionen in die Gewässer bei.

Für die Phosphoremissionen spielt die Erosion die bedeutendste Rolle, wobei der Eintrag von landwirtschaftlich genutzten und natürlichen Flächen in Hinblick auf die transportierten Phosphorkomponenten und damit regional in ihrer Bedeutung verschieden ist. Auch bei den Phosphoremissionen tragen die Punktquellen wesentlich zu den Gesamtemissionen bei.

Im Folgenden soll jeder Emissionspfad kurz betrachtet und seine Bedeutung für die Gesamt-Stickstoff- und Gesamt-Phosphoremissionen beschrieben werden.

5.2.2 Atmosphärische Deposition

5.2.2.1 Stickstoff

Da dieser Eintragspfad die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche berücksichtigt, erfolgen die höchsten flächenspezifischen N-Emissionen (aus atmosphärischer Deposition) in EZG, die einen hohen Anteil an Wasserflächen aufweisen. Flächenspezifische Emissionen (bezogen auf die gesamte Fläche des Einzugsgebietes) von $> 1 \text{ kgN/ha}^*a$ wurden für die Einzugsgebiete des Rhein, des Atter-, Mond- und Irrsees, des Neusiedlersees, des Inn, der Donau in Oberösterreich, des Wörthersees und des Keutschacher Sees sowie der Bregenzer Ache ermittelt.

Die Größe der flächenspezifischen Emissionen pro Einzugsgebiet ist im Anhang, Kap. 8.2.1 grafisch dargestellt.

5.2.2.2 Phosphor

Die atmosphärische Deposition ist für den Phosphoreintrag in die Gewässer nur von sehr geringer Bedeutung. Die maximale flächenspezifische P-Emission wurde mit $0,07 \text{ kgP/ha}^*a$ für das Rhein-Einzugsgebiet ermittelt.

Die Größe der flächenspezifischen Emissionen pro Einzugsgebiet wird im Anhang, Kap. 8.3.1 grafisch dargestellt. Emittiert werden vorwiegend die gelösten Phosphorkomponenten.

5.2.3 Oberflächenabschwemmung (Surface runoff)

5.2.3.1 Stickstoff

Die Gebiete mit hohen flächenspezifischen N-Einträgen befinden sich fast ausschließlich innerhalb der Nordstaulage (Einzugsgebiete mit hohem Niederschlagsaufkommen), wo aufgrund der Geländemorphologie und des hohen, jährlichen Niederschlags hohe (Oberflächen-) Abflüsse zu verzeichnen sind.

Die größten flächenspezifischen Emissionen ($> 4 \text{ kgN/ha}^*a$) über diesen Eintragspfad wurden für die Einzugsgebiete der Vils (Vbg), der Ybbs (NÖ) und der Ranna (OÖ) ermittelt (siehe Karte im Anhang Kap 8.2.2).

5.2.3.2 Phosphor

Dieser Eintragspfad umfasst (im Gegensatz zur Erosion) die gelöste und lösliche Komponente des Phosphors.

Alle Einzugsgebiete mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen ($> 0,1 \text{ kgP/ha}^*a$) befinden sich im westlichen Bereich des Alpenhauptkamms (Tirol, Vorarlberg), aber auch die Einzugsgebiete der Salzach und der Ranna fallen in diese Kategorie. Die Darstellung der Verteilung der flächenspezifischen Emissionen findet sich in der Karte im Anhang Kap. 8.3.2.

5.2.4 Schneeschmelze

5.2.4.1 Stickstoff

Der Beitrag dieses Eintragspfades zur Gesamtemission ist mit <1% sehr gering. Die höchste flächenspezifische N-Emission wurde mit 0,67 kgN/ha*a im Einzugsgebiet der Steyr berechnet.

5.2.4.2 Phosphor

Auch für P-Emissionen hat dieser Eintragspfad so gut wie keine Bedeutung. Maximalwerte von >0,03 kgP/ha*a wurden für die Einzugsgebiete des Zemmbach, der Ziller, der Öztaler Ache und der Krimmler Ache ermittelt.

5.2.5 Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen

5.2.5.1 Stickstoff

Bei der Betrachtung des Eintragspfades Erosion wurde zwischen

- Landwirtschaftlich genutzten Flächen und
- Natürlich bedeckten Flächen

unterschieden. In der Regel ist der Bodenabtrag auf landwirtschaftlich genutzten (Acker-) Flächen aufgrund der Kultivierungsmaßnahmen deutlich höher als auf natürlich bedeckten Flächen (z.B. Waldflächen). Zudem macht es die getrennte Betrachtung der Erosion entsprechend der Nutzungsform möglich, die Auswirkung von Erosionsschutzmaßnahmen separat für den landwirtschaftlichen Bereich bewertbar zu machen.

Die größten flächenspezifischen Frachten (> 1 kgN/ha*a) wurden für die Einzugsgebiete des Gurtenbachs und der Antiesen berechnet.

5.2.5.2 Phosphor

Dieser Eintragspfad ist neben den Punktquellen und der Erosion von natürlich bedeckten Flächen der dritte maßgebliche Eintragspfad von P-Emissionen in die Oberflächengewässer. Die statistische Verteilung der flächenspezifischen P-Emissionen ist sehr weit gestreut (siehe auch Abbildung 65).

Die Gebiete mit den höchsten flächenspezifischen P-Emissionen durch Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (0,45 bis 0,75 kg/(ha.a) bezogen auf die gesamte Einzugsgebietsfläche) befinden sich in den Einzugsgebieten südlich der Donau (Oberösterreich und Niederösterreich), dem Weinviertel, im Westen und Norden des Neusiedlersees und östlich von Graz (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.3.1). Vor allem in der Region des Weinviertels ist dieser Eintragspfad maßgebend für die Gesamt-Phosphoremissionen.

In den Einzugsgebieten mit hohen flächenspezifischen P-Emissionen über diesen Eintragspfad ist aufgrund von Rücklösungsprozessen auch der Anteil des Eintrages an löslichem Phosphor über diesen Eintragspfad von großer Bedeutung (siehe Karte der gelösten und löslichen P-Emissionen im Anhang Kap. 8.3.3.2), macht er doch in den meisten dieser Gebiete den überwiegenden Anteil aus.

5.2.6 Erosion von natürlich bedeckten Flächen

5.2.6.1 Stickstoff

Dieser Eintragspfad hat an der Gesamtstickstoffemission in die Gewässer so gut wie keine Bedeutung.

Von den betrachteten Einzugsgebieten wurden für 4 Einzugsgebiete flächenspezifische Emissionen von $> 0,1 \text{ kgN/ha} \cdot \text{a}$ berechnet. Es handelt sich dabei um die Einzugsgebiete der Pitze, der Gurgler Ache und der Öztaler Ache.

5.2.6.2 Phosphor

Dieser Eintragspfad stellt für Österreich den zweitgrößten Eintragspfad dar. Allerdings ist ein großer Teil dieser Emissionen nur auf wenig Einzugsgebiete mit Gletschereinfluss begrenzt. In diesen Gebieten beträgt der flächenspezifische Phosphoreintrag über diesen Eintragspfad bis zu $10 \text{ kgP}/(\text{ha} \cdot \text{a})$.

Die Einzugsgebiete mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen über die Erosion von natürlich bedeckten Flächen befinden sich im Bereich des Alpenhauptkamms in Tirol und Osttirol (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.3.3.2). In diesen Gebieten ist dies auch der maßgebliche Eintragspfad für die P-Emissionen.

5.2.7 Drainagierte Flächen

5.2.7.1 Stickstoff

Die Ermittlung der N-Einträge in die Gewässer über drainagierte Flächen ist mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Dennoch können die N-Emissionen, die im Mittel über diesen Eintragspfad in die Gewässer emittiert werden, durchaus als plausibel angesehen werden. Auf lokaler Ebene muss die Aussagekraft der Ergebnisse immer im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit der Informationen über das Vorhandensein von Drainagen gesehen werden.

Die Einzugsgebiete mit einem flächenspezifischen N-Eintrag $> 2 \text{ kgN/ha} \cdot \text{a}$ befinden sich in der Steiermark (Rittschein – EZG) und in Oberösterreich (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.2.5).

5.2.7.2 Phosphor

Der P-Eintrag, der über drainagierte Flächen in die Oberflächengewässer eingetragen wird, ist gering.

5.2.8 Grundwasser

5.2.8.1 Stickstoff

Das Grundwasser stellt für den Gesamt-N-Eintrag den dominierenden Eintragspfad für die Emissionen in die Gewässer dar.

Hohe flächenspezifische N-Emissionen über diesen Eintragspfad ergeben sich in den Bereichen, wo sich zum Einen über die Lage und die morphologischen Bedingungen hohe Grundwasserneubildungsraten ergeben (Vorarlberg, Karwendel, Kalkalpen), zum Anderen dort, wo aufgrund einer regen landwirtschaftlichen Aktivität hohe N-Auswaschungen in das Grundwasser gegeben sind (Ober- und Niederösterreich, Grazer Umland). Die räumliche Verteilung der flächenspezifischen N-Emissionen über diesen Eintragspfad ist in der Karte im Anhang, Kap. 8.2.6 dargestellt.

5.2.8.2 Phosphor

Über das Grundwasser werden ca. 11% der gesamten P-Emissionen in die Oberflächengewässer eingetragen.

Einzugsgebiete mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen über das Grundwasser befinden sich vor allem im Waldviertel, in den Traun-Enns-Einzugsgebieten, der Salzach, im nördlichen Ober- und Niederösterreich sowie im westlichen Teil des Karwendelgebirges zwischen Tirol und Vorarlberg (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.3.6). In einigen dieser Gebiete – vor allem in den Gebieten des Waldviertels – trägt dieser Eintragspfad sehr maßgebend zu

den Gesamt-P-Emissionen – überwiegend in Form der gelösten oder löslichen P-Komponenten – bei.

5.2.9 Urbane Flächen

5.2.9.1 Stickstoff

N-Emissionen aus Siedlungsgebieten über Mischwasserentlastungen, versiegelte Flächen oder nicht über Kanalisation entsorgte Einwohner werden über den Eintragspfad der urbanen Flächen berücksichtigt.

Hohe flächenspezifische N-Emissionen ($> 2 \text{ kgN/ha*a}$) ergeben sich vor allem in Ballungszentren mit einem hohen Anteil an versiegelter Fläche - wie z.B. Wien, Linz, Salzburg und Bregenz (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.2.7).

5.2.9.2 Phosphor

Der Anteil der P-Emissionen, die aus den urbanen Flächen in die Oberflächengewässer eingetragen werden ist vergleichbar mit der Größe der P-Emissionen über das Grundwasser.

Analog zu den flächenspezifischen N-Emissionen finden sich auch die Einzugsgebiete mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen in größeren Siedlungsbereichen (Bereiche der Landeshauptstädte) mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen in Wien, Salzburg und Feldkirch (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.3.7). Auch bei diesem Eintragspfad dominieren die löslichen und gelösten P-Komponenten die P-Emissionen.

5.2.10 Diffuse Quellen

5.2.10.1 Stickstoff

Unter den diffusen Quellen sind die Emissionen aller Eintragspfade zusammengefasst, die bisher diskutiert worden sind. Wie in der Karte im Anhang, Kap. 8.2.8 ersichtlich, werden – bis auf wenige Einzugsgebiete – die N-Emissionen in den österreichischen Einzugsgebieten durch diffuse Quellen bestimmt.

5.2.10.2 Phosphor

Die flächenspezifischen P-Emissionen aus diffusen Quellen sind - im Vergleich zu den N-Emissionen – weitaus heterogener in ihrer Größe, dennoch bestimmen auch beim Phosphor die diffusen Quellen überwiegend die Gesamtemissionen (siehe Karte im Anhang Kap. 8.3.8).

5.2.11 Punktquellen

5.2.11.1 Stickstoff

Die flächenspezifischen N-Emissionen über Punktquellen ergeben sich aus Einleitungen kommunaler Kläranlagen und industrieller Direkteinleiter innerhalb eines betrachteten Einzugsgebietes.

Nicht in jedem Einzugsgebiet sind Punktquellen zu berücksichtigen. Ca. 30% der Einzugsgebiete weisen keine Einleitungen aus kommunalen oder industriellen Anlagen auf. Es sei darauf hingewiesen, dass die Umlegung der aus Punktquellen stammenden Gesamt-N-Fracht auf die Fläche des betreffenden Einzugsgebietes nicht in gleichem Maße aussagekräftig ist wie für die übrigen Eintragspfade, da die Emissionen mit der Siedlungsdichte zunehmen, die berechnete Fracht aber nicht von der Fläche des Einzugsgebietes abhängig ist.

Die Karte im Anhang, Kap. 8.2.8 zeigt deutlich, dass die größten flächenspezifischen N-Emissionen über diesen Eintragspfad in Wien, Graz, Linz, Salzburg und Bregenz zu verzeichnen sind.

5.2.11.2 Phosphor

Die Punktquellen stellen – nach den Eintragungspfaden der Erosion - den dritten maßgeblichen Eintragungspfad für die P-Emissionen in Österreich dar. Die Einzugsgebiete mit den größten flächenspezifischen P-Emissionen aus Punktquellen sind – analog zu den N-Emissionen – in den Gebieten mit den größten kommunalen Kläranlagen oder bedeutenden industriellen Einleitern zu finden: das sind Wien, Linz, Salzburg, Graz und Bregenz (siehe Karte im Anhang, Kap. 8.3.8). Über diesen Eintragungspfad werden vorwiegend die gelösten P-Komponenten in die Gewässer emittiert.

5.3 Berechnete Gesamtemissionen

5.3.1 Gesamt-N-Emissionen

Insgesamt wurde für Österreich ein mittlerer jährlicher Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer von **80.315** Tonnen (Betrachtungszeitraum 2001-2006) errechnet.

Die Anteile der unterschiedlichen Eintragungspfade an den berechneten Gesamt-Stickstoffemissionen sind in Abbildung 62 dargestellt. Der überwiegende Teil der in Österreich emittierten Stickstofffrachten wird über den Eintragungspfad Grundwasser (56%) eingetragen. Ca. 1/3 der Gesamt-Stickstoffemission stammt aus den Punktquellen (20%) und dem Oberflächenabfluss (13%). Die übrigen Emissionspfade haben jeweils nur einen Anteil von <5%.

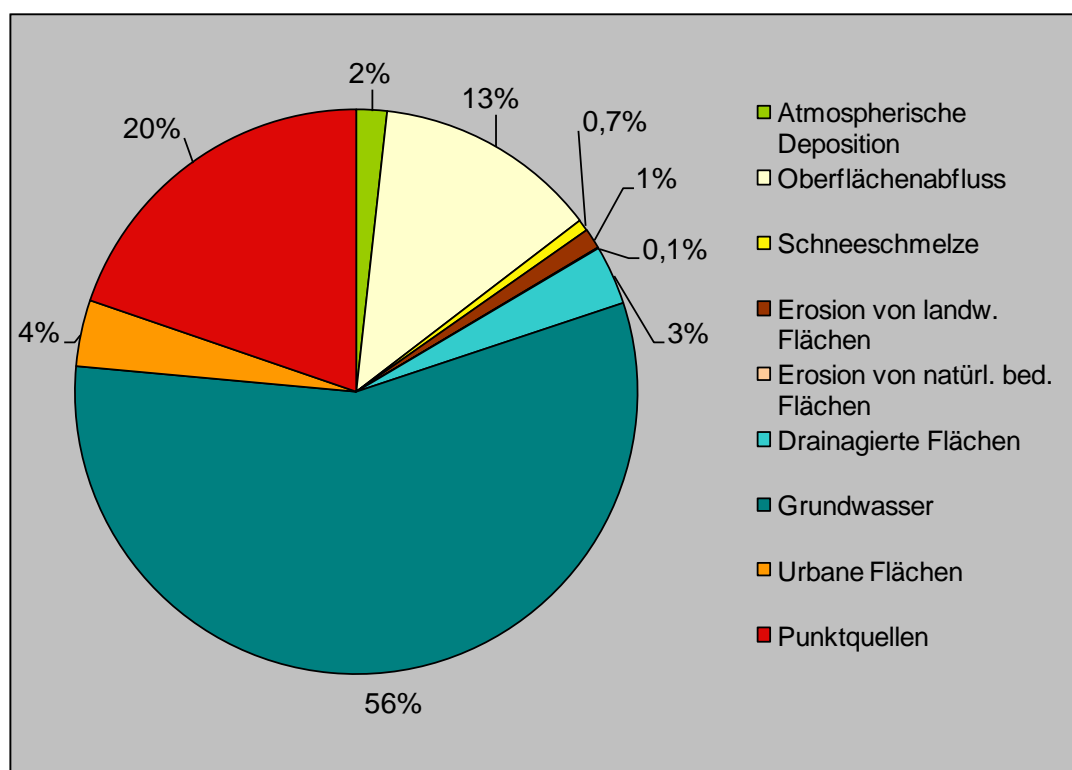


Abbildung 62: Anteile der Eintragungspfade an den Gesamtstickstoffemissionen (in Prozent) für ganz Österreich.

Die statistische Verteilung der flächenspezifischen N-Emissionen für die einzelnen Eintragungspfade zeigt Abbildung 63. Diese Verteilung zeigt für jeden Eintragungspfad die regionale Variabilität der flächenspezifischen Einträge. Im Wesentlichen ist zu erkennen, dass die österreichweit dominierenden Eintragungspfade Grundwasser, Oberflächenabfluss und Punktquellen auch auf Einzugsgebietebeine meistens die höchsten flächenspezifischen Emissionen aufweisen.

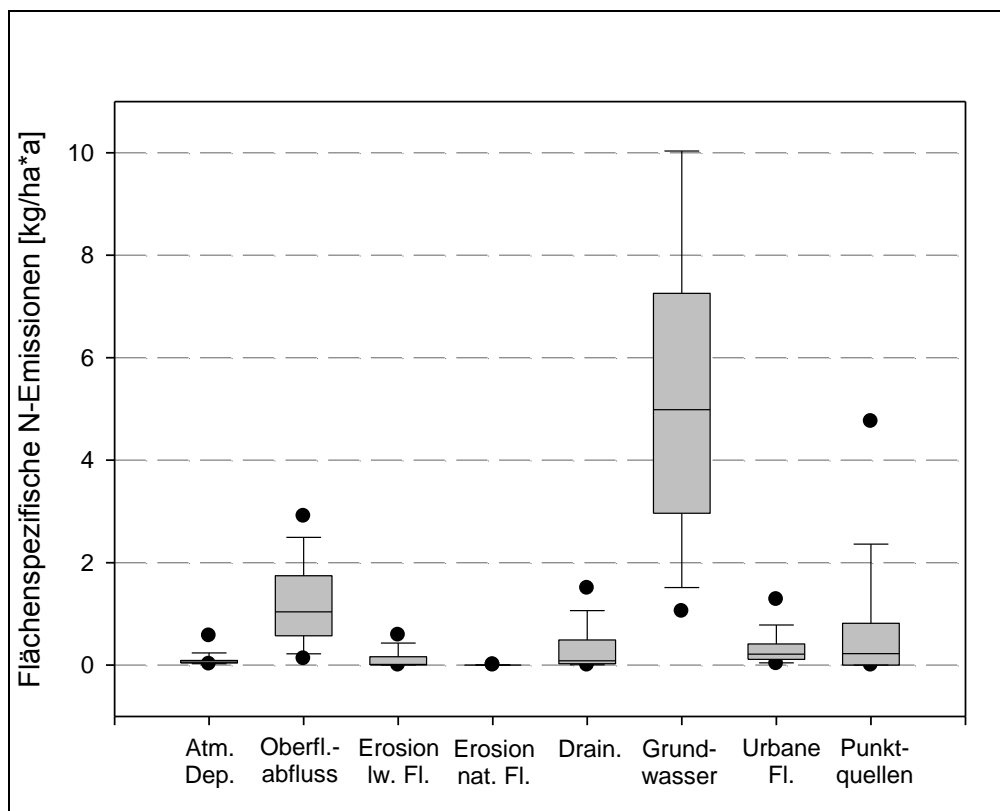


Abbildung 63: Variation der modellierten flächenspezifischen Stickstoffemissionen (in kgN/(ha*a)) zwischen den Einzugsgebieten für die einzelnen Eintragspfade. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)

Die Aufteilung der berechneten Gesamt-Stickstoffemissionen nach Eintragspfad und Planungsraum gibt Tabelle 20 wieder.

Die Gesamtemissionen von 80.315 Tonnen N Pro Jahr verteilen sich zu ca. 4% auf das Einzugsgebiet des Rhein, knapp 1 % entfallen auf das Elbe-Einzugsgebiet und 95% werden im Donau-Einzugsgebiet emittiert. Innerhalb des Donau-Einzugsgebietes spielen die Planungsräume Donau unterhalb Jochenstein (DUJ) und Donau bis Jochenstein (DBJ) die wesentlichste Rolle. Aus diesen beiden Planungsräumen stammen mit etwa 5% bzw. 21% ca. zwei Drittel der Gesamt-Stickstoffemissionen. Die Anteile der Planungsräume Mur, Drau und LRR (Leitha, Raab und Rabnitz) bewegen sich mit rund 10%, 8% bzw. 7% in ähnlichen Größenordnungen.

Tabelle 20: Aufgliederung der berechneten Stickstoffemissionen nach Eintragungspfaden und Planungsräumen

Planungsraum	Atm. Dep.	Oberfl.- abfluß	Schnee- schmelze	Erosion von landw. Flächen	Erosion von nat. bed. Flächen	Drain. Flächen	Grund- wasser	Urbane Flächen	Punkt- quellen	Gesamt- emissionen
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
Rhein	114	521	27	1	0	34	1.641	242	800	3.380
Elbe	13	83	0	3	0	72	468	17	31	688
Donau bis Jochenstein	235	3.248	316	122	20	329	10.114	663	2.012	17.058
Donau unterhalb Jochenstein	562	4.047	104	460	5	1.142	19.459	1.250	8.950	35.979
March	27	135	0	118	0	360	1.151	60	485	2.335
Mur	77	804	21	71	3	184	4.742	341	2.063	8.306
Drau	149	1.090	64	49	10	101	4.162	280	820	6.726
Leitha, Raab und Rabnitz	229	392	3	117	2	510	3.688	209	694	5.843
Summe [t/a]	1.406	10.321	535	941	40	2.732	45.424	3.061	15.854	80.315
Anteil [%]	1,8	13	0,7	1,2	0,1	3,4	57	3,8	20	

Innerhalb der Planungsräume gibt es keine großen Unterschiede, was die relativen Anteile der einzelnen Eintragungspfade an den Gesamtemissionen pro Planungsraum betrifft. In allen Planungsräumen ist das Grundwasser mit Anteilen >49% der maßgebende Eintragungspfad. In den Planungsräumen DBJ, Drau und Rhein sind morphologisch bedingt die höchsten Anteile des Oberflächenabflusses an den Gesamtemissionen zu finden. Dies sind auch die einzigen Planungsräume wo der Eintragungspfad Schneeschmelze einen merkbaren Anteil an der Gesamtemission ausmacht. Der höchste relative Anteil für den Eintragungspfad „Erosion von landwirtschaftlichen Flächen“ wurde für den Planungsraum March mit ca. 5% festgestellt, in den übrigen Planungsräumen ist der Anteil dieses Eintragungspfades an den Gesamtemissionen <2%. Für den Eintrag aus drainagierten Flächen wurden mit >10% die größten relativen Anteile in den Planungsräumen March (15%) und Elbe (11%) festgestellt.

Die relativen Anteile der Einträge aus urbanen Flächen bewegen sich zwischen 2% (Elbe) und 7% (Rhein), die Anteile für Einträge aus Punktquellen zwischen 4% (Elbe) und 25% (Mur und DUJ).

Verglichen mit der ersten MONERIS-Anwendung auf nationaler Ebene (2005) ist eine Abnahme der berechneten Gesamt-Stickstoffemissionen um etwa 20% von ca. 100.000 Tonnen pro Jahr auf ca. 80.000 Tonnen pro Jahr (siehe Tabelle 21) festzustellen.

Die Abnahme in den berechneten Gesamtemissionen trifft räumlich zum überwiegenden Anteil den Planungsraum DUJ, aber auch die übrigen Planungsräume weisen (mit Ausnahme des Planungsraumes Rhein und DBJ: dort sind leichte Anstiege in den berechneten N-Emissionen festzustellen) eine geringe Abnahme der N-Emissionen auf.

Tabelle 21: Vergleich der berechneten Gesamt-N-Emissionen pro Planungsraum zwischen der MONERIS-Anwendung 2005 und der MONERIS-Anwendung 2010

Planungsraum	N-Emission, berechnet 2005	N-Emission, berechnet 2010
	[t/a]	[t/a]
Rhein	2.996	3.380
Elbe	1.062	688
Donau bis Jochenstein (DBJ)	16.881	17.058
Donau unterhalb Jochenstein (DUJ)	52.916	35.979
March	2.619	2.335
Mur	9.941	8.306
Drau	7.047	6.726
Leitha, Raab und Rabnitz	7.087	5.843
Summe	100.552	80.315

Es wird im Zusammenhang mit dieser Betrachtung darauf hingewiesen, dass diese Abnahme durchaus das Resultat der Anpassungen in den Modellansätzen sowie der Verwendung geänderter Eingangsdaten sein kann und nicht zwangsläufig das Resultat z.B. einer geänderten landwirtschaftlichen Praxis ist.

5.3.2 Gesamt-P-Emissionen

Insgesamt wurde für Österreich ein mittlerer jährlicher Phosphoreintrag in Oberflächengewässer von **4.252** Tonnen (Betrachtungszeitraum 2001-2006) errechnet.

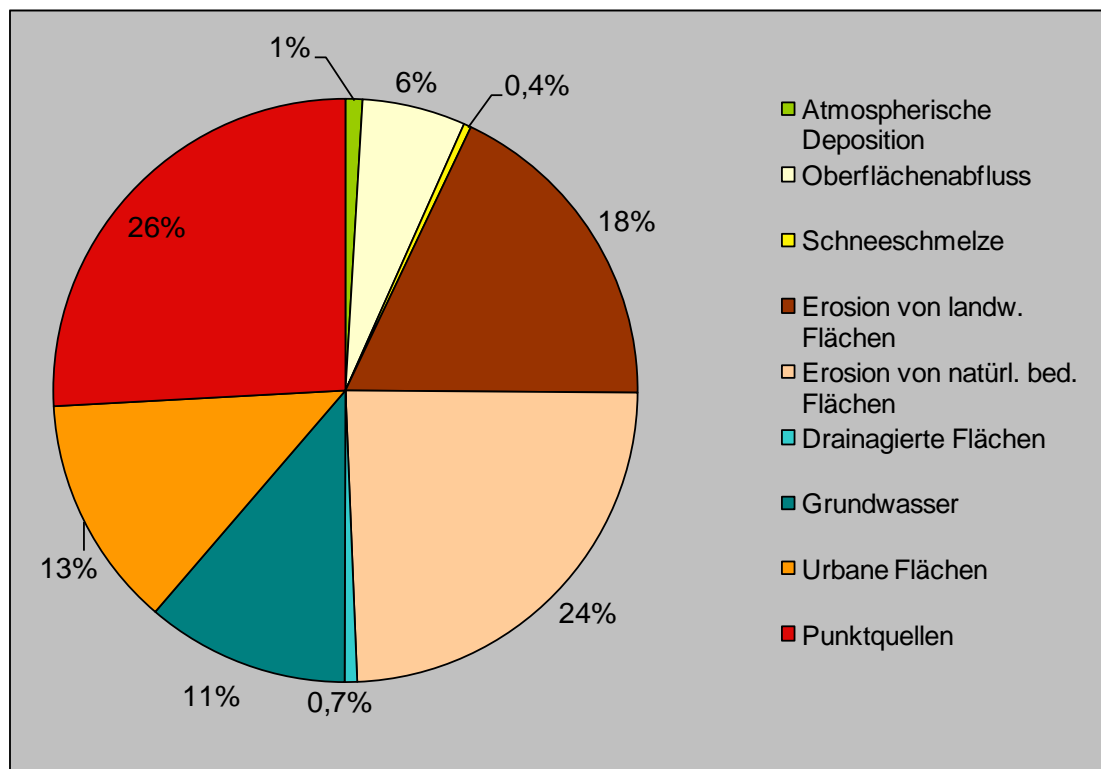


Abbildung 64: Anteile der Eintragspfade an den Gesamtphosphoremissionen (in Prozent) für ganz Österreich.

Der dominierende Eintragspfad für die Emission der Gesamt-Phosphorfrachten in die Gewässer ist die Erosion. Dabei ist der Anteil der Erosion von natürlich bedeckten Flächen

mit 24% in Summe größer, als der Anteil der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen (18%). Die Punktquellen machen 26% der Gesamt-Phosphoremissionen aus und stellen somit den größten Eintragspfad dar. Einträge aus urbanen Flächen (13%) sowie über das Grundwasser (11%) spielen für die Gesamtemissionen in Österreich eine untergeordnete Rolle.

Die statistische Verteilung der flächenspezifischen P-Emissionen über die einzelnen Eintragspfade (siehe Abbildung 65) zeigt wiederum die regionale Variabilität der Beiträge der einzelnen Eintragspfade. Im Wesentlichen bestätigt sich das Bild, welches aus den Anteilen der Eintragspfade an der Gesamtemission erkennbar ist.

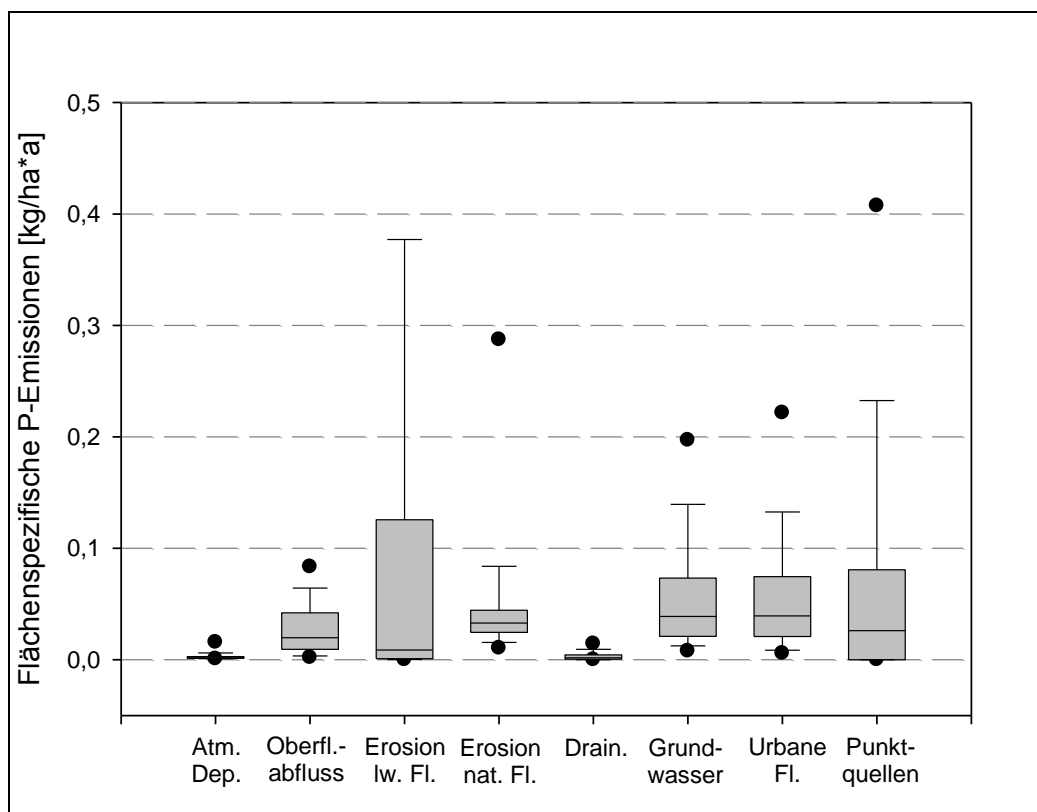


Abbildung 65: Variation der modellierten flächenspezifischen Phosphor-emissionen (in kg/(ha*a)) zwischen den Einzugsgebieten für die einzelnen Eintragspfade. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)

Die räumliche Verteilung der Phosphoremissionen nach Planungsräumen (Tabelle 22) folgt im Wesentlichen jener der Stickstoffemissionen. Ca. 60% der Phosphoremissionen kommen aus den beiden Planungsräumen Donau bis Jochenstein (DBJ) und Donau unterhalb Jochenstein (DUJ). Auf die Planungsräume Drau und Mur entfallen 12% bzw. 11%, auf den Planungsraum Leitha, Raab und Rabnitz (LRR) etwa 7% und auf die March ca. 4% der Phosphoremissionen. An den Einzugsgebieten des Rhein und der Elbe hat Österreich einen geringen Flächenanteil, weshalb der Anteil dieser Planungsräume an den Phosphoremissionen mit etwa 3% (Rhein) und 0,7% (Elbe) gering ist.

Betrachtet man die Anteile der einzelnen Eintragspfade an den Gesamtemissionen je Planungsraum, ergeben sich keine großen Unterschiede zur Betrachtung des gesamten Staatsgebietes. Die relativen Anteile der P-Emissionen über drainierte Flächen sind in allen Planungsräumen $\leq 4\%$, die Anteile der atmosphärischen Deposition $\leq 3\%$ und die relativen Anteile der Schneeschmelze sogar $\leq 1\%$.

Im Rhein-Einzugsgebiet weist der Oberflächenabfluß einen relativen Anteil an den Gesamtemissionen von 13% auf, in allen übrigen Planungsräumen ist der Anteil des Eintragspfades zwischen 1% und 8%.

Der höchste relative Anteil der Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (66%) wurde für den Planungsraum March festgestellt, die Planungsräume LRR, DUJ und Mur weisen immerhin noch einen Anteil von 39%, 26% bzw. 16% an den Gesamtemissionen auf.

Betrachtet man den P-Eintrag über die Erosion von natürlich bedeckten Flächen, stechen die hohen relativen Anteile dieses Eintragspfades in den Planungsräumen Drau (52%) und DBJ (49%) heraus. Für den P-Eintrag über das Grundwasser weist das Elbe-Einzugsgebiet mit 53% einen im Vergleich zu Gesamtösterreich sehr hohen Anteil dieses Eintragspfades auf. Beim P-Eintrag aus urbanen Flächen liegt das Rhein-Einzugsgebiet mit 35% relativem Anteil deutlich über den Anteilen der übrigen Planungsräume.

Die Punktquellen haben durchwegs in allen Planungsräumen einen hohen relativen Anteil an den Gesamtemissionen, wobei das Elbe-EZG mit 9% noch den geringsten relativen Anteil und die Mur mit 47% den höchsten Anteil hat.

Tabelle 22: Aufgliederung der berechneten Phosphoremissionen nach Eintragspfaden und Planungsräumen

Planungsraum	Atm. Dep.	Oberfl.- abfluß	Schnee- schmelze	Erosion von landw. Flächen	Erosion von nat. bed. Flächen	Drain. Flächen	Grund- wasser	Urbane Flächen	Punkt- quellen	Gesamt- emissionen
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
Rhein	3	16	1	1	8	1	16	42	33	122
Elbe	0	1	0	2	2	1	15	3	2	28
Donau bis Jochenstein	7	94	11	61	567	5	114	116	192	1.166
Donau unterhalb Jochenstein	14	65	1	378	90	12	204	221	467	1.451
March	1	2	0	115	5	3	14	12	23	175
Mur	3	20	1	78	50	1	39	62	229	483
Drau	6	40	4	16	276	2	48	51	85	527
Leitha, Raab und Rabnitz	7	5	0	117	33	3	28	39	68	300
Summe [t/a]	40	243	17	768	1.031	29	478	547	1.100	4.252
Anteil [%]	0,9	6	0,4	18,1	24,2	0,7	11	12,9	26	

Im Vergleich zur ersten MONERIS-Anwendung auf nationaler Ebene 2005 verringerten sich die berechneten Gesamt-P-Emissionen um etwa 30% von ca. 6.200 Tonnen pro Jahr auf ca. 4.250 Tonnen pro Jahr (siehe Tabelle 23). Die deutlichste Abnahme in den P-Emissionen ist für das Rhein-Einzugsgebiet festzustellen, dort haben sich die durchschnittlichen P-Emissionen nahezu halbiert. Mit Ausnahme der March beträgt auch in den übrigen Planungsräumen die Abnahme der durchschnittlichen P-Emissionen zwischen 25% und 45%. An der March fällt die Abnahme mit 9% noch am geringsten aus.

Tabelle 23: Vergleich der berechneten Gesamt-P-Emissionen pro Planungsraum zwischen der MONERIS-Anwendung 2005 und der MONERIS-Anwendung 2010

Planungsraum	P-Emission, berechnet 2005	P-Emission, berechnet 2010
	[t/a]	[t/a]
Rhein	214	122
Elbe	40	28
Donau bis Jochenstein (DBJ)	1.683	1.166
Donau unterhalb Jochenstein (DUJ)	2.095	1.451
March	192	175
Mur	731	483
Drau	723	527
Leitha, Raab und Rabnitz	537	300
Summe	6.216	4.252

Auch für diesen Vergleich ist zu erwähnen, dass ein Teil der Abnahme in der berechneten Gesamt-Phosphoremission, sowie der Verteilung auf die einzelnen Planungsräume den geänderten Modellansätzen, sowie der Verwendung geänderter Eingangsdaten zuzuschreiben ist.

5.4 Betrachtung der Emissionen nach Quellen

Die im MONERIS-Modell abgebildeten Eintragspfade, die für die Bestimmung der Gesamtemissionen berechnet werden, lassen sich zu folgenden 3 Hauptquellen zusammenfassen:

- Landwirtschaft
- Kommunen und Industrie (Punktquellen, urbane Flächen)
- Hintergrundbelastungen

In Abbildung 66 sind die flächenspezifischen Gesamt-Stickstoffemissionen der einzelnen Einzugsgebiete, wie sie bereits in Kap. 5.2 beschrieben wurden, dargestellt. Neben der Höhe der flächenspezifischen Stickstoffemission ist ebenfalls für jedes Einzugsgebiet die Hauptquelle der Stickstoffemissionen dargestellt.

Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass die höchsten flächenspezifischen N-Emissionen durch die beiden Großkläranlagen Wien und Linz verursacht werden. Für die übrigen Einzugsgebiete ergibt sich ein homogenes Bild hinsichtlich der Größe der flächenspezifischen Emissionen mit den höchsten Einträgen entlang der Donau (Oberösterreich, Niederösterreich), im Norden des Alpenhauptkamms (Tirol, Vorarlberg) und im Südosten (Steiermark) Österreichs. In den alpinen Bereichen nimmt die flächenspezifische N-Emission in den Einzugsgebieten deutlich ab.

Die Hauptquelle für den Stickstoffeintrag in die Gewässer ist in Österreich die Landwirtschaft. Bei der Landwirtschaft wird danach unterschieden, ob die Landkultivierung oder die Deposition die Quelle für die N-Emissionen sind. Es ist deutlich zu erkennen, dass in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten Österreichs im Norden, Nordosten und Südosten die Landkultivierung die maßgebende Quelle für die N-Emissionen ist und die Einträge also über den Oberflächenabfluss und das Grundwasser stattfinden. In den höheren Lagen entlang des Alpenhauptkamms stammen Stickstoffeinträge in die Gewässer vorwiegend aus NH₃-Depositionen von der Landwirtschaft, welche über Grundwasser und Oberflächenabschwemmungen in die Gewässer transportiert werden.

Hauptquellen für Stickstoffeinträge: Frachtbetrachtung

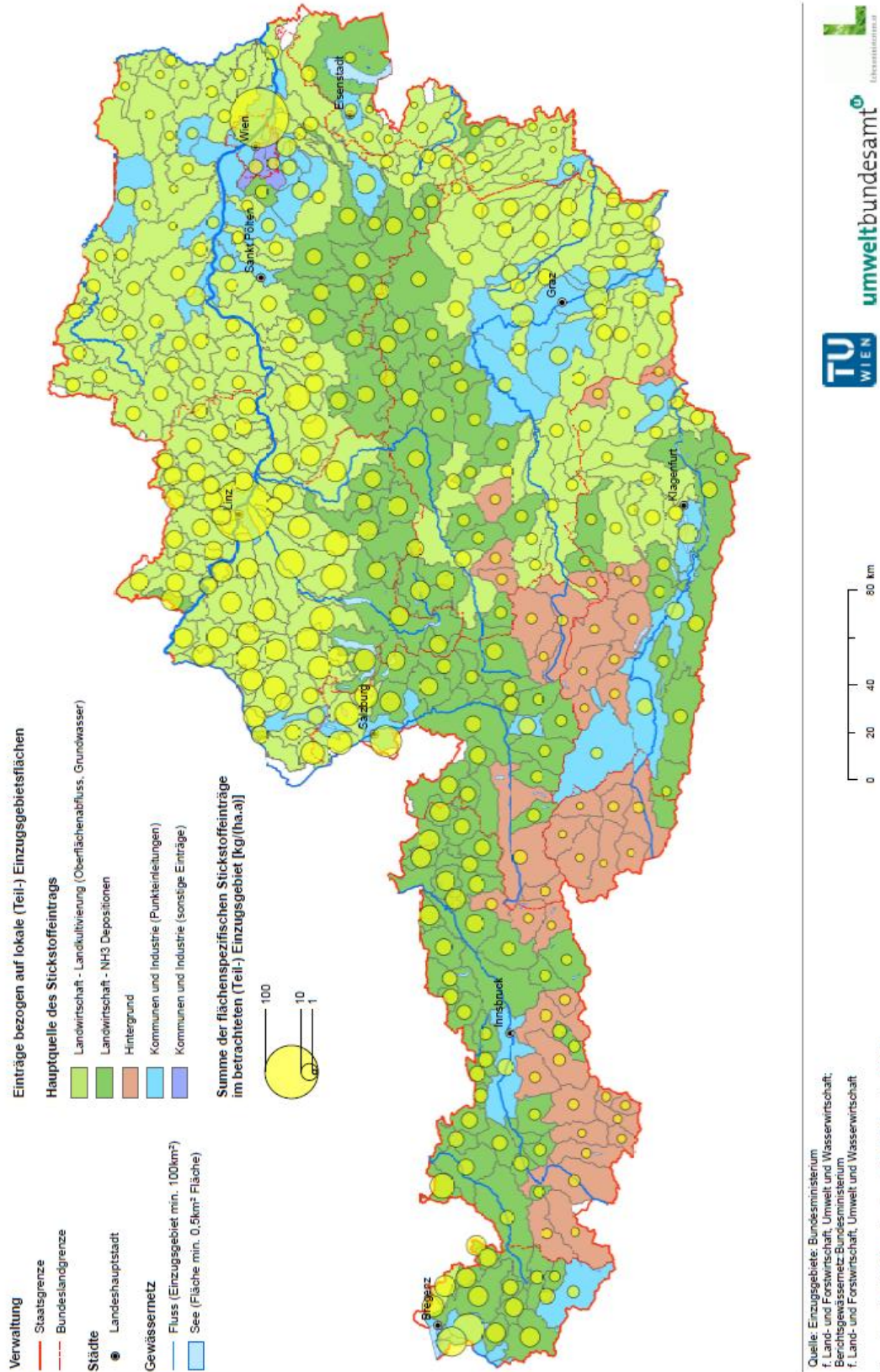


Abbildung 66: Regionale Verteilung der flächenspezifischen Gesamtstickstoffemissionen mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Stickstoffeinträge (Frachten) in die Gewässer.

In den Einzugsgebieten mit den geringsten flächenspezifischen N-Emissionen ist die Hintergrundbelastung die Hauptquelle für den Stickstoffeintrag. Darunter werden jene Stickstoffemissionen verstanden, die auch ohne menschliche Tätigkeit vorhanden wären und über natürliche Depositionen (z.B. NO_x bei Blitzbildung, natürliche NH_3 Depositionen) oder natürliche N-Fixierung auf Flächen und in Gewässer eingetragen werden. Dies ist vor allem bei hochalpinen Einzugsgebieten mit einem hohen Anteil an offenen bzw. natürlich bedeckten Flächen der Fall. Obwohl auch die NO_x Depositionen, welche aus Kommunen und Industrie (Verkehr, industrielle Verbrennungsprozesse, Hausbrand) kommen, eine relevante Quelle für Stickstoffeinträge in die Gewässer darstellen (siehe auch

Abbildung 82), wird diese Quelle in keinem der Einzugsgebiete als die größte Quelle ausgewiesen. Dies liegt daran, dass die NH_3 Depositionen jeweils die NO_x Depositionen überwiegen, und damit überall dort wo die Stickstoffemissionen aus anthropogenen Depositionen überwiegen, die NH_3 Depositionen aus der Landwirtschaft als dominante Quelle ausgewiesen wird. Liegen sowohl die anthropogenen NO_x als auch die anthropogenen NH_3 Depositionen unter den „natürlichen“ Depositionen, so wird der Hintergrund als dominante Quelle ausgewiesen.

Einzugsgebiete, in denen Kommunen und Industrie die maßgebende Quelle für N-Emissionen sind, befinden sich überwiegend in dicht bebauten Gebieten (rund um die Landeshauptstädte), sowie in Tallagen (Drautal, Inntal, Murtal).

Bei der Betrachtung der Hauptquellen für die Gesamt-Phosphoremissionen ergibt sich für Österreich im Gegensatz zu den Stickstoffemissionen ein weitaus heterogeneres Bild (siehe Abbildung 67). Die größten flächenspezifischen Phosphoremissionen wurden für Tirol (Ötztal) berechnet, dort vor allem verursacht durch den Eintrag über Schwebstoffe aus vergletscherten Bereichen. Dies trifft auch für die Einzugsgebiete im Norden Osttirols zu. Weiters wurden für Linz und Wien sehr hohe flächenspezifische Phosphoremissionen berechnet, welche durch die Kläranlagen Linz-Asten und Wien-Simmering verursacht werden.

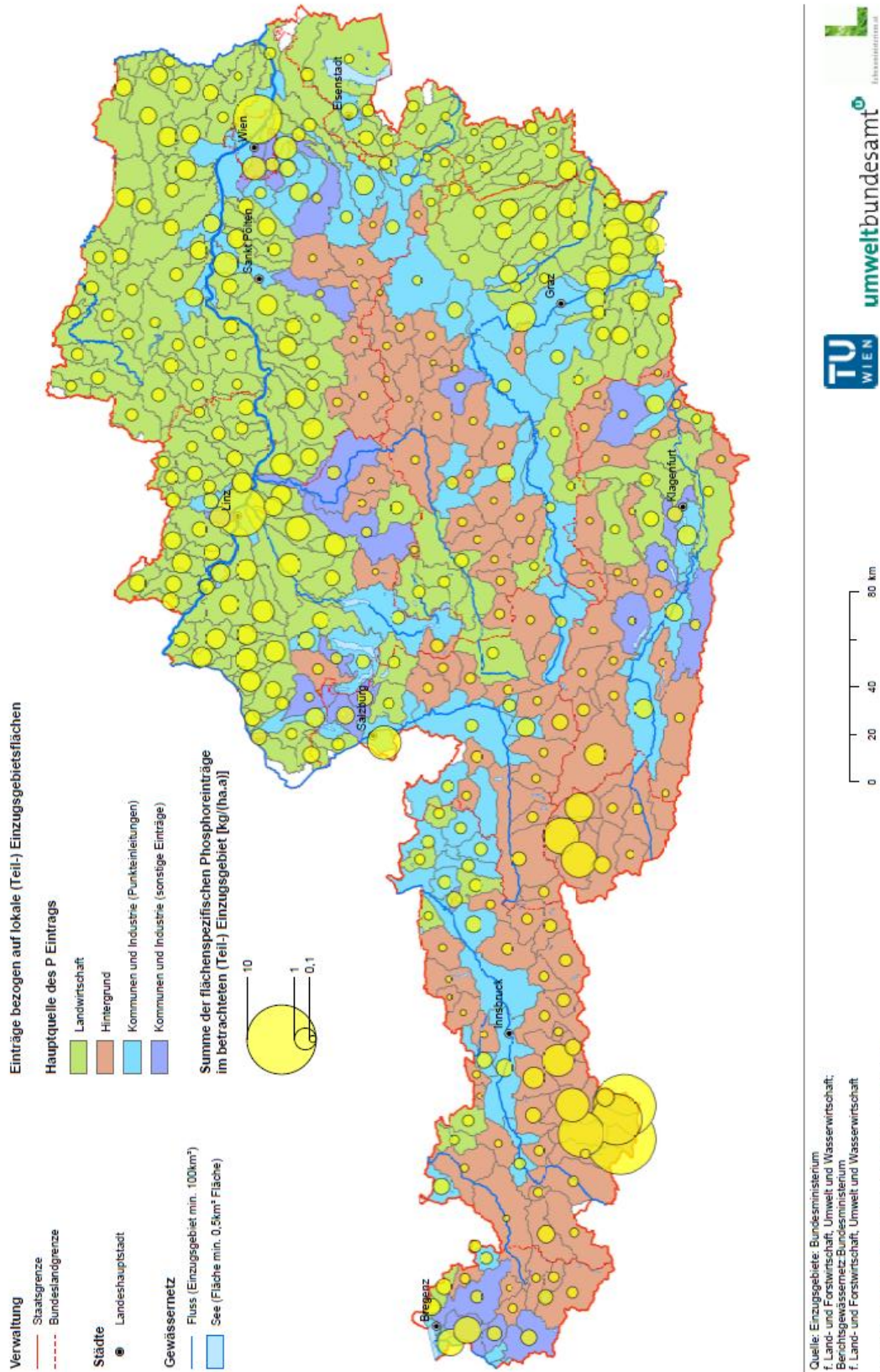
Hinsichtlich der Hauptquellen für den Gesamt-Phosphoreintrag lassen sich folgende Bereiche räumlich abtrennen: in den höheren Lagen und hochalpinen Gebieten ist die Hintergrundbelastung die maßgebende Quelle für die Phosphoreinträge in die Gewässer. In den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Norden, Nordosten und Südosten ist die Landwirtschaft auch die maßgebende Quelle für die Phosphoremissionen in die Gewässer.

Im Vergleich zu den Stickstoffemissionen gibt es deutlich mehr Einzugsgebiete, in denen die Phosphoremissionen in die Gewässer hauptsächlich durch Punkteinleitungen hervorgerufen werden. Dies betrifft vor allem das Inntal, das Mur- und Mürztal, den Großraum St.Pölten-Wien, das Drautal, das obere Traun-Einzugsgebiet sowie Teile des Salzach-Einzugsgebietes.

Im Gegensatz zu den Stickstoffemissionen gibt es bei den Phosphoremissionen auch mehrere Einzugsgebiete, wo sonstige Einträge aus den Kommunen und der Industrie (urbane Flächen bzw. nicht kanalisierte Einwohner, Mischwasserentlastung und Regenkanäle) die Hauptquelle für die Phosphoreinträge in die Gewässer darstellen. Dies gilt zu einem großen Teil für das Rhein-Einzugsgebiet und für vereinzelte Einzugsgebiete im Raum Salzburg, der unteren Enns, im Großraum St.Pölten-Wien und im Drautal, hauptsächlich handelt es sich dabei um Einzugsgebiete mit höherer Besiedlungsdichte, aber geringen flächenspezifischen Gesamtphosphoreinträgen.

Betrachtet man nur die Emissionen aus den gelösten und löslichen Phosphorkomponenten, erhöht sich der Anteil der Einzugsgebiete mit Punkteinleitungen als maßgebende Quelle (siehe Abbildung 68). Im östlichen Teil Österreichs nimmt der Anteil der Gebiete, bei denen die Landwirtschaft die Hauptquelle der gelösten Phosphoremissionen ist, zu. Der Anteil der Einzugsgebiete mit Hintergrundbelastung als maßgebende Quelle nimmt ab.

Hauptquellen für Einträge von Gesamtphosphor: Frachtbetrachtung



Hauptquellen für Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor: Frachtbetrachtung

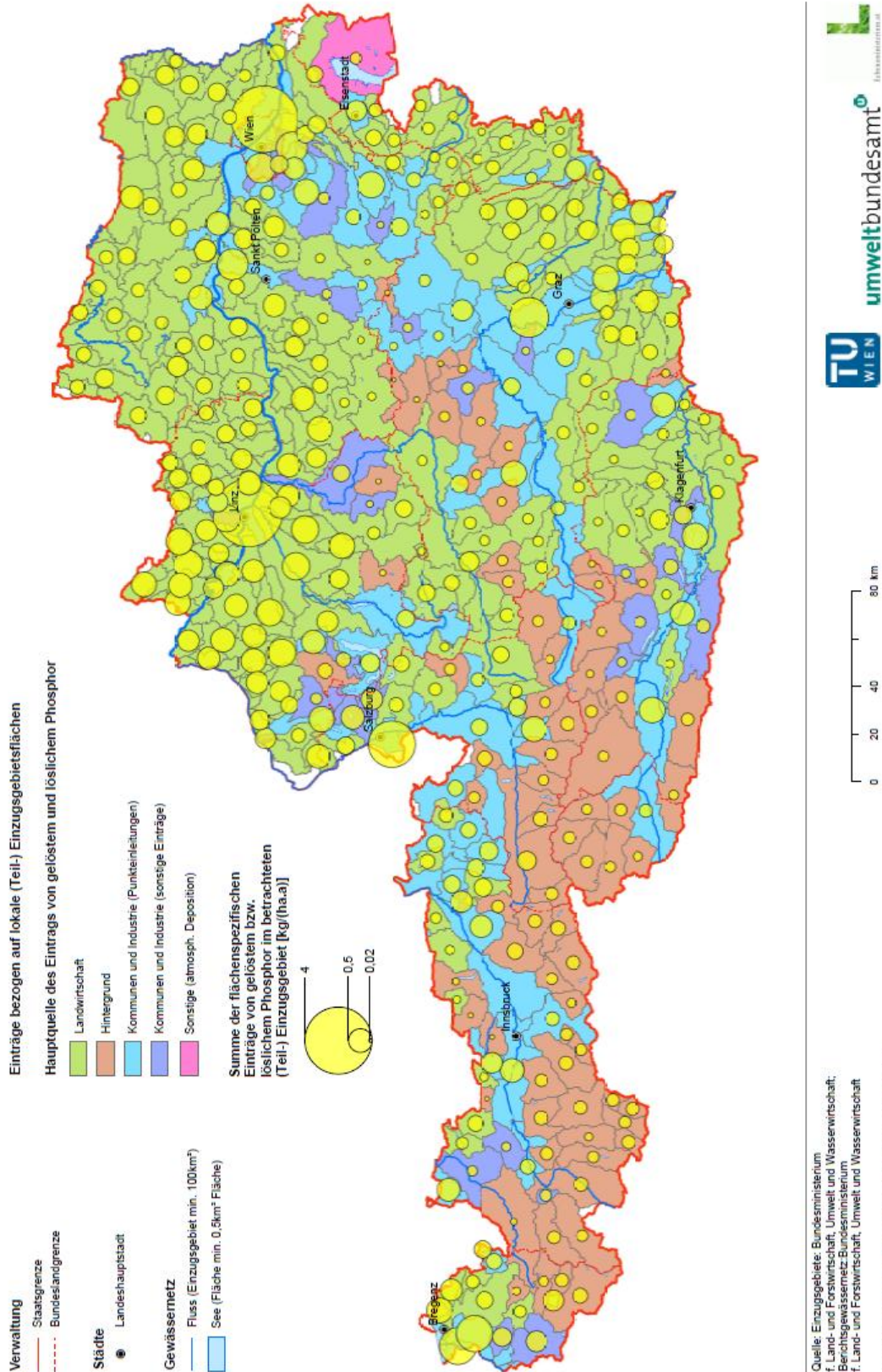


Abbildung 68: Regionale Verteilung der flächenspezifischen Emissionen von gelöstem und löslichem Phosphor mit Angabe der Hauptquelle (Landwirtschaft, Kommunen und Industrie sowie Hintergrund) für Phosphoreinträge (Frachten) in die Gewässer.

5.5 Konzentrationsbetrachtung

5.5.1 Pegelabgleich

Die Modellierung mit MONERIS ist vor allem auf einer Betrachtung von Frachten aufgebaut. Frachten welche über unterschiedliche Emissionspfade in die Gewässer eingetragen werden, werden im Gewässer durch Retention (z.B. Sedimentation) oder Austräge aus dem Gewässer (Denitrifikation, Verlagerung in Überschwemmungsbereiche bei Hochwasser) zu den im Gewässer transportierten Immissionsfrachten reduziert. Die über Emission und Retention/Austrag modellierten Immissionsfrachten können den gemessenen Konzentrationen (anhand gemessener Abflüsse) gegenübergestellt und validiert werden. Ergebnisse können als über unterschiedliche Pfade emittierte Emissionsfrachten und daraus resultierenden Immissionsfrachten dargestellt werden. Vor allem wenn es um die Aufsummierung von Eintragspfaden, die Belastung von Seen, den grenzüberschreitenden Gewässertransport bis hin zur Belastung des empfangenden Meeres geht, ist die Frachtbetrachtung von Vorteil. Steht der Zustand der lokalen Fließgewässer im Zentrum des Interesses, muss die Frachtbetrachtung durch eine Konzentrationsbetrachtung ergänzt werden.

Da aus der Modellierung mit MONERIS sowohl die Gewässerfrachten als Mittel über mehrere Jahre als auch der Abfluss in den Gewässern ebenfalls als Mittel über mehrere Jahre bekannt sind, kann durch Division der Fracht durch den Abfluss leicht eine mittlere Konzentration in den betrachteten Gewässern errechnet werden. Allerdings war für die hier durchgeführte Bearbeitung eine Erweiterung von MONERIS zur Berechnung des gelösten Phosphortransportes nötig (siehe Kapitel 4.7). In Abbildung 69 und Abbildung 70 sind die modellierten Gewässerkonzentrationen für DIN, TP und PO₄-P den Mittelwerten aus den Messungen im jeweiligen Gewässer gegenüber gestellt. Insgesamt zeigen modellierte und gemessene Konzentrationen ein sehr ähnliches Bild, wie bei der Gegenüberstellung von flächenspezifischen Frachten. Die Datenpunkte sind zueinander allerdings etwas verschoben, da hohe Konzentrationen nicht zwangsläufig mit hohen flächenspezifischen Frachten zusammen fallen. Generell ergibt sich bei den mittleren Konzentrationen in den Fließgewässern eine recht gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Werten. Bei DIN und PO₄-P ist diese Übereinstimmung besser als bei TP, welcher zu einem wesentlichen Anteil einem partikelgebundenen Transport unterliegt. Es zeigt sich, dass die Modellierung von Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern einer Vielzahl von Einzugsgebieten insgesamt die gemessenen Konzentrationen gut wiedergeben kann. In Einzelfällen kann es aber zu erheblichen Abweichungen zwischen gemessenen und gerechneten Werten kommen, sodass nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Modellierung für jeden Einzelfall die Wirklichkeit gut abbildet. Sehr wohl kann jedoch die generelle Variabilität der in Österreich auftretenden Situationen plausibel dargestellt werden.

Auch für das Grundwasser wurde versucht einen Abgleich zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen zu erreichen. Dabei wurden jeweils die Mittelwerte der abgegrenzten (Teil-) Einzugsgebiete herangezogen. Betrachtet man das rechte Bild in Abbildung 69 sieht man, dass für das Grundwasser deutlich mehr Vergleichswerte von modellierten und gemessenen NO₃ Konzentrationen vorliegen als für TP, PO₄-P oder DIN Konzentrationen in den Fließgewässern. Die Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen beim NO₃ im Grundwasser ist jedoch deutlich schlechter, als bei den im Fließgewässer betrachteten Parametern. Die gute Datenlage für das Grundwasser ergibt sich aus dem Vorhandensein mehrerer Grundwassermessstellen je Einzugsgebiet, sodass Mittelwerte für die meisten Gebiete berechnet werden können.

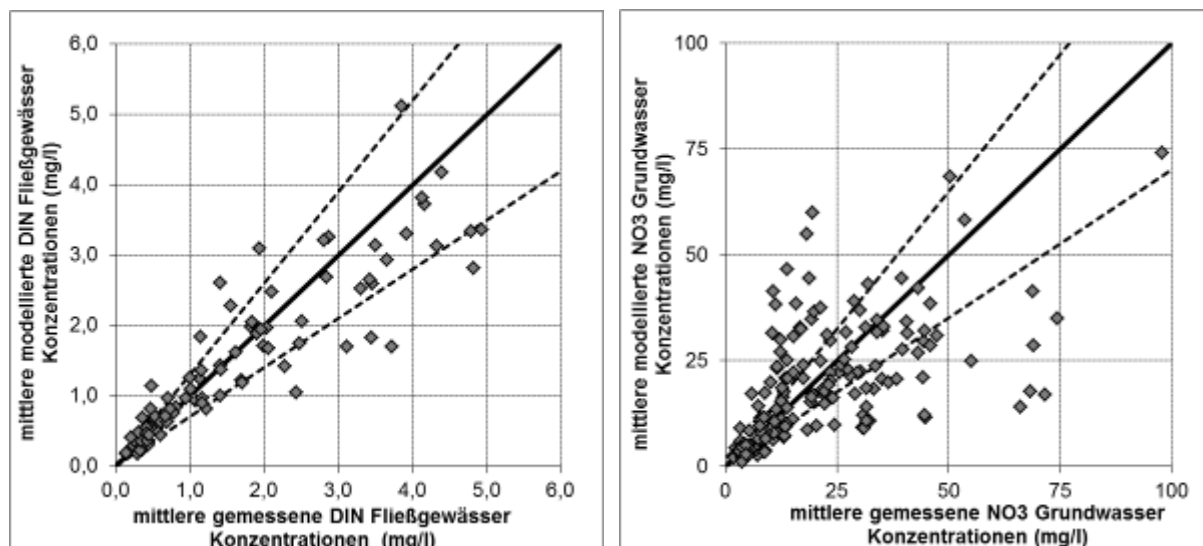


Abbildung 69: Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Konzentrationen für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) in Fließgewässern (links) und für NO_3 im Grundwasser (rechts) in Einzugsgebieten mit Gütedaten.

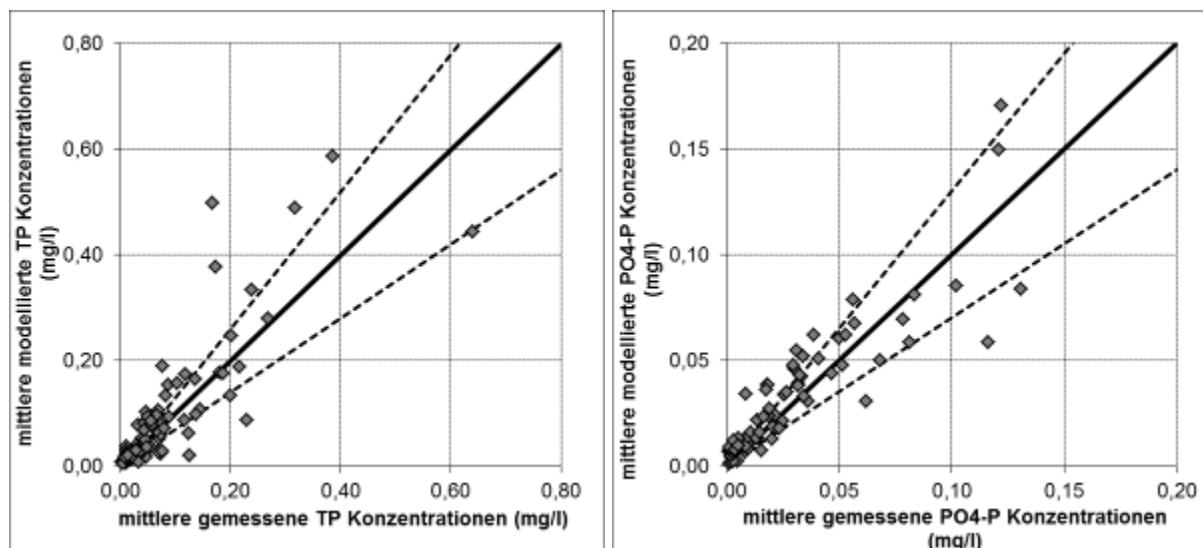


Abbildung 70: Gegenüberstellung der Mittelwerte gemessener und modellierter Fließgewässerkonzentrationen für Gesamtphosphor (TP) (links) und für $\text{PO}_4\text{-P}$ (rechts) von Einzugsgebieten mit Gütedaten.

Für die schlechte Übereinstimmung der gemessenen und modellierten mittleren Grundwasserkonzentrationen der Teileinzugsgebiete lassen sich mehrere Gründe finden. MONERIS wurde zur Berechnung von Emissionen in Fließgewässern entwickelt. Dabei wurde das Grundwasser nur als Transportmedium für Nährstoffe betrachtet. Stickstoff ist während des Transportes von der Bodenoberfläche über das Grundwasser in die Fließgewässer einer Reihe von Umwandlungsprozessen unterworfen, von denen die Denitrifikation von NO_3 zu N_2 oder N_2O zu einer Entfernung von Nitrat aus der Wasserphase führt. In MONERIS wird ausgehend von den Stickstoffüberschüssen auf der Fläche ein Stickstoffeintrag über das Grundwasser in die Fließgewässer berechnet. Dabei werden empirisch abgeleitete Formeln zur Berechnung der Denitrifikation auf der Fließstrecke zwischen Boden und Fließgewässer unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Situation des Gebietes verwendet.

Im Zuge der in diesem Projekt durchgeführten Arbeiten wurde zusätzlich die Denitrifikation im Oberboden und in der ungesättigten Zone separat ermittelt. Dadurch kann neben dem

Überschuss auf der Fläche auch der Stickstoffeintrag in das Grundwasser berechnet werden. Über die Sickerwassermengen lässt sich die Sickerwasserkonzentration als Mittelwert über das betrachtete Einzugsgebiet ausweisen. Da jedoch auch im Grundwasser vielfach eine relevante Denitrifikation stattfindet, die durch die Heterogenität des Untergrundes lokal stark variieren kann, entspricht diese Sickerwasserkonzentration nicht der zu erwartenden Konzentration im Grundwasser. Eine detaillierte Modellierung von Grundwasserströmungen zur Erfassung der Einzugsgebiete von Grundwassermessstellen mit detaillierter Stickstoffbilanzierung auf dieser Ebene ist im Rahmen dieses Projektes nicht leistbar. Eine grobe Abschätzung der mittleren Grundwasserkonzentrationen für die einzelnen Teileinzugsgebiete wurde daher durch Mittelwertbildung aus den Sickerwasserkonzentrationen und den Konzentrationen des Grundwassers bei der Exfiltration in die Fließgewässer berechnet. Die Ergebnisse wurden den mittleren in einem Einzugsgebiet gemessenen Grundwasserkonzentrationen gegenüber gestellt. Dies ist eine Vorgangsweise die ungenau sein muss, weil die Lage der Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet nicht berücksichtigt werden kann. Eine weitere Problematik liegt darin, dass die MONERIS-Einzugsgebiete aufgrund des Oberflächenreliefs abgegrenzt wurden, Grundwassergebiete teilweise aber davon abweichende Einzugsgebiete haben. Probleme die sich auch in Abbildung 69 (rechtes Bild) widerspiegeln. Grundsätzlich können zwar jene Gebiete ausgewiesen werden, bei denen mit geringen Nitratkonzentrationen ($< 10 \text{ mg NO}_3/\text{l}$) zu rechnen ist und solche wo eine Gefährdung höherer Konzentrationen gegeben ist. Ein direkter quantitativer Zusammenhang zwischen modellierten Grundwasserkonzentrationen und Mittelwerten von gemessenen Konzentrationen ist ab ca. $10 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ jedoch nicht mehr möglich.

5.5.2 Regionale Konzentrationsverteilung

Bezüglich der Modellierung von Nitratkonzentrationen im Grundwasser können aufgrund der zuvor genannten Einschränkungen nur solche Bereiche ausgewiesen werden, bei denen mit erhöhten Sickerwasserkonzentrationen und einer daraus resultierenden möglichen Gefahr von hohen Grundwasserkonzentrationen zu rechnen ist. Zudem können durch den Vergleich zwischen Sickerwasserkonzentrationen und Grundwasserkonzentrationen bei der Exfiltration in die Fließgewässer jene Bereiche identifiziert werden, bei denen die Denitrifikation im Grundwasser eine große Rolle spielt. Ein direkter Bezug zu den gemessenen Grundwasserkonzentrationen kann nicht hergestellt werden. Das gilt auch für die Berechnung der Wirksamkeit von Maßnahmen, welche sich auf Ermittlung der Reduktion von mittleren Sickerwasserkonzentrationen in einem Gebiet und den Eintrag von Stickstoff über das Grundwasser in die Fließgewässer beschränken muss. In weiterer Folge soll daher vor allem auf die Ergebnisse im Bereich der Fließgewässer eingegangen werden.

In Abbildung 71 und Abbildung 72 sind die Modellergebnisse der mittleren Sickerwasserkonzentrationen sowie der mittleren Grundwasserkonzentrationen bei der Exfiltration in die Fließgewässer dargestellt. Vor allem Bereiche mit geringen Sickerwassermengen und hohem Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche weisen vergleichsweise hohe Sickerwasserkonzentrationen auf. Durch Denitrifikation im Untergrund kommt es generell zu einer erheblichen Reduktion der Konzentrationen im Grundwasser, welche z.B. im Nordosten und Osten Österreichs besonders ausgeprägt ist.

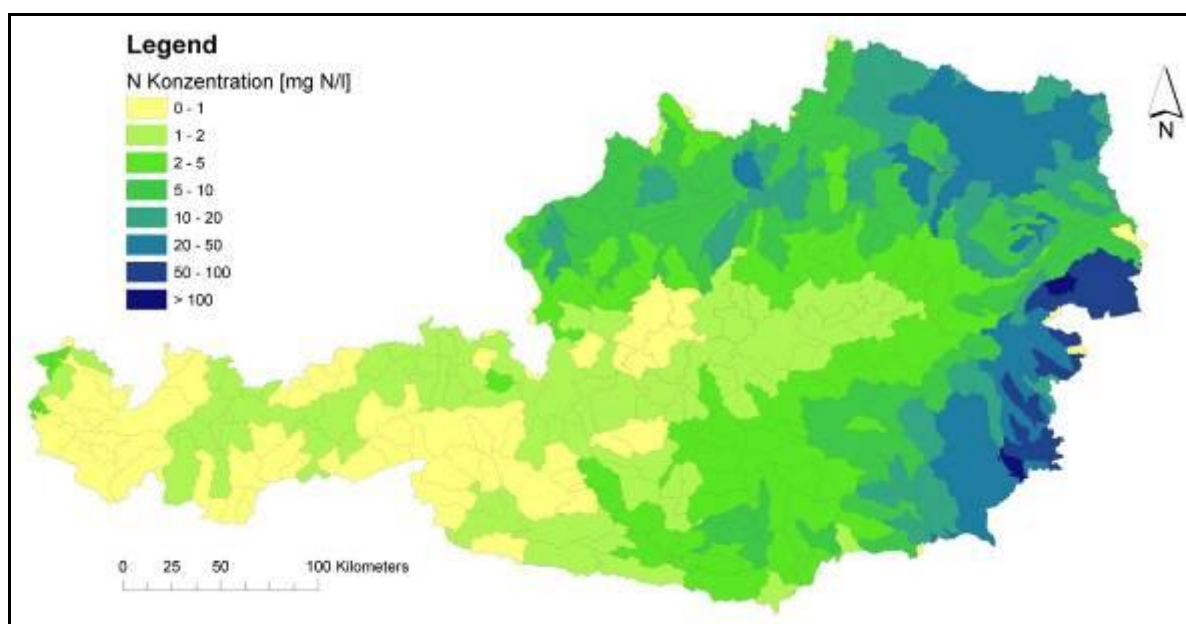


Abbildung 71: Mittlere modellierte $\text{NO}_3\text{-N}$ Sickerwasserkonzentrationen auf Teileinzugsgebietsebene.

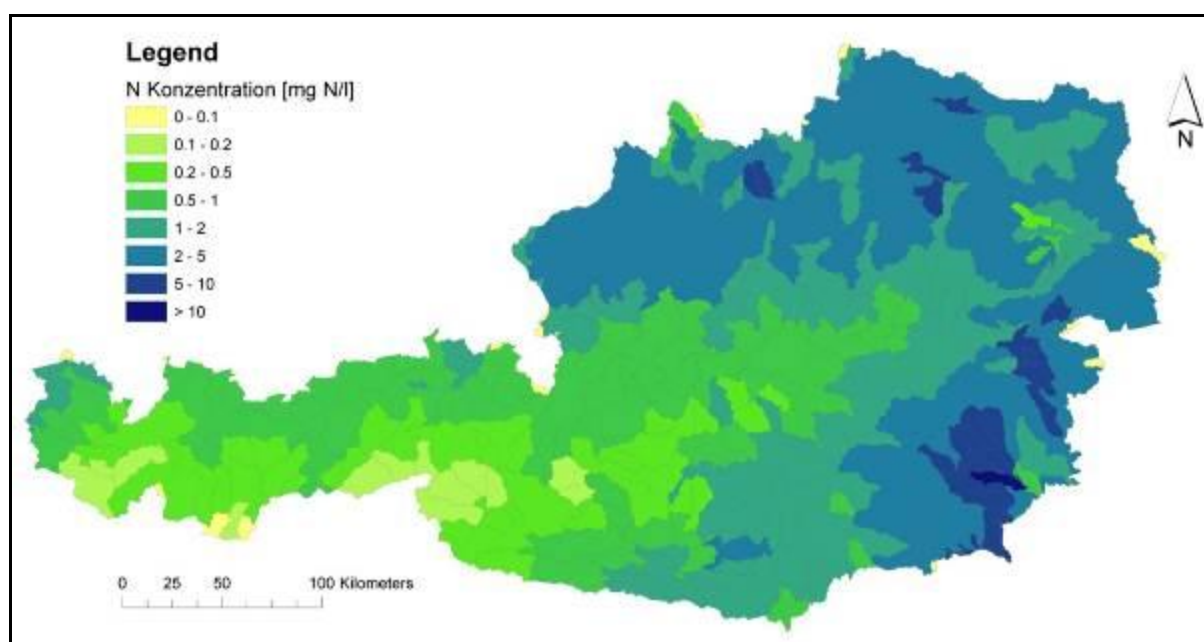
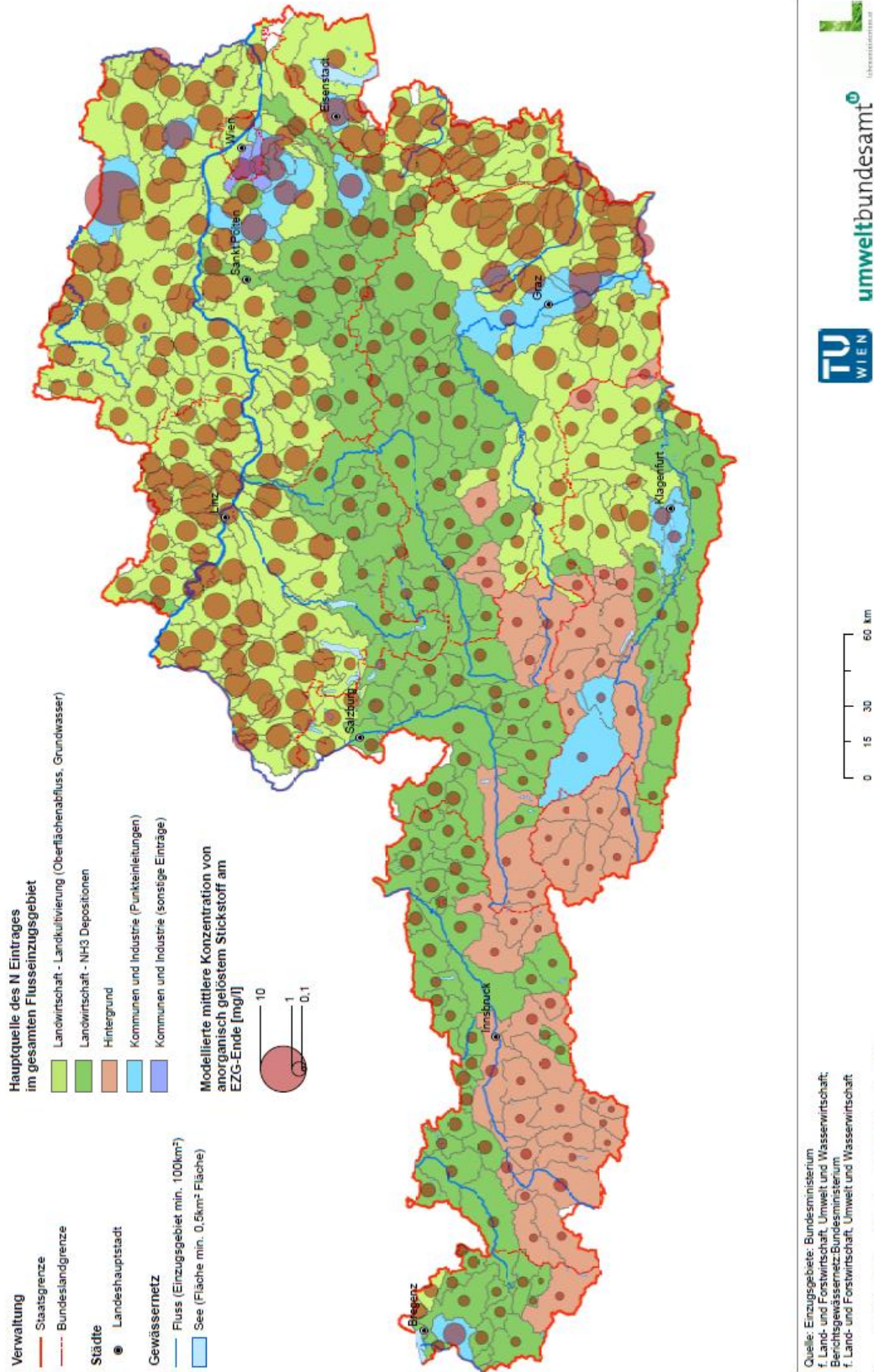


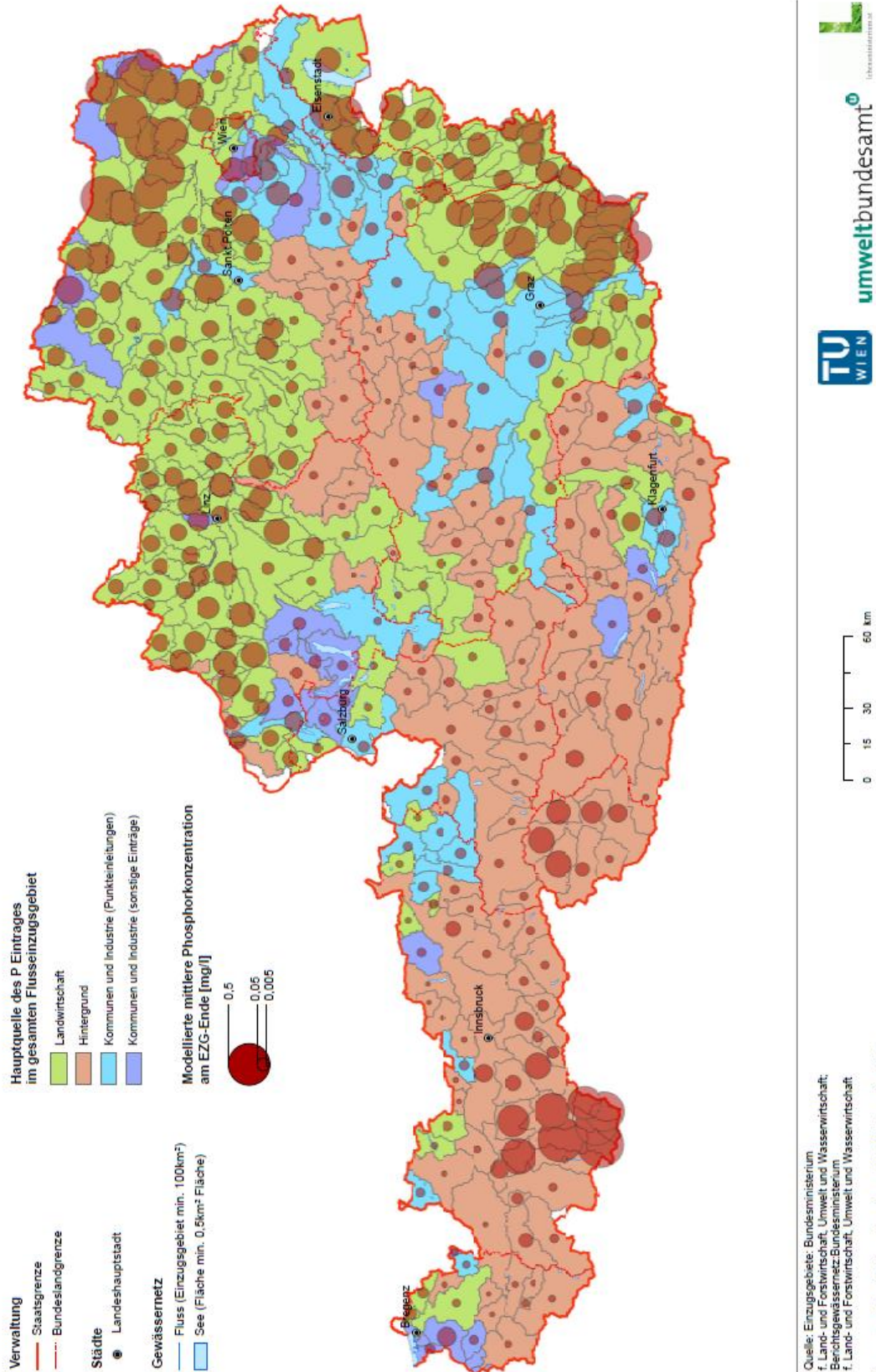
Abbildung 72: Mittlere modellierte $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen im Grundwasser bei der Exfiltration in die Fließgewässer auf Teileinzugsgebietsebene.

Die räumliche Verteilung der mittleren modellierten Fließgewässerkonzentrationen für DIN, TP und $\text{PO}_4\text{-P}$ sind in den Abbildung 73 bis Abbildung 75 dargestellt. Neben den Fließgewässerkonzentrationen ist auch die Hauptbelastungsquelle im gesamten Einzugsgebiet bis zum jeweiligen Gebietsauslass dargestellt. Während die höchsten flächenspezifischen Einträge (siehe Kapitel 5.4) – abgesehen von den durch die großen Städte beeinflussten Gebiete – vor allem im mittleren und nördlichen Oberösterreich, im Murtal und im Rheintal vorkommen, treten die höchsten Konzentrationen im gesamten Osten Österreichs auf. Zudem sind auch die Konzentrationen in den Fließgewässern (Mittel- und Nord-) Oberösterreichs deutlich höher, als in den durch die Alpen dominierten Teilen des Bundesgebietes.

Hauptquellen für Stickstoffeinträge: Konzentrationsbetrachtung



Hauptquellen für Einträge von Gesamtphosphor: Konzentrationsbetrachtung



Hauptquellen für Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor: Konzentrationsbetrachtung

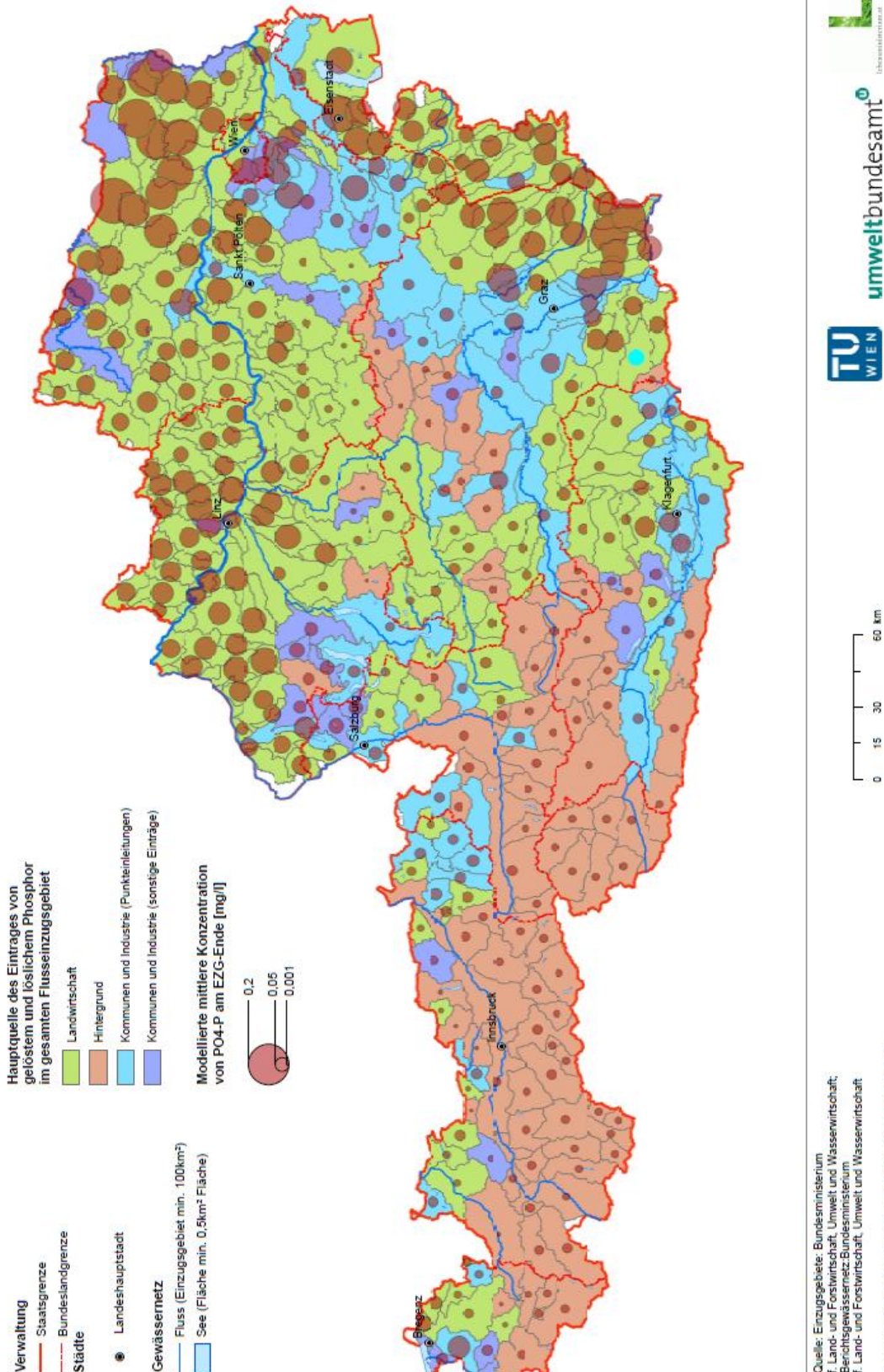


Abbildung 75: Regionale Verteilung der modellierten PO₄-P Fließgewässerkonzentrationen und Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet

Der Einfluss der großen Städte tritt bei der Konzentrationsbetrachtung deutlich weniger hervor, da diese in größere Gewässer einleiten und die Emissionsfrachten einer entsprechenden Verdünnung unterliegen. Vor allem im Osten Österreichs fällt auf, dass

relativ geringe flächenspezifische Emissionen relativ hohe Konzentrationen in den Gewässern verursachen. Die geringen Abflusshöhen begünstigen zwar einerseits Retentions- und Denitrifikationsprozesse, andererseits führen sie aber durch eine verringerte Verdünnung auch zu hohen Konzentrationen. Auffällig sind die hohen TP Konzentrationen in einigen Flüssen des Alpenhauptkammes, welche durch geogene Schwebstoffeinträge aus den vergletscherten Gebieten verursacht werden. Abgesehen von diesen Sonderfällen ist eine deutliche Koinzidenz zwischen hohen Konzentrationen in den Fließgewässern und der Dominanz der Landwirtschaft als Eintragsquelle zu erkennen. Dort wo hohe Konzentrationen in den Gewässern auftreten ist zumeist die Landwirtschaft über die Eintragspfade (Oberflächenabfluss, Grundwasser oder Erosion) die Hauptquelle für die Nährstoffemissionen.

5.5.3 Vergleich mit den Vorgaben der QZV Ökologie

In der Qualitätszielverordnung Ökologie wurden für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ typenspezifische Richtwerte festgelegt. Diese Richtwerte sind als 90% -Perzentile (C-90%) zu überwachen. Über einen fixen Transferfaktor, der aus der Messdatenreihe der österreichischen Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) abgeleitet wurde, wurden die modellierten Mittelwerte der Nitrat und Orthophosphat Konzentrationen in C-90% Werte umgerechnet (siehe auch Kapitel 4.7). In Abbildung 76 sind für die Parameter DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$ die modellierten C-90% Konzentrationen den aus den Messwerten abgeleiteten C-90% Werten gegenübergestellt. In einem nächsten Schritt wurden die typspezifischen Richtwerte der Gewässer am Auslass des jeweiligen Einzugsgebietes erhoben und modellierte bzw. gemessene C-90% Werte den jeweiligen Richtwerten gegenübergestellt. Das Verhältnis modellierter DIN Wert zu typspezifischem $\text{NO}_3\text{-N}$ Richtwert bzw. modellierter $\text{PO}_4\text{-P}$ Wert zu typspezifischem $\text{PO}_4\text{-P}$ Wert wurde dem Verhältnis aus gemessenem Wert zu Richtwert für jene Gewässer gegenübergestellt, für die es Messwerte gab (Abbildung 77). Es zeigt sich, dass für eine Reihe von Gewässern der modellierte C-90% Wert und/oder der gemessene C-90% Wert über dem jeweiligen typspezifischen Richtwert liegt. Ab einem Verhältnis modellierter C-90% Wert zu Richtwert von 0,8 werden sowohl für $\text{NO}_3\text{-N}$ als auch für $\text{PO}_4\text{-P}$ weitgehend alle Gewässer erfasst, bei denen auch der gemessene C-90% Wert über dem Richtwert liegt. Wiederum zeigt sich, dass die Modellierung die Messwerte generell gut nachbilden kann, es in Einzelfällen jedoch zu deutlichen Abweichungen kommt. Insgesamt erscheint die angewandte Modellierung jedoch geeignet jene Einzugsgebiete auszuweisen für die eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ wahrscheinlich ist, auch wenn dort keine Messwerte vorliegen. In Einzelfällen sind jedoch Fehleinschätzungen nicht auszuschließen.

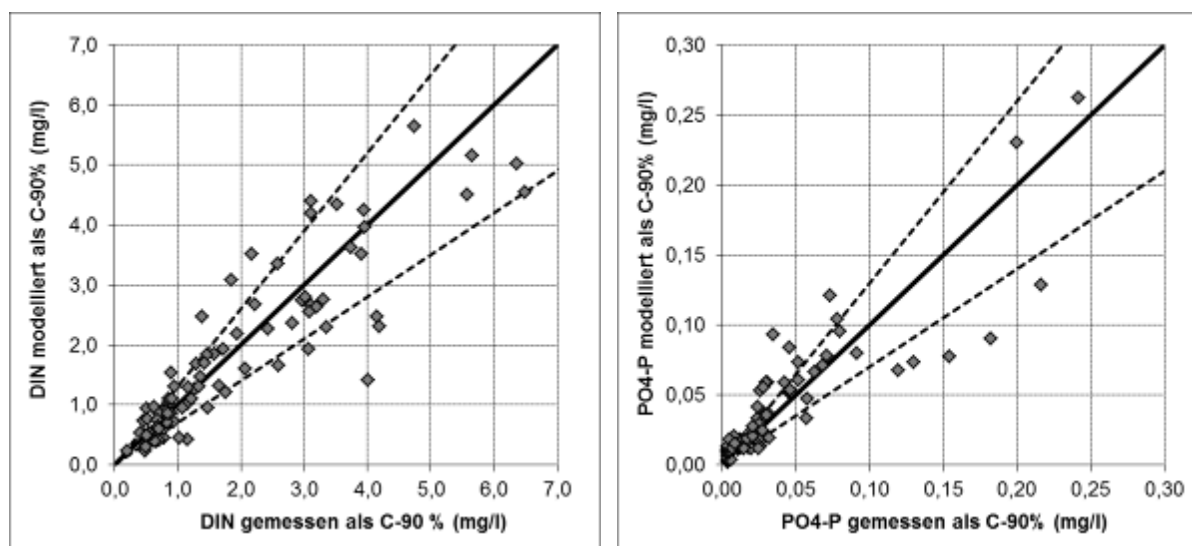


Abbildung 76: Vergleich zwischen modellierten und gemessenen C-90% Werten; links: für DIN; rechst: für $\text{PO}_4\text{-P}$

Eine regionale Verortung jener (Teil-) Einzugsgebiete, bei denen in den Gewässern am Gebietsauslass auf Grund der Modellergebnisse Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte wahrscheinlich sind zeigen Abbildung 78 bis Abbildung 80. Es sind jeweils jene Gebiete farblich hervorgehoben, bei denen der modellierte C-90% Wert im Bereich des Richtwertes liegt (modellierter Wert (C_{mod}) zu Richtwert (RW) = 0,8 – 1,2), bzw. bei denen der modellierte Wert deutlich über dem Richtwert liegt (C_{mod} zu RW > 1,2). Abbildung 78 zeigt die Ergebnisse für Nitrat, Abbildung 79 für Orthophosphat und Abbildung 80 jene für eine Kombination aus Nitrat und Orthophosphat. Letztere ergibt sich aufgrund der schlechtesten Bewertung für Nitrat und Orthophosphat.

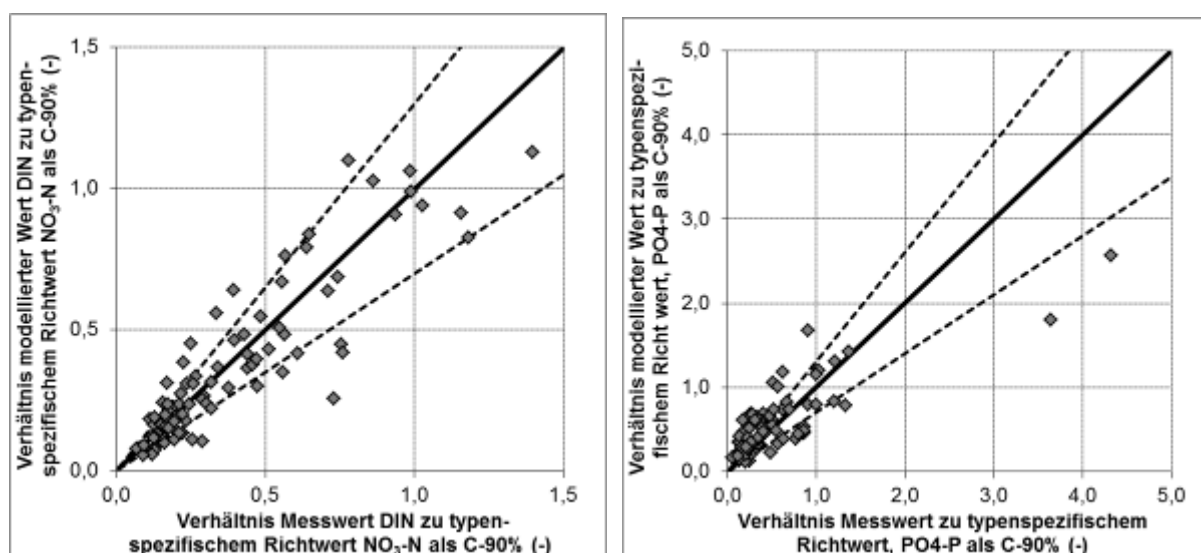


Abbildung 77: Vergleich zwischen dem modellierten und dem gemessenen Verhältnis von C-90% im Gewässer mit dem jeweiligen typspezifischen Richtwert; links: für DIN bzw. $\text{NO}_3\text{-N}$; rechts: für $\text{PO}_4\text{-P}$

Neben der Darstellung jener Gebiete, bei welchen die modellierten Konzentrationen für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ im Bereich von oder über den Richtwerten liegen, sind in den Abbildungen auch die Ergebnisse der österreichischen Risikoanalyse nach EU-Wasserrahmenrichtlinie dargestellt. Die Risikoanalyse nach EU-Wasserrahmenrichtlinie enthält eine Ausweisung eines bestehenden oder möglichen Risikos aufgrund der kombinierten Betrachtung von Nährstoff- und organischen Belastungen. Das heißt die Ursache eines ausgewiesenen Risikos kann auch in einer Belastung mit organischem Kohlenstoff liegen, welche im vorliegenden Projekt nicht berücksichtigt wurde.

Bei einer gemeinsamen Betrachtung von Nitrat und Orthophosphat zeigt sich, dass dort, wo in größeren zusammenhängenden Gebieten ein Risiko der Zielverfehlung ausgewiesen wurde, auch die Modellierung eine Überschreitung der Richtwerte aufweist. Dies gilt vor allem für Oberösterreich im Bereich Ipfbach, Aschbach, Antiesen, Pram bzw. Krems, Gusen, in Niederösterreich im Bereich Pulkau, Zaya, Schmieda, Göllersbach, Sulzbach, Weidenbach und in der Steiermark in einigen östlichen Murzubringern, in der Raab und in Teilen des Lafnitz Einzugsgebietes. Auffällig ist, dass südlich von Wien im Bereich von Fischa und Schwechat in der Risikoanalyse ein Risiko ausgewiesen wurde, jedoch die Modellierung keine Überschreitung der Richtwerte anzeigt. Hier könnten aber auch (die in der Modellierung nicht berücksichtigten) organischen Belastungen zur Risikoausweisung geführt haben. Dies gilt auch für die Traisen. Im Bereich der Rabnitz und der Pinka weist umgekehrt die Modellierung eine mögliche Richtwertüberschreitung aus, während die Risikoanalyse jedoch kein Risiko anzeigt.

NITRAT – Vergleich modellierter Überschreitungen typspezifischer Richtwerte mit der österreichischen Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper nach EU-WRRL

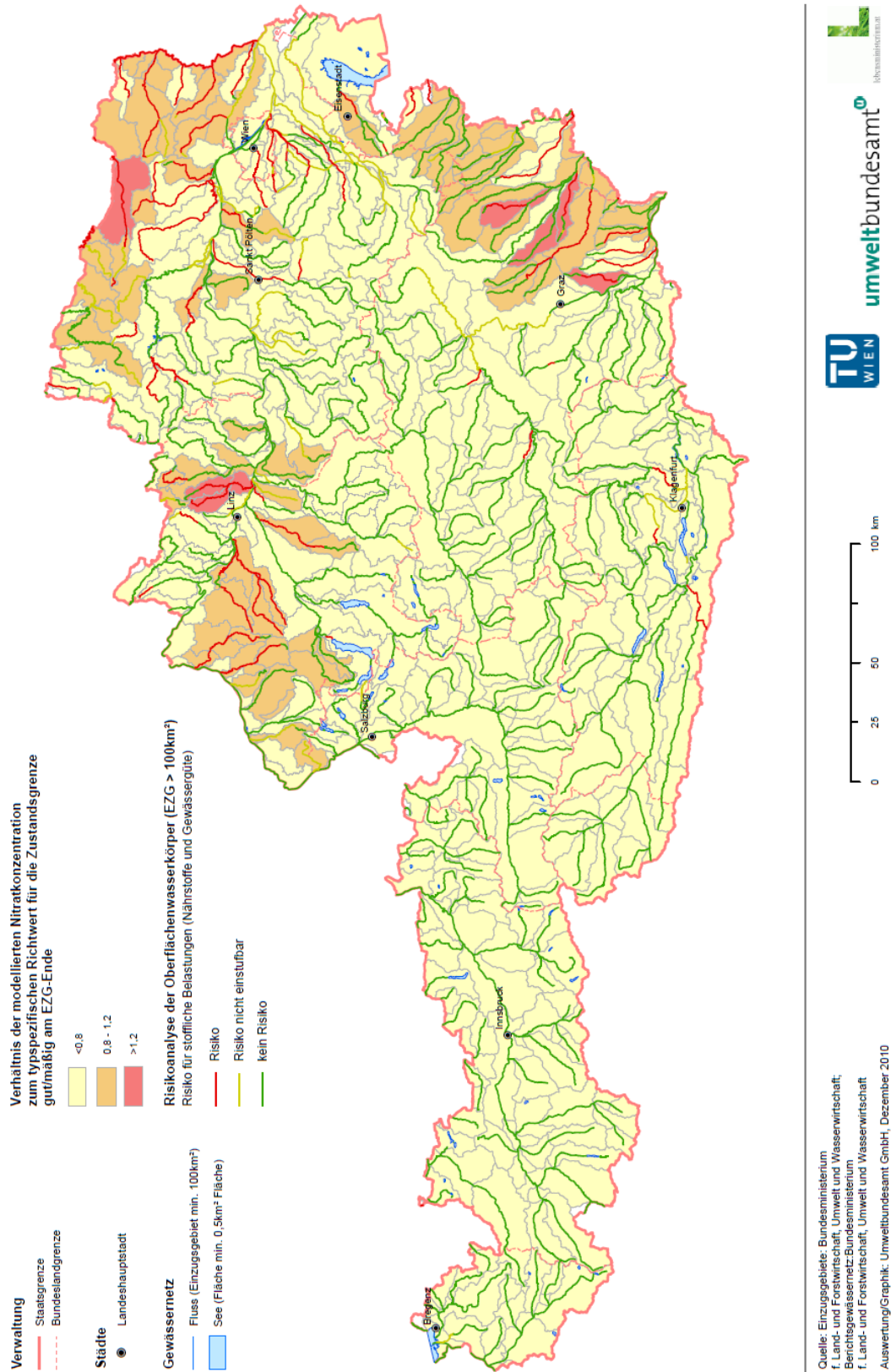


Abbildung 78: Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Nitrat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.

ORTHOPHOSPHAT – Vergleich modellierter Überschreitungen typspezifischer Richtwerte mit der österreichischen Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper nach EU-WRRL

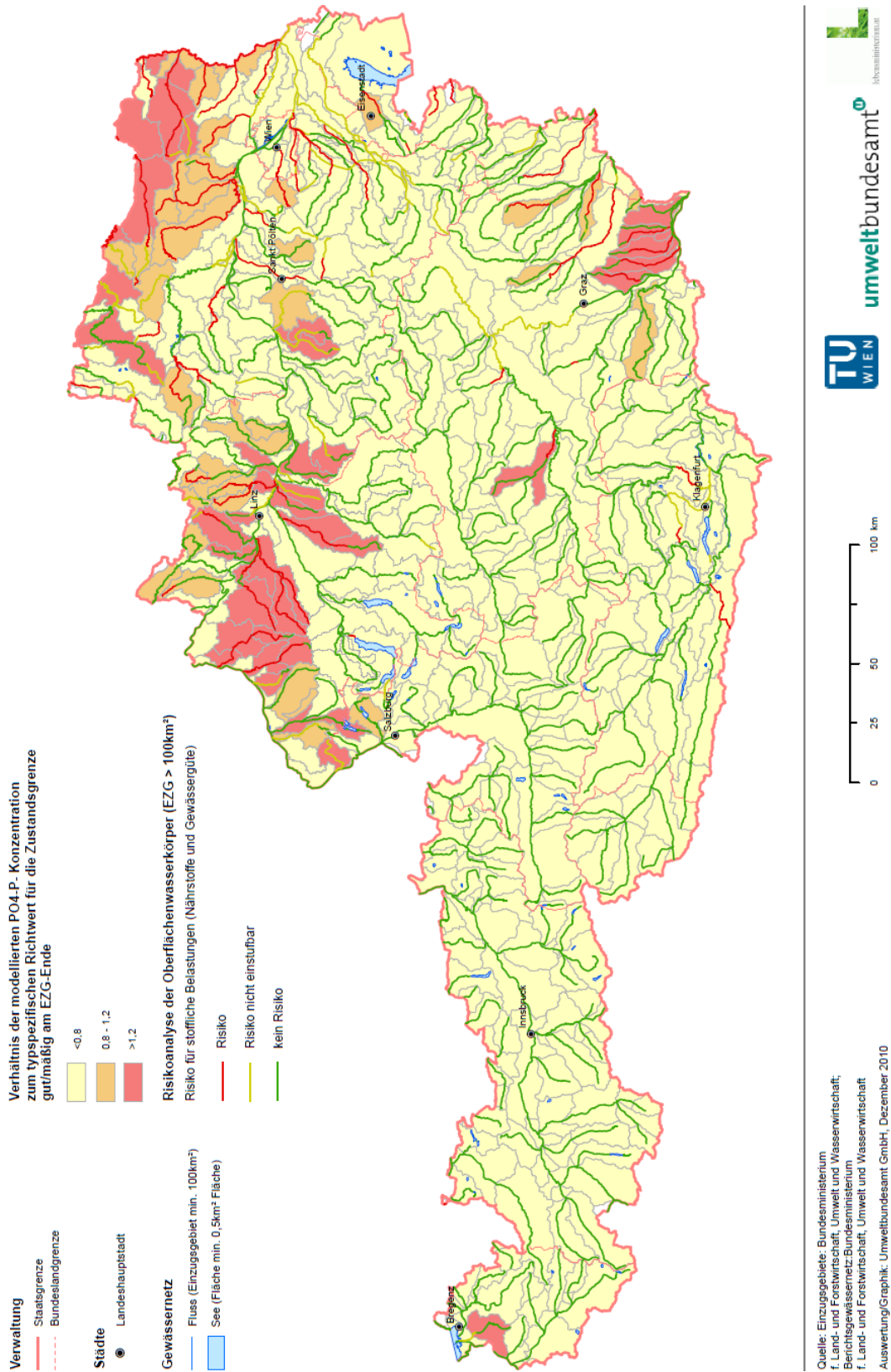


Abbildung 79: Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Orthophosphat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.

NITRAT und ORTHOPHOSPHAT – Vergleich modellierter Überschreitungen typspezifischer Richtwerte mit der österreichischen Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper nach EU-WRRL

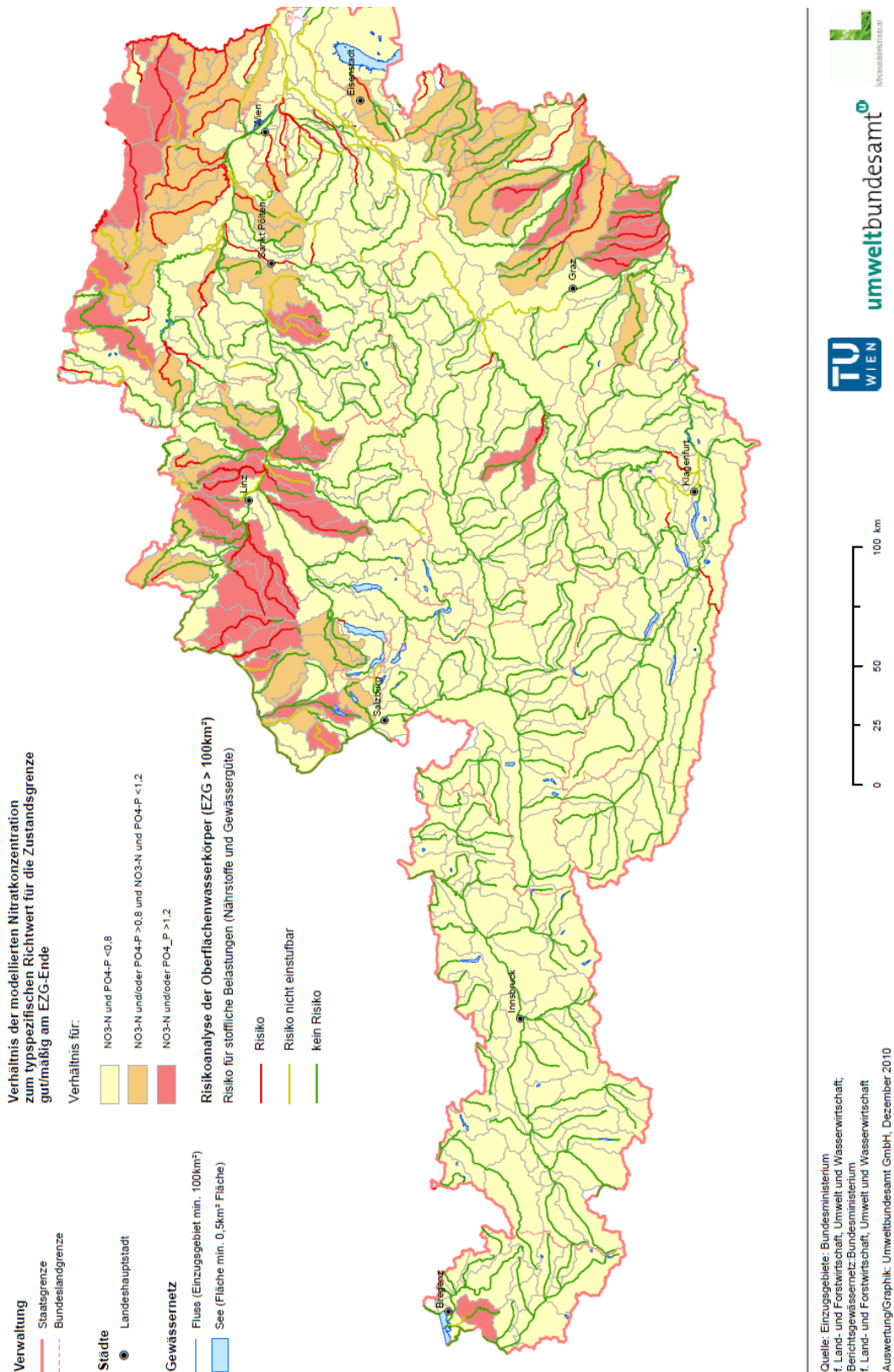


Abbildung 80: Räumliche Darstellung der modellierten Überschreitung von typspezifischen Richtwerten für Nitrat- und Orthophosphat im Vergleich zur österreichischen Risikoanalyse der Oberflächengewässer für Nährstoffe.

Abbildung 81 zeigt die Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90% Werten zum typspezifischen Richtwert für modellierte Gewässerkonzentrationen aller Einzugsgebiete (n = 367) sowie für gemessene Gewässerkonzentrationen (n = 102). Es zeigt sich, dass bei den modellierten Gewässerkonzentrationen etwa 18% der Gewässer beim Nitrat und etwa 20%

beim Orthophosphat im Bereich einer möglichen Richtwertüberschreitung (C_{mod}/RW 0,8 - 1,2) und nur 3% beim Nitrat aber etwa 12% beim Orthophosphat im Bereich einer deutlichen Richtwertüberschreitung ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 1,2$) liegen. Die Gewässer mit Messungen weisen hingegen generell einen geringeren Anteil an Richtwertüberschreitungen auf. Dies lässt sich dadurch erklären, dass in vorliegender Untersuchung vorwiegend Messdaten von größeren Gewässern (Verwendung als Referenzmessstellen für einen Pegelabgleich) herangezogen wurden.

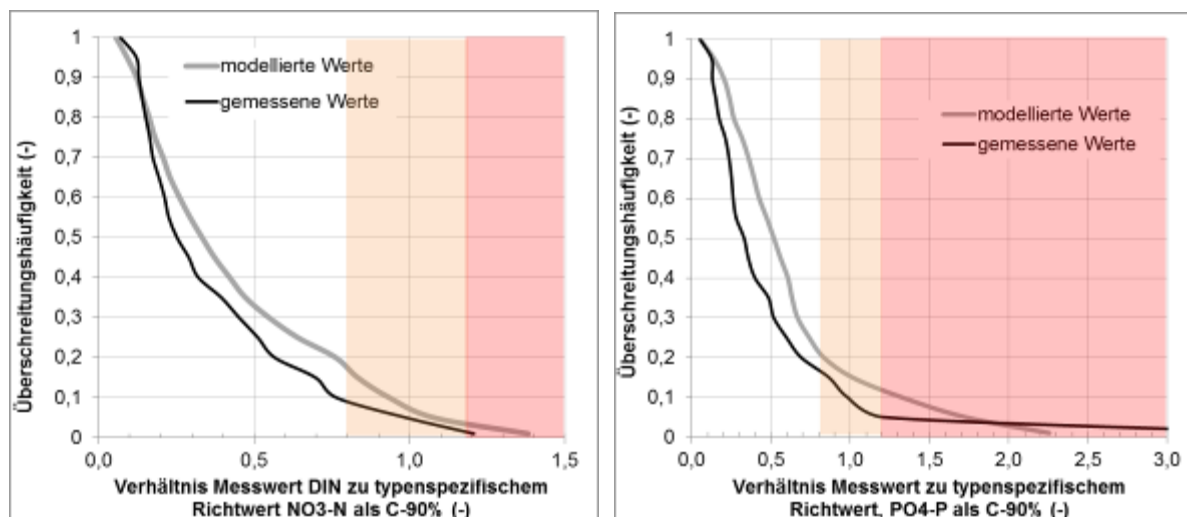


Abbildung 81: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90% Werten zum typspezifischen Richtwert für modellierte Gewässerkonzentrationen (n = 367) und für gemessene Gewässerkonzentrationen (n = 102); links für NO₃-N; rechts: für PO₄-P

5.5.4 Quellen von Emissionen in Gebieten mit Richtwertüberschreitung

Bei der Betrachtung des Nährstoffexportes aus Österreich und der Auswirkungen auf das empfangende Schwarze Meer sind vor allem jene Einträge von Interesse, welche auf das gesamte Bundesgebiet betrachtet den höchsten Anteil ausmachen. Steht jedoch die Verbesserung des Gewässerzustandes in Österreich in Hinblick auf die Nährstoffe im Zentrum des Interesses, so sind vor allem jene Emissionen in Gewässern zu betrachten, bei welchen es zu Überschreitungen der typenspezifischen Richtwerte kommt. In

Abbildung 82 bis Abbildung 84 wird die Herkunft der Emissionen im gesamten Bundesgebiet der Herkunft der Emissionen in jenen Gewässern, bei denen es zu Richtwertüberschreitungen kommt, gegenüber gestellt. Die Darstellungen zeigen Stickstoff, TP (gelöst und partikulär) und löslichem bzw. gelöstem Phosphor. Wie in Kapitel 4.7 dargelegt handelt es sich bei Emissionen an löslichem bzw. gelöstem Phosphor um Emissionen in gelöster Form und in partikulärer Form, bei welchen der partikuläre Phosphor gelöst wird und in gelöster Form flussab transportiert wird.

Bei der Darstellung wurde eine Kombination aus Eintrags- Quellen und Pfaden gewählt. Für die Quelle „Kommunen und Industrie“ werden folgende Unterkategorien betrachtet:

- Punkteinleitungen (Kläranlagenabläufe)
- sonstige Wasserpfad (urbane Flächen bzw. nicht kanalisierte Einwohner, Mischwasserentlastung und Regenkanäle).
- Luftpfad, NO_x Deposition auf Wald und offene Flächen (Eintragspfade Grundwasser und Oberflächenabfluss)

- Luftpfad, NO_x Deposition auf landwirtschaftliche Flächen (Eintragspfade Grundwasser und Oberflächenabfluss) unterschieden.

Für die Emissionsquelle „Landwirtschaft“ werden beim Stickstoff die Einträge aus

- Deposition von NH₃ aus der Viehhaltung auf Wald und offene Flächen (Eintragspfade: Grundwasser und Oberflächenabfluss),
- Depositionen von NH₃ aus der Viehhaltung auf landwirtschaftliche Flächen (Eintragspfade: Grundwasser und Oberflächenabfluss),
- Drainagen und
- Düngemittelaufbringungen auf die landwirtschaftliche Fläche über Grundwasser, Oberflächenabfluss und Erosion

betrachtet. Weiters wird noch die geogene Hintergrundbelastung als eigene Quelle für Stickstoffeinträge ausgewiesen.

Beim Phosphor werden als Einträge bei der Quelle „Kommunen und Industrie“ die Einträge über den Wasserpfad (Punktquellen und sonstige Eintragspfade) betrachtet. Bei der Landwirtschaft wird zwischen Einträgen über Drainagen, über Grundwasser und Oberflächenabfluss und über Erosion unterschieden. Weiters werden noch die Phosphorquellen Deposition (keine nähere Zuordnung möglich) und geogener Hintergrund betrachtet.

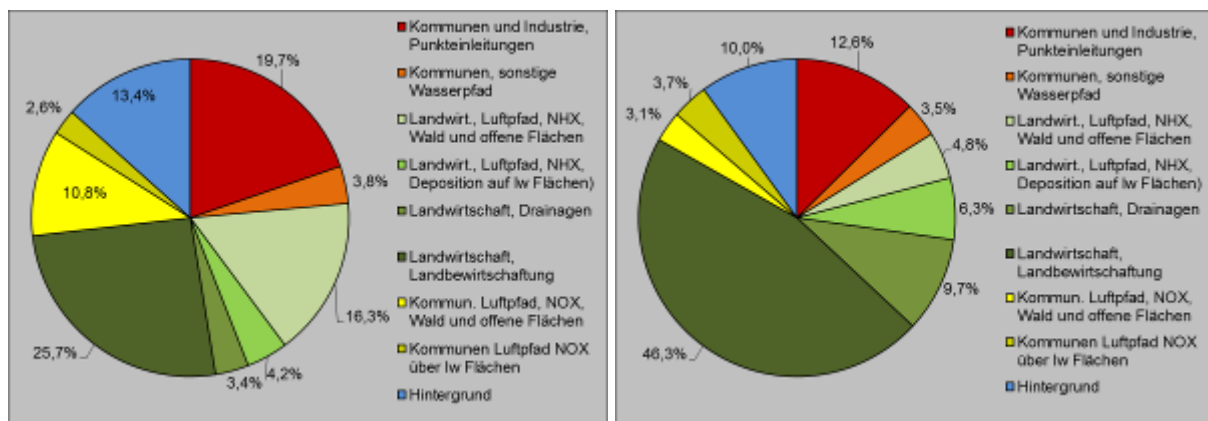


Abbildung 82: Verteilung der Stickstoffeinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Nitratkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist.

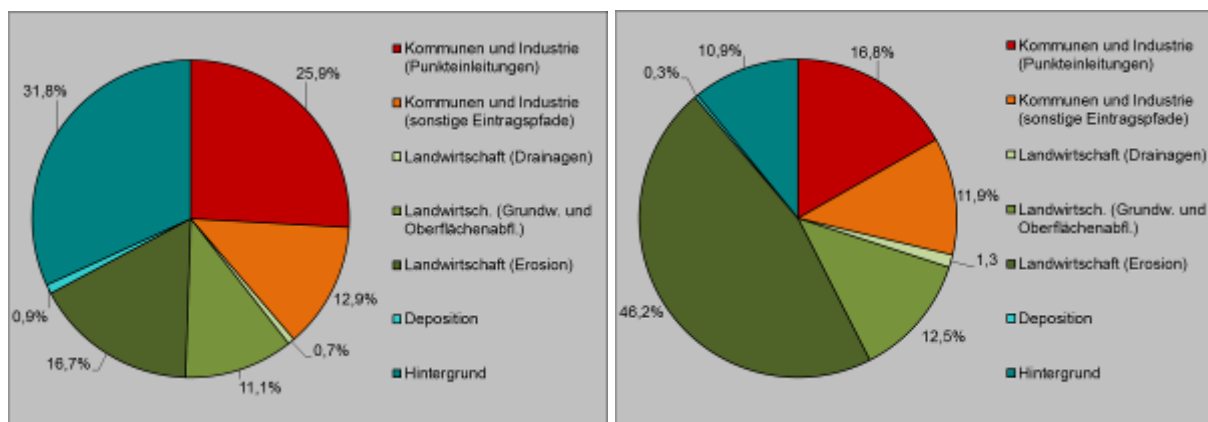


Abbildung 83: Verteilung der Gesamtphosphoreinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Orthophosphatkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist.

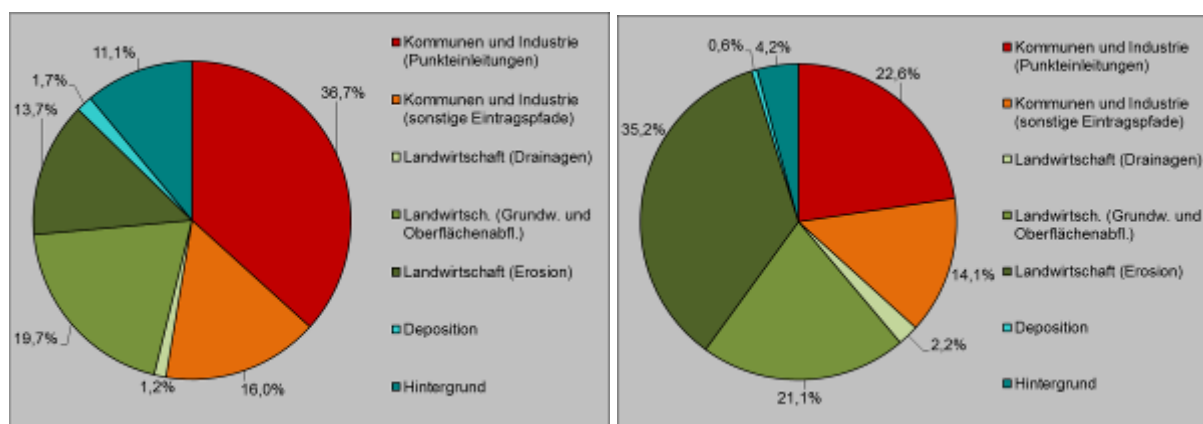


Abbildung 84: Verteilung der gelösten und löslichen Phosphoreinträge auf verschiedene Emissionsquellen und Pfade; links: für Gesamtösterreich; rechts: nur für Einzugsgebiete wo die modellierte Orthophosphatkonzentration zum typspezifischen Richtwert >0,8 ist.

Die Abbildungen zeigen eine deutliche Verschiebung der relativen Bedeutung der Quellen und Eintragspfade zwischen dem gesamten Österreichischen Bundesgebiet und jenen Einzugsgebieten, bei denen es in den Gewässern zu Überschreitungen von Richtwerten kommt. Beim Stickstoff nimmt die Dominanz der Landwirtschaft als Quelle von Emissionen weiter zu. Zudem kommt es zu einer deutlichen Verschiebung zwischen den für die Emissionen aus der Landwirtschaft verantwortlichen Eintragspfaden. Während für Gesamtösterreich die Einträge über NH_3 Depositionen auf Wald und offene Flächen, für die auch der grenzüberschreitende Lufttransport von großer Relevanz ist, eine wesentliche Bedeutung aufweisen, ist dieser Eintragspfad für die Gewässer mit Richtwertüberschreitungen unbedeutend. Demgegenüber nimmt der Eintrag aus der Landwirtschaft durch direkte Düngemittelverluste aus der Fläche über Auswaschung ins Grundwasser und Oberflächenabschwemmung stark zu. Während die Kläranlagenabläufe (Punkteinleitungen aus Kommunen und Industrie) bei den Stickstoffemissionen in Gesamtösterreich noch etwa 20% der Emissionen ausmachen, sinkt ihre Bedeutung bei Gewässern mit Richtwertüberschreitungen auf ca. 13% ab.

Bei Emissionen von TP und löslichem bzw. gelöstem Phosphor spielt die durch Landwirtschaft verursachte Erosion für das gesamte Österreichische Bundesgebiet mit ca. 17% bzw. ca. 13% der Gesamtemissionen keine allzu große Rolle. In den Einzugsgebieten mit Überschreitungen von Richtwerten beim Orthophosphat steigt die Bedeutung dieses Eintragspfades jedoch auf ca. 45% bzw. 35% der Gesamtemissionen an. Der gesamte Beitrag der Landwirtschaft zu den Emissionen in diesen Einzugsgebieten beträgt sowohl für TP als auch für löslichen bzw. gelösten Phosphor über 55%.

Der Beitrag von Emissionen aus Kommunen und Industrie an gelöstem bzw. löslichem Phosphor ist für ganz Österreich noch immer dominant. Für Gebiete mit Richtwertüberschreitungen sinkt die Bedeutung dieser Emissionsquelle deutlich und liegt mit 23% unter der Bedeutung der Landwirtschaft. Die Emissionen über Punkteinleitungen überwiegen jeweils die Emissionen aus sonstigen kommunalen Eintragspfaden.

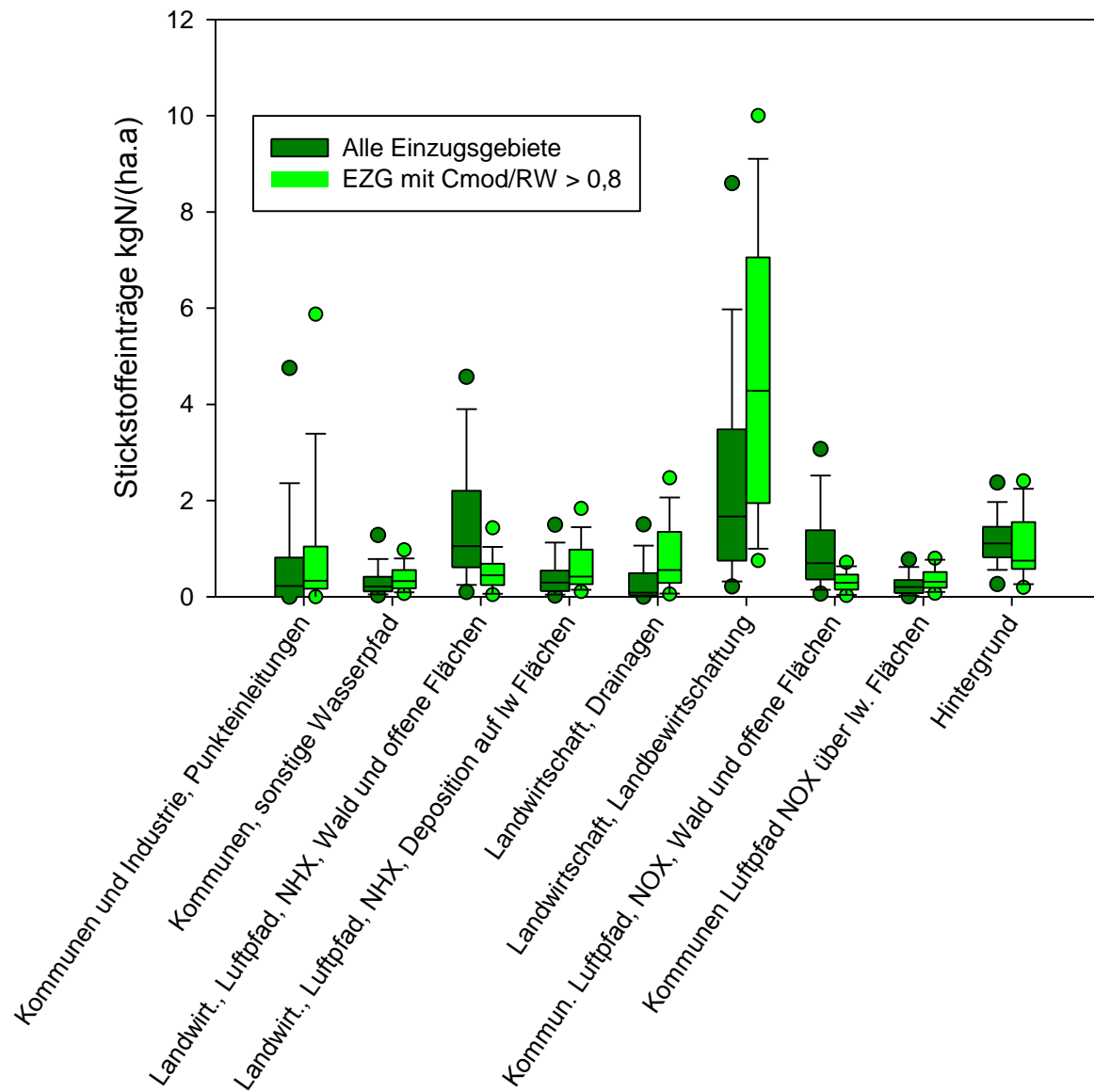


Abbildung 85: Flächenspezifischen Stickstoffeinträge für alle Einzugsgebiete und für Einzugsgebiete mit C_{mod} zu typspezifischen Richtwert $> 0,8$. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)

Die Darstellungen der flächenspezifischen Emissionen aus verschiedenen Quellen und über verschiedene Eintragspfade zeigen Abbildung 85 und Abbildung 86. Generell liegen die Emissionen in Gebieten mit Richtwertüberschreitungen über jenen im restlichen Österreich. Richtwertüberschreitungen sind daher nicht nur auf eine geringere Verdünnung in abflussschwachen Gebieten, sondern auch auf höhere flächenspezifische Emissionen zurückzuführen.

Auch diese Abbildungen zeigen den Trend, dass die durch Depositionen verursachten Stickstoffemissionen in den Gebieten mit Richtwertüberschreitungen deutlich abnehmen, während Emissionen zunehmen, die auf direkte Verluste aus Düngerapplikationen über das Grundwasser und die Oberflächenabschwemmung zurückzuführen sind.

Bei Phosphor werden die Gebiete mit Richtwertüberschreitungen stark von der durch Landwirtschaft verursachten Erosion geprägt. So kommt es in einem überwiegenden Teil der Gebiete, bei denen die landwirtschaftliche Erosion eine Rolle spielt, zu Richtwertüberschreitungen. Daneben können in diesen Gebieten aber auch Emissionen aus Kommunen und Industrie und aus der Landwirtschaft über Grundwasser und Oberflächenabschwemmungen eine Rolle spielen.

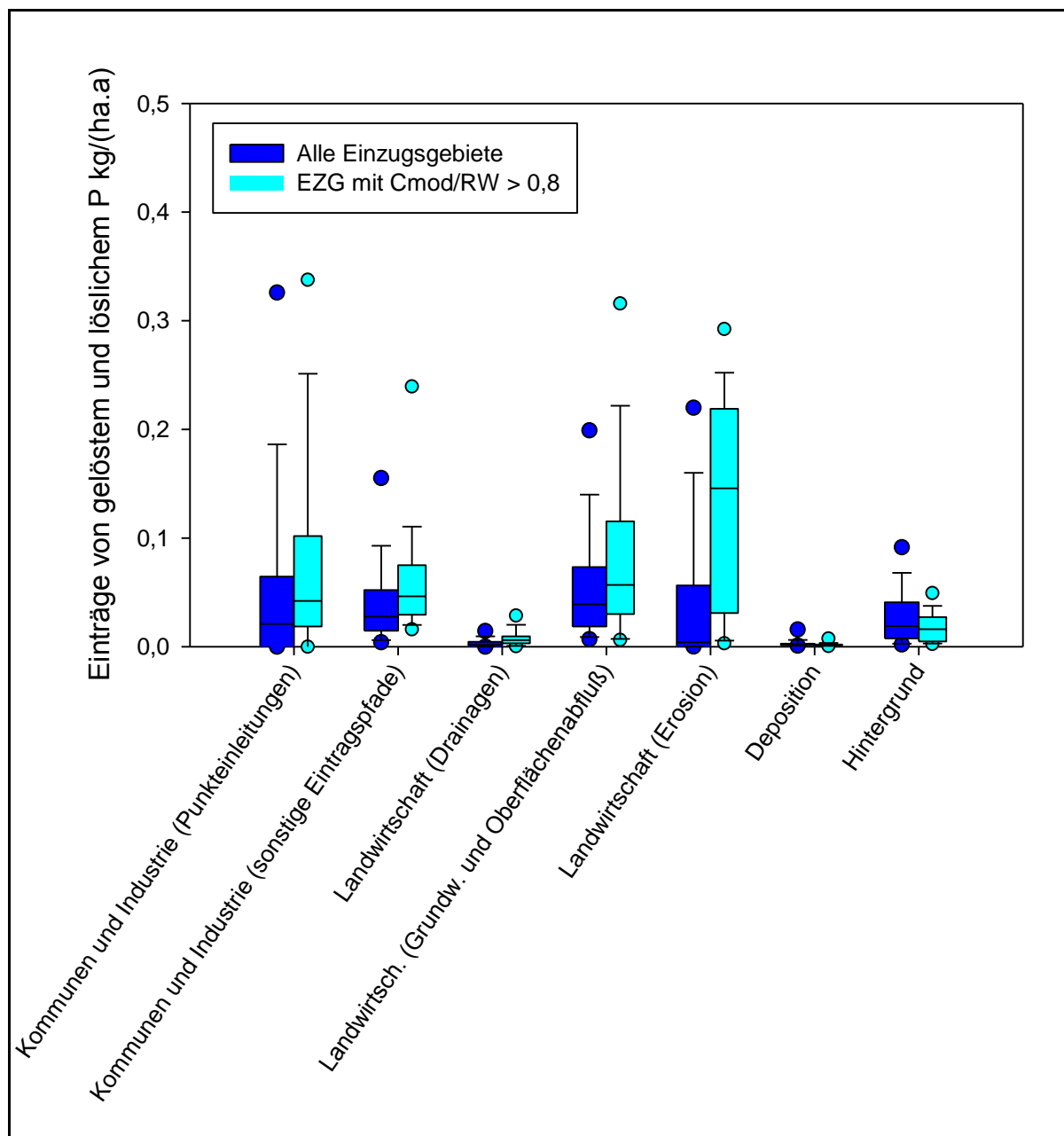


Abbildung 86: Flächenspezifischen Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor für alle Einzugsgebiete und für Einzugsgebiete mit C_{mod} zu typspezifischen Richtwert $> 0,8$. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)

5.6 Szenarien und Sensitivität

5.6.1 Allgemeines

Im folgenden Kapitel sollen Szenarien zur Reduktion der Stickstoff- und Phosphorbelastungen der österreichischen Gewässer in Hinblick auf Frachten und Konzentrationen betrachtet werden. Mit MONERIS können einerseits Emissionen aus unterschiedlichen Quellen, die über unterschiedliche Eintragspfade eingetragen werden, berechnet werden, andererseits kann unter Berücksichtigung von Retentionsvorgängen und Austrägen (aus dem Gewässer) eine Umrechnung in Immissionen erfolgen. Während Maßnahmen nicht direkt modelliert werden können, kann MONERIS jedoch zur Darstellung

der Auswirkungen von Maßnahmen auf die Gewässerbelastung (Immissionsfrachten und -konzentrationen) verwendet werden.

Zu diesem Zweck wurden bei der Untersuchung unterschiedlicher Szenarien nicht die Maßnahmen selbst definiert, sondern die Auswirkungen bestimmter Maßnahmen auf lokale Emissionen angenommen (Annahme der Reduktion von Ablauffrachten aus Kläranlagen, von Nährstoffüberschüssen auf der Fläche, der Stickstoffdepositionen oder des Bodenabtrages von der Fläche).

Im Prinzip sind die verwendeten Eingangsdaten und Modellannahmen mit Unsicherheiten behaftet. Die daraus berechneten Ergebnisse können jedoch anhand eines Pegelabgleiches (Vergleich der modellierten Frachten/Konzentrationen mit Frachten bzw. Konzentrationen aus Messungen) auf Plausibilität geprüft werden. Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt, konnten mit den gewählten Ansätzen für viele (zum Teil stark unterschiedliche Einzugsgebiete) plausible Ergebnisse erzielt werden. Dies kann als Hinweis auf die Robustheit und Belastbarkeit der Berechnungen gewertet werden.

Allerdings kann es auch sein, dass trotz eines guten Pegelabgleiches, bei einzelnen Eintragsquellen und -pfaden wesentliche Abweichungen gegenüber der Realität auftreten. Aus diesem Grund wurden die Berechnungen auf deren Sensitivität gegenüber der Veränderung einzelner, wesentlicher Modellparameter geprüft.

Dabei wurden einzelne Modellparameter derart variiert, dass es bei der Berechnung des Ist-Zustandes für die Gesamtheit der Gebiete mit Immissionsmessdaten zu keiner wesentlichen Verschlechterung des Pegelabgleiches kam. In der Sensitivitätsanalyse wurden dann alle Szenarien mit den unterschiedlichen Parametersätzen durchgerechnet und die Variabilität der Ergebnisse betrachtet.

Eine systematische Sensitivitätsanalyse unter Berücksichtigung aller Eingangsdaten und Modellparameter war im Rahmen dieser Studie (aufgrund der Vielzahl von Parametern und Eingangsdaten) nicht möglich. Bei einem Großteil der verwendeten Parameter kann man jedoch davon ausgehen, dass diese aufgrund der Vielzahl erfolgreicher MONERIS-Anwendungen schon sehr gut abgesichert sind. In der Sensitivitätsanalyse wurden daher nur einzelne, besonders relevante Modellparameter untersucht, welche hauptsächlich im Rahmen dieser Studie für die spezifische Anwendung in Österreich neu entwickelt wurden.

5.6.2 Szenarien zur Reduktion der Stickstoffbelastung von Gewässern

Bei den anthropogenen Stickstoffeinträgen in die österreichischen Fließgewässer sind vor allem jene über Grundwassereinträge und Oberflächenabschwemmungen von landwirtschaftlichen Flächen bedeutend. Daneben sind auch Stickstoffemissionen aus Punktquellen und über NH_3 -Depositionen auf Waldflächen und offene Flächen relevant. Die gewählten Szenarien sind daher auf Reduktionen der Emissionen aus diesen Quellen bzw. Pfaden fokussiert. In Tabelle 24 sind die wesentlichen Annahmen zur Reduktion von Stickstoffemissionen dargestellt. Anhand dieser Annahmen wird in weiterer Folge die Auswirkung auf die Immissionssituation modelliert.

Für kommunale Einleiter wurde angenommen, dass die Anforderungen an die Stickstoffelimination auf $> 85\%$ (bezogen auf den Anlagenzulauf) erhöht werden. Zur rechnerischen Umsetzung dieser Annahmen wurde bei allen kommunalen Punktquellen (bei unveränderten Abwassermengen) eine Ablaufkonzentration von 5 mgTN/l angenommen (SzN1). Eine Möglichkeit zur Umsetzung dieser Reduktion besteht in der Optimierung der Denitrifikation bei der Abwasserreinigung, wozu vielfach eine externe Kohlenstoffquelle notwendig wäre.

Als Reduktion der Emissionen aus der Landwirtschaft wurde eine Begrenzung des flächenspezifischen Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftliche Nutzflächen auf 30 kgN/(ha.a) (als Mittelwert pro Einzugsgebiet) angesetzt. Für Einzugsgebiete, in denen der mittlere Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft bereits unter 30 kgN/ha.a liegt, wurde der

derzeitige Wert belassen (SzN2). Es ist nicht anzunehmen, dass diese Reduktion überall allein durch optimierte landwirtschaftliche Praxis erreicht werden kann. Vielfach würde dazu auch eine Verringerung der landwirtschaftlichen Produktionsintensität nötig sein.

Tabelle 24: Annahmen für die Stickstoff-Szenarien

	Stickstoff Szenario 1 (SzN1)	Stickstoff Szenario 2 (SzN2)	Stickstoff Szenario 3 (SzN3)	Stickstoff Szenario 4 (SzN4)	Stickstoff Szenario 5 (SzN5)
Reduktion der Abwasseremissionen	Alle kommunale Einleiter: > 85% Stickstoff-elimination Industrielle Einleiter: 50% Reduktion der derzeitigen Emissionen	-	-	Alle kommunale Einleiter: > 85% Stickstoff-elimination, Industrielle Einleiter: 50% Reduktion der derzeitigen Emissionen	Wie SzN1 jedoch nur in Einzugsgebieten, wo im Fließgewässer für Nitrat Cmod/RW > 0,8 gilt.
Limitierung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen	-	max. 30 kgN/(ha.a)	-	max. 30 kgN/(ha.a)	Wie SzN2 jedoch nur in Einzugsgebieten, wo im Grundwasser für Nitrat Cmod/UQZ > 0,5 gilt
Reduktion der NH₃ Deposition	-	-	50% Reduktion gegenüber dem derzeitigen Zustand	50% Reduktion gegenüber dem derzeitigen Zustand	-

In einem weiteren Szenario wurde angenommen, dass die NH₃ Deposition um 50% reduziert wird (SzN3). Dies kann nur erreicht werden, wenn auch die NH₃ Emissionen in die Luft um 50% verringert werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass (aufgrund des grenzüberschreitenden Transportes von NH₃) entsprechende Maßnahmen nicht nur in Österreich, sondern auch in den benachbarten Ländern erforderlich wären. Mögliche Maßnahmen zur Reduktion von NH₃ Emissionen wären eine verbesserte Lagerung und Ausbringung von Gülle. Die Möglichkeiten dieser Verbesserungen sind allerdings begrenzt, wodurch eine deutliche Reduktion nur über eine Verringerung des Viehbestandes zu erreichen wäre.

Im Szenario 4 (SzN4) werden die Emissionsreduktionen der Szenarien SzN1 bis SzN3 gemeinsam betrachtet. Im Szenario 5 (SzN5) werden die Reduktionen bei den Punkteinleitungen nur in den Einzugsgebieten angesetzt, wo das Verhältnis zwischen modellierter NO₃-N C-90 Konzentration zum typenspezifischen Richtwert größer als 0,8 ist und die Reduktion des flächenspezifischen Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftliche Flächen wird nur dort angesetzt, wo das Verhältnis von modellierten mittleren Grundwasserkonzentrationen zum Umweltqualitätsziel im Grundwasser (UQZ) größer als 0,5 ist (d.h. bei mittleren modellierten Grundwasserkonzentrationen von mehr als 22,5 mgNO₃/l).

Tabelle 25 zeigt die Auswirkungen der getroffenen Annahmen auf die Summe der Gesamtstickstoffemissionen für ganz Österreich und den Nettoexport (Export minus Import) von gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN) über Fließgewässer aus Österreich. Die Auswirkungen der Szenarien SzN1 bis SzN3 auf die Emissionen liegen dabei in derselben Größenordnung (rund 10% der Gesamtemissionen). In Hinblick auf den Nettoexport wirken sich die Reduktionen im Bereich der Punkteinleitungen tendenziell am stärksten aus, weil diese vor allem in die größeren Gewässer erfolgen, wo die Retention nur von geringerer Bedeutung ist. Werden die Annahmen der Emissionsreduktionen aus den Szenarien SzN1 bis SzN3 kombiniert (SzN4), kann die über die Fließgewässer aus Österreich transportierte

Fracht um etwa 35% reduziert werden. Werden die Reduktionen nur für die in Hinblick auf die lokale Gewässergüte (für Oberflächengewässer und Grundwasser) problematischen Gebiete angenommen (SzN5), so reduziert sich der Stickstoffexport über die Gewässer aus Österreich nur um etwas mehr als 10%.

Tabelle 25: Emissions- und Gewässerfrachten und deren Reduktion bei Annahme unterschiedlicher Szenarien

	aktueller Stand	SzN1	SzN2	SzN3	SzN4	SzN5
Gesamtstickstoffemissionen (t/a)	80500	70500	69500	72500	52000	70000
DIN Nettoexport (t/a)	69000	59500	60500	62500	44500	60000
Reduktion der Gesamtstickstoffemissionen (%)		12	13	9	34	13
Reduktion des Nettoexports (%)		14	12	9	35	13

Ein deutlich anderes Bild ergibt sich, wenn die Auswirkungen der Szenarien auf die lokale Gewässergüte betrachtet werden (Abbildung 87). Die für die Szenarien SzN1 (Punkteinleitungen) und SzN3 (Reduktion der NH₃ Depositionen) getroffenen Annahmen für Emissionsreduktionen haben hier praktisch keine Auswirkungen. Eine Limitierung des Stickstoffüberschusses auf der Fläche bringt dagegen eine sehr deutliche Reduktion der Belastung lokaler Gewässer (SzN2). Dabei ist es relativ unerheblich, ob die Limitierung der Stickstoffüberschüsse für ganz Österreich oder nur in den problematischen Gebieten angesetzt wird (SzN5 im Vergleich zu SzN2). Für Fließgewässer (Abbildung 87, linkes Bild) sind die angenommenen Emissionsreduktionen ausreichend um in annähernd allen Gebieten ein Verhältnis von C_{mod} zum typspezifischen Richtwert von < 0,8 zu erreichen. Beim Grundwasser wird selbst eine Limitierung des Stickstoffüberschusses auf landwirtschaftliche Flächen im Gebietsmittel nicht ausreichen, um das Umweltqualitätsziel von 45 mgNO₃/l überall einhalten zu können (Abbildung 87 rechtes Bild).

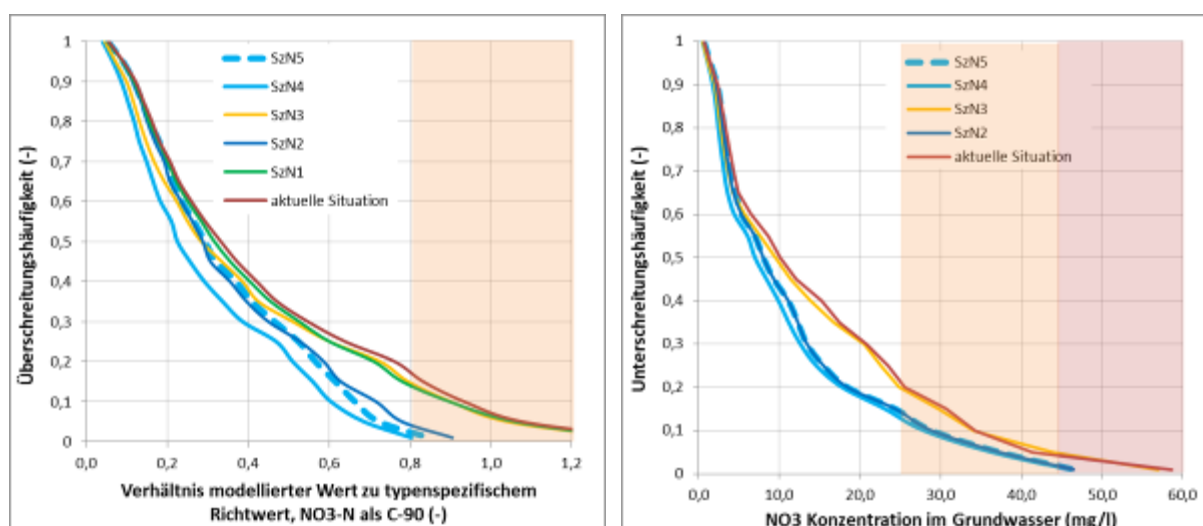


Abbildung 87: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses zwischen modellierten Fließgewässerkonzentrationen (als C-90% Werte) zum typspezifischen Richtwert (links) und Überschreitungshäufigkeit modellierte NO₃ Konzentrationen im Grundwasser (rechts)

Insgesamt zeigt sich, dass beim Stickstoff, sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierte Fracht, als auch auf die lokale Gewässergüte ein Verbesserungspotenzial besteht. Jedoch wäre die Umsetzung aller angenommenen Emissionsreduktionen mit

erheblichem Aufwand, Kosten und Einschränkungen verbunden. Für die Verringerung, der aus Österreich exportierten Stickstofffracht, müsste bei allen betrachteten Reduktionsmöglichkeiten für Emissionen (Punkteinleitungen, Limitierung der Überschüsse auf der Fläche und Reduktion der N-Depositionen) angesetzt werden. Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt bei der Reduktion des flächenspezifischen Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen.

5.6.3 Szenarien zur Reduktion der Phosphorbelastung von Gewässern

Kläranlagenabläufe und Erosion von landwirtschaftlichen Flächen stellen für Phosphor die bedeutendsten anthropogenen Eintragspfade in die Gewässer Österreichs dar. Dies gilt sowohl für die Emissionen von Gesamtposphor im gesamten Bundesgebiet als auch für die Emissionen von gelöstem bzw. löslichem Phosphor in den Einzugsgebieten jener Gewässer, für welche eine Überschreitung des typspezifischen Richtwertes berechnet wird. Aus diesem Grund wurde bei der Definition der Szenarien der Fokus auf diese Eintragspfade gelegt. In Tabelle 26 sind die wesentlichen Annahmen für die unterschiedlichen Szenarien zusammen gestellt.

Tabelle 26: Annahmen für die Phosphor-Szenarien

	Phosphor Szenario 1 (SzP1)	Phosphor Szenario 2 (SzP2)	Phosphor Szenario 3 (SzP3)	Phosphor Szenario 4 (SzP4)
Reduktion der Abwasseremissionen	Alle kommunalen Einleiter: < 0,5 mg/l; Industrielle Einleiter: 50% Reduktion der derzeitigen Emissionen	-	Alle kommunale Einleiter < 0,5 mg/l; Industrielle Einleiter 50% Reduktion der derzeitigen Emissionen	Wie SzP1, jedoch nur für Einzugsgebiete mit rechnerischer Überschreitung des PO ₄ -P Richtwertes
Reduktion des Bodenabtrages von Ackerflächen	-	90% bei allen Ackerflächen	90% bei allen Ackerflächen	Wie SzP2, jedoch nur für Einzugsgebiete mit rechnerischer Überschreitung des PO ₄ -P Richtwertes

Für die Reduktion der Emissionen aus Punkteinleitungen wurde für alle kommunalen Anlagen angenommen, dass die Ablaufkonzentration auf < 0,5 mgTP/l im Jahresmittel beschränkt wird. Dies kann z.B. durch eine Optimierung der Phosphorfällung erreicht werden. Für die rechnerische Umsetzung wurde von einer Ablaufkonzentration von 0,4 mgTP/l (bei unveränderten Abwassermengen) ausgegangen. Für Einzugsgebiete, wo die derzeitigen Emissionen bereits unter den (auf diese Weise berechneten) Frachten liegen wurde der derzeitige Wert belassen. Für die industriellen Direkteinleiter wurde generell angenommen, dass die Emissionsfrachten durch optimierte P-Elimination bzw. P-Dosierung bei P-Mangel auf die Hälfte reduziert werden. Für die Szenarien SzP1 und SzP3 wurden diese Annahmen für alle Punkteinleiter getroffen, im Szenario SzP4 nur für jene Punkteinleiter, die in Einzugsgebiete mit einer rechnerischen Überschreitung des Richtwertes liegen.

Für die Reduktion der Emissionen aus der Landwirtschaft wurde eine 90%ige Verringerung des Bodenabtrages von Ackerflächen angenommen. Dies könnte durch verschiedene Erosionsschutzmaßnahmen (z.B. Mulchsaat, Winterbegrünung) auf Ackerflächen erreicht werden. Generell könnten diese Maßnahmen auf jene Flächen beschränkt bleiben, die zu einem Eintrag in die Fließgewässer beitragen, das heißt eine Neigung in Richtung Fließgewässer aufweisen. Zudem wären Emissionsreduktionen auch durch Gewässerrandstreifen möglich. Eine Quantifizierung der Wirksamkeit solcher Maßnahmen war jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht möglich. In den Szenarien 2 (SzP2) und 3

(SzP3) wurde diese Reduktion für das gesamte österreichische Bundesgebiet angenommen. Das Szenario 4 (SzP4) geht nur von einer Umsetzung in jenen Einzugsgebieten aus, wo es in den Fließgewässern zu einer rechnerischen Richtwertüberschreitung für PO₄-P kommt.

Tabelle 27 zeigt die Auswirkungen der getroffenen Annahmen auf die Gesamtphosphoremissionen und den Nettoexport (Export minus Import) von Gesamtposphor (TP) über die Fließgewässer für ganz Österreich. Es zeigt sich, dass eine weitere Reduktion der Emissionen aus Punkteinleitungen, bei einer österreichweiten Verschärfung der Anforderungen für Ablaufwerte (auf < 0,5 mgTP/l) etwa gleich groß ist, wie die über Erosionsschutz auf landwirtschaftlichen Flächen erreichbare Reduktion (SzP1 im Vergleich zu SzP2). Im Hinblick auf den Nettoexport von Phosphor aus Österreich ist die Ausweitung der Anforderungen bei den Punktquellen effektiver, als der Erosionsschutz auf der Fläche. Dies lässt sich damit begründen, dass die Emissionen aus Punktquellen überwiegend in die größeren österreichischen Gewässer erfolgen (Donau, Mur, Enns, Drau, Inn). Erosionsschutz verringert jedoch vor allem jene Emissionen die in kleinere Gewässer gelangen. Letztere sind somit einer deutlich stärkeren Retention unterworfen.

Insgesamt lassen sich für Gesamtösterreich durch die angenommenen Emissionsreduktionen etwa ein Drittel der Emissionen und des Nettoexportes über die Fließgewässer reduzieren. Werden Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten angesetzt, in denen es aufgrund der Modellierung zu Richtwertüberschreitungen kommen kann (C_{mod} zu typspezifischen Richtwert > 0,8), dann ergibt sich für Gesamtösterreich nur eine ca. 10%ige Emissionsreduktion. Dies liegt vor allem daran, dass nur ein kleiner Teil der Punkteinleitungen in diesen Gebieten erfolgt und somit eine Verringerung der Emissionen aus Punktquellen in diesen Gebieten österreichweit kaum eine Auswirkung hat. Dagegen können knapp 60% der Emissionen über landwirtschaftlich bedingte Erosion den Gebieten mit immissionsseitigen Problemen zugeordnet werden. Eine Fokussierung auf Einzugsgebiete, bei denen es zu einer möglichen Überschreitung des typspezifischen Richtwertes für PO₄-P kommt, würde daher auch einen relevanten Teil der Gebiete mit erheblicher landwirtschaftlicher Erosion erfassen.

Tabelle 27: Emissions- und Gewässerfrachten und deren Reduktion bei Annahme unterschiedlicher Szenarien

	aktueller Stand	SzP1	SzP2	SzP3	SzP4
Gesamtphosphoremissionen (t/a)	4250	3625	3625	3000	3800
TP Nettoexport über die Fließgewässer (t/a)	2950	2400	2650	2100	2700
Reduktion der Emissionen (%)	-	15	15	29	10
Reduktion des Nettoexports (%)	-	18	10	29	9

Die große Bedeutung von Erosionsschutzmaßnahmen für die lokale Gewässerbelastung wird auch in Abbildung 88 verdeutlicht. Die Abbildung zeigt die Auswirkungen der Emissionsreduktionen (entsprechend den verschiedenen Szenarien) auf die Überschreitungshäufigkeit der modellierten Phosphorkonzentration zum typspezifischen Richtwert. Obwohl die angenommene Reduktion des Bodenabtrages von Ackerflächen österreichweit zur selben Emissionsreduktion führt, wie die angenommenen Reduktionen bei Punkteinleitungen, wirkt sich erstere auf die TP und PO₄-P Konzentrationen in den lokalen Gewässern wesentlich stärker aus (SzP2 im Vergleich zu SzP1). Die Summe, der in den Szenarien angenommenen Emissionsreduktionen, kann die mittlere TP bzw. PO₄-P Gewässerkonzentration, die in 10% der Gewässer überschritten werden, von etwa 0,22 mg/l auf etwa 0,11 mg/l bzw. von etwa 0,075 mg/l auf etwa 0,045 mg/l reduzieren. Die Auswirkung der Verringerung des Bodenabtrages ist dabei deutlich stärker, als die Auswirkung der verringerten Einträge von Punkteinleitungen.

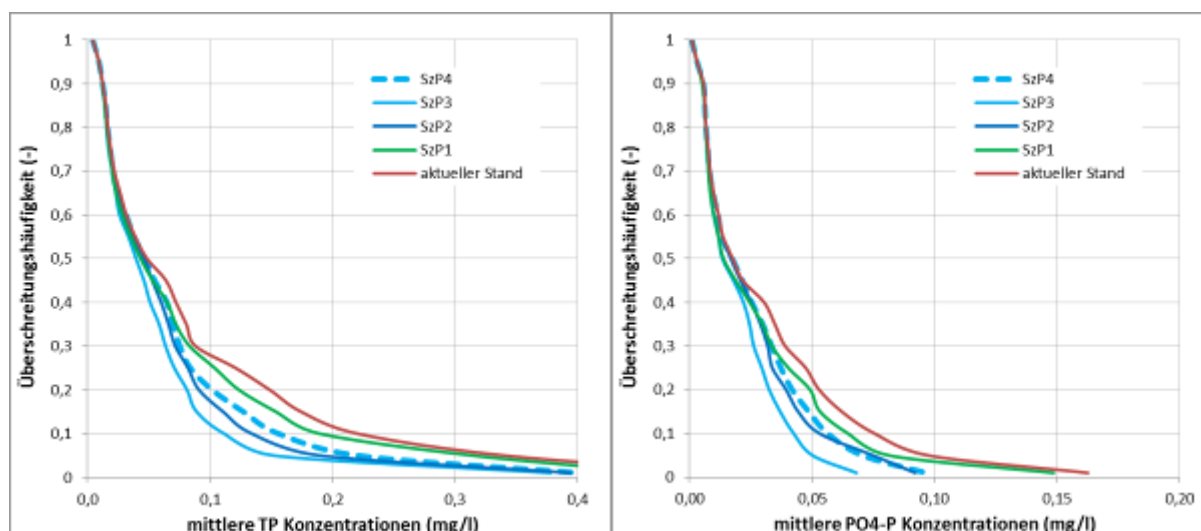


Abbildung 88: Überschreitungshäufigkeit der modellierten TP (links) bzw. PO₄-P (rechts) Gewässerkonzentrationen für die verschiedenen Szenarien

Die (im Vergleich zu einer verbesserten Abwasserreinigung) höhere Relevanz von Erosionsschutzmaßnahmen für den Zustand lokaler Gewässer wird auch bei Betrachtung von Abbildung 89 deutlich. Während ein Verhältnis der modellierten PO₄-P Konzentration zum typspezifischen Richtwert von 0,8 bis 1,2 aktuell bei ca. 12 bis 21% der Gewässer überschritten wird, kann dieser Anteil, bei Umsetzung einer österreichweiten Beschränkung der Ablaufkonzentrationen aus kommunalen Kläranlagen (auf < 0,5 mgTP/l) auf etwa 9 bis 18% reduziert werden (SzP1). Die angenommene Verringerung des Bodenabtrages (von 90% bei Ackerflächen) würde die Gewässer mit einer möglichen Richtwertüberschreitung auf ca. 6 bis 16% reduzieren (SzP2). Werden Reduktionen in beiden Bereichen umgesetzt kann dies den Anteil der Gewässer mit möglichen Richtwertüberschreitungen auf etwa 4 bis 12% reduzieren (SzP3). Werden die Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten umgesetzt, welche in Hinblick auf die PO₄-P Konzentrationen problematisch sind, so kann für die problematischen Gewässer dieselbe Verbesserung erreicht werden, wie bei flächendeckender Umsetzung der Emissionsreduktionen (SzP4). Die Gesamtreduktion der Belastung der österreichischen Gewässer und damit auch die Verringerung des grenzüberschreitenden Transportes geht jedoch stark zurück (Tabelle 27). Natürlich ist aber in diesem Fall auch der Aufwand für die Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen deutlich geringer. Die in Hinblick auf PO₄-P problematischen Einzugsgebiete umfassen etwa 16% der Fläche des österreichischen Staatsgebietes. Etwa 13% der Emissionen aus Punkteinleitungen fallen derzeit in diesen Gebieten an. Diese Punkteinleitungen wären damit von weiteren Reduktionsmaßnahmen betroffen. Von den österreichischen Ackerflächen liegen dagegen 40% in den problematischen Gebieten und etwa 60% der Erosion, welcher der Landwirtschaft zugeordnet werden kann, ist in diesen Gebieten konzentriert. Geht man davon aus, dass etwa 20% der Ackerflächen aufgrund ihrer Lage und Neigung zum Gewässer tatsächlich zu einem Eintrag von Bodenmaterial in die Fließgewässer beitragen, wären umfassende Erosionsschutzmaßnahmen auf ungefähr 8% der österreichischen Ackerflächen notwendig, um Emissionen in gefährdete Gewässer zu reduzieren.

Insgesamt zeigt sich, dass beim Phosphor sowohl in Hinblick auf die aus Österreich exportierten Frachten, als auch in Hinblick auf die lokale Gewässergüte ein Verbesserungspotential besteht. Im Gegensatz zum Stickstoff erscheint eine Umsetzung der Maßnahmen mit deutlich geringeren Kosten und Aufwand möglich. Für eine Reduktion der aus Österreich exportierten P-Frachten müsste bei beiden betrachteten Eintragspfaden (Punkteinleitungen, Reduktion des Bodenabtrages) angesetzt werden, wobei den Punktquellen die größere Bedeutung zukommt. Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt bei der Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen, in einigen Fällen kann aber auch eine Reduktion der Emissionen aus Punktquellen eine relevante Verbesserung bringen.

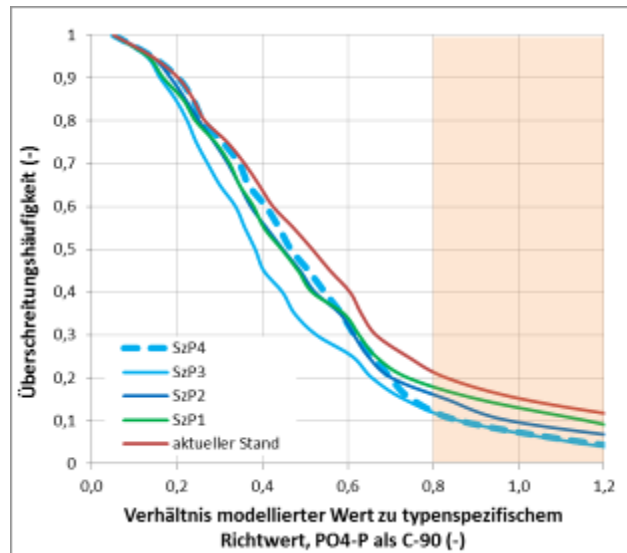


Abbildung 89: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90% Werten zum typspezifischen Richtwert für modellierte PO₄-P Gewässerkonzentrationen bei unterschiedlichen Szenarien

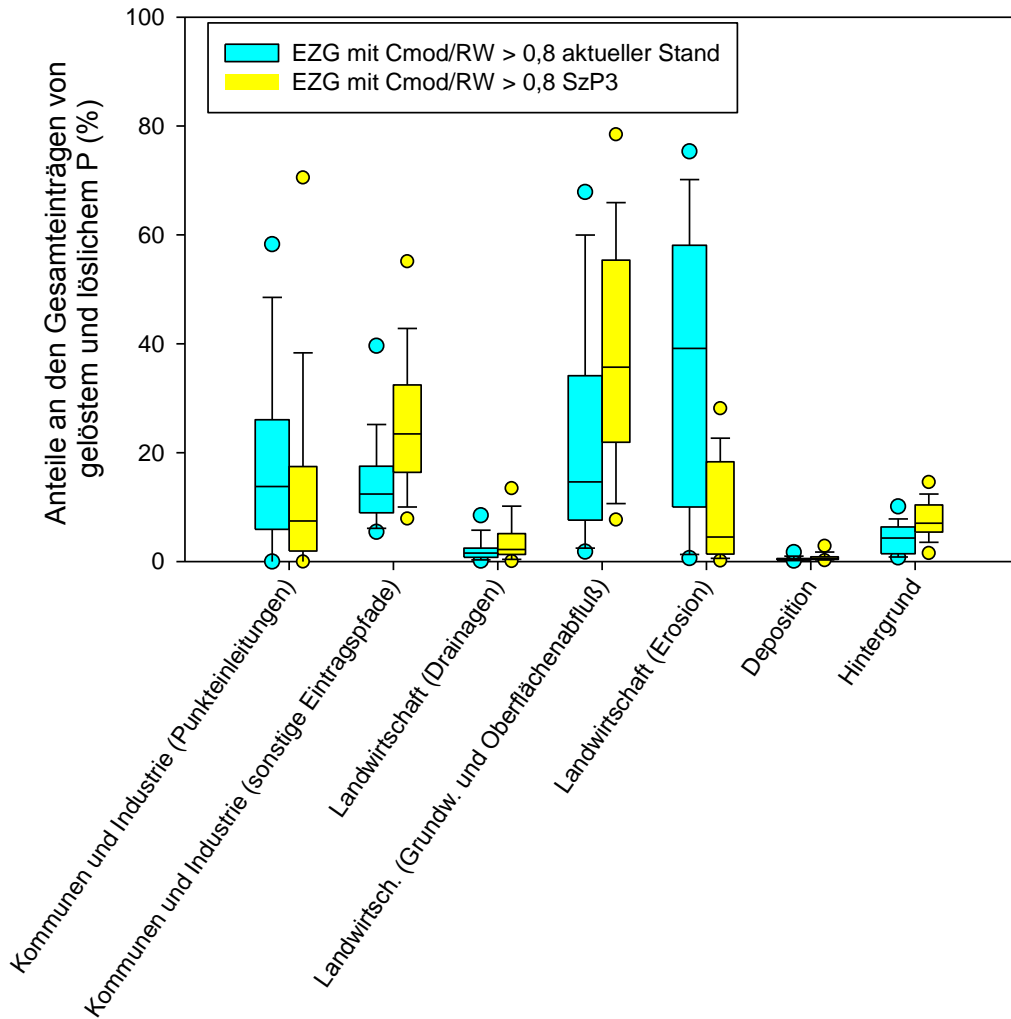


Abbildung 90: Anteile der Emissionen aus unterschiedlichen Quellen bzw. Pfaden an den Gesamtemissionen für Einzugsgebiete mit $C_{mod}/RW > 0,8$ vor und nach Umsetzung der in Szenario 3 (SzP3) angesetzten Emissionsreduktionen. (Die Boxplots stellen die 5, 10, 25, 50, 75, 90 und 95 % Perzentile jeder Datenreihe dar.)

Selbst nach deutlicher Reduktion der Emissionen aus Punktquellen und umfassendem Erosionsschutz auf Ackerflächen verbleiben Gewässer, in denen eine Überschreitung des $\text{PO}_4\text{-P}$ Richtwertes wahrscheinlich ist (Abbildung 89). In Abbildung 90 sind die Anteile der Emissionen aus unterschiedlichen Quellen bzw. Pfaden an den Gesamtemissionen dargestellt. Die Darstellung umfasst nur jene Einzugsgebiete mit einer möglichen Richtwertüberschreitung ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 0,8$) vor und nach Umsetzung der in Szenario 3 (SzP3) angesetzten Emissionsreduktionen. Es zeigt sich, dass auch nach einer Reduktion der Emissionen aus Punktquellen in einzelnen Einzugsgebieten die Punktquellen immer noch einen relevanten Anteil der Emissionen ausmachen. Zumeist überwiegen in den verbleibenden Gebieten Emissionen aus der Landwirtschaft (über Oberflächenabfluss oder Grundwasser) bzw. Emissionen aus Kommunen (über sonstige Eintragspfade wie Einträge aus nicht kanalisiert Gebieten, über Mischwasserentlastungen und über Regekanäle). In diesen Fällen wäre im Einzelfall zu prüfen, welche Maßnahmen effektiv wären, um eine Überschreitung des Richtwertes zu vermeiden. Eine Reduktion der Emissionen aus Kommunen sollte zumeist durch Verbesserung der Abwasserinfrastruktur möglich sein. Problematisch sind jene Gebiete wo gelöste Einträge über Oberflächenabschwemmung und Grundwasser von großer Relevanz für die Belastung des Gewässers sind. Verringerungen der Emissionen in die Gewässer über diese Pfade könnten allenfalls langfristig durch Abreicherung der P-Gehalte im Oberboden (Verzicht auf P-Düngung) und damit verbundene Reduktionen der gelösten Austräge erreicht werden.

5.6.4 Sensitivitätsanalyse der Phosphor Szenarien

Die Tabelle 28 zeigt eine Auflistung der Parameter, die in der Sensitivitätsanalyse variiert wurden. Für Phosphor handelt es sich dabei um jene Parameter, die zur Umlegung der mittels MONERIS modellierten TP-Frachten in den Gewässern auf $\text{PO}_4\text{-P}$ C-90% Konzentrationen erforderlich waren (siehe Kapitel 4.7). Die Berechnungen des aktuellen Standes sowie der Szenarien SzP1 und SzP2 wurden jeweils mit vier unterschiedlichen Parametersätzen wiederholt. Die Ergebnisse der wiederholten Berechnung sind in Abbildung 91 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Verwendung verschiedener Parametersätze zu einer deutlichen Variabilität der Ergebnisse führt und somit die quantitativen Angaben eine gewisse Unsicherheit aufweisen. Trotzdem bleibt die Grundaussage für alle Varianten bestehen, wonach bei vergleichbarer Reduktion der Gesamtemissionen in SzP1 und SzP2 die Auswirkung des SzP2 auf die lokale Gewässergüte deutlich ausgeprägter ist, als jene des Szenarios SzP1.

Tabelle 28: Annahmen für die Sensitivitätsanalyse zu den Phosphor-Szenarien

Modelparameter	Basis	Sensitivität a	Sensitivität b	Sensitivität c
Koeffizient für den löslichen Anteil der landwirtschaftlichen Erosion	0,5	0,3	0,8	0,7
Koeffizient für den löslichen/gelösten Anteil der Abwassereinträge über sonstige Pfade	0,7	0,7	0,7	0,9
Koeffizient für den löslichen/gelösten Anteil der Abwassereinträge über kommunale und industrielle Punktquellen	0,8	0,8	0,8	0,9
Konversionsfaktor zur Ableitung von $\text{PO}_4\text{-P}$ C-90% Werten aus $\text{PO}_4\text{-P}$ Mittelwerten in Fließgewässern	1,7	1,7	1,7	1,7
Faktor für das Verhältnis zwischen der Retention von gelösten/löslichem Phosphor und TP	1	0,8	1,2	1,2

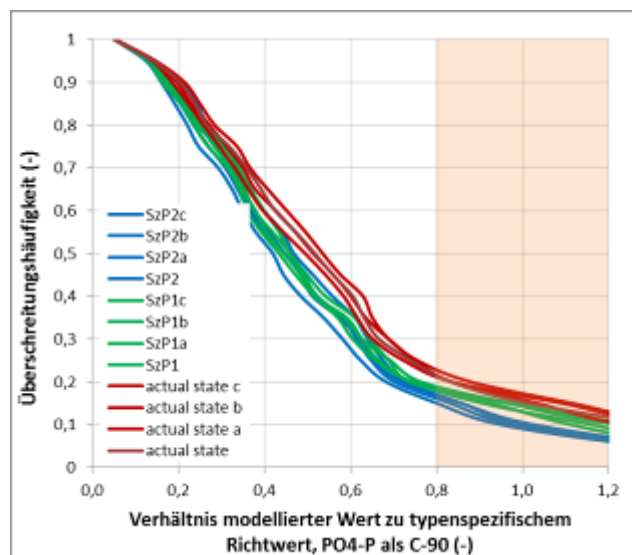


Abbildung 91: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von $\text{PO}_4\text{-P}$ Gewässerkonzentrationen (als C-90% Werte) zum typenspezifischen Richtwert für unterschiedliche Szenarien mit jeweils unterschiedlichen Varianten der Sensitivitätsanalyse

6 Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Im Rahmen des gegenständlichen Forschungsprojektes konnte das Nährstoffemissionsmodell MONERIS erfolgreich angewendet, für österreichische Verhältnisse adaptiert und für spezifische Fragestellungen erweitert werden. Für 367 österreichische Teileinzugsgebiete (mit einer Einzugsgebietsgröße von 50 bis 400 km²) konnten die Stickstoff- und Phosphoremissionen aus unterschiedlichen Quellen und über verschiedene Eintragspfade ermittelt werden und die Frachten und Konzentrationen in den Fließgewässern aufgrund der Berechnung eines Retentionsansatzes abgeleitet werden.

Die ursprüngliche (vom IGB-Berlin zur Verfügung gestellte) Version MONERIS 2.14 war nicht in der Lage die Nährstofffrachten in den österreichischen Fließgewässern plausibel abzubilden. Große Probleme traten vor allem in kleineren Einzugsgebieten im alpinen Bereich auf. Bei größeren Einzugsgebieten und in Gebieten mit hoher landwirtschaftlicher Nutzung waren die Probleme deutlich geringer.

Der Vorteil des Modelles MONERIS liegt in der hohen Flexibilität, wodurch mit relativ einfachen Adaptierungen deutliche Verbesserungen erreicht werden können. Adaptierungen von Modellansätzen waren vor allem in Hinblick auf Nährstoffemissionen, die über die Erosion, die Oberflächenabschwemmung und das Grundwasser im alpinen Bereich eingetragen werden, erforderlich. Die Abweichungen zwischen modellierten und über (Konzentrations- und Abfluss-) Messungen erhobenen Nährstofffrachten lagen nach der Adaptierung relevanter Ansätze bei den meisten Einzugsgebieten unter 30%. Die Stickstofffrachten (DIN) konnten durch die Modellierung deutlich besser abgebildet werden, als die Phosphorfrachten (TP).

Zur Anwendung der Modellierung für die Quantifizierung der Wirksamkeit von Maßnahmenprogrammen (in Hinblick auf die Vorgaben der QZV-Ökologie) musste das Modell erweitert werden. Die Erweiterung umfasst ein eigenes Modul zur Berechnung der 90% Perzentile (C-90%) von $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in den Fließgewässern am Auslass der betrachteten Einzugsgebiete. Durch diese Erweiterung können Modellergebnisse den typenspezifischen Richtwerten der QZV-Ökologie gegenüber gestellt werden. Weiters wurde versucht einen Modellansatz zur Modellierung der Grundwasserbelastung, zu entwickeln.

Die Gegenüberstellung von modellierten und gemessenen Frachten und Konzentrationen in Fließgewässern zeigt, dass die variablen Verhältnisse in Österreich über die Modellierung generell gut abgebildet werden. Damit eignet sich das adaptierte Modell grundsätzlich dazu, Aussagen über die Bedeutung unterschiedlicher Nährstoffquellen und Eintragspfade, sowie über die Wirksamkeit von Emissionsreduktionen auf die Nährstofffrachten und die Konzentrationen in den Fließgewässern zu treffen.

Die Modellergebnisse können somit

- nützliche Hinweise für die Bedeutung unterschiedlicher Strategien zum Schutze der österreichischen Gewässer und zur Reduktion von Nährstoffexporten über die Gewässer liefern
- für Gewässer, in denen es keine Messwerte gibt, Hinweise liefern, ob ein Risiko der Überschreitung von Richtwerten vorhanden ist und somit bei der Entwicklung eines Monitoringkonzeptes helfen
- bei deutlicher Abweichung zwischen modellierten und gemessenen Werten, Hinweise zu Datenproblemen liefern.

Allerdings können die Modellergebnisse in Einzelfällen auch zu deutlichen Fehlbefunden führen, da nicht alle lokalen Besonderheiten berücksichtigt werden können, oder Datenfehler in den Grunddaten nicht immer erkennbar sind. Es kann daher nicht davon ausgegangen werden, dass anhand der vorliegenden Modellergebnisse für jedes einzelne Teileinzugsgebiet eine optimale Strategie zur Verbesserung der Nährstoffbelastung des Gewässers abgeleitet werden kann. Vor der Anwendung auf einen Einzelfall sind jedenfalls alle Eingangsdaten kritisch zu hinterfragen und die Modellanpassung über Vergleichsmessungen im Gewässer zu überprüfen.

Die Belastung von Grundwasser konnte weniger erfolgreich modelliert werden, als jene für Fließgewässer. Eine quantitative Abbildung der im Grundwasser gemessenen Konzentrationen ist mit dem gewählten Ansatz nicht möglich. Es können lediglich Gebiete ausgewiesen werden, in denen aufgrund des Ausmaßes der landwirtschaftlichen Aktivität und den hydrologischen Rahmenbedingungen erhöhte Konzentrationen im Grundwasser zu erwarten sind. Die tatsächlich im Grundwasser gefundenen Konzentrationen hängen jedoch wesentlich von der Lage der jeweiligen Grundwassermessstelle und den lokalen Verhältnissen ab. Aspekte, welche im Rahmen dieses Projektes nicht ausreichend detailliert betrachtet werden konnten.

Für die Bewirtschaftung der österreichischen Fließgewässer können im Hinblick auf Nährstoffbelastungen aus den im Rahmen dieser Studie durchgeführten Modellierungen folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Die Stickstoffemissionen in die österreichischen Fließgewässer werden durch Einträge aus der Landwirtschaft (etwa 50% der Gesamtemissionen) dominiert. Ein wesentlicher Beitrag stammt aus der lokalen Bodenbewirtschaftung, wo Emissionen durch Auswaschung und Abschwemmung von landwirtschaftlich genutzten Böden in die Fließgewässer gelangen. Daneben spielen auch NH_3 Depositionen (aus der Viehhaltung) auf landwirtschaftlich nicht genutzte Flächen eine wesentliche Rolle. Bei dieser Quelle ist auch der grenzüberschreitende Lufttransport relevant, weshalb wesentliche Reduktionen von Depositionen in Österreich auch Maßnahmen im benachbarten Ausland erfordern würden.
- Kommunen und Industrie tragen (auch nach weitgehender Umsetzung der Stickstoffentfernung auf Kläranlagen) mit knapp 25% zu den Stickstoffemissionen in Österreich bei. Der wesentliche Eintragspfad aus dieser Quelle sind die Punkteinleitungen über Kläranlagenabläufe. Andere Eintragspfade wie Mischwasserentlastungen, Einzelhausentsorgungen oder Regenkanäle haben eine geringere Bedeutung. Weitere Quellen von Stickstoffeinträgen in die Gewässer Österreichs sind NO_x -Depositionen aus Verbrennungsprozessen (Verkehr, Industrie,

Hausbrand und stammen zum Teil durch Ferntransport wieder aus dem Ausland) und die Hintergrundbelastung.

- Die Dominanz verschiedener Emissionsquellen und –pfade ist regional stark unterschiedlich. In Bereichen wo vergleichsweise hohe N-Konzentrationen in den Gewässern auftreten ist zumeist die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung (und die daraus resultierende Auswaschung und Abschwemmung) die dominante Quelle. In den Gebirgsregionen mit niedrigen Gewässerkonzentrationen dominieren dagegen zumeist die Einträge aus NH_3 Depositionen (aus der landwirtschaftlichen Viehhaltung) und aus NO_x Depositionen (verursacht durch Verbrennungsprozesse – vorwiegend aus dem Verkehr) den Stickstoffeintrag.
- Die Modellergebnisse zeigen, dass es für $\text{NO}_3\text{-N}$ bei etwa 8% der österreichischen Gewässer zu einer Richtwertüberschreitung gemäß QZV-Ökologie kommt. Die relative Bedeutung der Emissionsquellen unterscheidet sich in Gebieten mit Richtwertüberschreitung deutlich von jener für ganz Österreich. Betrachtet man nur die Gewässer mit modellierten Richtwertüberschreitungen, so nimmt der Anteil der aus der Landwirtschaft stammenden Stickstoffeinträge (mit etwa 67% an den Gesamtemissionen) deutlich zu. Diese Zunahme ist vorwiegend auf die Einträge aus der lokalen Bodenbearbeitung zurückzuführen. Im Vergleich zur österreichweiten Betrachtung nimmt auch der Einfluss der Drainagen zu, wohingegen der Einfluss der Depositionen und der Kommunen und Industrie abnimmt.
- Betrachtet man die Auswirkungen von Emissionsreduktionen in verschiedenen Bereichen auf die Belastung der Fließgewässer, so sieht man, dass beim Stickstoff sowohl in Hinblick auf die aus Österreich transportierten Frachten als auch in Hinblick auf die lokale Gewässergüte ein Verbesserungspotential besteht. Als mögliche Emissionsreduktionen wurden dabei eine Verschärfung der Anforderungen an die Abwasserreinigung (> 85%ige Stickstoffentfernung), eine Limitierung des N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen (30 kgN/(ha.a) als regionaler Mittelwert) und eine Reduktion der N-Depositionen um 50% betrachtet. Die Umsetzung aller angenommenen Emissionsreduktionen wäre mit erheblichem Aufwand, Kosten und Einschränkungen verbunden.
- Steht eine Reduktion der aus Österreich transportierten Frachten im Mittelpunkt der Betrachtung, so wäre ein deutliches Reduktionspotential (um ca. ein Drittel) möglich, wenn alle betrachteten Reduktionsmöglichkeiten umgesetzt werden.
- Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt dagegen vor allem in der Reduktion des flächenspezifischen Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen. Nur in diesem Bereich können deutliche Verbesserungen bei jenen Gewässern erreicht werden, für die eine mögliche Überschreitung des $\text{NO}_3\text{-N}$ Richtwertes modelliert wurde. Diese Emissionsreduktionen kommen auch den Regionen mit einer kritischen Grundwasserbelastung zu Gute.
- Die Phosphoremissionen in die österreichischen Gewässer werden trotz Umsetzung einer weitgehenden Phosphorelimination auf Kläranlagen durch Einträge aus Kommunen und Industrie dominiert (knapp 40% der Gesamtemissionen). Dabei sind die Emissionen über Punkteinleitungen relevanter als jene über sonstige Einträge aus urbanen Flächen (Mischwasserentlastung, Regenkanal, Einzelhausentsorgung). Die Dominanz der kommunalen und industriellen Abwasserentsorgung nimmt zu, wenn nur die gelösten bzw. löslichen P-Emissionen betrachtet werden.
- Die weiteren Hauptquellen für P-Emissionen in österreichische Gewässer sind die Landwirtschaft (etwa 28% der Gesamtemissionen), wo der Eintrag hauptsächlich durch die Erosion erfolgt und die Hintergrundbelastung (etwa 31% der Gesamtemissionen) mit einem ganz wesentlichen Beitrag von Gesteinsabrieb aus vergletscherten Gebieten, der jedoch nur in einigen wenigen Gebieten relevant ist.

- In ungefähr 16% der österreichischen Gewässer wurde für $\text{PO}_4\text{-P}$ eine Richtwertüberschreitung gemäß QZV-Ökologie modelliert. Betrachtet man wieder nur die Gewässer mit modellierten Richtwertüberschreitungen so ändert sich die Relevanz der verschiedenen Emissionsquellen deutlich. In kritischen Gebieten überwiegt der Einfluss der Landwirtschaft. Dort ist die Landwirtschaft für die Emissionen an gelöstem bzw. löslichem Phosphor (mit rund 56% der Gesamtemissionen) die dominante Quelle. Kommunen und Industrie sind in diesen Gebieten als Emissionsquellen deutlich weniger präsent und die Hintergrundbelastung spielt hier überhaupt keine Rolle.
- Als Emissionsreduktionen für den Phosphor wurden eine Verschärfung der Anforderungen an die Abläufe von Kläranlagen auf generell $< 0,5 \text{ mgTP/l}$ betrachtet. Für die Emissionen aus der Landwirtschaft wurde eine Reduktion des Bodenabtrages auf Ackerflächen um 90% angesetzt. Insgesamt lassen sich in Österreich durch diese Emissionsreduktionen etwa ein Drittel der Emissionen und des Nettoexportes über die Fließgewässer reduzieren. Dabei kommt den angepassten Punktquellen eine etwas größere Bedeutung zu, als der verringerten Bodenerosion.
- Der Schlüssel zur Verbesserung des lokalen Gewässerzustandes liegt jedoch vor allem in der Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen. Konzentrieren sich Erosionsschutzmaßnahmen im Ackerbau auf jene Gebiete, in denen ein immissionsseitiges Problem mit Phosphorkonzentrationen besteht und in diesen Gebieten auf jene Flächen, die zu einem Bodeneintrag in die Gewässer beitragen können, so würden etwa 8% der österreichischen Ackerflächen davon betroffen sein.
- In einigen Einzugsgebieten kann aber auch eine Reduktion der Emissionen aus Punktquellen eine relevante Verbesserung der P-Belastung des lokalen Gewässers bringen.
- Insgesamt scheinen die Emissionsreduktionen für Phosphor deutlich leichter umsetzbar zu sein, als jene für Stickstoff.
- Eine Reduktion der P-Emissionen aus Punkteinleitungen und durch Erosionsschutz wird jedoch nicht in allen Fällen ausreichen, um die Richtwerte der QZV-Ökologie einhalten zu können. In einigen Gebieten sind die Einträge über das Grundwasser, die Oberflächenabschwemmung oder aus urbanen Gebieten dominant, sodass auch nach Reduktion der Emissionen aus Punkteinleitungen und Bodenabtrag Überschreitungen der Richtwerte auftreten würden.

Durch das gegenständliche Forschungsvorhaben konnte eine wertvolle Grundlage zur Bearbeitung weiterer Fragestellungen über Nährstoffmodellierungen auf Einzugsgebietsebene und zum Schutz der österreichischen Gewässer vor Nährstoffbelastungen geschaffen werden. Die Verwendung der Projektergebnisse sollte daher nicht mit dem Projekt abgeschlossen werden.

Zum einen ist bei der Modellierung noch ein Verbesserungspotenzial gegeben, welches vor allem bei detaillierter Betrachtung spezifischer Gebiete von Bedeutung ist. Dies betrifft die Modellansätze (z.B. Erosionsansatz), die Eingangsdaten (z.B. Nährstoffbilanzen für landwirtschaftliche Flächen, Daten zu Kanalsystemen (Mischsystem versus Trennsystem) und zum Ausbaugrad von Mischwasserbauwerken) und die Modellevaluierung (z.B. erweiterte Sensitivitätsanalyse).

Zum anderen bietet vorliegende Modellierung das Potenzial zur Nutzung für zahlreiche weitere (durch dieses Projekt nicht abgedeckte) wasserwirtschaftliche Fragestellungen (z.B. Evaluierung der Wirksamkeit der Emissionsreduktionen durch weitere Maßnahmen, detailliertere Betrachtung spezifischer Fragestellungen auf lokaler Ebene, stärkere Kopplung an die Wirksamkeit von Maßnahmen).

Ein erster Schritt zur weiteren Nutzung der Projektergebnisse wurde bereits gesetzt. In Zusammenarbeit mit dem Amt der oberösterreichischen Landesregierung wurde ein Projekt zur Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten für strategische

Planungen gestartet. In diesem Projekt soll die Modellierung durch Nutzung regionaler Daten verbessert, der Erosionsansatz überprüft, die Ergebnisse für eine detailliertere regionale Betrachtung genutzt und eine stärkere Kopplung zur Planung von konkreten Maßnahmen erreicht werden. Oberösterreich bietet sich für diese Aufgabe speziell an, da dort Gewässer mit vergleichsweise hohen Nährstoffbelastungen vorkommen. Aber auch weitere Anwendungen, wie etwa der Vorbereitung von kommenden Aufgaben zur Umsetzung der EU Wasserrahmenrichtlinie, sind möglich.

7 Literaturverzeichnis

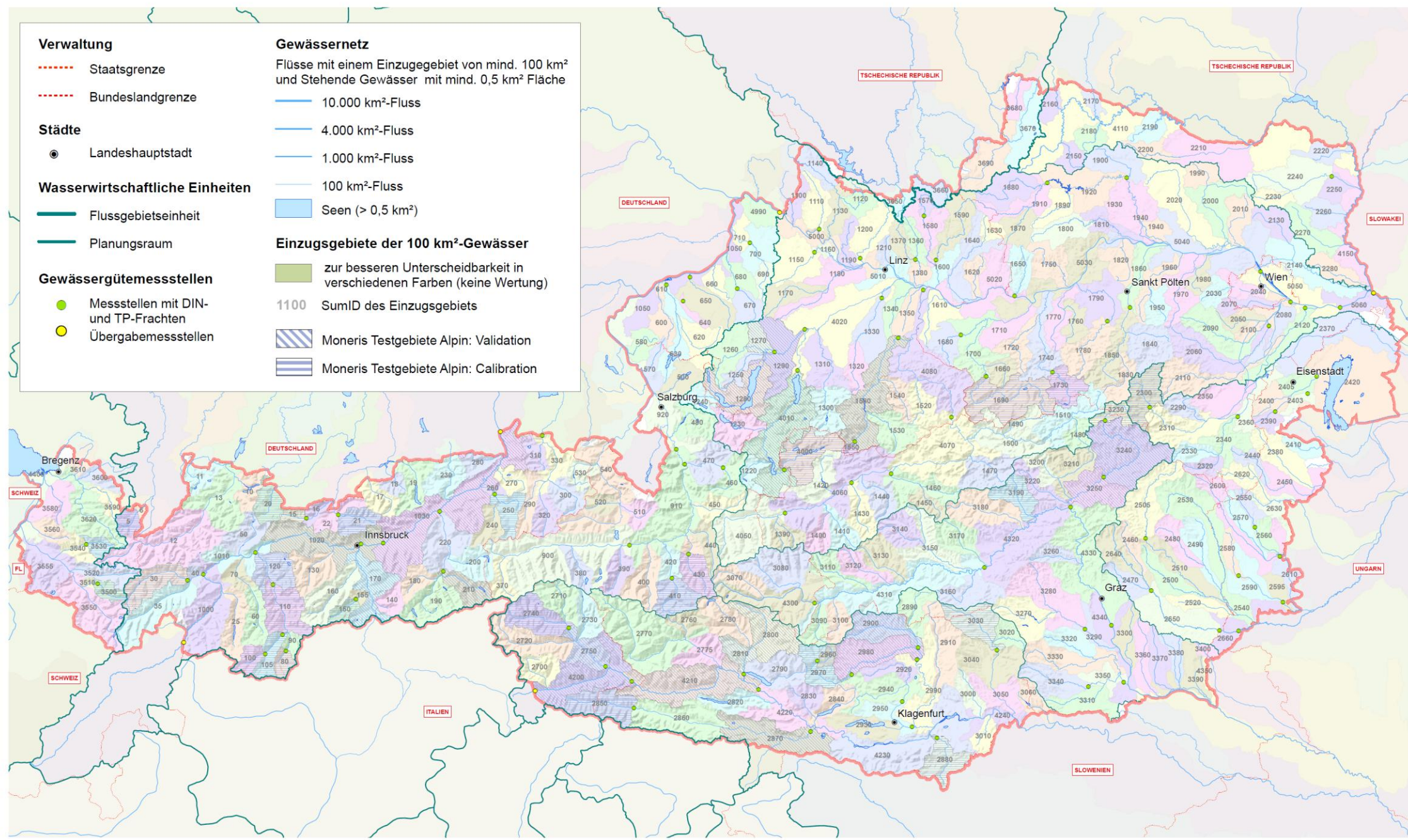
- Auerswald, K. & Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50: 37-54.
- Behrendt, H. & Bachor, A. (1998): Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). In: Wat. Sci. Tech. **38** (10), pp 147-155.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia **410**, pp 111-122.
- Behrendt, H., Ley, M., Korol, R., Stronska-Kedzia, M. & Pagenkopf, W. (1999): Point and diffuse nutrient emissions and transports in the Odra Basin and its main tributaries. Acta Hydrobiologia et Hydrochimica, 27, 274-281.
- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003a): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte, 201 S.
- BMLFUW (2005): EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2005
- BMLFUW (2006): Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2006
- BMLFUW (2009): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2009
- ICPDR (2005) Water Quality in the Danube River Basin- 2005 TNMN Yearbook (http://www.icpdr.org/icpdr-pages/tnmn_yearbooks.htm)
- Zessner, M., Winkler, S. und Natho, S. (2008): Optimierung von Frachterhebungen in Gewässern unter Berücksichtigung von Probenahmehäufigkeit und Berechnungsmethodik. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien. Endbericht im Auftrag des BMLFUW
- JRC (2009) (<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/Website/eusoils/viewer.htm> oder direkt als google earth layer http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/ESDBv3/GoogleEarth/index.cfm auch in der aktualisierten Version der Homepage, Zugriff vom 12.05.2009).
- Klug und Löschenbrand (2006) GIS gestütztes Verfahren zur Abschätzung potentiell drainierter landwirtschaftlicher Nutzflächen am Beispiel der Einzugsgebiete Mondsee und Wagener-Tachinger See. Angewandte geographische Informationsverarbeitung (AGIT). Heidelberg 18, 308-317.

- Kroiss, H., Zessner, M., Deutsch, K., Kreuzinger, N., Schaar, W. (1998): Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten – Erhebung für Österreich. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien im Auftrag der Sektion IV des österreichischen Bundeskanzleramtes. Wien. 1998
- Parajka, J., Merz, R. und Blöschl, G. (2005): Regionale Wasserbilanzkomponenten für Österreich auf Tagesbasis. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft ¾, 43-56.
- Schreiber, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I.; Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M., Behrendt, H. (2003): Harmonised Inventory of Point and Diffuse Emissions of Nitrogen and Phosphorus for a Transboundary River Basin. Final version of the delivery 5.5 of the EU-Project DANUBS
- Sharpley, A.N., Hedley, M.J., Sibbesen, E., Hillbricht-Ilkowska, A., House, W.A. and Ryszkowski, L. (1995) Phosphorus Transfers From terrestrial To Aquatic Ecosystems. Phosphorus in the Global Environment, 172-199.
- Sharpley, A.N. (1995) Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. Ecological Engineering 5, 261-279.
- Tetzlaff et al. (2008) Luftbildgestützte Erfassung gedränkter Flächen und deren Bedeutung für die Quantifizierung des Wasser und Nährstoffhaushalts in Flusseinzugsgebieten; in Trepel (Hrsg.) Dränung – Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management, DWA-Themen 2008.
- UBA (1998) Kartierung der nassen Deposition in Österreich; UBA-BE-104 (1998).
- Venohr, M.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D.; Gericke, A.; Wetzig, A.; Ortelbach, K.; Natho, S.; Neumann, F.; Hürdler, J. (2009): Das Modell System MONERIS – Handbuch Version 2.14.1.vba. Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, November 2009.

8 Anhang

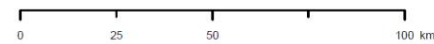
8.1 Karte mit Einzugsgebietsabgrenzung im MONERIS-Modell

MONERIS Einzugsgebiete & Messstellen



Quelle: Einzugsgebiete, Berichtsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

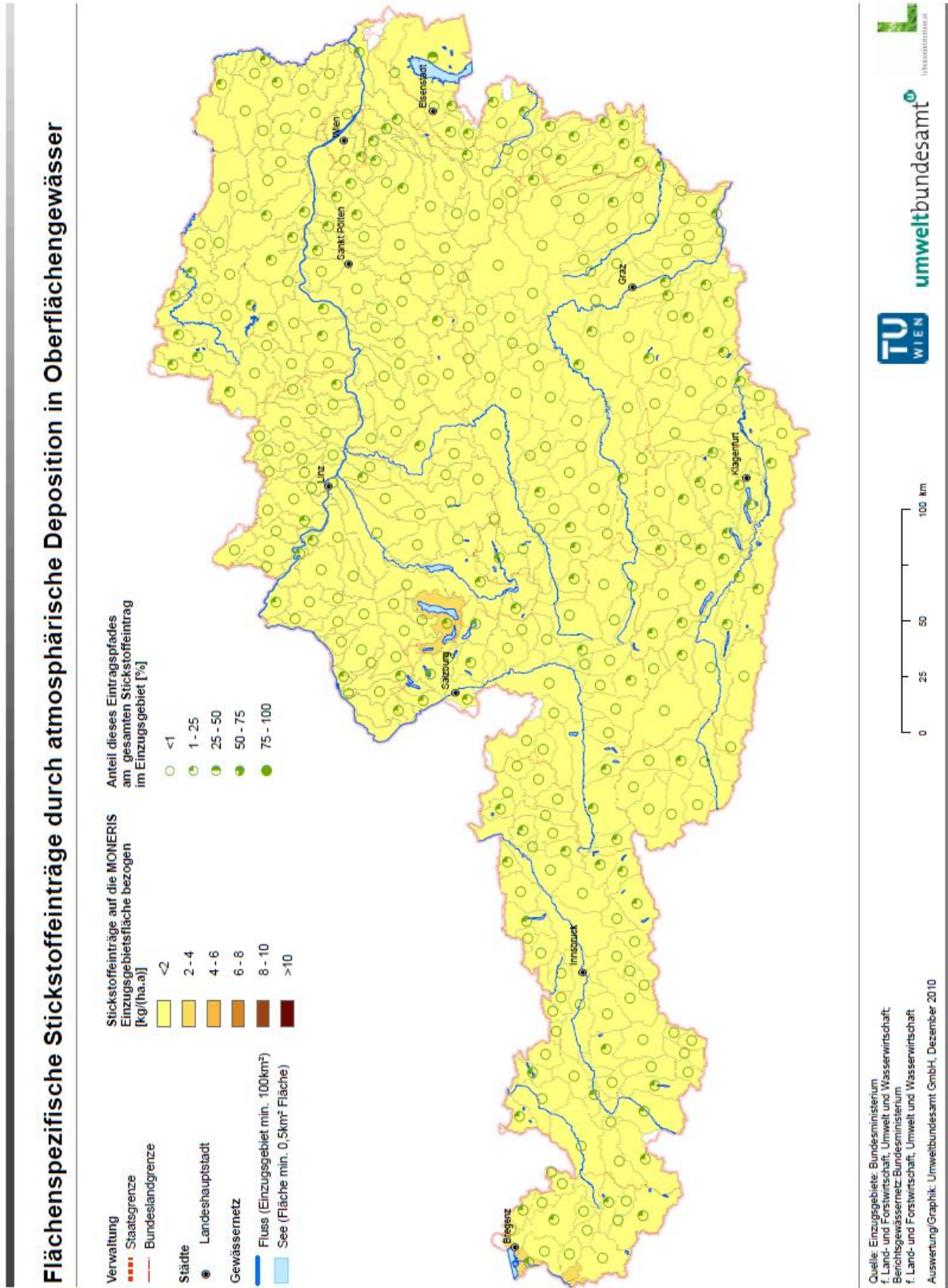


umweltbundesamt[®]

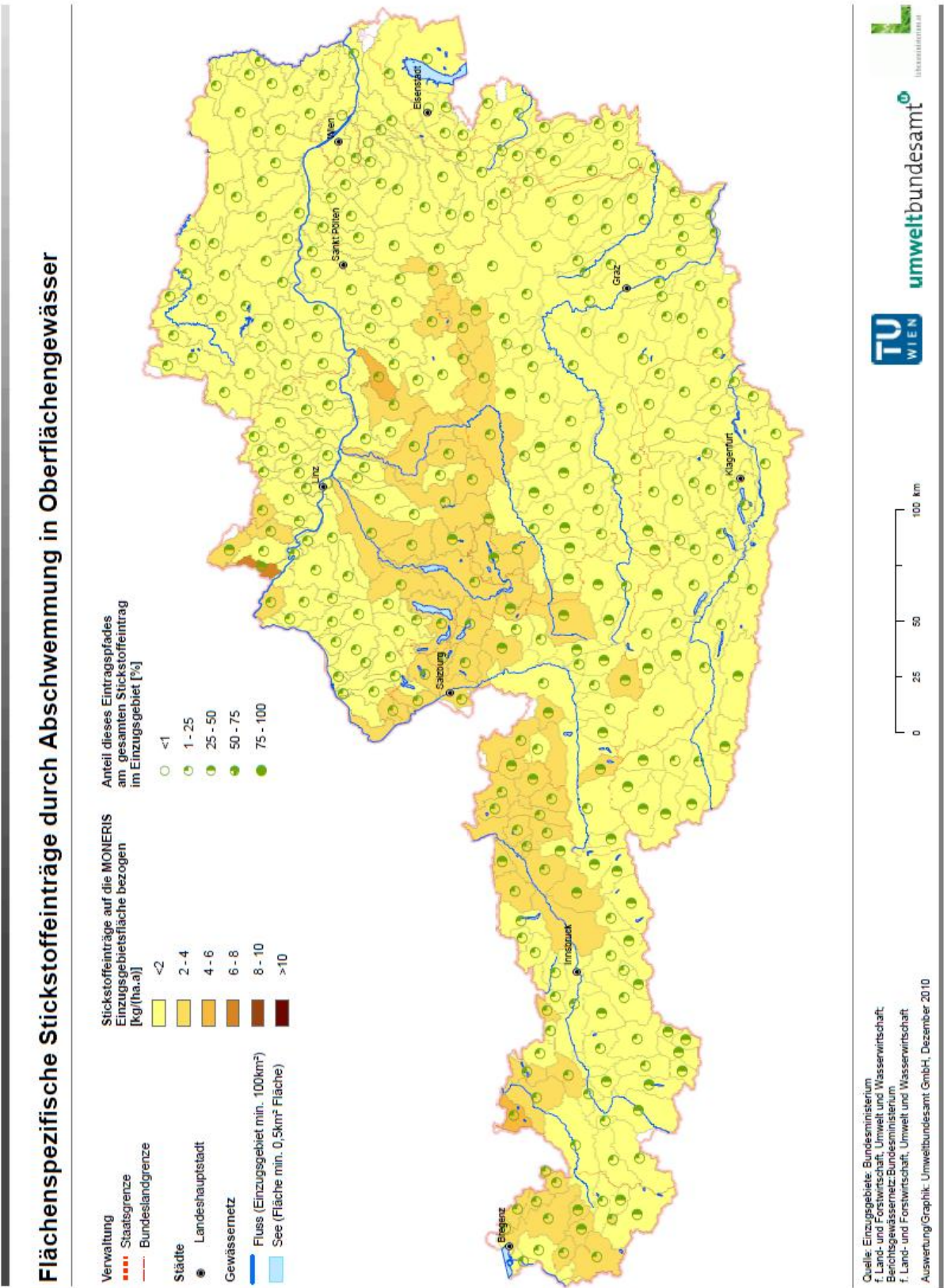


8.2 Karten mit der Verteilung der berechneten flächenspezifischen Stickstoff-Emissionen für die einzelnen Eintragspfade

8.2.1 Atmosphärische Deposition

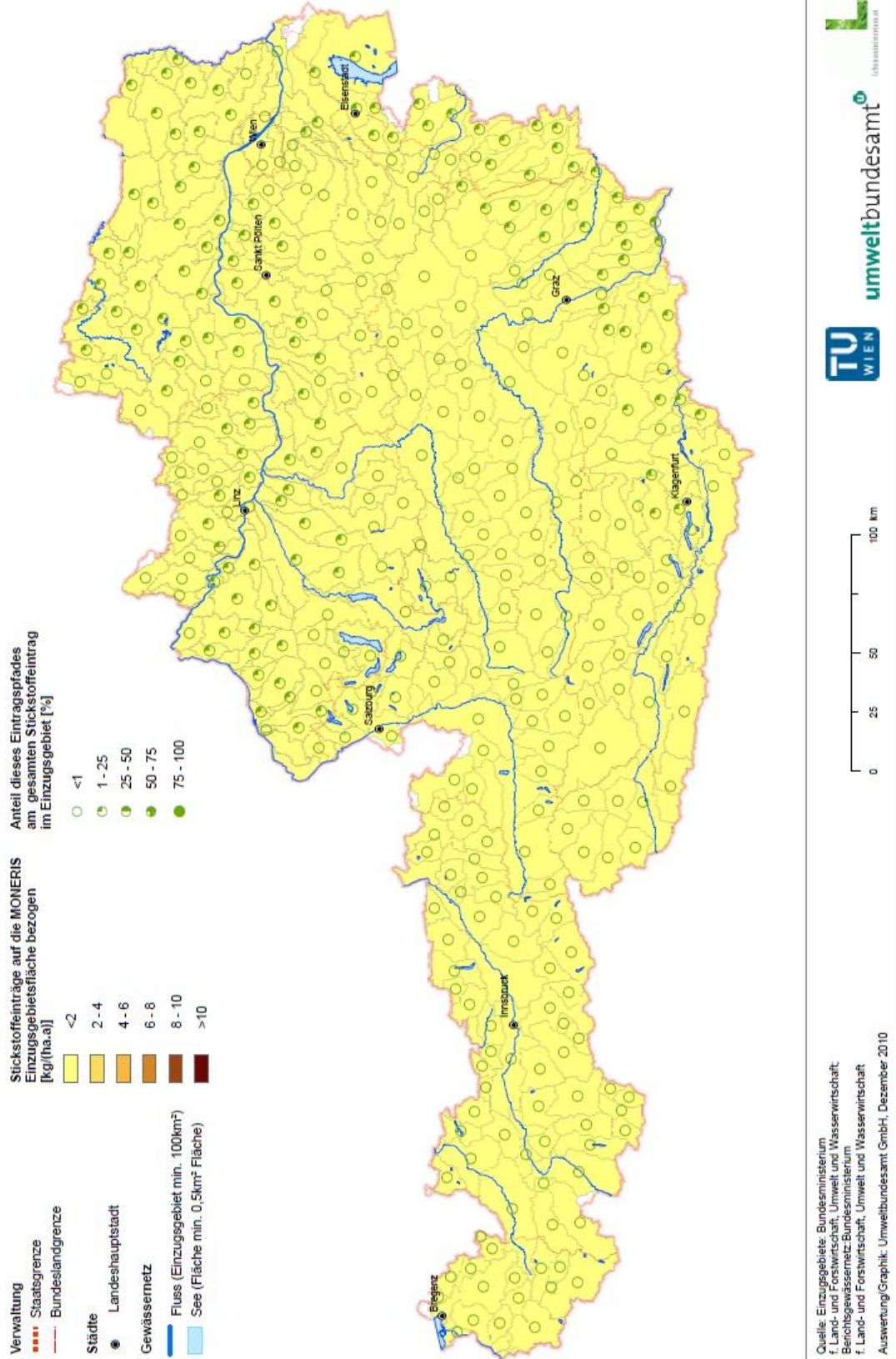


8.2.2 Oberflächenabschwemmung (Surface runoff)



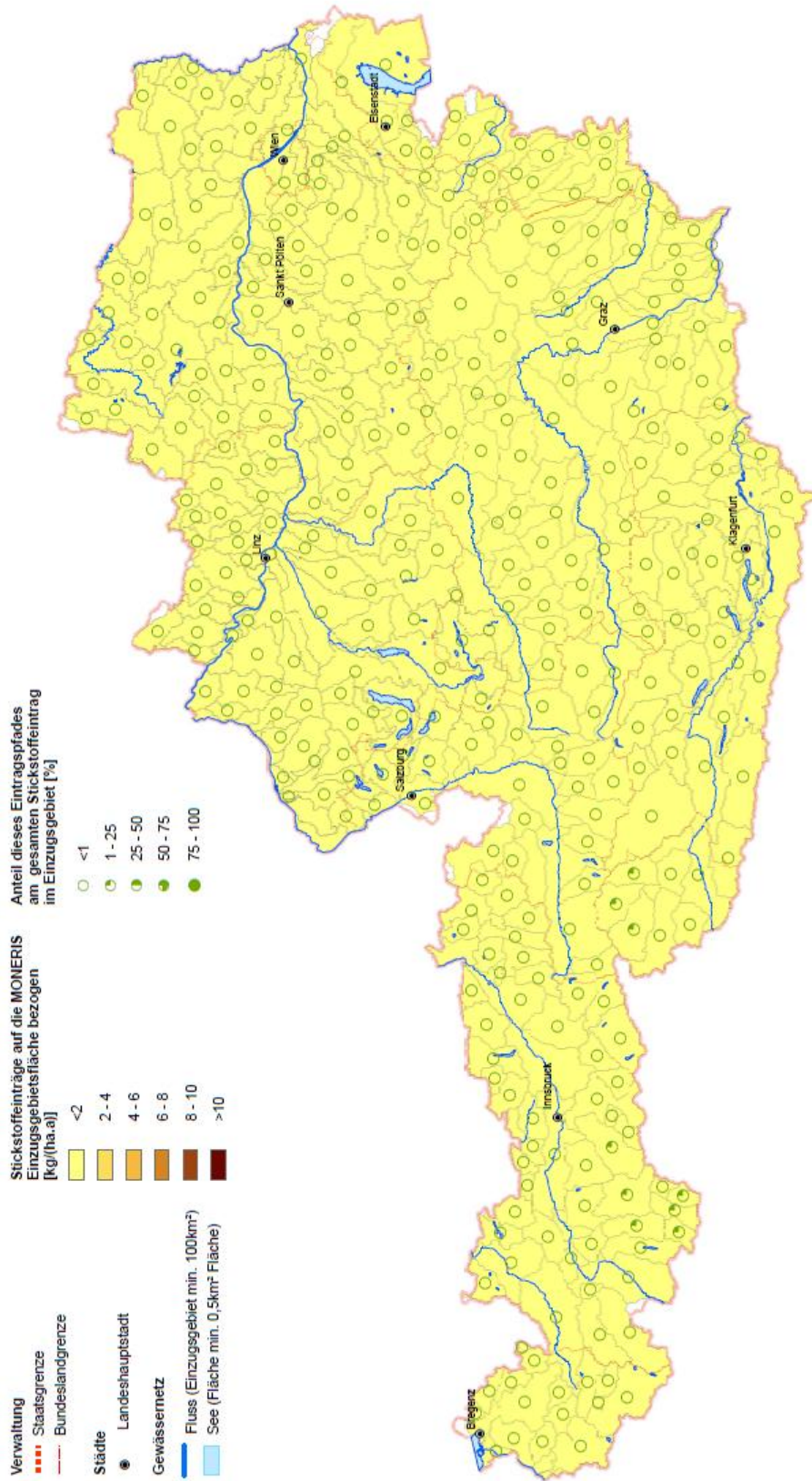
8.2.3 Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen

Flächenspezifische Stickstoffeinträge durch Erosion von Landwirtschaftsflächen in Oberflächengewässer



8.2.4 Erosion von natürlich bedeckten Flächen

Flächenspezifische Stickstoffeinträge durch Erosion von natürlichen Flächen in Oberflächengewässer

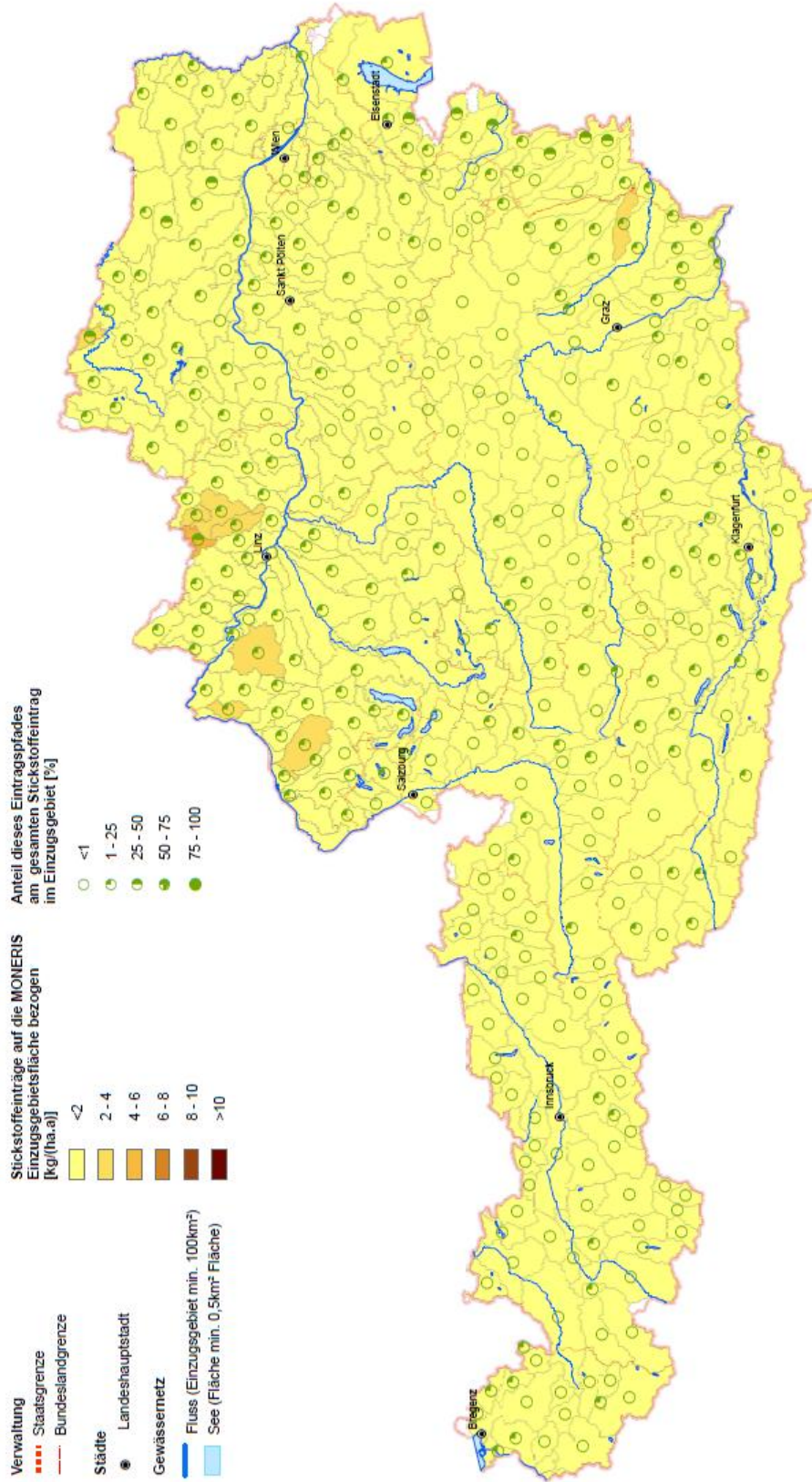


Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU W I E N **umweltbundesamt** **UMWELTBUNDESAMT**

8.2.5 Drainagierte Flächen

Flächenspezifische Stickstoffeinträge durch Drainagen in Oberflächengewässer



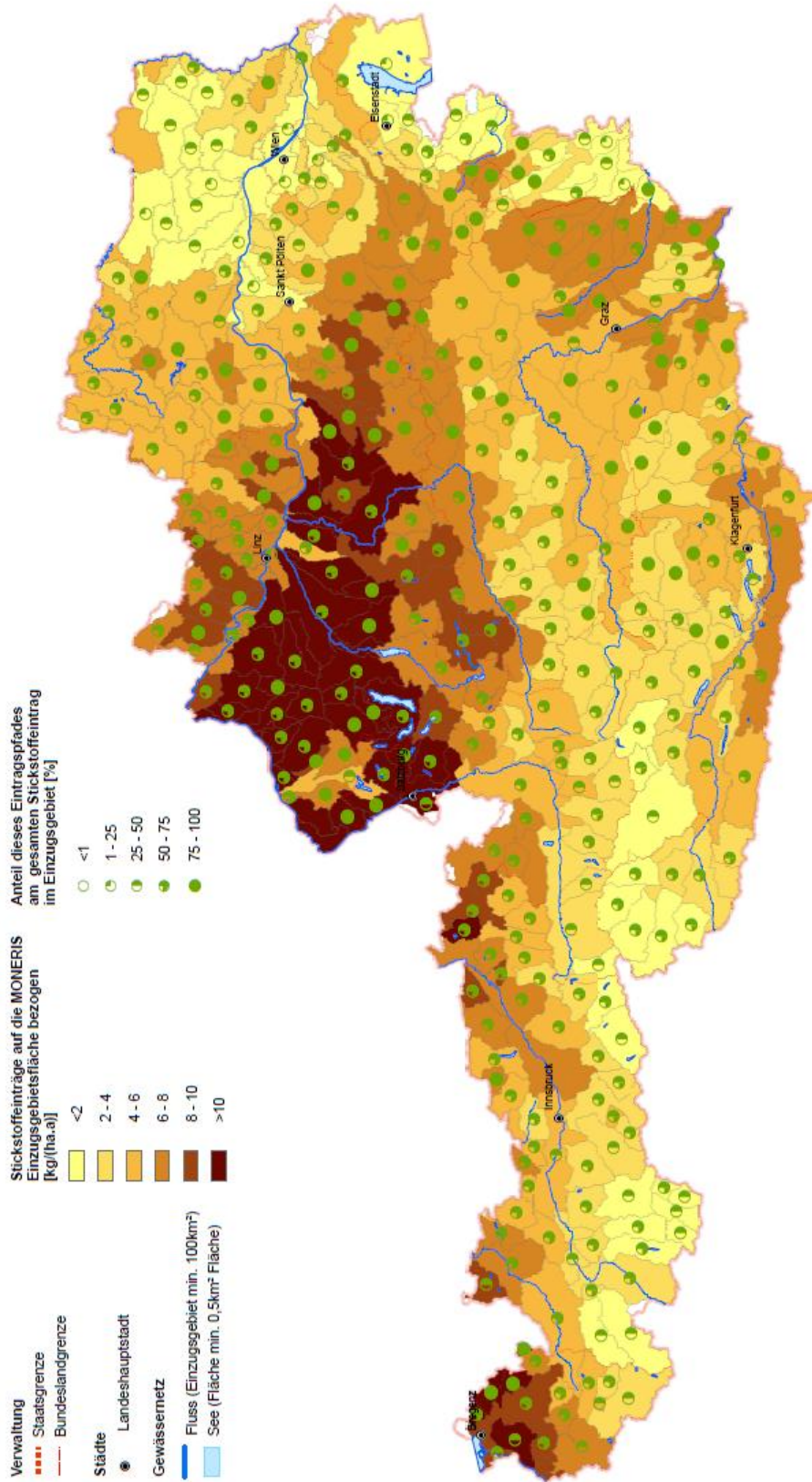
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtswässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN **umweltbundesamt**

0 25 50 100 km

8.2.6 Grundwasser

Flächenspezifische Stickstoffeinträge durch Grundwasser in Oberflächengewässer



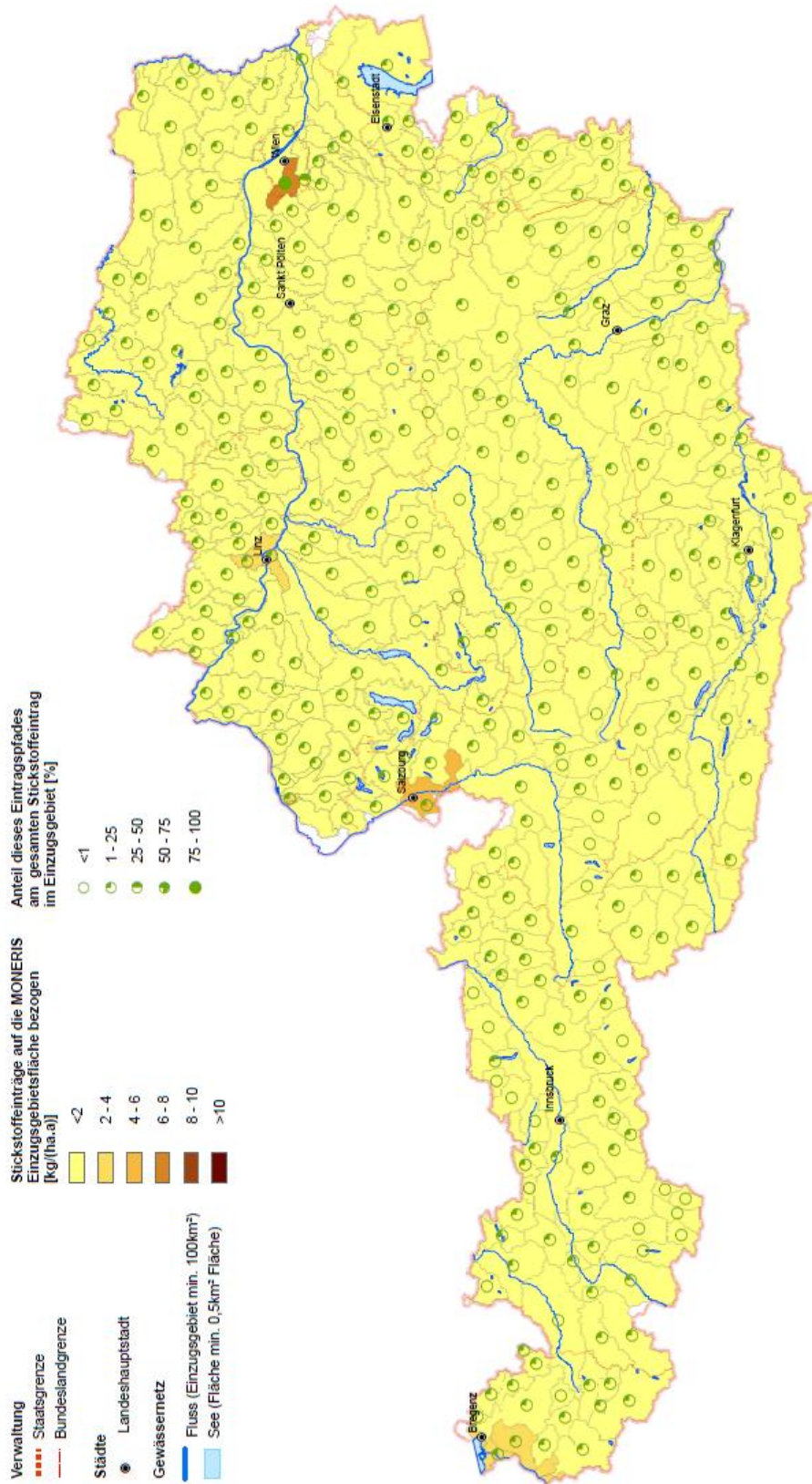
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bereichsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN
 umweltbundesamt

0 25 50 100 km

8.2.7 Urbane Flächen

Flächenspezifische Stickstoffeinträge durch Abschwemmung urbaner Flächen in Oberflächengewässer

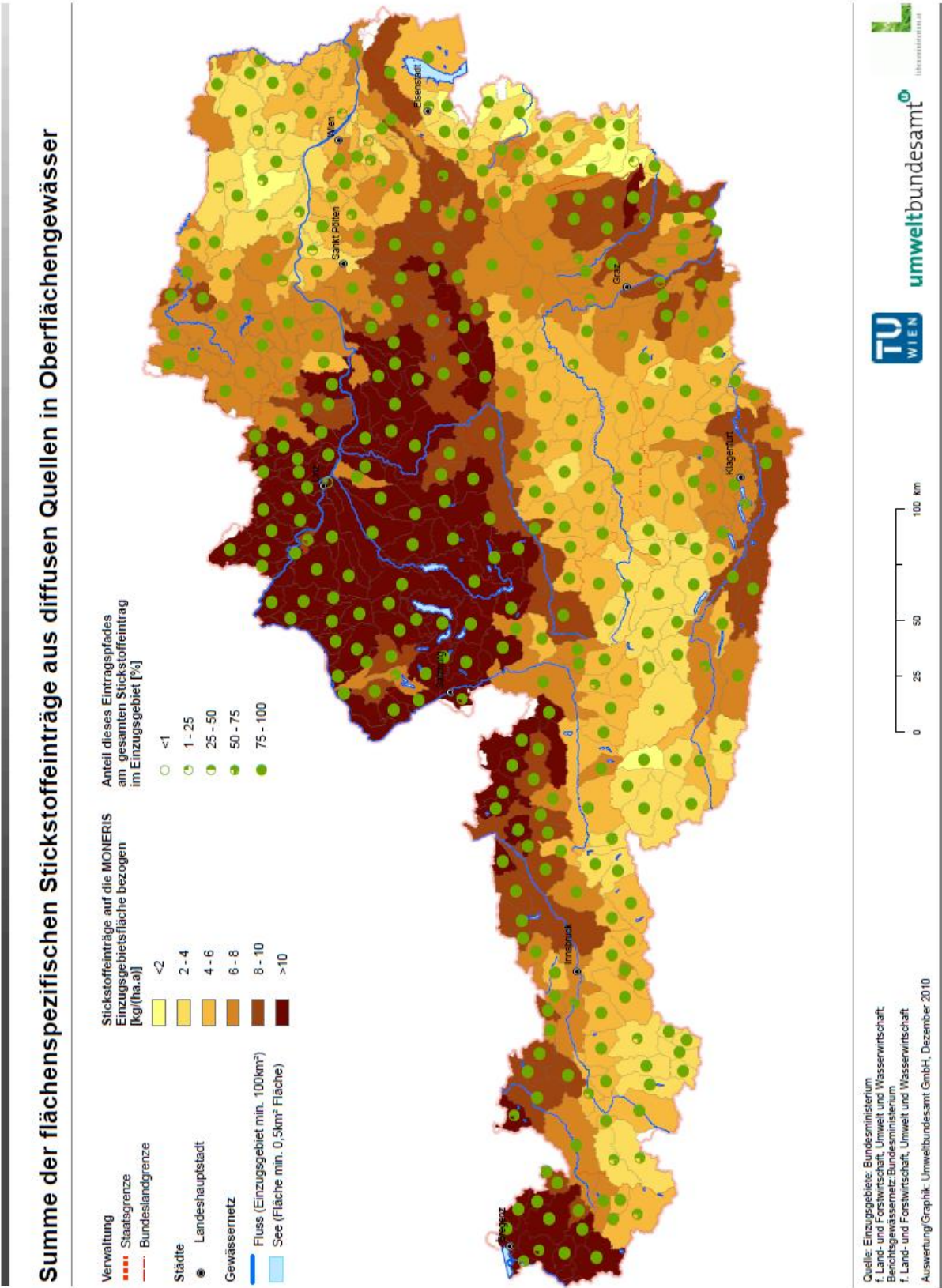


Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bereichsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN **umweltbundesamt**

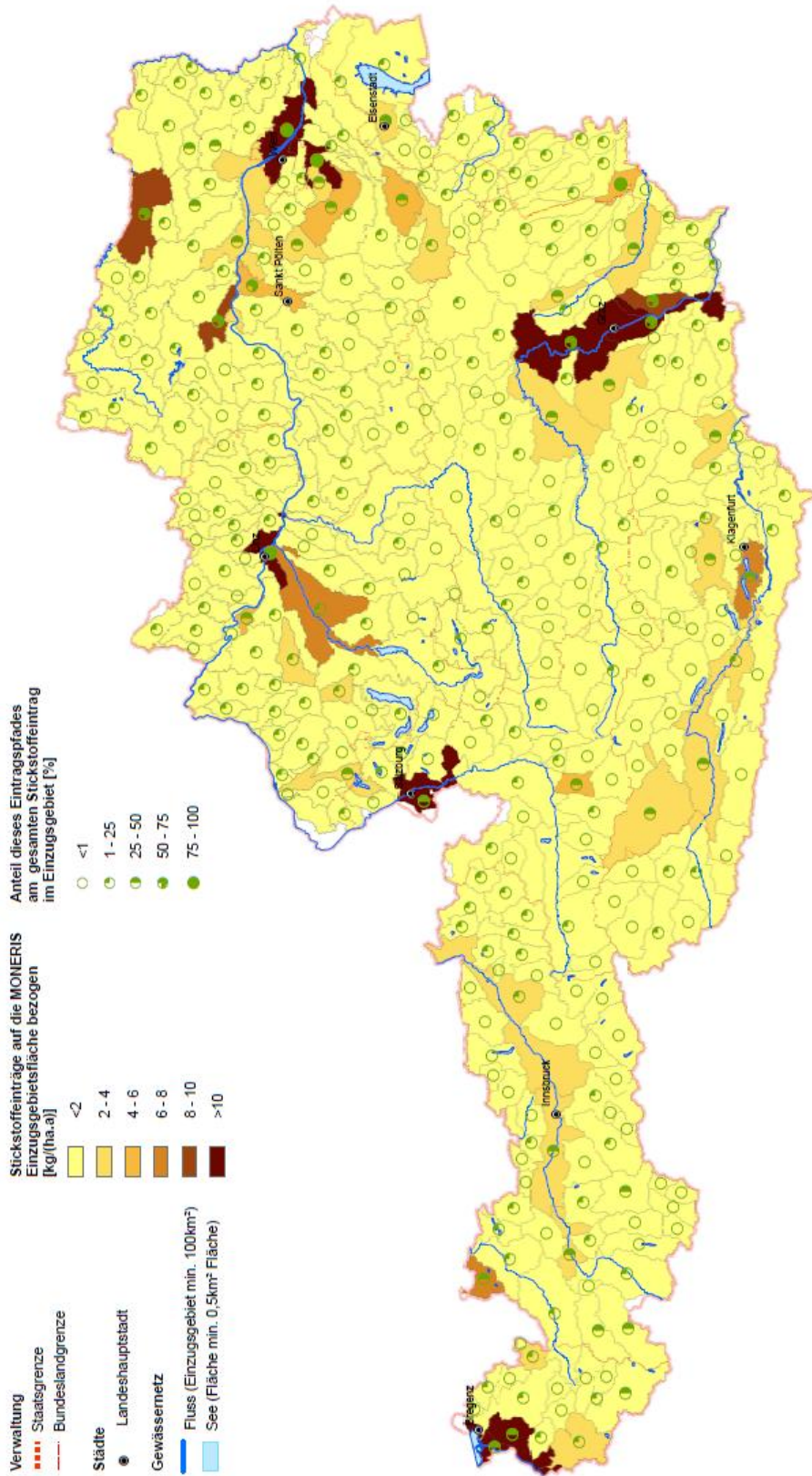
0 25 50 100 km

8.2.8 Diffuse Quellen



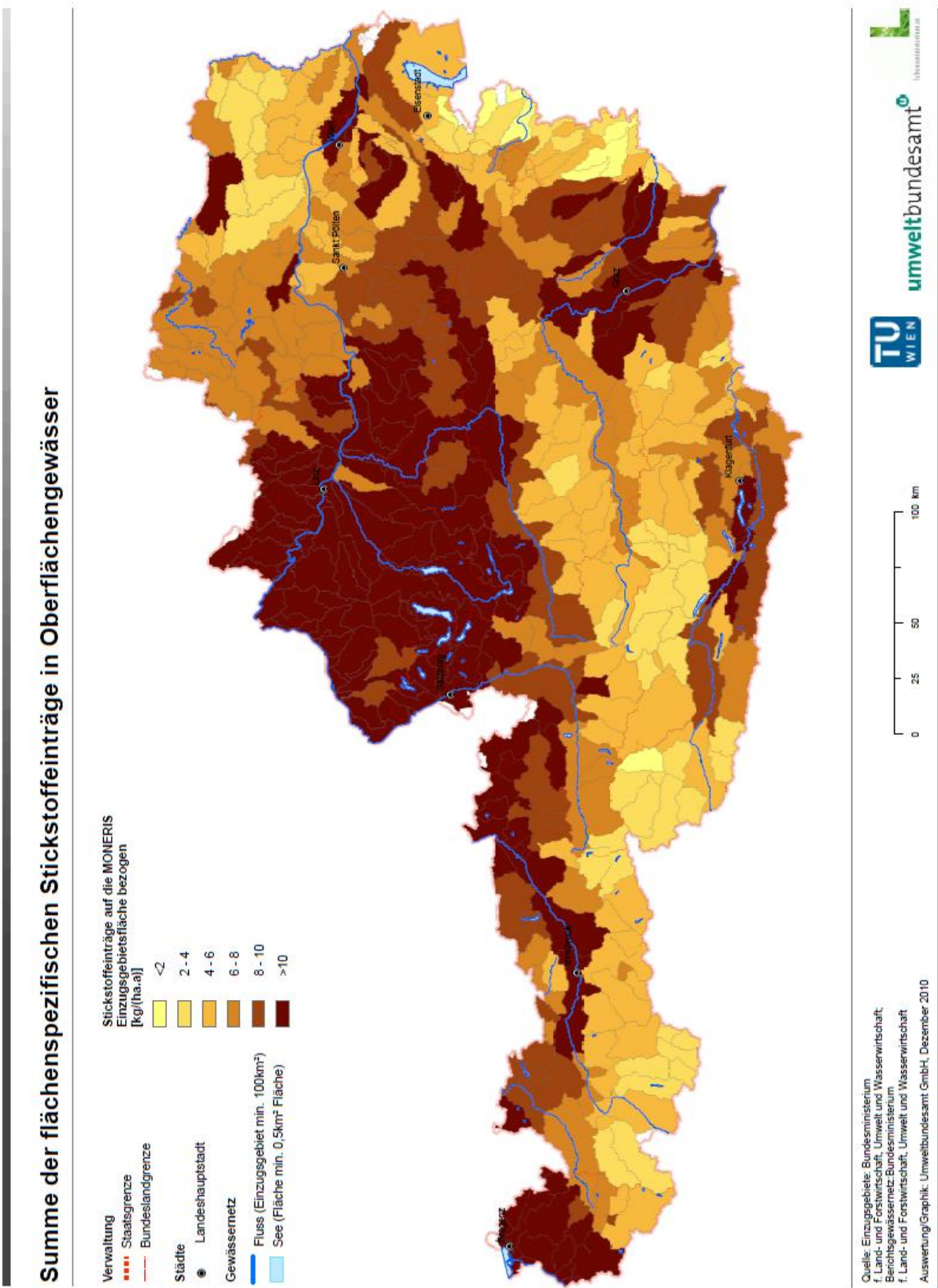
8.2.9 Punktquellen

Flächenspezifische Stickstoffeinträge aus Punktquellen in Oberflächengewässer



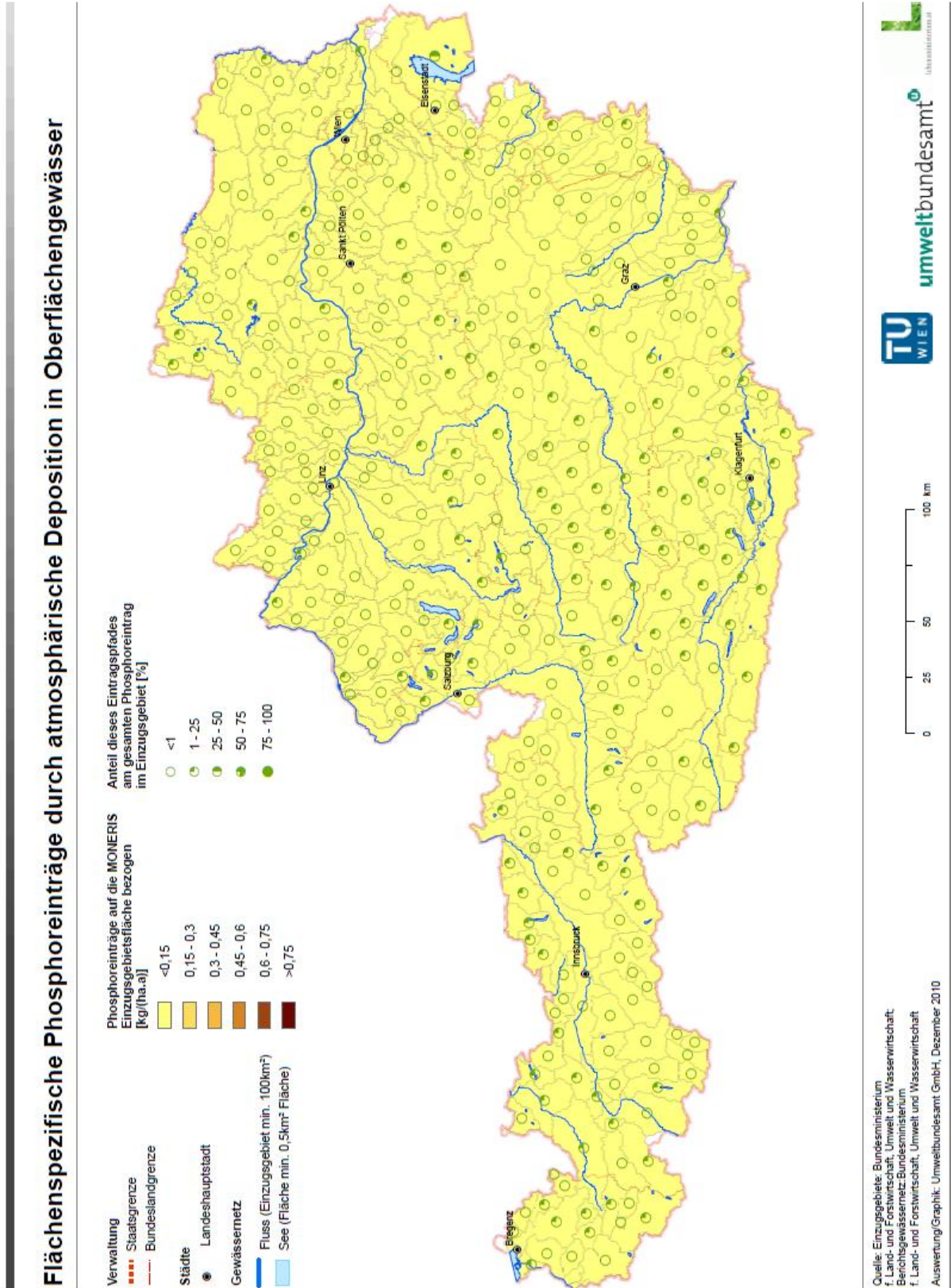
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Benutzungsnetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

8.2.10 Gesamt-N-Emissionen



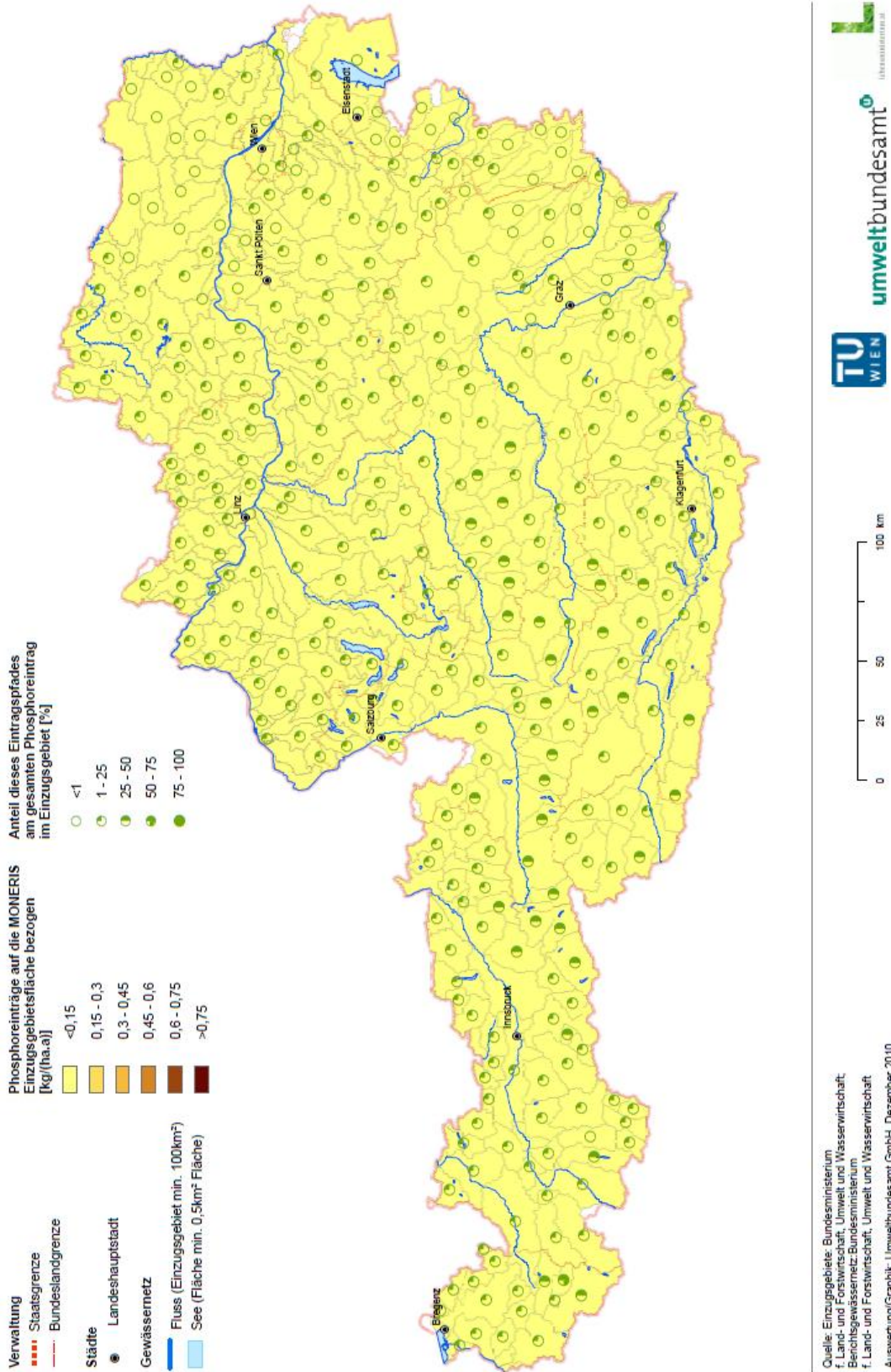
8.3 Karten mit der Verteilung der berechneten flächenspezifischen Phosphor-Emissionen für die einzelnen Eintragspfade

8.3.1 Atmosphärische Deposition: P-Gesamt



8.3.2 Oberflächenabschwemmung (Surface runoff): P-Gesamt

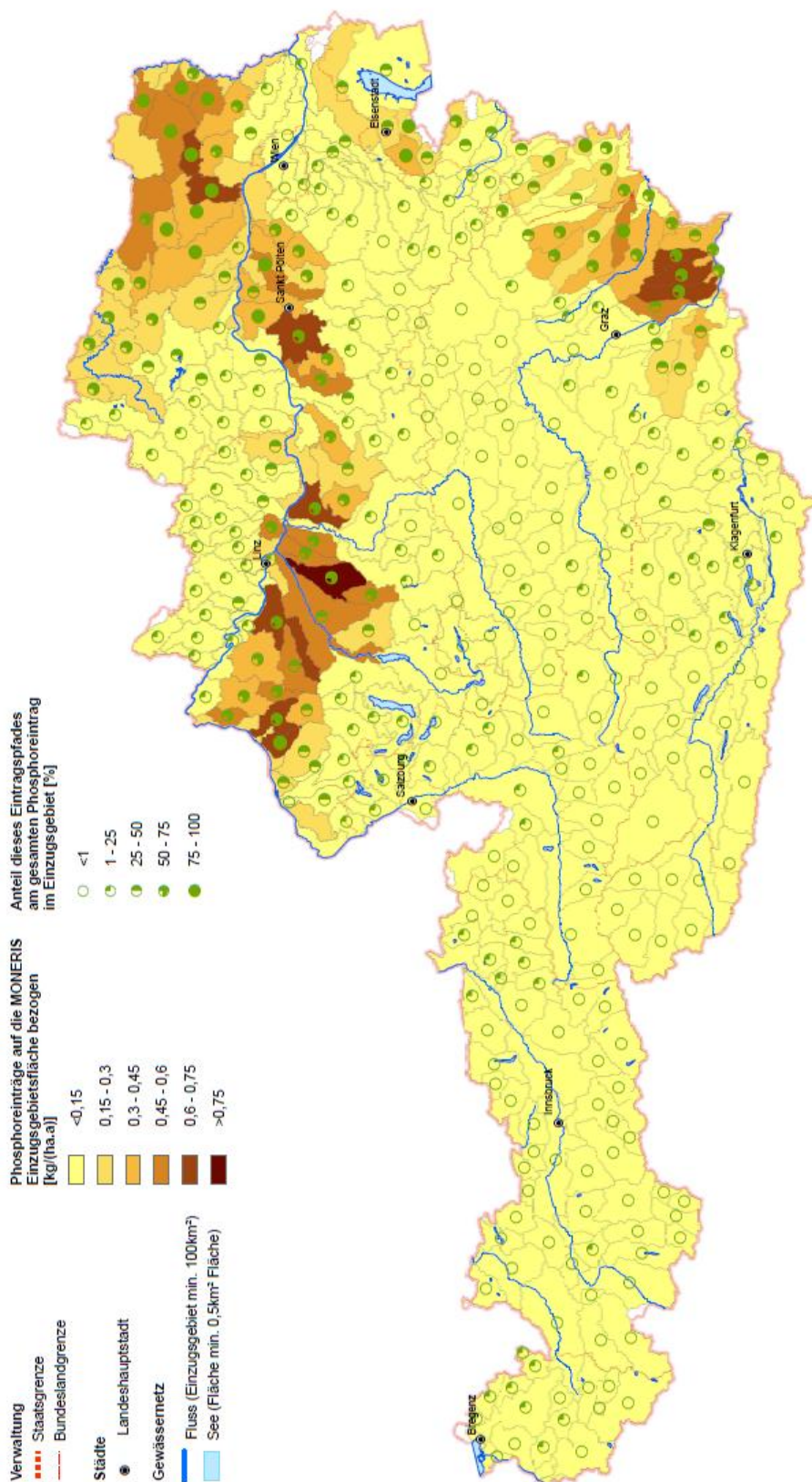
Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Abschwemmung in Oberflächengewässer



8.3.3 Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen

8.3.3.1 P-Gesamt

Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Erosion von Landwirtschaftsflächen in Oberflächengewässer



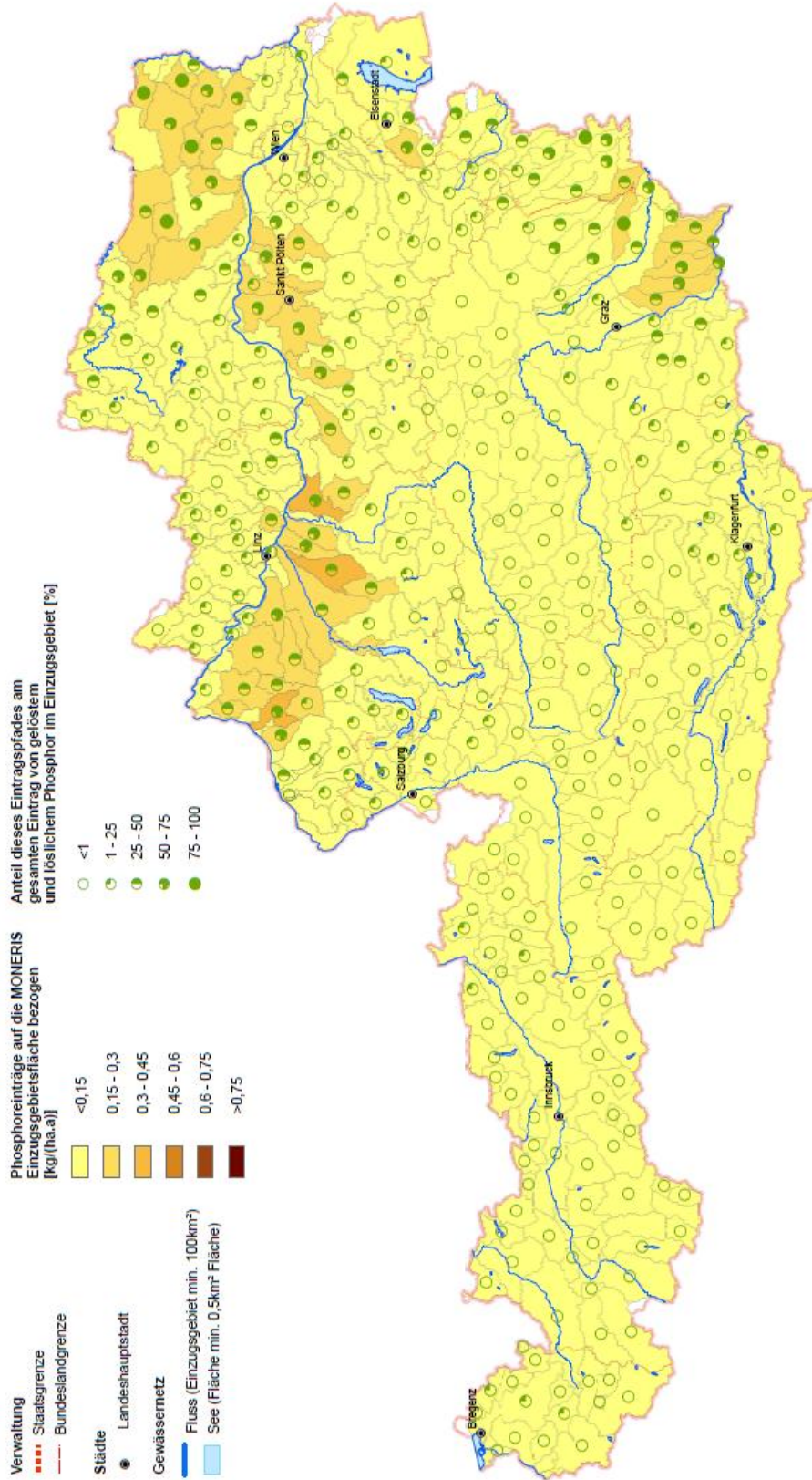
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtswässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN **umweltbundesamt** **Umweltbundesamt**

0 25 50 100 km

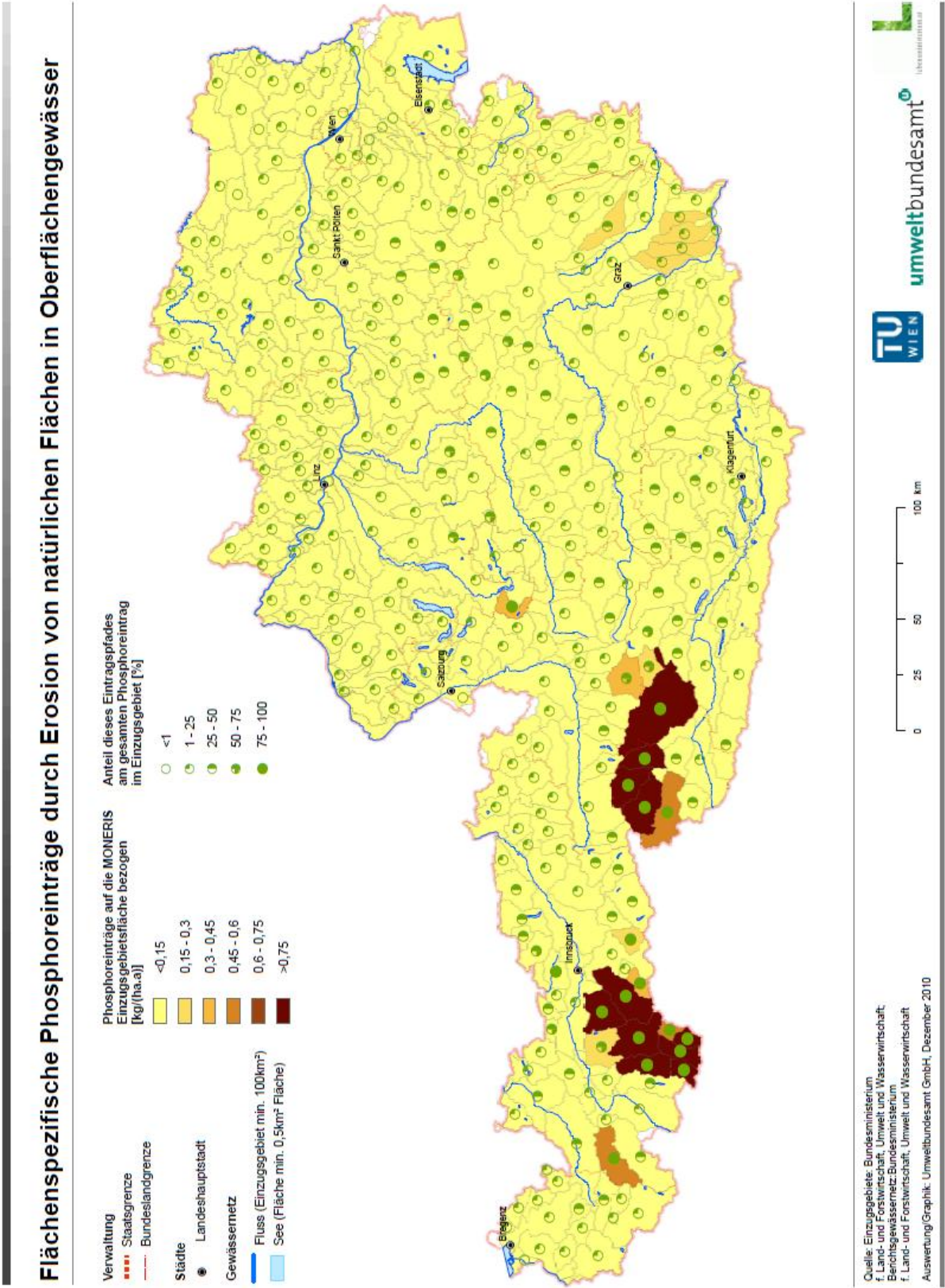
8.3.3.2 P-Gelöst

Flächenspezifischer Eintrag von gelöstem und löslichem Phosphor durch Erosion von Landwirtschaftsflächen in Oberflächengewässer



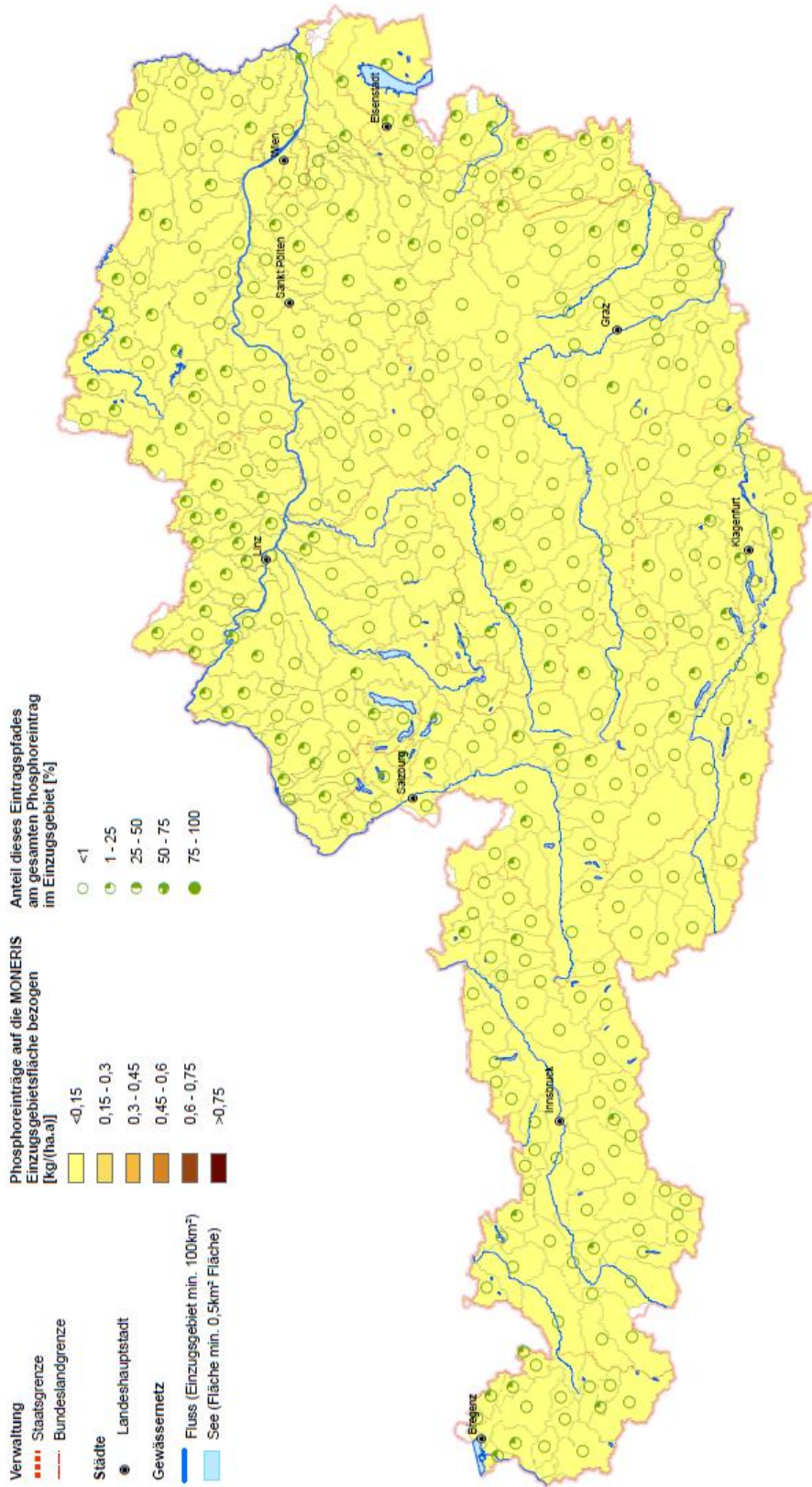
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

8.3.4 Erosion von natürlich bedeckten Flächen: P-Gesamt



8.3.5 Drainagierte Flächen: P-Gesamt

Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Drainagen in Oberflächengewässer

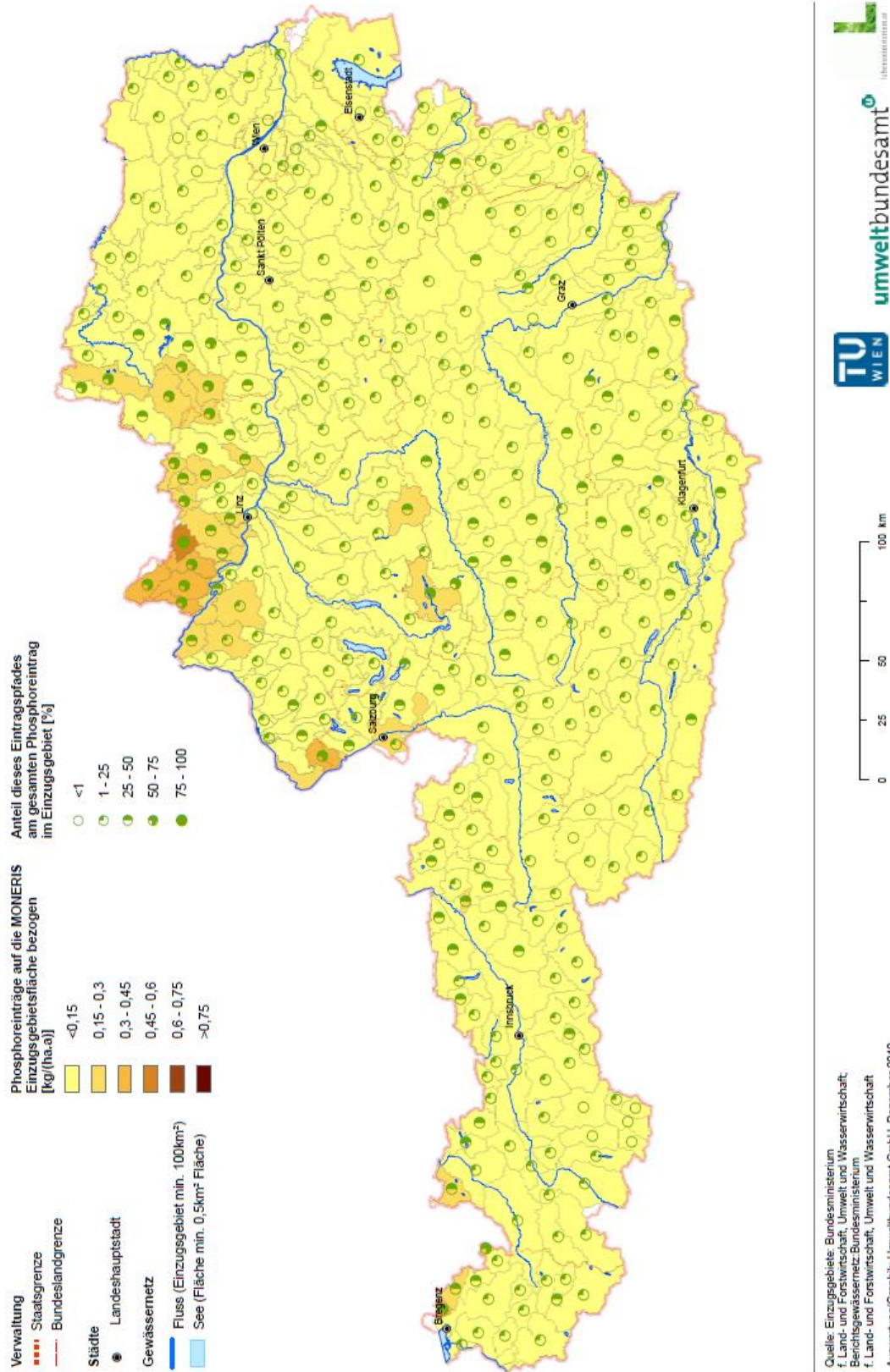


Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Benutzungsnetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010



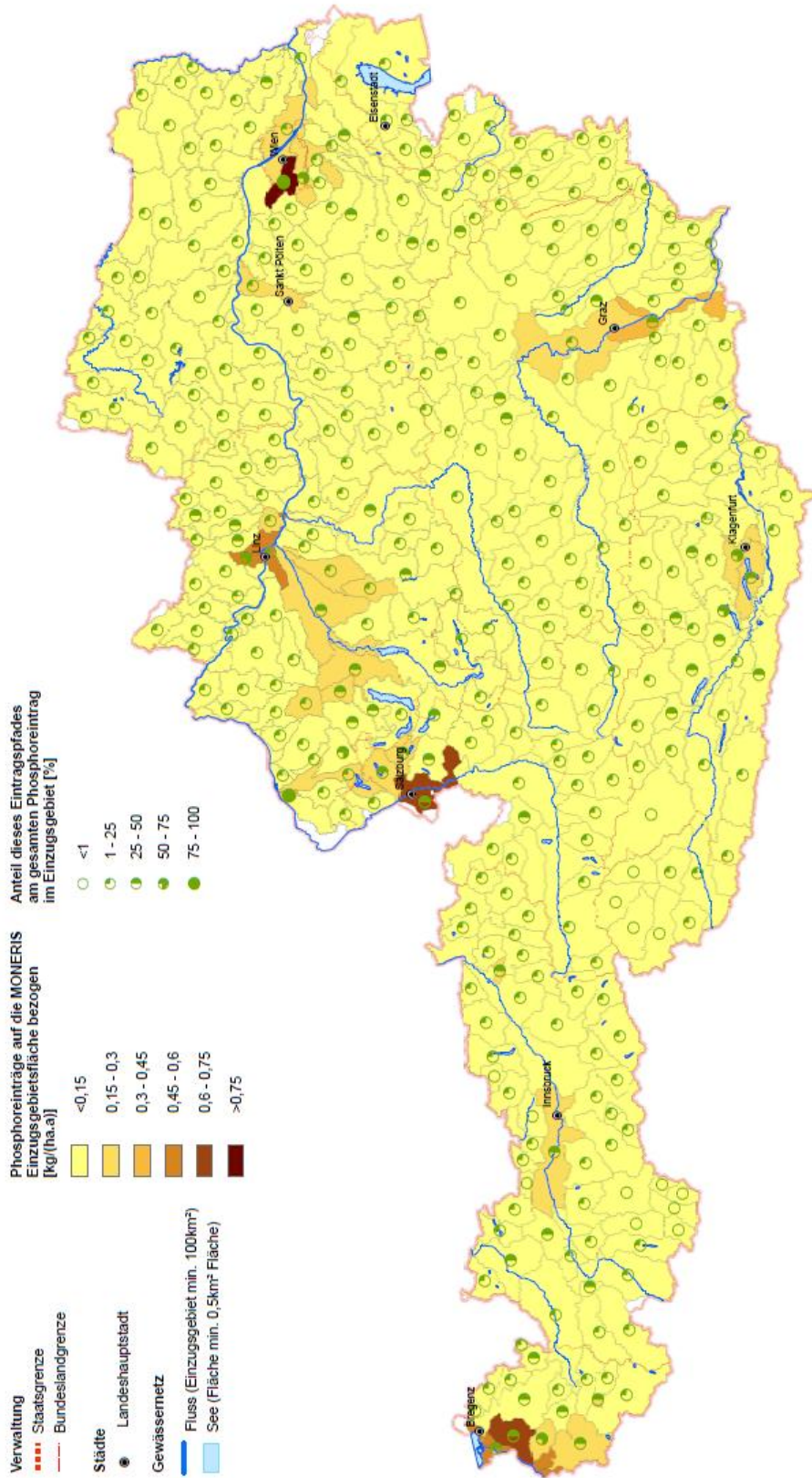
8.3.6 Grundwasser: P-Gesamt

Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Grundwasser in Oberflächengewässer



8.3.7 Urbane Flächen: P-Gesamt

Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Abschwemmung urbaner Flächen in Oberflächengewässer



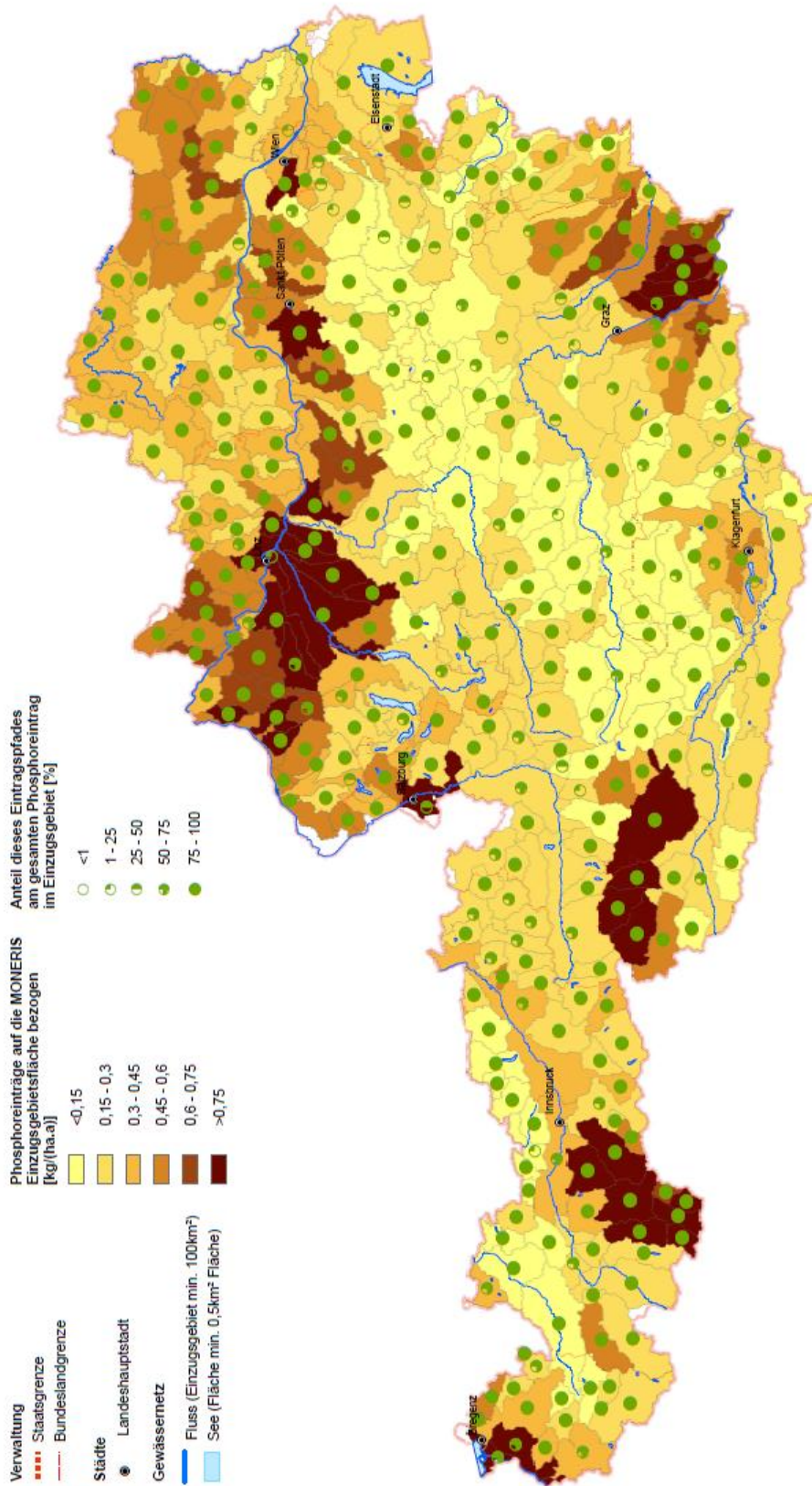
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Benutzungsflächen: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010



8.3.8 Diffuse Quellen

8.3.8.1 P-Gesamt

Summe der flächenspezifischen Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in Oberflächengewässer



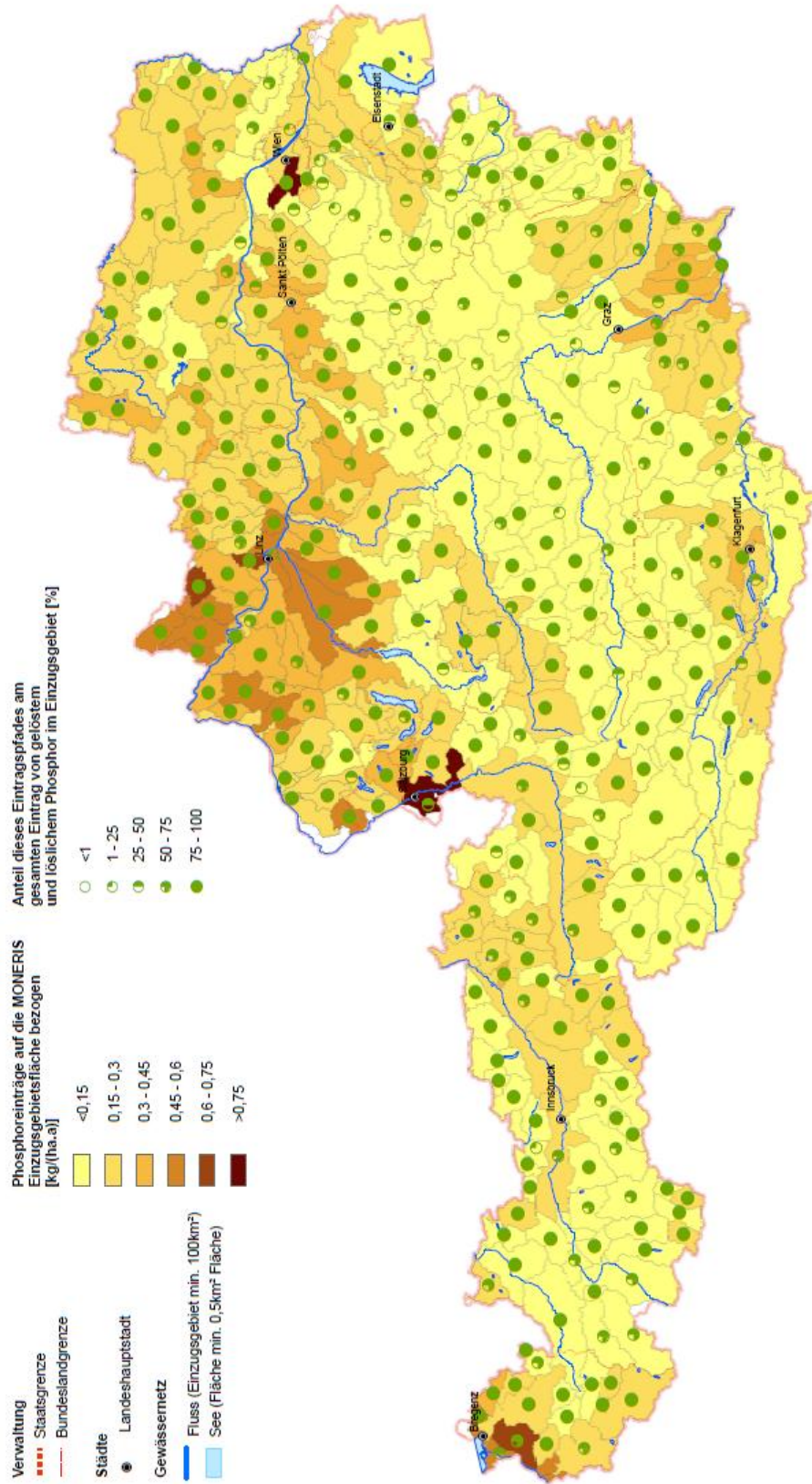
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtswässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN **umweltbundesamt** **Umweltbundesamt**

0 25 50 100 km

8.3.8.1 P-Gelöst

Summe der flächenspezifischen Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor aus diffusen Quellen in Oberflächengewässer

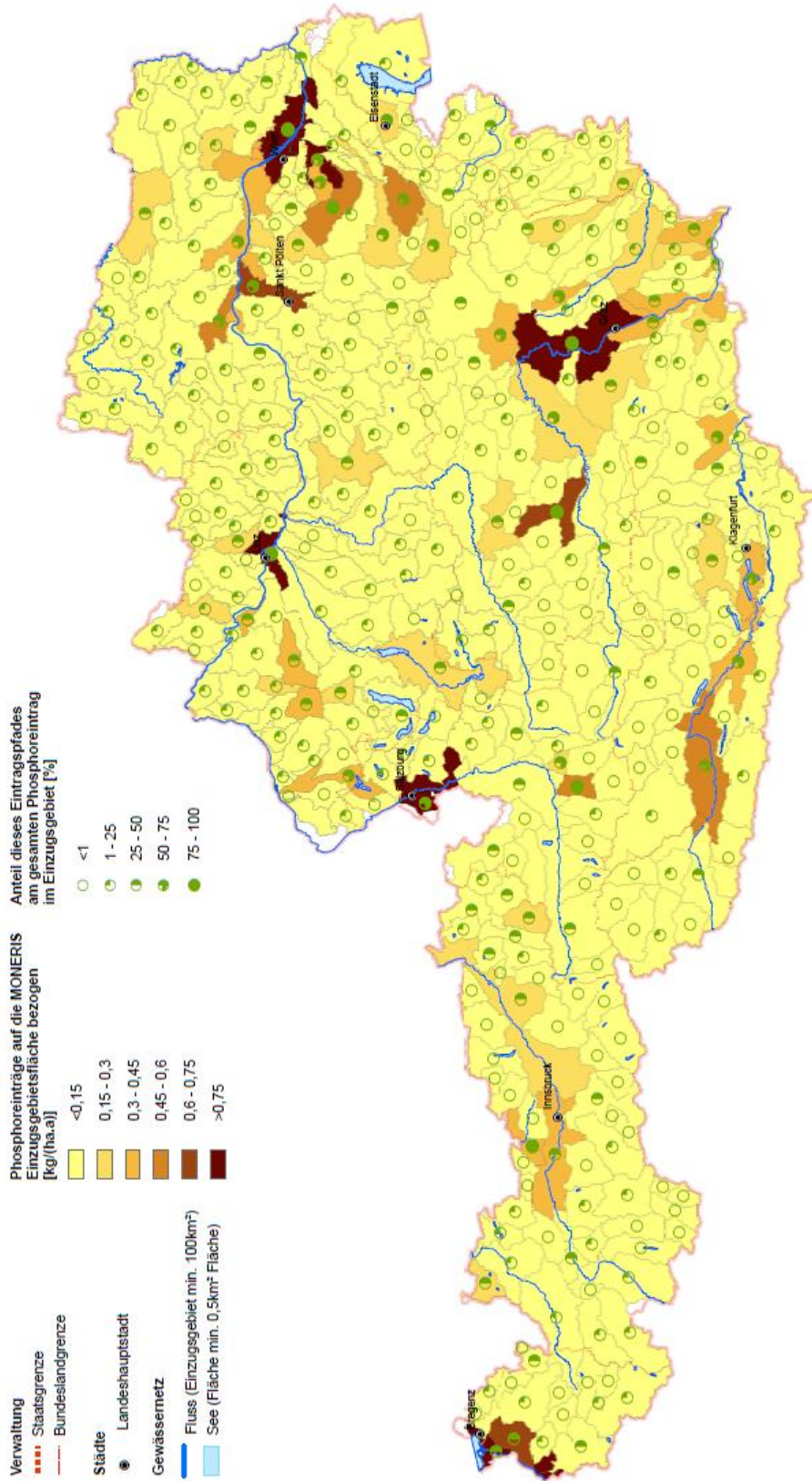


Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtswässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010



8.3.9 Punktquellen: P-Gesamt

Flächenspezifische Phosphoreinträge durch Punktquellen in Oberflächengewässer



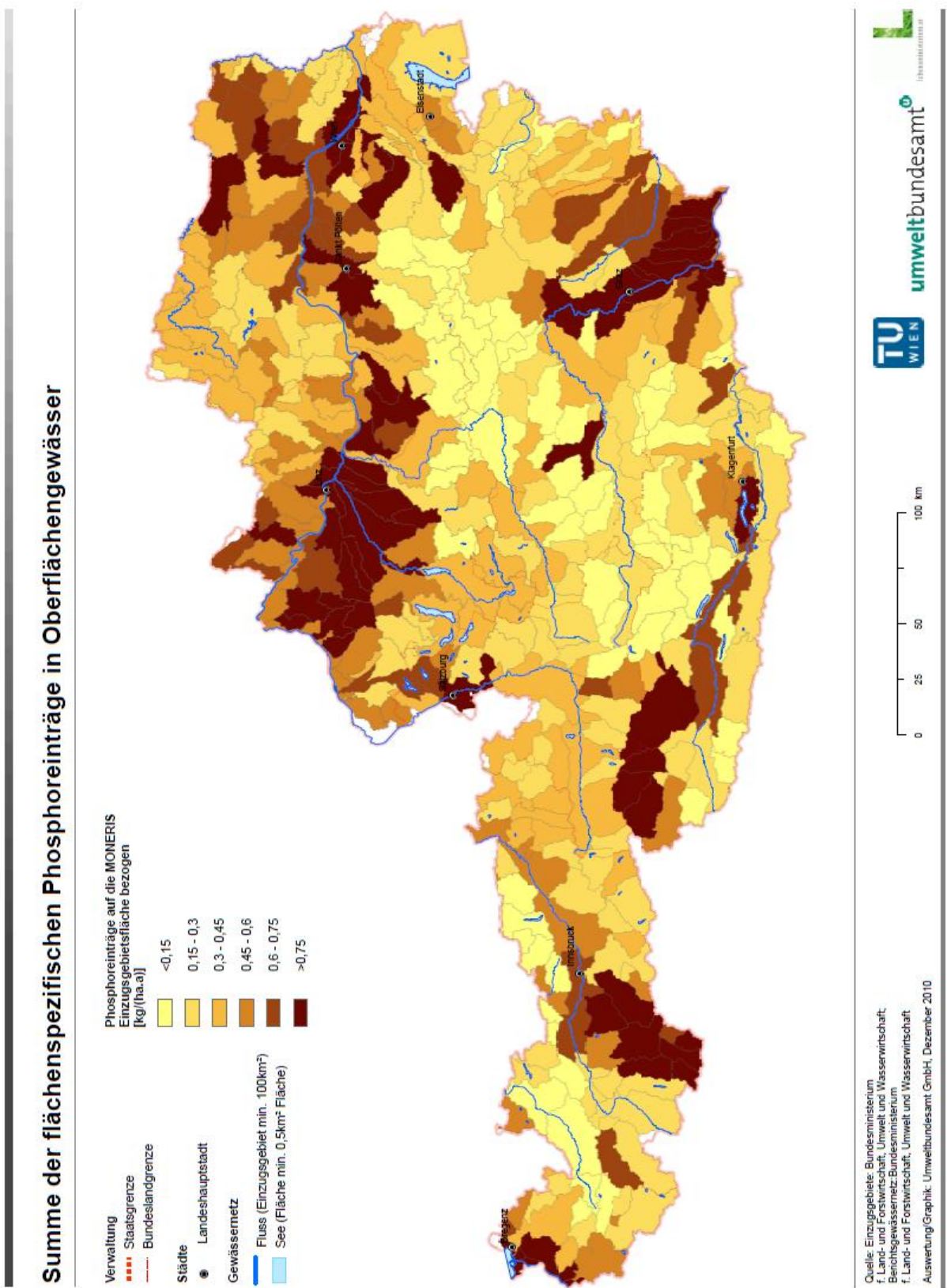
Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bereichswässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN **umweltbundesamt**

0 25 50 100 km

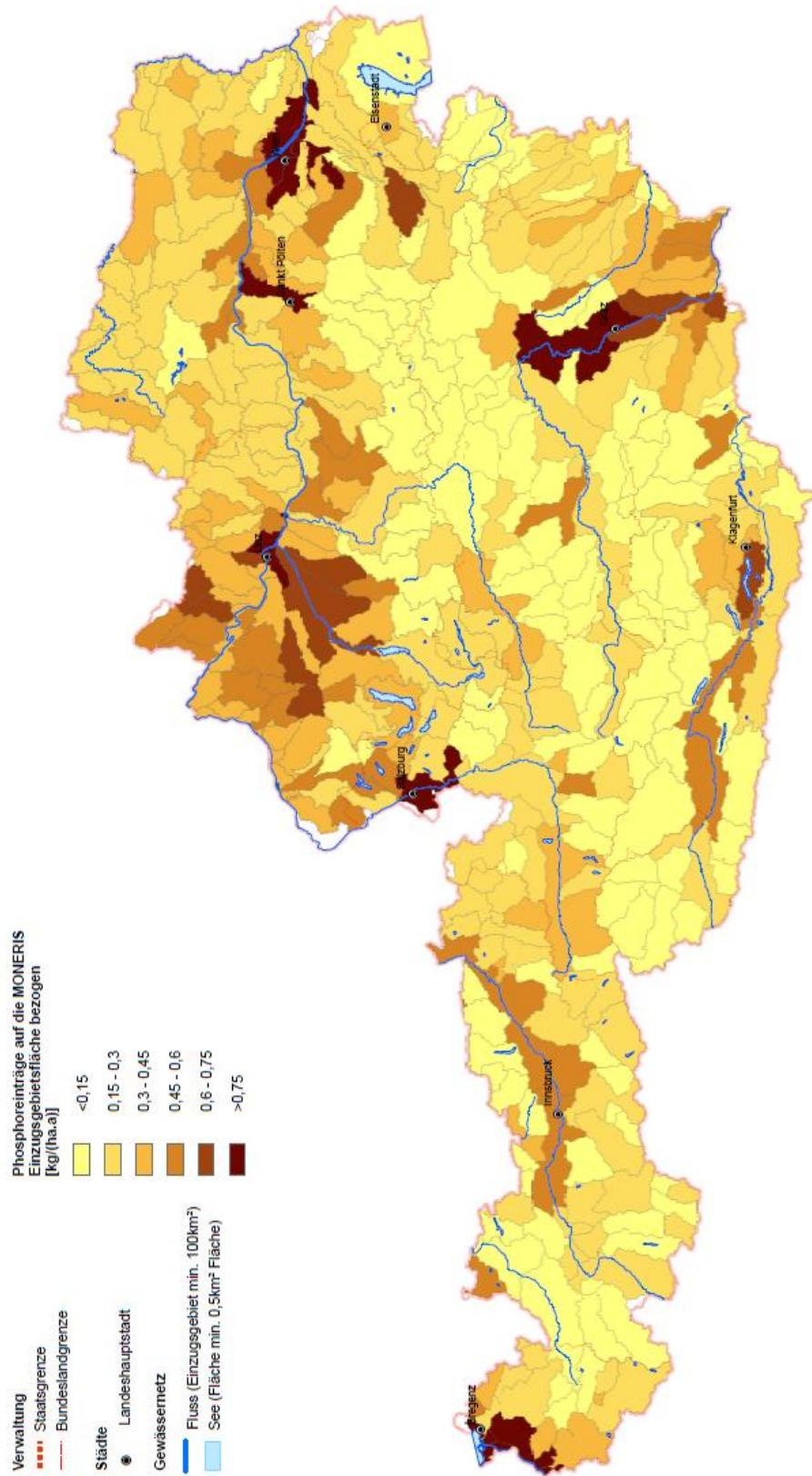
8.3.10 Gesamt-Phosphor-Emissionen

8.3.10.1 P-Gesamt



8.3.10.2 P-Gelöst

Summe der flächenspezifischen Einträge von gelöstem und löslichem Phosphor in Oberflächengewässer



Quelle: Einzugsgebiete: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Berichtsgewässernetz: Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
 Auswertung/Graphik: Umweltbundesamt GmbH, Dezember 2010

TU WIEN
 umweltbundesamt
 Umweltministerium

0 25 50 100 km

8.4 Berechnete Emissionen für die einzelnen Einzugsgebiete

8.4.1 Stickstoffemissionen

Codes für die Zuordnung zum Planungsraum:

PLR-Nr.	Planungsraum
1	Rhein
2	Elbe
3	Donau bis Jochenstein
4	Donau unterhalb Jochenstein
5	March
8	Mur
9	Drau
10	Leitha, Raab und Rabnitz

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	Stickstoffemissionen [t/J] aus:										
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag
5	Donau	3	Breitach	87,059	Gebirge - Kalibrierung	0,32	22,5	1,34	0,04	0,01	0,57	54,66	4,01	83,44	23,26	106,70
6	Donau	3	Breitach	14,447		0,17	4,1	0,00	0,01	0,00	0,29	15,37	0,54	20,50	0,00	20,50
10	Donau	3	Ardbach	134,599		5,42	27,4	2,70	0,04	0,03	0,52	81,74	1,58	119,42	3,41	122,83
11	Donau	3	Vils	129,301		2,82	57,4	1,72	0,13	0,02	1,17	121,35	2,66	187,30	81,83	269,12
12	Donau	3	Lech, Formarinbach	695,430		2,92	128,2	23,81	0,16	0,13	0,99	327,57	3,58	487,31	25,94	513,25
13	Donau	3	Lech, Formarinbach	374,097		2,73	82,0	10,97	0,16	0,08	1,35	246,22	8,01	351,48	8,52	359,99
15	Donau	3	Leutascher Ache	45,257	Gebirge - Kalibrierung	0,12	8,2	2,06	0,00	0,01	0,04	23,37	0,01	33,76	0,00	33,76
16	Donau	3	Leutascher Ache	64,075		0,20	13,2	1,80	0,06	0,01	0,39	40,84	0,83	57,37	0,00	57,37
17	Donau	3	Rißbach	154,556		0,48	27,7	5,60	0,00	0,04	0,17	81,48	0,23	115,70	0,00	115,70
18	Donau	3	Dürbach	68,594		0,27	13,5	0,50	0,00	0,01	0,50	46,91	0,01	61,27	0,00	61,27
19	Donau	3	Ache	219,760		7,95	42,7	3,78	0,05	0,05	0,90	125,84	2,03	183,26	0,00	183,26
20	Donau	3	Loisach	153,759	Gebirge - Kalibrierung	0,98	26,8	4,12	0,05	0,04	1,07	89,69	1,87	124,64	16,70	141,34
21	Donau	3	Isar	148,378	Gebirge - Kalibrierung	0,20	21,2	8,27	0,00	0,05	0,08	55,15	0,06	84,97	0,00	84,97
22	Donau	3	Isar	123,836		0,26	17,3	3,61	0,01	0,03	0,60	53,95	1,85	77,56	20,15	97,71
25	Donau	3	Fagge	230,220		1,94	26,9	8,35	0,01	0,08	0,45	39,90	0,59	78,20	0,00	78,20
30	Donau	3	Rosanna	275,096	Gebirge - Kalibrierung	0,73	19,0	4,68	0,01	0,47	0,49	42,08	2,58	70,01	30,58	100,59
35	Donau	3	Trisanna	387,180		1,18	16,1	6,67	0,05	0,09	0,66	53,93	2,29	80,98	27,40	108,38
40	Donau	3	Sanna	43,082		0,18	4,1	0,54	0,02	0,01	0,25	12,56	1,65	19,34	0,00	19,34
50	Donau	3	Gurglbach	191,311		0,81	38,8	5,32	0,07	0,04	1,19	108,09	4,39	158,68	0,00	158,68
60	Donau	3	Pitze	198,683		0,49	10,6	5,96	0,00	2,85	0,17	31,16	0,33	51,51	0,00	51,51
70	Donau	3	Pitze	109,794		0,50	16,1	1,47	0,08	0,02	0,89	31,78	1,61	52,42	8,82	61,24
80	Donau	3	Gurgler Ache	76,440	Gebirge - Kalibrierung	0,11	9,9	2,46	0,00	2,03	0,01	9,74	0,15	24,35	0,00	24,35
90	Donau	3	Gurgler Ache	54,403		0,12	5,7	2,12	0,00	0,10	0,05	9,65	0,15	17,86	0,00	17,86
100	Donau	3	Öztaler Ache	96,031	Gebirge - Kalibrierung	0,07	11,1	3,12	0,00	3,22	0,00	10,02	0,01	27,52	0,00	27,52
105	Donau	3	Öztaler Ache	132,127	Gebirge - Kalibrierung	0,17	12,5	4,35	0,00	2,33	0,04	18,38	0,17	37,93	0,00	37,93
110	Donau	3	Öztaler Ache	314,045	Gebirge - Kalibrierung	0,89	32,0	11,02	0,01	2,31	0,96	60,81	2,57	110,53	40,36	150,89
120	Donau	3	Öztaler Ache	216,416	Gebirge - Kalibrierung	1,99	24,6	8,57	0,01	0,22	0,57	53,15	2,43	91,51	10,55	102,06
130	Donau	3	Melach	244,350		0,51	39,6	7,35	0,05	0,67	0,56	52,93	1,83	103,45	0,00	103,45

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag
140	Donau	3	Valsler Bach	110,224		0,25	11,4	2,47	0,01	0,11	0,24	30,33	0,56	45,35	0,00	45,35
150	Donau	3	Gschnitzbach	76,792	Gebirge - Kalibrierung	0,19	10,5	3,01	0,00	0,12	0,16	24,16	0,48	38,66	0,00	38,66
155	Donau	3	Gschnitzbach	34,925		0,09	4,8	0,33	0,02	0,01	0,30	18,22	0,65	24,37	0,00	24,37
160	Donau	3	Ruetz	320,423		0,77	33,4	9,92	0,02	2,14	1,00	86,45	4,74	138,44	36,37	174,81
170	Donau	3	Sill	310,210	Gebirge - Validierung	1,12	33,0	3,22	0,21	0,05	1,90	103,09	8,16	150,81	13,44	164,24
180	Donau	3	Tuxbach	133,235		0,51	14,9	3,46	0,03	0,05	0,23	40,83	1,21	61,26	0,00	61,26
190	Donau	3	Zembach	309,982		2,45	53,5	15,96	0,01	0,13	0,29	56,99	1,16	130,52	0,00	130,52
200	Donau	3	Gerlosbach	199,061		1,32	17,2	2,55	0,03	0,07	0,55	42,35	0,98	65,08	0,00	65,08
210	Donau	3	Ziller	177,061	Gebirge - Validierung	0,71	15,3	4,60	0,01	0,08	0,23	23,33	1,83	46,10	0,00	46,10
220	Donau	3	Ziller	314,860		1,68	72,3	1,96	0,31	0,04	2,19	137,21	10,07	225,77	0,00	225,77
230	Donau	3	Brandenberger Ache, Valepp	220,047		1,92	49,5	1,31	0,10	0,05	0,73	152,32	1,80	207,69	0,00	207,69
240	Donau	3	Kelchsauer Ache	137,716		0,69	21,9	0,37	0,18	0,02	0,61	39,83	0,65	64,27	0,00	64,27
250	Donau	3	Brixentaler Ache	160,663	Gebirge - Kalibrierung	1,22	33,4	0,27	0,51	0,02	0,37	95,07	4,03	134,87	7,22	142,09
260	Donau	3	Brixentaler Ache	30,994		0,36	10,3	0,07	0,04	0,00	0,34	28,98	4,71	44,83	0,00	44,83
270	Donau	3	Weißache	121,890		1,71	33,3	0,90	0,28	0,02	1,39	79,52	4,86	121,99	18,48	140,47
280	Donau	3	Thierseer Ache	95,900		1,61	38,2	0,37	0,18	0,02	0,50	91,31	1,28	133,44	0,00	133,44
290	Donau	3	Aschauer Ache	147,389		1,32	31,0	0,79	0,26	0,02	1,86	79,05	3,69	118,01	15,62	133,63
300	Donau	3	Fieberbrunner Ache	167,559		1,02	44,6	0,05	0,21	0,02	1,40	89,15	3,51	139,95	11,16	151,11
310	Donau	3	Kohlenbach	108,117		2,30	34,1	1,71	0,26	0,02	1,42	112,26	2,04	154,08	1,66	155,74
320	Donau	3	Achen	160,718		1,06	36,8	0,05	0,13	0,02	1,25	80,15	4,30	123,75	28,26	152,01
330	Donau	3	Großache, Tiroler Achen	194,771		1,69	52,6	0,22	0,15	0,03	2,08	183,20	8,48	248,42	23,73	272,15
370	Donau	3	Krimmler Ache	129,290		0,49	17,6	6,69	0,00	0,05	0,10	20,90	0,35	46,21	0,00	46,21
380	Donau	3	Stubache	140,946		3,14	44,6	6,42	0,00	0,03	0,56	35,11	0,40	90,23	0,00	90,23
390	Donau	3	Fuscherache	164,527		0,57	28,0	4,52	0,01	0,03	0,46	54,54	0,81	88,91	0,00	88,91
400	Donau	3	Rauriser Ache, Huettwinklache	262,139		1,21	33,3	4,91	0,05	0,04	1,23	88,66	1,10	130,50	2,81	133,30
410	Donau	3	Gasteinerache	224,483	Gebirge - Kalibrierung	1,30	50,3	6,67	0,01	0,27	0,61	47,58	3,78	110,53	0,00	110,53
420	Donau	3	Gasteinerache	107,999		0,47	16,1	0,17	0,04	0,01	0,75	43,23	1,93	62,72	51,62	114,33
430	Donau	3	Grossarlacher Ache	184,846	Gebirge - Kalibrierung	0,74	25,7	2,28	0,03	0,03	0,93	52,61	1,39	83,70	0,00	83,70
435	Donau	3	Grossarlacher Ache	52,219		0,24	9,6	0,03	0,02	0,01	0,31	29,84	0,40	40,46	7,56	48,02
440	Donau	3	Kleinarlacher Ache	142,233		1,26	28,0	1,30	0,08	0,03	1,30	75,95	2,18	110,04	1,01	111,05
450	Donau	3	Fritzbach	154,976		0,83	20,0	0,05	0,03	0,03	1,79	59,66	1,78	84,16	9,22	93,37
460	Donau	3	Lammer	171,830		0,71	28,0	1,86	0,11	0,04	1,43	93,47	3,28	128,94	4,03	132,97
470	Donau	3	Lammer	223,353		1,11	65,7	4,76	0,11	0,05	1,70	176,88	3,73	254,02	1,92	255,94
480	Donau	3	Oberalm, Tauigl Hintersee	198,334		4,69	67,5	0,18	0,25	0,05	2,23	227,51	7,55	310,00	1,38	311,37

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets- einheit	PLR	Flussname	Einzugs- gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen- abfluss	Schnee- schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund- wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt- quellen	Gesamtstickstoff- eintrag
500	Donau	3	Fischach, Steinbach- Neumarkt,	166,451		12,13	35,5	0,00	0,25	0,01	7,67	241,58	28,54	325,64	15,73	341,37
510	Donau	3	Ursiau	122,455		0,70	35,0	2,69	0,07	0,02	1,80	76,51	6,59	123,41	0,00	123,41
520	Donau	3	Leogangerache,	112,189		0,78	19,8	1,85	0,14	0,02	0,95	68,95	1,73	94,23	0,00	94,23
530	Donau	3	Haselbach, Loferbach	116,741		1,00	42,8	3,63	0,04	0,03	0,59	102,73	2,44	153,25	4,26	157,51
540	Donau	3	Saalach	524,400		4,43	133,2	9,25	0,12	0,10	3,52	373,80	6,88	531,33	62,50	593,83
570	Donau	3	Olichten, Olichtenbach	113,751		2,29	37,2	0,00	0,16	0,01	0,55	182,61	5,33	228,17	0,00	228,17
580	Donau	3	Moosache	126,602		2,75	25,6	0,00	0,20	0,01	15,41	176,25	9,93	230,15	2,83	232,98
600	Donau	3	Enknach	120,044		0,59	9,2	0,00	1,78	0,01	5,96	79,29	4,49	101,30	0,00	101,30
610	Donau	3	Enknach	19,867		0,13	2,7	0,00	0,00	0,00	0,63	13,85	5,17	22,46	0,00	22,46
620	Donau	3	Schweimbach	221,723		0,74	17,3	0,00	0,32	0,04	0,68	161,68	11,51	192,31	0,00	192,31
630	Donau	3	Mattig	228,653		20,99	13,9	0,00	3,09	0,02	6,71	102,10	20,31	167,11	76,02	243,14
640	Donau	3	Ach	43,324		0,20	4,4	0,00	1,14	0,01	2,24	36,61	1,72	46,27	1,13	47,41
650	Donau	3	Ach	270,255		1,85	46,9	0,00	20,05	0,02	57,83	365,09	11,06	502,75	8,33	511,07
660	Donau	3	Gurtenbach	98,797		0,38	18,3	0,00	11,11	0,01	14,20	120,49	3,25	167,71	2,78	170,50
670	Donau	3	Antiesen	139,600		0,85	15,1	0,00	9,85	0,01	14,17	140,97	13,52	194,45	25,28	219,73
680	Donau	3	Antiesen	143,456		1,29	23,8	0,00	18,37	0,02	13,52	193,05	6,47	256,52	8,78	265,30
690	Donau	3	Pram	83,768		0,59	11,4	0,00	6,05	0,00	5,68	113,42	4,52	141,68	7,93	149,61
700	Donau	3	Pram	222,106		1,48	35,7	0,00	15,29	0,03	42,30	228,85	9,10	332,78	4,50	337,27
710	Donau	3	Pram	77,568		0,98	15,1	0,00	7,17	0,02	15,64	85,21	5,46	129,60	1,37	130,98
900	Donau	3	Salzach	920,450		8,71	155,6	17,25	0,12	0,18	8,50	296,36	15,72	502,48	120,07	622,55
910	Donau	3	Salzach	734,452		6,33	130,9	15,22	0,45	0,16	5,90	405,80	22,07	586,80	108,10	694,90
920	Donau	3	Salzach	386,214		19,82	109,1	0,00	1,40	0,05	1,70	554,01	160,70	846,81	502,01	1348,82
1000	Donau	3	Inn, En	512,129		2,68	71,9	8,29	0,12	0,12	2,12	138,48	6,05	229,79	34,71	264,50
1010	Donau	3	Inn, En	180,665		1,54	24,5	3,37	0,06	0,04	1,03	71,25	3,26	105,02	38,91	143,93
1020	Donau	3	Inn, En	530,309	Gebirge - Validierung	4,64	69,2	5,45	1,23	0,10	5,33	228,17	67,86	381,95	184,15	566,10
1030	Donau	3	Inn, En	1008,429	Gebirge - Validierung	10,62	214,8	13,09	1,67	0,18	10,12	620,10	65,69	936,27	242,60	1178,87
1050	Donau	3	Inn, En	304,411		38,54	54,3	0,00	16,54	0,03	32,23	321,02	12,44	475,05	20,55	495,60
1100	Donau	4	Ranna	82,044		1,07	57,8	0,00	0,30	0,01	5,03	63,28	3,07	130,58	0,00	130,58
1110	Donau	4	Kleine Mühl	201,544		0,97	33,0	0,00	2,24	0,02	4,45	179,34	8,44	228,45	6,86	235,32
1120	Donau	4	Kleine Mühl, Großer	108,906		0,79	24,5	0,00	0,32	0,01	7,49	82,28	3,50	118,91	0,00	118,91
1130	Donau	4	Michlbach	146,922		1,66	34,4	0,00	1,22	0,01	8,57	123,63	6,60	176,13	10,82	186,94
1140	Donau	4	Michlbach, Großer	151,241		1,45	57,0	0,00	0,29	0,02	7,96	104,00	5,20	175,95	3,43	179,38
1150	Donau	4	Aschach	312,157		1,60	39,0	0,00	20,53	0,04	86,66	320,02	13,36	481,20	19,13	500,33
1160	Donau	4	Aschach	47,698		1,18	4,6	0,00	0,87	0,01	0,05	37,87	2,82	47,40	24,94	72,34
1170	Donau	4	Trattnach	196,226		1,51	24,3	0,00	13,25	0,03	10,07	238,46	14,93	302,57	61,71	364,28
1180	Donau	4	Innbach	301,976		2,95	39,0	0,00	21,45	0,07	16,61	343,79	18,13	441,99	6,86	448,86
1190	Donau	4	Pesenbach	108,690		1,55	12,9	0,00	2,94	0,02	2,38	100,69	5,49	126,00	1,12	127,12
1200	Donau	4	Große Rodl	268,010		1,60	38,3	0,00	3,62	0,04	18,55	218,81	14,18	295,07	4,22	299,29

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tagesgebiet	Stickstoffemissionen [t/J] aus:											Gesamtstickstoff-eintrag
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen		
1210	Donau	4	Diesenleitenbach, Donau-Altarm, Großer Haselbach	54,568		0,31	7,2	0,00	0,43	0,01	4,87	38,22	16,51	67,52	0,00	67,52	
1220	Donau	4	Gosaubach	110,886		1,44	30,7	2,46	0,02	0,16	0,63	83,01	1,69	120,14	0,00	120,14	
1230	Donau	4	Ischl, Krotenseebach	253,626		21,48	63,2	1,52	0,15	0,05	2,91	213,57	12,99	315,90	0,00	315,90	
1240	Donau	4	FuschlerAche, Eibenseebach	114,420		5,46	27,1	0,00	0,11	0,02	3,00	163,00	14,70	213,37	14,00	227,37	
1250	Donau	4	Dürre Ager, Ruezingbach	94,668		0,76	10,0	0,00	1,05	0,01	4,53	109,76	7,72	133,88	0,00	133,88	
1260	Donau	4	Vöckla	246,417		1,64	44,5	0,00	0,61	0,03	4,78	390,33	12,28	454,13	1,80	455,93	
1270	Donau	4	Vöckla	98,632	Gebirge - Validierung	0,92	13,5	0,00	0,25	0,01	3,40	131,98	12,56	162,63	22,89	185,52	
1280	Donau	4	Ager, Riedelbach, Seeache, ZellerAche	376,405	Gebirge - Validierung	103,50	93,4	0,00	1,81	0,06	11,97	377,00	20,64	608,40	54,30	662,70	
1290	Donau	4	Ager, Riedelbach, Seeache, ZellerAche	324,761	Gebirge - Validierung	4,18	69,0	0,00	5,26	0,04	19,37	513,43	31,74	643,03	58,31	701,34	
1300	Donau	4	Alm, Kolmkarbach	243,148	Validierung	2,26	77,8	5,41	0,01	0,07	0,65	176,41	1,86	264,41	0,00	264,41	
1310	Donau	4	Alm, Kolmkarbach	258,660		3,08	73,9	0,00	10,47	0,07	14,84	464,48	12,32	579,16	11,12	590,27	
1320	Donau	4	Krems	140,397		1,14	22,5	0,00	8,09	0,02	15,38	253,03	12,30	312,44	21,74	334,19	
1330	Donau	4	Krems	239,828		2,04	28,0	0,00	21,89	0,04	42,70	277,11	22,08	393,86	23,20	417,06	
1340	Donau	4	Ipfbach	129,800		1,94	8,7	0,00	5,58	0,02	17,56	60,05	8,98	102,81	0,00	102,81	
1350	Donau	4	Kristeiner Bach, PenkingerBach, Simsenberger Bach	135,303		0,50	18,6	0,00	8,92	0,02	19,32	136,96	10,59	194,91	0,00	194,91	
1360	Donau	4	Kleine Gusen	112,128		0,45	3,9	0,00	1,10	0,01	23,90	78,75	6,32	114,42	3,84	118,26	
1370	Donau	4	Gusen, Große Gusen	111,068		0,70	4,0	0,00	1,50	0,01	18,87	83,53	8,46	117,09	19,77	136,86	
1380	Donau	4	Gusen, Große Gusen	72,893		0,75	5,9	0,00	3,57	0,01	13,43	50,72	7,17	81,55	3,77	85,33	
1390	Donau	4	Talbach	134,828		1,45	24,3	4,36	0,01	0,03	1,90	38,60	0,48	71,18	0,00	71,18	
1400	Donau	4	Kleinsölkbach	128,589		0,77	18,7	2,01	0,00	0,02	0,00	31,53	1,18	54,24	0,00	54,24	
1410	Donau	4	Großsölkbach, Sölkbach	157,606		0,84	19,1	0,58	0,01	0,02	0,60	42,08	0,54	63,74	0,00	63,74	
1420	Donau	4	Salza	231,827		1,27	54,7	3,41	0,04	0,04	14,86	204,18	4,07	282,54	6,23	288,78	
1430	Donau	4	Donnersbach	196,227		1,03	11,3	0,23	0,03	0,02	12,06	70,02	2,28	97,00	6,20	103,20	
1440	Donau	4	Gulling, Schwarzer Gullingbach	168,193		1,06	26,5	0,11	0,01	0,03	4,96	56,56	1,17	90,36	0,00	90,36	
1450	Donau	4	Möhringbach, Triebenbach	111,644		0,44	18,1	1,12	0,01	0,02	0,08	35,29	1,27	56,32	0,00	56,32	
1460	Donau	4	Palten	259,988		1,31	36,3	0,91	0,04	0,05	23,53	114,86	5,77	182,73	27,64	210,37	
1470	Donau	4	Erzbach	255,008		1,34	50,8	4,76	0,01	0,06	0,00	131,92	4,91	193,84	5,32	199,16	
1480	Donau	4	Aschbach, Rotsohlbach	114,208		0,39	28,5	0,54	0,01	0,03	0,00	77,12	3,56	110,15	0,00	110,15	
1490	Donau	4	Lassingbach, Zellerbrunnbach	106,198		0,89	26,4	0,68	0,00	0,03	0,00	80,18	0,18	108,32	0,00	108,32	
1500	Donau	4	Salza	324,563		2,12	74,2	5,04	0,03	0,08	0,00	252,50	1,16	335,10	0,00	335,10	
1510	Donau	4	Salza	321,727		1,89	71,4	3,51	0,04	0,08	0,00	245,61	2,47	325,02	5,28	330,31	

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag
1520	Donau	4	Haselbach, Reichramingbach, Zizelsbach	170,736		1,06	40,1	0,23	0,04	0,05	0,46	127,60	0,74	170,27	0,00	170,27
1530	Donau	4	Teichl	238,968		1,43	64,6	3,00	0,60	0,06	3,42	217,99	5,58	296,71	2,86	299,58
1540	Donau	4	Krumme Steyr/ling	136,175		0,73	21,7	0,56	0,10	0,04	0,47	93,17	1,49	118,26	1,88	120,14
1550	Donau	4	Steyr	23,949	Gebirge - Kalibrierung	0,08	8,2	1,60	0,00	0,01	0,06	16,24	0,16	26,35	0,00	26,35
1560	Donau	4	Steyr	515,870	Gebirge - Validierung	5,68	144,0	7,64	1,78	0,12	7,44	515,25	23,87	705,79	1,49	707,28
1570	Donau	4	Feldaist	65,083		0,30	6,4	0,00	0,40	0,01	15,80	48,02	4,49	75,45	0,00	75,45
1580	Donau	4	Feldaist	197,962		1,51	19,5	0,00	1,33	0,02	46,66	156,36	8,22	233,55	18,75	252,30
1590	Donau	4	Wald Aist	282,076		1,91	28,2	0,00	0,24	0,05	22,80	163,71	3,86	220,80	2,09	222,90
1600	Donau	4	Aist	104,921		0,73	9,7	0,00	2,63	0,02	5,15	84,95	6,46	109,62	2,41	112,03
1610	Donau	4	Erla	180,919		1,36	23,1	0,00	12,29	0,05	1,20	215,27	5,92	259,17	21,00	280,17
1620	Donau	4	Klambach	98,794		0,51	7,6	0,00	2,03	0,01	1,65	81,40	2,98	96,20	2,73	98,92
1630	Donau	4	Naarn, Große Naarn	79,303		0,41	9,2	0,00	0,09	0,01	0,00	47,83	0,88	58,40	0,00	58,40
1640	Donau	4	Naarn, Große Naarn	291,627		2,01	23,3	0,00	4,67	0,04	4,58	222,71	7,70	265,02	8,59	273,61
1650	Donau	4	Ysper, Große Ysper	164,516		0,81	18,7	0,00	0,31	0,03	0,26	75,39	1,78	97,26	2,43	99,69
1660	Donau	4	Kleine Ybbs, Schwarze Ois	114,521		0,70	16,9	0,00	0,13	0,05	0,11	92,32	1,97	112,20	0,36	112,55
1680	Donau	4	Uf	156,166		0,76	18,8	0,00	7,18	0,01	4,45	155,55	4,91	191,66	26,73	218,39
1690	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	508,902	Gebirge - Kalibrierung	4,66	91,9	1,01	0,18	0,14	0,03	389,39	6,01	493,34	5,50	498,84
1700	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	331,767		2,55	116,2	0,00	10,69	0,11	2,50	515,24	22,91	670,24	43,67	713,91
1710	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	178,509		1,54	81,3	0,00	8,74	0,04	1,27	326,58	4,82	424,27	6,64	430,92
1720	Donau	4	Kleine Erlauf	170,509		1,17	22,8	0,00	1,46	0,03	0,47	162,01	5,47	193,44	5,33	198,77
1730	Donau	4	Erlauf	183,373	Gebirge - Kalibrierung	1,93	36,7	0,71	0,03	0,05	0,63	131,95	1,32	173,31	0,00	173,31
1740	Donau	4	Erlauf	283,265		3,07	48,0	0,00	4,84	0,06	2,31	264,05	11,98	334,27	21,93	356,20
1750	Donau	4	Weitenbach	228,651		1,70	13,6	0,00	1,78	0,03	1,30	122,73	3,42	144,57	4,25	148,81
1760	Donau	4	Mank	129,975		0,70	11,7	0,00	4,49	0,04	0,85	81,17	2,95	101,87	1,03	102,90
1770	Donau	4	Melk	175,214		1,31	17,3	0,00	10,07	0,03	1,66	113,36	4,84	148,59	4,21	152,80
1780	Donau	4	Pielach	289,347		1,55	43,8	0,00	0,49	0,05	0,48	235,24	5,15	286,76	1,10	287,86
1790	Donau	4	Pielach	304,058		2,15	22,4	0,00	20,16	0,06	17,48	152,24	9,96	224,44	55,91	280,35
1800	Donau	4	Krems, Große Krems	206,325		0,95	15,1	0,00	2,25	0,03	12,10	128,99	2,44	161,82	1,07	162,89
1810	Donau	4	Krems, Große Krems	142,930		1,81	3,2	0,00	2,03	0,02	0,95	60,39	7,95	76,35	118,95	195,30
1820	Donau	4	Fladnitz	182,271		0,77	3,6	0,00	6,60	0,03	10,11	72,58	4,89	98,63	1,09	99,72
1830	Donau	4	Unrechtraisen	153,696		0,62	32,0	0,01	0,01	0,03	0,00	124,77	1,97	159,38	5,82	165,20
1840	Donau	4	Gölsen, Gerstbach	296,518		1,70	38,6	0,00	0,28	0,06	3,90	198,27	4,79	247,64	6,34	253,98
1850	Donau	4	Traisen	282,341		2,55	44,4	0,00	0,35	0,06	0,57	207,41	9,33	264,70	0,00	264,70
1860	Donau	4	Traisen	187,654		4,13	3,9	0,00	7,43	0,02	3,07	20,22	19,44	58,25	91,40	149,65
1870	Donau	4	Kleiner Kamp	154,559		0,63	15,6	0,00	0,12	0,03	1,29	74,37	1,32	93,40	0,00	93,40
1880	Donau	4	Zwettl	267,070		1,55	23,4	0,00	3,15	0,03	12,00	144,72	4,40	189,28	4,53	193,82
1890	Donau	4	Purzelkamp	152,242		1,30	13,5	0,00	1,67	0,03	14,47	79,76	1,56	112,26	0,00	112,26
1900	Donau	4	Taiffa, Große Taiffa	255,268		0,86	8,9	0,00	4,43	0,03	13,52	103,83	4,01	135,63	20,83	156,46

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Teesgebiet	Stickstoffemissionen [t/J] aus:											Gesamtstickstoff-eintrag
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen		
1910	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	205,534		1,10	18,4	0,00	3,43	0,03	7,27	116,36	3,63	150,20	18,41	168,61	
1920	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	374,044		10,90	21,5	0,00	3,62	0,06	12,32	173,85	2,57	224,79	2,93	227,71	
1930	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	350,442		2,75	29,7	0,00	7,73	0,05	3,75	180,60	6,61	231,16	17,56	248,71	
1940	Donau	4	Mühlkamp	34,100		0,92	2,1	0,00	0,96	0,00	0,00	12,49	2,83	19,29	3,96	23,25	
1950	Donau	4	Michelbach	130,524		0,71	7,5	0,00	2,81	0,04	6,52	61,54	2,58	81,73	0,00	81,73	
1960	Donau	4	Perschling	167,223		1,00	5,3	0,00	9,76	0,03	12,61	48,60	3,71	81,03	12,30	93,33	
1970	Donau	4	Große Tulln, Laabenbach	275,450		2,22	7,9	0,00	9,71	0,04	29,74	64,68	11,87	126,11	91,03	217,14	
1980	Donau	4	Kleine Tulln, Koglbach	96,605		0,52	2,7	0,00	2,88	0,02	9,51	20,60	4,63	40,88	0,00	40,88	
1990	Donau	4	Gmoosbach, Kleiner	132,663		0,25	2,5	0,00	5,36	0,00	15,80	11,97	1,59	37,44	3,30	40,74	
2000	Donau	4	Göllersbach	316,934		0,49	4,3	0,00	9,86	0,04	11,07	24,90	5,77	56,44	20,40	76,84	
2010	Donau	4	Senningbach	173,536		0,51	3,2	0,00	10,21	0,01	21,00	17,19	6,28	58,34	14,99	73,34	
2020	Donau	4	Schmidta	514,754		2,25	6,3	0,00	19,47	0,04	17,16	63,06	8,94	117,18	14,07	131,26	
2030	Donau	4	Wien	109,002		1,07	7,0	0,00	0,09	0,02	0,31	43,85	3,45	55,83	15,41	71,25	
2040	Donau	4	Wien	122,850		0,62	0,0	0,00	0,03	0,02	0,00	1,36	93,91	95,94	0,00	95,94	
2050	Donau	4	Mödling, Mödlinger Wildbach	100,305		0,85	4,4	0,00	0,07	0,01	6,58	29,74	6,39	48,06	32,40	80,46	
2060	Donau	4	Triesting	390,697		5,50	19,9	0,00	0,43	0,06	26,63	137,95	16,60	207,04	20,62	227,66	
2070	Donau	4	Liesing, Reiche Liesing	117,357		0,75	3,6	0,00	0,23	0,02	3,86	31,11	17,29	56,86	4,23	61,09	
2080	Donau	4	Kalter Gang	127,736		0,86	12,6	0,00	1,68	0,00	5,74	43,59	5,25	69,70	3,59	73,29	
2090	Donau	4	Schwechat	297,283		2,90	29,1	0,00	0,44	0,05	3,92	147,90	15,65	200,00	139,60	339,60	
2100	Donau	4	Schwechat	152,921		2,47	0,0	0,00	1,18	0,00	22,62	7,20	13,69	47,17	153,62	200,80	
2110	Donau	4	Piesting, Piesting (Kalter Gang)	351,720		1,59	63,8	0,00	0,11	0,06	0,96	249,31	12,46	328,31	17,32	345,62	
2120	Donau	4	Fischa	220,017		2,90	24,9	0,00	2,60	0,00	29,00	85,11	10,99	155,53	8,64	164,17	
2130	Donau	4	Rufsbach	163,317		0,39	3,3	0,00	7,05	0,02	11,02	19,65	5,13	46,52	28,25	74,77	
2140	Donau	4	Rufsbach	355,631		1,47	17,7	0,00	3,98	0,00	10,19	112,57	3,57	149,45	49,21	198,66	
2150	Donau	5	Thauabach	107,107		0,64	7,6	0,00	1,25	0,01	2,73	65,28	1,39	78,88	3,82	82,70	
2160	Donau	5	Taxenbach, Pstruhovec	95,827		1,22	4,5	0,00	2,47	0,01	7,68	50,82	1,34	68,01	0,00	68,01	
2170	Donau	5	Mährische Thaya, Moravske Dyje	60,958		0,58	4,0	0,00	1,77	0,01	14,08	28,73	0,40	49,54	0,00	49,54	
2180	Donau	5	Seebach	119,411		0,66	6,2	0,00	3,00	0,01	16,49	69,22	2,09	97,69	5,62	103,31	
2190	Donau	5	Fugnitz	138,162		0,54	4,4	0,00	3,64	0,02	15,72	54,70	0,90	79,95	0,00	79,95	
2200	Donau	5	Pulkau	115,252		0,31	2,6	0,00	4,09	0,01	2,47	47,36	1,29	58,14	3,28	61,42	
2210	Donau	5	Pulkau	421,537		0,89	7,2	0,00	19,31	0,02	65,59	53,08	6,76	152,85	359,98	512,83	
2220	Donau	5	Hametbach, Herberbrunngraben	117,431		0,61	1,7	0,00	5,97	0,00	4,36	11,43	1,32	25,35	3,19	28,54	
2230	Donau	5	Taschlbach	108,091		0,23	1,4	0,00	6,64	0,00	4,38	8,26	1,85	22,76	7,93	30,69	
2240	Donau	5	Zaya	400,093		0,61	5,2	0,00	18,14	0,03	21,64	34,12	7,99	87,74	21,63	109,37	
2250	Donau	5	Zaya	105,738		0,16	1,6	0,00	5,32	0,00	1,68	11,68	2,64	23,08	3,32	26,40	

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Teesgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Düngemittel	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag
2260	Donau	5	Sulzbach	158,562		0,47	2,9	0,00	7,05	0,01	3,47	19,53	2,07	35,51	6,80	42,31
2270	Donau	5	Weidenbach	234,456		0,32	9,9	0,00	8,14	0,01	7,50	69,18	6,93	101,97	11,66	113,63
2280	Donau	5	Stempfelbach	163,070		0,33	15,2	0,00	0,17	0,00	0,00	75,78	3,32	95,02	3,21	98,22
2290	Donau	10	Sterning	113,650		0,37	8,8	0,60	0,03	0,02	1,13	59,03	2,51	72,45	0,00	72,45
2300	Donau	10	Schwarza	251,984	Gebirge - Kalibrierung	1,10	40,0	0,42	0,02	0,06	0,78	172,74	0,68	215,81	0,00	215,81
2310	Donau	10	Schwarza	354,455		2,57	50,5	1,89	0,31	0,06	1,41	215,58	19,56	291,85	83,65	375,50
2320	Donau	10	Großer Pestingbach	96,443		0,49	8,5	0,00	0,06	0,01	0,00	46,77	1,65	57,50	0,00	57,50
2330	Donau	10	Feistritz, Trattenbach	117,990		0,41	10,8	0,00	0,06	0,02	0,00	61,48	1,84	74,61	0,00	74,61
2340	Donau	10	Pitten	197,131		0,80	4,6	0,00	0,70	0,03	0,29	100,57	5,55	112,50	4,75	117,25
2350	Donau	10	Warme Fische,	264,544		2,25	39,0	0,00	0,65	0,03	6,54	168,57	21,90	238,89	124,87	363,76
2360	Donau	10	Leitha, Lajta	168,625		3,00	9,2	0,00	0,94	0,02	1,30	62,78	7,95	85,15	13,11	98,26
2370	Donau	10	Leitha, Lajta	552,628		3,24	46,6	0,00	9,53	0,03	105,75	269,35	12,33	446,82	46,16	492,98
2380	Donau	10	Stoobarbach, Stoobarbach (Schwarzenbach)	280,768		0,95	3,7	0,00	1,69	0,04	14,31	55,40	6,40	82,45	22,64	105,09
2390	Donau	10	Wulka	74,731		0,25	0,8	0,00	1,14	0,01	1,59	12,72	4,43	20,96	0,00	20,96
2400	Donau	10	Wulka	136,668		0,61	0,6	0,00	4,12	0,01	11,02	30,28	5,57	52,23	0,00	52,23
2403	Donau	10	Nodbach	62,225		0,21	0,3	0,00	1,43	0,00	3,99	4,99	1,03	11,91	0,00	11,91
2405	Donau	10	Wulka	129,928		0,57	0,0	0,00	1,61	0,01	12,32	5,65	6,12	26,29	45,68	71,97
2410	Donau	10	Goldbach	99,316		0,38	0,3	0,00	1,06	0,01	4,71	4,71	0,96	12,14	2,72	14,86
2420	Donau	10	Einserkanal, Hansagi-föcsatoma	955,525		181,13	9,5	0,00	5,40	0,02	82,77	101,48	15,27	395,59	16,74	412,33
2440	Donau	10	Rabnitz	99,797		0,39	3,6	0,00	0,51	0,01	0,62	64,69	1,17	71,05	0,00	71,05
2450	Donau	10	Rabnitz	210,183		0,79	1,6	0,00	1,29	0,03	11,67	15,46	1,15	31,99	8,44	40,44
2460	Donau	10	Weizbach	101,834		0,31	5,0	0,00	0,79	0,02	3,99	55,59	6,60	72,30	37,72	110,02
2470	Donau	10	Rabnitzbach	130,041		0,59	5,4	0,00	0,69	0,02	0,62	98,71	6,20	112,20	0,92	113,12
2480	Donau	10	Pöllauer Saifen	180,656		1,02	7,5	0,00	8,65	0,08	5,97	134,89	5,06	163,15	2,42	165,56
2490	Donau	10	Harbberger Saifen,	200,827		0,84	4,9	0,00	8,58	0,08	18,91	148,34	7,58	189,19	17,96	207,16
2500	Donau	10	Ilzbach	197,385		0,86	4,0	0,00	7,40	0,18	15,59	143,45	6,69	178,16	3,81	181,98
2505	Donau	10	Feistritz, Sattelbach	409,903		2,65	38,6	0,00	0,37	0,07	0,00	232,47	5,58	279,76	2,21	281,97
2510	Donau	10	Feistritz, Sattelbach	242,566		3,62	6,6	0,00	5,57	0,07	39,80	152,90	3,32	211,93	10,31	222,25
2520	Donau	10	Rittschein, Mayerbach	138,583		0,41	2,8	0,00	7,81	0,08	36,46	105,18	1,48	154,26	0,52	154,77
2530	Donau	10	Lafnitz, Lafnice	505,637		3,25	26,0	0,00	5,92	0,08	17,09	334,93	11,85	399,15	14,97	414,11
2540	Donau	10	Lafnitz, Lafnice	112,211		1,32	0,1	0,00	1,32	0,05	0,96	1,32	0,86	7,89	59,00	66,89
2550	Donau	10	Tauchenbach	90,128		0,43	2,0	0,00	0,32	0,02	2,50	38,88	2,05	46,21	0,48	46,69
2560	Donau	10	Tauchenbach	97,330		0,47	0,9	0,00	1,76	0,02	8,91	16,41	0,66	29,08	2,03	31,11
2570	Donau	10	Zickenbach, Fröscheraubach, Seraubach, Wiesenbach	133,884		0,68	1,5	0,00	2,43	0,02	11,15	24,26	2,98	43,04	13,96	57,00

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																	
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag	
2580	Donau	10	Strem	94,957		1,03	1,1	0,00	0,04	0,67	0,04	0,00	8,47	1,17	12,49	2,38	14,88
2590	Donau	10	Strem	233,860		1,54	1,5	0,00	0,11	5,18	0,00	0,00	13,67	1,83	23,79	5,64	29,42
2595	Donau	10	Strem	92,600		0,44	0,6	0,00	0,02	0,93	0,02	0,00	2,67	0,23	10,19	0,73	10,92
2600	Donau	10	Pinka	348,440		1,83	7,6	0,00	0,05	4,78	0,05	0,09	125,27	10,24	149,86	11,64	161,50
2610	Donau	10	Pinka	93,089		0,58	0,9	0,00	0,01	2,08	0,01	10,11	7,60	0,35	21,59	1,54	23,13
2620	Donau	10	Zöberrnbach	165,248		0,91	6,0	0,00	0,02	0,98	0,02	1,78	102,03	3,10	114,75	1,96	116,71
2630	Donau	10	Güns, Gyöngyös	123,641		0,61	3,5	0,00	0,00	0,58	0,02	2,51	35,16	0,68	43,05	2,01	45,06
2640	Donau	10	Raab, Raba	222,773		1,32	11,7	0,00	0,04	1,06	0,04	5,13	133,75	6,48	159,52	3,82	163,33
2650	Donau	10	Raab, Raba	436,668		3,72	12,5	0,00	0,25	14,15	0,25	61,94	287,15	6,20	385,88	129,48	515,36
2660	Donau	10	Raab, Raba	195,505		0,86	3,4	0,00	0,07	2,01	0,07	1,13	32,37	1,50	41,30	0,00	41,30
2700	Donau	9	Villgratenbach	176,248		0,35	10,9	2,61	0,04	0,03	0,04	0,42	24,27	0,60	39,25	0,00	39,25
2710	Donau	9	Tauerbach	221,344		0,44	12,8	3,97	1,92	0,00	1,92	0,38	25,96	1,08	46,51	0,00	46,51
2720	Donau	9	Schwarzach	320,665		0,64	17,9	5,15	0,01	0,01	0,53	0,52	38,83	0,94	64,55	4,83	69,38
2730	Donau	9	Kaiser Bach	166,361		0,22	8,3	2,87	0,00	0,00	0,93	0,21	19,04	0,36	31,96	0,00	31,96
2740	Donau	9	Isel	293,257	Gebirge - Kalibrierung	0,38	18,8	4,43	0,01	0,01	2,58	0,91	42,87	1,86	71,83	0,00	71,83
2750	Donau	9	Isel	198,489	Gebirge - Validierung	1,03	13,9	2,51	0,10	0,10	0,04	0,99	43,31	3,09	64,98	8,60	73,58
2760	Donau	9	Mallnitzbach	121,554		0,32	11,9	2,60	0,07	0,01	0,27	0,23	17,10	0,47	32,65	0,00	32,65
2770	Donau	9	Möll	779,034		2,81	63,2	11,37	0,05	0,05	2,27	1,91	132,22	2,99	216,81	158,55	375,36
2775	Donau	9	Möll	200,471		1,04	20,9	3,01	0,07	0,07	0,04	0,82	40,42	2,87	69,19	0,00	69,19
2780	Donau	9	Malta, Großelendbach	268,536		2,00	7,4	6,27	0,04	0,04	0,07	0,75	42,38	0,99	59,85	0,00	59,85
2790	Donau	9	Seebach, Kleinkirchheimerbach, Riegerbach	286,650		11,33	19,8	0,00	0,04	0,22	0,04	2,35	72,84	7,69	114,24	0,00	114,24
2800	Donau	9	Lieser	360,496	Gebirge - Validierung	0,93	28,3	1,01	0,15	0,15	0,05	1,15	77,44	1,25	110,32	1,14	111,46
2810	Donau	9	Lieser	119,840	Gebirge - Validierung	0,56	5,1	1,21	0,02	0,02	0,02	0,62	26,88	3,10	37,47	0,00	37,47
2820	Donau	9	Almbach, Weißenbach	182,682		5,66	19,8	0,01	0,03	0,02	0,03	0,81	70,19	1,60	98,11	0,00	98,11
2830	Donau	9	Afritzer Bach, Kohlweissbach	139,777		1,11	11,1	0,00	0,03	0,10	0,03	1,40	49,22	2,61	65,56	0,00	65,56
2840	Donau	9	Seebach, Tiebelbach	174,933		13,75	23,5	0,00	0,02	0,67	0,02	3,80	69,58	14,18	125,51	0,00	125,51
2850	Donau	9	Gail	304,074	Gebirge - Kalibrierung	0,73	34,1	2,62	0,05	0,11	0,05	0,89	73,42	1,33	113,28	0,00	113,28
2860	Donau	9	Gail	475,469		2,73	87,0	2,35	0,09	0,25	0,09	5,08	230,95	8,79	337,22	1,41	338,62
2870	Donau	9	Gail	437,935	Gebirge - Validierung	6,63	73,3	1,42	0,07	0,31	0,07	9,13	302,95	20,74	414,58	3,69	418,27
2880	Donau	9	Vellach	220,511	Gebirge - Kalibrierung	0,78	32,7	0,52	0,05	0,11	0,05	0,42	102,52	2,04	139,11	1,44	140,55

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	Stickstoffemissionen [t/J] aus:											Gesamtstickstoff-eintrag
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen		
2890	Donau	9	Olsa, Perchauerbach	199,272		0,81	10,4	0,02	0,11	0,03	1,06	80,79	2,59	95,80	3,41	99,21	
2900	Donau	9	Metnitz	271,576	Gebirge - Validierung	0,87	16,3	0,03	0,10	0,05	4,06	86,34	3,08	110,82	0,00	110,82	
2910			Görschitz, Görschitzbach, Hörfeildbach, Waldbach	314,579		1,07	18,7	0,06	0,27	0,06	1,32	106,15	2,70	130,35	0,09	130,43	
2920	Donau	9	Wimnitzbach	131,235		0,74	6,8	0,00	0,62	0,02	0,99	52,90	2,13	64,22	0,00	64,22	
2930	Donau	9	Glanfurt, Rajacherbach	229,858		27,55	18,5	0,00	1,32	0,03	2,74	91,77	33,80	175,70	1,46,10	321,80	
2940	Donau	9	Glan	311,412		2,47	17,3	0,00	8,38	0,05	9,93	139,52	10,38	188,07	73,96	262,03	
2950	Donau	9	Glan	152,715		1,81	11,0	0,00	3,41	0,03	8,12	64,66	22,25	111,33	0,00	111,33	
2960	Donau	9	Gurk	52,596	Gebirge - Kalibrierung	0,10	3,5	0,00	0,02	0,01	0,00	10,59	1,77	15,97	0,00	15,97	
2970	Donau	9	Gurk	183,645	Gebirge - Kalibrierung	0,80	11,8	0,00	0,19	0,03	0,05	46,77	2,49	62,18	0,00	62,18	
2980	Donau	9	Gurk	368,835	Gebirge - Validierung	1,88	18,2	0,00	0,53	0,07	2,30	128,83	4,51	156,30	9,06	165,37	
2990	Donau	9	Gurk	368,959		2,64	28,6	0,00	9,54	0,06	9,09	175,77	10,11	235,83	8,70	244,53	
3000	Donau	9	Wöllfnitzbach	123,827		0,42	8,9	0,00	0,51	0,02	3,03	50,11	1,89	64,88	2,63	67,51	
3010	Donau	9	Feistritz	102,733		0,30	11,4	0,00	3,38	0,02	0,77	56,35	2,33	74,51	0,00	74,51	
3020	Donau	9	Waldensteiner Bach	108,422		0,33	7,1	0,00	0,16	0,02	0,11	33,95	0,66	42,32	0,00	42,32	
3030	Donau	9	Lavant	269,402	Gebirge - Kalibrierung	1,06	16,0	0,00	0,27	0,05	0,16	95,11	3,07	115,68	7,26	122,94	
3040	Donau	9	Lavant	385,729		1,57	22,7	0,02	4,05	0,05	0,42	143,72	13,24	185,75	0,00	185,75	
3050	Donau	9	Lavant	204,160		0,97	13,2	0,00	6,19	0,03	0,58	85,48	4,83	111,30	50,27	161,57	
3060	Donau	9	Feistritz, Bistrica	121,801		0,95	10,1	0,00	0,01	0,02	0,00	27,53	2,31	40,88	0,00	40,88	
3070	Donau	8	Zederhausbach	161,548		0,45	13,8	1,10	0,02	0,02	0,37	35,12	0,51	51,40	0,00	51,40	
3080	Donau	8	Taurach-Lungau	380,975		1,53	42,3	4,32	0,19	0,06	3,21	104,90	2,36	158,89	0,00	158,89	
3090	Donau	8	Turrach, Geißbeckbach	133,006		0,76	14,2	0,30	0,02	0,02	0,41	29,31	0,13	45,10	0,00	45,10	
3100	Donau	8	Paalbach	148,803		0,56	15,9	0,04	0,00	0,03	0,45	39,18	0,28	56,40	0,00	56,40	
3110	Donau	8	Rantenbach	189,896		0,61	13,6	0,57	0,06	0,02	1,49	65,58	1,04	82,98	0,00	82,98	
3120	Donau	8	Katschbach	177,673		0,49	13,3	0,23	0,05	0,02	0,30	70,63	1,53	86,53	0,00	86,53	
3130	Donau	8	Elsbergbach, Wölzerbach	228,148		1,03	26,8	0,16	0,07	0,03	0,63	92,56	1,73	122,98	2,01	124,99	
3140	Donau	8	Pusterwaldbach, Vorderer Pölsenbach	204,663		0,69	23,0	0,20	0,02	0,03	0,50	55,10	0,55	80,11	0,00	80,11	
3150	Donau	8	Pölsenbach, Pölsfluß	278,806		1,03	23,6	0,73	0,11	0,05	0,38	119,73	5,96	151,59	13,85	165,45	
3160	Donau	8	Granitzenbach, Schmelzbach	255,022		1,13	22,4	0,16	0,14	0,04	0,80	123,94	3,32	151,88	3,38	155,27	
3170	Donau	8	Lingerbach	208,570		0,77	22,4	1,17	0,04	0,04	0,01	71,09	2,04	97,54	0,00	97,54	
3180	Donau	8	Liesing, Wasserfallgraben	337,592		1,23	32,9	1,13	0,06	0,06	1,47	129,28	4,80	170,96	2,77	173,73	

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																	
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag	
3190	Donau	8	Vorderberger Bach,	191,322	Gebirge -	0,50	16,4	1,02	0,03	0,03	0,03	0,00	77,74	9,53	105,30	12,42	117,72
3200	Donau	8	Handlgrabenbach	104,816	Kalibrierung	0,23	5,2	2,23	0,01	0,01	0,02	0,00	40,66	0,50	48,90	0,00	48,90
3210	Donau	8	Ilfgnebach, Karlbach	253,111		1,04	14,9	3,41	0,05	0,05	0,06	0,41	105,29	4,91	130,08	7,70	137,78
3220	Donau	8	Stübmingbach,	141,132		0,48	14,1	1,15	0,02	0,02	0,03	0,00	63,49	2,11	81,39	0,00	81,39
3230	Donau	8	Thörlbach	102,081	Gebirge -	0,46	19,0	0,45	0,00	0,00	0,02	0,00	69,18	0,61	89,72	0,00	89,72
3240	Donau	8	Laming	628,103	Kalibrierung	4,34	89,8	1,53	0,11	0,11	0,13	0,00	364,08	14,12	474,10	47,03	521,13
3250	Donau	8	Mürz	279,048	Gebirge -	2,10	30,1	0,00	0,12	0,12	0,05	0,75	144,07	16,91	194,13	50,90	245,03
3260	Donau	8	Uebelbach	117,480	Validierung	0,71	9,1	0,00	0,03	0,03	0,02	0,00	52,06	1,52	63,42	1,04	64,46
3270	Donau	8	Teigrtsch	281,851		1,93	17,0	0,00	0,14	0,14	0,05	1,03	127,34	4,36	151,82	9,83	161,66
3280	Donau	8	Kainach	479,817		2,26	22,3	0,00	1,79	1,79	0,08	31,34	269,55	21,68	348,99	188,93	537,91
3290	Donau	8	Kainach	87,881		0,91	4,1	0,00	1,08	1,08	0,06	6,41	53,78	3,78	70,07	0,64	70,71
3300	Donau	8	Stiefing	150,753		1,22	6,9	0,00	7,34	7,34	0,21	19,81	68,16	4,89	108,50	137,41	245,91
3310	Donau	8	Hademiggbach,	229,450		1,96	15,6	0,00	2,03	2,03	0,04	0,22	133,76	6,84	160,48	4,75	165,23
3320	Donau	8	Saggaubach	174,419		1,30	9,4	0,00	3,05	3,05	0,04	1,55	126,83	6,13	148,30	12,26	160,56
3330	Donau	8	Laßnitz, Niedere	318,646		3,50	20,6	0,00	9,89	9,89	0,19	14,36	175,67	13,59	237,81	34,41	272,22
3340	Donau	8	Sulm	265,155		2,21	24,7	0,01	2,06	2,06	0,06	2,61	129,75	7,06	168,45	10,48	178,93
3350	Donau	8	Sulm	123,401		1,98	6,4	0,00	4,25	4,25	0,09	0,55	83,92	7,29	104,50	3,86	108,36
3360	Donau	8	Schwarzaubach,	184,702		0,97	8,7	0,00	9,94	9,94	0,19	17,73	72,99	4,91	115,39	1,28	116,66
3370	Donau	8	Zerlachbach	166,492		1,10	6,4	0,00	9,40	9,40	0,19	25,10	62,29	4,52	108,95	1,24	110,19
3380	Donau	8	Saßbach	120,364		0,43	3,1	0,00	7,23	7,23	0,11	16,22	38,45	3,27	68,85	2,03	70,88
3390	Donau	8	Baumgartenbach,	221,037		1,90	5,8	0,00	4,95	4,95	0,09	17,20	163,24	7,68	200,85	16,76	217,61
3400	Donau	8	Gnasbach	44,648		0,15	1,1	0,00	0,90	0,90	0,02	2,43	27,47	0,35	32,11	0,82	32,93
3500	Rhein	1	Limbach, Ledava,	84,948	Gebirge -	0,25	13,1	1,57	0,00	0,00	0,02	0,09	18,90	0,36	34,28	0,00	34,28
3510	Rhein	1	Lutz, Lägerzumbach	18,187	Kalibrierung	0,09	4,1	0,01	0,01	0,01	0,00	0,21	7,66	1,83	13,92	2,75	16,67
3520	Rhein	1	Ill	172,075		1,24	26,6	5,02	0,01	0,01	0,03	0,35	74,05	2,79	110,10	0,00	110,10
3530	Rhein	1	Aifenz, Rauzbach	76,728		0,25	25,1	3,19	0,01	0,01	0,02	0,06	40,48	0,26	69,37	0,00	69,37
3540	Rhein	1	Lutz, Lägerzumbach	108,335	Kalibrierung	1,01	42,9	1,22	0,14	0,14	0,02	0,47	84,39	3,10	133,23	0,00	133,23
3550	Rhein	1	Ill	434,352		2,65	67,5	7,90	0,02	0,02	0,08	1,05	88,10	9,69	177,02	77,01	254,03
3565	Rhein	1	Ill	333,243		3,69	80,2	4,88	0,08	0,08	0,06	2,43	215,54	43,10	350,03	93,64	443,67
3560	Rhein	1	Frutz	107,420		0,68	24,6	0,16	0,06	0,06	0,02	0,87	86,16	14,29	126,84	15,77	142,61
3580	Rhein	1	Dornimerach	196,299		1,71	39,1	0,00	0,10	0,10	0,03	8,67	239,60	75,95	365,21	330,81	696,01
3590	Rhein	1	Subersach	91,580		0,93	23,8	0,38	0,02	0,02	0,02	1,34	93,02	2,37	121,86	0,00	121,86

Stickstoffemissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Testgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dünungen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtstickstoff-eintrag
3600	Rhein	1	Weissach	91,720		1,47	23,6	0,00	0,13	0,02	2,13	112,79	4,14	144,28	2,36	146,63
3610	Rhein	1	Rotach	36,210		0,43	9,8	0,00	0,04	0,01	0,73	43,72	1,24	55,96	3,74	59,70
3620	Rhein	1	Bregenzertach	397,003		45,04	104,5	2,45	0,24	0,07	3,74	357,91	26,88	540,82	38,81	579,63
3650	Elbe	2	Kettenbach	67,720		0,26	9,0	0,00	0,66	0,00	29,62	54,88	1,86	96,25	0,62	96,87
3660	Elbe	2	Maltsch, Malse	97,008		0,46	11,6	0,00	0,30	0,01	14,50	60,76	1,41	89,03	0,00	89,03
3670	Elbe	2	Braunaubach	272,823		7,48	21,5	0,00	1,28	0,04	18,13	134,19	6,81	189,44	7,80	197,24
3680	Elbe	2	Reifsbach, Dracice	104,044		2,16	11,1	0,00	0,10	0,02	0,90	52,08	1,34	67,69	1,98	69,67
3690	Elbe	2	Lainsitz, Luznice	308,988		2,72	30,1	0,00	0,84	0,05	9,32	165,64	5,77	214,45	20,35	234,79
4000	Donau		Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	317,439	Gebirge - Kalibrierung	9,39	111,7	9,36	0,04	0,06	1,89	269,65	7,86	409,97	12,40	422,37
4010	Donau	4	Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	717,355	Gebirge - Validierung	46,81	169,2	16,67	0,36	0,15	4,93	509,59	44,20	791,95	111,25	903,20
4020	Donau	4	Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	720,509		15,77	175,5	0,00	42,77	0,10	97,01	1223,74	123,64	1678,55	445,13	2123,67
4050	Donau	4	Enns	527,627		3,86	137,8	7,78	0,08	0,09	1,55	308,84	13,32	473,37	41,54	514,91
4060	Donau	4	Enns	608,948		4,25	104,1	6,34	0,11	0,11	43,42	368,07	13,88	540,26	45,95	586,21
4070	Donau	4	Enns	710,810		6,34	162,4	12,59	0,30	0,17	6,09	514,92	6,61	709,41	6,40	715,81
4080	Donau	4	Enns	646,676		14,04	131,8	0,00	4,38	0,15	0,30	737,03	47,14	934,79	74,74	1009,53
4110	Donau	5	Thaya, Dujje, Dyje	1101,021		10,33	49,2	0,00	27,20	0,09	190,31	475,58	15,82	768,55	49,18	817,73
4150	Donau	5	March, Morava	235,471		8,52	11,3	0,00	3,80	0,01	1,53	75,96	3,68	104,79	5,37	110,16
4200	Donau	9	Drau, Drava	482,436	Gebirge - Validierung	1,70	47,2	6,24	0,19	0,11	2,78	130,57	10,84	199,64	33,95	233,59
4210	Donau	9	Drau, Drava	654,110	Gebirge - Validierung	4,75	101,5	3,33	0,45	0,10	7,33	271,02	15,91	404,37	204,25	608,62
4220	Donau	9	Drau, Drava	326,191		7,78	43,9	0,13	0,11	0,05	4,37	189,50	25,88	271,70	88,44	360,13
4230	Donau	9	Drau, Drava	839,485		31,69	114,4	0,00	5,90	0,15	8,63	530,59	22,44	713,78	10,98	724,76
4240	Donau	9	Drau, Drava	142,398		3,71	12,3	0,00	1,29	0,02	0,32	61,32	2,62	81,63	1,21	82,84
4300	Donau	8	Mur, Mura	412,286		1,68	33,9	1,46	0,16	0,07	3,99	101,87	2,47	145,57	31,51	177,08
4310	Donau	8	Mur, Mura	691,860		4,70	50,6	0,11	0,74	0,11	4,40	298,43	8,84	367,97	77,43	445,39
4320	Donau	8	Mur, Mura	706,657		6,11	41,9	0,00	0,30	0,12	5,32	296,81	25,10	375,65	152,41	528,06
4330	Donau	8	Mur, Mura	790,999		9,66	48,8	0,00	0,75	0,13	0,00	419,97	77,59	556,94	908,97	1465,91
4340	Donau	8	Mur, Mura	287,898		9,45	11,6	0,00	2,95	0,08	1,19	197,79	55,14	278,24	323,75	601,99
4350	Donau	8	Mur, Mura	55,524		3,34	2,0	0,00	1,37	0,02	1,44	41,73	0,72	50,61	2,66	53,27
4400	Rhein	1	Rhein	186,162		54,61	36,3	0,00	0,09	0,01	11,92	178,43	55,55	336,93	235,14	572,07
4990	Donau	3	Donau, Duna, Dunaj	133,499		12,22	29,6	0,00	0,82	0,02	5,44	117,76	4,99	170,86	6,31	177,17
5000	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	227,583		28,34	36,1	0,00	2,99	0,04	15,93	159,72	12,74	255,86	2,28	258,14
5010	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	154,023		11,68	12,2	0,00	3,02	0,01	1,86	100,84	49,75	179,40	1926,95	2106,35
5020	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	390,669		20,74	50,4	0,00	16,75	0,07	0,60	310,98	10,29	409,83	37,37	447,19
5030	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	499,094		25,38	37,4	0,00	11,02	0,10	0,65	229,28	12,89	316,72	48,23	364,94
5040	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	613,171		45,17	8,3	0,00	9,64	0,07	30,26	69,68	13,36	176,50	133,04	309,53
5050	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	367,892		31,45	3,0	0,00	0,63	0,02	0,00	68,60	57,25	160,98	4466,73	4627,71
5060	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	166,094		11,41	14,7	0,00	0,74	0,01	6,11	65,52	4,23	102,76	10,56	113,32

8.4.2 Phosphoremissionen

Phosphoremissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tagesgebiet	atmosph.	Oberflächen-	Schnee-	Erosion v.	Erosion v. natürl.	Dränagen	Grund-	Abfluss urbaner	Σ aus diffusen	Punkt-	Gesamtposphor-eintrag
						Deposition	abfluss	schmelze	landwirt. -	Flächen	Flächen	wasser	Flächen	Quellen	quellen	
5	Donau	3	Breitach	87,059	Gebirge - kalibrierung	0,010	0,367	0,017	0,033	0,270	0,016	0,360	0,714	1,787	0,788	2,575
6	Donau	3	Breitach	14,447		0,004	0,041	0,000	0,007	0,044	0,012	0,262	0,096	0,466	0,000	0,466
10	Donau	3	Ardbach	134,599		0,160	0,137	0,005	0,009	0,562	0,019	0,805	0,300	1,997	0,509	2,505
11	Donau	3	Vils	129,301		0,069	0,627	0,003	0,032	0,411	0,036	2,284	0,487	3,949	3,387	7,336
12	Donau	3	Lech, Formarinbach	695,430		0,115	0,917	0,105	0,037	2,803	0,016	0,980	0,704	5,678	0,880	6,558
13	Donau	3	Lech, Formarinbach	374,097		0,082	0,792	0,031	0,027	1,519	0,027	1,111	1,498	5,088	0,438	5,526
15	Donau	3	Leutascher Ache	45,257	Gebirge - kalibrierung	0,004	0,035	0,005	0,001	0,264	0,001	0,046	0,002	0,356	0,000	0,356
16	Donau	3	Leutascher Ache	64,075		0,006	0,130	0,007	0,007	0,291	0,007	0,203	0,163	0,814	0,000	0,814
17	Donau	3	Rißbach	154,556		0,017	0,120	0,015	0,001	0,826	0,003	0,240	0,038	1,260	0,000	1,260
18	Donau	3	Dürbach	68,594		0,009	0,093	0,001	0,000	0,206	0,002	0,254	0,000	0,568	0,000	0,568
19	Donau	3	Ache	219,760		0,267	0,191	0,009	0,009	0,905	0,011	0,290	0,404	2,086	0,000	2,086
20	Donau	3	Loisach	153,759	Gebirge - kalibrierung	0,030	0,124	0,008	0,010	0,704	0,081	2,215	0,374	3,545	0,917	4,463
21	Donau	3	Isar	148,378	Gebirge - kalibrierung	0,008	0,139	0,053	0,000	1,015	0,001	0,105	0,010	1,332	0,000	1,332
22	Donau	3	Isar	123,836		0,010	0,106	0,013	0,004	0,641	0,017	0,305	0,369	1,465	4,840	6,305
25	Donau	3	Fagge	230,220		0,121	1,422	0,419	0,003	2,138	0,013	0,510	0,123	4,749	0,000	4,749
30	Donau	3	Rosanna	275,096	Gebirge - kalibrierung	0,066	1,601	0,378	0,002	13,285	0,018	0,474	0,520	16,343	1,356	17,699
35	Donau	3	Trisanna	387,180		0,119	1,595	0,625	0,010	2,584	0,022	0,514	0,487	5,956	1,915	7,871
40	Donau	3	Sanna	43,082		0,011	0,158	0,017	0,004	0,191	0,006	0,137	0,321	0,845	0,000	0,845
50	Donau	3	Gurglbach	191,311		0,025	0,267	0,020	0,015	0,877	0,021	0,372	0,842	2,438	0,000	2,438
60	Donau	3	Pitze	198,683		0,034	0,662	0,353	0,000	85,337	0,005	0,204	0,064	86,658	0,000	86,658
70	Donau	3	Pitze	109,794		0,019	0,472	0,040	0,026	0,509	0,025	0,507	0,321	1,920	0,462	2,381
80	Donau	3	Gurgler Ache	76,440	Gebirge - kalibrierung	0,008	0,881	0,218	0,000	60,879	0,001	0,104	0,030	62,121	0,000	62,121
90	Donau	3	Gurgler Ache	54,403		0,008	0,447	0,157	0,000	2,990	0,002	0,110	0,034	3,748	0,000	3,748
100	Donau	3	Öztaler Ache	96,031	Gebirge - kalibrierung	0,006	1,068	0,293	0,000	96,667	0,000	0,133	0,001	98,169	0,000	98,169
105	Donau	3	Öztaler Ache	132,127	Gebirge - kalibrierung	0,012	1,057	0,356	0,000	69,715	0,002	0,193	0,036	71,371	0,000	71,371
110	Donau	3	Öztaler Ache	314,045	Gebirge - kalibrierung	0,054	2,010	0,651	0,001	69,222	0,036	0,638	0,516	73,127	1,598	74,725
120	Donau	3	Öztaler Ache	216,416	Gebirge - kalibrierung	0,088	1,102	0,361	0,002	6,367	0,025	0,638	0,470	9,054	1,415	10,469
130	Donau	3	Melach	244,350		0,028	2,103	0,366	0,006	19,729	0,020	0,737	0,367	23,356	0,000	23,356
140	Donau	3	Valsler Bach	110,224		0,013	0,557	0,108	0,004	3,051	0,005	0,200	0,114	4,053	0,000	4,053
150	Donau	3	Gschnitzbach	76,792	Gebirge - kalibrierung	0,010	0,553	0,130	0,001	3,240	0,005	0,178	0,077	4,194	0,000	4,194

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Teagebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:										
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag
155	Donau	3	Gschnitzbach	34,925		0,005	0,158	0,005	0,004	0,117	0,010	0,160	0,131	0,589	0,000	0,589
160	Donau	3	Ruetz	320,423		0,042	1,751	0,460	0,003	60,963	0,037	0,697	0,931	64,884	2,448	67,333
170	Donau	3	Sill	310,210	Gebirge - Validierung	0,054	1,287	0,109	0,048	1,175	0,049	1,079	1,595	5,395	2,199	7,594
180	Donau	3	Tuxbach	133,235		0,023	0,678	0,139	0,007	1,385	0,009	0,466	0,241	2,948	0,000	2,948
190	Donau	3	Zerrmbach	309,982		0,125	3,503	1,004	0,002	3,587	0,016	0,724	0,219	9,179	0,000	9,179
200	Donau	3	Gerlosbach	199,061		0,113	1,720	0,236	0,007	1,729	0,022	0,907	0,186	4,919	0,000	4,919
210	Donau	3	Ziller	177,061	Gebirge - Validierung	0,071	1,924	0,548	0,002	2,316	0,010	0,523	0,337	5,731	0,000	5,731
220	Donau	3	Ziller	314,860		0,062	3,168	0,076	0,071	0,830	0,083	2,976	1,899	9,166	0,000	9,166
230	Donau	3	Brandenberger Ache, Valepp	220,047		0,055	0,232	0,002	0,019	0,888	0,021	1,173	0,321	2,712	0,000	2,712
240	Donau	3	Keichsauer Ache	137,716		0,030	1,119	0,018	0,031	0,321	0,023	0,686	0,120	2,348	0,000	2,348
250	Donau	3	Brixentaler Ache	160,663	Gebirge - Kalibrierung	0,034	1,080	0,007	0,105	0,410	0,013	2,242	0,736	4,628	0,791	5,419
260	Donau	3	Brixentaler Ache	30,994		0,007	0,211	0,001	0,018	0,082	0,011	0,475	0,795	1,598	0,000	1,598
270	Donau	3	Weifache	121,890		0,036	0,648	0,013	0,060	0,391	0,038	0,893	0,872	2,951	1,422	4,373
280	Donau	3	Thierseer Ache	95,900		0,032	0,173	0,000	0,039	0,363	0,010	0,635	1,479	0,000	1,479	
290	Donau	3	Aschauer Ache	147,389		0,035	0,925	0,020	0,060	0,390	0,056	1,205	0,688	3,379	1,693	5,071
300	Donau	3	Fiebrunner Ache	167,559		0,027	1,143	0,001	0,036	0,372	0,034	0,798	0,646	3,056	1,592	4,648
310	Donau	3	Kohlenbach	108,117		0,048	0,324	0,004	0,055	0,396	0,040	1,174	0,360	2,399	0,268	2,666
320	Donau	3	Großache, Tiroler Achen	160,718		0,029	1,130	0,001	0,029	0,287	0,034	0,867	0,807	3,184	2,827	6,011
330	Donau	3	Großache, Tiroler Achen	194,771		0,040	0,956	0,001	0,034	0,597	0,047	1,035	1,533	4,243	2,470	6,714
370	Donau	3	Krimmler Ache	129,290		0,028	1,089	0,394	0,001	1,359	0,003	0,242	0,074	3,190	0,000	3,190
380	Donau	3	Stubache	140,946		0,108	1,666	0,229	0,001	0,884	0,019	0,574	0,074	3,556	0,000	3,556
390	Donau	3	Fuscher Ache	164,527		0,024	0,945	0,139	0,004	0,738	0,015	0,479	0,154	2,497	0,000	2,497
400	Donau	3	Rauriser Ache, Huettwinklache	262,139		0,050	1,142	0,151	0,036	0,918	0,034	0,873	0,213	3,419	1,090	4,509
410	Donau	3	Gasteiner Ache	224,483	Gebirge - Kalibrierung	0,055	2,338	0,303	0,005	7,876	0,019	0,570	0,737	11,903	0,000	11,903
420	Donau	3	Gasteiner Ache	107,999		0,018	0,529	0,005	0,026	0,257	0,022	0,466	0,386	1,708	5,942	7,650
430	Donau	3	Grossarler Ache	184,846	Gebirge - Kalibrierung	0,029	1,001	0,085	0,018	0,633	0,030	0,627	0,279	2,702	0,000	2,702
435	Donau	3	Grossarler Ache	52,219		0,008	0,177	0,000	0,016	0,139	0,009	0,259	0,076	0,684	0,317	2,000
440	Donau	3	Kleinarter Ache	142,233		0,037	0,652	0,025	0,041	0,499	0,033	0,674	0,422	2,382	0,383	2,765
450	Donau	3	Fritzbach	154,976		0,027	0,681	0,001	0,018	0,593	0,053	0,714	0,321	2,408	1,285	3,693
460	Donau	3	Lammer	171,830		0,023	0,774	0,040	0,068	0,767	0,029	0,645	0,550	2,895	0,322	3,217
470	Donau	3	Lammer	223,353		0,033	1,004	0,031	0,076	1,036	0,038	1,262	0,615	4,096	0,468	4,564
480	Donau	3	Oberalm, Taugl Hintersee	198,334		0,090	0,745	0,000	0,179	0,816	0,053	1,709	1,267	4,859	0,070	4,929
500	Donau	3	Fischach, Steinbach-Neumarkt.	166,451		0,230	1,039	0,000	0,200	0,212	0,154	1,996	4,792	8,623	2,037	10,660

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tezgebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:										
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag
510	Donau	3	Ursiau	122,455		0,016	0,786	0,046	0,043	0,446	0,045	0,737	1,185	3,304	0,000	3,304
520	Donau	3	Leogangerache, Schwarzleobach	112,189		0,017	0,465	0,034	0,018	0,444	0,029	0,483	0,331	1,821	0,000	1,821
530	Donau	3	Haselbach, Loferbach	116,741		0,022	0,317	0,011	0,005	0,545	0,019	1,109	0,443	2,470	0,344	2,814
540	Donau	3	Saalach	524,400		0,095	2,198	0,105	0,074	1,904	0,099	2,472	1,279	8,227	7,567	15,793
570	Donau	3	Olichten, Olichtenbach	113,751		0,041	0,858	0,000	0,117	0,187	0,010	1,568	0,899	3,680	0,000	3,680
580	Donau	3	Moosache	126,602		0,047	0,494	0,000	0,131	0,144	0,354	3,326	1,651	6,646	0,293	6,940
600	Donau	3	Enknach	120,044		0,011	0,177	0,000	0,989	0,186	0,045	0,966	0,752	3,127	0,000	3,127
610	Donau	3	Enknach	19,867		0,002	0,042	0,000	0,002	0,044	0,009	0,060	0,880	1,039	0,000	1,039
620	Donau	3	Schwemmbach	221,723		0,015	0,493	0,000	0,110	0,680	0,009	0,622	1,996	3,925	0,000	3,925
630	Donau	3	Mattig	228,653		0,402	0,307	0,000	1,012	0,280	0,076	1,962	3,448	7,487	9,313	16,800
640	Donau	3	Ach	43,324		0,004	0,004	0,000	0,494	0,101	0,026	0,514	0,283	1,518	0,085	1,603
650	Donau	3	Ach	270,255		0,036	0,954	0,000	7,152	0,422	0,551	1,944	1,886	12,946	2,032	14,979
660	Donau	3	Gurtenbach	98,797		0,007	0,325	0,000	6,927	0,242	0,089	0,510	0,543	8,644	0,127	8,771
670	Donau	3	Antiesen	139,600		0,018	0,326	0,000	4,801	0,206	0,108	1,562	2,294	9,315	4,363	13,678
680	Donau	3	Antiesen	143,456		0,027	0,462	0,000	10,530	0,360	0,089	0,875	1,114	13,457	1,108	14,565
690	Donau	3	Pram	83,768		0,014	0,254	0,000	3,963	0,089	0,031	0,428	0,777	5,556	1,376	6,932
700	Donau	3	Pram	222,106		0,032	0,688	0,000	8,899	0,560	0,378	4,339	1,556	16,451	1,182	17,633
710	Donau	3	Pram	77,568		0,018	0,245	0,000	4,105	0,272	0,110	0,461	0,898	6,109	0,334	6,443
900	Donau	3	Salzach	920,450		0,484	9,391	0,941	0,097	4,422	0,251	6,758	3,038	25,382	10,880	36,262
910	Donau	3	Salzach	734,452		0,214	3,821	0,324	0,261	3,271	0,164	3,940	3,963	15,959	9,745	25,704
920	Donau	3	Salzach	386,214		0,360	2,352	0,000	0,667	0,814	0,045	11,285	26,500	42,022	50,100	92,122
1000	Donau	3	Inn, En	512,129		0,125	2,440	0,260	0,031	3,069	0,058	2,730	1,246	9,960	2,995	12,955
1010	Donau	3	Inn, En	180,665		0,068	0,557	0,054	0,016	0,861	0,031	0,672	0,635	2,894	2,185	5,078
1020	Donau	3	Inn, En	530,309	Gebirge - Validierung	0,208	2,043	0,107	0,342	1,995	0,135	2,002	12,215	19,047	16,202	35,249
1030	Donau	3	Inn, En	1008,429	Gebirge - Validierung	0,375	6,592	0,274	0,396	3,659	0,273	12,869	11,605	36,043	20,905	56,948
1050	Donau	3	Inn, En	304,411		0,697	0,873	0,000	7,946	0,453	0,258	1,773	2,069	14,069	2,343	16,412
1100	Donau	4	Ranna	82,044		0,021	1,106	0,000	0,127	0,150	0,119	3,003	0,529	5,053	0,000	5,053
1110	Donau	4	Kleine Mühl	201,544		0,022	0,674	0,000	0,689	0,297	0,087	6,974	1,473	10,216	0,988	11,204
1120	Donau	4	Kleine Mühl, Großer Mühl	108,906		0,019	0,510	0,000	0,135	0,214	0,140	5,638	0,623	7,281	0,000	7,281
1130	Donau	4	Milchbach	146,922		0,040	0,669	0,000	0,660	0,231	0,144	6,270	1,160	9,175	2,399	11,574
1140	Donau	4	Große Mühl, Großer Mühl	151,241		0,028	1,022	0,000	0,156	0,383	0,163	5,578	0,940	8,272	1,174	9,445
1150	Donau	4	Aschach	312,157		0,039	0,819	0,000	11,613	0,689	0,612	4,792	2,316	20,880	1,879	22,758
1160	Donau	4	Aschach	47,698		0,028	0,086	0,000	0,569	0,240	0,001	0,601	0,495	2,021	1,535	3,555
1170	Donau	4	Trattnach	196,226		0,036	0,538	0,000	10,160	0,567	0,059	0,977	2,569	14,906	5,956	20,862
1180	Donau	4	Innbach	301,976		0,071	0,763	0,000	18,683	1,330	0,128	1,706	3,118	25,798	0,973	26,771
1190	Donau	4	Pesenbach	108,690		0,037	0,242	0,000	1,562	0,364	0,032	2,260	0,967	5,464	0,062	5,526
1200	Donau	4	Große Rodl	268,010		0,039	0,759	0,000	1,395	0,702	0,285	6,670	2,498	12,349	1,038	13,387
1210	Donau	4	Diesenleitenbach, Donau-Altarm, Großer Haselbach	54,568		0,008	0,146	0,000	0,197	0,125	0,083	1,232	2,788	4,578	0,000	4,578

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tegebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:										
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag
1220	Donau	4	Gosaubach	110,886		0,040	0,155	0,006	0,005	3,451	0,010	0,353	0,298	4,318	0,000	4,318
1230	Donau	4	Ischl, Krotenseebach	253,626		0,506	0,464	0,003	0,039	0,904	0,122	3,535	2,257	7,829	0,000	7,829
1240	Donau	4	Fuschler Ache, Eibenseebach	114,420		0,108	0,811	0,000	0,116	0,318	0,062	1,271	2,437	5,123	0,765	5,888
1250	Donau	4	Dürre Ager, Ruezingbach	94,668		0,016	0,294	0,000	0,503	0,246	0,037	0,331	1,286	2,712	0,000	2,712
1260	Donau	4	Vöckla	246,417		0,035	1,344	0,000	0,240	0,607	0,046	1,457	2,092	5,822	0,559	6,380
1270	Donau	4	Vöckla	98,632	Gebirge - Validierung	0,019	0,331	0,000	0,151	0,150	0,033	0,617	2,122	3,422	2,659	6,080
1280	Donau	4	Ager, Riedelbach, Seeache, Zeller Ache	376,405	Gebirge - Validierung	2,264	1,517	0,000	0,476	1,035	0,154	1,687	3,588	10,721	4,824	15,545
1290	Donau	4	Ager, Riedelbach, Seeache, Zeller Ache	324,761	Gebirge - Validierung	0,089	1,657	0,000	3,560	0,787	0,186	2,511	5,385	14,174	3,660	17,834
1300	Donau	4	Alm, Kolimkarbach	243,148		0,062	0,299	0,012	0,003	1,230	0,009	0,388	2,337	2,337	0,000	2,337
1310	Donau	4	Alm, Kolimkarbach	258,660		0,075	1,980	0,000	4,486	1,238	0,099	1,737	2,152	11,767	0,929	12,697
1320	Donau	4	Krems	140,397		0,028	0,578	0,000	8,214	0,331	0,074	0,674	2,135	12,033	1,793	13,826
1330	Donau	4	Krems	239,828		0,049	0,656	0,000	18,714	0,738	0,195	2,447	3,842	26,641	3,007	29,648
1340	Donau	4	Ipfbach	129,800		0,047	0,188	0,000	6,837	0,340	0,101	0,760	1,562	9,835	0,000	9,835
1350	Donau	4	Kristeiner Bach, Penkinger Bach	135,303		0,012	0,429	0,000	7,315	0,314	0,109	0,584	1,838	10,601	0,000	10,601
1360	Donau	4	Kleine Gusen	112,128		0,011	0,072	0,000	0,703	0,224	0,286	0,822	1,105	3,224	0,527	3,750
1370	Donau	4	Gusen, Große Gusen	111,068		0,017	0,079	0,000	0,679	0,211	0,253	0,877	1,452	3,578	1,860	5,438
1380	Donau	4	Gusen, Große Gusen	72,893		0,021	0,121	0,000	3,415	0,260	0,096	0,266	1,251	5,888	0,467	6,355
1390	Donau	4	Talbach	134,828		0,053	0,809	0,140	0,004	0,784	0,054	1,096	0,101	3,042	0,000	3,042
1400	Donau	4	Kleinsölkbach	128,589		0,033	0,681	0,071	0,003	0,530	0,000	0,641	0,191	2,151	0,000	2,151
1410	Donau	4	Sölkbach	157,606		0,043	0,882	0,026	0,006	0,402	0,009	0,616	0,094	2,079	0,000	2,079
1420	Donau	4	Salza	231,827		0,037	0,512	0,013	0,031	0,833	0,298	3,363	0,730	5,816	0,283	6,099
1430	Donau	4	Donnersbach	196,227		0,034	0,366	0,007	0,025	0,426	0,175	0,453	0,427	1,912	0,550	2,462
1440	Donau	4	Gulling, Schwarzer Gullingbach	168,193		0,035	0,877	0,003	0,010	0,502	0,105	0,970	0,226	2,729	0,000	2,729
1450	Donau	4	Mödingbach, Triebenbach	111,644		0,015	0,490	0,029	0,006	0,422	0,001	0,208	0,233	1,405	0,000	1,405
1460	Donau	4	Palten	259,988		0,050	1,167	0,027	0,026	0,868	0,386	1,298	1,078	4,901	4,317	9,218
1470	Donau	4	Erzbach	255,008		0,035	0,804	0,071	0,004	1,121	0,000	0,325	0,865	3,225	0,667	3,892
1480	Donau	4	Aschbach, Ratsohlbach	114,208		0,009	0,341	0,006	0,006	0,492	0,000	0,216	0,579	1,649	0,000	1,649
1490	Donau	4	Lassingbach, Zellerbrunnbach	106,198		0,022	0,062	0,001	0,000	0,510	0,000	0,112	0,029	0,737	0,000	0,737
1500	Donau	4	Salza	324,563		0,053	0,341	0,015	0,017	1,457	0,000	0,452	0,198	2,532	0,000	2,532
1510	Donau	4	Salza	321,727		0,045	0,353	0,011	0,025	1,499	0,000	0,487	0,436	2,857	0,975	3,832
1520	Donau	4	Haselbach, Reichramingbach, Zizelsbach	170,736		0,026	0,104	0,000	0,008	0,852	0,009	0,217	0,129	1,345	0,000	1,345

Phosphoremissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Teugebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. - Flächen	Erosion v. natürl. - Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag
1530	Donau	4	Teichl	238,968		0,039	0,959	0,022	0,122	1,053	0,065	3,841	0,981	7,081	0,677	7,758
1540	Donau	4	Krumme Steyring	136,175		0,019	0,106	0,001	0,020	0,745	0,005	0,157	0,268	1,321	0,184	1,505
1550	Donau	4	Steyr	23,949	Gebirge - Kalibrierung	0,002	0,047	0,004	0,001	0,160	0,002	0,072	0,026	0,314	0,000	0,314
1560	Donau	4	Steyr	515,870	Gebirge - Validierung	0,149	1,719	0,014	0,585	2,298	0,087	2,299	4,232	11,383	0,248	11,630
1570	Donau	4	Feldaist	65,083		0,007	0,110	0,000	0,162	0,106	0,208	1,096	0,793	2,483	0,000	2,483
1580	Donau	4	Feldaist	197,962		0,038	0,351	0,000	0,827	0,351	0,588	3,511	1,458	7,124	2,331	9,455
1590	Donau	4	Wald Aist	282,076		0,051	0,571	0,000	0,119	0,881	0,335	3,817	0,679	6,454	0,668	7,121
1600	Donau	4	Aist	104,921		0,020	0,191	0,000	1,502	0,369	0,058	1,817	1,135	5,092	0,456	5,548
1610	Donau	4	Erla	180,919		0,035	0,510	0,000	13,539	0,841	0,007	0,789	1,060	16,781	1,434	18,215
1620	Donau	4	Klambach	98,794		0,014	0,160	0,000	1,241	0,264	0,010	0,743	0,530	2,961	0,389	3,350
1630	Donau	4	Naarn, Große Naarn	79,303		0,011	0,190	0,000	0,028	0,263	0,000	1,349	0,151	1,991	0,000	1,991
1640	Donau	4	Naarn, Große Naarn	291,627		0,055	0,492	0,000	2,266	0,800	0,052	4,087	1,395	9,146	1,388	10,534
1650	Donau	4	Ysper, Große Ysper	164,516		0,022	0,381	0,000	0,250	0,619	0,005	1,778	0,321	3,375	0,417	3,792
1660	Donau	4	Ois	111,521		0,016	0,199	0,000	0,117	0,858	0,002	0,326	0,340	1,859	0,107	1,966
1680	Donau	4	Url	156,166		0,018	0,413	0,000	5,961	0,244	0,037	0,724	0,862	8,260	1,177	9,436
1690	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	508,902	Gebirge - Kalibrierung	0,113	0,746	0,004	0,157	2,572	0,000	0,973	1,053	5,619	0,576	6,195
1700	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	331,767		0,062	2,403	0,000	8,803	2,050	0,021	2,834	4,052	20,226	7,593	27,819
1710	Donau	4	Ybbs, Ois, Weiße Ois	178,509		0,037	1,753	0,000	7,492	0,645	0,012	2,112	0,834	12,885	1,340	14,225
1720	Donau	4	Kleine Erlauf	170,509		0,027	0,450	0,000	1,276	0,497	0,005	0,703	0,965	3,923	1,250	5,173
1730	Donau	4	Erlauf	183,373	Gebirge - Kalibrierung	0,049	0,243	0,003	0,023	0,818	0,011	0,312	0,242	1,700	0,000	1,700
1740	Donau	4	Erlauf	283,265		0,071	0,780	0,000	4,158	1,035	0,029	1,071	2,157	9,300	1,959	11,258
1750	Donau	4	Weitenbach	228,651		0,046	0,244	0,000	0,963	0,626	0,020	2,351	0,639	4,889	1,034	5,924
1760	Donau	4	Mank	129,975		0,016	0,198	0,000	4,149	0,730	0,007	0,899	0,512	6,510	0,467	6,977
1770	Donau	4	Melk	175,214		0,030	0,311	0,000	9,139	0,617	0,012	1,419	0,837	12,365	0,250	12,615
1780	Donau	4	Pielach	289,347		0,036	0,595	0,000	0,443	0,942	0,007	1,031	0,903	3,958	0,060	4,018
1790	Donau	4	Pielach	304,058		0,054	0,393	0,000	18,314	1,042	0,141	1,997	1,808	23,750	2,761	26,511
1800	Donau	4	Krems, Große Krems	206,325		0,026	0,257	0,000	1,228	0,504	0,164	2,854	0,453	5,487	0,137	5,624
1810	Donau	4	Krems, Große Krems	142,930		0,048	0,047	0,000	1,251	0,413	0,009	0,515	1,418	3,702	6,528	10,231
1820	Donau	4	Fladnitz	182,271		0,020	0,052	0,000	6,539	0,535	0,066	0,349	0,904	8,465	0,127	8,592
1830	Donau	4	Unrechtraisen	153,696		0,012	0,115	0,000	0,008	0,629	0,000	0,206	0,356	1,326	0,760	2,086
1840	Donau	4	Gölsen, Gerstbach	296,518		0,038	0,317	0,000	0,214	1,107	0,044	0,540	0,893	3,154	0,530	3,684
1850	Donau	4	Traisen	282,341		0,060	0,412	0,000	0,273	1,097	0,010	0,741	1,678	4,271	0,000	4,271
1860	Donau	4	Traisen	187,654		0,106	0,064	0,000	6,566	0,285	0,021	0,448	3,466	10,956	12,567	23,522
1870	Donau	4	Kleiner Kamp	154,559		0,017	0,305	0,000	0,080	0,540	0,027	2,990	0,246	4,206	0,000	4,206
1880	Donau	4	Zwettl	267,070		0,043	0,440	0,000	2,125	0,598	0,251	5,622	0,792	9,872	0,207	10,078
1890	Donau	4	Purzellkamp	152,242		0,036	0,232	0,000	1,191	0,497	0,217	1,211	0,307	4,602	0,000	4,602
1900	Donau	4	Taiffa, Große Taiffa	252,268		0,024	0,137	0,000	3,941	0,559	0,105	1,056	0,676	6,579	0,776	7,355
1910	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	205,534		0,030	0,353	0,000	1,296	0,569	0,147	4,902	0,676	7,973	1,659	9,633
1920	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	374,044		0,301	0,339	0,000	2,715	1,139	0,159	3,035	0,504	8,192	0,251	8,444
1930	Donau	4	Kamp, Großer Kamp	350,442		0,073	0,442	0,000	6,767	0,884	0,031	2,880	1,239	12,317	1,222	13,538

Phosphoremissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtphosphor-eintrag
1940	Donau	4	Mühikamp	34,100		0,024	0,033	0,000	0,000	0,013	0,000	0,214	0,490	1,736	0,442	2,178
1950	Donau	4	Michelbach	130,524		0,018	0,136	0,000	0,000	0,691	0,070	0,795	0,491	4,520	0,000	4,520
1960	Donau	4	Perschling	167,223		0,026	0,091	0,000	0,000	0,574	0,093	0,607	0,708	11,578	0,943	12,521
1970	Donau	4	Große Tulln, Laabenbach	275,450		0,056	0,138	0,000	0,000	0,769	0,258	0,310	2,216	13,406	5,788	19,195
1980	Donau	4	Kleine Tulln, Koglbach	96,605		0,013	0,049	0,000	0,000	0,358	0,082	0,076	0,855	4,555	0,000	4,555
1990	Donau	4	Gmoosbach, Kleiner Gmoosbach	132,663		0,007	0,039	0,000	0,000	0,049	0,084	0,090	0,316	6,447	0,400	6,847
2000	Donau	4	Göllersbach	316,934		0,014	0,072	0,000	0,000	0,634	0,078	0,177	1,115	12,412	1,095	13,507
2010	Donau	4	Semningbach	173,536		0,014	0,051	0,000	0,000	0,155	0,143	0,126	1,161	12,451	1,716	14,167
2020	Donau	4	Schmida	514,754		0,062	0,106	0,000	0,000	20,477	0,730	0,865	1,728	24,088	2,673	26,761
2030	Donau	4	Wien	109,002		0,023	0,094	0,000	0,000	0,428	0,004	0,229	0,730	1,589	1,418	3,006
2040	Donau	4	Wien	122,850		0,016	0,000	0,000	0,000	0,298	0,000	0,030	13,648	14,022	0,000	14,022
2050	Donau	4	Mödling, Mödlinger Wildbach	100,305		0,019	0,047	0,000	0,000	0,192	0,037	0,170	1,322	1,851	3,733	5,585
2060	Donau	4	Triesting	390,697		0,118	0,206	0,000	0,000	1,089	0,181	0,819	2,986	5,794	1,653	7,447
2070	Donau	4	Liesing, Reiche Liesing	117,357		0,018	0,052	0,000	0,000	0,354	0,030	0,218	3,415	4,346	0,394	4,739
2080	Donau	4	Kalter Gang	127,736		0,021	0,171	0,000	0,000	0,007	0,032	0,886	0,964	3,959	1,176	5,135
2090	Donau	4	Schwechat	297,283		0,062	0,316	0,000	0,000	0,895	0,029	0,387	2,798	4,888	17,568	22,455
2100	Donau	4	Schwechat	152,921		0,059	0,000	0,000	0,000	0,088	0,130	0,153	2,889	4,704	12,899	17,603
2110	Donau	4	Piesting, Piesting (Kalter Gang)	351,720		0,034	0,491	0,000	0,000	1,168	0,013	0,849	2,297	4,942	5,402	10,344
2120	Donau	4	Fischa	220,017		0,069	0,350	0,000	0,000	2,395	0,072	2,420	2,004	7,604	0,375	7,979
2130	Donau	4	Rußbach	163,317		0,010	0,051	0,000	0,000	0,399	0,079	0,124	0,985	8,710	2,712	11,421
2140	Donau	4	Rußbach	355,631		0,039	0,243	0,000	0,000	3,641	0,072	0,983	0,906	5,987	3,292	9,279
2150	Donau	5	Thaunbach	107,107		0,018	0,134	0,000	0,000	0,893	0,187	1,006	0,273	2,537	0,477	3,013
2160	Donau	5	Taxenbach, Pstruhovec	95,827		0,033	0,076	0,000	0,000	1,675	0,172	0,098	0,255	3,064	0,000	3,064
2170	Donau	5	Mährische Thaya, Moravske Dyje	60,958		0,016	0,064	0,000	0,000	0,128	0,145	0,497	0,076	2,161	0,000	2,161
2180	Donau	5	Seebtsbach	119,411		0,018	0,101	0,000	0,000	0,225	0,151	0,787	0,402	3,858	0,310	4,168
2190	Donau	5	Fugnitz	138,162		0,015	0,067	0,000	0,000	0,337	0,108	0,432	0,182	4,521	0,000	4,521
2200	Donau	5	Pulkau	115,252		0,009	0,041	0,000	0,000	0,214	0,014	0,287	0,253	4,719	0,895	5,614
2210	Donau	5	Pulkau	421,537		0,025	0,125	0,000	0,000	19,114	0,320	0,824	1,314	22,102	9,631	31,733
2220	Donau	5	Hemetbach, Herbersbrunngraben	117,431		0,020	0,031	0,000	0,000	0,083	0,024	0,089	0,261	6,740	0,316	7,056
2230	Donau	5	Taschlbach	108,091		0,006	0,022	0,000	0,000	0,084	0,032	0,067	0,362	7,690	0,758	8,448
2240	Donau	5	Zaya	400,093		0,019	0,091	0,000	0,000	19,323	0,471	0,261	1,554	21,859	2,197	24,055
2250	Donau	5	Zaya	103,738		0,005	0,028	0,000	0,000	0,051	0,009	0,081	0,511	6,334	0,425	6,759
2260	Donau	5	Sulzbach	158,562		0,014	0,051	0,000	0,000	0,195	0,018	0,112	0,405	8,328	1,152	9,480
2270	Donau	5	Weidenbach	234,456		0,008	0,153	0,000	0,000	8,277	0,175	0,057	1,310	10,385	1,917	12,302
2280	Donau	5	Stempfelbach	163,070		0,014	0,205	0,000	0,000	0,081	0,000	0,764	0,639	1,855	0,649	2,504
2290	Donau	10	Siering	113,650		0,007	0,072	0,003	0,003	0,408	0,011	0,114	0,458	1,094	0,000	1,094

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:											Gesamtposphor-eintrag
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen		
2300	Donau	10	Schwarza	251,984	Gebirge - Kalibrierung	0,024	0,142	0,001	0,015	1,101	0,019	0,358	0,118	1,777	0,000	1,777	
2310	Donau	10	Schwarza	354,455		0,054	0,577	0,012	0,185	1,079	0,018	0,808	3,488	6,222	7,817	14,039	
2320	Donau	10	Großer Pestingbach	96,443		0,012	0,152	0,000	0,030	0,237	0,000	0,784	0,305	1,519	0,000	1,519	
2330	Donau	10	Feistritz, Trattenbach	117,390		0,009	0,158	0,000	0,028	0,333	0,000	0,322	0,337	1,187	0,000	1,187	
2340	Donau	10	Pitten	197,131		0,019	0,069	0,000	0,402	0,511	0,003	0,715	1,026	2,746	2,595	5,341	
2350	Donau	10	Warme Fische, Maierdorfer Graben	264,544		0,048	0,535	0,000	0,469	0,485	0,049	0,756	3,963	6,305	14,844	21,149	
2360	Donau	10	Leitha, Lajta	168,625		0,070	0,130	0,000	1,016	0,346	0,012	0,868	1,455	3,897	1,144	5,041	
2370	Donau	10	Leitha, Lajta	552,628		0,094	0,753	0,000	8,378	0,479	0,793	3,670	2,358	16,525	3,256	19,781	
2380	Donau	10	Stoobar Bach, Stoobarbach (Schwarzenbach)	280,768		0,024	0,055	0,000	2,430	0,690	0,124	0,444	1,221	4,988	1,156	6,144	
2390	Donau	10	Wulka	74,731		0,006	0,013	0,000	1,125	0,201	0,013	0,099	0,804	2,262	0,000	2,262	
2400	Donau	10	Wulka	136,668		0,015	0,009	0,000	4,910	0,201	0,066	0,107	1,092	6,341	0,000	6,341	
2403	Donau	10	Nodbach	62,225		0,005	0,003	0,000	1,545	0,067	0,030	0,065	1,943	0,000	1,943		
2405	Donau	10	Wulka	129,928		0,014	0,000	0,000	2,078	0,190	0,085	0,048	1,120	3,536	3,647	7,182	
2410	Donau	10	Goldbach	99,316		0,009	0,005	0,000	1,820	0,259	0,028	0,060	0,220	2,401	0,310	2,711	
2420	Donau	10	Einserkanal, Hansagi-foccatorna	955,525		5,507	0,150	0,000	4,864	0,303	0,724	0,949	2,937	15,433	1,281	16,714	
2440	Donau	10	Rabnitz	99,797		0,010	0,057	0,000	0,356	0,234	0,007	0,610	0,216	1,490	0,000	1,490	
2450	Donau	10	Rabnitz	210,183		0,020	0,023	0,000	1,952	0,518	0,071	0,150	0,280	3,013	1,039	4,052	
2460	Donau	10	Weirzbach	101,834		0,009	0,075	0,000	0,694	0,329	0,031	0,527	1,190	2,855	4,576	7,430	
2470	Donau	10	Rabnitzbach	130,041		0,016	0,078	0,000	0,693	0,329	0,003	0,528	1,112	2,760	0,121	2,880	
2480	Donau	10	Pöllauer Saifen	180,656		0,024	0,110	0,000	6,829	1,476	0,050	1,247	0,619	10,614	0,467	11,081	
2490	Donau	10	Herbberger Saifen, Safen	200,827		0,020	0,069	0,000	7,396	1,424	0,124	0,751	1,360	11,144	3,427	14,570	
2500	Donau	10	Iizbach	197,385		0,024	0,063	0,000	7,306	3,328	0,059	0,484	1,198	12,461	0,367	12,828	
2505	Donau	10	Feistritz, Sattelbach	409,903		0,058	0,606	0,000	0,254	1,192	0,000	3,124	0,997	6,230	0,367	6,597	
2510	Donau	10	Feistritz, Sattelbach	242,566		0,096	0,105	0,000	5,161	1,332	0,213	0,717	0,761	8,384	1,767	10,151	
2520	Donau	10	Rittschein, Mayerbach	138,583		0,012	0,050	0,000	7,775	1,484	0,128	0,271	0,322	10,040	0,117	10,157	
2530	Donau	10	Lafnitz, Lafnice	505,637		0,077	0,397	0,000	4,932	1,416	0,128	3,187	2,213	12,350	4,146	16,496	
2540	Donau	10	Lafnitz, Lafnice	112,211		0,041	0,002	0,000	4,229	0,892	0,007	0,026	0,206	5,403	2,805	8,209	
2550	Donau	10	Tauchenbach	90,128		0,010	0,027	0,000	0,204	0,303	0,029	0,274	0,385	1,231	0,127	1,358	
2560	Donau	10	Tauchenbach	97,330		0,012	0,012	0,000	2,680	0,280	0,048	0,086	0,155	3,275	0,425	3,699	
2570	Donau	10	Zickenbach, Fröscheuraubach, Seraubach	133,884		0,016	0,022	0,000	2,393	0,340	0,069	0,189	0,568	3,597	1,022	4,619	
2580	Donau	10	Wiesenbach	94,957		0,025	0,017	0,000	1,030	0,699	0,000	0,034	0,279	2,083	0,662	2,745	
2590	Donau	10	Strem	233,860		0,046	0,025	0,000	5,820	1,945	0,000	0,194	0,432	8,462	0,850	9,312	
2595	Donau	10	Strem	92,600		0,014	0,011	0,000	0,701	0,344	0,022	0,015	0,056	1,162	0,080	1,242	
2600	Donau	10	Pinka	348,440		0,047	0,122	0,000	4,442	0,972	0,001	0,906	1,933	8,422	1,718	10,140	
2610	Donau	10	Pinka	95,089		0,018	0,015	0,000	2,637	0,250	0,051	0,090	0,091	3,153	0,076	3,228	

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:											
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag		
2620	Donau	10	Zöbernbach	165,248		0,022	0,087	0,000	0,593	0,356	0,018	0,982	0,572	2,629	0,258	2,888	
2630	Donau	10	Güns, Gyöngyös	123,641		0,015	0,050	0,000	0,445	0,421	0,027	0,197	0,163	1,318	0,118	1,436	
2640	Donau	10	Raab, Raba	222,773		0,035	0,174	0,000	0,973	0,634	0,036	1,220	1,177	4,249	0,483	4,732	
2650	Donau	10	Raab, Raba	436,668		0,106	0,215	0,000	15,172	4,484	0,329	1,384	1,299	22,990	6,894	29,883	
2660	Donau	10	Raab, Raba	198,505		0,026	0,064	0,000	2,871	1,256	0,009	0,468	0,341	5,035	0,000	5,035	
2700	Donau	9	Villgratenbach	176,248		0,031	0,779	0,179	0,009	1,122	0,008	0,305	0,112	2,545	0,000	2,545	
2710	Donau	9	Tauerbach	221,344		0,054	1,670	0,496	0,001	56,339	0,013	0,530	0,204	59,308	0,000	59,308	
2720	Donau	9	Schwarzach	320,665		0,068	1,723	0,482	0,002	15,632	0,016	0,592	0,189	18,704	0,238	18,942	
2730	Donau	9	Kaiser-Bach	166,361		0,025	0,836	0,279	0,001	27,105	0,006	0,264	0,078	28,595	0,000	28,595	
2740	Donau	9	Isel	293,257	Gebirge - Kalibrierung	0,048	2,118	0,478	0,002	74,230	0,030	0,909	0,362	78,178	0,000	78,178	
2750	Donau	9	Isel	198,489	Gebirge - Validierung	0,063	0,682	0,117	0,020	1,040	0,027	0,653	0,602	3,205	0,635	3,840	
2760	Donau	9	Mallnitzbach	121,554		0,025	0,987	0,210	0,002	2,144	0,009	0,343	0,099	3,819	0,000	3,819	
2770	Donau	9	Möll	779,034		0,217	3,745	0,645	0,008	65,834	0,051	2,054	0,615	73,188	0,877	74,066	
2775	Donau	9	Möll	200,471		0,060	1,069	0,149	0,010	1,056	0,023	0,671	0,544	3,582	0,000	3,582	
2780	Donau	9	Malta, Großelendbach	268,536		0,156	0,525	0,429	0,005	1,981	0,019	0,256	0,200	3,570	0,000	3,570	
2790	Donau	9	Seebach, Kleinkirchheimerbach, Riegerbach	286,650		0,530	0,679	0,000	0,034	0,668	0,052	0,712	1,493	4,169	0,000	4,169	
2800	Donau	9	Lieser	360,496	Gebirge - Validierung	0,059	1,245	0,042	0,022	0,944	0,027	0,910	0,269	3,518	0,139	3,657	
2810	Donau	9	Lieser	119,840	Gebirge - Validierung	0,031	0,234	0,053	0,010	0,502	0,017	0,237	0,572	1,656	0,000	1,656	
2820	Donau	9	Almbach, Weißenbach	182,682		0,247	0,274	0,000	0,006	0,598	0,018	0,387	0,295	1,826	0,000	1,826	
2830	Donau	9	Afritzer Bach, Kohlweisbach	139,777		0,033	0,267	0,000	0,020	0,464	0,039	0,437	0,482	1,742	0,000	1,742	
2840	Donau	9	Seebach, Tieberbach	174,833		0,402	0,547	0,000	0,154	0,440	0,069	0,679	2,568	4,859	0,000	4,859	
2850	Donau	9	Gail	304,074	Gebirge - Kalibrierung	0,040	1,443	0,105	0,018	1,105	0,023	0,705	0,238	3,677	0,000	3,677	
2860	Donau	9	Gail	475,469		0,095	2,877	0,064	0,046	1,641	0,150	2,271	1,610	8,755	0,117	8,872	
2870	Donau	9	Gail	437,935	Gebirge - Validierung	0,213	1,831	0,020	0,083	1,255	0,192	1,939	3,823	9,356	0,975	10,330	
2880	Donau	9	Vellach	220,511	Gebirge - Kalibrierung	0,027	0,578	0,006	0,023	0,839	0,015	0,651	0,353	2,493	0,231	2,724	
2890	Donau	9	Olsa, Perchauerbach	199,272		0,033	0,261	0,000	0,062	0,531	0,017	1,430	0,474	2,808	0,217	3,025	
2900	Donau	9	Metnitz	271,576	Gebirge - Validierung	0,037	0,474	0,001	0,031	0,906	0,068	0,702	0,566	2,785	0,000	2,785	
2910	Donau	9	Görschitz, Görschitzbach, Hörfeldbach, Waldbach	314,579		0,046	0,504	0,002	0,060	1,044	0,019	1,127	0,492	3,295	0,019	3,314	

Phosphoremissionen [t/J] aus:																
EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	atmosph.	Oberflächen-	Schnee-	Erosion v.	Erosion v. natürl.	Dränagen	Grund-	Abfluss urbaner	Σ aus diffusen	Punkt-	Gesamtposphor-
						Deposition	abfluss	schmelze	landwirt. -	Flächen	Flächen	wasser	Flächen	Quellen	quellen	eintrag
2920	Donau	9	Wimitzbach	131,235		0,026	0,139	0,000	0,149	0,423	0,014	0,355	0,378	1,484	0,000	1,484
2930	Donau	9	Glanfurt, Rajacherbach	229,858		0,788	0,415	0,000	0,446	0,533	0,062	0,893	6,031	9,167	9,570	18,737
2940	Donau	9	Glan	311,412		0,082	0,403	0,000	3,229	0,857	0,139	2,882	1,865	9,456	5,167	14,623
2950	Donau	9	Glan	152,715		0,056	0,257	0,000	1,359	0,628	0,152	0,774	3,947	7,174	0,000	7,174
2960	Donau	9	Gurk	52,596	Gebirge - Kalibrierung	0,006	0,157	0,000	0,003	0,181	0,000	0,073	0,288	0,708	0,000	0,708
2970	Donau	9	Gurk	183,645	Gebirge - Kalibrierung	0,041	0,467	0,000	0,034	0,564	0,001	0,382	0,243	1,731	0,000	1,731
2980	Donau	9	Gurk	368,835	Gebirge - Validierung	0,072	0,489	0,000	0,098	1,243	0,034	2,118	0,803	4,858	1,730	6,587
2990	Donau	9	Gurk	368,959	Gebirge - Validierung	0,085	0,609	0,000	3,877	1,046	0,142	4,671	1,877	12,306	1,440	13,746
3000	Donau	9	Wölfnitzbach	123,827		0,014	0,207	0,000	0,220	0,387	0,041	0,373	0,338	1,580	0,548	2,128
3010	Donau	9	Feistritz	102,733		0,009	0,255	0,000	0,733	0,381	0,008	0,237	0,429	2,053	0,000	2,053
3020	Donau	9	Waldensteiner Bach	108,422		0,014	0,234	0,000	0,029	0,357	0,003	0,465	0,118	1,219	0,000	1,219
3030	Donau	9	Lavant	269,402	Gebirge - Kalibrierung	0,046	0,491	0,000	0,077	0,849	0,003	0,955	0,572	2,993	1,029	4,022
3040	Donau	9	Lavant	385,729	Gebirge - Kalibrierung	0,062	0,593	0,000	0,968	0,983	0,006	1,245	2,493	6,350	0,000	6,350
3050	Donau	9	Lavant	204,160	Gebirge - Validierung	0,032	0,298	0,000	1,983	0,596	0,009	1,964	0,873	5,755	8,429	14,184
3060	Donau	9	Feistritz, Bistrica	121,801		0,042	0,353	0,000	0,003	0,443	0,000	0,174	0,376	1,392	0,000	1,392
3070	Donau	8	Zederhausbach	161,548		0,028	0,591	0,045	0,010	0,498	0,008	0,318	0,102	1,599	0,000	1,599
3080	Donau	8	Taurach-Lungau	380,975		0,094	1,825	0,171	0,076	1,488	0,061	1,368	0,509	5,593	0,000	5,593
3090	Donau	8	Turrach, Geißeckbach	133,006		0,033	0,474	0,010	0,002	0,423	0,006	0,168	0,025	1,142	0,000	1,142
3100	Donau	8	Paalbach	148,803		0,024	0,442	0,001	0,001	0,531	0,007	0,176	0,051	1,231	0,000	1,231
3110	Donau	8	Rantenbach	189,896		0,035	0,593	0,023	0,029	0,444	0,028	1,566	0,210	2,928	0,000	2,928
3120	Donau	8	Katschbach	177,673		0,025	0,503	0,008	0,027	0,435	0,004	0,989	0,287	2,278	0,000	2,278
3130	Donau	8	Eselbergbach, Wölzerbach	228,148		0,034	0,696	0,004	0,032	0,514	0,012	1,294	0,301	2,887	0,165	3,052
3140	Donau	8	Pusterwaldbach, Vorderer Pölsenbach	204,663		0,033	0,876	0,007	0,011	0,513	0,007	0,476	0,099	2,022	0,000	2,022
3150	Donau	8	Pölsbach, Pölsfluß	278,806		0,043	0,736	0,022	0,056	0,879	0,004	0,944	1,121	3,806	17,460	21,266
3160	Donau	8	Granitzenbach, Schmelzbach	255,022		0,040	0,567	0,004	0,073	0,765	0,008	2,246	0,629	4,331	0,600	4,931
3170	Donau	8	Ingeringbach	208,570		0,028	0,650	0,033	0,021	0,725	0,000	0,483	0,374	2,314	0,000	2,314
3180	Donau	8	Liesing, Wasserfallgraben	337,592		0,042	0,742	0,023	0,033	1,114	0,020	0,665	0,931	3,571	0,448	4,019
3190	Donau	8	Vorderberger Bach, Handlgrabenbach	191,322	Gebirge - Kalibrierung	0,016	0,316	0,017	0,015	0,659	0,000	0,313	1,709	3,045	0,685	3,730
3200	Donau	8	Ilgnerbach, Karlbach	104,816		0,008	0,105	0,037	0,006	0,466	0,000	0,132	0,077	0,830	0,000	0,830
3210	Donau	8	Reitsohlgrabenbach, Stühmbach, Thörlbach	253,111		0,032	0,314	0,063	0,027	1,095	0,007	0,315	0,879	2,730	1,050	3,780
3220	Donau	8	Laming	141,132		0,015	0,274	0,020	0,009	0,489	0,000	0,311	0,384	1,501	0,000	1,501

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:										
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen	Gesamtposphor-eintrag
3230	Donau	8	Mürz	102,081	Gebirge - Kalibrierung	0,011	0,109	0,002	0,001	0,450	0,000	0,097	0,099	0,769	0,000	0,769
3240	Donau	8	Mürz	628,103	Gebirge - Validierung	0,095	1,241	0,019	0,055	2,370	0,000	1,405	2,590	7,776	4,591	12,368
3250	Donau	8	Mürz	279,048	Gebirge - Validierung	0,052	0,513	0,000	0,064	0,954	0,009	0,782	3,002	5,375	9,483	14,858
3260	Donau	8	Upeibach	117,480		0,021	0,161	0,000	0,022	0,394	0,000	0,141	0,279	1,018	0,133	1,151
3270	Donau	8	Teigtsch	281,851		0,075	0,512	0,000	0,096	0,910	0,014	2,514	0,820	4,941	0,467	5,408
3280	Donau	8	Kainach	479,817		0,070	0,378	0,000	1,600	1,523	0,195	1,985	3,938	9,690	9,211	18,901
3290	Donau	8	Kainach	87,881		0,026	0,059	0,000	1,232	1,038	0,025	0,259	0,717	3,355	0,100	3,455
3300	Donau	8	Stiefing	150,753		0,033	0,123	0,000	8,239	3,839	0,109	0,599	0,878	13,820	5,783	19,604
3310	Donau	8	Hadernigbach,	229,450		0,059	0,367	0,000	1,654	0,731	0,002	1,790	1,250	5,853	0,763	6,615
3320	Donau	8	Saggaubach	174,419		0,040	0,206	0,000	2,815	0,806	0,007	0,843	1,156	5,872	1,567	7,439
3330	Donau	8	Laßnitz, Niedere	318,646		0,108	0,461	0,000	8,900	3,477	0,089	1,608	2,494	17,138	4,006	21,144
3340	Donau	8	Sulm	265,155		0,068	0,605	0,000	1,596	1,041	0,026	2,083	1,327	6,747	1,293	8,040
3350	Donau	8	Sulm	123,401		0,061	0,139	0,000	4,074	1,583	0,003	0,716	1,300	7,876	2,758	10,635
3360	Donau	8	Schwarzaubach,	184,702		0,028	0,176	0,000	11,481	3,410	0,118	0,681	0,914	16,807	0,233	17,040
3370	Donau	8	Zerlachbach	166,492		0,032	0,122	0,000	10,977	3,488	0,132	0,444	0,829	16,023	0,517	16,540
3380	Donau	8	Baumgartenbach,	120,364		0,013	0,058	0,000	7,918	1,971	0,115	0,368	0,570	11,013	2,984	13,997
3390	Donau	8	Gnasbach, Mühlgang	221,037		0,058	0,110	0,000	9,502	1,546	0,083	0,686	1,479	13,464	6,958	20,421
3400	Donau	8	Limbach, Ledava,	44,648		0,005	0,019	0,000	1,620	0,316	0,015	0,133	0,071	2,178	0,105	2,283
3500	Rhein	1	Litz	84,948	Gebirge - Kalibrierung	0,015	0,965	0,114	0,000	0,430	0,006	0,184	0,071	1,786	0,000	1,786
3510	Rhein	1	Litz	18,187		0,004	0,164	0,000	0,007	0,043	0,012	0,237	0,334	0,799	0,055	0,854
3520	Rhein	1	Aifenz, Rautzbach	172,075		0,047	0,652	0,108	0,010	0,744	0,012	0,344	0,548	2,466	0,000	2,466
3530	Rhein	1	Lutz, Lägerzumbach	76,728	Gebirge - Kalibrierung	0,008	0,182	0,014	0,007	0,315	0,002	0,176	0,041	0,744	0,000	0,744
3540	Rhein	1	Lutz, Lägerzumbach	108,335		0,027	0,486	0,005	0,090	0,403	0,015	0,512	0,537	2,075	0,000	2,075
3550	Rhein	1	Ill	434,352		0,174	5,098	0,583	0,010	2,024	0,053	1,386	1,825	11,153	0,748	11,901
3555	Rhein	1	Ill	333,243		0,142	2,194	0,065	0,079	1,254	0,084	1,588	7,528	12,933	4,373	17,306
3560	Rhein	1	Frutz	107,420		0,023	0,542	0,000	0,061	0,371	0,027	0,439	2,468	3,930	0,727	4,658
3580	Rhein	1	Dombierach	196,299		0,047	1,217	0,000	0,118	0,504	0,349	2,419	13,016	17,670	12,030	29,701
3590	Rhein	1	Subersach	91,580		0,027	0,405	0,001	0,026	0,383	0,065	0,679	0,403	1,989	0,000	1,989
3600	Rhein	1	Weissach	91,720		0,041	0,989	0,000	0,142	0,288	0,082	2,145	0,711	4,398	0,230	4,628
3610	Rhein	1	Rotach	36,210		0,011	0,351	0,000	0,042	0,124	0,032	1,332	2,108	2,108	0,102	2,210
3620	Rhein	1	Bregenzerach	397,003		1,323	2,051	0,009	0,257	1,240	0,129	2,706	4,670	12,386	0,789	13,175
3650	Elbe	2	Kettenbach	67,720		0,007	0,161	0,000	0,089	0,082	0,041	1,590	0,340	2,842	0,120	2,962
3660	Elbe	2	Maltsch, Malse	97,008		0,012	0,221	0,000	0,089	0,255	0,226	1,635	0,273	2,711	0,000	2,711
3670	Elbe	2	Braunaubach	272,823		0,205	0,361	0,000	1,153	0,658	0,363	5,950	1,299	9,990	0,439	10,429

EZG - ID	Flussgebiets-einheit	PLR	Flussname	Einzugs-gebietsgröße in [km²]	Tessgebiet	Phosphoremissionen [t/J] aus:											Gesamtposphor-eintrag
						atmosph. Deposition	Oberflächen-abfluss	Schnee-schmelze	Erosion v. landwirt. Flächen	Erosion v. natürl. Flächen	Dränagen	Grund-wasser	Abfluss urbaner Flächen	Σ aus diffusen Quellen	Punkt-quellen		
3680	Elbe	2	Reißbach, Dračice	101,044		0,059	0,183	0,000	0,097	0,321	0,012	1,261	0,260	2,192	0,233	2,426	
3690	Elbe	2	Lainsitz, Lutznice	308,988		0,074	0,551	0,000	0,750	0,911	0,149	4,244	1,115	7,774	1,640	9,414	
4000	Donau	4	Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	317,439	Gebirge - Kalibrierung	0,273	0,872	0,031		1,247	0,058	5,364	1,397	9,273	1,053	10,326	
4010	Donau	4	Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	717,355	Gebirge - Validierung	1,281	0,974	0,047	0,064	2,952	0,076	1,424	7,694	14,512	13,085	27,597	
4020	Donau	4	Traun, Grundlseer-Traun, Koppentraun, Toplitzbach	720,509		0,365	3,786	0,000	36,283	1,856	0,479	5,017	21,275	69,059	9,928	78,987	
4050	Donau	4	Enns	527,627		0,089	2,344	0,113	0,050	1,759	0,048	5,117	2,480	12,000	3,353	15,353	
4060	Donau	4	Enns	608,948		0,160	2,727	0,133	0,086	2,120	0,839	9,130	2,541	17,736	6,332	24,068	
4070	Donau	4	Enns	710,810		0,161	1,828	0,107	0,056	3,220	0,088	3,042	1,223	9,725	0,717	10,442	
4080	Donau	4	Enns	646,676		0,334	2,343	0,000	1,716	2,658	0,004	3,360	8,203	18,618	5,130	23,748	
4110	Donau	5	Thaya, Dufe, Dyje	1101,021		0,299	0,819	0,000	24,706	1,592	2,001	7,133	3,105	39,655	3,601	43,256	
4150	Donau	5	March, Morava	235,471		0,240	0,175	0,000	3,760	0,229	0,013	0,492	0,708	5,619	1,100	6,719	
4200	Donau	9	Drau, Drava	482,436	Gebirge - Validierung	0,105	1,883	0,218	0,050	2,553	0,056	1,393	2,031	8,289	3,117	11,405	
4210	Donau	9	Drau, Drava	654,110	Validierung	0,203	3,356	0,092	0,091	1,979	0,218	3,685	2,887	12,511	35,966	48,478	
4220	Donau	9	Drau, Drava	326,191	Validierung	0,252	0,832	0,001	0,066	0,913	0,103	1,491	4,558	8,217	13,289	21,506	
4230	Donau	9	Drau, Drava	839,485		0,959	2,597	0,000	1,488	2,776	0,241	4,579	4,070	16,711	1,145	17,856	
4240	Donau	9	Drau, Drava	142,398		0,112	0,279	0,000	0,411	0,403	0,005	0,472	0,468	2,150	0,189	2,339	
4300	Donau	8	Mur, Mura	412,286		0,102	1,500	0,062	0,051	1,361	0,070	1,471	0,549	5,166	4,628	9,794	
4310	Donau	8	Mur, Mura	691,860		0,207	1,516	0,003	0,144	2,025	0,049	3,299	1,940	9,183	6,632	15,815	
4320	Donau	8	Mur, Mura	706,657		0,200	0,877	0,000	0,153	2,188	0,055	3,428	4,617	11,518	14,442	25,960	
4330	Donau	8	Mur, Mura	790,999		0,267	0,581	0,000	0,535	2,338	0,000	0,993	13,757	18,471	121,282	139,754	
4340	Donau	8	Mur, Mura	287,898		0,260	0,153	0,000	2,904	1,391	0,009	0,771	9,927	15,415	10,186	25,601	
4350	Donau	8	Mur, Mura	55,524		0,098	0,041	0,000	1,492	0,281	0,009	0,271	0,182	2,375	0,486	2,861	
4400	Rhein	1	Rhein	186,162		1,340	0,996	0,000	0,106	0,176	0,373	1,464	9,726	14,180	14,091	28,271	
4990	Donau	3	Donau, Duna, Dunaj	227,583		0,220	0,484	0,000	0,485	0,316	0,075	2,853	0,827	5,261	1,058	6,319	
5010	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	154,023		0,291	0,239	0,000	2,756	0,242	0,015	0,545	8,656	12,744	67,007	79,751	
5020	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	390,669		0,570	1,081	0,000	9,071	1,347	0,005	1,853	1,887	15,814	3,175	18,989	
5030	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	499,094		0,652	0,616	0,000	6,994	1,719	0,008	3,619	2,380	15,988	6,435	22,423	
5040	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	613,171		1,206	0,137	0,000	9,664	1,251	0,274	0,957	3,083	16,571	24,236	40,807	
5050	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	367,892		0,827	0,044	0,000	0,633	0,378	0,000	1,379	11,010	14,271	165,430	179,700	
5060	Donau	4	Donau, Duna, Dunaj	166,094		0,336	0,236	0,000	0,722	0,264	0,065	1,256	0,810	3,689	1,500	5,189	