

Einsatz von multispektralen Satellitenbilddaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung – dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes

Carsten Montzka

Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG)
Agrosphäre (ICG-4)

Einsatz von multispektralen Satellitenbilddaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung – dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes

Carsten Montzka

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band/Volume 1

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-89336-508-1

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek.
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten
sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
Zentralbibliothek, Verlag
D-52425 Jülich
Telefon (02461) 61-5368 · Telefax (02461) 61-6103
e-mail: zb-publikation@fz-juelich.de
Internet: <http://www.fz-juelich.de/zb>

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2008

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie und Umwelt / Energy and Environment Band / Volume 1

D 5 (Diss., Bonn, Univ., 2007)

ISSN 1866-1793
ISBN 978-3-89336-508-1

Vollständig frei verfügbar im Internet auf dem Jülicher Open Access Server (JUWEL)
unter <http://www.fz-juelich.de/zb/juwel>

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (Druck, Fotokopie oder in einem anderen Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der hohen Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit Nitrat durch die Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln in der Landwirtschaft wurde im Forschungszentrum Jülich (ICG 4) und in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) das integrierte REGFLUD-Modellsystem bestehend aus dem agrarökonomischen Modell RAUMIS und dem Wasserhaushaltsmodell GROWA entwickelt. Im Rahmen dieser Dissertation wurde das Modellsystem im oberirdischen Flusseinzugsgebiet der Rur eingesetzt, um festzustellen, ob und in welcher Weise die Verwendung von Fernerkundungsdaten dazu beitragen kann, einzelne Modellkomponenten bzw. Modellverbindungen und damit die Modellergebnisse zur Wasserhaushalts- und Nitratstrommodellierung weiter zu verbessern.

ASTER-, SPOT- und LANDSAT-Daten der Jahre 2000 - 2004 wurden in diesem Modellsystem eingesetzt und analysiert, ob auf diese Weise Weiterentwicklungen einzelner Modellkomponenten und Modellkopplungen bzw. entscheidende Verbesserungen der Ergebnisse erreicht wurden. Dazu wurden zunächst Bildstreifen entfernt, mit Hilfe einer Wavelet Fusion eine panchromatische Schärfung durchgeführt und eine manuelle bzw. automatisierte Geokorrektur angewendet. In Geländearbeiten wurden Referenzdaten für Ackerfrüchte aufgenommen, die anschließend zum Training eines neuronalen Netzes mit einem Kalman Filter verwendet wurden. Auf dieser Basis konnte eine flächendeckende Landnutzungskarte erstellt werden, die anschließend auf Basis von Klassenzugehörigkeitswahrscheinlichkeiten gefiltert wurde.

Eine Disaggregation von Stickstoffbilanzüberschüssen war nun auf Parzellenebene möglich, wodurch Satellitendaten zur Kopplung von RAUMIS und GROWA verwendet wurden und der diffuse Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft flächendifferenziert abgebildet wurde. Zusätzlich wurde für die beiden Landnutzungsklassen Siedlung und Industrie der Versiegelungsgrad berechnet.

Da nun die landwirtschaftliche Rotation bekannt war, wurde im Wasserhaushaltsmodell GROWA anstatt der potenziellen Grasreferenzverdunstung die pflanzenspezifische Evapotranspiration ermittelt. Zur Berechnung der realen Evapotranspiration wurden landnutzungsspezifische Koeffizienten verwendet, die nun auf die veränderten Datengrundlagen angepasst und auf die Bedingungen im Einzugsgebiet kalibriert wurden. Dies hatte gleichzeitig den Vorteil, dass spezi-

elle Koeffizienten für Hackfrüchte und Halmfrüchte ausgewiesen werden konnten. Durch die Verwendung von Fernerkundungsdaten wurde eine entscheidende Weiterentwicklung des Modells GROWA ermöglicht. Nach der quantitativen Erfassung der Evapotranspiration ließ sich weiterhin der Gesamtabfluss in die Austragspfade Direktabfluss und Grundwasserneubildung trennen und bilanzieren.

Zielgröße war die Nitratkonzentration im Sickerwasser, die von der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) als umweltwirksamer Indikator der Landwirtschaft definiert wurde. In Verbindung mit den Wasserhaushaltskomponenten ließ sich nun im Modellverbund die Denitrifikation in der wasserungesättigten Bodenzone über eine mikrobielle Abbaukinetik ermitteln. Mit Hilfe der in das Modellsystem integrierten Fernerkundungsdaten konnten *Belastungs-Hot-Spots* genau lokalisiert werden, die insbesondere im Bereich der Düren-Jülicher Börde und dort ausschließlich auf Ackerland auftreten. Durch unterschiedliche Niederschläge in den Jahren 2000 - 2004 und damit verbundene Verdünnungseffekte wurden klima-/witterungsinduzierte Konzentrationsschwankungen identifiziert. Eine Validierung der berechneten Nitratkonzentration im Sickerwasser erfolgte durch Brunnenmessungen.

Das gesamte Potenzial des REGFLUD-Modellsystems wurde anhand von ausgewählten agrarumweltpolitischen Reduktionsszenarien gegenüber dem business as usual-Szenario analysiert. Die Reduktionen der Nitrateinträge konnten auf diese Weise räumlich explizit quantifiziert werden und die am besten geeignete Maßnahme identifiziert werden.

Summary

The integrated REGFLUD model system was developed by the Research Centre Jülich (ICG 4) and the Federal Agricultural Research Centre (FAL) Braunschweig against the background of high nitrate impact of ground and surface waters by application of agricultural nitrogen fertilisers. In this PhD thesis this model system, composed of the agricultural-economic model RAUMIS and the water balance model GROWA, was applied in the Rur catchment basin to analyse the application of remotely sensed data for an enhancement of model components, model interfaces and model results.

To examine these enhancements for water balance and nitrogen flux modelling, ASTER, SPOT and LANDSAT data of the years 2000 - 2004 were assimilated to the model system. In a pre-processing step a destripping, a wavelet-based panchromatic sharpening and a manual and automated geocorrection was accomplished. Ground truth information for agricultural crops was recorded during a field survey and used to train a Kalman filter-based neural net. After probabilistic filtering in this way an area-wide land cover map was generated.

Satellite data were used in order to couple RAUMIS and GROWA by a disaggregation of nitrogen balance surpluses on allotments, i.e. the agricultural non-point nitrogen input was displayed area-differentiated. Additionally, for the land cover classes settlement and industry corresponding degrees of imperviousness were calculated.

By being acquainted with the agricultural crop rotation, the potential crop evapotranspiration instead of the potential grass reference evapotranspiration was able to be used in the water balance model GROWA. Land cover-dependant coefficients for actual evapotranspiration calculation were adjusted to meet the modified data basis and the special conditions of the Rur catchment basin. Its advantage is the determination of special coefficients for tuber crops and cereals, so that remotely sensed data triggered an important enhancement of GROWA. After the estimation of evapotranspiration, a further separation of total runoff into direct runoff and groundwater recharge was performed.

Target parameter was the nitrate concentration in the leachate, identified as an agricultural indicator relevant to environment by the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). Denitrification in the unsaturated soil zone was calculated in the model system by a microbial decomposition kinetics

in correspondence to the water balance components. The assimilation of remote sensing data to the REGFLUD model system enabled a detailed identification of hot spots of environmental pollution, especially under agricultural fields in the fertile plain near Düren and Jülich. Alternating precipitation during the years 2000 - 2004 in correspondence to dilution effects caused climate induced variations in nitrate concentration. A validation of calculated nitrate concentrations in the leachate resulted from well measurements.

The overall potential of the enhanced REGFLUD model system was analysed in selected agro-environmental reduction scenarios compared to the business as usual scenario. Reductions of nitrate discharge were quantified spatially explicit and the superior measure was identified.

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei all jenen Personen und Organisationen bedanken, die mir auf unterschiedliche Weise geholfen und zu dieser Dissertation beigetragen haben. Diese Arbeit wäre nicht zustande gekommen, wenn man mir keine breite Unterstützung hätte zukommen lassen.

An erster Stelle sei Herrn Prof. Gunter Menz herzlichst gedankt für die Betreuung meiner Dissertation. Mit großem Interesse und vielen wertvollen Anregungen hat er den Fortgang der Arbeit bei jeder Gelegenheit unterstützt.

An dieser Stelle möchte ich mich auch bei Herrn Prof. Vereecken bedanken. Er hat mir nicht nur durch seine Tätigkeit als Zweitgutachter weitergeholfen, sondern auch als Leiter des Instituts für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Agrosphäre (ICG 4) am Forschungszentrum Jülich in vielerlei Hinsicht zum Gelingen der Arbeit maßgeblich beigetragen.

Dem Leiter der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) am Forschungszentrum Jülich, Herrn Dipl.-Math. Jürgen-Friedrich Hake, danke ich für die Möglichkeit zu promovieren. Er hat mich bereits bei meiner Diplomarbeit unterstützt.

Insbesondere Dr. Frank Wendland bin ich für sein mir entgegengebrachtes Vertrauen und seine Förderung dankbar. Durch sein menschliches Engagement und seine konstruktiven Anmerkungen hat er einen entscheidenden Anteil zur Erstellung der Dissertation geleistet.

Ein großer Dank gilt Dr. Mort Canty, der sich stets Zeit nahm, um mir die mathematischen Hintergründe der Prozessierung von Fernerkundungsdaten Nahe zu bringen und mir viele Anregungen zur Arbeit gab.

Für die kreativen Diskussionen, fachlichen Auseinandersetzungen, Hilfen bei Modellrechnungen und Korrekturen mancher Manuskripte bedanke ich mich bei Dr. Heye Bogena, Dr. Ralf Kunkel, Dr. Sven Nussbaum und Dr. Björn Tetzlaff. Ihnen und allen weiteren Kollegen des Instituts für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Agrosphäre (ICG 4) und der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) am Forschungszentrum Jülich danke ich für die konstruktive Arbeitsatmosphäre. Das gleiche gilt für meine Bonner Kommilitonen.

Dipl.-Ing. agr. Peter Kreins und Dr. Horst Gömann von der Bundesforschungsan-

stalt für Landwirtschaft (FAL) Braunschweig danke ich für die Überlassung der modellierten Stickstoffbilanzüberschüsse und die gute Zusammenarbeit. Bei Dr. Thomas Pütz möchte ich für die Bereitstellung der Daten zur Nitratkonzentration bedanken.

Bedanken möchte ich mich auch bei den folgenden Einrichtungen, die mir Zugriff auf ihre Daten gewährten: Kreisstelle Düren der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, Staatliches Umweltamt Aachen, Wasserverband Eifel-Rur und Erftverband.

Nicht zuletzt sei auch meiner Frau Sandra gedankt, die mich bei der Erstellung der Dissertation einerseits mit stilistischen und orthographischen Korrekturvorschlägen und andererseits mit Geduld und Aufmunterung sehr unterstützt hat.

Bonn, März 2007

Carsten Montzka

Inhaltsverzeichnis

I. Einführung und Hintergrund	1
1. Hintergrund und Zielsetzung	3
1.1. Einführung in die Thematik	4
1.2. Aktuelle Systeme zur Modellierung von N-Austrägen aus dem Boden und Einbindung von Fernerkundungsdaten	8
1.3. Einbindung der Arbeit in den Kontext der Geographie	13
1.4. Ziele der Arbeit	15
1.5. Aufbau und Struktur der Arbeit	18
2. Grundlagen der Modellierung landwirtschaftlicher Stoffströme	23
2.1. Der Stickstoffhaushalt	24
2.2. Austragspfade	32
2.3. Stoffretention und Gewässerbelastung	37
2.4. Maßnahmen und politische Konsequenzen	40
3. Das Flusseinzugsgebiet der Rur	45
3.1. Geologie	46
3.2. Klima	48
3.3. Landnutzung	50
II. Satellitenfernerkundung und digitale Bildanalyse	53
4. Vorverarbeitung der multispektralen Satellitenbilddaten	55
4.1. Grundprinzip der Vegetationsfernerkundung	56
4.2. Sensoren	58

4.2.1. ASTER	58
4.2.2. LANDSAT ETM+	60
4.2.3. SPOT	61
4.3. Methoden zur Korrektur und Aufwertung	62
4.3.1. Entfernung von Bildstreifen mit der Fast Fourier Transformation	63
4.3.2. Datenfusion	66
4.3.3. Geokorrektur	73
4.3.4. Relative Referenzierung mit dem Contour Matching Verfahren	74
4.3.5. Hauptkomponententransformation	78
5. Klassifizierung mit neuronalen Netzen	81
5.1. Erhebung von Referenzdaten im Gelände	81
5.2. Feed Forward Netz mit Kalman Trainingsalgorithmus	84
5.3. Wahrscheinlichkeitstheoretische Filterung	88
5.4. Analyse der Klassifikationsgenauigkeit	92
5.5. Diskussion der Klassifikationsergebnisse und Bestimmung der landwirtschaftlichen Rotation	94
6. Ermittlung des Versiegelungsgrades	103
III. Modellierung von Umweltauswirkungen landwirtschaftlicher Stoffströme mit Satellitendaten	115
7. Disaggregation von diffusen Nährstoffbilanzüberschüssen für die Kopplung von agrarökonomischen und hydrologischen Modellen	117
7.1. Das agrarökonomische Modell RAUMIS	118
7.2. Disaggregation von diffusen N-Überschüssen durch Einsatz von Fernerkundungsdaten	124
8. Wasserhaushaltsmodellierung	135
8.1. Das Wasserhaushaltsmodell GROWA	136
8.2. Substitution der Eingabeparameter durch Fernerkundungsdaten und GROWA-Modellerweiterung	141
8.2.1. Landnutzung	142
8.2.2. Versiegelungsgrad	143

8.2.3. Fruchtartenspezifische Verdunstungsfaktoren	144
8.2.4. Kalibrierung und Erweiterung von GROWA durch Aktualisierung von Landnutzungskoeffizienten	147
8.2.5. Sonstige notwendige Anpassungen	154
8.3. Diskussion und Vergleich der Modellergebnisse	154
9. Das integrierte agrarökonomisch-hydrologische Modellsystem RAUMIS - GROWA - DENUZ	169
9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von Fernerkundungsdaten	170
9.2. Genauigkeitsanalyse	182
10. Szenarioanalyse agrarumweltpolitischer Reduktionsmaßnahmen	189
11. Zusammenfassung und Ausblick	195
12. Literaturverzeichnis	201
IV. Anhang	225
A. Karten des Untersuchungsgebietes	227
B. Konfusionsmatrizen der Klassifikationsergebnisse	237

Abbildungsverzeichnis

1.1. Nitratpfade im System Pflanze-Boden-Gewässer	6
1.2. Aufbau und Struktur der Arbeit	19
2.1. Der Stickstoffkreislauf im System Pflanze - Boden	25
2.2. Inlandsabsatz von Düngemitteln in Deutschland 1960 bis 2005 je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche	28
2.3. Beziehung zwischen relativer Wassersättigung und mikrobieller Nitrifikations-, Denitrifikations- und Ammonifizierungsprozesse . .	32
2.4. Die Komponenten des Abflusses mit Abflussganglinie	34
3.1. Überblick über die Geologie im Rureinzugsgebiet	47
3.2. Jahresniederschlag im Rureinzugsgebiet (2000 - 2004)	49
3.3. Das Rureinzugsgebiet nach CORINE 2000	51
4.1. Spektrale Reflektanz von Vegetation (Laubwald) und Position der spektralen Kanäle der verwendeten Sensoren	56
4.2. Sensorspezifische Prozessierungskette zur Vorverarbeitung der Rohdaten	63
4.3. Frequenzbild nach einer Fast Fourier Transformation	64
4.4. Destripingprozess mit Fourier-Filterung	65
4.5. Ausschnitt des ASTER-Originalbildes von 2004 und nach der Fil- terung im Fourier-Raum	66
4.6. Tiefpass- und Hochpassfilter	68
4.7. Wavelet Filter Bank zur Kompression des Originalbildes durch An- wendung von Hoch- und Tiefpassfilter	69
4.8. Tagebau Hambach im 512 x 512 Pixel ASTER VNIR 2 Band und Ergebnis der Anwendung der Wavelet Filter Bank	69

4.9. Konzept der à trous Wavelettransformation, dargestellt am Beispiel des roten LANDSAT Kanals für das Gebiet des Tagebaus Hambach	71
4.10. Detailansicht des panchromatischen LANDSAT-Kanals, der ursprünglichen multispektralen und der mit dem ATWT-Verfahren geschärften LANDSAT-Kanäle	72
4.11. Ursprünglicher und invertierter Laplacian of Gaussian Filter einer 16 x 16 Matrix	75
4.12. Zwei Beispiele für automatisch generierte Konturpaare zur Definition von Ground Control Points (GCPs)	77
5.1. Beispiel von mit GPS ermittelten Parzellengrenzen (incl. Bestand) und LANDSAT-Bild (26.6.2001, Bandkombination PCA 1-2-3)	83
5.2. Eine lineare Diskriminante für zwei Klassen	84
5.3. Ein einschichtiges neuronales Netzwerk zur Separation mehrerer Klassen	85
5.4. Ein zweischichtiges neuronales Netzwerk	86
5.5. Einfache Nachbarschaft n von Pixel m	89
5.6. Klassifikationsergebnis des neuronalen Netzes und nach anschließender Filterung	90
5.7. Landnutzung im Rureinzugsgebiet nach LANDSAT 2001	91
5.8. Beispiel einer Fehlermatrix	92
5.9. Verteilung der Referenzpixel im Merkmalsraum der Hauptkomponenten 1 und 2 der LANDSAT-Szene vom 26.6.2001	94
5.10. Landnutzung der Jahre 2000 bis 2004 für einen Detailausschnitt westlich von Düren	99
6.1. Stichprobenpixel des LANDSAT NDVI-Bildes von 2001 und des entsprechenden Luftbildes	105
6.2. Empirisches Verhältnis zwischen NDVI der Satellitenbilddaten und dem beobachteten Versiegelungsgrad. Punktwolken und Regressionsgeraden der Jahre 2000 - 2004	107
6.3. Versiegelung im Rureinzugsgebiet nach ASTER 2004	109
6.4. Detailansicht des Versiegelungsgrades in Prozent abgeleitet aus CORINE, DLM25 und ASTER für die Stadt Aachen, die schwarzen Linien geben die dem DLM25 entnommenen Hauptstraßen an	111

7.1. Analyse des Agrarsektors Deutschlands mit RAUMIS	118
7.2. Simulationsanalyse mit dem Modellsystem RAUMIS	120
7.3. Stickstoffbilanzüberschüsse nach RAUMIS im Rureinzugsgebiet auf Kreisebene	126
7.4. Auf Fruchtarten disaggregierte Stickstoffbilanzüberschüsse (ASTER 2004) nach RAUMIS im Rureinzugsgebiet	130
7.5. Detailansicht der Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS übertragen auf CORINE, DLM25 bzw. disaggregiert auf ASTER 2004	132
8.1. Hierarchische Zuweisung abflussrelevanter Gebietsmerkmale im GROWA-Modell	140
8.2. Kulturartenspezifische Korrekturkoeffizienten k_c der Verdunstung im Jahr 2001	147
8.3. Gemessene mittlere Abflüsse (2000 - 2004) integriert auf Subein- zugsgebiete	148
8.4. Streudiagramme der am Pegel gemessenen Abflüsse und den mo- dellierten Gesamtabflüssen für die hydrologischen Jahre 2000 - 2004 mit Regressionsgeraden auf Basis der verschiedenen Eingab- bedatensätze	156
8.5. Reale Verdunstungshöhe im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	158
8.6. Gesamtabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	159
8.7. Oberflächenabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	160
8.8. Base Flow Indices im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	161
8.9. Direktabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Ba- sis von ASTER-Daten des Jahres 2004	162
8.10. Grundwasserneubildungshöhe im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	163
8.11. Gesamtabfluss berechnet auf Basis von CORINE, DLM25 und Fernerkundungsdaten für das Subeinzugsgebiet des Broicher Bachs	165

8.12. Niederschlag, modellierte reale Evapotranspiration und Abflusskomponenten gemittelt über das Rureinzugsgebiet in den Jahren 2000 - 2004	167
9.1. Das integrierte agrarökonomisch-hydrologische Modellsystem . . .	170
9.2. Denitrifikationsbedingungen im Boden	172
9.3. Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	173
9.4. Denitrifikationsraten in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen am Standort und der Stickstoffkonzentration des Bodens .	175
9.5. Nitratkonzentration im Sickerwasser des Rureinzugsgebietes berechnet mit GROWA und DENUZ auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004	177
9.6. Detailansicht der Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet auf Basis von CORINE, DLM25 bzw. ASTER für das Jahr 2004 . .	180
9.7. Das integrierte agrarökonomisch-hydrologische Modellsystem RAUMIS - GROWA - DENUZ	181
9.8. In 5 bis 7 m Tiefe gemessene mittlere Nitratkonzentrationen im Grundwasser	183
9.9. Streudiagramm und Regression der gemessenen bzw. auf Basis von CORINE, DLM25 und Satellitendaten modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser	184
9.10. Streudiagramm der gemessenen bzw. auf Basis von Satellitendaten modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit 25 % Abweichungslinie	187
10.1. Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse nach einer Stickstoffsteuer von 200 % berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004 . .	191
10.2. Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nach einer Stickstoffsteuer von 200 % berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	193
A.1. Relation von Sommer- zu Winterniederschlag im Rureinzugsgebiet (2000 - 2004)	227
A.2. Versiegelung im Rureinzugsgebiet nach CORINE 2000	228
A.3. Stickstoffbilanzüberschüsse nach RAUMIS im Rureinzugsgebiet auf landwirtschaftlicher Nutzfläche (CORINE 2000)	229

A.4. Landnutzung im Rureinzugsgebiet nach Basis-DLM 1:25000 (DLM25)	230
A.5. Denitrifikationsverluste im Boden als Anteil an den Stickstoffbilanzüberschüssen berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	231
A.6. Stickstoffgehalt im Basisabfluss berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	232
A.7. Stickstoffgehalt im Direktabfluss berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	233
A.8. Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse nach Beschränkung auf 1 GVE pro ha berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	234
A.9. Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nach Beschränkung auf 1 GVE pro ha berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004	235

Tabellenverzeichnis

1.1. Auswahl makroskaliger Verfahren zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten bzw. Denitrifikation und Stickstofftransport . . .	9
2.1. Durch Ernte entzogene Stickstoffgehalte in der Frischmasse ausgesuchter Kulturen (Haupt- und Nebenernteprodukte)	33
2.2. Grenzwerte für Stickstoffverbindungen im Trinkwasser	38
4.1. Verwendete Fernerkundungsdaten	55
4.2. Basiseigenschaften des ASTER-Sensors	59
4.3. Basiseigenschaften von LANDSAT 7 ETM+	61
4.4. Basiseigenschaften der HRV-Sensoren auf SPOT 1 bis 3	62
4.5. Qualitätsindex für Ergebnisse der ATWT und IHS-Transformation .	73
5.1. Konfusionsmatrix für das Beispiel der Klassifikation der LANDSAT-Daten 2001 nach Filterung (in Prozent)	93
5.2. κ -Werte der Klassifikationsgüte	93
5.3. Jeffries-Matusita-Distanz der LANDSAT ETM+ Klassen	96
5.4. Flächenanteile aggregierter Landnutzungsklassen von CORINE 2000 und DLM25 und Klassifikationsergebnisse von LANDSAT 2001 im Gesamtuntersuchungsgebiet	97
5.5. Fruchtfolgen der Jahre 2000 bis 2004 im Rureinzugsgebiet	100
6.1. Relevante Kanäle zur Berechnung des NDVI	104
6.2. Korrelationskoeffizienten (Pearson), Fisher-Z Werte und Formeln der Regressionsgeraden zwischen NDVI und Versiegelungsgrad. .	106
6.3. Auf Basis des DVWK-Regelwerkes den CORINE-Kategorien zugewiesener Versiegelungsgrad.	110

7.1. Elemente der Stickstoffbilanz im RAUMIS	121
7.2. Mittlere und fruchtartenspezifische Stickstoffbilanzüberschüsse nach RAUMIS im Untersuchungsgebiet in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$	123
7.3. Mittelwerte und Standardabweichungen landwirtschaftlicher Stickstoffbilanzsalden im deutschen Teil des Rureinzugsgebietes	133
8.1. Empirisch aus Regressionen ermittelte Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung	137
8.2. Datengrundlagen für die Standardberechnung in Gebieten unter ca. 10000 km^2 mit GROWA	142
8.3. Monatliche Verdunstungskoeffizienten (März - Februar) der Kulturarten im Vergleich zur Gras-Referenzverdunstung	146
8.4. Aktualisierte, erweiterte und empirisch speziell an die Bedingungen im Rureinzugsgebiet angepasste Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung	152
8.5. Absoluter Fehler der einzelnen Koeffizienten	153
8.6. Bestimmtheitsmaß R^2 der Modellergebnisse auf Basis verschiedener Eingabedatensätze zu gemessenen Pegelraten in den Jahren 2000 - 2004	155
8.7. Mittelwert μ und Standardabweichung σ der GROWA-Ausgabedaten in mm/a in Abhängigkeit von verschiedenen Eingabedatensätzen	168
9.1. Bewertung des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser und prozentuale Anteile für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes	178
9.2. Mittelwerte und Standardabweichungen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet auf Basis von selbst bearbeiteten Satellitenbilddaten für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes	178
9.3. Regressionsgerade und Korrelationskoeffizient (R) der Modellergebnisse mit Messwerten der Nitratkonzentration	185
10.1. Prozentuale Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse bei einer Stickstoffsteuer von 200 % und einer Beschränkung der Großvieheinheiten pro ha	190

10.2.Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit von Jahresniederschlag und Szenario gemittelt über den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes	192
B.1. Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2000 nach Filterung	237
B.2. Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2002 nach Filterung	237
B.3. Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2003 nach Filterung	238
B.4. Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der ASTER- Daten 2004 nach Filterung	238

Teil I.

Einführung und Hintergrund

1. Hintergrund und Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit entstand als Dissertation am **Forschungszentrum Jülich** in der **Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE)** und im **Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Agrosphäre (ICG 4)** in einem Betreuungsverhältnis mit der **Remote Sensing Research Group (RSRG)** des **Geographischen Institutes der Universität Bonn**. Die RSRG beschäftigt sich mit der Analyse von Daten unterschiedlicher Fernerkundungssensoren zur methodischen Weiterentwicklung von Prozessierungstechniken. Inhaltlich werden darüber hinaus Verbindungen zwischen sozio-ökonomischen und ökologischen Fragestellungen in interdisziplinären Ansätzen erörtert. Die STE konkretisiert und operationalisiert das Rahmenkonzept der nachhaltigen Entwicklung vor einem systemanalytischen Ansatz. Das ICG 4 betreibt Forschungsaktivitäten zum Verständnis von Stofftransport und Stoffumsätzen natürlicher und anthropogener Verbindungen in landwirtschaftlich genutzten Böden und oberflächennahem Grundwasser. Damit verknüpft werden mathematische Modelle zur Vorhersage des Verhaltens geogener und anthropogener Substanzen in Boden-Grundwassersystemen entwickelt. Daraus werden Konzepte für ein nachhaltiges und vorausschauendes Management von Wassereinzugsgebieten entwickelt, wovon z.B. Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union profitieren (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000 [151]). Seit 2001 fordert diese Richtlinie von den Mitgliedsstaaten eine qualitative und quantitative Zustandsbeschreibung für alle Gewässer. Durch die zunehmende Verfügbarkeit räumlich hoch aufgelöster Daten ist nun nicht nur die konzeptionelle Analyse von Kausalzusammenhängen möglich, sondern auch hier eine realitätsnahe Modellierung des hydrogeologischen Prozessgefüges.

Aufgrund des zunehmenden Entscheidungsbedarfs in der Politik ist die Nachfrage nach umweltbezogenen Modellanwendungen dieser Art in den letzten Jahren stark gestiegen. Um den Mitgliedstaaten der Europäischen Union ihre Aufgabe

„zu erleichtern und angesichts der Notwendigkeit von Instrumenten, mit deren Hilfe sich die Wirkung von wirtschaftlichen oder vorbeugenden Maßnahmen objektiv vorhersagen lässt, müssen zuverlässige und praktische Modelle zur Korrelierung der wichtigsten Schritte und Faktoren entwickelt werden“ (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 2002 [102]). Erkenntnisse und Ergebnisse aus den im ICG 4 entwickelten Modellen tragen gegenwärtig zur Beratung von Entscheidungsträgern in Umweltpolitik, Wasserversorgung und Landwirtschaft bei.

1.1. Einführung in die Thematik

Um Handlungsanweisungen geben und Strategien für ein nachhaltiges Management von Flusseinzugsgebieten aufzeigen zu können, bilden Modelle und Modellsysteme seit vielen Jahren den Wasserhaushalt und an dessen Komponenten gekoppelte Stoffströme ab (WENDLAND et al. 2005 [218]). Im Folgenden wird der Begriff *Modell* für ein in einer Computersoftware umgesetztes mathematisches Verfahren verwendet, das auch *stand alone* ausführbar sein kann. *Modellsystem* dagegen wird als Verbund eines Modells mit anderen Partnermodellen verstanden bzw. als ein aus mehreren Komponentenmodellen bestehender Aufbau.

Da die Qualität der Modellergebnisse nicht zuletzt von der Qualität der Eingabedaten abhängt, ist für eine fundierte Interpretation und Nutzung von Modellen das Wissen über die Art der verwendeten Daten und deren Einfluss auf das Modellergebnis entscheidend (PETRY et al. 2000 [142]). Darüber hinaus ist das Bestreben groß, die räumlichen und thematischen Eigenschaften der Eingabedatensätze zu verbessern bzw. diese durch raumzeitlich genauere Daten zu ersetzen. So kommen z.B. zur Abbildung der Landnutzungsverteilung in Deutschland vor allem die Landnutzungskarten CORINE Land Cover (Coordination of Information on the Environment, European Environment Agency (EEA)) und Digitales Basis-Landschaftmodell 1:25000 (DLM25, auch ATKIS - Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland), sowie Landnutzungsklassifikationen von Satellitenszenen zum Einsatz (BACH et al. 2005 [11]). Da bei diesen digitalen Karten die Informationsvielfalt in unterschiedlichem Maße generalisiert und abstrahiert wird, werden auch die Modellergebnisse unterschiedliche Differenzierungsgrade aufweisen. Speziell auf die Bedürfnisse der unterschiedlichen Wasserhaushalts- und Stoffstrommodelle zugeschnittene Daten werden die jeweils plausibelsten

Resultate liefern. Während die aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten DLM25- und CORINE Land Cover-Datensätze zur Bodenbedeckung vor allem für makroskalige Modelle geeignet sind, können selbst prozessierte Satellitenbilder auch aus Gründen der Aktualität einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Simulationen in mesoskaligen Einzugsgebieten leisten.

Der Fokus dieser Arbeit wird neben der grundsätzlichen Analyse der Wasserhaushaltskomponenten auf das umweltrelevante Nährelement Stickstoff gelegt. Stickstoff gelangt aufgrund natürlicher Freisetzung und menschlichen Handelns in Grund- und Oberflächengewässer. Aquatische Ökosysteme werden in erster Linie durch Stickstoffverbindungen und hier insbesondere durch das leicht wasserlösliche Nitrat belastet (ROHMANN & SONTHEIMER [161] 1985). Aus der Industrie, kommunalen Kläranlagen und durch Sickerwässer unter Abfalldeponien gelangt Stickstoff überwiegend punktförmig in Gewässer. Zwar steigt mit erhöhter Urbanisierung und Industrialisierung die Wichtigkeit von punktuellen zu diffusen, d.h. großflächig emittierenden Quellen an (SHARPLEY et al. 1995 [181]), wobei letzterer jedoch meist von größerer Bedeutung bleibt (BARUNKE 2002 [15]). Die Entwicklung und Installation von besseren Abwasserreinigungsanlagen hat zu einem starken Rückgang der punktförmigen Quellen von Gewässerverunreinigungen geführt. Als Ergebnis daraus ist der relative Beitrag der diffusen Quellen zur Belastung von Gewässern gestiegen (DE WIT et al. 2000 [223]).

Stickstoff gelangt durch Deposition aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag in die Gewässer. Ein erheblicher Anteil davon wird anthropogen aus Emissionen von Kraftwerken, Kraftfahrzeugen und Industrieanlagen erzeugt. Der größte Verursacher von Stickstoffemissionen ist jedoch die Landwirtschaft, die durch den massiven Einsatz von Stickstoffdüngern, Missmanagement von Bewässerungssystemen und die Ausbringung von Abfallstoffen aus der Viehwirtschaft einen direkten Einfluss auf die Grundwasserqualität hat (KUNKEL et al. 2005 [106]). Damit liegt der diffuse Austrag von Stickstoff aus Agrarlandschaften in die Umwelt wesentlich höher, als es das Prinzip der nachhaltigen Landnutzung zulassen würde (FRANKO et al. 2002 [69]). Zur Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und zur Steigerung des Ertrages werden Stickstoffdünger auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht (Abbildung 1.1). Damit steigt die Gefahr der Auswaschung und dies wird aus Sicht des Grundwasserschutzes als nachteilig bewertet (SCHEFFER 2003 [166]). Da jede Ackerfrucht unterschied-

liche Anforderungen an den Boden und den Nährstoffhaushalt stellt, wird die Versorgung mit Düngemitteln daran speziell angepasst. Deshalb ist eine Information über den Bestand einer landwirtschaftlichen Parzelle von entscheidender Bedeutung. Auch eine teilschlagspezifische Erfassung der Situation ist gegenwärtig Bestandteil von Forschungen im Kontext der Präzisionslandwirtschaft (precision farming) (Voss 2004 [208]).

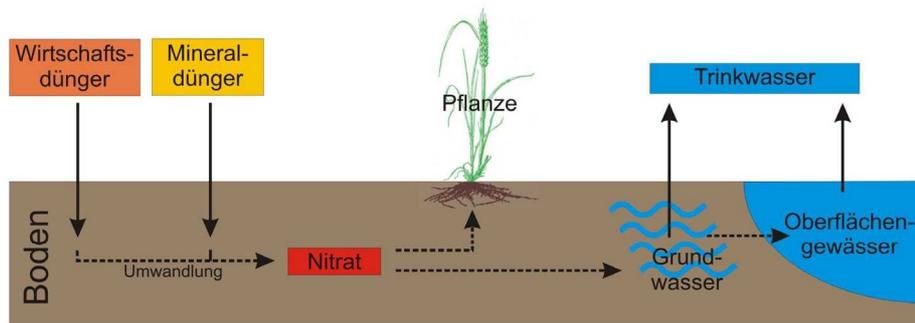


Abbildung 1.1.: Nitratpfade im System Pflanze-Boden-Gewässer.

Die Landwirtschaft gilt somit als größte Quelle, die Nitrat in Grundwassersysteme hineinträgt (KOROM 1992 [103]). Nitrat ist als Stickstoffverbindung für die Eutrophierung von Oberflächengewässern verantwortlich, d.h. durch ein Überangebot von Nährstoffen gefährdet es die menschliche Gesundheit und das ökologische Gleichgewicht. Lokal wird eine Homogenisierung der Artenzusammensetzung bzw. eine Verringerung der Biodiversität begünstigt. Vermehrtem Algenwachstum in stehenden Gewässern, dem *Umkippen*, folgt durch mikrobielle Aktivität zum Abbau der Biomasse eine Verringerung des Sauerstoffgehaltes. Es kommt zum Absterben von Kleinstlebewesen und in extremen Fällen sogar zu Fischsterben.

Eine Belastung über die Selbstreinigungskapazität hinaus ist aufgrund der jahrzehntelangen Regenerationszeiten von Grundwasser mit einer Einschränkung der Nutzungsfähigkeit verbunden. Davon ist nicht nur die gegenwärtige Generation betroffen, sondern dies hat ebenfalls massive Auswirkungen auf das Nutzungspotenzial künftiger Generationen und ist damit als nicht nachhaltig zu bewerten (FLAIG et al. 2002 [65]). Wegen agrikulturnen Gewässerverunreinigungen wurden bereits etliche Trinkwasserbrunnen geschlossen, da eine Aufbereitung und damit eine Reduzierung des erhöhten Nährstoffgehalts wirtschaftlich nicht sinnvoll erscheint. Diesem ökonomischen

Aspekt wird gegenwärtig eine so große Bedeutung zugemessen, dass Wasserversorger sogar bestimmte landwirtschaftliche Nutzflächen aufkaufen und still legen. Der Zusammenhang zwischen agraren Produktionsweisen und Gewässerbelastungen ist hier bereits erkannt worden.

Nicht nur in direkter Umgebung intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen treten Beeinträchtigungen auf, sondern auch nach dem Transport der Nährstoffe in angrenzende Meere (BEHRENDT et al. 2003 [19]). In Mitteleuropa sind Nord- und Ostsee stark gefährdet, denn besonders im küstennahen Bereich akkumulieren die Nährstoffverbindungen und lösen dort ebenfalls vermehrtes Algenwachstum mit den bereits erwähnten Folgereaktionen aus.

Politisch wurde der Handlungsbedarf erkannt und auf diese ökologischen Interdependenzen auf vielfältige Weise reagiert. Lagen 1991 laut HAMM Nitratkonzentrationen noch nicht im ökologischen Interesse¹ (HAMM 1991 [86]), wurde seit Anfang 1997 hauptsächlich auf EU-Ebene die Initiative zur Erfassung der aktuellen Situation, zur Ermittlung des Prozessgefüges und der Ausarbeitung von Arbeitsprogrammen und zur Erstellung von Maßnahmenkatalogen und Handlungsempfehlungen ergriffen. Die Ergebnisse dieser Bemühungen wie z.B. die Wasserrahmenrichtlinie, die Nitratrichtlinie, die Richtlinie zur Behandlung kommunaler Abwässer, die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik und aktuell auch die Grundwasserrichtlinie mussten oder müssen noch in nationales Recht umgesetzt werden (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Beispiele sind das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) und die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV). Deren Umsetzung „für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser erfordert in besonderem Maße Kenntnisse über den Aufbau des Untergrundes und den darin ablaufenden Prozessen einschließlich der Stoffverlagerungen in der ungesättigten Zone mit dem Sickerwasser“ (BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS BODENFORSCHUNG (BLA-GEO) 2004 [36]). An der Fülle der Aktivitäten lässt sich die Bedeutung des Wasserhaushalts und der Stickstoffverbindungen in den Mensch-Umwelt-Beziehungen ablesen.

¹sondern Ammoniak und Ammoniumverbindungen

1.2. Aktuelle Systeme zur Modellierung von N-Austrägen aus dem Boden und Einbindung von Fernerkundungsdaten

Als modernes Arbeitsinstrument können Modelle für ein auf Nachhaltigkeit ausgerichtetes wasserwirtschaftliches Handeln einen wertvollen Beitrag leisten. Modelle bilden die Realität idealisiert und abstrahiert ab, jedoch sollen deren Ergebnisse den natürlichen Gegebenheiten soweit wie möglich entsprechen. Dazu sind Verfahren mit unterschiedlichen Schwerpunkten und Zielen entwickelt worden. Gebunden an die Wasserhaushaltskomponenten werden Nähr- und Schadstoffe aus der Landwirtschaft im Bodensystem verlagert, ausgewaschen und schließlich in Grund- und Oberflächengewässer eingetragen. Diese Stoffströme, speziell die des Nitrats, liegen im Interesse der Öffentlichkeit und werden zum Verständnis des Prozessgefüges, zur Szenarioanalyse oder zur Ableitung des agraren Anteils an der Nitratbelastung modelliert (KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]). Tabelle 1.1 führt eine exemplarische Auswahl aktuell in Forschung und Politik verwendeter Wasserhaushaltsmodelle und damit gekoppelter Stickstoffmodelle an. Diese sind so konzipiert, dass sie in räumlich und zeitlich variablen Auflösungen für Analysen von meso- bis makroskaligen Flusseinzugsgebiete einsetzbar sind.

Das Modell **LARSIM** nach BREMICKER 2000 [33] wird in erster Linie von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) zur Berechnung von Abflussganglinien z.B. des Rheins eingesetzt. Durch Kopplung mit dem Klimamodell REMO ist es in der Lage, prognostiziertes Wettergeschehen in Stundenzeitschritten zu verarbeiten und auf diese Weise eine Hochwasservorhersage zu liefern. Speziell dafür wird die Wasserspeicherung in Schnee und die damit verbundenen Prozesse in einem eigenen Modul berechnet. Darüber hinaus können Auswirkungen von Landnutzungs- und Klimaveränderungen auf den Wasserhaushalt in einer Rasterweite von 1 km abgeschätzt werden (EBEL et al. 2000 [58]). LARSIM ist in der Lage, Eingabedaten für **MONERIS** (BEHRENDT 2002 [18]) zu liefern, das am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei der Technischen Universität Berlin entstand. Auf Basis von einem Jahr bzw. auf langjährigen Jahresmitteln wird nicht nur der Stickstoff- bzw. Phosphorsatz im Boden punkt- und flächenhaft modelliert, sondern auch im Flusssystem. Die regionale Auflösung der Eintragsberechnungen erlaubt die Identifikation von

Schwerpunkten der Nährstoffbelastung (BEHRENDT & SCHREIBER 2004 [20]).

Bezeichnung	LARSIM	GROWA	SWAT
Ansatz	empirisch	empirisch	prozessorientiert
Eingangsgrößen	<ul style="list-style-type: none"> o Geländemodell o Landnutzung o Flussnetz o Feldkapazität o Tagesniederschlag o Tagestemperatur o Windgeschwindigkeit o Globalstrahlung o Luftdruck o Schneemasse 	<ul style="list-style-type: none"> o Sommerniederschlag o Winterniederschlag o potenzielle Verdunstung o pflanzenverf. Bodenw. o Landnutzung o Versiegelung o Hangneigung o Flurabstand o Hydrogeologie 	<ul style="list-style-type: none"> o Bodenfeuchte o Tagesniederschlag o Lufttemperatur o Bodentemperatur o Solarstrahlung o Interzeption o Infiltration o potenzielle Verdunst. o Bodentyp o Biomasseproduktion o etc.
Anwendungsgebiete	Rhein-EZG Baden-Württemberg	Elbe-EZG NRW	Lake Fork-EZG, USA Aar-EZG, Hessen
Quellen	BREMICKER 2000	KUNKEL & WENDLAND 2002	NEITSCH et al. 2002

Bezeichnung	MONERIS	DENUZ RAUMIS	SWAT CREAMS
Eingangsgrößen	<ul style="list-style-type: none"> o N-Bilanz o N-Punktquellen o Geländemodell o Jahresniederschlag o Oberflächenabfluss o Zwischenabfluss o Basisabfluss o Versiegelung o Bevölkerung o CORINE 	<ul style="list-style-type: none"> o N-Bilanz o Verweilzeit_{Sicker} o Denitrifikationsbedingungen o Oberflächenabfluss o Zwischenabfluss o Basisabfluss o Versiegelung o Geländemodell o CORINE 	<ul style="list-style-type: none"> o NO₃-Konzentration o N im Humus o N-Art im Restspeicher o Bodendichte o C_{org}-Gehalt o Mineralisation o N-Konz. im Regen
Anwendungsgebiete	Elbe-EZG	NRW EMS-EZG	Lake Fork-EZG USA
Quellen	BEHRENDT 2002	KUNKEL et al. 2005, WEINGARTEN 1995	NEITSCH et al. 2002

Tabelle 1.1.: Auswahl makroskaliger Verfahren zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten bzw. Denitrifikation und Stickstofftransport.

GROWA wurde im Forschungszentrum Jülich zur Simulation des Wasserhaushalts entwickelt (KUNKEL & WENDLAND 2002 [109]). Die Separation in Jahresmittel regional dominanter Abflusskomponenten steht im Fokus der für ein variables Raster umgesetzten Anwendersoftware. Auch hier sind Bodenparameter, Höhenmodelle und eine Klimadatenbank für das Modellergebnis von grundlegender Bedeutung. Die aus CORINE oder dem Basis-DLM entnommene Landnutzung ist für die Bestimmung der realen Evapotranspiration und der Infiltration in den Boden relevant. Ziel ist die Berechnung der Sickerwasserrate und der Grundwasserneubildungshöhe (TETZLAFF et al. 2003 [199]). Mit **DENUZ** wurde

im Forschungszentrum Jülich ein an GROWA gekoppeltes Modul zur Berechnung der Denitrifikation in der ungesättigten Bodenzone auf Basis der Michaelis-Menten-Kinetik geschaffen (KUNKEL et al. 2005 [105]). Denitrifikationsbedingungen werden je nach Ausgangssubstrat, Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung aus der BK50 abgeleitet. Damit geht indirekt das spezifische Stickstoff-Kohlenstoffverhältnis in die Berechnung ein. Die schon in GROWA ermittelte Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist maßgebend für den Nitratabbau. Die Stickstofffracht im Sickerwasser bzw. die Sickerwasserkonzentration und damit der Stickstoffeintrag ins Grundwasser sind Zielgrößen. Um den Stickstoffbilanzüberschuss aus der landwirtschaftlichen Produktion in die Modellierung aufzunehmen, kann DENUZ Daten aus dem agrarökonomischen Modell **RAUMIS** (WEINGARTEN 1995 [215]) verwenden. Das regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig bildet den gesamten landwirtschaftlichen Sektor auf Kreisebene ab und wurde zur modellgestützten Politikberatung entwickelt. Eine Alternative zu RAUMIS wären die Untersuchungen von BACH et al. 1999 [10], die eine regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden bzw. Kreisen in Deutschland vornahmen.

Nach NEITSCH et al. 2002 [134] ist **SWAT** das Ergebnis einer über 30-jährigen Modellentwicklung im Agricultural Research Service des United States Department of Agriculture (USDA-ARS) in Temple, Texas. Auf Subeinzugsgebietsebene werden Tageswerte von Klimaparametern in das Modell aufgenommen, um Evapotranspiration und Abflusskomponenten zu berechnen. Pflanzenparameter wie Interzeption, Transpiration, Blattflächenindex etc. werden in einem Biomasseproduktionsmodul simuliert. Des Weiteren sind Teilmodelle zur Abbildung von Bakterienaktivitäten, der Schneeschmelze, des Sedimenttransportes im Fließgewässer, des Verhaltens von Phosphor und Pflanzenschutzmitteln usw. erstellt worden (ARNOLD & FOHRER 2005 [6]). Ein Stickstoffmodul existiert ebenfalls, was später noch Erwähnung finden wird. SWAT besitzt mit **CREAMS** ein Modul zur Beschreibung des Stickstoffhaushalts im dynamischen System von Wasser, Boden und Atmosphäre. In der Pedosphäre wird zwischen dem mineralischen Ammonium- und Nitratspeicher bzw. dem frischen, aktiven und stabilen organischen Speicher unterschieden. Dem Kohlenstoff-Stickstoffverhältnis wird erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt, wodurch sehr spezielle Eingabegrößen wie der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}), der initiale Nitratgehalt, der Stickstoffge-

halt im humosen Oberboden usw. zur Verfügung stehen müssen.

Als Alternativen für die Wasserhaushaltsmodellierung sind u.a. WASMOD (REICHE 1994 [156]), ARC/EGMO (PFÜTZNER et al. 1997 [143]) und KLIMA/GLADIS (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. 1998 [52]) zu nennen. Um die stickstoffbezogenen Prozesse meso- bis makroskalig nachvollziehen zu können, werden vermehrt geeignete Modelle in einem Verbundsystem gekoppelt. Einerseits wird ein landwirtschaftlicher Teilbereich zur Simulation der fruchtartenspezifischen Produktionsweise geschaffen und andererseits ein hydrologisch/pedologischer Teilbereich implementiert. Weitere Beispiele für Stoffflussmodelle zur Abschätzung von Stoffverlusten aus diffusen Quellen im regionalen Maßstab sind WASMOD/STOMOD (REICHE 1994 [156]), MIKE SHE (REFSGAARD et al. 1995 [155]), HERMES (KERSEBAUM 1995 [97]), MOBINEG (FEHR 2000 [63]), N-BILANZ (GEBEL 2000 [72]), MODIFFUS (SCHMID & PRAHSUN 2000 [169]), ArcEGMO (BECKER et al. 2002 [16]), mRISK-N (WRIEDT 2004 [224]) oder STICS/STOFFBILANZ (BRISSON et al. 1998 [35], LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) 2005 [116]).

Als Landnutzungsinformation für die mesoskalige Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung wird sehr häufig CORINE Land Cover genutzt (z.B. HAASE et al. 2004 [85] oder SMITH et al. 2005 [185]). Dieser Datensatz ist EU-weit vorhanden und ideal für makroskalige Untersuchungen auf nationaler Ebene oder in großen Stromeinzugsgebieten. In mesoskaligen Flusseinzugsgebieten ist CORINE jedoch zu stark generalisiert, um differenzierte Aussagen treffen zu können. Auch der Versiegelungsgrad wird häufig aus CORINE indirekt abgeleitet (z.B. BOGENA et al. 2005 [28]). Alternativ zu CORINE wird auch das Digitale Landschaftsmodell 1:25000 (z.B. BIEGEL & SCHANZE 2005 [23]) oder die U.S. Geological Survey (USGS) Global Land Cover Characterization (z.B. SCHREIBER & BEHRENDT 2004 [171]) eingesetzt. Informationen über Ackerfrüchte sind in diesen Systemen jedoch nicht enthalten. ERHARD et al. 2002 [61] setzen, um diese fehlenden Angaben dennoch in Analysen einfließen lassen zu können, ein regionales Disaggregationstool ein, das die in der Bodennutzungshaupterhebung statistisch erfassten Fruchtarten anhand von Plausibilitätsprüfungen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche aus CORINE überträgt.

Eine aktuelle Abbildung der Landnutzung bis auf das Detailniveau von Ackerfrüchten in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten ist prinzipiell bei Ausschluss

arbeitsintensiver Feldkampagnen nur anhand von Luft- und Satellitenbildern möglich, da diese flächendeckend, synchron und synoptisch sind (DYCK & PESCHKE 1995 [57]). Die Bandbreite der erfolgreichen Anwendung von fernerkundungsbasierten Analysen von Flusseinzugsgebieten ist groß und wird durch die Fertigstellung weiterer Instrumente stetig erhöht. Die gesuchten Eigenschaften werden mit Sensoren erfasst, die im optischen bzw. im mikrowellen (Radar) Spektralbereich aufzeichnen, sei es nun multi- oder hyperspektral. Dies geschieht mit satelliten- oder flugzeuggetragenen Sensoren. Im Zuge dieser schnellen Entwicklung wurde ebenfalls die Bandbreite an Bildprozessierungstechniken erhöht (MERTES 2002 [125]). Der Stellenwert der Verwendung von Fernerkundungsdaten in der Hydrologie und der hydrologischen Modellierung steigt damit stetig an.

Multispektrale, optische Satellitendaten wurden bereits erfolgreich in der hydrologischen Modellierung zur Ermittlung der unterschiedlichsten Modellparameter eingesetzt (z.B. SCHULTZ 1996 [174], MÜSCHEN et al. 2000 [133], SU 2000 [198]). Obwohl Fernerkundungsdaten ein großes Potenzial in der Ökosystemmodellierung besitzen, ist laut SCHNEIDER 2003 [170] die Nutzung dieser Informationen weiterhin stark eingeschränkt. WARING & RUNNING 1999 [214] nennen als Gründe dafür u.a. fehlende Instrumente in brauchbarer spektraler, räumlicher und zeitlicher Auflösung. Darüber hinaus sei in den optischen Daten die Wolkenbedeckung oft ein Hindernis. Eine allgemein anerkannte Erklärung ist, dass die meisten Modelle nicht für die Verwendung von Fernerkundungsdaten zugeschnitten sind (z.B. STEWART et al. 1998 [196]). Die Entwicklung adäquater Schnittstellen und Verbindungen zwischen Fernerkundungsdaten und Modellen ist jedoch zwingend erforderlich, um Umweltmonitoring und -management zu verbessern und auszuweiten (SCHNEIDER 2003 [170]). Weitere Einschränkungen ergeben sich durch nicht direkt aus den Messungen ablesbaren Parametern, die teils unter Annahmen und Standardberechnungsvorschriften abgeleitet werden müssen (z.B. CHEN et al. 2005 [43]).

Übersichten über die vielseitigen Anwendungsmöglichkeiten von Fernerkundungsdaten in der Hydrologie bzw. der hydrologischen Modellierung sind z.B. in SCHULTZ 1996 [174], KITE & PIETRONIRO 1996 [99], GRIFFITH 2002 [81], PIETRONIRO & LECONTE 2005 [144] zu finden. Weitere Studien entstanden zum einen in der Ableitung von notwendigen Parametern aus der Fernerkundung, wie z.B. die detaillierte Landnutzung (DE WIT & CLEVERS 2004 [222]), die Evapotranspiration (CASALLES et al. 1998 [42]) oder den Versiegelungsgrad (WU

2004 [225]). Zum Anderen wurden die prozessierten Eingabedatensätze direkt in der hydrologischen Modellierung angewandt. Anwendungen bzw. Analysen multispektraler Fernerkundungsdaten, die den Kontext dieser Arbeit berühren sind z.B. die Erfassung von Landnutzung und Vegetationsindices für die hydrologische Modellierung (SCHNEIDER 2003 [170]), die Abflussmodellierung in städtischen Gebieten (HA et al. 2003 [84]), Evaluation des Zustandes von Ackerpflanzen für die Ertragssimulation (DORAISWAMY et al. 2004 [54]) oder die Anwendung von Satellitenbildern in der agrarhydrologischen Modellierung (BOEGH et al. 2004 [27]). Erwähnenswert sind insbesondere die technisch mögliche Herleitung der Nitratkonzentration an der Meeresoberfläche (GOES et al. 1999 [79]) und der Stickstoffkonzentration in den Kronen von Wäldern (SMITH et al. 2003 [184] oder TOWNSEND et al. 2003 [201]) mit entsprechenden Sensoren. Zukünftig nutzbare Potenziale der Fernerkundung sind Grundwassercharakteristiken (BECKER 2006 [17]) oder Vorhersageanalysen in nicht observierten Flusseinzugsgebieten (LAKSHMI 2004 [114]).

In den speziell für die Ziele des ICG 4 entwickelten Wasserhaushalts- und Stoffstrommodelle GROWA und DENUZ sind noch keine Fernerkundungsdaten eingesetzt worden. Ebenfalls sind an deren Schnittstelle zum agrarökonomischen Modell RAUMIS noch keine Fernerkundungsdaten verwendet worden. Doch ein interdisziplinärer Modellverbund bietet ein enormes Potenzial zur integrierten Wirkungsanalyse (GÖMANN et al. 2003 [76]), der durch eine angepasste und zielgerichtete Verwendung von Satellitendaten einen weiteren Fortschritt erfahren kann.

1.3. Einbindung der Arbeit in den Kontext der Geographie

Der interdisziplinäre Charakter dieser Arbeit wird schon durch die einführenden Worte deutlich, die das ökologische Wirkungsgefüge angefangen bei der Landwirtschaft bis hin zum Gewässerschutz kurz umreißen. Eine eindeutige thematische Einordnung in die Geographie bzw. die Geowissenschaften ergibt sich bei Betrachtung der zentralen geowissenschaftlichen Leitfragestellungen:

- Wie verteilt sich ein Objekt (z.B. die Landnutzung) im Raum?
- Wie kann diese Verteilung quantitativ erfasst werden?

- Wie funktionieren natürliche Prozesse im Raum?
- Wie stehen Objekte im Raum miteinander in Beziehung?
- Wie werden natürliche Prozesse oder Objekte und deren Beziehungen durch den Menschen beeinflusst?

Antworten auf diese Leitfragen werden in den folgenden Kapiteln gesucht. So wird unter anderem die räumliche Verteilung von landwirtschaftlichen Kulturen, Stickstoffbilanzüberschüssen, dominierenden Abflusskomponenten und Gewässerbelastungssituationen in Abhängigkeit von diversen Standortbedingungen behandelt. Erfasst werden diese Verteilungen mit verschiedenen Methoden und Datensätzen, wobei ein spezifisches Interesse bei der Fernerkundung liegt. Die natürlichen Prozesse des Wasserhaushalts, des Stofftransports und der Transformation von Stoffen werden ebenfalls in Abhängigkeit von verschiedenen Standortparametern untersucht und deren kausale Beziehungen aufgezeigt. Außerdem wird hier der anthropogen induzierte Einfluss auf den natürlichen Wasser- und Stoffhaushalt untersucht, denn die Analyse von Verbindungen und Wechselwirkungen zwischen menschlichem Handeln und der Reaktion der Natur bis zu den Reaktionen des Menschen auf Veränderungen in der Natur sind typisch humangeographische Untersuchungsgegenstände. Der integrative Ansatz der Geographie wird in dieser Arbeit gewahrt. Somit findet sich das Thema *Einsatz von multispektralen Satellitenbilddaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung – dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes* in der Charakterisierung des Faches Geographie wieder, die versucht „den Zusammenhang und die Wechselbeziehungen von Natur/Umwelt - Technik - Mensch/Gesellschaft in seinen zeitlichen und räumlichen Komponenten erfassen und darzustellen“ (LESER & SCHNEIDER-SLIWA 1999 [118]).

Eine thematische Einordnung der Arbeit in einen Teilbereich der Geographie kann nicht eindeutig durchgeführt werden, da eine große Bandbreite von Teildisziplinen berührt werden. Außerdem ist eine klassische Einteilung der Wissenschaften in ein „Schubfachsystem“ seit BARTELS 1968 [14] nicht mehr haltbar. Die Teilbereiche der Wirkungszusammenhänge, die in dieser Arbeit behandelt werden sollen, lassen sich am Besten in einer Kausalkette ansprechen. Zur näheren Erläuterung wird der Ausgangspunkt in der Humangeographie angesetzt, in der zur landwirtschaftlichen Ertragssteigerung Düngemittel eingesetzt werden und somit die Agrargeographie über die Agrarökonomie und die Bo-

dengeographie tangiert wird. Der Übergang in die physische Geographie ist dabei fließend d.h. Wasser- und Stoffflüsse, Metabolisation, Retention etc. werden primär bereits der Bodengeographie/Bodenkunde oder Hydrogeographie bzw. Hydrologie zugeordnet. Abhängigkeiten bestehen zu den Teildisziplinen Klimatologie und Geomorphologie. Die Auswirkungen dieser Prozesse auf das menschliche Handeln führen zu einer subjektiven Bewertung, z.B. des Risikopotenzials von Pflanzennährstoffen in Ökosystemen, womit wiederum die Wirtschaftsgeographie des primären Sektors betroffen ist. Diese angesprochenen Verbindungen werden in dieser Arbeit unter Berücksichtigung des Raumbezugs und der räumlich-zeitlichen Änderung, Verteilung, Schwellenwertproblematik, etc. behandelt, was der holistischen Ausrichtung der Geographie entspricht.

Die angesprochene räumliche Komponente der Geographie wird methodisch über die Fernerkundung, Geographische Informationssysteme (GIS), räumlich explizite Modellierung und Geostatistik angesprochen. Insbesondere die Fernerkundung, die einen Großteil dieser Arbeit ausmacht, interpretiert ohne direkte Berührung elektromagnetische Strahlung im Sinne von Umweltmustern im Raum. Dadurch ist sie in der Lage die räumliche Verteilung von Oberflächeneigenschaften flächenhaft, zeitgleich und kosteneffizient zu erfassen und wird damit zu einem Bestandteil der Geographie. Da Satellitenbilder zum Einsatz kommen spricht man auch, meist jedoch unter didaktischen Gesichtspunkten, von Satellitengeographie.

Es trifft also die allgemeine Charakterisierung der Geographie von DE BLIJ (1995) [26] auch für diese Arbeit zu: „Geography [...] is an all-encompassing discipline, but with a particular perspective: the spatial perspective.“

1.4. Ziele der Arbeit

Ziel dieser Arbeit ist die Implementierung von Fernerkundungsdaten in die eintragspfadbezogene hydrologische Modellierung der Stickstoffeinträge in Grundwässer des Flusseinzugsgebietes der Rur (Eifelrur) unter Berücksichtigung des Nitratabbaus im Boden. Das gekoppelte Modellsystem bestehend aus RAUMIS, GROWA und DENUZ (GÖMANN et al. 2004 [77]) soll durch seine Interdisziplinarität zu Ergebnissen führen, die verlässliche Entscheidungsgrundlagen für vorausschauendes Planen und Handeln darstellen (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2003 [48]). Die Modellkopplung wurde im Projekt *Ma-*

*management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) - Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems umgesetzt und wird deshalb im Folgenden als **REGFLUD-Modellsystem** bezeichnet. Dieses System als Entscheidungsgrundlage soll mit Hilfe von Satellitenbilddaten verbessert werden. Das REGFLUD-Modellsystem wird aus den in Kapitel 1.2 vorgestellten Modellen ausgewählt, da die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden kann. Da die OECD zur Abschätzung der Umweltwirkungen der Landwirtschaft in der Gewässerqualität den Risikoindikator *potenzielle Nitratkonzentration* vorschlägt (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) 2001 [137]), soll dies die Zielgröße des Modellsystems sein, die sich insbesondere auf die Stellung von Stickstoff im ökosystemaren Kontext konzentriert. Weitere Gründe sind die vorhandenen angepassten Eingabegrößen und die guten Evaluations- bzw. Weiterentwicklungsmöglichkeiten der „hauseigenen“ Modellansätze. Satellitenszenen der Sensoren SPOT, LANDSAT ETM+ und ASTER werden verwendet, um das oberirdische Flusseinzugsgebiet der Rur in den Jahren 2000 bis 2004 komplett abzubilden und die Ergebnisse des verwendeten Modellsystems zu verbessern. Die Verwendung von Daten unterschiedlicher Sensoren wird notwendig, da für die Modelljahre die Wolkenbedeckung eine Beschränkung auf ausschließlich einen Sensor nicht gewährleistet. Die Zielsetzungen dieser Arbeit schließen dabei eine Modifikation sowie Weiter- und Neuentwicklung, Anwendung und Bewertung von Arbeitsweisen, Methoden und Algorithmen in Bezug auf folgende Fragenkomplexe ein:*

Fragenkomplex 1: Wie lassen sich Landnutzung, Fruchtfolgen und Versiegelungsgrade bestmöglich aus Fernerkundungsdaten extrahieren?

Die Landnutzung gilt als einer der wichtigsten Eingabeparameter für hydrologische Modelle. Ebenso ist der Versiegelungsgrad für die Berechnung der Infiltration in den Boden eine entscheidende Größe, die sich deutlich auf die Grundwasserneubildungshöhe auswirkt. Die Identifikation von landwirtschaftlichen Kulturarten bzw. über einen verlängerten Zeitraum des Fruchtwechsels birgt ein gewaltiges Potenzial zur Verbesserung von Modellergebnissen im Kontext von Agrarökosystemen.

Im Besonderen sollen folgende Detailspekte bearbeitet werden:

- **Vorverarbeitung der Satellitenbilddaten um gezielt bzw. optimiert**

Landnutzungsinformationen und Versiegelungsgrade herleiten zu können.

- **Erläuterung, Anwendung und Bewertung eines speziellen neuronalen Netzes, welches im Allgemeinen gute Klassifikationsergebnisse erzielt und in Projektarbeiten des Forschungszentrums Jülich umgesetzt wurde.**
- **Quantitativer Vergleich der Klassifikationsergebnisse mit bestehenden Landnutzungsinformationssystemen wie CORINE oder DLM25.**
- **Bestimmung der Fruchtwechselkombinationen und für Folgestudien deren Häufigkeit in einer Kulturanalyse zur Erweiterung des Modellierungszeitraumes.**
- **Bestimmung des Versiegelungsgrades aus Fernerkundungsdaten sowie die Evaluierung der Qualität des Ergebnisses.**

Fragenkomplex 2: Auf welche Art und Weise können die aus Fernerkundungsdaten gewonnenen Parameter die Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung verbessern?

Im Gegensatz zu den zuvor verwendeten herkömmlichen Datensätzen wie CORINE oder DLM25 bietet eine selbst durchgeführte und zielgerichtete Prozessierung von Fernerkundungsdaten ein enormes Potenzial zur Weiterentwicklung der hydrologischen Modelle und zur Verbesserung der Modellergebnisse. Nicht nur durch die höhere räumliche Auflösung, sondern insbesondere durch die Identifikation einzelner Kulturarten bzw. der landwirtschaftlichen Rotation werden ein verbesserter Flächenbezug der Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS und eine Berücksichtigung kulturartenspezifischer realer Verdunstungshöhen möglich.

Folgende Punkte werden im Einzelnen betrachtet:

- **Eine Disaggregation der Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS unter Berücksichtigung der mit Fernerkundungsdaten ermittelten Fruchtarten.**
- **Verbesserte Wasserhaushaltsmodellierung und Erweiterung des Modells GROWA im Hinblick auf die realen Pflanzenverdunstungshöhen.**

- **Kopplung des agrarökonomischen Modells RAUMIS mit den hydrologischen Modellen GROWA und DENUZ.**
- **Bestimmung der Qualität der Modellergebnisse.**
- **Berechnung von Szenarien für auf eine Reduzierung der Gewässerbelastung ausgerichtete politische Maßnahmen.**

1.5. Aufbau und Struktur der Arbeit

Zunächst werden in einem ersten und allgemeinen Teil die ökologischen Grundlagen angesprochen (Kapitel 2), wie die Herkunft des Elements Stickstoff im Boden, physikochemische Umwandlungsprozesse, Pfade in Grund- und Oberflächengewässer hinein, die Auswirkungen dieses Austragungsprozesses und politische Maßnahmen gegen Negativeffekte für die Umwelt. Danach wird das Untersuchungsgebiet charakterisiert und die für die Modellierung relevanten Eigenschaften erläutert (Kapitel 3).

In Abbildung 1.2 ist der operationelle Aufbau der Arbeit schematisch dargestellt, der in einem zweiten Teil mit der Erklärung der digitalen Bearbeitung der Satellitenbilder und deren theoretischen Hintergrund beginnt (Kapitel 4). Dazu zählen die Prinzipien der Fernerkundung von Vegetationsoberflächen (Kapitel 4.1) und den darauf abgestimmten Eigenschaften der verwendeten Sensoren SPOT, LANDSAT ETM+ und ASTER (Kapitel 4.2). Aufgrund der unterschiedlichen Aufnahmeparameter und Scannerstrukturen werden spezielle Vorverarbeitungsschritte nötig (Kapitel 4.3). Mit modernen Methoden werden Bildstreifen entfernt, einzelne Kanäle aufeinander koregistriert, die Detailinformation panchromatischer Kanäle mit multispektralen Kanälen fusioniert und schließlich werden die Daten geokorrigiert.

Um eine thematische Karte des Untersuchungsgebietes zu erhalten, wird auf Basis von Referenzdaten (Kapitel 5.1) eine Klassifikation mit einem neuronalen Netz durchgeführt (Kapitel 5.2). Das Klassifikationsergebnis wird anschließend auf Basis von Wahrscheinlichkeiten gefiltert, damit Landnutzungseinheiten homogen und ohne Streupixel dargestellt werden können (Kapitel 5.3). Die Genauigkeit dieses Verfahrens wird anhand einer Fehlermatrix überprüft und validiert (Kapitel 5.4). Anschließend erfolgt ein Vergleich der Ergebnisse untereinander und eine Bestimmung des landwirtschaftlichen Fruchtwechsels (Rotation) auf Parzellene-

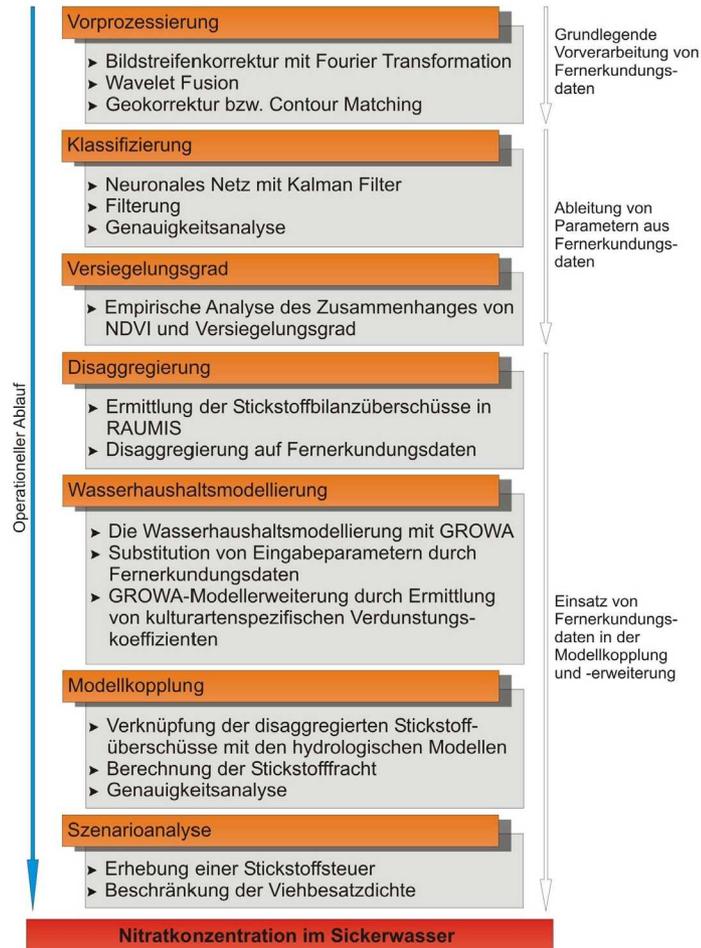


Abbildung 1.2.: Aufbau und Struktur der Arbeit.

bene für die Jahre 2000 bis 2004 (Kapitel 5.5). Die Bestimmung des Versiegelungsgrades aus Karten eines Vegetationsindexes ist eine weitere Grundlage für eine verbesserte Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung (Kapitel 6).

In einem dritten Teil werden diese modifizierten Satellitendaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung eingesetzt. Die mit Hilfe des agrarökonomischen Modells RAUMIS ermittelten Stickstoffbilanzüberschüsse werden zunächst durch CORINE-Daten auf die landwirtschaftliche Nutzfläche im Untersuchungsgebiet verteilt. Alternativ dazu erfolgt eine Übertragung auf Basis des DLM25. Vor- und Nachteile einer Verwendung der im zweiten Teil erstellten Landnutzungskarte zur Disaggregation werden diskutiert und Unterschiede zu

den anderen Systemen herausgearbeitet (Kapitel 7).

Darüber hinaus wird die flächendeckende Landnutzungs- und Versiegelungsinformation zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten in GROWA eingesetzt. Nach einer Darstellung des Modells (Kapitel 8.1) werden die Datensätze Landnutzung und Versiegelung durch die prozessierten Fernerkundungsdaten substituiert (Kapitel 8.2). Da nun die Fruchtarten flächendeckend für mehrere aufeinanderfolgende Jahre verfügbar sind, können nun fruchtartenspezifische Verdunstungsfaktoren in das Modell GROWA eingearbeitet werden. Dadurch müssen die zur Verdunstungsberechnung aus der Literatur herangezogenen Koeffizienten modifiziert werden. Dies stellt eine entscheidende Weiterentwicklung des Modells GROWA dar. Anschließend werden die Modellergebnisse mit den Berechnungen auf Basis von CORINE und DLM25 verglichen und Auswirkungen auf die Ausstragspfade diskutiert (Kapitel 8.3).

Ein wichtiger Schritt zur zentralen Größe dieser Arbeit, die Nitratkonzentration im Sickerwasser, ist die Kopplung der Modelle RAUMIS, GROWA und DENUZ zu einem agrarökonomisch-hydrologischen Modellverbund mit Hilfe der prozessierten Fernerkundungsdaten (Kapitel 9). Das Zusammenspiel der Berechnungen und damit die Modellierung der Nitratkonzentration wird erörtert, während die Bedeutung der Wahl der Eingabedaten und Preprocessing-Schritte für die hydrologische Modellierung analysiert wird. Das Endergebnis Nitratkonzentration im Sickerwasser wird nun in einem aktuellen, flächendeckenden und räumlich hochaufgelösten Datensatz dargestellt und die Verbesserungen gegenüber hergebrachten Methoden und Datengrundlagen untersucht (Kapitel 9.1). Um Möglichkeiten und Grenzen dieses Modellsystems aufzeigen zu können, wird die Genauigkeit der Teilsysteme betrachtet, die zu einer Fehlerbetrachtung des Gesamtergebnisses führt. Anhand von Direktmessungen erfolgt zusätzlich eine Validierung der Ergebnisse (Kapitel 9.2).

Die Möglichkeiten und Grenzen dieses Modellverbundes erschließen sich am besten anhand eines Szenarios. Zwei agrarumweltpolitische Maßnahmen sind zur Verminderung der Nitrateinträge in das Grundwasser denkbar, die Einführung einer Stickstoffsteuer und die Beschränkung der Viehbesatzdichte. Die Auswirkungen dieser politischen Maßnahmen auf die Umwelt werden in Kapitel 10 analysiert.

Eine abschließende Zusammenfassung der Modellergebnisse zeigt auf, wie agrarökonomische und hydrologische Modellsysteme verknüpft werden können

und wie Fernerkundungsdaten als Schnittstelle fungieren bzw. als Eingabe-
größen für die Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung verwendet werden
können. Darüber hinaus wird angesprochen, welche Konsequenzen dieser Infor-
mationszugewinn für eine zukünftige Modellierung besitzt und welche Chancen
durch die Fernerkundung eröffnet werden (Kapitel 11).

2. Grundlagen der Modellierung landwirtschaftlicher Stoffströme

Bevor im Detail auf den REGFLUD-Systemverbund der Modelle RAUMIS, GROWA und DENUZ und die Integration von Fernerkundungsdaten eingegangen wird, werden die maßgeblichen Umwandlungs- sowie Transport- und Abbauprozesse von Stickstoff im Boden beschrieben.

Den industrialisierten Ländern ist es bisher nicht gelungen, diffuse Stoffbelastungen aus verschiedenen Formen der Landnutzung - vor allem in Agrarlandschaften - zu begrenzen (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2003 [48]). Seit 20 Jahren gerät die Landwirtschaft einerseits als Emittent von umweltbelastenden Stoffen verstärkt in die Diskussion, andererseits sind Agrarökosysteme selbst durch die Auswirkungen von Immissionen betroffen. Der in natürlichen Ökosystemen typische Nährstoffkreislauf, der in Kapitel 2.1 angesprochen wird, wird in landwirtschaftlich genutzten Flächen durch den Entzug von Phytomasse bei der Ernte aufgebrochen. Dieses Defizit muss durch entsprechende Düngung ausgeglichen werden. Die Verfügbarkeit des Makronährelements **Stickstoff** (N) in Agrarökosystemen stellt neben Phosphor und Kalium speziell für das Pflanzenwachstum eine limitierende Größe dar, trägt aber bei Eintrag in Oberflächengewässer zur Eutrophierung bei. Darüber hinaus wird bei höheren Konzentrationen das mikrobielle Gleichgewicht erheblich gestört.

Die eigentliche Bedeutung von Stickstoff für die Pflanze selbst wird erst bei Mangel sichtbar. Stickstoff dient vor allem der Bildung von Pflanzenproteinen¹ (Eiweißen) und ist somit maßgeblich am Wachstum und am Ernteertrag beteiligt (SCHILLING et al. 2000 [168]). Während ein Überangebot zu einer erhöhten Produktion von Blattmasse auf Kosten der Blütenbildung führt, so zeigt eine mit Stickstoff unterversorgte Pflanze einen eingeschränkten Blattwuchs, da das Wurzelwachstum in dieser Stresssituation angeregt wird. Ebenso kommt es zur Chloro-

¹Makromolekül, aufgebaut aus Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Stickstoff.

se, d.h. die Blätter verfärben sich gelbgrün.

Weitere Elemente wie Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) oder Natrium (Na) sind für Pflanzen ebenfalls unentbehrlich, besitzen jedoch bei Eintrag in die Gewässer nicht die gleiche ökologische Brisanz wie Stickstoff. Schwefel (S) wird ebenso für das Pflanzenwachstum benötigt und trägt bei relativ sauren Böden ($\text{pH} < 4,5$ wie z.B. unter Waldstandorten) durch Freisetzung erheblicher Schwefelmengen zu einer weiteren Bodenversauerung bei (SCHEFFER et al. 1998 [167]). Schwefelmissionen durch trockene und nasse Deposition sind jedoch vorwiegend auf industrielle Emissionen zurückzuführen und werden wegen der geringen Zufuhr durch die Landwirtschaft nicht weiter berücksichtigt. In den folgenden Kapiteln 2.1 bis 2.4 werden Quellen und Senken des für das Pflanzenwachstum wichtigen Elements Stickstoff aufgezeigt, die typischen Ausdragspfade in Grund- und Oberflächengewässer analysiert und agrarumweltpolitische Maßnahmen zur Reduzierung der Gewässerbelastung dargestellt.

2.1. Der Stickstoffhaushalt

Stickstoff gilt in der Landwirtschaft als besonderes Nährelement, da es im Ausgangsgestein so gut wie nicht vorkommt, extrem ertragsbestimmend ist und deswegen dem Boden von außen massiv zugeführt werden muss. Darüber hinaus ist Stickstoff vielfältigen Umwandlungsprozessen unterworfen und trägt bei Eintrag in Grund- und Oberflächengewässer zur Eutrophierung bei (Kapitel 2.3).

In Abbildung 2.1 ist der Stickstoffkreislauf für den landwirtschaftlichen Teilbereich schematisch dargestellt. Prozesse, die mit durchgezogenen Linien gekennzeichnet sind, stellen den natürlichen Anteil der Stickstoffumsetzung dar, während gestrichelte Linien den anthropogen überprägten Teil abbilden. Als einzige direkte natürliche Stickstoffquelle rezenter Böden dient die **Atmosphäre**, die im trockenen Zustand zu 78,08 Vol-% aus N_2 besteht. Es herrscht also kein Stickstoffmangel, doch ist es in seiner molekularen Form zu fest gebunden, als dass es sich ohne Weiteres in eine pflanzenverfügbare Form umsetzen ließe (KAPLAN & BARTLEY 2000 [95]). Bei der Zufuhr von Energie durch Blitze oder Verbrennungen reagieren Luftsauerstoff und Luftstickstoff zu Stickoxiden (Gleichung 2.1), u.a. auch zu Nitrat (NO_3^-). Reagieren die Stickoxide weiter mit dem Luftsauerstoff und löst sich dieses Produkt in der Luftfeuchtigkeit, entsteht Salpetersäure, die in einer **nassen Deposition** direkt als *Saurer Regen* oder indirekt über eine

in symbiontische und nichtsymbiontische N_2 -Fixierung unterteilt werden. In gut durchlüfteten Böden gehen *Rhizobien* eine Symbiose mit Leguminosen ein. Es handelt sich dabei um Knöllchenbakterien, die sich auf Hülsenfrüchtler spezialisiert haben und dort 300 bis 600 kg/ha Luftstickstoff binden und in lösliche, für Pflanzen verwertbare Verbindungen (hauptsächlich Ammonium NH_4) überführen können. Die biologische Fixierung von leguminosen Kulturpflanzen ist dabei doppelt so groß wie diejenige von natürlicher Vegetation (SAPEK 2005 [165]). *Rhizobien* infizieren das Wurzelhaar der Pflanze über einen Faden bzw. dringen über ihn in die Wurzel ein. Sie übernehmen die Produktion des stickstoffreduzierenden Enzyms *Nitrogenase* sowie der *Nitrogen-Fixation-Gene* und der für die Knöllchenbildung verantwortlichen *Nodulations-Gene*. Leghämoglobine (Pflanzeneiweiße) sind zum Sauerstofftransport und für die bakterielle Stickstofffixierung essenziell (OTT et al. 2005 [138]). Die Pflanze trägt als Energielieferant mit Adenosintriphosphat (ATP), Kohlenhydraten und weiteren Enzymen zu dieser Verbindung bei.

Ein um etwa ein Zehntel geringeres Stickstofffixierungspotenzial besitzen freilebende, nichtsymbiontische Bakterien wie *Azotobacter* oder *Beijerinckia*, die allerdings im subtropischen Klimaraum an Bedeutung für die Stickstoffbilanz zunehmen können (GISI et al. 1997 [74]). Sie müssen sich ohne einen Partner die Energiereserven selbst erschließen. Für weitere 40 Cyanobakterienarten wurde die Fähigkeit zur Luftstickstofffixierung, wenn auch in geringerem Umfang, nachgewiesen (KUNTZE et al. 1994 [112]). Laut BÜRGER-ARNDT liegt die „Gesamthöhe der atmosphären Stickstoff-Fracht [...] heute in Mitteleuropa über dem, was die assimilatorischen Organe der Pflanzen direkt aufzunehmen vermögen, so daß stets ein Teil den Boden erreicht“ (BÜRGER-ARNDT 1994 [34]).

Zusätzlich zu diesen natürlichen Stickstoffeinträgen existiert ein anthropogener Anteil, der in Agrarökosystemen von immenser Bedeutung ist. Dieser Bereich wird intensiv überwacht und nur hier kann eine Emissionsregulierung greifen. Durch Fruchtwechselwirtschaft und regelmäßige Brachezeiten allein können Nährstoffverluste durch den Abtransport von Ernteprodukten von intensiv bewirtschafteten Agrarflächen nicht ausgeglichen werden. Deshalb werden zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit **Wirtschafts- und Mineraldünger** aufgetragen. Agrarchemische Untersuchungsdienste wie z.B. der *Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)* ermitteln in standardisierten Spezialverfahren den Düngebedarf und sprechen

Düngungsempfehlungen für die Landwirte aus Mineraldüngemittel sind inzwischen die Hauptquelle der anthropogen zugeführten Nährstoffe, während Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung eher in Gebieten mit einem hohen Tierbestand an Mitwirkung zugewinnen (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]).

Stickstoff stammt vorwiegend aus Handelsdünger in Form von Ammoniumnitrat. Dieser ist besonders leicht wasserlöslich, damit die Pflanzen ihn direkt aufnehmen können (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Aus diesem Grund beschäftigt sich allerdings auch die Nitratrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1991 [149]) damit: die leichte Abfuhr von eutrophierendem Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer birgt weitreichende Umweltrisiken (Kapitel 2.3), deren Ursachen gesetzlich reglementiert werden (Kapitel 2.4).

Der heute hauptsächlich eingesetzte Stickstoffdünger bezieht seinen N-Gehalt aus dem unerschöpflichen Speicher der Atmosphäre. In zwei Teilprozessen stellt man über das **Haber-Bosch-Verfahren** aus dem Luftstickstoff zuerst Ammoniak (NH_3) her, das später zu Salpetersäure oxidiert wird (SCHILLING et al. 2000 [168]). Die auf diese Weise erzeugte Salpetersäure dient als Ausgangsmaterial für Stickstoffdüngemittel, die je nach Bedarf mit weiteren Nährelementen verbunden werden. Beispiele sind Kalkammonsalpeter oder Ammonsulfatsalpeter, die zusammen mit Kalk oder Schwefel die Bodenfruchtbarkeit erhalten.

In Abbildung 2.2 wird der Inlandsabsatz an Düngemitteln in der Bundesrepublik Deutschland für die Wirtschaftsjahre 1960/61 bis 2004/05 gezeigt. Der Gesamtabsatz liegt bis zu Beginn der 1990er Jahre auf einem hohen Niveau und fällt bis 1994/95 auf ein moderates Niveau ab. Dies liegt vor allem an dem steten Rückgang der Verwendung von Phosphor und Kalium, was mit dem Trend zu Bodenanalysen zur Einschätzung des tatsächlichen Bedarfs erklärt werden kann (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Dagegen ist der Einsatz von Stickstoffdüngern zwar gesunken, hält sich aber seit Mitte der 1990er auf hohem Niveau und steigt gelegentlich sogar an. Stickstoff kann dem Boden nur eingeschränkt auf Vorrat zugeführt werden, da er besonders in den Wintermonaten der Auswaschung unterliegt.

Organische Düngemittel, also Düngestoffe mit Ursprung in lebenden Organismen, variieren in der Anwendung erheblich, auch der Stickstoffgehalt ist von vielen Faktoren abhängig. Der Begriff fasst Wirtschaftsdünger aus der Viehhaltung, Ernterückstände und Klärschlämme zusammen. Letzteres nimmt jedoch durch

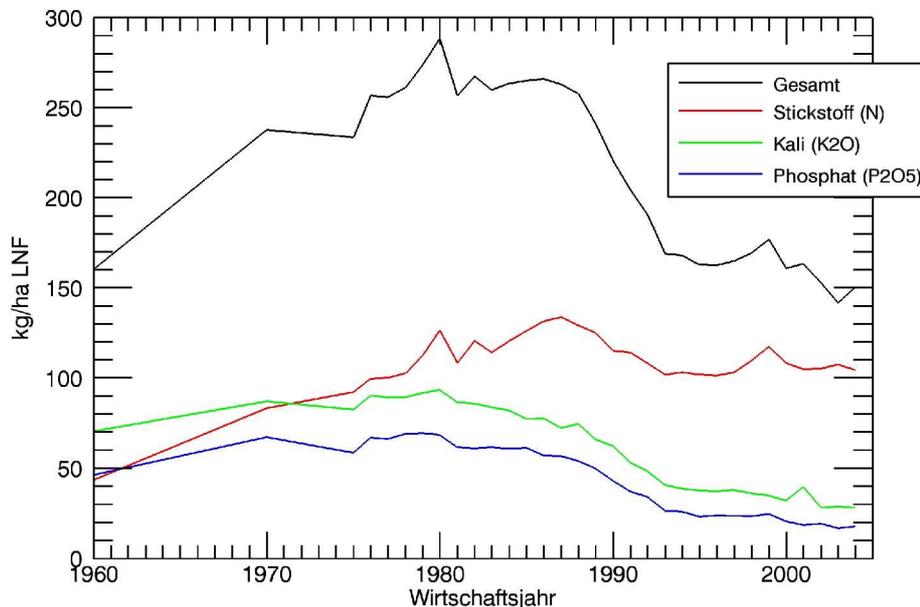


Abbildung 2.2.: *Inlandsabsatz von Düngemitteln in Deutschland 1960 bis 2005 je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (vor 93/94 altes Bundesgebiet, eigener Entwurf nach Statistischen Jahrbüchern).*

die Entstehung bei der Reinigung kommunaler Abwässer eine Sonderrolle ein. In Viehbetrieben produzierter Tierdung in Form von Gülle, Jauche und Stallmist, wird in erster Linie zur Entsorgung auf landwirtschaftliche Flächen aufgetragen. Die Verwertung zur Aufrechterhaltung des Bodenhumusspiegels und zur Versorgung mit Nährstoffen ist ein gewünschter Nebeneffekt.

Eine weitere diffuse Stickstoffquelle stellt die N-Deposition in der Nähe von **Industrieanlagen** und **Massentierhaltungen** dar, die allerdings den gleichen Weg wie die atmosphärische Deposition einschlägt. Gasförmige NH₃-Verluste aus der Landwirtschaft treten verstärkt in Gebieten mit hoher Viehbesatzdichte auf, denn nicht sämtlicher im Dung enthaltener Stickstoff wird auf die Böden ausgebracht. Der Ammoniakausstoß im Stall und während der Lagerung ist immens. Die typische Deposition liegt bei 20 - 50 kg·ha⁻¹·a⁻¹, bildet jedoch auch regionale Belastungszentren in denen Werte von bis zu 100 kg·ha⁻¹·a⁻¹ erreicht werden können. Doch auch nach der Ausbringung auf die Nutzflächen entströmt ein Anteil Ammoniak in die Atmosphäre. Deshalb soll Gülle tiefer in den Boden injiziert werden, denn dadurch reduziert man die Verflüchtigung. Ein Nachteil ist jedoch, dass dadurch die Menge des potenziell auswaschungsgefährdeten Stickstoffs erhöht

wird.

Pflanzenrückstände, Getreidestroh aus der Vorfrucht, Rübenblatt- und Gründüngung sind weitere Formen der Nährstoffanlieferung an den Boden. Sie sind durch relativ hohe Kaliumgehalte charakterisiert und bereichern das Bodenökosystem mit einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle. Speziell bei Stroh führt dies zu einem hohen C/N-Verhältnis, wodurch Mikroorganismen Kohlenhydrate und Eiweiße zersetzen und dabei Stickstoff verbrauchen. Daher muss im Frühjahr eine zusätzliche N-Düngung von 25 - 50 kg/ha je 50 dt Stroh erfolgen (SCHILLING et al. 2000 [168]).

Bei der Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern fällt **Klärschlamm** an, der als Wertstoff auf den Boden ausgebracht werden kann. Da er jedoch häufig mit Schwermetallen belastet ist, muss man das Risiko einer Schadstoffbelastung einkalkulieren, das durch den Gesetzgeber in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) geregelt ist. Darüber hinaus empfiehlt GUTSER eine Beschränkung der Substitution auf 80 - 100 kg Stickstoff pro Jahr (GUTSER 1996 [83]).

Dem Eintrag von Nährstoffen in den Boden stehen mikrobielle und physikochemische Umsetzungsprozesse entgegen, die Stickstoff der Atmosphäre zuführen, an der Bodenmatrix binden oder zum Aufbau der Pflanzensubstanz verwenden, die bei der Ernte entnommen wird. Dabei bestimmt neben dem Bodenmilieu besonders die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden die Intensität der Umsetzung der über die gelöste Phase transportierten Nährelemente.

Je nach Art des Pfades wird Stickstoff entweder eher in den Ammonium- oder eher in den Nitratpool eingespeist (Abbildung 2.1). Besonders der Einsatz von Düngemitteln zielt auf den Aufbau dieser Speicher ab. Die weitere Umsetzung ist dabei temperatur-, aciditäts- und belüftungsabhängig. So ändert sich der Stickstoffgehalt im Boden von Jahr zu Jahr nicht erheblich, aber der Gehalt der mineralen Bindung ändert sich im Verlauf eines Jahres (SAPEK 2005 [165]).

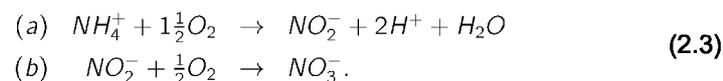
Das aus der atmosphärischen N_2 -Fixierung oder der Nitratreduktion (s.u.) stammende Stickstoff wird im Protein des Pflanzenmaterials gebunden und zur Ammoniumstufe reduziert. Nach dem Absterben der Pflanze wird das Material dem Boden zugeführt und wird dort mikrobiell entweder direkt zu Ammonium mineralisiert oder im Humus immobilisiert. Letzteres kann als Speicher angesehen werden, denn die schwer zersetzbaren Verbindungen werden in Huminstoffe

und Huminsäuren umgewandelt (Abbildung 2.1). Bei Unterversorgung mit Stickstoff beziehen Bakterien, Pilze und Protozoen dann ihre Nährstoffe aus dem Humus und speisen sie in den Ammoniumspeicher ein. Die mikrobielle Umwandlung von organischen N-Verbindungen aus Pflanzenmaterial oder Humus, hauptsächlich Amino-Gruppen, in NH_4^+ -Ionen wird als **Ammonifizierung** oder N-Mineralisierung bezeichnet.

Mit der Gülle auf die Felder aufgetragener Harnstoff wird von Harnstoffzersettern wie *Bacillus pasteurii* oder *Proteus vulgaris* über eine Hydrolyse zersetzt. Diese Bakterien produzieren das Enzym *Urease*, mit dem der Harnstoff zu Ammonium gespalten werden kann und auf diesem Wege dem Ammoniumspeicher zur Verfügung gestellt wird (KUNTZE et al. 1994 [112]):



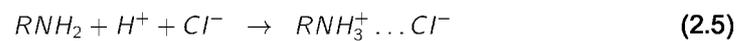
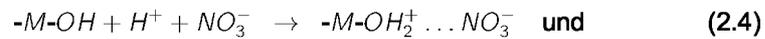
Darüber hinaus wird Ammonium in gut durchlüfteten Böden weiter zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt. Die **Nitrifikation** verläuft in mitteleuropäischen Böden schneller ab als die Ammonifizierung. An diesem Prozess sind hauptsächlich Bakterien beteiligt, die im Temperaturbereich von 15 bis 35°C und im neutralen bis alkalischen Milieu am aktivsten sind. In typischen Ackerböden Mitteleuropas verlaufen diese Reaktionen in zwei Schritten ab. Zuerst wird Ammonium von *Nitrosomonas*- oder *Nitrosolobus*-Arten in Nitrit umgewandelt (2.3a), bevor *Nitrobacter*-Arten es weiter zu Nitrat oxidieren (2.3b, KUNTZE et al. 1994 [112]):



In Teilsystem 2.3a werden Protonen frei, die bei Fehlen einer entsprechenden Puffermöglichkeit zu Bodenversauerung führen.

Das Verhalten von in den Boden eingetragenen Stoffen wird maßgeblich durch Art und Ausmaß von physikochemischen Reaktionen auf der Oberfläche des Bodensubstrates bestimmt. Auswirkungen auf das Bodenökosystem können auf diese Weise abgemildert bzw. gepuffert werden. Nitrat und auch Aminogruppen (NH_2) aus der organischen Substanz (R = Rest) können sich durch *unspezifische Anionensorption* an den Bruchflächen von Tonmineralen und Eisenoxiden (M = Metall)

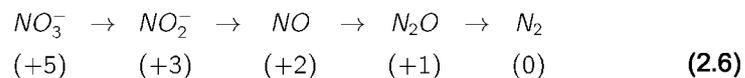
anlagern:



Nitrat geht allerdings eine äußerst schwache Bindung ein (Reaktion 2.4), so dass es sehr leicht wieder in die Bodenlösung eingebracht werden kann.

Wird durch Düngung das Anion NO_3^- zugeführt, so ist dessen Sorptionsfähigkeit nur schwach ausgeprägt und es wird leicht in die organische Substanz eingebaut. NH_4^+ als Kation dagegen kann leicht adsorbiert und in ein Tonmineralgitter eingebaut werden. Der Boden fungiert damit als dynamischer Puffer, der bei einer verstärkten Zufuhr Nährstoffe bindet, während bei Mangel Nährstoffe mobilisiert und der Bodenlösung zugeführt werden können (KUNTZE et al. 1994 [112]).

Die **Denitrifikation** ist ein dem gegenläufiger Prozess, der Nitrat und Nitrit zu Stickstoffoxiden und molekularem Stickstoff mit einer extrem stabilen Dreifachbindung zwischen den N-Atomen in der Folge



reduziert (AULAKH et al. 1992 [8]). Verantwortlich dafür sind vorwiegend Bakterien, die auf diese Weise Stickstoffverluste aus dem System Boden einleiten, da die gasförmigen Endprodukte (N_2O und N_2) in die Bodenluft diffundieren und in die Atmosphäre entweichen. In sauren Böden können manche Redoxreaktionen auch auf chemischem Wege ablaufen (SCHEFFER et al. 1998 [167]). Die größte aerobe mikrobielle Aktivität wird, wie in Abbildung 2.3 zu erkennen ist, bei einem Äquivalent von 60% der Feldkapazität erreicht, unabhängig vom NO_3^- -Angebot. Ab diesem Grenzwert beginnt die Denitrifikation (AULAKH et al. 1992 [8]). Bei hoher Wassersättigung des Bodens und unter anaeroben Milieubedingungen verwenden z.B. *Pseudomonas* und *Alcaligenes* NO_3^- oder NO_2^- anstelle von O_2 zur Atmung (KUNTZE et al. 1994 [112]), also Nitrit- und Nitratsauerstoff als Elektronenakzeptoren für ihre metabolischen⁴ Prozesse.

Das Nitration ist sehr gut wasserlöslich, daher sehr mobil und kann in kurzer Zeit

⁴den Stoffwechsel betreffend

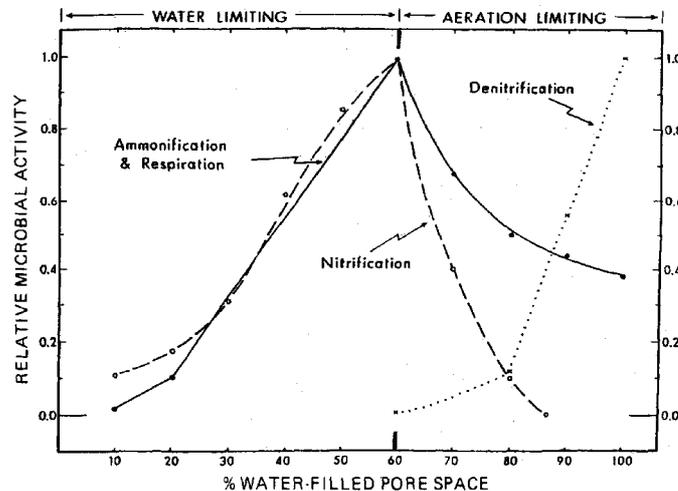


Abbildung 2.3.: Beziehung zwischen relativer Wassersättigung und mikrobieller Nitrifikations-, Denitrifikations- und Ammonifizierungsprozesse (AULAKH et al. 1992 [8]).

von der Pflanze aufgenommen, aber auch mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden und zur Gefahr für die Gewässer werden (Kapitel 2.2 und 2.3). Bei bestimmten hydrochemischen Verhältnissen und speziellen Verweilzeiten kann es auch im Aquifer zu einem mikrobiellen Nitratabbau kommen (KUNKEL et al. 1999 [111]). Auch hier sind geringe Sauerstoffkonzentrationen und die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff (C_{org}) oder Eisensulfidverbindungen (Pyrit) Voraussetzungen für mikrobiell gesteuerte Redoxreaktionen, die Nitrat im Grundwasserleiter reduzieren. Fakultativ anaerobe Bakterien verwenden zunächst Sauerstoff zur Reduktion, bevor sie auf Nitrat umschwenken und gemeinsam mit obligat anaeroben Bakterien die Denitrifizierung bewerkstelligen (KOROM 1992 [103]). Dies kann eine weitere Senke für Nitrat darstellen, findet aber in dieser Arbeit keine Berücksichtigung. Die Zielgröße bleibt wie bereits erwähnt die Nitratkonzentration im Sickerwasser.

2.2. Austragspfade

Pfade, auf denen Nährstoffe den Boden verlassen, können vielfältiger Natur sein. Möglich sind gasförmige Verluste über die Ausgasung von Stickstoff oder Lachgas, zur Emission in die Atmosphäre und zur klimatologischen Rolle von

gasförmigen Stickstoffverbindungen sei auf SCHUUR & MATSON 2000 [176] verwiesen. Doch auch der äolische Abtransport von feinem Bodenmaterial, an das sich Nährstoffe angelagert haben, ist denkbar. Die vorliegende Arbeit soll sich jedoch neben den Ernteentzügen auf diejenigen Wege konzentrieren, die über das Wasser als Agens führen.

Der Begriff *Nährstoffentzüge* beinhaltet ausschließlich die anthropogene Abfuhr von Nährstoffen durch Erntetätigkeiten, die in Agrarökosystemen die größte Einheit darstellen. Tabelle 2.1 zeigt die N-Menge, die das Erntegut aufgenommen hat und damit jährlich⁵ dem Boden entnommen wird.

Kultur	N-Entzug [kg/dt]	N-Entzug [kg/ha]
Winterweizen (über 12% Rohprotein)	2,60	182
Wintergerste	2,10	137
Zuckerrüben	0,46	207
Kartoffeln	0,39	137
Silomais	0,38	171

Tabelle 2.1.: *Durch Ernte entzogene Stickstoffgehalte in der Frischmasse ausgesuchter Kulturen (Haupt- und Nebenernteprodukte) in kg/dt bzw. in kg/ha (eigener Entwurf nach Daten aus SCHILLING et al. 2000 [168]).*

Verbindet man die Information über den Nährstoffgehalt der Ernteprodukte mit dem mittleren Ertragsrichtwert, d.h. dem mittleren Ertrag in dt/ha Ackerfläche, erhält man den Nährstoffentzug in kg/ha, der in Tabelle 2.1 ebenfalls abgebildet ist.

An diese Daten richtet sich neben sporadischen Bodenproben und den Bedürfnissen der Folgefrucht der Düngemittelbedarf. Zu erkennen ist, dass Zuckerrüben die höchsten Anforderungen an den Boden stellen. Dementsprechend hoch werden die Düngergaben sein und damit bei unsachgemäßen Düngemanagement die Gefahr der Auswaschung in Grund- und Oberflächengewässer.

Weitaus wichtiger für die Betrachtung ökologischer Sachverhalte sind die Austragspfade, die aus den hydrologischen Eigenschaften der Böden resultieren. In engem Zusammenhang mit der allgemeinen Wasserbilanzgleichung

$$Q_{gesamt} = N - ET_{real} + \Delta S \quad (2.7)$$

⁵bei einer Ernte pro Jahr

repräsentiert der Gesamtabfluss (Q_{gesamt}) als Kombination von Niederschlag (N), realer Evapotranspiration (ET_{real}) und Vorratsänderung des Speichers (ΔS) diejenige Wassermenge, die aus einer Landschaft (bzw. einem landwirtschaftlichen Schlag) abfließt. An Q_{gesamt} ist damit auch der nicht beabsichtigte Verlust des Nährstoffs gekoppelt, der sich in verschiedene Abflussanteile (Q_O = Oberflächenabfluss, Q_I = Zwischenabfluss, Q_D = Direktabfluss, Q_B = Basisabfluss) aufspalten lässt:

$$Q_{gesamt} = Q_O + Q_I + Q_B \quad (2.8)$$

mit

$$Q_D = Q_O + Q_I \quad (2.9)$$

Der nach einem Niederschlagsereignis oberirdisch einem Vorfluter zuströmende Anteil der Wassermenge wird nach DIN 4049-3 1994 [51] als **Oberflächenabfluss** (Q_O) bezeichnet. Wie in Abbildung 2.4 zu erkennen, dringt dieser nicht in den Boden ein und ist zeitlich auf nur wenige Stunden begrenzt.

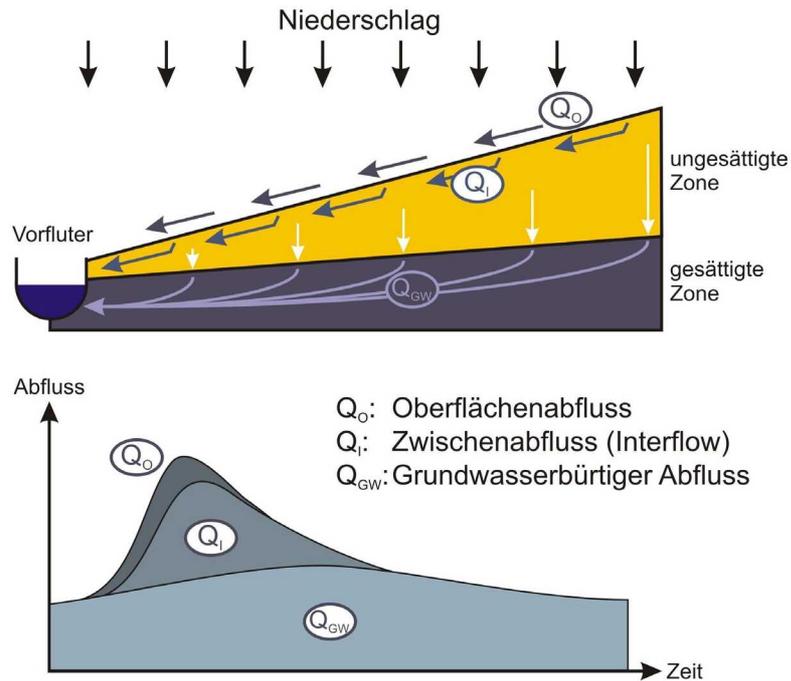


Abbildung 2.4.: Die Komponenten des Abflusses mit Abflussganglinie (BOGENA et al. 2003 [29], S. 12)

Ist das Aufnahmevermögen des Bodens für Regen geringer als die Nieder-

schlagsintensität, kommt es in Gefällelagen bei gefügelabilen Böden zur Erosion. Ausgelöst wird dieser Prozess durch die *Rainsplash Erosion*, die Aufprallwirkung von Regentropfen auf den Boden, die Feinbestandteile aus dem Bodengefüge löst (KUNTZE et al. 1994 [112]). Denn bei sehr trockenen Böden, z.B. im Sommer, kann in ein Bodenaggregat eindringendes Wasser Luft einschließen und mit bis zu 6000 hPa komprimieren, wodurch das Aggregat selbst zersprengt werden kann. Doch auch die Wirkung auf eine feuchte Bodenoberfläche kann verheerend sein. Der Oberflächenabfluss ist allerdings eher für Phosphor als Austragspfad bedeutend, da es sich als Phosphat an die feinen, bei Transport bevorzugten Korngrößenfraktionen bindet. Der Stickstoffgehalt ist dagegen meist sehr gering. Hohe Scherspannungen beim Aufprall bewirken das Herauslösen meist tonigen Materials, das die Bodenporen verstopft und die Infiltration hemmt. Diese *Verschlämmungshaut* begünstigt den Oberflächenabfluss, der weiterhin Feinbestandteile in Richtung Vorfluter transportiert. Auch der Oberflächenabfluss selbst kann die Erosion begünstigen, da der Prozess auf größere Flächen und über längere Zeit wirkt und somit größere Partikel lockern kann (SCHEFFER et al. 1998 [167]).

Der **Zwischenabfluss** oder **Interflow** (Q_I) erfolgt nach Infiltration in den ungesättigten Bereich des Bodens. Dadurch und durch den lateralen Abfluss werden Feinbestandteile und gelöste Nährstoffe im Profil verlagert. Oft erreicht das eingedrungene Wasser eine wenig wasserleitende Schicht, auf der es nahezu oberflächenparallel dem Vorfluter zufließt. Durch Tonverlagerung im Zuge der Verbraunung bei Pseudogleyen entstehen beispielsweise Bodenhorizonte mit höherem Tonanteil, die wasserstauend wirken. Doch auch der Mensch kann durch die Bodenbearbeitung mit dem Pflug unterhalb eines Ap-Horizontes⁶ in ca. 20 cm Tiefe Aggregate zerstören und „verschmieren“, so dass sie für infiltrierten Niederschlag nicht zu durchdringen sind. Der Interflow besitzt eine Lebensdauer von wenigen Tagen, also eine höhere als der Oberflächenabfluss, wodurch die Abflussganglinie flacher und wesentlich gestreckter erscheint (BOGENA et al. 2003 [29]). Unter diesen noch ungesättigten und damit eher oxidierenden Bedingungen laufen bestimmte Transformationsprozesse ab. Beispielsweise erhält hier die Nitrifikation eine besondere Bedeutung durch die Produktion von Nitrat, das nun im Zwischenabfluss dem Vorfluter zugeführt wird.

⁶Nach der genetischen Bodensystematik Deutschlands durch das pflügen weitgehend homogener Mineralhorizont im Oberboden mit akkumuliertem Humus.

Die Summe aus Q_O und Q_I wird als **Direktabfluss** (Q_D) bezeichnet (Gleichung 2.9) und definiert die schnellen Abflusskomponenten. Zwischen den Niederschlagsereignissen übt in diesem Bereich die **Feldkapazität** (FK), die maximale ohne den Einfluss der Evaporation gegen die Schwerkraft gehaltene Wassermenge (DYCK & PESCHKE 1995 [57]), besonderen Einfluss auf die Auswaschungsgefährdung aus. Da Nitrat kaum sorptiv im Boden zu binden ist, kann es bei ausreichender Sickerwassermenge und niedriger FK sehr leicht ausgewaschen werden. Dabei hat die Kulturart, der Bodenbedeckungsgrad und auch die Nutzungsintensität großen Einfluss auf den Stickstoffaustrag, der hauptsächlich in Form von Nitrat erfolgt (KUNTZE et al. 1994 [112]). Hinzu kommt in Anlehnung an Gleichung 2.7 die klimatische Wasserbilanz, die direkt auf die Sickerwassermenge einwirkt. Aus der Summe der beeinflussenden Faktoren ergibt sich ein Maximum der Nährstoffausträge im Herbst/Winter.

Das letzte Kompartiment in Gleichung 2.8 stellt der **Basisabfluss** Q_B dar, der mit höheren Verweilzeiten im Aquifer stattfindet. Außerdem ist hier eine größere Abhängigkeit vom geologischen Untergrund erkennbar. Die Literatur (SCHWARZE et al. 1991 [177], DYCK & PESCHKE 1995 [57], PESCHKE 1997 [141]) unterscheidet häufig einen kurzfristigen und einen langfristigen Basisabfluss, diese Differenzierung wird in dieser Arbeit jedoch nicht näher berücksichtigt. Der langfristige Basisabfluss entspricht annähernd der Grundwasserneubildung GW_{neu} bzw. dem grundwasserbürtigen Abfluss Q_{GW} .

In vielen Regionen ist nach KUNKEL et al. 1999 [111] insbesondere der Austrag von Stickstoff als Nitrat an den Grundwasserstrom, d.h. an die aus einer Region unterirdisch abfließende Wassermenge gebunden. Damit steht die jährliche Auswaschung im engen Zusammenhang mit der jährlichen Grundwasserneubildung. Die Grundwasserneubildung setzt sich aus dem Sickerwasser aus dem Boden und dem Uferfiltrat bzw. Seihwasser an Flussläufen zusammen. Je nach Intention und Fachrichtung (Bodenkunde - Hydrogeologie) werden beiden Pfaden eine unterschiedliche Dominanz zugesprochen. Aufgrund der flächenhaften Betrachtung und der Verarbeitung im GIS wird in dieser Arbeit der Akzent auf die Sickerwasserrate gesetzt. Die Grundwasserneubildung „ist unter sonst vergleichbaren Bedingungen um so höher, je geringer der Wasserverbrauch durch Evapotranspiration des jeweiligen Pflanzenbestandes und je geringer die Wasserspeicherfähigkeit (Feldkapazität) des Bodens ist. Bei Ackernutzung von Sandböden ist demnach unter humiden Klimaverhältnissen immer mit einer erhöhten Grundwasserneubildung“ (KUNKEL et al. 1999 [111]).

bildung und damit der Möglichkeit einer erhöhten N-Auswaschung zu rechnen“ (SCHEFFER et al. 1998 [167]).

Diese Auswaschung in Kombination mit dem Abtrag von erodiertem Bodenmaterial hat direkte Effekte auf die Qualität der Oberflächengewässer, die von der Bodenbearbeitung und durch landwirtschaftliche Produktionspraktiken beeinflusst werden (BARBERIS et al. 1996 [13]). Aus der Sicht der Grundwassergefährdung und auch der Pflanzenernährung ist eine Trennung in natürliche und künstliche Einträge nicht angebracht (ROHMANN & SONTHEIMER 1985 [161]). Ob nun Nitrat aus Düngemitteln stammt oder biologisch aus der Atmosphäre fixiert wurde, spielt in diesem Fall keine Rolle, da nach Transformationsprozessen lediglich der N-Pool aufgefüllt wird.

2.3. Stoffretention und Gewässerbelastung

Die übermäßige Zufuhr von Nährstoffen kann die Umwelt und in Extremfällen auch die Fruchtbarkeit des Bodens gefährden (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Eine Standorteutrophierung geht aber häufig über die landwirtschaftliche Nutzfläche hinaus in Nachbar- und Randbereiche und in Vorfluter hinein und gefährdet dort durch ungezielte Düngerverfrachtung und Nährstoffeinschwämmung den Fortbestand oligotropher Kontaktgesellschaften und deren Arten.

Darüber hinaus kann eine Belastung mit Nitrat gesundheitliche Folgen für den Menschen als Verbraucher haben. Laut UMWELTBUNDESAMT 2006 [204] wurde 2004 die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland mit 4112,52 Millionen m³ Trinkwasser aus zentralen Wasserversorgungsanlagen versorgt. Dabei kommt das Rohwasser für die Aufbereitung zu Trinkwasser in diesen Anlagen zu 76,2 % aus Grundwasser, zu 13,3 % aus Oberflächenwasser und zu 10,5 % aus sonstigen Ressourcen, wie z. B. Uferfiltrat oder künstlich angereichertem Grundwasser. Zwar ist die Primärtoxizität bei einer Nitratbelastung gering, aber nach einer Umwandlung zu Nitrit im Leitungssystem, in Trinkgefäßen oder im Körper kann bei Säuglingen **Methämoglobinämie** (Cyanose, Blausucht) auftreten. Die Fähigkeit des Blutes zur Sauerstoffaufnahme ist verringert, da Nitrit besser gebunden werden kann. Als Folge droht der Betroffene zu ersticken.

Eine weitere Toxizität entsteht unter sauren Bedingungen (niedrigen pH-Werten) bei der Verbindung von Nitrit mit körpereigenen Aminen und Amiden, aus denen cancerogene Nitrosamine und Nitrosamide gebildet werden. Der RAT DER EU-

ROPÄISCHEN UNION 1998 [150] hat aus diesem Grund Grenzwerte für Stickstoffverbindungen im Trinkwasser bestimmt, die in Tabelle 2.2 dargestellt sind. Aus dem oben genannten Zusammenhang wird auch das maximal erlaubte Verhältnis von Nitrat zu Nitrit gesetzlich geregelt. Hier fehlen allerdings Ammoniak und Stickstoffgas, die aber nicht die hygienische Bedeutung der aufgeführten Verbindungen besitzen (ROHMANN & SONTHEIMER 1985 [161]). Etliche Brunnen in Nordrhein-Westfalen mussten schon geschlossen werden, da die Grenzwerte insbesondere für Nitrat weit überschritten wurden. Darüber hinaus sind Wasserversorger sogar dazu übergegangen, landwirtschaftliche Flächen aufzukaufen und stillzulegen, um die hohen Kosten der Extraktion von Stickstoff nicht ausufern zu lassen.

Verbindung	Grenzwert
Ammonium	0,5mg/l
Nitrat	50mg/l
Nitrit	0,5mg/l
Verhältnis Nitrat/Nitrit	$\frac{\text{Nitrat}[\text{mg/l}]}{50} + \frac{\text{Nitrit}[\text{mg/l}]}{3} = 1 \text{ mg/l}$

Tabelle 2.2.: Grenzwerte für Stickstoffverbindungen im Trinkwasser (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1998 [150]).

Den Eintrag aus Oberflächengewässern zurück in das Grundwasser kann man vernachlässigen, da durch den Verdünnungseffekt erstere meistens eine niedrigere Konzentration aufweisen. Auch terrestrische Ökosysteme, die über das Grundwasser, dem Zwischen- oder Oberflächenabfluss mit intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen verknüpft sind, reagieren auf ein beginnendes Nährstoffungleichgewicht. Pflanzenvergesellschaftungen ändern ihre Artenzusammensetzung zugunsten meist weniger nitrophiler (oder generell nährstoffliebender) Pflanzen. Natürliche und naturnahe Standorte sind durch eine hohe Biodiversität gekennzeichnet. Sie sind mit auf ein niedriges Stickstoffangebot spezialisierten Arten ausgestattet, die durch eine nitrophile Biozönose abgelöst werden und es schließlich zur Artenverarmung kommt (BARUNKE 2002 [15]).

Die in Kapitel 2.2 nur kurz angesprochenen gasförmigen Emissionen, besonders Lachgas, beeinflussen Waldökosysteme und führen zur Destabilisierung, Eutrophierung und Versauerung der Böden, einem verminderten Sorptions- und Filtervermögen und damit zur toxischen Aluminiumremobilisierung. Durch die verstärkte Abgabe von Nitrat ins Sickerwasser wird der Wald als ursprüngliche

N-Senke damit zur N-Quelle.

Eine besondere Gefährdung existiert nach dem Transport in Oberflächengewässer mit geringer Fließgeschwindigkeit (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Die zunehmende Anreicherung mit Nährstoffen löst ein starkes Wachstum von autotrophen Pflanzen aus. Dabei handelt es sich vorwiegend um Algen, die die gleichen Nährstoffansprüche wie höhere Pflanzen haben. So wird auch hier das Wachstum vorwiegend durch die minimal verfügbare Menge Stickstoff begrenzt (SCHEFFER et al. 1998 [167]). Oft ist die Förderung nitrophytischer Arten durch zusätzliche Stickstoffgaben nicht mehr zu forcieren, allerdings bei Zugabe von anderen Nährelementen erfolgt dann ein sofortiger Anstieg der Biomasseproduktion.

Im **Epilimnion**, der lichtdurchfluteten obersten Wasserschicht, entwickelt sich verstärkt **Phytoplankton**, das durch Assimilation Sauerstoff produziert und die Nährstoffe weitgehend aufnimmt. Die Organismen sterben ab und sinken in tiefere Schichten, dem **Hypolimnion**, ab. In dem nun sauerstoffreichen und nährstoffarmen Gewässer bauen heterotrophe Bakterien die zugeführten organischen Stoffe ab. Dies geschieht unter Sauerstoffverbrauch und CO₂-Bildung. Es entsteht ein anaerobes Milieu, das man von außen an der Fäulnis erkennt. Nitrat, Sulfat, Mangan- und Eisenoxide werden unter Freigabe okkludierter Nebenverbindungen reduziert. Dabei handelt es sich beispielsweise um Phosphat, potenziell toxische Spurenelemente, Ammonium und Schwefelwasserstoff. Im Extremfall führt dies zum Absterben des Fischbestandes. Damit ist die Kausalkette noch nicht am Ende angelangt, denn durch die bakterielle Zersetzung werden Nährstoffe wieder freigesetzt und stehen erneut dem Algenwachstum zur Verfügung (SCHEFFER et al. 1998 [167]). Weitere Folgen bringt die geringe Lichtdurchlässigkeit für das Ökosystem mit (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]).

Da fast alle Nährstoffeinträge im Binnenland letztendlich in die Meere gelangen, gilt als letztes Ziel eine Entlastung der Ost- und Nordsee von diffusen Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. Diese Stoffeinträge erfolgen zu 70 % über Zuflüsse von Land (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) 2005 [37]). Frachtverminderungen in den Flüssen bedingen eine entsprechende Verminderung der Belastung der Meeresumwelt (HAMM 1991 [86]). Ökologische Störungen treten dort insbesondere in einem 50 - 100 km breiten Küstengürtel auf, in dem Algenblüten und Großalgenteppiche das Gleichgewicht negativ beeinflussen (UMWELTBUNDESAMT 1994 [203]). In der Nordsee

liegt in dieser Zone das Wattenmeer, das weltweit einzigartig ist. Messungen in der Ostsee in den Sommermonaten ergaben, dass in einer Tiefe von 15 m der Sauerstoffgehalt in den letzten 20 Jahren um die Hälfte zurückgegangen ist. In beide Meere gelangte z.B. 1993 die vierfache Menge Stickstoff, die um 1900 aus natürlichen Quellen dort eingetragen wurde (DEMUTH 1993 [47]).

Neben all diesen Faktoren muss ebenfalls die biogene Grundlast berücksichtigt werden, die in einem seit Jahrtausenden ablaufenden Prozess für eine natürliche Gewässereutrophierung verantwortlich ist. Gewässer, in deren Einzugsgebieten nährstoffreiche Böden und Gesteine vorliegen, besitzen eine natürliche Tendenz zur Eutrophierung, zur übermäßigen Produktion von organischem Material, zur Verlandung und schließlich zur Bildung von Niedermooren. Oligotrophe Flüsse und Seen in Gebieten mit sandigen Böden sind von Natur aus durch breit gefächerte Pflanzengesellschaften charakterisiert. Das ökologische Gleichgewicht wird also nicht in dem Maße gestört, wie es landwirtschaftliche Stoffflüsse tun. Denn beide Systemarten sind vom übermäßigen Düngereinsatz und den damit verbundenen Nährstofftransporten betroffen. In eutrophen Gewässern laufen die angesprochenen Prozesse nun in extrem kurzen Zeiträumen ab, während oligotrophe Gewässer mit einem Verlust von Biodiversität ihr Milieu auf nährstoffreiche Verhältnisse umstellen müssen (SCHEFFER et al. 1998 [167]). Nach BÜRGER-ARNDT 1994 [34] entsteht durch die allgemeine Standorteutrophierung der „landwirtschaftliche Einheitsstandort mittlerer Feuchte und guter Nährstoffversorgung“, der durch eine „Uniformierung und Verarmung der betreffenden Grünland- und Ackerbegleitvegetation“ charakterisiert ist. Daran ist zusätzlich eine Gefährdung habitatstrukturell abhängiger Tierarten gebunden.

2.4. Maßnahmen und politische Konsequenzen

Auf die ökologische Bedeutung der überhöhten Nährstoffkonzentrationen in Steh- und Fließgewässern reagierten bereits verschiedene Interessenverbände. In umfassender Weise engagiert sich jedoch die Europäische Union. Die Art der insgesamt in Europa umgesetzten Maßnahmen ist breit gefächert und reicht von baulichen Änderungen über wirtschaftliche Anreize bis hin zu politischen Regulierungen. Die Anzahl der Programme und die politische Ebene, auf der dieses Thema diskutiert wird, kann als Indikator für die Brisanz der Nährstoffbelastung von Gewässern und das öffentliche Interesse gesehen werden. Generell können

die eingeleiteten Schritte in verschiedenen Bereichen ihre Hebel ansetzen, z.B. technologische Ansatzstellen oder Instrumente wie Abgaben, Lizenzen und Subventionen.

Im Allgemeinen müssen Nährstoffverluste aus dem Agrarkontext im Rahmen der gegebenen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen minimiert werden, um den Umweltgesichtspunkten Rechnung zu tragen. Dazu müssen nachhaltige Bewirtschaftungsmethoden angewendet werden, die einen angemessenen Gebrauch von Düngern gewährleisten. Wichtig ist in diesem Zusammenhang die Ausbringung bei korrekten Witterungsverhältnissen und in der entsprechenden Wachstumsphase der Pflanzen (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). Eine weitere Möglichkeit ist die Aussaat von Zwischenfrüchten, die den Boden in den Wintermonaten vor Erosion schützen und Nährstoffe in der Phytomasse binden können. Vegetationsfilterstreifen am Gewässerrand halten Erosionsmaterial vor dem Eintrag in die Flüsse und Seen ab (SCHEFFER et al. 1998 [167]) und besitzen gleichzeitig durch den Gehalt an C_{org} ein gewisses Denitrifizierungspotenzial (SPRUILL 2000 [192]). Trotz intensiver Informationskampagnen für Landwirte gibt es Rückschritte durch eine veränderte, moderne Bodenbearbeitung. Durch den Einsatz leistungsfähiger Maschinen konnte in den letzten Jahrzehnten die Bearbeitungstiefe des Ackers von früher 20 cm auf heute 30 cm erhöht werden. Dies hat im Zusammenhang mit einem gestiegenen Düngungsniveau und einer Rückführung größerer Mengen Ernterückstände zu einer starken Erhöhung der Stickstoffvorräte in der Ackerkrume um 2000 bis 3000 kg/ha geführt. Damit geht ein höheres Mineralisierungspotenzial und bei entsprechenden Witterungsbedingungen ein ungenügendes Stickstoffentzugsvermögen einher. Die Gefahr der Stickstoffauswaschung steigt. „Das Nachlieferungspotenzial des Bodens an Stickstoff ist gerade unter Mais und Hackfrüchten, die traditionell relativ hohe Mengen Wirtschaftsdünger enthalten, vielerorts bereits so hoch, dass deutlich unter Entzug gedüngt werden könnte (FLAIG et al. 2002 [65]).“

Dabei können trotz *guter fachlicher Praxis* nicht alle Überschüsse vermieden werden (TROTT 2004 [202]), wobei es allerdings zwei unterschiedliche Interessens- bzw. Verhandlungspositionen gibt. Zum Einen gibt es aus der Düngemittelindustrie differenzierte Orientierungswerte für „unvermeidbare“ Nährstoffverluste, die Standortbedingungen (Boden, Klima) und Art der Bewirtschaftung (Tierhaltung, Fruchtfolge, Düngung) berücksichtigen. Für viehlose Betriebe wären dann je nach Auswaschungsgefährdung 25 - 55 kg·ha⁻¹·a⁻¹ ver-

treten, bei Viehbetrieben jedoch bis zu $130 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (TROTT 2004 [202]). Die angegebenen Mengen stellen also einen potenziellen Eintrag in die Gewässer dar. Bei Viehbetrieben ist ein großer Anteil des Verlustes über die Produktion von Lachgas zu befürchten, das wiederum mit dem Niederschlag auf die gesamte Landoberfläche und schließlich in die Vorfluter eingetragen wird. Der Rest wird wie bei viehlosen Betrieben über den Boden meist als Nitrat ausgewaschen. Das andere Extrem, der ökologische Landbau, betrachtet es nicht nur aufgrund des Umweltschutzes, sondern auch aus Gründen der Effizienz als ratsam, den Nährstoffkreislauf zu schließen und Pflanzenproduktion und Tierhaltung aufeinander abzustimmen. Dies führt nach KÖRSCHGENS et al. 2002 [104] allerdings zu erheblichen Ertragseinbußen, einem nicht ausgenutztem CO_2 -Minderungspotenzial, einer unterlegenen C-Bilanz und keiner wissenschaftlich erwiesenen Verbesserung der Produktqualität. Als Ziele einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung werden hohe und steigende Erträge angeführt, die die Ernährung der Bevölkerung und die Produktion von Energie sicherstellen sollen. Gleichzeitig soll die Forderung nach Vermeidung von Umweltbelastungen durch den Eintrag von Nährstoffen in die Gewässer und die Atmosphäre erfüllt werden (KÖRSCHGENS et al. 2002 [104]).

Die **Nitratrichtlinie** ist die wichtigste gesetzliche Grundlage für N-Minderungsmaßnahmen in der EU und ist auf die Anwendung N-haltiger Düngemittel und landwirtschaftliche Praktiken fokussiert (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1991 [149]). Sie veranlasst die Ausweisung von gefährdeten Gebieten und die Festlegung von Aktionsprogrammen. Dabei existiert eine Unterscheidung in obligatorische und fakultative Vorgaben, die gleichzeitig gegen P-Verluste einsetzbar sind. Ziel ist die durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen verursachte oder ausgelöste Gewässerverunreinigung zu verringern und weiterer Gewässerverunreinigung dieser Art vorzubeugen. Der chemische Zustand der Gewässer soll auf Nitratkonzentrationen unter 50 mg/l eingestellt werden. Ein aktuelles Beispiel ist die sog. **Grundwasserrichtlinie**, die am 12. Dezember 2006 verabschiedet wurde (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2006 [152]). Sie wird als genauere Ausführung der Wasserrahmenrichtlinie verstanden und gibt als Grundwasserqualitätsnorm ebenfalls einen Wert unter $50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ an. Die **Gemeinsame Agrarpolitik** (GAP) der EU wurde 1992 reformiert und durch Prämien-gewährung auf Umweltschutzmaßnahmen für einen Fünfjahreszeitraum Landwirte zum Umdenken an-

geregt. In den gewässerbelastenden intensiv bewirtschafteten Gebieten wurden die Programme oft nicht angenommen, was den Zweck dieser Maßnahme in Frage stellt. Ein internationales Übereinkommen mit bindendem Charakter ist das **Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (HELCOM)**. Hier ist die Landwirtschaft als bedeutender Verursacher diffuser Einträge direkt angesprochen und sind konkrete Maßnahmen vorgesehen. Die **Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK)** ist dagegen völkerrechtlich nicht bindend, hat aber schon beachtliche Erfolge bei der Reduktion der Phosphateinträge erzielt. In diesem Kontext gilt in Deutschland die Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (**Düngeverordnung**) als Hauptansatz, der die Nitratrichtlinie in nationales Recht als Teil des Düngemittelgesetzes umsetzt.

Daneben gibt es weitere Übereinkünfte, Richtlinien und Vorgaben, die indirekt die Landwirtschaft als Verursacher von Nährstoffeinträgen beeinflussen. Zu nennen sind das Übereinkommen zum Schutz des Nordostatlantiks (OSPARCOM), die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), die Wasserrahmenrichtlinie, die Richtlinie zur Behandlung kommunaler Abwässer, Richtlinien zur Gewährleistung einer hohen Wasserqualität, das deutsche Wasserhaushaltsgesetz usw. (BARUNKE 2002 [15]).

Trotz dieser Maßnahmen sind die Ziele für die Reduktion des Nährstoffeintrages in die nordeuropäischen Meere noch nicht erreicht worden. Die Reduktion ist erheblich geringer als erwartet und ist oft auf natürliche Schwankungen der jährlichen Exporte zurückzuführen (GRIMVALL et al. 2000 [82]). Es ist durch die langsame Umsetzung der Reduktionsmaßnahmen schwierig, einen direkten Zusammenhang herzustellen. Externe Effekte durch die politischen Instrumente sind noch nicht internalisiert und die Ziele einer nachhaltigen Landwirtschaft noch nicht erreicht. Es besteht also noch Handlungsbedarf (ZEDDIES 1997 [227]). Die Umsetzung von technischen und politischen Vermeidungsmaßnahmen erfordert eine ökonomische und ökologische Bewertungsgrundlage. Deshalb wird der Effekt über Indikatoren gemessen (BARUNKE 2002 [15]), die für die Modellierung als Input von großer Bedeutung sind und durch Szenarienanalysen auch ausgegeben werden können (Kapitel 9).

Generell ist anzumerken, dass eine Reduktion der Einträge in das Bodensystem und damit in das Grundwasser nach GRIMVALL et al. 2000 [82] nicht mit einer augenblicklichen Reduktion der Belastung der Oberflächengewässer gekoppelt ist.

Vielmehr ist eine langsame und zeitversetzte Verminderung des Nährstoffeintrags in die Oberflächengewässer wahrscheinlicher.

3. Das Flusseinzugsgebiet der Rur

Für eine Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung bieten sich Flusseinzugsgebiete als räumliche Betrachtungsgrenzen an. Durch die hydrologisch abgeschlossene Einheit eines oberirdischen Flusseinzugsgebietes ergeben sich im hydrologischen Sinne keine Interaktionen zu Nachbargebieten. Dadurch ist es möglich, anhand von Punktmessungen, z.B. dem Abflusspegel am Auslass, Indikatoren für Charakteristika des Gesamtuntersuchungsgebietes, z.B. den Gesamtabfluss, abzuleiten (STEWART et al. 1998 [196]). Auf diese Weise können die integrierten Messwerte zur Validierung von Modellergebnissen herangezogen werden.

Das Flusseinzugsgebiet der Rur wurde aufgrund der besonderen Strukturen und Merkmale, die im Folgenden dargestellt werden, als Untersuchungsraum für diese Arbeit ausgewählt. Unterstützt wurde diese Wahl durch das Vorhandensein entsprechender Datengrundlagen.

Die Rur entspringt als Rour oder Roule bei Botragne im wallonischen (ostbelgischen) Hohen Venn auf 660 m NN zwischen Eupen und Malmedy. Nach ca. 10 km übertritt sie die Grenze nach Deutschland und durchfließt später die Stadt Monschau. Dieser erste Flussabschnitt wird aufgrund der Fließeigenschaften als Hohe Rur bezeichnet. Das Gefälle nimmt plötzlich ab, da bis hier die Tiefenerosion der Niederrheinischen Bucht hinaufgelangt ist (MEYER 1994 [126]). Bis zur Unterbrechung des Laufes durch den Rurstausee nach weiteren 30 km fließt die Obere Rur durch einen mehrere hundert Meter breiten Talboden. Da hier die nördliche Eifel durchquert wird, wird die Rur zur Abgrenzung zur rechtsrheinischen Ruhr auch Eifelrur genannt. Im Mittellauf (Mittlere Rur) bis zum Zufluss der Inde nördlich von Jülich wird der Fluss bei Obermaubach (Gemeinde Kreuzau) ein weiteres Mal gestaut. Hier verlässt die Rur die Festgesteinsregion und tritt in die Bördenlandschaft der Niederrheinischen Bucht ein. Beim niederländischen Roermond mündet sie als Roer in die Maas.

Das Entwässerungssystem, das zusammen mit den Zuflüssen Urft, Olef, Kall, Inde, Wurm und weiteren kleineren Zuläufen aufgespannt wird, bildet das 2354 km² große Untersuchungsgebiet. Davon liegen 157 km² (6,7 %) auf belgischem, 2089 km² (88,7 %) auf deutschem und 108 km² (4,6 %) auf niederländischem Staatsgebiet (BOGENA et al. 2005 [28]).

3.1. Geologie

Geologisch lässt sich die Untersuchungsregion in zwei Großlandschaften unterteilen, die jeweils der Eifel bzw. der Niederrheinischen Bucht zuzuordnen sind (Abbildung 3.1). Im Süden liegt die Festgesteinsregion der Nordeifel, die während der variszischen Orogenese des *Rheinischen Schiefergebirges* im Oberkarbon gefaltet wurde. Die im Rheinischen Trog vorwiegend im Unterdevon (aber auch im jüngeren Devon und Unter-Oberkarbon) abgelagerten Sedimente bestehen aus Ton-, Silt- und Sandsteinen mit einem geringen Hohlraumanteil im Kluftsystem, die damit ein geringes Grundwasserspeichervermögen besitzen. Ein höheres Speicherpotenzial weisen das mittlere devonische Karbonatgestein der *Sötenicher Kalkmulde* nördlich von Marmagen und die *Massenkalke* südlich von Stolberg auf. Diese Schichten durchsticht sehr markant das südwest-nordost streichende *Stavelot-Venn-Massif*, auch *Vennsattel* genannt (MEYER 1994 [126]), das während der kaledonischen Faltung im Kambrium bzw. Ordovizium entstanden ist. Der Vennsattel besteht aus Tonschiefern und Quarziten und ist durchsetzt mit magmatischen Intrusionen (KNAPP 1980 [100]). Aufgrund der Abdichtung durch die Verwitterungsprodukte entstanden im Holozän weitläufige Hochmoore. Im Perm wurde die gesamte Festgesteinsregion eingeebnet, so dass nur noch der stark überprägte Gebirgsrumpf erhalten geblieben ist.

In der *Mechernicher Triassenke* (bzw. Triasdreieck), deren Ausläufer zwischen Nideggen und Kall in das Rureinzugsgebiet hineinreichen, liegen unmittelbar auf gefaltetem Devon unter semiaridem Klima entstandener Mittlerer und Oberer Buntsandstein, vereinzelt auch Muschelkalk und Keuper (WALTER 1995 [212]). Während sich der Gebirgsrumpf im Süden hebt, senkt sich die *Niederrheinische Bucht* im Norden seit dem Tertiär stetig ab. Aus diesem Grund sind im nördlichen Rureinzugsgebiet an der Oberfläche ausschließlich Lockersedimente anzutreffen. Von Westen her reichen die Ausläufer der *Limburger Kreidetafel* (ca. Santon bis Obermaastricht) bis an den Rand des Stadtgebietes von Aachen. Tertiäre For-

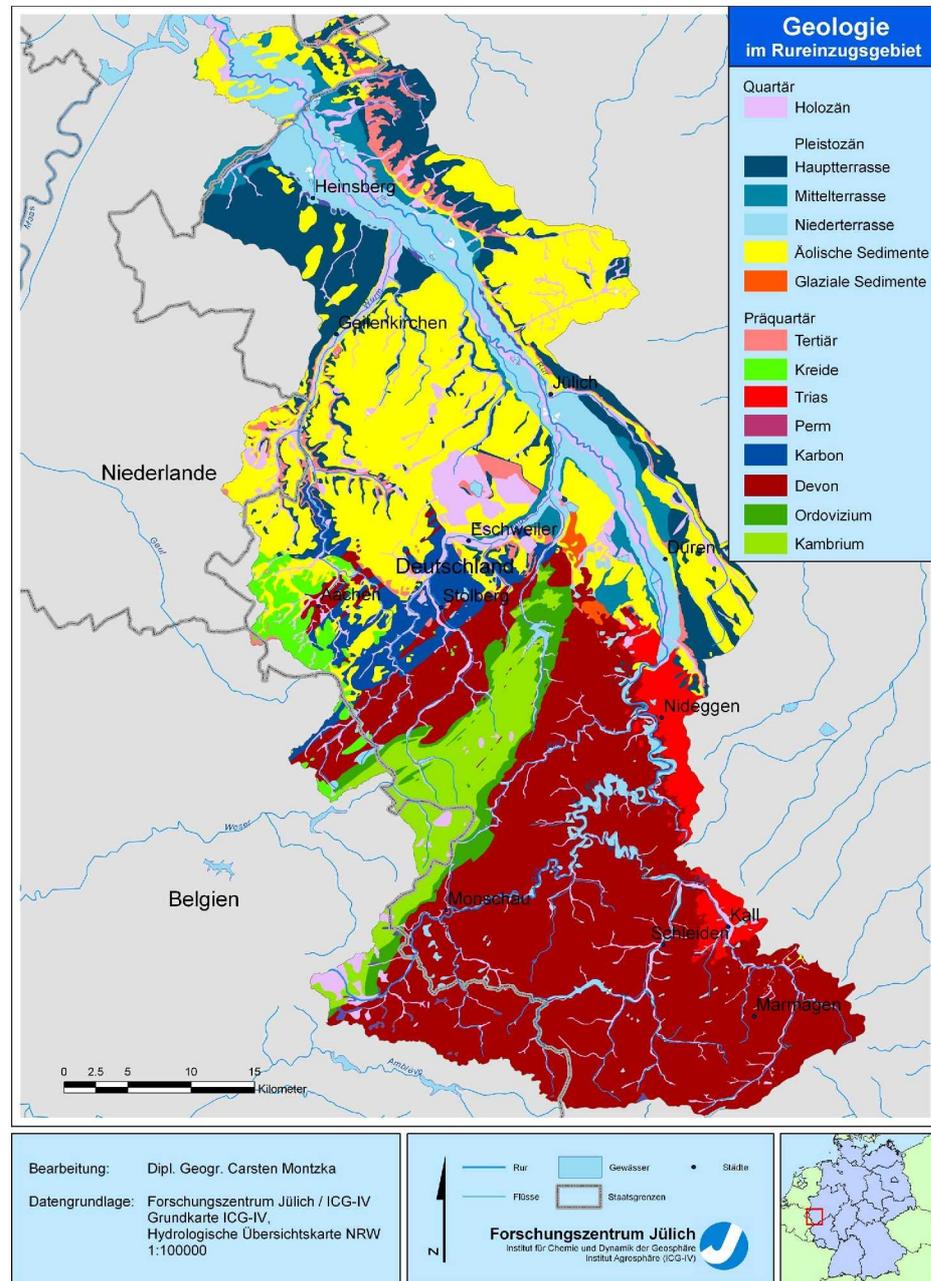


Abbildung 3.1.: Überblick über die Geologie im Rureinzugsgebiet.

mationen treten nur vereinzelt an der Oberfläche auf, beispielsweise entlang der Rurrandverwerfung.

Die übrige Fläche des Untersuchungsgebietes ist quartären Ursprungs. Im Untergrund befinden sich die Schotterbänke der Flusssysteme von Rhein und Maas, die bei Jülich aufeinandertreffen. Der Hauptteil wurde von äolisch verfrachtetem Material bedeckt, das zwischen Eschweiler, Geilenkirchen und Düren das Ausgangssubstrat für die fruchtbaren Lössböden der *Jülicher* und *Zülpicher Börde* bildete. Aber auch die Rur prägte in jüngerer Zeit die Geologie erheblich. Deren Haupt-, Mittel- und Niederterrassen sind systematisch entlang des Flusslaufes angeordnet.

Holozäne Bildungen sind verteilt über das gesamte Untersuchungsgebiet zu finden. Zu nennen sind zum einen natürliche Prozesse wie die aktuell fortschreitende Moorbildung auf den Hochflächen und die Erosion bzw. Sedimentation in den Flussniederungen. Zum Anderen existieren anthropogene Formationen, deren Ursache hauptsächlich im *Rheinischen Braunkohletagebau* zu suchen ist.

3.2. Klima

Das kühlgemäßigte Mittelbreitenklima des Untersuchungsgebietes, das nach LAUER & FRANKENBERG 1988 [117] als $C_{mh\alpha}$ zu klassifizieren ist, lässt sich direkt auf die Nähe zum Atlantischen Ozean zurückführen. Somit liegt die Jahresmitteltemperatur in den Hochlagen der Eifel bei 6 °C, während in den Niederungen der Düren-Jülicher Börde 9 °C erreicht werden. Der kälteste Monat ist der Januar, der mit durchschnittlich -1,5 °C (Eifel) bzw. 1,5 - 2 °C (Börde) relativ mild bleibt. Im Sommer (Juli) erreichen die Monatsmitteltemperaturen 14 °C in der Eifel und 17 °C im Dürener Raum.

Das nördliche Rureinzugsgebiet zeichnet sich durch seinen recht gleichmäßig verteilten Jahresniederschlag von 700 - 900 mm aus (Abbildung 3.2). Der Süden weist dagegen eine starke Differenzierung der Niederschläge auf. Luftmassen, die aufgrund der vorherrschenden südwestlichen bis nordwestlichen Windrichtung gegen die Gebirgszüge der Eifel und Ardennen gedrückt werden, regnen hier einen Großteil der transportierten Feuchtigkeit ab. Jahresniederschlagsmengen bis zu 1200 mm oder darüber hinaus werden regelmäßig erfasst. Dies führt zu einem ausgeprägten Lee- bzw. Föhnwindeffekt, der an der Ostabdachung geringere Niederschläge hervorbringt mit einem Minimum von weniger als 700 mm bei

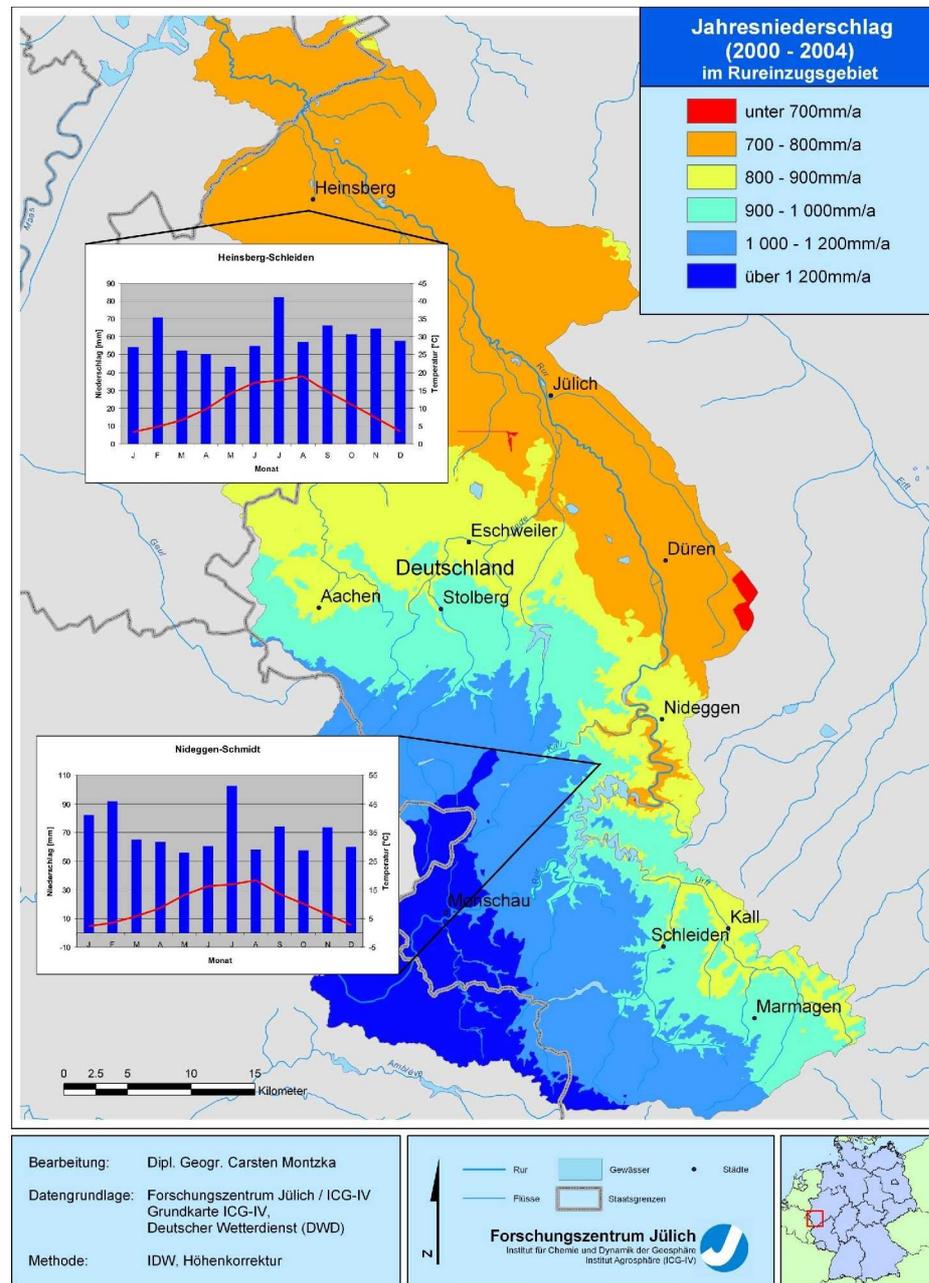


Abbildung 3.2.: Jahresniederschlag im Rureinzugsgebiet (2000 - 2004).

Düren. Die mittlere Jahresniederschlagshöhe des Rureinzugsgebietes liegt bei 855 mm/a.

Die im Untersuchungsraum nicht gleichverteilte Relation der Niederschlagsmengen im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) zu denen im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) sind in Abbildung A.1 im Anhang zu sehen. Im mittleren Rureinzugsgebiet an einer Achse zwischen Rötgen und Nideggen ist das Verhältnis ausgeglichen. Nördlich davon ist der Einfluss von Sommerregen vorherrschend. Südlich davon fallen die größten Niederschläge im Winter, d.h. in dem Zeitraum, der die geringste Evapotranspiration vorweist. Zusammen mit dem Festgestein des geologischen Untergrundes wird ein Großteil der Wassermassen dadurch schnell abflussrelevant.

3.3. Landnutzung

Auch die Landnutzung im Rureinzugsgebiet ist grob zweigeteilt, was anhand der CORINE 2000 Landnutzungsklassifikation in Abbildung 3.3 ersichtlich ist.

Der Süden ist überwiegend forst- und grünlandwirtschaftlich geprägt. Der Vennsattel ist fast vollständig bewaldet, ebenso die Kerbtäler der Eifel und ein Großteil der Hochflächen. Wurde die Eifel im 19. Jahrhundert durch die Köhlerei für die Eisenverhüttung noch als kahles, von Heide überzogenes Gebirge bezeichnet, erfolgte anschließend eine vom preußischen Staat geförderte Wiederaufforstung insbesondere mit Fichten. Auf die gleiche Weise wurde auf die erheblichen Schäden des zweiten Weltkriegs mit der Anpflanzung von Fichten reagiert. Heute sind daneben verstärkt heimische Laubhölzer wie Eiche und Buche, vereinzelt auch Esche und Ahorn zu finden. Auf den flachen Bergrücken herrschen Futterbau und Weidewirtschaft als Formen der Landbewirtschaftung insbesondere zur Produktion von Milcherzeugnissen vor. In manchen Gegenden werden die Grünparzellen von Weißdornhecken als Windschutz für das Vieh eingerahmt. Vereinzelt werden wenig anspruchsvolle Ackerpflanzen wie Roggen oder Hafer angebaut.

Die lössbedeckten Flächen der Niederrheinischen Bucht eignen sich in Verbindung mit milden Temperaturen und mittleren Niederschlagsmengen hervorragend für den intensiven Ackerbau, während die Dauergrünlandnutzung deutlich zurücktritt. Auf fruchtbaren Böden (z.B. Parabraunerden) werden Zuckerrüben und Getreide, hauptsächlich Winterweizen, oft in direktem Wechsel angebaut. Dies führt

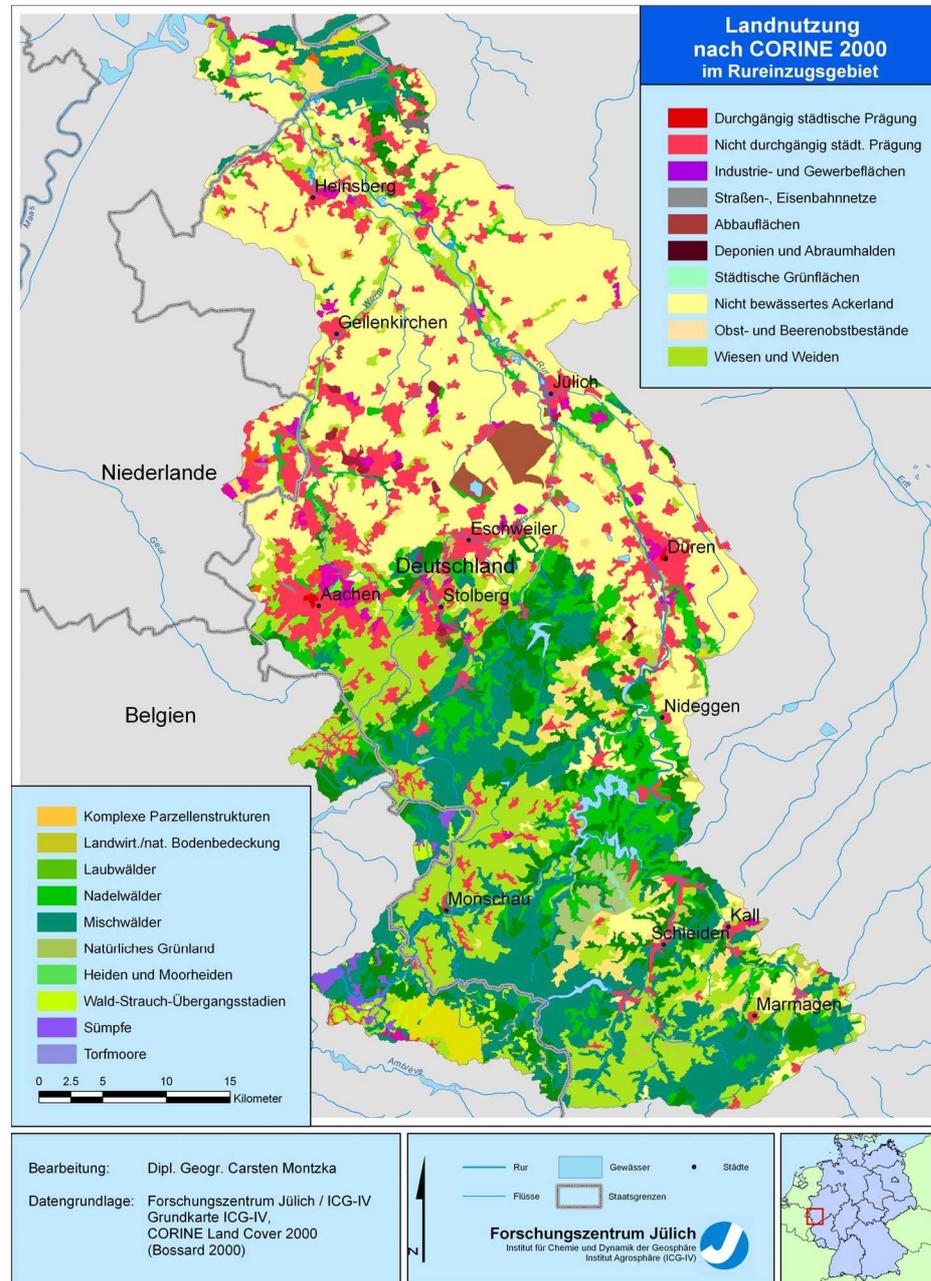


Abbildung 3.3.: Das Rureinzugsgebiet nach CORINE 2000.

zur „Monotonität des rheinischen Pflanzenbaus“ (KÜHBAUCH et al. 1990 [98]), da andere landwirtschaftliche Erzeugnisse wie Gerste, Kartoffeln und Mais eine eher untergeordnete Rolle spielen.

Tuch-, Papier- und Metallindustrie haben ihre historischen Wurzeln in den Rurtälern der Eifel, breiteten sich später entlang der Rurachse und auf das Oberzentrum Aachen aus. Damit konzentrieren sich heute Siedlung und Industrie auf die genannten Regionen. Die Landschaft wird sehr stark vom Braunkohletagebau geprägt. Während vereinzelt kleine ehemalige Gruben und Halden weit verstreut im nördlichen Untersuchungsgebiet zu finden sind, ist der knapp 1200 ha große Tagebau Inden ein bedeutender Wirtschaftsfaktor in der Region. Durch das Vordringen in östliche Richtung und Aufschütten bzw. Verfüllen des Abraums im Westen, konnten bereits große Flächen rekultiviert und der Landwirtschaft zurückgegeben werden.

Aus diesen Charakteristika ergibt sich ein heterogenes Landnutzungsmuster im Flusseinzugsgebiet der Rur, an dessen Beispiel die Möglichkeiten und Grenzen einer Verwendung von Fernerkundungsdaten in der Modellierung und der Modellkopplung analysiert werden.

Teil II.

Satellitenfernerkundung und digitale Bildanalyse

4. Vorverarbeitung der multispektralen Satellitenbilddaten

Zur Erfassung der landwirtschaftlichen Rotation in einem Zeitraum von mehreren Jahren kann man in Mitteleuropa auf mehrere Satellitenplattformen zurückgreifen. Das Untersuchungsgebiet wird mit den multispektralen Sensoren ASTER, LANDSAT und SPOT alle 14 - 16 Tage in mittlerer räumlicher Auflösung erfasst. Wolkenfreie Szenen im Sommerhalbjahr sind allerdings spärlich, doch überfliegen glücklicherweise die verschiedenen Satelliten ein Gebiet in einer insgesamt hohen Wiederholungsfrequenz, so dass dennoch ein oder zwei verwertbare Bilder pro Jahr zur Verfügung stehen. Andere vergleichbare Satelliten wie z.B. IRS finden in dieser Studie keine Berücksichtigung.

Wie in Kapitel 4.1 näher erläutert wird, eignen sich diese Plattformen besonders zur Separierung verschiedener Vegetationsklassen und zur Ableitung von ausgewählten Vegetationsparametern. Zur Verfügung stehende Bilder sind in Tabelle 4.1 aufgelistet.

Jahr	Sensor	Aufnahmedatum
2000	SPOT	20. Juni
2001	LANDSAT ETM+	26. Juni
2002	SPOT	28. Juli
2003	SPOT	10. Juli
2004	ASTER	24. Mai

Tabelle 4.1.: *Verwendete Fernerkundungsdaten.*

Satellitendaten, die vom Hersteller bzw. Distributor ausgeliefert werden, sind zwar meist keine Rohdaten (sog. Level 0-Daten) mehr, doch die Genauigkeiten der angewandten Korrekturverfahren sind in Bezug auf Geometrie und Radiometrie für die Ziele dieser Studie nicht zufriedenstellend. Beispielsweise sind bei allen

Daten bereits Geokorrekturverfahren angewendet worden, doch der Versatz zu genauen Referenzdaten beträgt lokal bis über 300 m, was bei den Sensoren LANDSAT und ASTER über 20 Pixel ausmachen kann.

Die Vorprozessierung, die anschließende Klassifikation inklusive Postprozessierung und die Genauigkeitsanalyse wird in der Software IDL 6.2 (Interactive data Language) bzw. in der darauf basierenden Bildverarbeitungsumgebung ENVI 4.2 (Environment for Visualizing Images) umgesetzt.

4.1. Grundprinzip der Vegetationsfernerkundung

In diesem Kapitel soll das allgemeine Prinzip der Vegetationsfernerkundung kurz vorgestellt werden. Detailliertere Angaben sind dagegen der Literatur wie CAMPBELL 2002 [39], JENSEN 2004 [91], MATHER 2004 [122] oder RICHARDS & JIA 2006 [160] zu entnehmen.

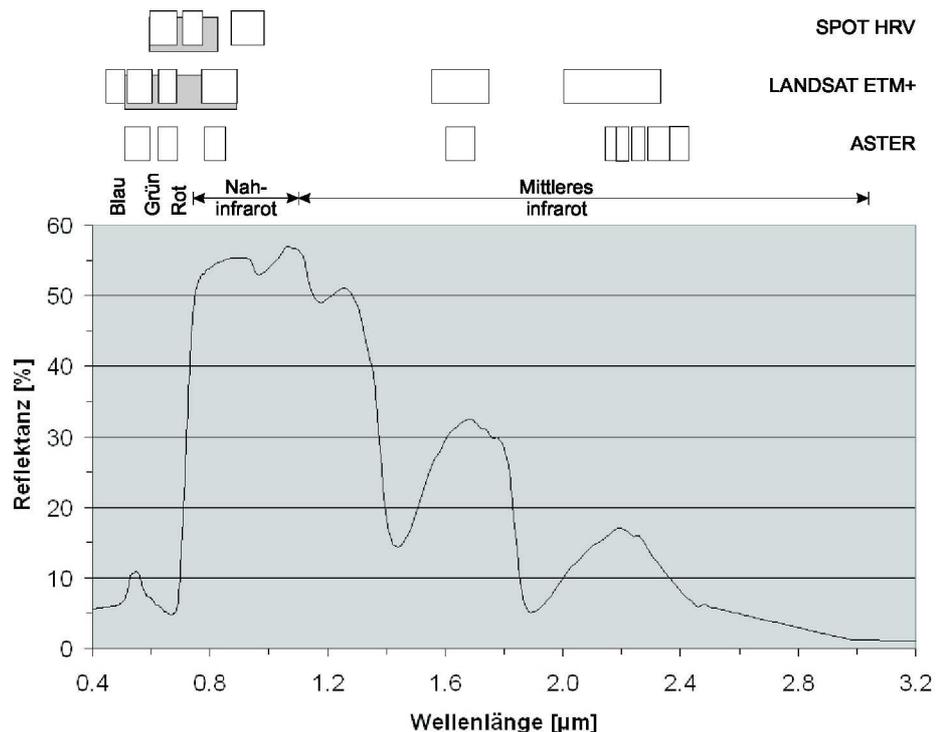


Abbildung 4.1.: Spektrale Reflektanz von Vegetation (Laubwald, Quelle: ASTER Spectral Library) und Position der spektralen Kanäle der verwendeten Sensoren, grau unterlegt der panchromatische Kanal.

Die spektrale Auflösung von ASTER, LANDSAT und SPOT eignet sich besonders zur Erfassung von grüner Vegetation. In Abbildung 4.1 wird stellvertretend für chlorophyllhaltige, d.h. photosynthetisch aktive Pflanzen die Reflexionskurve von Laubwald gezeigt. Besonders auffällig ist eine Zone um eine Wellenlänge von $0,7 \mu\text{m}$, wo die Reflektanz von einem niedrigen Niveau im roten sichtbaren Bereich extrem steil auf ein hohes Plateau im nahinfraroten (NIR) Bereich ansteigt. Dieses Charakteristikum wird als *Red Edge* bezeichnet. Die Pigmentierung der Pflanze ist der bestimmende Faktor im sichtbaren Spektralbereich mit Chlorophyllabsorptionsbanden im Blau und Rot, so dass das menschliche Auge gesunde Pflanzen als grün erkennt. Im Nahinfrarot bestimmt die Zellstruktur die hohe energetische Rückstrahlung (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Deshalb wurde diese Besonderheit als *Red Edge* bezeichnet. Bei anderen Oberflächen ist eine solche Steigung nicht zu verzeichnen. Die Atmosphäre ist für Energie in diesen Wellenlängen relativ gut durchlässig, es handelt sich also um ein *atmosphärisches Fenster*, das nicht durch die Absorption von Wasserdampf, Ozon oder Kohlendioxid opak wirkt. Aus diesen Gründen wurden die Sensoren auf die Aufnahme dieser spektralen Ausstrahlung spezialisiert. Bei ASTER bilden die Kanäle 2 und 3 diesen Bereich ab, LANDSAT nutzt die Bänder 3 und 4, während SPOT die Bänder 1 und 2 verwendet.

Je nach Pflanzenart variiert die Intensität der Reflektanz erheblich, was durch Definition von Indizes ausgenutzt wird. Dazu sind lineare und nichtlineare Regressionsberechnungen bekannt, welche hohe Korrelationen für die Beziehung zwischen den Indizes und einzelnen Vegetationsparametern aufzeigen (MENZ 1996 [124]). Meist wird dazu das Verhältnis der von der Oberfläche reflektierten, spektralspezifischen Strahldichte L zweier Kanäle angegeben, da die grüne Phytomasse invers mit der roten Reflektanz korreliert und positiv mit der Reflektanz im nahinfraroten Spektralbereich in Beziehung steht (LAMBIN & EHRLICH 1996 [115]). Ein häufig verwendeter Index ist der Normalised Differenced Vegetation Index (NDVI), der mit

$$NDVI = \frac{L_{NIR} - L_{ROT}}{L_{NIR} + L_{ROT}} \quad (4.1)$$

definiert wird, um topographische und atmosphärische Effekte zu mindern. L_{NIR} gibt die spektralspezifische Strahldichte des nahen Infrarot an, L_{ROT} diejenige des roten Spektralbereichs. Auf diese Weise wird ein Maß für die photosynthetische Aktivität konstruiert, das direkt mit der Dichte und Vitalität der Vegetations-

decke korreliert. „Je höher die Chlorophylldichte, desto höher ist der NDVI“ (MENZ 1996 [124]). Der theoretische Wertebereich liegt im Intervall von -1 bis 1, der in der Praxis jedoch von -0,3 bis 0,7 reicht. Ab einem NDVI von 0,4 kann man an der Erdoberfläche mit einer geschlossenen Vegetationsdecke rechnen (LAMBIN & EHRLICH 1996 [115]). Dieser Umstand wird in Kapitel 6 ausgenutzt, um umgekehrt über eine negativen Korrelation zum NDVI den Grad der Versiegelung zu ermitteln.

Aus Abbildung 4.1 bzw. aus den Tabellen 4.2, 4.3 und 4.4 geht hervor, dass die relevanten Kanäle der verschiedenen Sensoren nicht im identischen Spektralbereich aufnehmen. Dies ist neben verschiedener Aufnahmetechnik und -geometrie (z.B. optisch-mechanischer versus opto-elektronischer Scanner) ein Grund für die Anwendung von Transformationsalgorithmen zur Herstellung einer direkten Vergleichbarkeit (FRANKE et al. 2006 [68]). Die meist in Form von Regressionen durchgeführte Umrechnung wird bei der in Kapitel 6 vorgestellten Berechnung des Versiegelungsgrades berücksichtigt.

4.2. Sensoren

4.2.1. ASTER

Die Entwicklung des **Advanced Spaceborne Thermal Emission Radiometer** (ASTER) wurde von der Japan Resources Observation System Organization (JAROS) im Auftrag des japanischen Ministry of International Trade and Industry (MITI) vorgenommen. Hersteller waren namhafte Unternehmen wie NEC, Mitsubishi, Fujitsu und Hitachi, die ihr Produkt 1997 an die North American Space Association (NASA) lieferten zur Integration in die amerikanische Plattform **TERRA** (FUJISADA et al. 1998 [70]). Damit ist der Sensor ASTER Bestandteil des **Earth Observing Systems** (EOS) der NASA (YAMAGUCHI et al. 1998 [226]).

Am 18. Dezember 1999 wurde TERRA in einen nah-polaren Orbit in 705 km Höhe gebracht. Seitdem scannt ASTER mit einer Streifenbreite von 60 km in 16 Tagen einmal die gesamte Erdoberfläche ab, liefert also im selben Zeitraum eine einzelne Aufnahme eines gegebenen Untersuchungsgebietes. Dies ist jedoch nur ein theoretischer Wert, da ASTER lediglich auf 8% seines Überfluges über die Erde Daten aufnehmen kann (ABRAMS et al. 2002 [2]). Aus diesem Grund sind bislang nur relativ wenige verwendbare ASTER-Szenen des Untersuchungsge-

bietet erhältlich.

Mit seinen 14 bzw. 15 Bändern ist er interdisziplinär in Forschungen der Biosphäre, Geosphäre, Hydrosphäre, Cryosphäre und Atmosphäre einsetzbar. Drei Kanäle im sichtbaren Bereich und im Nahinfrarot von $0,5 \mu\text{m}$ bis $0,9 \mu\text{m}$ (Visible and Near Infrared, VNIR) erreichen eine räumliche Auflösung von 15 m. Die drei VNIR Bänder bilden in einem ähnlichen Bandpassbereich ab wie Landsat TM oder der optische Sensor (OPS) des Japan Earth Resources Satellite (JERS-1). Band 3 wird zusätzlich im selben Wellenlängenbereich mit einem zum Nadir um $27,6^\circ$ rückwärts gedrehten Sensor (along track) erneut aufgenommen, um stereoskopische Untersuchungen vornehmen zu können. Dies ist die Voraussetzung zur Erstellung hochaufgelöster Digitaler Geländemodelle (ABRAMS 2000 [1]). Sechs Kanäle im mittleren Infrarot von $1,6 \mu\text{m}$ bis $2,43 \mu\text{m}$ (Shortwave Infrared, SWIR) bilden mit einer Bodenauflösung von 30 m ab, während fünf Kanäle im thermalen Infrarot von $8 \mu\text{m}$ bis $12 \mu\text{m}$ (TIR) eine geometrische Auflösung von 90 m erreichen (siehe Tabelle 4.2).

Sensor	Band	Spektralbereich [μm]	räumliche Auflösung
VNIR	1	0,52 - 0,60	15 m
	2	0,63 - 0,69	
	3N	0,78 - 0,86	
	3B	0,78 - 0,86	
SWIR	4	1,600 - 1,700	30 m
	5	2,145 - 2,185	
	6	2,185 - 2,225	
	7	2,235 - 2,285	
	8	2,295 - 2,365	
	9	2,360 - 2,430	
TIR	10	8,125 - 8,475	90 m
	11	8,475 - 8,825	
	12	8,925 - 9,275	
	13	10,25 - 10,95	
	14	10,95 - 11,65	

Tabelle 4.2.: *Basiseigenschaften des ASTER-Sensors (YAMAGUCHI et al. 1998 [226]).*

ASTER-Daten können je nach Intention in verschiedenen Verarbeitungsschritten geordnet werden. Level 1A sind unprozessierte Rohdaten, die mit Zusatzinformationen wie radiometrische und geometrische Kalibrationskoeffizienten ausgestattet sind. Sie sind jedoch nicht auf das Image angewandt worden. Mit Hilfe von Kalibrationsmaßen, die vor und nach dem Start des Satelliten ermittelt wurden, können Digital Numbers (DN) in die registrierte Radianz am Sensor umgewandelt

werden (ABRAMS 2000 [1]). So entsteht im Zusammenspiel mit der Anwendung geometrischer Daten ein geometrisch und radiometrisch korrigiertes Bild (Level 1B Produkt).

4.2.2. LANDSAT ETM+

Die Orbit Parameter des 1999 in Umlauf gebrachten LANDSAT 7 sind die selben wie bei der Terra-Plattform (FUJISADA ET AL. 1998 [70]), LANDSAT ist Terra allerdings um 15 Minuten voraus (USGS 2000 [205]). Als amerikanischer Satellit wird er ebenso von der NASA betrieben, doch in einer gemeinsamen Initiative mit dem **United States Geological Survey** (USGS).

Der aufnehmende Sensor **Enhanced Thematic Mapper Plus** (ETM+) ist allerdings zu ASTER sehr verschieden. Mit seiner 183 km Streifenbreite und einem Szenenwechsel alle 170 km nimmt er ein sehr viel größeres Gebiet auf. Ein panchromatischer Kanal liefert 8 bit Graustufenbilder mit einer Pixelgröße von 15 m x 15 m. Weitere Kanäle vom blauen über den grünen, roten, nahinfraroten und zwei mittlere infrarote Bereiche des elektromagnetischen Spektrums bilden in einem Pixel eine Fläche von 30 m x 30 m ab. Zu diesen die Reflexion der Sonne aufnehmenden Systemen existieren zwei Instrumente, die Emission im thermalen Bereich aufzeichnen. Zwar decken diese das selbe Wellenlängenintervall mit 60 m x 60 m räumlicher Auflösung ab, nutzen jedoch unterschiedliche Methoden der Signalverstärkung (Tabelle 4.3). Die geometrische Auflösung ist abhängig von den gewählten Optionen: ein panchromatischer Kanal kann in 12,5 m, 14,25 m oder 15 m geliefert werden mit jeweils der doppelten Kantenlänge im multispektralen und vierfachen im thermalen Bereich. Die hier verwendeten Daten besitzen eine Auflösung von 14,25 m bzw. 28,5 m, die Sensoren zur Aufnahme von Wärmestrahlung gehen nicht in die Untersuchung ein.

Die mit dem ETM+-Sensor aufgenommenen Rohdaten werden als Level-0-Daten vertrieben, die zusätzlich mit Parametern in Metadateien versehen werden, die für eine radiometrische und geometrische Kalibrierung nötig sind (Level-0R). Werden diese Landsat 7 Rohdaten radiometrisch korrigiert, werden sie als Level-1R Produkt angeboten, eine zusätzliche systematische geometrische Korrektur führt zu hier verwendeten Level-1G Daten. Systematisch korrigiert bedeutet in diesem Fall, dass Fehler ausgehend von der Plattform (z.B. Höhendifferenzen von nominal), dem Sensor (z.B. Effekte des Blickwinkels) und Erdcharakteristiken (z.B.

Kanal	Farbintervall	Spektralbereich [μm]	räumliche Auflösung
1	blau	0,45 - 0,52	30 m (28,5 m)
2	grün	0,53 - 0,61	
3	rot	0,63 - 0,69	
4	nahes Infrarot	0,78 - 0,90	
5	mittleres Infrarot	1,55 - 1,75	
6.1	thermal	10,4 - 12,5	60 m (57 m)
6.2	thermal	10,4 - 12,5	
7	mittleres Infrarot	2,09 - 2,35	30 m (28,5 m)
8	panchromatisch	0,52 - 0,90	15 m (14,25 m)

Tabelle 4.3.: *Basiseigenschaften von LANDSAT 7 ETM+ (USGS 2000 [205]).*

Rotation, Krümmung) herausgerechnet wurden. Bodenreferenzpunkte (Ground Control Points, GCPs) oder Höhenmodelle wurden für die Korrektur nicht hinzugezogen (USGS 2000 [205]).

Der ETM+-Sensor ist seit dem 14. Juli 2003 defekt, so dass dieser für kommende Untersuchungen nur noch eingeschränkt zur Verfügung steht. Die zukünftige Fortführung des LANDSAT-Programms ist trotz seiner Schlüsselstellung und der seit 1972 erfolgreichen Mission allerdings unklar (WILLIAMS et al. 2006 [221]).

4.2.3. SPOT

Das **Système Probatoire pour l'Observation de la Terre (SPOT)** wurde von der französischen Raumfahrtagentur CNES (Centre National D'Etudes Spatiales) unter belgischer und schwedischer Beteiligung als erster kommerziell genutzter Erdbeobachtungssatellit entwickelt, wobei der Vertrieb über die Tochterfirma SPOT Image allerdings nur die laufenden Kosten deckt.

Die 1986, 1990 und 1993 in eine polarnahe, sonnensynchrone Umlaufbahn gebrachten SPOT 1 bis SPOT 3 Satelliten überfliegen jeweils alle 26 Tage das selbe Gebiet in einer Höhe von 820 - 826 km (SPOT IMAGE 2003 [189] und [191]). Das auf diesen Plattformen arbeitende Sensor **High Resolution Visible (HRV)** bildet im multispektralen (XS) und im panchromatischen (P) Spektralbereich ab. Während der panchromatische Kanal sämtliche Energie im Intervall von grün über rot zum nahinfrarot ($0,50 \mu\text{m}$ - $0,73 \mu\text{m}$) in 10 m räumlicher Auflösung integriert erfasst, besteht der multispektrale Bereich aus drei Kanälen mit 20 m Auflösung (Tabelle 4.4). Der Blickwinkel zur Erdoberfläche kann über Spiegel um jeweils 27° nach rechts und links des Nadir geschwenkt werden, wodurch ein Streifen von 900 km Breite erfasst werden kann und ein besonders interessan-

tes Gebiet auch am folgenden Tag nochmals aufgenommen werden kann. Der eigentliche Blickwinkel beträgt allerdings nur 4° bzw. 60 km an der Erdoberfläche (SPOT IMAGE 2003 [190]).

Kanal	Farbintervall	Spektralbereich [μm]	räumliche Auflösung
P	panchromatisch	0,50 - 0,73	10 m
XS1	grün	0,50 - 0,59	20 m
XS2	rot	0,61 - 0,68	
XS3	nahes infrarot	0,78 - 0,89	

Tabelle 4.4.: *Basiseigenschaften der HRV-Sensoren auf SPOT 1 bis 3 (SPOT IMAGE 2003 [190]).*

Mit SPOT 4 und SPOT 5 wurde 1998 bzw. 2002 die erfolgreiche Satellitenserie fortgeführt. Zu den bei SPOT 1 bis 3 schon verwendeten HRV-Sensoren wurde ein Kanal im kurzwelligen Infrarot (SWIR, $1,58 \mu\text{m} - 1,75 \mu\text{m}$) hinzugefügt. SPOT 4 kann durch Datenfusion zweier Instrumente 10 m Farbbilder erzeugen (SPOT IMAGE 2003 [188]). Die multispektralen Kanäle wurden mit 10 m in ihrer Pixelgröße halbiert. Auf SPOT 5 kommt ein **High Geometric Resolution** (HRG) Instrument zum Einsatz, das bei gleichem Verfahren Farbbilder mit einer entsprechenden Pixelgröße von bis zu 2,5 m produziert. Zusätzlich wurde ein **High Resolution Stereoscopic Imaging Instrument** (HRS) angebracht, das Stereobilder in 10 m Auflösung erzeugt und zur Generierung von Höhenmodellen (DHM) verwendet werden kann.

Allein durch den 900 km breiten Aufnahmestreifen kann ein Punkt am Äquator sieben Mal während des 26 Tage dauernden Zyklus abgebildet werden, ein Punkt in 45° Breite sogar 11 Mal (SPOT IMAGE 2003 [187]). Da fünf SPOT-Satelliten systematisch zeitversetzt die Erdoberfläche abscannen, können die Überflüge über ein Untersuchungsgebiet in Westeuropa sogar täglich stattfinden. Aus diesem Grund ist sogar für das oft wolkenverhangene Rureinzugsgebiet für jedes Jahr mindestens ein brauchbares Satellitenbild zu erhalten.

4.3. Methoden zur Korrektur und Aufwertung

Daten von verschiedenen Sensoren bedürfen unterschiedlicher Vorverarbeitung. Die Verarbeitungsschritte sind für jeden einzelnen Sensor der Prozessierungskette der Abbildung 4.2 zu entnehmen. Der theoretische Hintergrund wird in den

folgenden Kapiteln detailliert erläutert.

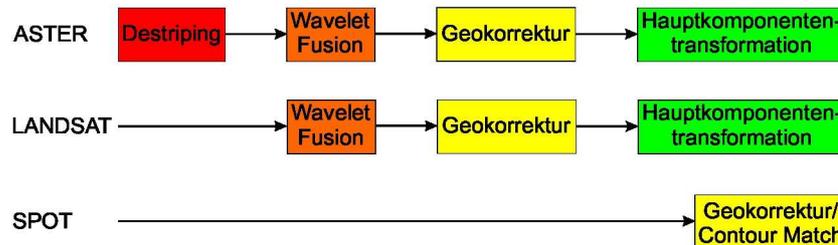


Abbildung 4.2.: Sensorspezifische Prozessierungskette zur Vorverarbeitung der Rohdaten.

4.3.1. Entfernung von Bildstreifen mit der Fast Fourier Transformation

ASTER-Daten enthalten teilweise vertikale Streifen, die von unterschiedlich kalibrierten Detektoren des Sensors herrühren. Da dieser Effekt die Qualität einer Klassifikation entscheidend beeinflussen kann, muss er mit Bildverarbeitungsmethoden entfernt werden.

Neben Bildverbesserungstechniken die ausschließlich das einzelne Pixel betrachten, gibt es auch solche, die die nächste Nachbarschaft des Pixels in die Berechnung einbeziehen. Gewöhnlich arbeiten diese Methoden mit einem beweglichen Kernel, der das zentrale und die nächsten umgebenden Pixel berücksichtigt. Je größer man dieses Fenster jedoch wählt, desto höher steigt der Rechenaufwand an (RICHARDS & JIA 2006 [160]).

Eine Alternative ist eine Filterung mit der **Fast Fourier Transformation (FFT)** - der Ausmaskierung von linearen Elementen im aus Frequenzen aufgebauten Fourier-Raum (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Hier werden die Streifen als periodische Merkmale und ein geringer Anteil des Hintergrundrauschens entfernt. Nach der Rücktransformation in den Ortsraum erhält man eine verbesserte Version des Originals.

Die diskrete zweidimensionale Fourier-Transformation \mathfrak{F} für ein Bild $F(x, y)$ mit M Zeilen und N Spalten ist definiert als:

$$\mathfrak{F}(u, v) = \frac{1}{MN} \sum_{x=0}^{M-1} \sum_{y=0}^{N-1} F(x, y) e^{-2\pi i \left(\frac{ux}{M} + \frac{vy}{N} \right)}, \text{ wobei } i = \sqrt{-1}. \quad (4.2)$$

x und y werden nach der Umformung als räumliche Frequenzen u und v abgebildet. Diese Umformung kann mittels FFT sehr effizient durchgeführt werden. Weitere Informationen besonders zur Aufteilung der Frequenzen in Sinus- und Cosinuskomponenten sind PRATT 1991 [145] zu entnehmen.

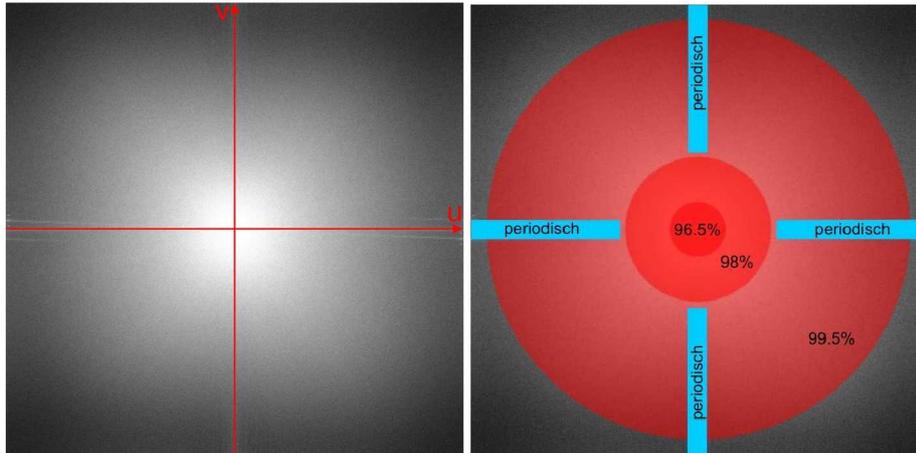


Abbildung 4.3.: Frequenzbild nach einer Fast Fourier Transformation (links). Im Zentrum befindet sich die niedrigste Bildfrequenz und die höchste spektrale Bildinformation (96,5%), nach außen hin nimmt der Anteil der Bilddetails zu. Periodisch entlang der Bildzeilen und -spalten auftretende Eigenschaften befinden sich entlang des Achsenkreuzes (rechts) bzw. in isolierten Punktwolken.

Abbildung 4.3 zeigt einen Kanal des Satellitenbildes im Ortsfrequenzraum, stellt also ein Powerspektrum dar. Eine Lokalisierung der einzelnen Pixel, wie dies im Ortsraum möglich ist, kann nun nicht mehr erfolgen. Anzumerken ist hierbei, dass die Software ENVI/IDL und damit ebenso Abbildung 4.3 nicht das reine Fourierspektrum ausgibt, sondern zur besseren Darstellung $\log(1 + |\mathfrak{F}(u, v)|)$. Darüber hinaus findet eine Verschiebung statt, so dass die Information im linken oberen Bereich in die Mitte verlagert wird. Im Zentrum befindet sich nun mit 96,5% der Hauptanteil der Bilddetails, die höchste Frequenz im Fourierspektrum. In den Außenzonen kommen nur geringe Anteile hinzu, meist handelt es sich um das natürliche Hintergrundrauschen (GONZALEZ & WOODS 2002 [80]). Periodisch wiederkehrende Elemente wie die Streifen in den Rohdaten orientieren sich an den äußeren Bereichen des Achsenkreuzes.

Filtert man nun wie in Abbildung 4.4 beschrieben die Streifen im Frequenzraum heraus, wird anschließend eine Invertierung der Diskreten Fourier Transformation

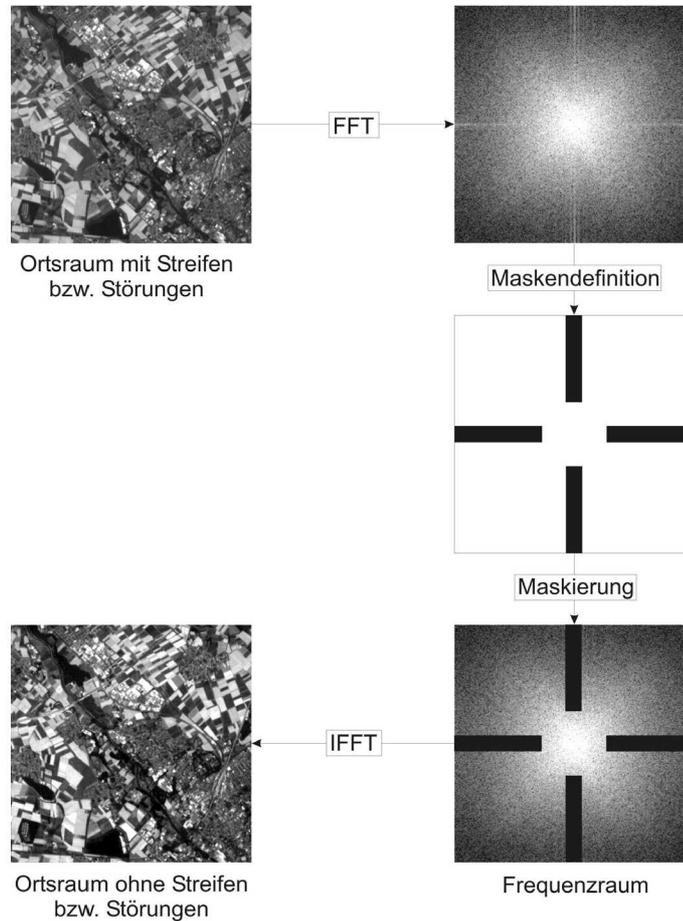


Abbildung 4.4.: Destripingprozess mit Fourier-Filterung.

vorgenommen und die Informationen wieder dem Ortsraum zugeführt:

$$F(x, y) = \frac{1}{MN} \sum_{u=0}^{M-1} \sum_{v=0}^{N-1} \mathfrak{F}(u, v) e^{2\pi i \left(\frac{ux}{M} + \frac{vy}{N} \right)}. \quad (4.3)$$

Genauere Angaben zur Fast Fourier Transformation und ihrer Invertierung (IFFT) sind der Literatur, z.B. GONZALEZ & WOODS 2002 [80], PRATT 1991 [145] oder RICHARDS & JIA 2006 [160] zu entnehmen. Das Ergebnis dieses Verfahrens ist in Abbildung 4.5 zu sehen. Links sind die vom Sensordefekt herrührenden vertikalen Streifen in den Rohdaten noch deutlich vorhanden, auf der rechten Seite ist davon nichts mehr zu erkennen.

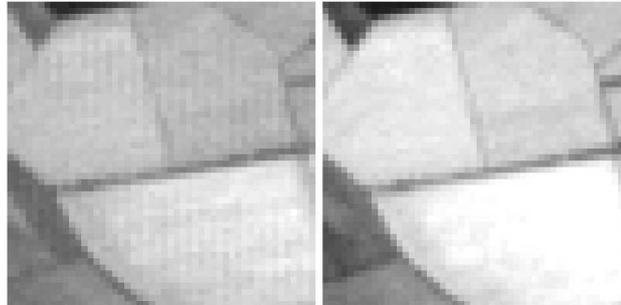


Abbildung 4.5.: Ausschnitt des ASTER-Originalbildes von 2004 vor (links) und nach der Filterung im Fourier-Raum (rechts). Die vertikalen Streifen wurden entfernt.

4.3.2. Datenfusion

Mitte der 1980er Jahre wurden bekannte Fusionierungstechniken erstmals auf Satellitenbilder angewendet, initiiert durch den Einsatz von SPOT 1 mit einem 10 m panchromatischen (P) und drei 20 m multispektralen Kanälen (XS). Die gängigsten Methoden sind die Brovey Transformation, die IHS Transformation, die Hauptkomponententransformation und der Hochpassfilter (RANCHIN & WALD 2000 [148], SHABAN & DIKSHIT 2002 [178]). Die durch diese Fusionstypen entstehende Farbunreinheit und Farbverzerrung des Ergebnisbildes stellt ein signifikantes Problem dar (ZHANG 2004 [228]). Die Spektraltrou und damit die Erhaltung der radiometrischen Information ist aber für computergestützte Interpretationstechniken von immenser Bedeutung, wie z.B. für die Berechnung des NDVI.

Eine elegante Methode, um die Farbtreu für eine Vegetationsanalyse bestmöglich beizubehalten, ist die **Waveletfusion** in Verbindung mit Normalisierungstechniken (GARGUET-DUPORT et al. 1996 [71]). Das hochaufgelöste Bild wird in ein niedrigaufgelöstes Bild mit seinen dazugehörigen Waveletkoeffizienten, den räumlichen Details, aufgeteilt. Die einzelnen multispektralen Informationen werden gegen das modifizierte panchromatische Bild ausgetauscht, die Wavelettransformation invertiert und damit die räumlichen Details den multispektralen Kanälen zugeführt. Dieses Verfahren wird im Folgenden erläutert.

Eine Datenfusion, die die Vorteile zweier Kanäle mit unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften verbindet, wäre also vorteilhaft und würde damit räumlich und gleichzeitig spektral hochaufgelöste Fernerkundungsdaten produzieren. Eine allgemeine Definition für die Datenfusion ist aufgrund vielfältiger Basisdaten und Fusionierungstechniken schwer möglich, je nach Intention werden synonym

zu Fusion die Worte *Kombination*, *Synergie*, *Integration* und *Mischung* verwendet (WALD 1998 [211]). In dieser Arbeit wird Bildfusion als eine Technik eingesetzt, welche geometrische Details eines hochaufgelösten panchromatischen Bildes in ein niedrigaufgelöstes Multispektralbild integriert (ZHANG 2004 [228]). Damit wird synthetisch ein hochaufgelöstes Multispektralbild erstellt, das eine bestmögliche Beschreibung des abgebildeten Raumes beinhaltet (RANCHIN et al. 2003 [147]). Die Sensoren ASTER, LANDSAT ETM+ und SPOT HRV zeichnen in den einzelnen Spektralbereichen mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung auf. Die VNIR-Kanäle von ASTER bilden Flächen mit einer Kantenlänge von 15 m in einem Pixel ab, im SWIR sind es 30 m. SPOT und LANDSAT ETM+ besitzen bei sichtbaren bis nahinfraroten Wellenlängen zusätzlich einen panchromatischen Kanal mit 10 m bzw. 15 m (14,25 m) Auflösung. Dies ist technisch zum einen durch die einfallende Strahlungsenergie und zum anderen durch das Datenvolumen bedingt. Ein panchromatischer Kanal deckt einen weiteren Wellenlängenbereich ab als ein multispektraler Kanal, der schmale spektrale Bänder aufzeichnet. Dadurch kann die räumliche Auflösung eines panchromatischen Sensors auf der selben Plattform höher ausfallen als bei einem multispektralen Sensor (ZHANG 2004 [228]).

Bei der Verbesserung der räumlichen Information in ASTER-Daten stellt sich die Frage, welche der drei VNIR-Kanäle mit 15 m Auflösung genutzt werden sollen. Während bei LANDSAT nur ein panchromatischer Kanal vorliegt, bei SPOT durch nicht zur Verfügung stehende Szenen im panchromatischen Kanal eine Fusion hinfällig ist, stehen bei ASTER gleich drei Kanäle der Fusion zur Verfügung. Eine rein visuelle Analyse zeigt, dass eine Fusion mit dem zweiten VNIR-Kanal an besten geeignet wäre, da dieser den höchsten Kontrast an den Detailkanten beinhaltet. Eine Quantifizierung der Verbesserung kann hier nicht erfolgen. Doch durch die Verwendung eines einzelnen Kanals würde die digitale Information der übrigen beiden Kanäle nicht berücksichtigt. Deshalb wird eine Wavelet Fusion auf Basis einer Hauptkomponententransformation durchgeführt und die erste Hauptkomponente zur Schärfung herangezogen, die den größten Teil der Gesamtvarianz aller drei Bänder beschreibt (MONTZKA et al. 2006 [129]). Auf diese Weise ist visuell eine geringfügige Verbesserung des Fusionsergebnisses zu verzeichnen. Übergänge werden geringfügig stärker herausgehoben und weniger Mischpixel erzeugt.

MALLAT 1989 [121] hat gezeigt, dass eine orthogonale Wavelettransformation

durch die Kombination eines **Tiefpassfilters** (T) mit einem **Hochpassfilter** (H) angenähert werden kann. Ein Tiefpassfilter lässt nur tiefe Frequenzen passieren, glättet sie also durch Mittelung der Nachbarschaften. Ein Hochpassfilter verstärkt dagegen kleinräumige Graustufenunterschiede, extrahiert somit beispielsweise die Kanten von abgebildeten Objekten (Abbildung 4.6).

1/9	1/9	1/9
1/9	1/9	1/9
1/9	1/9	1/9

-1/9	-1/9	-1/9
-1/9	8/9	-1/9
-1/9	-1/9	-1/9

Abbildung 4.6.: Tiefpass- (links) und Hochpassfilter (rechts).

Wendet man dieses Filterverfahren auf einen zweidimensionalen Datensatz an, erhält man vier Ergebniskomponenten (Abbildung 4.7). Bildzeilen und Bildspalten werden allerdings separat mit eindimensionalen Filtern behandelt. Die zweimalige Tiefpassfilterung, jeweils einmal in Richtung der Spalten und Zeilen des Bildes, erzeugt zusammen mit dem Downsampling ($\downarrow 2$) eine gemittelte und verkleinerte Version $f_{k+1}(x, y)$ des Originalbildes $f_k(x, y)$. Das Ergebnis $C_{k+1}^H(x, y)$ einer Tiefpassfilterung auf Spalten mit anschließender Hochpassfilterung der Zeilen extrahiert Details im horizontalen Verlauf. Die vertikalen Details $C_{k+1}^V(x, y)$ werden bei umgekehrter Filteranwendung gebildet. Nutzt man einen Hochpassfilter für die Berechnung jeweils in Spalten- und Zeilenrichtung, zeigt das Resultat $C_{k+1}^D(x, y)$ die Details in diagonaler Richtung. Diese drei letzten Ergebnisse der iterativen Filterung stellen Waveletkoeffizienten dar (CANTY 2006 [41]).

In Abbildung 4.8 wird die Wavelettransformation auf die erste Hauptkomponente der drei ASTER VNIR-Kanäle der Detailansicht des Tagebaus Hambach angewendet. Dabei werden die Teilergebnisse in vier Quadranten dargestellt. Im oberen linken Quadranten ist das tiefpassgefilterte Bild zu sehen, oben rechts die vertikalen, unten links die horizontalen und unten rechts die diagonalen Details. Invertiert man den Transformationsprozess in Abbildung 4.7, kann man das Originalbild verlustfrei wiederherstellen.

Führt man nun eine Wavelettransformation des panchromatischen Kanals von LANDSAT oder SPOT, oder eines VNIR Kanals von ASTER durch, ersetzt $f_{k+1}(x, y)$ mit einem multispektralen Bild $g_k(x, y)$ und führt eine inverse Transformation durch, so überträgt man die Kanten- bzw. Detailinformation des panchro-

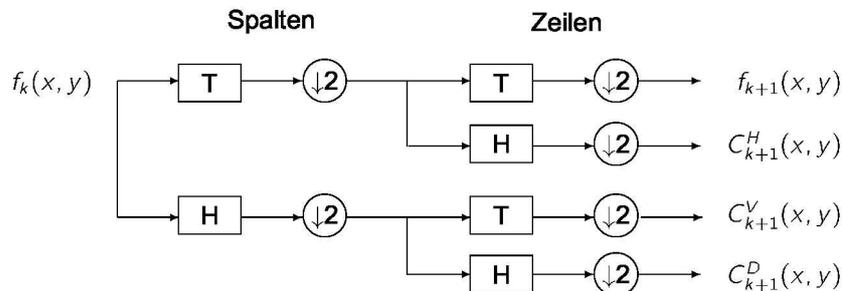


Abbildung 4.7.: Wavelet Filter Bank zur Kompression des Originalbildes $f_k(x, y)$ durch Anwendung von Hoch- und Tiefpassfilter (verändert nach MALLAT 1989 [121]).

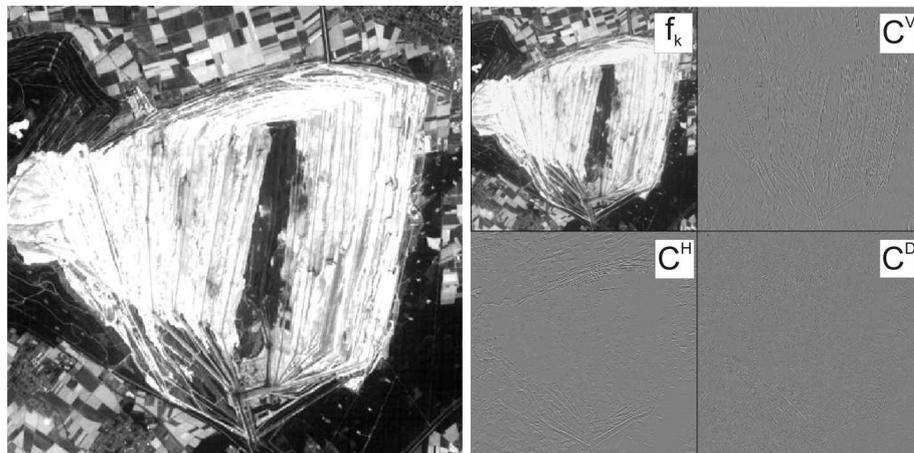


Abbildung 4.8.: Tagebau Hambach im 512 x 512 Pixel ASTER VNIR 2 Band (links) und Ergebnis der Anwendung der Wavelet Filter Bank (rechts).

matischen Bildes auf das multispektrale Bild. Dies ist in dieser einfachen Variante nur möglich, da die multispektralen Kanäle je Pixel die vierfache Fläche bzw. die doppelte Kantenlänge der panchromatischen Kanäle abbilden. Vor der Invertierung muss jedoch eine Normalisierung von $g_k(x, y)$ auf $f_{k+1}(x, y)$ erfolgen. Eine Anpassung von z.B. Mittelwert und Standardabweichung ist notwendig, um die Farbtreue beizubehalten.

Dies ist der Hintergrund des **ARSIS-Konzeptes**¹ von RANCHIN & WALD 2000 [148]. Die Basis stellt die **diskrete Wavelettransformation (DWT)** dar, die bei Transformation und Detransformation ohne Datenaustausch perfekte und

¹Amélioration de la Résolution Spatiale par Injection de Structures

verlustfreie Ergebnisse liefert. Allerdings können im Produkt bei Injektion eines multispektralen Kanals Artefakte wie Unschärfe, Treppenstrukturen oder Schatteneffekte auftauchen. Die DWT wird als *shift variant* bezeichnet, da sich durch eine geringe Verschiebung im Subpixelbereich bei der inversen Wavelettransformation große Änderungen der Waveletkoeffizienten und damit große Änderungen in den rekonstruierten Wellenformen bzw. den Kanten der Detailinformation ergeben können (BRADLEY 2003 [31]).

Eine Alternative zur DWT für die Bildfusion stellt die **à trous Wavelettransformation** (ATWT) nach AIAZZI et al. 2002 [3] dar, die auf den **Algorithme à trous** von HOLSCHNEIDER et al. 1989 [88] zurückgeht. Sie ist *shift invariant* und deshalb für eine Datenfusion besser geeignet. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, dass bei Betrachtung eines Teilgebietes einer Szene die Auswahl anhand der multispektralen Kanäle erfolgen sollte und nicht anhand des panchromatischen Kanals, da somit sichergestellt ist, dass diese räumlich korrekt aufeinander registriert sind und kein Versatz um ein halbes Pixel stattfindet. Beim ATWT wird keine Kompression und kein Downsampling durchgeführt, vielmehr setzt man am anderen Ende der Prozessierungskette an und füllt den Filter selbst zwischen jedem Wert mit Nullen auf, so dass das Resultat die gleiche Pixelanzahl wie das panchromatische Bild erreicht. Daher der Name des Verfahrens, *à trous*, welcher *mit Lücken* bedeutet.

Auch hier wird ein Tiefpassfilter T und ein Hochpassfilter H verwendet. Mit $T = \{t(0), t(1), \dots\}$ wird ein symmetrischer Filter eingesetzt, der zunächst das panchromatische Bild glättet, so dass es für den Betrachter verschwommen wirkt (Abbildung 4.9). Anschließend wird das Original einer Filterung mit $H = \delta - T$ unterzogen, wobei δ eine Einheitsmatrix darstellt und somit einen Allpassfilter beschreibt (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Bei Applikation eines Allpassfilters ändert sich nichts am Ausgangsdatensatz, so dass hier lediglich das unscharfe Bild vom Originalbild subtrahiert wird. Auf diese Weise erhält man ausschließlich die Details eines Satellitenbildes (AIAZZI et al. 2002 [3]).

Nun wird das multispektrale Bild wie o.a. aufgebläht und mit dem lückenhaften Filter $T = \{t(0), 0, t(1), 0, \dots\}$ tiefpassgefiltert und dessen Details durch Subtraktion vom expandierten Bild extrahiert. Die Waveletkoeffizienten vom multispektralen und vom panchromatischen Kanal werden aufeinander normalisiert. Das unscharfe panchromatische Bild wird nun durch das unscharfe multispek-

trale Bild ersetzt und die normierten Details des panchromatischen Kanals dazu addiert. Das Ergebnis zeigt eine geschärfte Darstellung des Bildes im multispektralen Wellenlängenbereich (CANTY 2006 [41]). Die gesamte Prozedur wird für jeden multispektralen Kanal wiederholt.

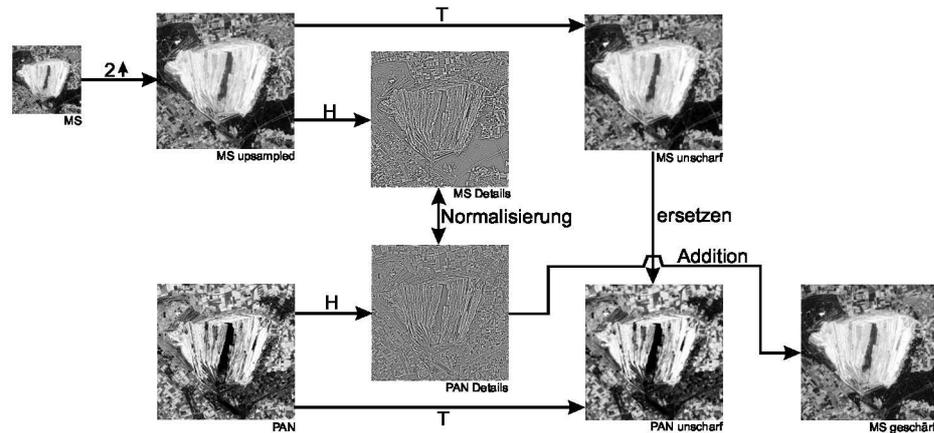


Abbildung 4.9.: Konzept der *à trous* Wavelettransformation, dargestellt am Beispiel des roten LANDSAT Kanals für das Gebiet des Tagebaus Hambach ($2 \uparrow$ = Hochskalieren um den Faktor 2, H = Hochpassfilter, T = Tiefpassfilter).

In Abbildung 4.10 wird der Sinn einer panchromatischen Schärfung im Allgemeinen und die Favorisierung des ATWT-Verfahrens im Besonderen deutlich. Zunächst fällt beim geschärften Bild das klarere Gesamtbild auf. Die Parzellengrenzen sowie der Verlauf von Straßen werden schärfer abgebildet. Dies ist für die anschließende Klassifikation von Vorteil, da dadurch die Fläche von Mischpixeln verringert wird und eine Fehlklassifikation unwahrscheinlicher wird. Darüber hinaus ist die Farbgebung zwischen dem originalen Multispektralbild und dem aufbereiteten Multispektralbild nahezu identisch. Dies ist eine wesentliche Voraussetzung zur Ableitung des Versiegelungsgrades durch den NDVI und berechtigt den hohen Aufwand einer Wavelet Fusion.

Bei manchen Fusionsverfahren setzt sich bei diagonal zum Bildraster orientierten Objekten eine aufnahmebedingte Treppenstruktur im Multispektralbild auch in der geschärften Version fort oder wird sogar noch verstärkt. Fällt die Treppenbildung am Seeufer im Original bei eingehender Betrachtung noch auf, so ist im Ergebnisbild nichts mehr davon zu erkennen.

Die spektrale Information der originalen Multispektralkanäle wird durch die Waveletfusion nur minimal beeinflusst. Transformiert man das Ergebnis zurück auf

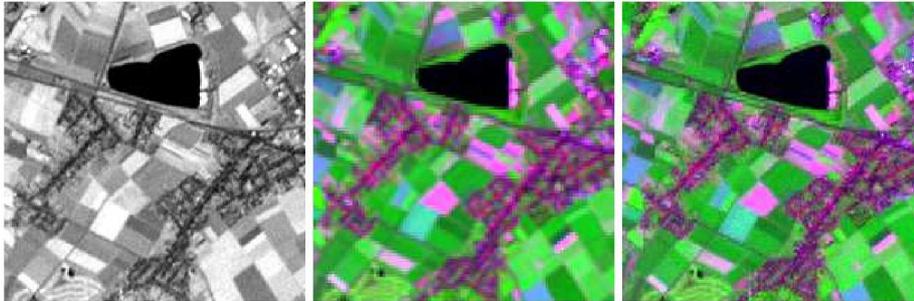


Abbildung 4.10.: Detailansicht des panchromatischen LANDSAT-Kanals (links), der ursprünglichen multispektralen (7-5-4, mitte) und der mit dem ATWT-Verfahren geschärfte LANDSAT-Kanäle (7-5-4, rechts).

die Originalauflösung (Resampling), so kann u.a. mit dem universellen Bildqualitätsindex von WANG & BOVIK 2002 [213] Original und Fusionsergebnis statistisch verglichen werden. Der aus drei Maßen zusammengesetzte Index Q nimmt einen Wert zwischen -1 und 1 an:

$$Q = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} \cdot \frac{2\bar{x}\bar{y}}{(\bar{x})^2 + (\bar{y})^2} \cdot \frac{2\sigma_x \sigma_y}{\sigma_x^2 + \sigma_y^2} = \frac{4\sigma_{xy}\bar{x}\bar{y}}{(\sigma_x^2 + \sigma_y^2)[(\bar{x})^2 + (\bar{y})^2]} \quad (4.4)$$

mit

$$\begin{aligned} \sigma_{xy} &= \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}), \\ \sigma_x^2 &= \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2, \quad \sigma_y^2 = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2, \\ \bar{x} &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i, \quad \bar{y} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N y_i. \end{aligned}$$

Die erste Komponente repräsentiert den Korrelationskoeffizienten zwischen dem Originalbild x und dem fusionierten Bild y mit maximalem Wert 1. Ist die mittlere Helligkeit der beiden Aufnahmen identisch ($\bar{x} = \bar{y}$), so nimmt der zweite Term die Größe 1 an. Ebenso bedingt eine gleiche Standardabweichung bzw. ein gleicher Kontrast ($\sigma_x = \sigma_y$) den maximalen Wert der dritten Komponente von 1. $Q = 1$ ergibt sich also bei spektral identischen Bildern. In Tabelle 4.5 sind die Qualitätsindizes einer ATWT und einer IHS-Transformation anhand von LANDSAT- und ASTER-Daten gegenübergestellt. Bei der Fusion mit ATWT wird für Q ein Wert über 0,73 berechnet, während bei IHS kein Zusammenhang in der Farbgebung zwischen dem multispektralen Originalbild und dem Fusionsergeb-

nis besteht. Die verdeutlicht die Notwendigkeit, den Mehraufwand einer ATWT zu leisten.

Kanal	LANDSAT		ASTER	
	ATWT	IHS	ATWT	IHS
1	0,734	0,058	0,846	0,068
2	0,813	0,197	0,858	0,006
3	0,783	0,039	0,859	0,004
4	0,872	0,082	0,857	0,003
5	0,908	0,062	0,858	0,002
6	0,808	0,044	0,839	0,000

Tabelle 4.5.: Qualitätsindex für Ergebnisse der ATWT und IHS-Transformation.

4.3.3. Geokorrektur

Bei der Aufnahme von Satellitenbilddaten entstehen systematische und unsystematische Fehler in der Geometrie. Gründe sind vielfältiger Natur: Zum Einen entstehen Fehler durch das dynamische System Plattform - gekrümmte Erdoberfläche z.B. durch das Relief, zum anderen durch Unregelmäßigkeiten der Aufnahme am Sensor selbst (z.B. RICHARDS & JIA 2006 [160]).

Um eine Lagegenauigkeit herzustellen, müssen die Satellitendaten auf ein Referenzsystem angepasst werden. Aus diesem Grund wird eine einzige Geokorrektur je Plattform auf einen ATKIS-Datensatz durchgeführt. Dieser liegt in Gauss-Krüger Zone 2 Koordinaten, Projektion 1979 European Mean, vor. Im ATKIS und auf dem Satellitenbild werden manuell entsprechende **Ground Control Points** (GCPs) ausgewiesen, die zur Herstellung der Lagegenauigkeit dienen. Mit diesen GCPs wird nun eine Referenzierung mit einem Polynom zweiten Grades durchgeführt. Der resultierende Restfehler (Root Mean Square Error) liegt unter einem halben Pixel. Da von SPOT mehrere geometrisch ähnliche Datensätze zur Verfügung stehen, ist nur eine einzige manuelle Geokorrektur notwendig. Für die beiden anderen SPOT-Szenen sollen GCPs, wie im folgenden Kapitel (4.3.4) angesprochen, automatisch erzeugt werden. Prinzipiell ist auch eine automatische Referenzierung aller verfügbarer Satellitenszenen auf ein Referenzbild möglich, doch da dadurch die räumliche Auflösung des Referenzbildes auf die übrigen Datensätze übertragen würde, wird hier davon abgesehen. Die sensoreigene (evtl. durch Datenfusion verbesserte) Kantenlänge eines Pixels soll beibehalten werden. Deshalb wird für jeden Sensor eine separate Geokorrektur durchgeführt.

4.3.4. Relative Referenzierung mit dem Contour Matching Verfahren

Mit automatisierten Verfahren können Referenzpunkte in zwei Datensätzen ohne Eingriff eines Benutzers identifiziert werden. Vergleichbarkeit und Fusion von komplementären Informationen verschiedener Sensoren zu unterschiedlichen Zeitpunkten für ein Untersuchungsgebiet sind also durch Registrierungsverfahren möglich. Um die SPOT-Szenen von 2002 und 2003 nicht manuell bearbeiten zu müssen, sollen diese auf das bereits geokorrigierte Bild des Jahres 2000 referenziert werden. Bei der Auswahl eines geeigneten Verfahrens sind existierende Ansätze grob in zwei Kategorien einzuordnen:

Flächenbasierte Methoden: Ein Kernel von wenigen Pixeln Größe im ersten Bild wird statistisch verglichen mit einem ebenso großen Fenster im zweiten Bild. Häufig wird hier die normalisierte Kreuzkorrelation verwendet. Die Zentren der Kernel mit einer hohen Korrelation werden zu Kontrollpunkten (GCPs) umcodiert, die später zur Registrierung des zweiten Bildes herangezogen werden. Ein Problem ist, dass ein relativ zum Basisbild rotiertes Bild nicht registriert werden kann. Außerdem wird die Referenzierung unterschiedlicher Kanäle aufeinander durch die abweichende spektrale Charakteristik erschwert (LI et al. 1995 [119]).

Objektbasierte Methoden: Nur die Strukturen eines Bildes werden analysiert, nicht die Grauwerte selbst. Objekte können Kanten, geschlossene Objektgrenzen oder auch Schatteneffekte in Verbindung mit einem Digitalen Höhenmodell (DEM) sein. Hier werden ebenfalls häufig Korrelationen eingesetzt um die Passgenauigkeit zu ermitteln.

Als Beispiel für objektbasierte Methoden bieten LI et al. 1995 [119] zur Registrierung multisensoraler, multispektraler Daten das **Contour Matching Verfahren** an, welches im ICG 4 in der Software IDL umgesetzt wurde. Konturen werden dabei in zwei Schritten herausgefiltert. Zuerst wird das Bild $I(x, y)$ mit dem **Laplacian of Gaussian-Operator (LoG)** gefiltert. Zur schnelleren Berechnung werden hier zwei Funktionen kombiniert. Der Laplace-Operator als ein Maß für die Rate der Graustufenvariation hebt Kanten hervor, reagiert aber sehr sensibel auf Hintergrundrauschen, während der Gauss-Operator zur Reduktion dieses

Bildrauschens eingesetzt wird. Der LoG-Filter ist definiert mit:

$$LoG(x, y) = \left(\frac{x^2 + y^2 - 2\sigma^2}{\sigma^4} \right) \exp\left(-\frac{1}{2} \frac{x^2 + y^2}{\sigma^2}\right). \quad (4.5)$$

Die Breite des Filters und die Intensität der Glättung wird durch σ bestimmt, und damit auch indirekt die Anzahl der erkannten Kanten. Der LoG-Filter wird aufgrund seiner Form auch *Mexican-Hat-Filter* genannt (Abbildung 4.11). Danach werden Nulldurchgänge in der Form $- \rightarrow +$ oder $+ \rightarrow -$ in horizontaler (x) und vertikaler (y) Richtung des gefilterten Bildes gesucht.

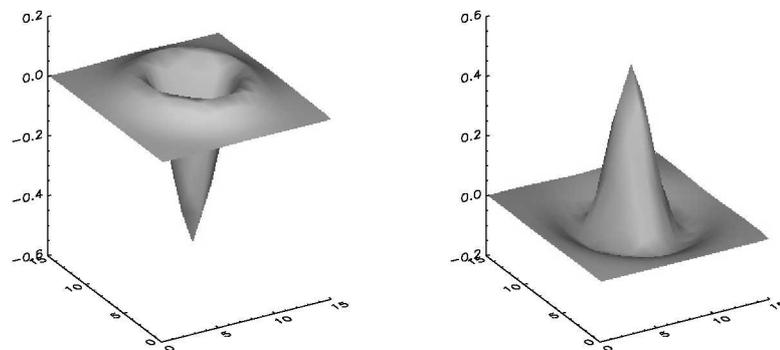


Abbildung 4.11.: Ursprünglicher (links) und invertierter (rechts) Laplacian of Gaussian Filter einer 16×16 Matrix mit $\sigma = 2$.

Die Intensität der Kanten wird in einem zweiten Schritt analysiert. Die Steigung k des Filters an den Achsenschnittpunkten wird ebenfalls in x - und y -Richtung ermittelt und visualisiert mit (Li et al. 1995 [119]):

$$S(x, y) = \begin{cases} \sqrt{k_x^2 + k_y^2}, & \text{für } (x, y) \text{ bei Vorzeichenwechsel} \\ 0, & \text{andererseits} \end{cases} \quad (4.6)$$

Die Konturen, die für die weitere Verarbeitung beibehalten werden, erfüllen folgende Schwellenwertbedingungen mit $T_1 < T_2$:

1. Die Kantenstärke an jedem Punkt der Kontur ist größer als T_1 und
2. Mindestens ein Punkt der Kontur weist eine Kantenstärke über T_2 auf.

Dabei wird T_1 so gewählt, dass die gesamte Kontur um ein Objekt herum ohne Lücken an schwachen Anstiegen im Nulldurchgang erfasst wird, die Konturen al-

so geschlossen sind. T_2 wird so groß gewählt, dass keine falschen oder zu viele Konturen erfasst werden. Als Startpunkte werden Pixel mit einer Kantenintensität größer als T_2 gesucht, deren Nachbarschaft auf Pixel mit Werten über T_1 untersucht wird. Beide Richtungen der Kontur werden in dieser Form abgetastet, bis keine Pixel diese Bedingung mehr erfüllen. Damit die gefundenen Konturen nicht im weiteren Scan-Prozess ein zweites Mal erfasst werden, werden sie auf Null gesetzt.

Die geschlossenen Konturen, die eine gewisse Mindestlänge aufweisen, werden nun in einem **Chain Code** dargestellt, während die Übrigen verworfen werden. Eine Kontur kann durch eine Kombination von $a_i \in \{0, 1, 2, \dots, 7\}$ in Abhängigkeit von der relativen Position des Kantenpixels von seinem Vorgänger beschrieben werden. Ein Schlüsselement mit dem Wert 0 beschreibt beispielsweise einen Konturabschnitt in östlicher, ein Wert von 1 in nordöstlicher, 2 in nördlicher Richtung usw. Eine Gerade in südwestlicher Richtung würde durch den Code $\{555555\dots\}$ definiert. Ein Problem, die zugehörige Kontur zu finden, könnte bei einer Gerade in ost-südöstlicher Richtung auftreten, die mit $\{707070\dots\}$ beschrieben werden würde. Der Code $\{a_1 a_2 \dots a_n\}$ wird also modifiziert in $\{b_1 b_2 \dots b_n\}$ durch:

$$\begin{aligned} b_1 &= a_1 \\ b_i &= q_i \quad \text{mit } q_i \in N \text{ und } i = 2, 3, \dots, n \end{aligned} \quad (4.7)$$

Mit $(q_i - a_i) \bmod 8 = 0$ und $|q_i - b_{i-1}| \rightarrow 0$ wird die Linie in $337,5^\circ$ durch $\{787878\dots\}$ beschrieben. Nach dieser Drehung wird eine Glättung mit einem Gaussfilter durchgeführt.

Für die geschlossenen Konturen werden im Anschluss jeweils fünf repräsentative Parameter berechnet:

1. Umfang der Kontur $[U]$,
2. längste Distanz vom Mittelpunkt zur Grenze $[D_l]$,
3. kürzeste Distanz vom Mittelpunkt zur Grenze $[D_k]$,
4. erster invarianter Moment $[h_1]$ und
5. zweiter invarianter Moment $[h_2]$.

Für zweidimensionale Konturen werden erster (h_1) und zweiter (h_2) invarianter Moment wie folgt berechnet (PRATT 1991 [145]):

$$\begin{aligned} h_1 &= \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^n [(x_i - x_c)^2 + (y_i - y_c)^2] \\ h_2 &= \frac{1}{n^4} \left[\sum_{i=1}^n (x_i - x_c)^2 - \sum_{i=1}^n (y_i - y_c)^2 \right]^2 \\ &\quad + \frac{4}{n^4} \left[\sum_{i=1}^n (x_i - x_c)(y_i - y_c) \right]^2. \end{aligned} \quad (4.8)$$

x_i und y_i beschreiben dabei die Koordinaten jedes Punktes entlang der Kontur, x_c und y_c beschreiben die Koordinaten der Mittelpunkte. Jede Kontur im ersten Bild wird mit jeder Kontur im zweiten Bild verglichen. Falls die relativen Unterschiede der Formparameter unter einem gewissen Schwellenwert liegen, werden die Konturpaare als Passpunkte herangezogen.

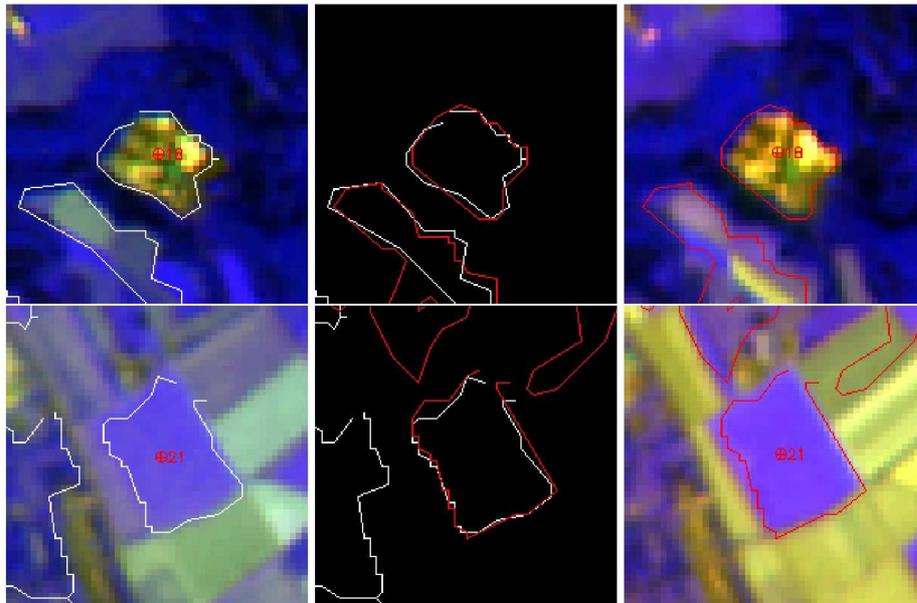


Abbildung 4.12.: Zwei Beispiele für automatisch generierte Konturpaare (mitte) zur Definition von Ground Control Points (GCPs). Das SPOT-Bild des Jahres 2002 (rechts) kann nun auf das SPOT-Basisbild von 2000 (links) referenziert werden.

In Abbildung 4.12 sind mit dem Contour Matching Verfahren ermittelte Konturpaare anhand von zwei Beispielen dargestellt. Der Code der Umrisslinien des Basisbildes von 2000 auf der linken Seite wird mit dem Code der Umrisslinien auf der rechten Seite verglichen. Stimmen diese bis zu einem gewissen Schwellenwert miteinander überein, wird ein GCP gesetzt. In der mittleren Ab-

bildung ist deutlich der leicht unterschiedliche Kurvenverlauf zu erkennen. Die Chain Codes müssen also nicht exakt korrelieren. Um eine korrekte geometrische Übereinstimmung der beiden Datensätze gewährleisten zu können, ist dennoch eine visuelle Überprüfung der automatisch generierten GCPs ratsam. Wie im unteren Beispiel in der Abbildung 4.12 deutlich wird, ist ein Vorteil der Suche nach Passpunkten über Konturlinien, dass Konturen unabhängig von der Phänologie definiert werden können. Damit ist eine Referenzierung zu unterschiedlichen Zeitpunkten und phänologischen Phasen möglich, wenn die Kontraste innerhalb der Satellitenszenen eindeutig genug sind.

4.3.5. Hauptkomponententransformation

Die ASTER- und LANDSAT-Szenen werden nun einer Hauptkomponententransformation unterzogen, die deren hochkorrelierten Kanäle transformieren, so dass die resultierenden Hauptkomponenten unkorreliert sind (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Auf diese Weise wird die Datenmenge für die folgende Klassifizierung (Kapitel 5) reduziert und darüber hinaus die visuelle Differenzierbarkeit erhöht. Dadurch wird die Rechenzeit der aufwändigen Klassifikation mit dem neuronalen Netz stark verkürzt. Da bei SPOT 1 und 2 nur drei multispektrale Kanäle vorhanden sind, erübrigt sich hier eine Hauptkomponententransformation. Zur Berechnung des Versiegelungsgrades in Kapitel 6 werden allerdings die ursprünglichen Kanäle verwendet, da hier der NDVI als Basis berechnet werden wird.

Die multispektralen Eigenschaften der Fernerkundungsdaten können als mehrdimensionaler Vektorraum interpretiert werden, in dem die Anzahl der Dimensionen der Anzahl der Kanäle entspricht. Es wird nun ein neues Koordinatensystem in diesem Vektorraum gesucht, in dem die Daten ohne Korrelation repräsentiert werden können. Der mathematische Hintergrund ist eine Diagonalisierung der Kovarianzmatrix, die in RICHARDS 2006 [160] eingehend beschrieben wird.

Eine entsprechende geometrische Erläuterung des Verfahrens ist die Rotation des ursprünglichen Koordinatensystems, so dass die Korrelation der Daten minimiert wird (Minimum = 0). Die neuen Achsen werden nun als Hauptkomponenten bezeichnet. Diese neuen Koordinatenachsen sind so angeordnet, dass die erste Hauptkomponente in Richtung der maximalen Varianz der Grauwerte positioniert wird. Die zweite Hauptachse liegt orthogonal zur ersten, die zweite wiederum orthogonal dazu usw. Bei der Anwendung auf multispektrale Satellitenbilder werden

auf diese Weise in aller Regel über 95 % der spektralen Information in den ersten drei Hauptkomponenten gespeichert, während das Hintergrundrauschen in den oberen Hauptkomponenten abgelegt wird, die für eine weitere Untersuchung nicht berücksichtigt werden.

5. Klassifizierung mit neuronalen Netzen

Zur Erstellung einer digitalen Landnutzungskarte aus Satellitenbilddaten bieten sich vom methodischen Konzept her eine überwachte Klassifizierung (auf Basis von Referenzdaten) mit neuronalen Netzen an. Im Gegensatz zu konventionellen Klassifikationsverfahren wie z.B. Maximum Likelihood benötigt ein neuronales Netz keine Annahmen über die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Grauwerte im Satellitenbild, sondern stellt einen direkten Zusammenhang zwischen Grauwerten und der zugehörigen Klasse her. Dabei kann die interne Struktur des Netzes zwar vorgegeben werden, doch die verwendeten Parameter bleiben im Verborgenen, so dass das neuronale System als *Black Box* bezeichnet werden kann (BISHOP 2005 [24]).

5.1. Erhebung von Referenzdaten im Gelände

Eine sinnvolle Ableitung einer Landnutzungskarte für die Modellierung kann ohne entsprechende Referenzdaten im Untersuchungsgebiet, sog. *ground truth*, nicht vorgenommen werden. In den Jahren 2002 bis 2004 werden deshalb zahlreiche Feldvermessungen per **Global Positioning System** (GPS) vorgenommen. Die Zeitpunkte der Begehungen konzentrieren sich auf das Sommerhalbjahr von Mai bis September, die Phase, in der die Feldfrüchte relativ gut voneinander unterschieden und abgegrenzt werden können.

Zusätzlich stehen Daten einer Kooperation der Landwirtschaftskammer Rheinland mit örtlichen Landwirten und Daten aus eigenen Befragungen von Landwirten zur Verfügung, so dass die Feldfrucht auf mehreren Parzellen für den Untersuchungszeitraum 2000 - 2004 rekonstruiert werden kann. So lassen sich ausgehend von vergleichsweise wenigen Pixeln Rückschlüsse auf das gesamte Satellitenbild ziehen.

Hierzu wird das vom US Department of Defense (DoD) unter dem Namen (**Navigation System for Timing and Ranging**) NAVSTAR entwickelte GPS eingesetzt. Es besteht aus 24 Satelliten zuzüglich einiger Reserveeinheiten (heute insgesamt ca. 30 aktive Satelliten), die in einer nominellen Höhe von 20200 km die Erde umkreisen. Dieses orbitale Segment wird von fünf Bodenstationen, dem Kontrollsegment, überwacht, das ggf. Ephemeridendaten zur Korrektur heranzieht (CLARKE et al. 2002 [45]). Die mit Atomuhren ausgestatteten Satelliten entsenden ständig Informationen über ihren Standort und den genauen Zeitpunkt des Ausgangs der Nachricht. Aus der Zeitdifferenz von der Sendung bis zum Empfang der Nachricht berechnet der Empfänger die Entfernung und kann darüber hinaus mit Messungen weiterer Satelliten die genaue Position in x-, y- und z-Richtung triangulieren. Vier Satelliten werden zur Positionsbestimmung benötigt, doch je mehr Satelliten gleichzeitig erkannt werden, desto höher ist die Genauigkeit des Messergebnisses (JOHNSON 1995 [92]). Bis zur endgültigen Abschaltung der **Selective Availability** am 2. Mai 2000 wurde die erzielte Exaktheit für die zivile Nutzung mit ± 100 m angegeben, genauere Messungen blieben militärischen Zwecken vorbehalten. Seitdem produziert ein einfaches Empfangsgerät sogar nur noch einen Fehler von ± 15 m, was für das angestrebte Ziel dieser Studie durchaus zufriedenstellend ist. Zusätzlich wird die Genauigkeit mathematisch durch die Mittelung dreier Messsequenzen weiter erhöht, was aber für die Verwendung im Kontext der Referenzflächenbeschaffung nicht quantifiziert werden kann.

Zur Bestandsaufnahme wird der GPS-Empfänger mit einem PocketPC verbunden, um die erfassten Informationen in der ESRI¹-Software ArcPad (Version 6) darstellen zu können. Zur besseren Orientierung können aus ArcGIS Satellitenbilder, ATKIS-Daten oder Referenzflächen früherer Begehungen nach ArcPad übertragen werden (CLARKE et al. 2002 [45]). Die einzelnen Felder werden umrundet, die Nutzung angegeben, ggf. Besonderheiten festgehalten und schließlich im Shape-Format gespeichert (Abbildung 5.1). Für diese Studie relevante Anbaufrüchte sind Weizen (WZ), Zuckerrüben (ZR), Kartoffeln (KT), Mais (MS) und Gerste (GT). Zusätzlich werden Daten für Grünland (GL1 und GL2 - gemäht bzw. ungemäht) erhoben. Auf diese Weise wird die direkte Übertragung in Software wie ENVI oder Erdas Imagine, die automatische Ableitung von Regions of Interest (ROIs) und die anschließende Klassifikation von Satellitendaten erheblich vereinfacht. Zusätzlich werden Informationen aus Kooperationen der Land-

¹Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA), USA

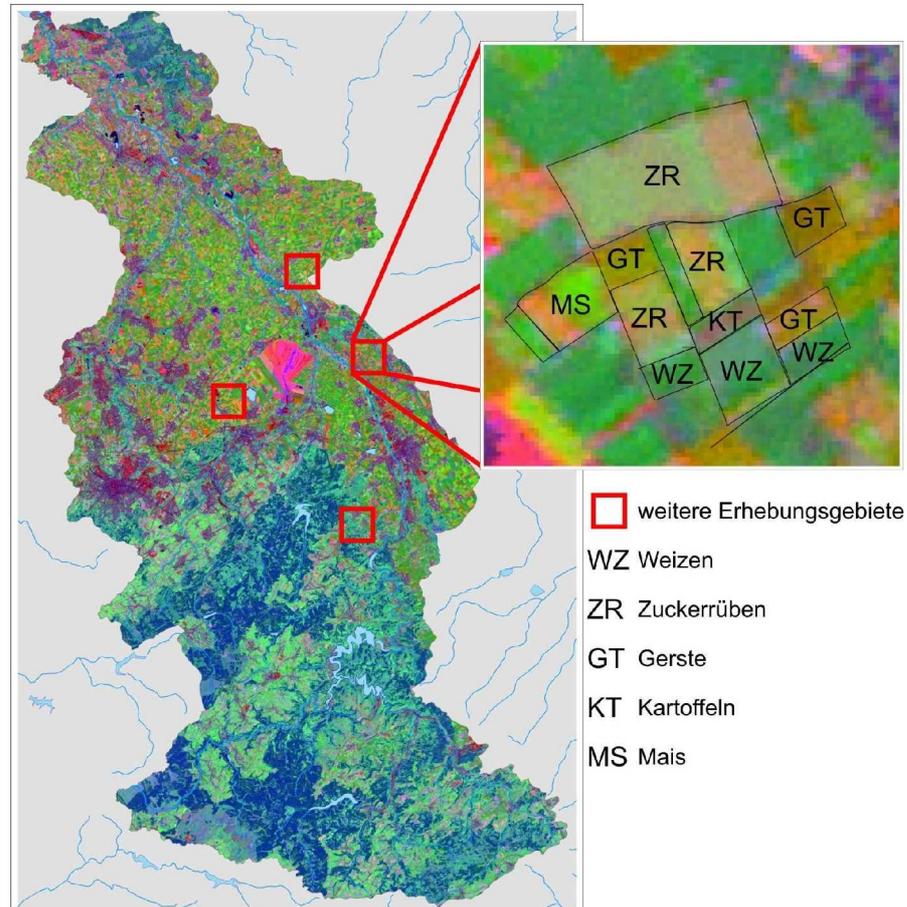


Abbildung 5.1.: Beispiel von mit GPS ermittelten Parzellengrenzen (incl. Bestand) und LANDSAT-Bild (26.6.2001, Bandkombination PCA 1-2-3).

wirtschaftskammer Rheinland mit örtlichen Landwirten verwendet, die langjährige Zeitreihen der Fruchtarten auf bestimmten Parzellen enthalten. Darüber hinaus können durch eigene Befragungen von Landwirten zuvor nicht berücksichtigte Fruchtarten erfasst und Lücken in den Datensätzen geschlossen werden. Referenzdaten für Gewässer (WA), Laubwald (LW), Nadelwald (NW), Hochmoor (HM), Siedlung (SG), Gewerbe (GW) und Tagebau (TB) werden visuell anhand der Satellitendaten bestimmt.

5.2. Feed Forward Netz mit Kalman Trainingsalgorithmus

Ziel jeder Klassifikation ist die Trennung von Eigenschaften in verschiedene Unterkategorien (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Eine Maximum Likelihood-Klassifikation berechnet einen Mittelwert einer Verteilung und davon ausgehend die Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit jedes zu klassifizierenden Merkmals zu einer Klasse. Ein neuronales Netz dagegen berechnet eine Funktion, die die Merkmale wie z.B. Grauwerte von Pixeln voneinander trennt. In Abbildung 5.2 (links) ist eine lineare Separation für ein zweidimensionales Beispiel dargestellt. Die zwei Dimensionen werden durch die beiden Kanäle x_1 und x_2 aufgespannt. Die Zugehörigkeit zu einer Klasse entscheidet sich über die Diskriminantenfunktion n_j . Liegt der Wert von n_j für ein Pixel über 0, so gehört es zu Klasse 1, liegt der Wert unter 0, so gehört es zu Klasse 2.

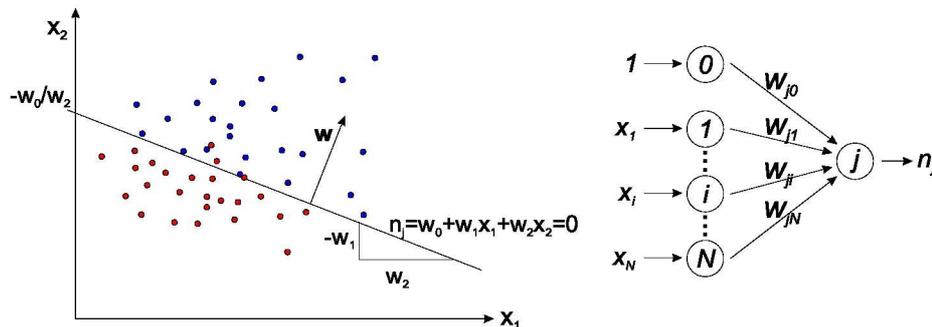


Abbildung 5.2.: Eine lineare Diskriminante für zwei Klassen (verändert nach CANTY 2006 [41]).

Diese Funktion trennt im Merkmalsraum die Pixel einer Klasse von denjenigen einer anderen Klasse ab. Ebenfalls in Abbildung 5.2 wird rechts das dazugehörige Berechnungssystem gezeigt, aber in diesem Fall für N-dimensionale Daten. Es wird nach ROSENBLATT 1962 [162] **Perzeptron** genannt. Dieses Perzeptron ist jedoch schon für mehrere Dimensionen ausgelegt. Das Neuron j bezieht seine zu verarbeitenden Daten von einem Eingangssignal $\mathbf{x} = x_1, x_2 \dots x_N$, das zunächst mit synaptischen Gewichten $\mathbf{w}_j = w_{j1}, w_{j2} \dots w_{jN}$ multipliziert bzw. gewichtet wird. Das Eingangssignal wird durch ein weiteres Element ergänzt, das den Verlauf der nichtlinearen Aktivierungsfunktion g für weitere Alternativen öffnet und das mit dem Vorspannungsgewicht w_{j0} multipliziert wird. Eine genauere Untersuchung

von verschiedenen Aktivierungsfunktionen kann in ÖZKAN & ERBEK 2003 [139] nachgelesen werden. Ohne dieses Teilsystem würde die Diskriminantenfunktion durch den Koordinatenursprung verlaufen. Das innere Produkt der beiden Spaltenvektoren \mathbf{x} und \mathbf{w}_j^T ist definiert als

$$\mathbf{w}_j^T \cdot \mathbf{x} = \sum_{i=1}^N w_{ji} x_i, \quad (5.1)$$

während der Ausgang des Neurons bzw. das Ergebnis n_j durch

$$n_j(x_1, x_2, \dots, x_N) = g\left(\sum_{i=1}^N w_{ji} x_i + w_{j0} \cdot 1\right) \text{ bzw.} \quad (5.2)$$

$$\mathbf{n} = g(\mathbf{w}^T \cdot \mathbf{x} + \mathbf{w}_0)$$

bestimmt wird (CANTY 1999 [40]). Durch die Struktur in Abbildung 5.2 mit nur einem Neuron lassen sich jedoch nur zwei Klassen voneinander trennen und darüber hinaus kann diese Separation nur in linearer Weise erfolgen.

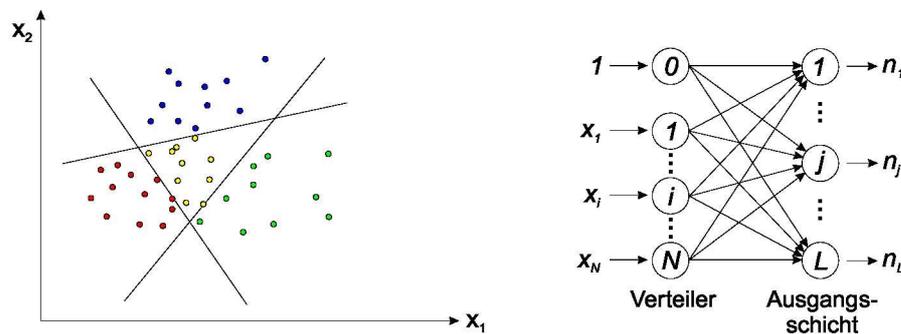


Abbildung 5.3.: Ein einschichtiges neuronales Netzwerk zur Separation mehrerer Klassen (verändert nach CANTY 2006 [41]).

Zur Klassifizierung von mehreren Kategorien ist eine Erweiterung des Perzeptrons notwendig, wie es in Abbildung 5.3 dargestellt ist. Durch die Verwendung von mehreren Neuronen, die hier in einer Schicht angeordnet sind, kann erst von einem neuronalen Netzwerk gesprochen werden. Erst ein solches Zusammenwirken von Neuronen in einem Verbund macht dieses Verfahren für die Klassifizierung von Satellitenbildern interessant. Ziel ist es, die auf die verschiedenen Kanäle aufgeteilte spektrale Information $x_1 \dots x_N$ eines Referenzgebietes in das neuronale Netz einzuspeisen und am Netzausgang in die einzelnen Klassen $n_1 \dots n_N$ einzuteilen. Es wird also eine Transformation vom Merkmalsraum in den

Klassenraum durchgeführt (ATKINSON & TATNALL 1997 [7]). Hier wird weiterhin nur mit linearen Separationsfunktionen gearbeitet.

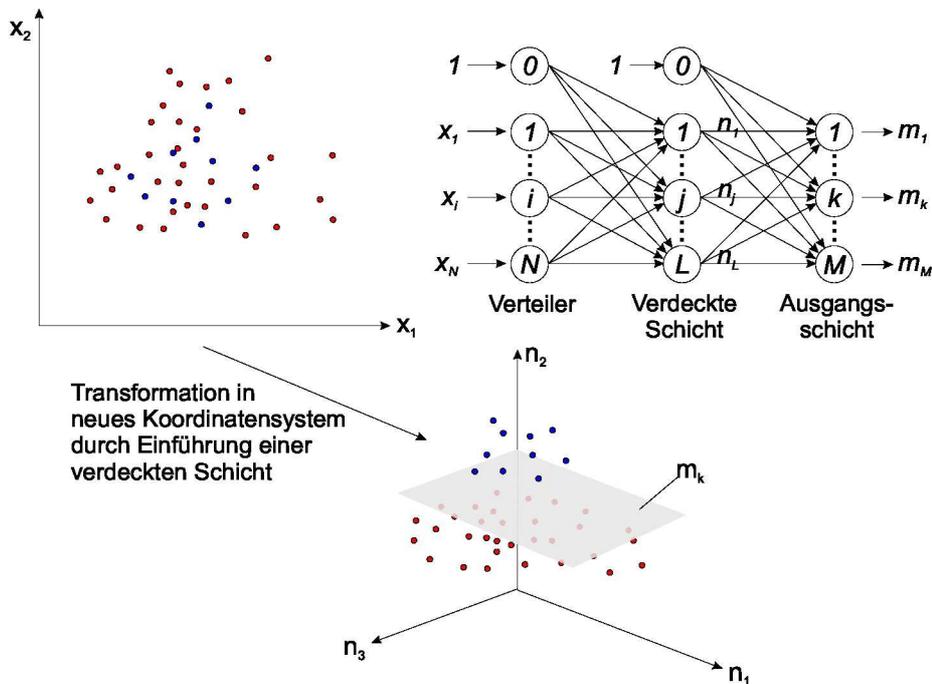


Abbildung 5.4.: Ein zweischichtiges neuronales Netzwerk (verändert nach CANTY 2006 [41]).

Auch ein solches einfaches neuronales Netz kann zu unbefriedigenden Ergebnissen führen, wenn keine eindeutigen Cluster vorhanden sind und die Klassen sich stark überlagern bzw. sich nicht durch lineare Diskriminantenfunktionen trennen lassen. Eine mögliche Antwort auf dieses Problem ist die Einführung einer verdeckten Schicht. Abbildung 5.4 zeigt ein zweischichtiges Perzeptron (multi-layer perceptron), das aus einer Verteilerschicht, einer verdeckten Schicht und einer Ausgangsschicht besteht. Es handelt sich um ein **Feed-Forward-Netz**, dessen Berechnung streng von links nach rechts durchgeführt wird und das keine Rückkopplungen besitzt. Eine erste Schicht übernimmt weiterhin die Verteilung des Eingangssignals an die Neuronen, sie besitzt sonst keine Funktionen². Die verdeckte Schicht transferiert die Eingabedaten in einen nichtlinearen Raum, in dem die Daten nun linear trennbar sind. Die zweite Schicht führt diese Trennung analog zu Abbildung 5.3 aus. Deshalb ist erst bei neuronalen Netzen ab zwei

²Die erste Schicht wird nicht mitgezählt, da hier keine Berechnung erfolgt.

Schichten eine sinnvolle Anwendung von nichtlinearen Funktionen möglich. Bei der Klassifizierung von Satellitenbildern bietet sich allerdings ein Spezialfall der logistischen Funktion an.

Die Ausgabe des Netzes kann als explizite Funktion der Eingabedaten und der synaptischen Gewichte berechnet werden (BISHOP 2005 [24]). Äquivalent zu Gleichung 5.2 gilt für ein Trainingspixelvektor μ

$$\mathbf{m}(\mu) = g(\mathbf{W}^o \cdot \mathbf{N}(\mu)) \quad (5.3)$$

mit

$$\mathbf{W}^o = \begin{pmatrix} w_{10}^o & w_{11}^o & w_{12}^o & \dots & w_{1L}^o \\ w_{20}^o & w_{21}^o & w_{22}^o & \dots & w_{2L}^o \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_{M0}^o & w_{M1}^o & w_{M2}^o & \dots & w_{ML}^o \end{pmatrix} \quad \text{und} \quad \mathbf{N}(\mu) = \begin{pmatrix} 1 \\ n_1(\mu) \\ n_2(\mu) \\ \vdots \\ n_L(\mu) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 \\ \mathbf{n}(\mu) \end{pmatrix}.$$

$\mathbf{N}(\mu)$ beinhaltet bereits das Vorspannungsgewicht und ist das Ergebnis der verdeckten Schicht (hidden layer). \mathbf{W}^o gibt die synaptischen Gewichte in der Ausgangsschicht (output layer) an.

Durch die Struktur der Feed Forward Netze kann das Eingangssignal einem definierten Ausgangssignal zugeordnet werden. Die synaptischen Gewichte werden mit Zufallszahlen initialisiert. Das wird in einem ersten Durchlauf noch kein zufriedenstellendes Resultat hervorbringen, sondern muss in weiteren iterativen Schritten verbessert werden. Die synaptischen Gewichte müssen angepasst werden, so dass der spezifische spektrale Input einer Klasse zugeteilt werden kann. Eine häufig gewählte Strategie ist die quadratische Kostenfunktion

$$E(\mathbf{W}^h, \mathbf{W}^o) = \frac{1}{2} \sum_{\mu=1}^n \|\mathbf{I}(\mu) - \mathbf{m}(\mu)\|^2 \quad (5.4)$$

zu minimieren. \mathbf{W}^h gibt den Vektor der synaptischen Gewichte in der verdeckten Schicht an. \mathbf{I} ist ein K -dimensionaler Spaltenvektor, der bis auf eine Eins aus Nullen besteht: $\mathbf{I}(\mu) = (0 \dots 0, 1, 0 \dots 0)$. Die Eins an der k -ten Position gibt an, zu welcher Klasse k $\mathbf{m}(\mu)$ gehört.

Ein mögliches Verfahren zur Minimierung von $E(\mathbf{W}^h, \mathbf{W}^o)$ ist das Error Backpropagation-Verfahren, das den Restfehler am Netzausgang durch

veränderte Gewichtung im Gradientenabstiegsverfahren iterativ minimiert (RUMELHART et al. 1989 [163]). Neben dem möglichen Verfangen in einem lokalen Minimum der Fehlerfunktion ist ein weiteres Problem dieser Methodik die geringe Konvergenzgeschwindigkeit (CHEN et al. 1996 [44]). Daher wird in dieser Studie ein Ansatz gewählt, der auf einem Kalmanfilter basiert (KALMAN 1960 [94]). Um ein Feed-Forward-Netz zu trainieren, wurde die Methode angepasst und von SHAH & PALMIERI 1990 [179] unter dem Namen **Multiple Extended Kalman Algorithm** (MEKA) eingeführt. SHAH et al. 1992 [180] bezeichnen diesen Ansatz als einen exzellenten Kompromiss zwischen der Genauigkeit des Ergebnisses und Komplexität bzw. Rechenzeit. Die Gewichte werden sequenziell für jedes Neuron einzeln optimiert (lokaler Ansatz). Eine Herleitung ist detailliert in CANTY 2006 [41] angegeben.

Nach dem Trainingsvorgang kann die gesamte Satellitenszene klassifiziert werden, indem die spektrale Information jedes Pixels durch das bereits trainierte Netz geschickt wird. Dabei hat die Komplexität eines solchen Netzes nur einen sehr geringen Einfluss auf das resultierende Klassifikationsergebnis, eher sind die Qualität des Trainingsdatensatzes und die Zahl der Kanäle entscheidend (FOODY & ARORA 1997 [67]). Damit ist der Anwender von der Separabilität der einzelnen Klassen abhängig.

Der Vektor \mathbf{m}_k am Ausgang des Netzes gibt die Klassifikationswahrscheinlichkeit eines Pixels zur Klasse k an, die aufsummiert Eins ergeben. Diese werden im folgenden Kapitel 5.3 zur Filterung herangezogen. Das Maximum der Vektorelemente gibt die Klasse eines Pixels an.

5.3. Wahrscheinlichkeitstheoretische Filterung

Das Klassifikationsergebnis der neuronalen Netze weist einige Inhomogenitäten innerhalb der Ackerparzellen auf. Einzelne Pixel werden einer anderen Klasse zugeschrieben als die, in der die restliche Fläche ausgewiesen wird. Spektral werden sie zwar korrekt eingeordnet, doch kleinräumige Unterschiede im Bodenuntergrund können Auswirkungen auf die oberirdische Phytomasse haben und eine Einteilung in eine alternative Klasse bewirken. Auch Mischpixel am Feldrand werden oft einer falschen Klasse zugeordnet. Diese Bildelemente können mit einer auf Klassifikationswahrscheinlichkeiten basierten Filterung in die richtige Klasse übertragen werden.

Mit der **Probabilistic Label Relaxation** (RICHARDS & JIA 2006 [160]) wird somit die räumliche Information in Form von Nachbarschaftsverhältnissen in das Klassifikationsergebnis integriert. Die Methode wurde im Zuge vorbereitender Arbeiten für diese Dissertation in der Software ENVI/IDL umgesetzt. Die Klassifikation könnte zwar auch mit einem Mehrheitsfilter (z.B. LILLESAND et al. 2004 [120]) verbessert werden, doch die **a posteriori Wahrscheinlichkeiten**, die am Ausgang des neuronalen Netzes zur Verfügung stehen, werden dort nicht verwendet.

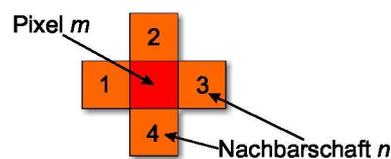


Abbildung 5.5.: Einfache Nachbarschaft n von Pixel m (verändert nach CANTY 2006 [41]).

Die Elemente des Vektors der a posteriori Wahrscheinlichkeiten \mathbf{P}_m von Pixel m betragen über alle Klassen aufsummiert den Wert Eins ($\sum_{k=1}^M P_m(C_k) = 1$). Eine mögliche Fehlklassifizierung von Pixel m wird mit Hilfe der Nachbarschaftsfunktion \mathbf{Q}_m korrigiert, damit \mathbf{P}_m in der Weise modifiziert wird, dass die maximale Zugehörigkeitswahrscheinlichkeit der richtigen Klasse entspricht. Die einfache Nachbarschaft n bezeichnet diejenigen vier Pixel, die eine gemeinsame Kante mit dem zu betrachtenden Pixel m aufweisen (Abbildung 5.5). \mathbf{P}'_m stellt die korrigierte Version der Klassenwahrscheinlichkeiten dar:

$$\mathbf{P}'_m = \frac{\mathbf{P}_m \otimes \mathbf{Q}_m}{\mathbf{P}_m^T \mathbf{Q}_m}, \quad (5.5)$$

wobei \otimes das **Hadamardprodukt** bzw. die Multiplikation der Vektorkomponenten miteinander darstellt (CANTY 2006 [41]). Es muss gewährleistet sein, dass die Summe der neuen Wahrscheinlichkeiten über die Klassen ebenfalls Eins ist ($\sum_{k=1}^M P'_m(C_k) = 1$).

Zur Berechnung werden per Zufall eine repräsentative Anzahl an Bildelementen aus der Satellitenszene ausgewählt. Für jedes dieser Zufallspixel wird zunächst ausschließlich die Nachbarschaft untersucht, deren Wahrscheinlichkeiten werden registriert und gemittelt. Dies stellt die Wahrscheinlichkeit der korrekten Klassifikation der Pixel n in \mathbf{P}_n dar. Daraus wird das Kompatibilitätsmaß \mathbf{P}_{mn} abgeleitet, das die globale Wahrscheinlichkeit der Klassenzugehörigkeit von Pixel m bei korrekter Einteilung von Pixel n ist. Es handelt sich dabei um eine Matrix, die die

gesamten aufsummierten und normalisierten Nachbarschaftswahrscheinlichkeiten der Zufallspixel enthält (RICHARDS & JIA 2006 [160]). Mit

$$\mathbf{Q}_m = \mathbf{P}_{mn} \cdot \mathbf{P}_n \quad (5.6)$$

erhält man nun die Nachbarschaftsfunktion \mathbf{Q}_m und unter Verwendung von Gleichung 5.5 die endgültige Bestimmung der aktualisierten Klassifikationswahrscheinlichkeiten

$$\mathbf{P}'_m = \frac{\mathbf{P}_m \otimes (\mathbf{P}_{mn} \mathbf{P}_n)}{\mathbf{P}_m^T \mathbf{P}_{mn} \mathbf{P}_n}. \quad (5.7)$$

Nun bietet sich eine Wiederholung dieser Filterung an, da einige Pixel weiterhin nicht der richtigen Klasse angehören. Dabei kann die Kompatibilitätsmatrix des ersten Durchlaufs aus Performanzgründen übernommen werden. Szenen, die von LANDSAT und ASTER aufgenommen wurden, werden drei Mal gefiltert, SPOT-Daten nur zwei Mal. Dies hängt mit der räumlichen Auflösung der Eingangsdaten zusammen, da eine Glättung lineare Elemente wie z.B. Autobahnen unerwünscht entfernen kann. Erst danach erfolgt eine Reklassifizierung über die maximale Klassenwahrscheinlichkeit.

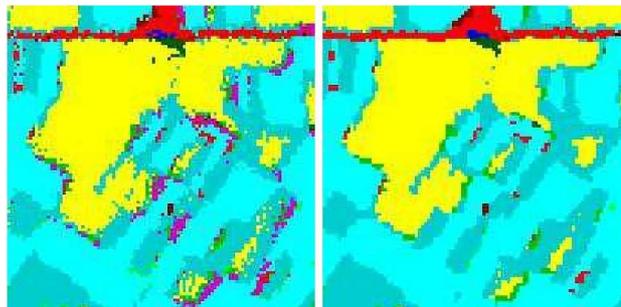


Abbildung 5.6.: Klassifikationsergebnis des neuronalen Netzes (links) und nach anschließender Filterung (rechts).

In Abbildung 5.6 ist das Ergebnis dieser Filterung anhand eines Ausschnitts zu sehen. Einzelne Pixel werden anderen Klassen zugeordnet, welche nun homogener dargestellt werden können. Dies macht sich in diesem Fall besonders am Rand der Parzellengrenzen bemerkbar, welcher durch Mischpixel schwer zu klassifizieren ist.

In Abbildung 5.7 ist das Klassifikationsergebnis der LANDSAT-Daten von 2001 für das gesamte Rureinzugsgebiet dargestellt. Dies ist die Landnutzungskarte, die

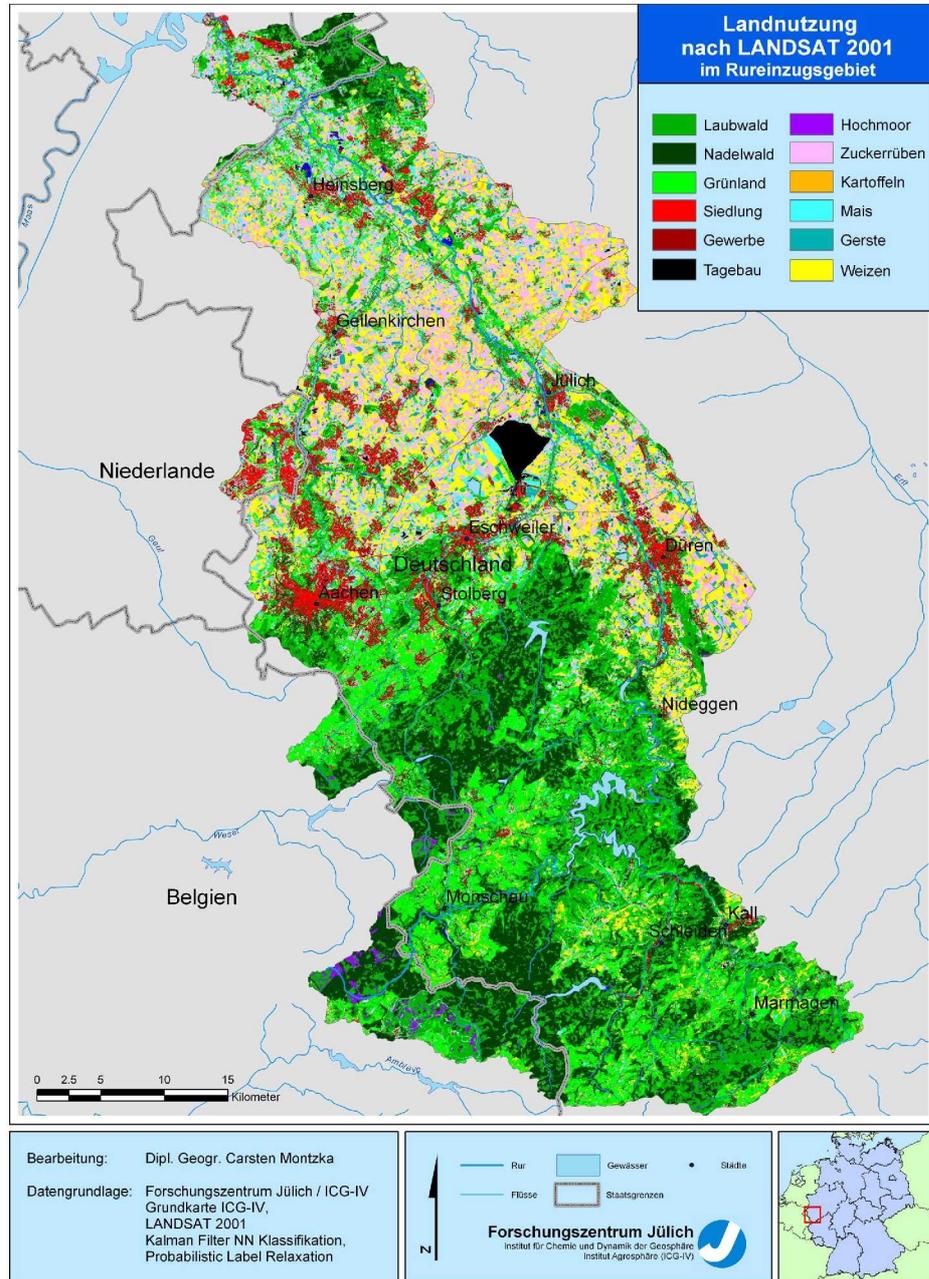


Abbildung 5.7.: Landnutzung im Rureinzugsgebiet nach LANDSAT 2001.

später zur Disaggregation der Stickstoffbilanzüberschüsse und zur Erweiterung des Modells GROWA herangezogen wird. Eine Erläuterung dieses Teilergebnisses findet in Kapitel 5.5 statt.

5.4. Analyse der Klassifikationsgenauigkeit

Zur Klassifikation eines Satellitenbildes gehört die Angabe der Klassifikationsgüte zur Einschätzung der Aussagekraft unweigerlich hinzu. Es wird eine quadratische Matrix erstellt, deren Zeilen- und Spaltenanzahl der Zahl der Klassen entspricht (Abbildung 5.8). In den Spalten werden die Ground-Truth-Daten organisiert, während die Zeilen die klassifizierten Pixel wiedergeben. Die Diagonale dieser **Fehler-** oder **Konfusionsmatrix** gibt die korrekt klassifizierten Pixel an, die also in Zeilen und Spalten die selbe Klassenzugehörigkeit aufweisen. Abseits dieser Diagonalen werden diejenigen Bildelemente dargestellt, die falsch kategorisiert wurden (CONGALTON & GREEN 1999 [46]).

		$j = \text{Referenzen}$			Zeile gesamt
		1	2	k	n_{i+}
$i = \text{Klassifikation}$	1	n_{11}	n_{12}	n_{1k}	n_{1+}
	2	n_{21}	n_{22}	n_{2k}	n_{2+}
	k	n_{k1}	n_{k2}	n_{kk}	n_{k+}
$\text{Spalte gesamt } n_{+j}$		n_{+1}	n_{+2}	n_{+k}	N

Abbildung 5.8.: *Beispiel einer Fehlermatrix (verändert nach CONGALTON & GREEN 1999 [46]).*

Tabelle 5.1 zeigt das Beispiel einer Konfusionsmatrix und damit das Ergebnis einer Qualitätsüberprüfung der Klassifikation der LANDSAT-Szene vom Jahr 2001. Ergebnisse der übrigen Szenen sind im Anhang zu finden (Tabellen B.1 bis B.4). Eine Filterung mit der Probabilistic Label Relaxation wurde bereits durchgeführt. Die Abkürzungen entsprechen den Landnutzungsklassen und den Angaben in Kapitel 5.1. Es handelt sich um eine sehr gute Klassifikation, da der überwiegende Teil der Referenzpixel in der Diagonalen eine Entsprechung in der Kategorisierung gefunden hat.

	WA	LW	NW	GL1	GL2	HM	WZ	ZR	KT	MS	GT	SG	GW	TB	Ges
WA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,79
LW	0	100	0,5	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	6,86
NW	0	0	99,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,80
GL1	0	0	0	100	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	8,99
GL2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	3,55
HM	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	5,81
WZ	0	0	0	0	0	0	99,4	0,3	0	0	0	0	0	0	19,67
ZR	0	0	0	0	0	0	0	99,1	1,1	20,7	0	0	0	0	6,22
KT	0	0	0	0	0	0	0	0,6	98,3	0	0	0	0	0	3,10
MS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77,9	0	0	0	0	1,95
GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	100	0	0	0	8,37
SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0,57
GW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	3,15
TB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	20,16
Ges	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabelle 5.1.: Konfusionsmatrix für das Beispiel der Klassifikation der LANDSAT-Daten 2001 nach Filterung (in Prozent).

Da Fehlermatrizen die Genauigkeit einzelner Klassen dokumentieren, ist die Gesamtgenauigkeit nicht direkt ersichtlich. Aus diesem Grund wurde der **Kappaindex** κ eingeführt, der als diskrete multivariate Analyseverfahren zur statistischen Beschreibung einer Fehlermatrix verwendet wird (CONGALTON & GREEN 1999 [46]):

$$\kappa = \frac{N \cdot \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}}{N^2 - \sum_{i=1}^k n_{i+} n_{+i}} \quad (5.8)$$

- mit N = Anzahl der Testpixel
 n_{ii} = Summe über Zeile i und Spalte i
 n_{i+} = Summe über alle Spalten für Zeile i
 n_{+i} = Summe über alle Zeilen für Spalte i

Dieser Index ist ein Maß dafür, wie gut die Klassifikation der Fernerkundungsdaten mit den Referenzdaten übereinstimmt. κ ist asymptotisch normalverteilt und nimmt einen Wert im Intervall $0 \leq \kappa \leq 1$ an. Ist er signifikant größer als 0 ist die Klassifikation besser als eine zufällige Klassifikation, beträgt er 1, werden die Referenzdaten perfekt durch die Klassifikation repräsentiert. Die Gesamtanzahl der Testpixel N und die übrigen Parameter entsprechen denen in Abbildung 5.8.

Jahr	Sensor	κ
2000	SPOT	0,8980
2001	LANDSAT ETM+	0,9913
2002	SPOT	0,9563
2003	SPOT	0,9441
2004	ASTER	0,9374

Tabelle 5.2.: κ -Werte der Klassifikationsgüte.

Zum Vergleich sind in Tabelle 5.2 die Kappawerte der übrigen Klassifikationen gegenübergestellt. Eine eingehende Analyse der Klassifikationsgenauigkeit und die Übernahmen der daraus resultierenden thematischen Karten in einen Datensatz zur landwirtschaftlichen Rotation erfolgt in Kapitel 5.5.

5.5. Diskussion der Klassifikationsergebnisse und Bestimmung der landwirtschaftlichen Rotation

Das neuronale Netz mit dem Kalman Filter liefert mit anschließender Filterung bei allen Datensätzen gute bis sehr gute Ergebnisse mit κ -Werten über 0,89. Ein Grund dafür ist die Möglichkeit, mit einem neuronalen Netz eine nicht normalverteilte Wahrscheinlichkeitsdichte adäquat abbilden zu können. Als Beispiel soll der über die unkorrelierten Hauptkomponenten 1 und 2 gespannte Merkmalsraum der LANDSAT-Szene des Jahres 2001 in Abbildung 5.9 dienen, für die Daten anderer Sensoren können ähnliche Abbildungen erstellt werden.

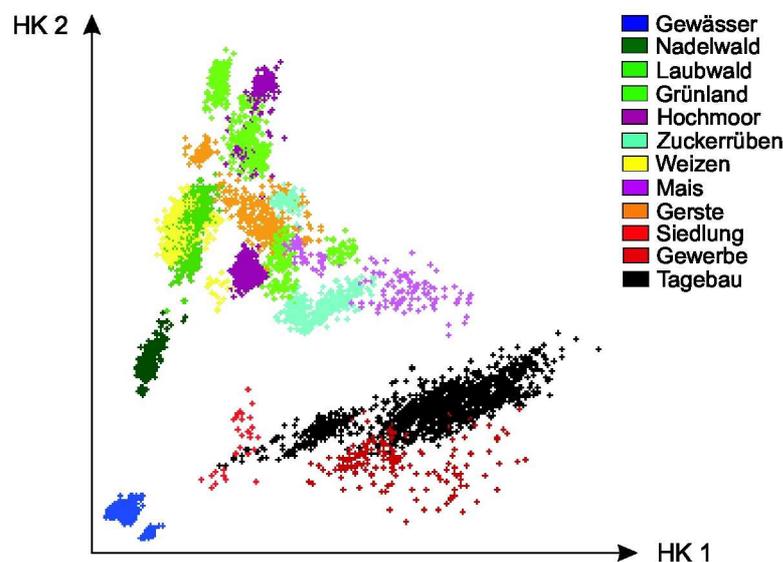


Abbildung 5.9.: Verteilung der Referenzpixel im Merkmalsraum der Hauptkomponenten 1 und 2 der LANDSAT-Szene vom 26.6.2001.

Zu erkennen sind die Punktwolken der Referenzdaten in ihren Klassen, die zum Teil durch den Betrachter recht gut von Nachbarklassen abgegrenzt werden können. Auf der anderen Seite existieren jedoch Überlappungen. Zunächst sind

Gewässer sehr gut zu identifizieren, d.h. die Cluster sind kompakt. Es werden jedoch zwei separate Verteilungen ausgewiesen, was durch die unterschiedlichen spektralen Eigenschaften von stehenden Gewässern und Fließgewässern zu begründen ist. Ebenfalls sehr kompakt ist die Klasse Nadelwald, etwas weniger die Klasse Laubwald. Grünland besitzt vier bzw. fünf separate Cluster, die allerdings von Beginn an in zwei Klassen zusammengefasst wurden. Begründet wurde dies in der Unterscheidung von gemähten und ungemähten Wiesen bzw. abgegrasten und unberührten Weiden (Kapitel 5.1). In dieser Darstellung sind zusätzlich Übergänge zwischen den Extremzuständen auszumachen. Die Klassen Hochmoor und Zuckerrüben verhalten sich ähnlich, hier sind zwei Konzentrationen vorzufinden, die durch wenige Streupixel verbunden werden. Mit einer Maximum Likelihood Klassifikation wären deren Zugehörigkeiten nicht eindeutig zu identifizieren gewesen. Überraschend ist die sehr gute Trennbarkeit der beiden Getreidearten Weizen und Gerste. Die Ackerfrucht Mais weist keine kompakte Verteilung auf, sondern ist intern sehr heterogen aufgebaut. Dadurch entstehen Konflikte zu Nachbarklassen. Siedlungs- und Gewerbeflächen sind im Merkmalsraum ebenfalls sehr weit gestreut, jedoch existieren wegen der geringen Werte in der 2. Hauptkomponente keine Berührungspunkte zu Clustern, die vegetationsbedeckte Landoberflächen repräsentieren. Zur Aufnahme der Tagebauflächen in die Referenzgebiete wurden schmale Transekte quer durch die Tagebaue Hambach und Inden gelegt. Dies ist in der Clusterstruktur nachzuweisen. Es gibt zwei Hauptverteilungen. Zum Einen stellt das kleinere im dunkleren Bereich angesiedelte Cluster diejenigen Pixel dar, die dem Hauptflöz im Zentrum des Tagebaus entnommen sind. Zum Anderen symbolisiert das zweite, breit gestreute Cluster die helleren vegetationslosen Flächen der Hänge, die mit Schatteneffekten und geologisch unterschiedlichen Materialien spektral sehr heterogen sind.

Es existieren schon in diesem Verarbeitungsschritt vor der eigentlichen Klassifikation auffällige Überlappungen der Cluster. Das Maß der **Region-of-Interest-Separabilität**, der Trennbarkeit der Klassen nach Referenzdaten mit der **Jeffries-Matusita-Distanz** (RICHARDS & JIA 2006 [160]), bestätigt diese optische Einschätzung. Die geringste Trennbarkeit besitzen Zuckerrüben und Mais mit 1,65 (Tabelle 5.3), ein Wert von 2 bedeutet perfekte Trennbarkeit, zwei Klassen mit einem Wert von 1 lassen sich nur rein zufällig trennen und der Wert 0 gibt ein inverses Trennungsergebnis an. D.h. auch bei der hier vorliegenden problematischen Verteilung ist die Separierbarkeit dennoch gegeben. Grünland und

Kombination	Jeffries-Matusita-Distanz
Zuckerrüben - Mais	1,652
Grünland I - Hochmoor	1,908
Grünland II - Mais	1,924
Industrie - Tagebau	1,962
Grünland I - Kartoffeln	1,988
Grünland II - Hochmoor	1,989
Weizen - Zuckerrüben	1,991
Laubwald - Mais	1,994
Zuckerrüben - Kartoffeln	1,995
Weizen - Mais	1,997
Siedlung - Industrie	1,998
Grünland I - Grünland II	1,999
Kartoffeln - Mais	1,999
Übrige Kombinationen	2,000

Tabelle 5.3.: Jeffries-Matusita-Distanz der LANDSAT ETM+ Klassen.

Hochmoor besitzen ebenfalls sehr ähnliche spektrale Reflektionseigenschaften, können aber bereits mit einer Trennbarkeit von 1,91 bewertet werden, ebenso Grünland und Mais mit einer Trennbarkeit von 1,92. Darüber hinaus existieren nur noch sehr gute bis perfekte Trennungsmerkmale.

Setzt man diese Erkenntnisse aus der Referenzdatenanalyse zum Klassifikationsergebnis, insbesondere zu Tabelle 5.1, in Beziehung, so erhält man ein konsistentes Bild der Klassifikationsgüte. Die Struktur der Referenzdaten spiegelt sich im Klassifikationsergebnis wider. Die auffälligste Fehlklassifikation wird bei Mais ermittelt, was durch die Trennbarkeitsanalyse bereits zu erwarten war. Nur 78 % der Pixel werden korrekt klassifiziert, während 21 % in die Klasse Zuckerrüben falsch eingeordnet werden. Dies ist in Abbildung 5.9 gut nachzuvollziehen und nicht vollständig durch Hinzuziehung der in der Klassifikation ebenfalls verwendeten und hier nicht dargestellten 3. Hauptkomponente zu lösen. Für die Trennung von Weizen und Laubwald kann diese Zusatzinformation dennoch nützlich sein: 99,55 % der Pixel werden korrekt der Klasse Weizen zugeordnet, nur die restlichen 0,45 % der Klasse Laubwald. Insgesamt liefert das Kalman Filter basierte neuronale Netz sehr gute Ergebnisse, bei dem die übrigen Klassen sehr gut getroffen werden. Die Klassifikationen von SPOT und ASTER werden mit ähnlich guten Ergebnissen bewertet, deren Konfusionsmatrizen sind im Anhang unter Kapitel B einzusehen.

Ein Beispiel für ein Klassifikationsergebnis, eine Karte der Landnutzung im Ru-

reinzugsgebiet für das Jahr 2001 auf Basis von LANDSAT-Daten, wurde bereits in Abbildung 5.7 dargestellt. Relevant für die spätere Verwendung dieses Datensatzes in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung ist der Informationszugewinn gegenüber CORINE (vgl. Abbildung 3.3 auf Seite 51). Dieser ist einerseits der höheren räumlichen Auflösung der Satellitenbilddaten anzurechnen, so dass kleinere Landschaftsstrukturelemente wie Baumgruppen oder Weiler erfasst werden können. Andererseits wurde die thematische Struktur genau an die Bedürfnisse der hydrologischen Modelle angepasst und aufgrund von oberirdisch sichtbaren und hydrologisch relevanten Merkmalen erstellt.

Klasse	CORINE 2000	DLM25	LANDSAT 2001
Gewässer	1 %	1 %	1 %
Wald	(30 %)	26 %	(41 %)
Laubwald	7 %	-	22 %
Nadelwald	15 %	-	17 %
Mischwald	8 %	-	-
Moor/Heide	2 %	1 %	1 %
Grünland	16 %	17 %	15 %
Ackerland	37 %	30 %	(36 %)
Weizen	-	-	13 %
Zuckerrüben	-	-	13 %
Kartoffeln	-	-	2 %
Mais	-	-	6 %
Gerste	-	-	2 %
Siedlung	11 %	10 %	6 %
Industrie	2 %	3 %	1 %
Tagebau	1 %	-	1 %
keine Daten	-	12 %	-

Tabelle 5.4.: Flächenanteile aggregierter Landnutzungsklassen von CORINE 2000 und DLM25 und Klassifikationsergebnisse von LANDSAT 2001 im Gesamtuntersuchungsgebiet.

In Tabelle 5.4 sind für das gesamte Rureinzugsgebiet die ausgewiesenen Flächenanteile aufgelistet. Dazu wurden die CORINE-Klassen teilweise aggregiert, so dass sie mit den Klassifikationen der Satellitendaten verglichen werden können. Als Beispiel für die fernerkundete Landbedeckung wurde die LANDSAT-Aufnahme von 2001 herangezogen, wobei die übrigen Satellitendaten ein sehr ähnliches Bild mit geringfügigen Variationen bieten. Trotz der unterschiedlichen für das landwirtschaftliche Jahr repräsentativen Aufnahmezeitpunkte ändert sich auch der Anteil der einzelnen Fruchtarten nur minimal. Dies kann damit begründet werden, dass die zeitliche Fruchtfolge bzw. die Anteile angebaute Fruchtarten in

einem bestimmten Zeitintervall sich in der Fläche eines größeren Betrachtungsraumes wiederfindet.

Die Klassen Gewässer, Hochmoor, Grünland und Tagebau sind sowohl bei CORINE als auch bei LANDSAT mit nahezu gleicher Flächengröße vertreten. Auffallend sind die großen Unterschiede in den Waldkategorien. Auf der einen Seite sind sie in den unterschiedlichen Klassenstrukturen der Datensätze zu suchen. Die hydrologisch verschiedene Bedeutung von Laubwald und Nadelwald, z.B. bei der Berechnung der Evapotranspiration, wird in GROWA berücksichtigt. CORINE weist jedoch eine Kategorie Mischwald aus, in der der prozentuale Anteil von Laub- bzw. Nadelbäumen nicht definiert ist. Im Gegensatz dazu sind die verwendeten Sensoren in der Lage, Cluster bestehend aus wenigen Laub- bzw. Nadelbäumen abzubilden, so dass sich eine Kategorie Mischwald für diese Daten erübrigt und komplett in Laub- und Nadelwald aufgeht.

Auf der anderen Seite ergeben sich neue Inkonsistenzen, denn die gesamte Waldfläche wird in CORINE mit 30 % und in LANDSAT mit 38 % angegeben. Dadurch, dass Siedlungsbereiche mit einer höheren räumlichen Genauigkeit kartiert werden können, verkleinert sich deren Flächenanteil von 11 % auf 6 %. Die übrige Fläche, die sich hauptsächlich auf Alleen, Parks, Friedhöfe und Gärten aufteilt, wird größtenteils als Laubwald klassifiziert. Da das DLM25 nur für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes vorliegt, kann ein Vergleich nur bedingt gezogen werden. Da der belgische Teil fast ausschließlich bewaldet ist und der niederländische Teil ackerbaulich genutzt wird, ist der Wald- bzw. Ackeranteil des DLM25 erheblich geringer.

Ein großer Vorteil bei der Verwendung von selbst prozessierten Fernerkundungsdaten liegt in der Identifikation der Hauptfruchtarten. Während CORINE für Ackerland in Deutschland hauptsächlich die Klassen *Nicht bewässertes Ackerland* (211), *Komplexe Parzellenstrukturen* (242) und *Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung* (243) kennt, die für die hydrologische Modellierung nicht von Bedeutung sind, können Satelliten gezielt die spektrale Information einzelner Fruchtarten unterscheiden. So konnten mit Hilfe des neuronalen Netzes *Weizen*, *Zuckerrüben*, *Kartoffeln*, *Mais* und *Gerste* identifiziert werden. Diese Information ist insbesondere für die Disaggregation der Nährstoffbilanzüberschüsse (Kapitel 7) absolut notwendig, darüber hinaus kann die Evapotranspiration (Kapitel 8.2.3) fruchtartenspezifisch im Modell GROWA berechnet werden.

Weizen und Zuckerrüben werden auf jeweils 13 % der Fläche des Untersu-

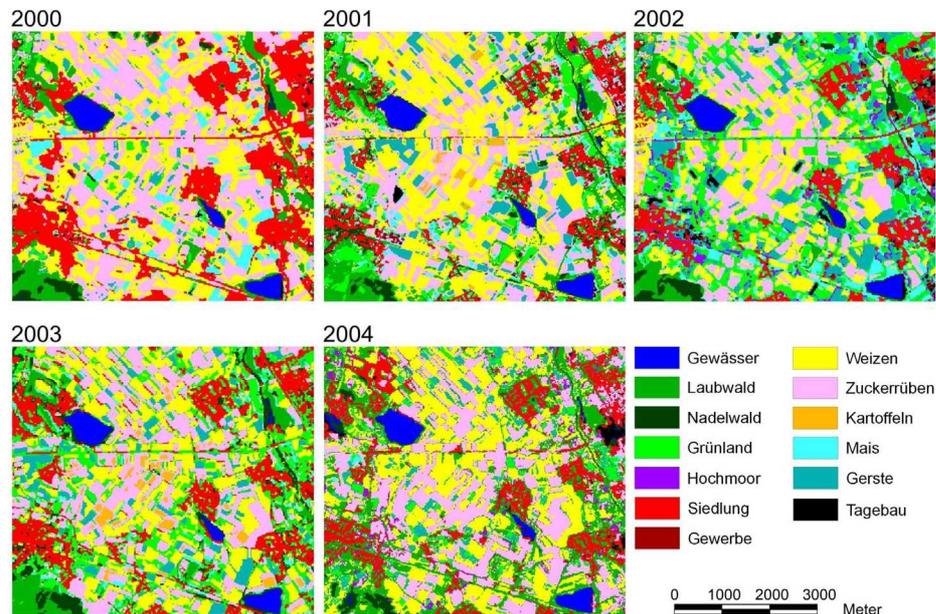


Abbildung 5.10.: Landnutzung der Jahre 2000 bis 2004 für einen Detailausschnitt westlich von Düren.

chungsgebietes angebaut. Mais, der nach Vergleich mit der aktuellen Agrarstatistik aufgrund seiner spektralen Heterogenität (Abbildung 5.9) in der Klassifikation ein wenig überrepräsentiert ist, ist auf 6 % der Fläche vertreten. Mais erreicht zum Zeitpunkt der Aufnahmen (26.6.2001) eine geringe Bodenbedeckung, die durch den Reihenabstand und die Lückigkeit der Pflanzen verursacht wird. Es ist also anzunehmen, dass die Reflektionseigenschaften des Bodens einen großen Einfluss auf die Reflektionseigenschaften des Bestandes haben. Auf die weiteren Fruchtarten Gerste und Kartoffeln entfallen jeweils 2 %. In dieser Studie können allerdings nur die Hauptfruchtarten abgebildet werden (Abbildung 5.10), übrige Ackerfrüchte wie z.B. Hafer, Raps etc. werden automatisch anderen Klassen entsprechend ihrer spektralen Ähnlichkeit zugeordnet. Insgesamt werden nach LANDSAT-Analysen 36 % des Rureinzugsgebietes als Ackerland genutzt, CORINE weist 37 % aus. Der Anteil des Ackerlandes bei CORINE kann also mit selbstprozessierten Fernerkundungsdaten annähernd reproduziert werden.

Der hohe Anteil von Weizen und Zuckerrüben kann dahingehend interpretiert werden, dass nicht durchgehend die empfohlene Rotation z.B. aus Hackfrüchten - Getreide - Getreide befolgt wird, sondern teilweise ein direkter Wechsel von Zuckerrüben und Weizen. Eine solche Abfolge stellt eine massive Belastung für

den Boden dar und erhöht darüber hinaus den Nematodendruck³. Dies wird jedoch nach Aussage örtlicher Landwirte dennoch durchgeführt. Dies kann man anhand des Detailausschnittes in Abbildung 5.10 nachvollziehen. Neben diesem Hauptfruchtwechsel bestehen Variationsmöglichkeiten mit Gerste, Kartoffeln und Mais.

Rang	2000	2001	2002	2003	2004	Fläche [%]
1	WZ	ZR	WZ	ZR	WZ	12,86
2	WZ	ZR	WZ	ZR	ZR	12,67
3	ZR	WZ	ZR	WZ	ZR	11,65
4	ZR	WZ	ZR	WZ	WZ	8,25
5	ZR	WZ	ZR	ZR	WZ	5,09
6	ZR	MS	KT	GT	ZR	3,70
7	WZ	ZR	WZ	WZ	ZR	3,04
8	ZR	MS	KT	GT	MS	2,68
9	ZR	MS	KT	GT	WZ	2,55
10	ZR	WZ	ZR	KT	WZ	2,34
11	WZ	ZR	WZ	GT	ZR	2,21
12	ZR	WZ	ZR	ZR	ZR	1,50
13	ZR	WZ	ZR	WZ	GT	1,44
14	WZ	ZR	WZ	KT	WZ	1,42
15	GT	KT	GT	MS	WZ	1,29
16	WZ	ZR	WZ	ZR	GT	1,29
17	MS	GT	MS	KT	WZ	1,21
18	WZ	ZR	WZ	KT	ZR	0,97
19	ZR	MS	KT	ZR	WZ	0,95
20	ZR	WZ	ZR	MS	WZ	0,78
:	:	:	:	:	:	:
Gesamt						100

Tabelle 5.5.: Fruchtfolgen der Jahre 2000 bis 2004 im Rureinzugsgebiet, geordnet nach Flächenanteil [% der Ackerfläche] (WZ = Weizen, ZR = Zuckerrüben, MS = Mais, GT = Gerste, KT = Kartoffeln).

Um später die Fläche berechnen zu können, werden die klassifizierten Satellitenszenen der Jahre 2000 - 2004 in ein einheitliches Raster überführt und tabellarisch miteinander kombiniert. Die häufigsten Fruchtfolgen werden in Tabelle 5.5 dargestellt. Aufgrund unterschiedlicher Startzeitpunkte in der Rotation und alternativen Bepflanzungen, z.B. das Ersetzen von Weizen durch Gerste, wird erst die Fülle der Kombinationen produziert. Darüber hinaus sind Fehlklassifikationen, insbesondere aufgrund der Mischpixelproblematik an den Parzellengrenzen, nicht

³Larven von Nematoden (Fadenwürmern) schädigen das Gewebe von Wirtspflanzen (z.B. Zuckerrüben). Bei Nichtbeachtung des empfohlenen Fruchtwechsels erhöht sich die Population und damit der Grad der Schädigung im Bestand.

auszuschließen. Insgesamt werden auf 57 % der Ackerfläche im Rureinzugsgebiet in den fünf beobachteten Jahren reine Fruchtwechsel bestehend aus Weizen und Zuckerrüben durchgeführt. Erst an sechster Stelle wird eine landwirtschaftliche Rotation aus Zuckerrüben - Mais - Kartoffeln - Gerste - Zuckerrüben auf lediglich 3,7 % der Fläche angeführt. Auf Basis dieser fünfjährigen Anbauanalyse und der Fülle dieser Nutzungscode ist es z.B. möglich, hypothetische Modelljahre zu simulieren und damit für einen größeren Zeitraum Wasserhaushalt und Stoffströme zu modellieren. Dies ist für die nachhaltige Nutzbarkeit des Modellsystems von entscheidender Bedeutung. Auch ohne die zusätzliche, aufwändige Bearbeitung von hochaktuellen Satellitenbildern soll die Möglichkeit einer Modellierung im Rureinzugsgebiet über den Zeitraum 2000 - 2004 hinaus gewährleistet sein. Folgestudien sollen sich auf die typischen Fruchtwechsel beziehen können.

6. Ermittlung des Versiegelungsgrades

Der Versiegelungsgrad ist für die Analyse von Nitratströmen nur indirekt von Bedeutung, für Wasserhaushaltsuntersuchungen stellt er jedoch eine wichtige Eingangsgröße dar. Da Satellitenbilddaten sowohl die räumliche Verteilung als auch den Grad der Versiegelung v.a. in urbanen Regionen gut abbilden können, wird deren Einfluss auf die Wasserhaushaltsberechnung explizit mituntersucht.

Vom STATISTISCHEN BUNDESAMT 2006 [193] wurde im Jahr 2004 bundesweit ein mittlerer täglicher Zuwachs von 131 ha erfasst, wodurch erhebliche Konsequenzen für Ökosysteme zu befürchten sind. Versiegelte Oberflächen besitzen einen bedeutenden Einfluss auf die Hydrologie von Flusseinzugsgebieten (SHUSTER et al. 2005 [182]). Das komplexe Gemenge künstlicher Oberflächen, verschiedener Landnutzungsarten und Materialien wie Gebäuden, Straßen, Plätzen usw. erlaubt keine oder nur eine eingeschränkte natürliche Infiltration von Niederschlagswasser in das Bodensystem (ARNOLD & GIBBONS 1996 [5]). Dadurch kann der Boden nicht mehr ausgleichend auf die Abflussspende bei Starkregenereignissen reagieren und nicht zur Pufferung von Nähr- und Schadstoffen bzw. zur Verdünnung dienen. Aus diesem Grund kommt wasserundurchlässigen Oberflächen in der Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten eine große Bedeutung zu. Die Oberflächeninformation ist insbesondere für hydrologische Modelle wichtig, in denen die hydrologische Resonanz der räumlichen Einheiten von der Beschaffenheit der Bodenbedeckung und der Vegetation abhängt (PIETRONIRO & LECONTE 2005 [144]). Eine generalisierte Ableitung des Versiegelungsgrades aus den CORINE-Kategorien auf Basis einer Empfehlung des DVWK (2002) [50], wie sie bisher in GROWA eingesetzt wird, wird den realen Verhältnissen nur teilweise gerecht. So stellen die angegebenen Flächen schon eine Vereinfachung bzw. Verallgemeinerung der tatsächlichen Landnutzungsstruktur dar, der Versiegelungsgrad für diese Flächen kann darüber hinaus nur thematisch an eine Kategorie

gebunden angenähert werden. Mit Hilfe von Fernerkundungsdaten kann zum einen der Maßstab einer Versiegelungskarte erhöht werden und zum anderen die zuvor subjektive Einschätzung des Versiegelungsgrades einzelner Klassen in statistisch belastbaren Zahlenwerten angegeben werden (MONTZKA et al. 2006 [132]). Darüber hinaus können Änderungen der Versiegelung im Verlauf der Zeit erfasst werden. Beispiele einer erfolgreichen Anwendung von Satellitenbilddaten zur Erfassung von Versiegelungsgraden sind in SLONECKER et al. 2001 [183] zu finden.

Aus der Komplexität der urbanen Landschaftsstruktur folgt, dass die Annahme jedes Pixel bestehe nur aus einem einzigen Landnutzungstyp eine Ausnahme-situation für die meisten Fernerkundungsdaten ist (SONG 2005 [186]). Eine ausschließliche Klassifizierung in wenige Kategorien ist also nicht sinnvoll, besonders da abbildbare Objekte nur über Pixelgruppen identifiziert werden können. Um das urbane Umfeld analysieren und überwachen zu können, wurden verschiedene Ansätze entwickelt (WU 2004 [225]). Die meisten bauen auf der *spectral mixture analysis* (SMA) auf, die über Kombinationen von Pixeln reiner Nutzung, sog. *end-member*, die Anteile der jeweiligen Nutzungen für ein Pixel bestimmt (ELMORE et al. 2000 [60]).

Nach SCHUELER 1994 [172] können städtische Versiegelungsflächen als nicht-grüne Bereiche beschrieben werden. Darauf aufbauend wird hier der Grad der Wasserundurchlässigkeit über eine Korrelation mit dem in Kapitel 4.1 vorgestellten NDVI ermittelt. Die relevanten Kanäle der einzelnen Sensoren im roten bzw. nahinfraroten Spektralbereich werden in Tabelle 6.1 aufgelistet. Da die Indizes verschiedener Sensoren nicht direkt vergleichbar sind (STEVEN et al. 2003 [195]), wird für jede Szene bzw. jedes Modelljahr ein separater Korrelationskoeffizient ermittelt.

Sensor	Kanal	Wellenlänge [μm]	Farbe
SPOT	2	0,61 - 0,68	rot
	3	0,78 - 0,89	nahinfrarot
LANDSAT ETM+	3	0,63 - 0,69	rot
	4	0,78 - 0,90	nahinfrarot
ASTER	2	0,63 - 0,69	rot
	3	0,78 - 0,86	nahinfrarot

Tabelle 6.1.: Relevante Kanäle zur Berechnung des NDVI.

BRAUN & HEROLD 2003 [31] stellen die Ansätze der SMA und des NDVI in Bezug

auf ASTER-Daten gegenüber. Sie zeigen, dass der Weg über den Vegetationsindex bessere Ergebnisse liefert. Um Fehler in der Betrachtung von landwirtschaftlichen Flächen, Wald und Wasser auszuschließen, wurden diese bei BRAUN & HEROLD 2003 [31] mit Hilfe des ATKIS-Datensatzes aus der Untersuchung ausgeschlossen. Die verbleibenden städtischen Gebiete beinhalteten allerdings vereinzelte Bereiche, die wegen Ackerbau am Stadtrand oder Baustellen im Stadtgebiet nicht korrekt parametrisiert werden können.

In dieser Arbeit wird deshalb auf der in Kapitel 5 erzeugten Landnutzungsklassifikation aufgebaut. Durch die ausschließliche Betrachtung der Klassen *Siedlung* und *Industrie* können diese Art Mängel mit der Wahrscheinlichkeit der Klassifikationsgenauigkeit ausgeschlossen werden. Wasser, Tagebaubereichen und vegetationslosen Ackerparzellen, die geringe NDVI-Werte aufweisen, werden somit keine hohen Versiegelungsgrade zugewiesen.

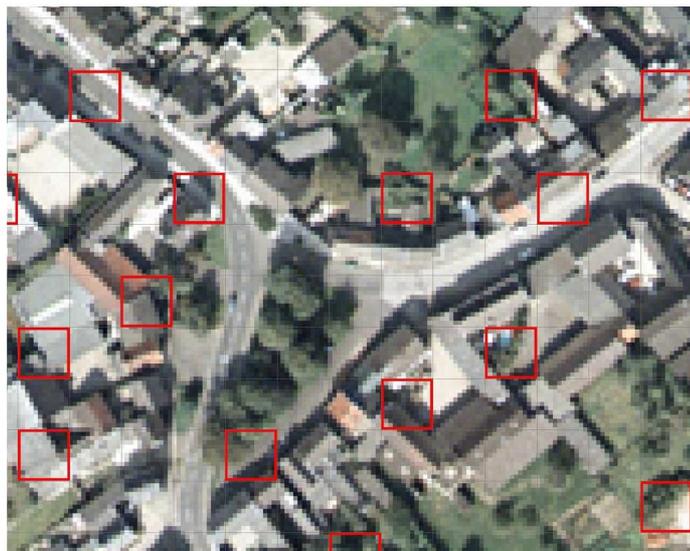


Abbildung 6.1.: *Stichprobenpixel des LANDSAT NDVI-Bildes von 2001 und des entsprechenden Luftbildes.*

Um Referenzwerte des Grades der Versiegelung zu erhalten, werden Farb-Orthophotos herangezogen. Stichprobenartig werden nun einzelne Bildelemente des NDVI wie in Abbildung 6.1 gezeigt mit der abgebildeten Bebauungsstruktur in Beziehung gesetzt. Indem das Luftbild leicht gerastert wird, so dass 100 Luftbildpixel ein Satellitenbildpixel ausfüllen, wird der Versiegelungsgrad für die Fläche eines Satellitenbildpixels visuell bestimmt. Dabei wird zunächst die gesamte

Fläche der Luftbilder in die Untersuchung einbezogen. Erst bei der Schlussdarstellung werden ausschließlich für die als *Siedlung* und *Industrie* klassifizierten Bereiche die Versiegelungsgrade angegeben. Für die übrigen Klassen wird ein Versiegelungsgrad von 0 % angenommen.

Tabelle 6.2 listet die Korrelationskoeffizienten (R) für die einzelnen NDVI zu den abgeleiteten Versiegelungsgraden auf, die von -0,86 bis -0,71 reichen. Damit werden in dieser Arbeit vergleichbare Ergebnisse zu SCHULER & KASTDALEN 2005 [173] erzielt, die einen ähnlichen Ansatz zur Ermittlung des Versiegelungsgrades verwendeten. Das negative Vorzeichen verdeutlicht die inverse Beziehung der beiden Informationsebenen zueinander. Die Beträge über 0,71 geben an, dass hohe Zusammenhänge zwischen den Merkmalen bestehen. Entscheidenden Einfluss auf die Qualität der Ergebnisse hat neben strahlungsphysikalischen Eigenschaften die Lagegenauigkeit der beiden Datensätze zueinander. In Kapitel 4.3.3 wurde der Restfehler der Geokorrektur mit weniger als einem halben Pixel angegeben. Eine genauere Transformation des NDVI in den Versiegelungsgrad wäre mit einer besseren Positionierung zu erreichen.

Jahr	Sensor	R	R ²	Fisher-Z	Regressionsgerade
2000	SPOT	-0,81	0,66	-1,13	y = -321x + 61
2001	LANDSAT ETM+	-0,71	0,51	-0,90	y = -188x + 44
2002	SPOT	-0,82	0,68	-1,17	y = -260x + 69
2003	SPOT	-0,86	0,75	-1,31	y = -212x + 67
2004	ASTER	-0,78	0,61	-1,05	y = -191x + 81

Tabelle 6.2.: Korrelationskoeffizienten (Pearson), Fisher-Z Werte und Formeln der Regressionsgeraden zwischen NDVI und Versiegelungsgrad.

Zur besseren und absoluten Vergleichbarkeit der Korrelationen untereinander wurde eine **Fisher-Z-Transformation** durchgeführt (WILKS 2006 [220]):

$$Fisher - Z = \frac{1}{2} \ln \left(\frac{1 + R}{1 - R} \right). \quad (6.1)$$

Die in Tabelle 6.2 aufgeführten Werte dieser normalisierenden Funktion liegen bis zu 0,41 Punkte auseinander. Daraus folgt, dass die aus der LANDSAT-Szene abgeleitete Korrelation mit dem Wert -0,90 um 41 % schlechter als diejenige des SPOT Datensatzes von 2003 mit dem Wert -1,31 ist. Dies kann mit der Anwendung der Wavelettransformation erklärt werden, die geringfügige Änderungen in den Spektralwerten hervorruft.

Nachdem die Korrelationskoeffizienten berechnet und ein Zusammenhang der

Merkmale festgestellt wurde, werden nun individuelle Regressionsgeraden auf Basis der Stichproben zur Vorhersage des Grades der Versiegelung durch den NDVI bestimmt. Die Regressionskoeffizienten sind Tabelle 6.2 zu entnehmen. In Abbildung 6.2 sind die Zusammenhänge zusätzlich grafisch dargestellt.

Für jedes einzelne Bildelement der Fläche des Rureinzugsgebietes wird dieses Verhältnis übernommen. Die wenigen Pixel, die rein rechnerisch einen negativen Prozentsatz der Versiegelung erhalten, werden auf 0 % gesetzt. Ebenso werden alle Pixel mit Werten über 100 % mit genau 100 % definiert.

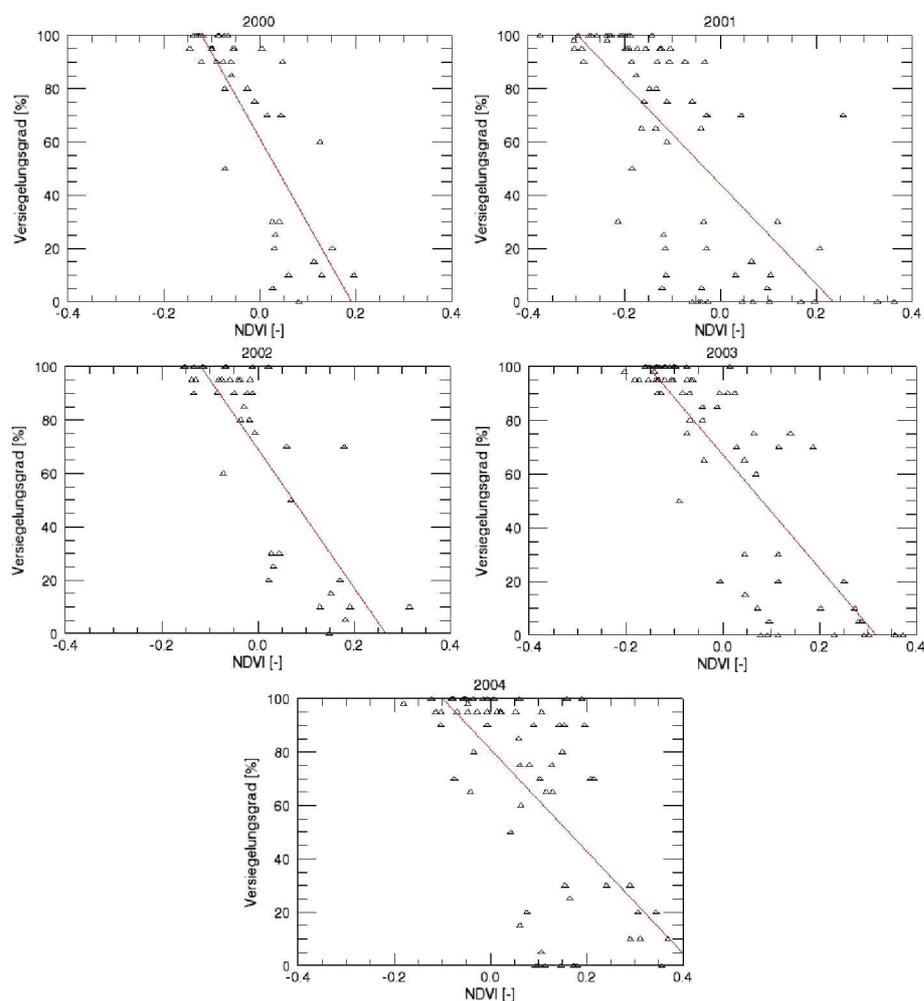


Abbildung 6.2.: *Empirisches Verhältnis zwischen NDVI der Satellitenbilddaten und dem beobachteten Versiegelungsgrad. Punktwolken und Regressionsgeraden der Jahre 2000 - 2004.*

Eine relative Normierung der Satellitenbilddaten, wie es normalerweise bei einer Beobachtung von Vegetationsindices im Zeitablauf üblich ist, wird hier für nicht notwendig erachtet. NDVIs von verschiedenen Sensoren sind nach Untersuchungen von STEVEN et al. 2003 [195] zufolge in jedem Fall linear korreliert. Durch die individuelle Anwendung von linearen Regressionen, wie sie in Abbildung 6.2 gezeigt werden, ist demnach bereits eine ausreichende Normalisierung gewährleistet.

Das Ergebnis dieser Analyse der Beziehung zwischen NDVI und Versiegelungsgrad für das gesamte Rureinzugsgebiet ist in Abbildung 6.3 für das Beispiel der ASTER-Daten von 2004 dargestellt. Zum Vergleich können die aus CORINE abgeleiteten Versiegelungsgrade im Anhang A.2 eingesehen werden.

Ziel der Entwicklung und der Erfassung des CORINE-Datensatzes war es, europaweit einen einheitlichen Datensatz bereitzustellen (KEIL et al. 2002 [96]). Dadurch sollten Landbedeckung und Landnutzung in verschiedenen Regionen basierend auf einer konsistenten Methodik und einem übereinstimmenden Klassifikationsschlüssel vergleichbar werden (BOSSARD et al. 2000 [30]). Für makroskalige Untersuchungen auf nationaler oder europäischer Ebene ist eine Analyse ohne CORINE undenkbar, auch für mesoskalige Flusseinzugsgebiete wie das der Rur kann der Einsatz von CORINE wertvolle Informationen liefern. Obwohl mit LANDSAT ETM+ hochauflösende, multispektrale Satellitendaten verwendet werden, die zu den in dieser Arbeit verwendeten vergleichbar sind, ergeben sich durch die Generalisierung Einschränkungen. So wird der Maßstab des CORINE-Datensatzes mit 1:100000 angegeben, wobei Flächen kleiner als 25 ha nicht berücksichtigt werden und Veränderungen von Landnutzungsgrenzen von CORINE 2000 zum Jahr 1990 ab 5 ha bzw. lineare Objekte ab 100 m Breite aufgenommen werden. Aus diesem Grund erscheinen die Landnutzungskategorien in Abbildung 3.3 in Kapitel 3.3 relativ flächenhaft und homogen.

Die o.a. pauschale Zuweisung von Versiegelungsgraden zu den CORINE-Klassen auf Vorschlag des DVWK-Regelwerkes (DVWK 2002 [50]), wie sie in Tabelle 6.3 aufgeführt ist, bringt eine weitere Verallgemeinerung in die Eingabedatensätze für die hydrologische Modellierung ein. Auch dieses Ergebnis, dargestellt in Abbildung A.2 im Anhang, erscheint flächenhaft und homogen. Die reale Umwelt umfasst aber eine heterogene Kombination künstlicher und natürlicher Oberflächen bestehend aus den verschiedensten Materialien.

Vergleicht man diesen Datensatz mit den über den NDVI in einer Regression aus

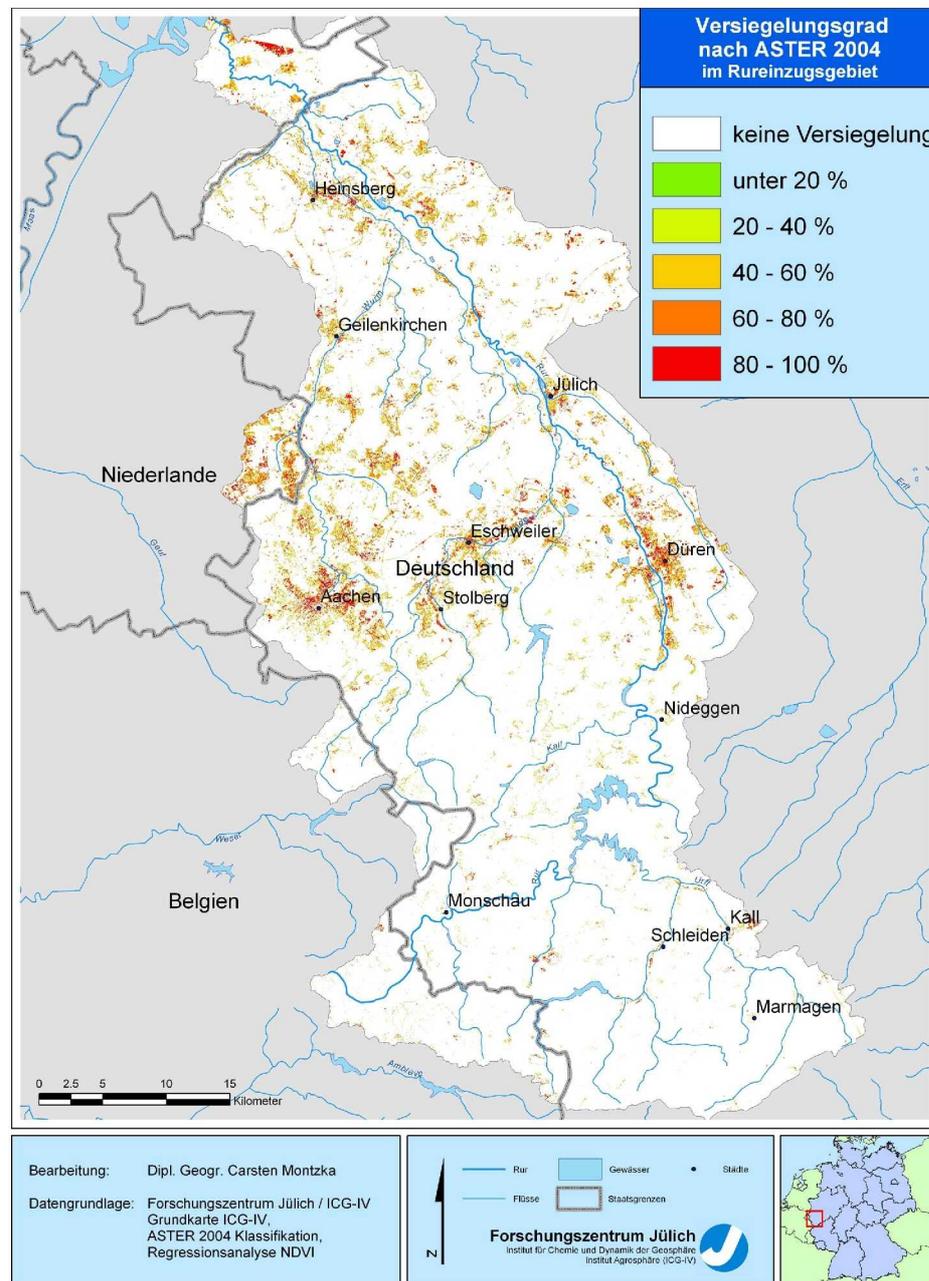


Abbildung 6.3.: Versiegelung im Rureinzugsgebiet nach ASTER 2004.

Nr.	Landnutzungsart	Versiegelungsgrad
1.1.1	Flächen durchgängig städtischer Prägung	80 %
1.1.2	Flächen nicht-durchgängig städtischer Prägung	35 %
1.2.1	Industrie- und Gewerbeflächen	85 %
1.2.2	Straßen und Eisenbahn	50 %
1.2.3	Hafengebiete	80 %
1.2.4	Flughäfen	30 %
1.3.3	Baustellen	20 %
1.4.2	Sport- und Freizeitanlagen	15 %
3.3.2	Felsflächen ohne Vegetation	100 %
-	übrige Kategorien	0 %

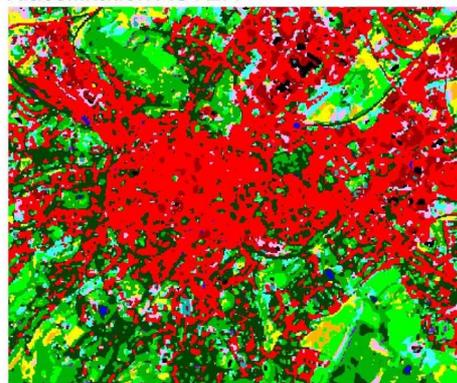
Tabelle 6.3.: Auf Basis des DVWK-Regelwerkes den CORINE-Kategorien zugewiesener Versiegelungsgrad (DVWK 2002 [50]).

Satellitendaten ermittelten Versiegelungsgrade, so ergeben sich erhebliche Unterschiede. Für die Stadt Aachen, die als Oberzentrum des Rureinzugsgebietes zur Betrachtung des Versiegelungsgrades ausgewählt wurde, ist insbesondere in der Detailansicht in Abbildung 6.4 eine Verbesserung zu erkennen.

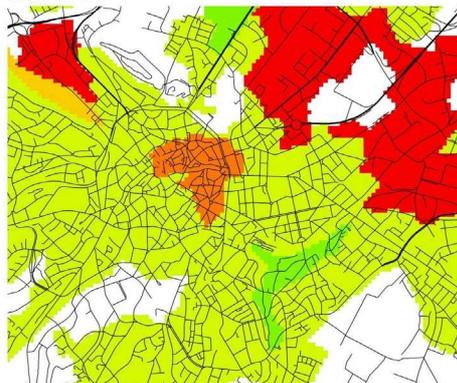
Der erste Vorteil der Nutzung von Satellitendaten wird bei der Betrachtung der Landnutzungsklassifikation deutlich. Schon in diesem Schritt wird die reale Siedlungsstruktur, die durch den Vektordatensatz des Basis-DLM und die unklassifizierte Szene aufgezeigt wird, in weitaus höherer Detailschärfe identifiziert. Bereits an dieser Stelle würde eine pauschale Definition des mittleren Versiegelungsgrades für die Klassen *Siedlung* und *Industrie* die aus CORINE abgeleiteten Informationen räumlich übertreffen. Dabei wäre eine Zuordnung höherer Werte für Industrieflächen als für Siedlungsgebiete denkbar. Auch die auf das DLM25 übertragenen Versiegelungsgrade sind leicht generalisierend, wobei sie die CORINE-Daten jedoch übertreffen.

Im zweiten Arbeitsschritt, der Zuweisung der individuellen Versiegelungsgrade innerhalb dieser Kategorien über den NDVI, wird der inhaltliche Aspekt weiter hervorgehoben. Waren zuvor schon Straßenzüge erkennbar, werden diese durch niedrige NDVI und damit hohen Anteilen bebauter Fläche im zentralen Bereich sowie zu den Rändern hin abfallenden Werten sehr deutlich. Straßen und daran zu den Seiten anschließende Wohnbebauung tritt im Ergebnis (Abbildung 6.4) mit intensiv roten Farbtönen in Erscheinung, während Gärten im hinteren Bereich gelblich bzw. grün dargestellt werden. Dabei ist ein gradueller Übergang zu erkennen, der auf der Mischpixelproblematik bei einer räumlichen Auflösung von 15 m beruht. Industriegebiete, am Beispiel Aachens an der Peripherie im Nord-

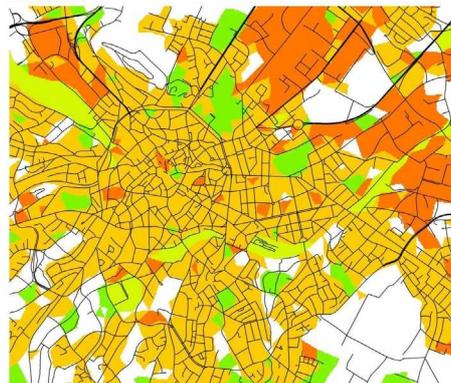
Klassifikation ASTER



CORINE



DLM25



Versiegelungsgrad



ASTER

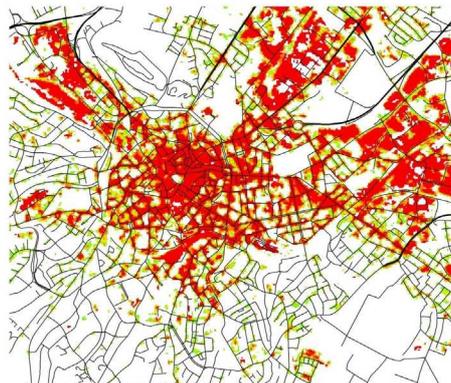


Abbildung 6.4.: *Detailansicht des Versiegelungsgrades in Prozent abgeleitet aus CORINE, DLM25 und ASTER für die Stadt Aachen, die schwarzen Linien geben die dem DLM25 entnommenen Hauptstraßen an.*

westen, Nordosten und Osten zu finden, können dem gegenüber sogar entgegengesetzt charakterisiert werden. Hier ist durch Straßenrandbegrünung o.ä. der zentrale Straßenbereich eher als gering und die großen Flächen zwischen den Verkehrssystemen als hochgradig versiegelt gekennzeichnet.

Ein Gewinn dieses Verfahrens bietet das klassen- und übergangslose Erstellen des Eingabedatensatzes für GROWA. Mussten bei Corine den einzelnen Landnutzungen noch jeweils pauschale Werte zugeordnet werden, ist dies über die *harte* Klassifikation weiterhin möglich, unter Verwendung des NDVI jedoch nicht mehr nötig. Bei CORINE wurden die maximalen Undurchlässigkeiten mit 85 % veranschlagt, da in dieser generalisierten Informationsebene der internen Heterogenität Rechnung getragen wird und Parks und Freiflächen innerhalb einer Agglomeration berücksichtigt werden. Wegen der höheren Detailtreue konnte bei der Verwendung von Satellitenbilddaten dagegen der Maximalwert 100 % vergeben werden.

Ein weiterer Vorteil ergibt sich in zeitlicher Hinsicht, da die Basisversion von CORINE 1990 erstellt und im Jahr 2000 neu aufgelegt wurde, also bei Voraussetzung ähnlicher Zeitintervalle eine Fortschreibungszeitraum von ungefähr zehn Jahren anzusetzen ist. Selbst prozessierte Satellitenbilder hingegen sind Momentaufnahmen, die unabhängig von Projektkonzepten neue Baumaßnahmen erfassen können. Somit eignen sich Satellitenbilddaten auch für Detailstudien. Dieser Vorteil der temporalen Unabhängigkeit wird allerdings erst durch die höhere Detailtiefe erschlossen.

Allerdings müssen auch Nachteile in Kauf genommen werden. So sind beispielsweise urbane Grünflächen wie Parkanlagen, Friedhöfe oder Erholungsfreiflächen selten 100 % wasserdurchlässig. Auch breite Alleen, in denen der Überhang der Baumkronen die geschlossene Straßendecke gegenüber der aufzeichnenden Plattform abschirmt, sind Ursache für Fehler. Dennoch kann die Genauigkeit dieses Verfahrens am jeweiligen Korrelationskoeffizient in Tabelle 6.2 abgelesen werden, durch den die Qualität als *gut* zu bezeichnen ist.

BRAUN & HEROLD 2003 [32] geben an, dass die empirischen Beziehungen zwischen den Felduntersuchungen und den Messungen mittels Fernerkundung gute negative Korrelationen beinhalten. Allerdings wird bei einem ermittelten Versiegelungsgrad von ca. 60 % die versiegelte Fläche überschätzt. Bei niedrigen Versiegelungsgraden unter 40 % tritt jedoch eine Unterschätzung auf. Dies kann bei Betrachtung der Regressionsgeraden und der Stichprobenpixel in Abbildung 6.2

auch hier als zutreffend angesehen werden.

Der Grad der Versiegelung wird nun zusammen mit der Landnutzungsklassifikation aus Kapitel 5 als Eingabedatensatz für das Wasserhaushaltsmodell GRO-WA verwendet. Dort, in Kapitel 8.2, wird er zur Bestimmung der realen Verdunstungshöhe und zur Separation der Abflusskomponenten eingesetzt (MONTZKA et al. 2006 [131]).

Teil III.

**Modellierung von
Umweltauswirkungen
landwirtschaftlicher Stoffströme mit
Satellitendaten**

7. Disaggregation von diffusen Nährstoffbilanzüberschüssen für die Kopplung von agrarökonomischen und hydrologischen Modellen

In Deutschland konnten in den letzten Jahren deutliche Verbesserungen der Wasserqualität erreicht werden. Die diffuse Belastung der Grund- und Oberflächengewässer mit dem Pflanzennährstoff Stickstoff stellt aber weiterhin in vielen Regionen ein Problem dar (z.B. für das Rureinzugsgebiet MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NRW 2005 [127]). Die Landwirtschaft als Hauptverursacher muss sich also weiterhin Minderungsmaßnahmen stellen, die sich unter verschiedenen hydro(geo)logischen Rahmenbedingungen unterschiedlich stark auf Austräge in die Gewässer auswirken. Um die Effektivität eines Programms zur Reduktion von Nährstoffausträgen regional differenziert prognostizieren zu können, sind bereits verschiedene Modellansätze gewählt worden.

Ein Meilenstein in der modellgestützten Agrar- und Agrarumweltpolitikberatung stellt die methodische Kopplung zwischen dem „**Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland**“ RAUMIS (WEINGARTEN 1995 [215]) und dem hydrologischen Modell **GROWA** (KUNKEL & WENDLAND 2002 [109]) im REGFLUD-Modellsystem dar. Ersteres wurde zur Abbildung und Analyse der Beziehungen zwischen Agronomie und Umwelt unter alternativen agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen entwickelt. Im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML)¹

¹seit 2005 Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV)

wurde es am **Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Universität Bonn** umgesetzt und wird nun an der **Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)** stetig weiterentwickelt.

Das GROWA-Modell ist im **Forschungszentrum Jülich** entwickelt worden (Kapitel 8). Hier wird eine Wasserbilanzanalyse durchgeführt, die den Gesamt- und Direktabfluss sowie die Grundwasserneubildung ermittelt und mit dem Modul DE-NUZ (KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]) Wirkungszusammenhänge der Grundwasserneubildung und dem Nitrateintrag in den Grundwasserleiter hergestellt. In diesem Zusammenhang werden die Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und die hierauf aufbauenden Nitrat-Abbauraten im Boden ermittelt.

Im Folgenden wird überprüft, wie und in welcher Weise Satellitenbilddaten bzw. aus Satellitenbilddaten abgeleitete Parameter in der Modellkopplung und Modell-erweiterung zur Verbesserung der Ergebnisse eingesetzt werden können.

7.1. Das agrarökonomische Modell RAUMIS

Mit dem Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem (RAUMIS) wurde ein Agrarsektormodell geschaffen, das die Medien Wasser, Arten- und Biotopvielfalt sowie Luft als Umweltindikatoren mit einem agrarökonomischen Kernstück in Verbindung setzt. Ziel ist es, die komplexen Interdependenzen zwischen Landwirtschaft und Umwelt flächendeckend abbilden und analysieren zu können (WEINGARTEN 1996 [216]) und somit den Einfluss von politischen Maßnahmen aufzuzeigen. Diese Prognosen sollen in politischen Entscheidungsprozessen unterstützend wirken (MØLLER et al. 2003 [128]). In Abbildung 7.1 ist die Analyse des Agrarsektors mit RAUMIS schematisch dargestellt.

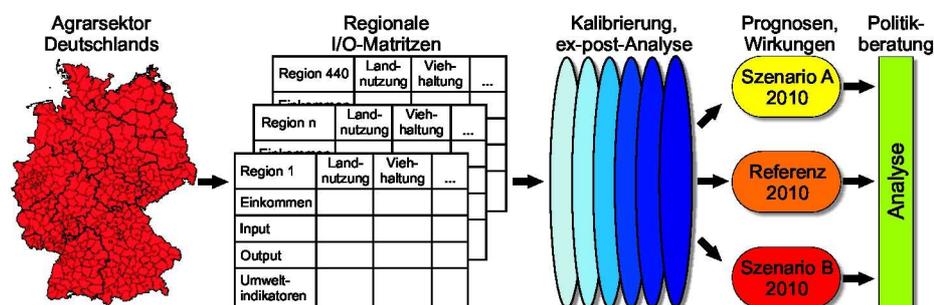


Abbildung 7.1.: Analyse des Agrarsektors Deutschlands mit RAUMIS (GÖMANN et al. 2004 [78]).

Agrarökonomische Parameter, die der Agrarstatistik entnommen sind, liefern den Input für RAUMIS. Es handelt sich dabei um ein mathematisches Modell, das – wie man dem Namen irrtümlich entnehmen könnte – keinen direkten geographischen Bezug ähnlich dem eines GIS besitzt. Doch in jedem Rechenschritt kann dieser Bezug über die Kreise wieder hergestellt werden. Die regionale Differenzierung basiert auf den 440 Landkreisen und kreisfreien Städten Deutschlands. Die Datenerfassung ist ausschließlich auf diesen Verwaltungseinheiten möglich. Damit lassen sich folgende Informationen regional differenziert ableiten (WEINGARTEN 1995 [215]):

- die potentielle Gefährdung der Gewässer durch Pflanzenschutzmittel,
- die potentielle Bedeutung der landwirtschaftlich genutzten Flächen für den Arten- und Biotopschutz,
- die luft- und klimabeeinflussenden Gasemissionen durch die Landwirtschaft und
- landwirtschaftlich bedingte potentielle Stoffbilanzen im Boden (u.a. N, P, K).

In Abbildung 7.2 sind Eingangsgrößen, zentrale Berechnungsmodule und Ausgabedaten des Modellsystems RAUMIS für eine typische Simulationsanalyse zu erkennen. Das modular aufgebaute Informationssystem stützt sich auf einen komparativ-statistischen Ansatz. Damit können die potentiellen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt nicht nur mit Interdependenzen von Parametern vergangener Jahre aufgezeigt werden (*ex post*), sondern es werden auch Simulationen für die Zukunft möglich (*ex ante*). Szenarien für eine deutsche Gesetzgebung im Bereich Landwirtschaft und Umwelt in Verbindung mit den o.a. Variablen und Richtlinien können in die agrarökonomische Komponente des Modells eingebracht werden. Beispiele solcher Szenarien wären die Einführung einer Stickstoffsteuer, die Beschränkung der Viehbesatzdichte, die Liberalisierung des Marktes oder eine Analyse zur Wettbewerbsfähigkeit nachwachsender Rohstoffe. Als Referenz wird das Agenda 2000 Szenario gewählt (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 2004 [153]).

Die Berechnung von Nährstoffbilanzen im RAUMIS, vor allem die Stickstoffbilanzierung ist für die Aufgabenstellung der Dissertation wichtig und die entscheidende Eingangsgröße für die Modelle GROWA und DENUZ. Sie orientiert sich an

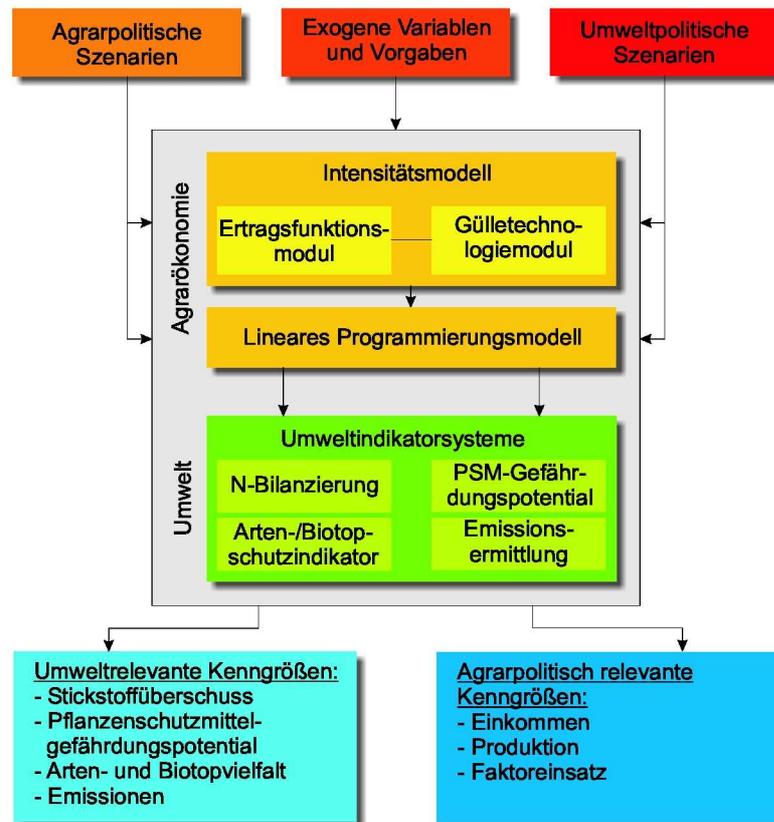


Abbildung 7.2.: Simulationsanalyse mit dem Modellsystem RAUMIS (WEINGARTEN 1995 [215]).

der **sektoralen Bilanz** oder **Hoftor-Bilanz**, in der landwirtschaftliche Produktionsweisen eher als *black box* zu bezeichnen sind und nur die Nährstoffmengen betrachtet, die in einen landwirtschaftlichen Betrieb hineingelangen bzw. die ihn in Form von Produkten wieder verlassen (PAU VALL & VIDAL 1999 [140]). In Tabelle 7.1 sind die einzelnen Bilanzglieder, die im RAUMIS Verwendung finden, für das Beispiel Stickstoff aufgeführt. Auf diesem Niveau gelingt die Berechnung ohne Schwierigkeiten, es ist jedoch denkbar, eine solche Stoffbilanzierung auch für unterschiedliche Bezugsräume und Bilanzeneinheiten durchzuführen (BACH et al. 1997 [9]). Im RAUMIS werden jedoch regionale Betrachtungen durchgeführt und Bilanzen auf Basis der Landkreise erstellt. Eine vollständige nationale Mineralbilanz erweitert die Sektorbilanz durch zusätzliche Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft. Dabei erfolgt eine Auftrennung in Pflanzenproduktion und Tier-

produktion mit Flächenbilanz und Stallbilanz.

Stickstoffzufuhr:	+ mineralischer N-Dünger
	+ N-Anfall aus tierischer Produktion
	+ symbiotische N-Fixierung
	+ asymbiotische N-Fixierung
	+ atmosphärische Einträge
Stickstoffentzüge/-verluste:	- Abfuhr des Erntegutes
	- gasförmige Verluste (N ₂ O, NH ₃)
Stickstoffbilanzsaldo:	= Denitrifikation, Auswaschung

Tabelle 7.1.: *Elemente der Stickstoffbilanz im RAUMIS (verändert nach WEINGARTEN 1995 [215]).*

Der Bedarf an Düngemitteln wird ertragsabhängig für jedes Produktionsverfahren separat durch Aufwandsfunktionen aus der Literatur ermittelt (WEINGARTEN 1995 [215]). Die zeitliche Dimension konzentriert sich auf den vierjährigen Zensus der Agrarstrukturerhebung, der für diese Intervall außer den jährlichen Stichprobenbetrieben auch alle anderen landwirtschaftlichen Betriebe in die Erhebung einbezieht. In dem Teilbereich der Bodennutzungshaupterhebung werden u.a. die Kulturarten und Erträge aufgeteilt nach Ackerland, Grünland und Dauerkulturen abgefragt, der andere Teilbereich erhebt Daten über die Viehbestände. Die Statistik geht dabei nach dem Betriebsprinzip vor, d.h. sämtliche zu einem Betrieb gehörende Flächen werden derjenigen Gemeinde zugewiesen, in der sich der Betrieb befindet.

Die Beurteilung der Wechselbeziehungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt durch verschiedene Indikatoren ist eine wichtige Komponente der agrarökonomischen Modellierung. Für die vorliegende Arbeit ist der Indikator **Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Grundwassers** von Relevanz, auf den im Folgenden näher eingegangen wird. Dieses Modul berechnet allerdings nur die Stickstoffbilanzüberschüsse, die im Boden verbleiben. Eine Untersuchung des Retentions- und Abbauverhaltens erfolgt nicht. Da die Landwirtschaft zu einem hohen Maß zu diffusen Einträgen von Stickstoff in das Grundwasser beiträgt, gilt dies nicht nur als interner Bestandteil, sondern auch als wichtiger zu analysierender Ausgabeparameter. In Tabelle 7.1 wurden bereits die Hauptelemente der Stickstoffbilanz angegeben, die im Wesentlichen im RAUMIS zum Einsatz kommen. Der N-Bedarf des spezifischen Produktionsverfahrens wird in Abhängigkeit von den über fünf Jahren gemittelten Erträgen berechnet. Der genaue Betrag des Modelljahres geht nicht in die Kalkulation ein, da witterungsbe-

dingte Ertragsschwankungen ausgeschlossen werden sollen. Da die eingesetzte Menge Stickstoffdünger nicht direkt zu erfassen ist, wird sie über die Absatzstatistik berechnet. Diese liefert Daten auf der Sektorebene und wird für die Kreise mit dem N-Bedarf der Produktionsverfahren und dem pflanzenverfügbaren Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern in Verbindung gesetzt. Der Stickstoffanfall aus der Viehhaltung wird für Milchkühe von der Milchleistung bestimmt, für die übrigen Verfahren werden Standardwerte verwendet, die mit den gasförmigen Emissionen bereinigt werden. Während die asymbiotische Stickstofffixierung mit pauschal 1,4 kg N/ha und die atmosphärischen Einträge mit 30 kg N/ha in die Bilanzierung eingehen, wird die symbiotische Fixierung an den Anbauumfang der Leguminosen gekoppelt (WEINGARTEN 1995 [215]).

Alle betrachteten Faktoren und Rückschlüsse sind konsistent zur **Landwirtschaftlichen Gesamtrechnung** (LGR), einem Teil des **Europäischen Systems Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen** (ESVG) in der EUROSTAT-Systematik (JACOBS 1998 [90]). Dies beinhaltet eine Vergleichbarkeit von RAUMIS mit anderen statistischen Einheiten in absoluten Zahlen. Eine solche Konstruktion erlaubt ein hohes Maß an Flexibilität besonders im Hinblick auf eine weitere Entwicklung von einzelnen Modellkomponenten. Die EDV-technische Umsetzung erfolgte in der Programmiersprache FORTRAN, während die Eingabedatensätze in Tabellenform vorliegen (WEINGARTEN 1996 [216]).

Als Ergebnis liefert das **Stickstoffbilanzsaldo** als Differenz von zugeführter zu abgeführter Stickstoffmenge denjenigen Betrag in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, der in die Wurzelzone des Bodens gelangt und diesen in Form von gasförmigen Austrägen oder Nitrat verlässt (WEINGARTEN 1995 [215]). Dabei wird ein Mittelwert der Überschüsse je Landkreis ausgegeben, der anhand von Flächenanteilen und des Viehbesatzes auf die einzelnen Fruchtarten bzw. Grünland übertragen werden kann. Beispielsweise wird angenommen, dass der Wirtschaftsdünger, der in einem Kreis anfällt, in diesem Kreis auf die Felder ausgebracht wird und bis zu einem bestimmten Prozentsatz den Mineraldünger ersetzen kann. Zuckerrüben benötigen im Vergleich zu den anderen Hauptfeldfrüchten mehr Stickstoff, deshalb wird der größte Anteil des Wirtschaftsdüngers den Zuckerrüben zugesprochen. Der fehlende Rest wird dementsprechend mit Mineraldünger aufgefüllt. Der Agrarstatistik sind die Erträge zu entnehmen, man kennt zusätzlich den durchschnittlichen Stickstoffgehalt der Produkte und kann auf diese Weise den Stickstoffbedarf ermitteln. RAUMIS liefert also nicht nur das mittlere Stickstoffsaldo

eines Landkreises, sondern das mittlere Stickstoffsaldo der Hauptackerfrüchte bzw. des Verfahrens in einem Landkreis. Dies ist für die detaillierte Disaggregation mit Hilfe von Fernerkundungsdaten eine entscheidende Voraussetzung. Tabelle 7.2 gibt die Stickstoffbilanzüberschüsse von RAUMIS im statistischen Erfassungsjahr 1999 für die Kreise des Untersuchungsgebietes wider. Für Aachen werden die Angaben für Kreis und Stadt zusammengeführt. Stellvertretend für Winter- und Sommerweizen wird der Überschuss für Winterweizen angegeben, entsprechend wird mit Sommer- und Wintergerste verfahren und für Früh- und Spätkartoffeln derjenige Wert von Frühkartoffeln angegeben. Da mit Fernerkundungsdaten auch keine Unterscheidung in Wiesen und Weiden getroffen werden kann, werden an dieser Stelle die Bilanzen für Weiden verwendet. Weitere Informationen, die RAUMIS für Obst, Gemüse, Raps etc. liefern kann, werden aufgrund des geringen Flächenanteils und der mangelnden Identifikationsaussichten hier nicht dargestellt. Aus diesen Gründen ist der mittlere Stickstoffbilanzüberschuss über den Gesamtkreis nicht gleichzusetzen mit dem Mittelwert der gezeigten Verfahrensüberschüsse in Tabelle 7.2.

Kreis	Gesamt	nach Verfahren					
		ZR	WZ	GT	KT	MS	GL
Aachen	68	133	108	88	101	70	70
Düren	50	89	47	54	24	17	26
Euskirchen	75	118	89	68	82	45	71
Heinsberg	72	109	80	68	51	47	47
Viersen	81	117	95	75	62	44	72

Tabelle 7.2.: *Mittlere und fruchtartenspezifische Stickstoffbilanzüberschüsse nach RAUMIS im Untersuchungsgebiet in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (ZR = Zuckerrübe, WZ = Weizen, GT = Gerste, KT = Kartoffeln, MS = Mais, GL = Grünland).*

Wie zu erwarten ist, liegt der N-Überschuss unter Zuckerrüben am höchsten, gefolgt dem unter Weizen, der ebenfalls große Ansprüche an die Nährstoffversorgung besitzt. Bei einem Vergleich der Kreise untereinander fällt das hohe Überschussniveau der einzelnen Fruchtarten des Kreises Aachen auf, das nicht mit dem Mittelwert über den Gesamtkreis konform ist. Dies ist in der sehr heterogenen Struktur des Kreises Aachen begründet, der sehr große Anteile Grünland besonders in der Eifel und einen kleinen Bereich Ackerland insbesondere im Norden in der Börde aufweist. Die hohe Produktion von Wirtschaftsdünger im Süden muss innerhalb des Kreises verwertet bzw. auf die Felder ausgetragen werden. Da beispielsweise Zuckerrüben sehr viel Stick-

stoff in Form von Wirtschaftsdünger aufnehmen können, überträgt RAUMIS die überschüssigen Mengen auf diese Flächen, wodurch ein hoher Bilanzüberschuss im Modellergebnis entsteht.

Der Überschuss, der über die Bilanzierung ermittelt wird, kann jedoch nicht direkt als Indikator des Stoffeintrags in die Oberflächengewässer und das Grundwasser gelten, da weitere potentielle Verlustwege existieren. Im RAUMIS kann nur der Überschuss an Stickstoff für die landwirtschaftlichen Flächen bzw. eine mögliche Belastung erfasst werden, nicht aber das Ausmaß der Denitrifikation und den genauen Austragspfad der Umwandlungsprodukte Nitrat, molekularer Stickstoff und Lachgas. Ein positives Stickstoffbilanzsaldo ist dennoch grundsätzlich als negativer Einflussfaktor auf die Umwelt einzuschätzen. Faktoren wie das Denitrifizierungspotenzial, die Grundwasserneubildungsrate, die Beschaffenheit des Grundwasserleiters, die Sickerstrecke usw. können im RAUMIS nicht erfasst werden. **„Die mit dem Modellsystem RAUMIS ermittelten N-Bilanzsalden können aber einen wichtigen Beitrag für hydrologische Modelle liefern** (WEINGARTEN 1995 [215], S. 283).“ Zu diesem Zweck wurde RAUMIS mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA und dem reaktiven Nitrattransportmodell DENUZ (Kapitel 9.1) für eine Analyse der Nitratausträge aus dem Boden gekoppelt. Inwiefern Satellitenbilddaten in der Modellkopplung und der Modellverbesserung eingesetzt werden können, ist Bestandteil der folgenden Kapitel.

7.2. Disaggregation von diffusen N-Überschüssen durch Einsatz von Fernerkundungsdaten

Wie in Kapitel 9 noch zu analysieren sein wird, ist es möglich, die Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS direkt in Stoffflussmodellen zu verwenden. An dieser Stelle soll jedoch zunächst der räumliche Informationsgrad und die inhaltliche Differenzierung der RAUMIS-Ausgabedaten erhöht werden.

Ein erster Schritt zur Kopplung der agrarökonomischen mit den hydrologischen Modellen mit ihren unterschiedlichen Datenstrukturen wird über eine Disaggregation erreicht (GÖMANN et al. 2005 [77]). Stellt man die RAUMIS-Ergebnisse in einem GIS geographisch dar, so ergibt sich zunächst für die Untersuchungsregion des Flusseinzugsgebietes der Rur mit den entsprechenden Landkreisen Aachen, Düren, Euskirchen, Heinsberg und Viersen ein wenig differenziertes

Bild mit nur fünf Durchschnittswerten (Abbildung 7.3). Da RAUMIS den Agrarsektor ausschließlich der Bundesrepublik Deutschland analysiert, können für die Flächen Belgiens und der Niederlanden keine Überschüsse angegeben werden. Ohne Zusatzinformationen werden für Agrarflächen und ebenso für Wald, Siedlung, Gewässer usw. die selben Überschusswerte in $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ für den jeweiligen Kreis angegeben.

Mit Hilfe des Datensatzes **CORINE Land Cover 2000** ist es möglich, eine Übertragung auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF) der Landkreise vorzunehmen (WENDLAND et al. 2005 [218], KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]). Als Teil des Programms CORINE der Europäischen Union, das 1990 und 2000 aufgelegt wurde, wurde eine Kartierung der Bodenbedeckung und Landnutzung europaweit auf der Basis von LANDSAT 7 ETM+-Daten im Maßstab 1:100000 durchgeführt. Die Satellitenszenen aus den Jahren 1999 bis 2001 wurden visuell und automatisch in 37 für Deutschland relevante Bodenbedeckungsklassen eingeteilt (BOSSARD et al. 2000 [30]), wobei eine Klassenstruktur entstand, die für die Disaggregation der Stickstoffbilanzüberschüsse nur bedingt geeignet ist. Probleme bereiten beispielsweise Mischklassen wie die Klasse 243 *Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe*, die als „von der Landwirtschaft genutzte Flächen, unterbrochen von Flächen natürlicher Vegetation“ beschrieben wird. Eine eindeutige Zuordnung zu Ackerflächen oder Wald bzw. Strauchvegetation kann nicht getroffen werden. Darüber hinaus werden Flächen, die kleiner als 25 ha sind, in dem im Vektorformat produzierten Ergebnis nicht erfasst (in Abbildung 3.3 wurde das Untersuchungsgebiet anhand von CORINE-Daten bereits charakterisiert). Würde man für die Stoffstrommodellierung in Kapitel 9 eine räumliche Auflösung von 25 x 25 m wählen, würden diese 25 ha immerhin 400 Modell-Pixeln entsprechen. Trotz dieser Einschränkungen ist eine Disaggregation auf die im Wesentlichen landwirtschaftlich genutzten Flächen möglich. In Abbildung A.3 im Anhang sind die entsprechenden Stickstoffbilanzüberschüsse der betrachteten Kreise unter Berücksichtigung u.a. von Siedlungs-, Industrie- und Waldflächen dargestellt.

Alternativ zu CORINE ist eine Verwendung des **DLM25** möglich, welche ähnlich künstliche Landnutzungsklassen wie CORINE besitzt und damit ebenfalls keine Informationen über Ackerfrüchte bereitstellt. Die vorliegende Version des Jahres 2001 (2. Realisierungsstufe) weist jedoch eine weitaus bessere räumliche Auflösung als CORINE auf und wird darüber hinaus alle fünf Jahre aktualisiert.

Auf Basis der Landnutzungskarte, die in Kapitel 5 mit Hilfe von Fernerkundungsdaten erstellt wurde, ist es nun möglich, die uniformen Stickstoffbilanzüberschüsse aus dem Modell RAUMIS in das Raster der aus selbst verarbeiteten Fernerkundungsdaten abgeleiteten Landnutzungskarten (14,25 m - 20 m) zu überführen (MONTZKA et al. 2006 [130]). Nach HOWITT & REYNAUD 2003 [89] ist eine solche Disaggregation für agrarwirtschaftliche Analysen von großem Interesse. Drei Gründe werden dafür angeführt:

Datenverfügbarkeit: Fortschritte in der Agrarwissenschaft werden durch das Fehlen von besseren und detaillierteren Landnutzungsdaten signifikant erschwert,

Modellkopplung: Die zunehmende Verwendung von agrarwirtschaftlichen Produktionsmodellen in Verbindung mit ökologischen Prozessmodellen bedingt eine gezielte Anpassung der meist unterschiedlichen Skalen- und regionalen Darstellungsniveaus,

Effiziente Modellnutzung: Ein Modell auf einem aggregierten Niveau in Verbindung mit einer effizienten Disaggregationstechnik kann einen kostenwirksamen Ansatz für eine jährliche Datenaktualisierung darstellen.

Daraus ist ersichtlich, dass nicht nur agrarwissenschaftliche Elemente betroffen sind, sondern in Modellsystemen zusätzlich weitere Komponenten. Die Auswirkungen eines disaggregierten Datensatzes in der Stoffstrommodellierung werden in Kapitel 9 aufgezeigt.

Eine räumliche Disaggregation wird in der Literatur häufig mit **Downscaling** gleichgesetzt (VON STORCH et al. 2000 [197]). Dieses Herunterskalieren bedeutet, dass Verteilungen einerseits über eine Umlegung von integralen oder repräsentativen Werten z.B. durch eine Korrelation zu finden sind oder durch das triviale Zuweisen der so erhaltenen Werte zu einzelnen diskreten Elementen. Da bei einer Disaggregation ein Informationstransfer von Datenfeldern von größeren auf kleinere Flächen erfolgt, kann nicht der Begriff Regionalisierung verwendet werden, unter dem man im Allgemeinen die Untergliederung eines Raumes in kleinere Einheiten nach bekannten Merkmalen versteht (VON STORCH et al. 2000 [197]).

Bei der Disaggregation von RAUMIS-Daten ist man nicht auf besondere Techniken wie z.B. die Disaggregation über das Maximum Entropie-Verfahren (HOWITT

& REYNAUD 2003 [89]) oder ein Standortgüteverfahren (SCHUSTER et al. 2004 [175]) angewiesen. Der Vorteil liegt darin, dass RAUMIS die erforderlichen Daten direkt mitliefert und die lediglich in Abhängigkeit von Kreis und Fruchtart verortet werden müssen. Im Prinzip ist also eine Kombination von Tabelle 7.2 mit Abbildung 5.7 notwendig, um von der regionischen zur chorischen bzw. topischen Dimension zu gelangen (DUTTMANN et al. 2000 [56]). Während zuvor lediglich die mittleren Stickstoffbilanzüberschüsse der Kreise aus RAUMIS verwendet werden konnten, ist es über eine räumliche Disaggregation mit Hilfe von Fernerkundungsdaten möglich, fruchtartenspezifische Überschüsse auf Kreisebene einzusetzen (MONTZKA et al. 2006 [129]). Damit kann zusätzlich zur räumlichen Komponente eine zeitliche Disaggregation durchgeführt werden. Die Verbesserung der räumlichen und zeitlichen Information geht dabei mit einer Erhöhung der inhaltlichen Aussagekraft einher.

Da RAUMIS auf der Agrarfachstatistik Deutschlands aufsetzt, ist eine Angabe von Stickstoffbilanzüberschüssen auf Teilgebiete in Belgien und den Niederlanden nicht möglich. Weiterhin ist anzumerken, dass RAUMIS lediglich die Überschüsse für landwirtschaftliche Nutzflächen berechnet. Stickstoffbilanzsalde von Laub- und Nadelwäldern werden in der Stoffstrommodellierung mit einem pauschalen Wert von $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angegeben. Dies entspricht der mittleren atmosphärischen Deposition (WEINGARTEN et al. 1995 [215]), die in einem Waldstandort in Nordrhein-Westfalen, einer Region mit besonders hohen Einträgen, durchaus gerechtfertigt ist (GEHRMANN 2003 [73]). Denn während Messergebnisse zur Freilanddeposition in Nordrhein-Westfalen von einem Stoffeintrag von ca. $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ausgehen, kann die Bestandesdeposition bei $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ liegen (FLAIG & MOHR 1996 [66]). Dieser Wert basiert zu einem Großteil auf den Depositionsraten, die über die Kronentraufe verursacht werden (KAISER & GEBEL 2003 [93]). Eine Bilanzierung findet in der Regel nicht statt. Allerdings bestehen Unterschiede in den Depositionsraten von Laub- bzw. Nadelwäldern (KUNZE 1999 [113]), so dass eine pauschale Angabe für alle Waldtypen der Verschiedenheit eigentlich nicht gerecht wird.

Um zumindest den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes flächendeckend abbilden zu können, müssen die wenigen Hochmoorflächen ebenfalls bilanziert werden. Hochmoore sind extrem nährstoffarme Lebensräume, die ihre Nährstoffe überwiegend aus atmosphärischen Niederschlägen erhalten. Dadurch ist ihre Artenzusammensetzung besonders durch erhöhte Nährstoffkonzentrationen

gefährdet (FLAIG & MOHR 1996 [66]). Als Bilanzüberschuss kann die atmosphärische Deposition dienen, da keine Abfuhr eines Erntegutes vorgenommen wird. Untersuchungen von NICK et al. 2001 [136] zeigten für ein sich regenerierendes Hochmoor, dass 94 % des eingetragenen Stickstoffs im Torf akkumuliert wird. Auch hier variieren die Angaben zum Eintrag. Da Hochmoore im Untersuchungsgebiet ausschließlich in den Vennhöhen vorkommen, die eine relativ weite Strecke von Großanlagen der Stallviehhaltung entfernt sind, erscheinen die von NICK et al. 2001 [136] für das Emsland angegebenen $28 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ zu hoch. Mittlere Depositionsraten von $18,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die von KOERSELMANN & VERHOEVEN 1992 [101] für Standorte in den Niederlanden ermittelt wurden, liegen eher im Rahmen und werden in dieser Studie für die Stoffstrommodellierung übernommen. BÖHLMANN et al. 2002 [22] bestätigen Einträge dieser Größenordnung durch Untersuchungen an Moorflächen im Hochharz, sie geben eine Stickstofffracht von $17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Freiflächenniederschlag an.

WAKIDA & LERNER 2005 [209] beobachteten für urbane Flächen, auch unter solchen, die vollständig versiegelt sind, aus verschiedenen Quellen stammende gewässerrelevante Stickstoffausträge aus dem Boden. Sie ermittelten mittlere Einträge in den Boden von $21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die für die Untersuchungen in dieser Arbeit übernommen werden. Dabei werden allerdings sowohl diffuse als auch punktförmige Quellen berücksichtigt, die nicht ohne weiteres unabhängig voneinander betrachtet werden können. Beispiele für Punktquellen sind Aufschüttungen und Deponien, Mehrpunktquellen sind Sickergruben und undichte Abwasserkanäle und als diffuse Quellen gelten der Wohnungsbau (WAKIDA & LERNER 2006 [210]) und die atmosphärische Deposition. Städtischer Parkrasen o.ä. wird jedoch aufgrund der Klassifikation der Fernerkundungsdaten wie agrarwirtschaftlich genutztes Grünland behandelt. Aus diesem Grund werden auch im urbanen Raum systembedingt Stickstoffbilanzüberschüsse erwartet. Überschüsse von 26 bis $72 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Grünland) je nach Kreis erscheinen zwar relativ hoch, sind aber nach Untersuchungen von BACHMANN et al. 1992 [12], die Nitratausträge von 5 - $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ errechnet haben, durchaus haltbar (siehe Kapitel 9). Messungen von EISWIRTH & HÖLZL 1997 [59] im Einflussbereich defekter Abwasseranlagen ergaben sogar Ammoniumeinträge von $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und $33 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ weitere organische Stickstoffverbindungen, und zwar nach der Passage des Bodens.

Abbildung 7.4 zeigt zusammenfassend die anhand der Satellitenbildklassifikation abgeleiteten Stickstoffbilanzüberschüsse. Im Vergleich zu Abbildung 7.3 können

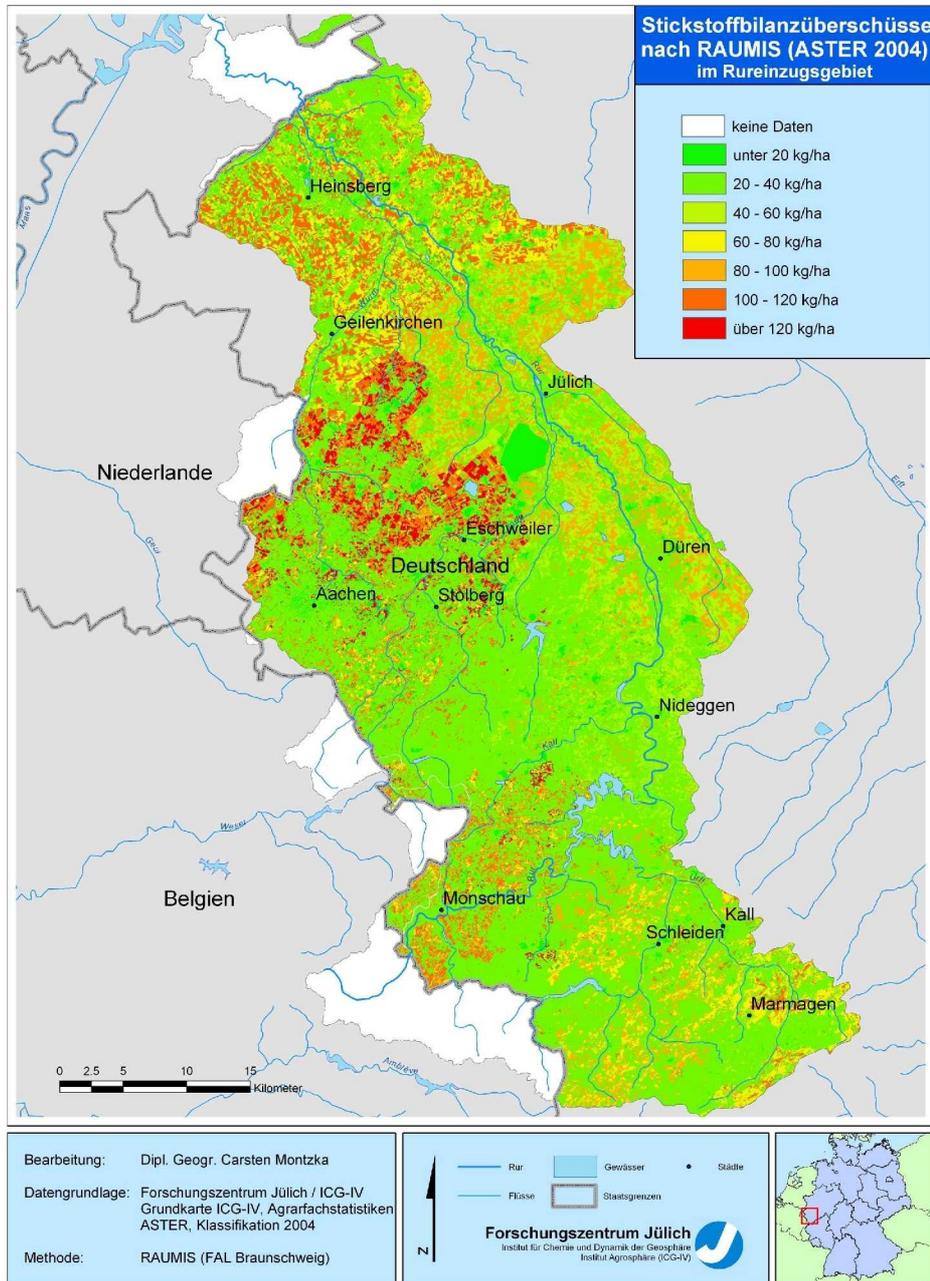


Abbildung 7.4.: Auf Fruchtarten disaggregierte Stickstoffbilanzüberschüsse (ASTER 2004) nach RAUMIS im Rureinzugsgebiet.

Nährstoffbilanzsalden nun räumlich und zeitlich differenzierter dargestellt werden. In Abbildung 7.5 werden die unterschiedlichen Informationsniveaus veranschaulicht. Ein ca. $5,5 \times 5,5 \text{ km}^2$ großer Ausschnitt südöstlich von Geilenkirchen ist hier zu erkennen, der Teile der Kreise Heinsberg, Düren und Aachen umfasst. Die Siedlungsgebiete sind in beiden Darstellungen an den geringen Stickstoffüberschüssen zu erkennen. Sie sind nach der Disaggregation auf Fernerkundungsdaten an der äußeren Form zwar noch gut zu erkennen, aber intern gibt es einige Unterschiede durch die Klassifikation von Grünland, auf das landwirtschaftliche Überschüsse übertragen werden. Wald ist hier so gut wie nicht anzutreffen, da es sich um sehr fruchtbaren und deshalb sehr intensiv genutzten Boden der Jülicher Börde handelt. Deshalb eignet sich diese Region, um die Differenzierung von Ackerland eingehender zu betrachten. Die homogene, flächenhafte Ausweisung der Nährstoffbilanzsalden über die CORINE- und DLM25-Kategorien weicht einer heterogenen, schlagbezogenen Verteilung mit einer Auflösung von 14,25 m, 15 m und 20 m.

Wie in Abbildung 7.5 aber auch gut zu erkennen ist, existieren im Disaggregationsergebnis auf Basis von CORINE sowie von Fernerkundungsdaten weiterhin Diskrepanzen an den Kreisgrenzen. Es handelt sich um Niveauunterschiede, die z.B. Felder mit der selben Ackerfrucht an der gemeinsamen Grenze der Kreise Aachen und Düren mit unterschiedlichen Stickstoffüberschüssen belegen. Eine solche Charakteristik wird durch die kreisbasierte Bilanzierung in RAUMIS erzeugt und ist als Differenz von Kreis zu Kreis dadurch zu begründen, dass Wirtschaftsdünger auf die Felder desjenigen Kreises umgelegt werden, in dem sie entstehen. So liegt der Stickstoffbilanzüberschuss für eine bestimmte Ackerfrucht in einem Kreis mit einem hohen Anteil an Tierhaltung höher als in einem Kreis mit einem geringeren Anteil. Die abrupte Niveauänderung ist damit systembedingt. Aktuell arbeitet die FAL daran, RAUMIS-Berechnungen auf Gemeindeebene zu überführen, wodurch sich die Niveauunterschiede relativieren würden.

In Tabelle 7.3 sind Mittelwerte und Standardabweichungen der Stickstoffbilanzsalden über das gesamte Untersuchungsgebiet auf Basis von verschiedenen Datensätzen aufgeführt. Die höheren Standardabweichungen der Disaggregation auf Fernerkundungsdaten resultieren aus der größeren regionalen Differenzierung. Deutlich zu erkennen sind die Unterschiede zwischen den Mittelwerten des CORINE- und DLM25-Datensatzes (ca. $45 - 47 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auf der einen und denen der selbst prozessierten Fernerkundungsdaten (ca. $47 - 55 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auf

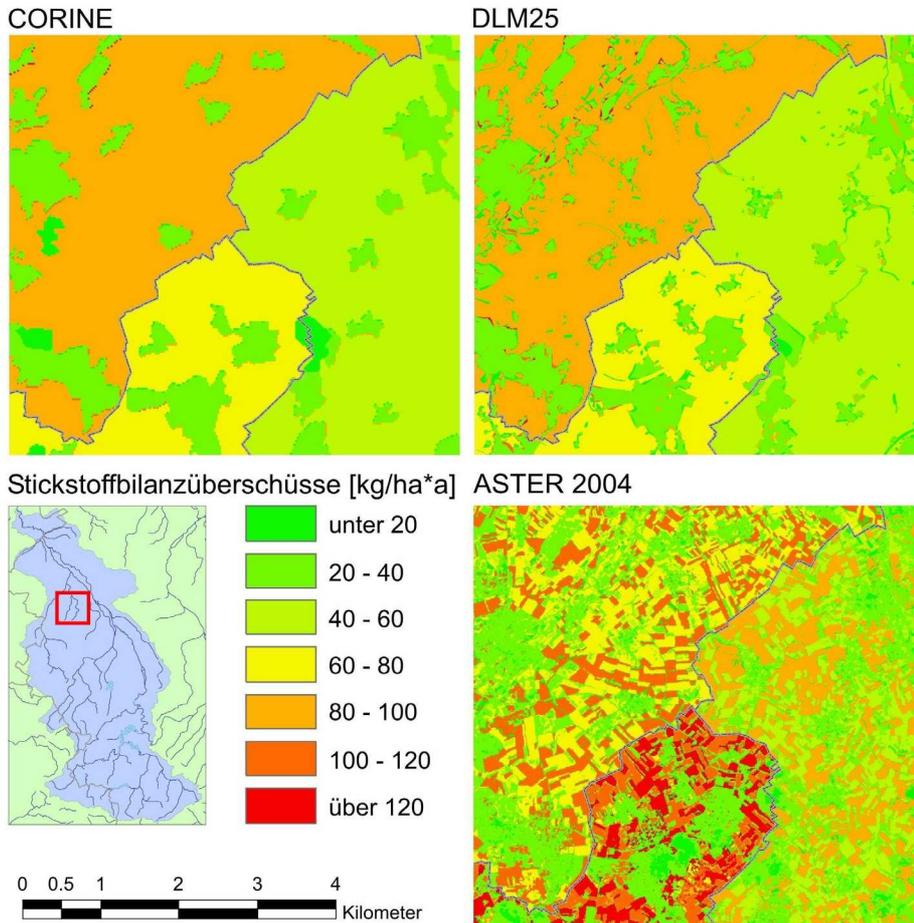


Abbildung 7.5.: Detailansicht der Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS übertragen auf CORINE, DLM25 bzw. disaggregiert auf ASTER 2004.

der anderen Seite.

Der leichte Unterschied in den Überschussniveaus bei Disaggregationen auf die verschiedenen Datensätze ist dadurch zu begründen, dass mit Satellitenbilddaten nur die im Rureinzugsgebiet vorkommenden Hauptackerkulturen erfasst werden konnten. Im RAUMIS dagegen werden intern mehr Ackerfrüchte unterschieden. Darüber hinaus wird eine Unterscheidung in Wiese und Weide vorgenommen, die mit Fernerkundungsdaten nicht eindeutig nachzuvollziehen ist. Außerdem fallen Betriebe mit einer landwirtschaftlichen Fläche von weniger als 2 ha und mit weniger als bestimmte Tierbestandsmindestgrößen ausgestattete Betriebe aus der Bodennutzungshaupterhebung heraus (ERHARD et al. 2002 [61]). Da RAUMIS

Datensatz	Mittelwert [kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]	Standardabweichung [kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]
CORINE 2000	46,68	21,61
DLM25	44,67	23,17
SPOT 2000	55,12	34,36
LANDSAT 2001	51,93	31,17
SPOT 2002	50,96	32,13
SPOT 2003	47,57	30,59
ASTER 2004	48,78	32,29

Tabelle 7.3.: Mittelwerte und Standardabweichungen landwirtschaftlicher Stickstoffbilanzsalden im deutschen Teil des Rureinzugsgebietes.

auf dieser Statistik beruht, ist dessen landwirtschaftlich genutzter Anteil geringer als derjenige, der mit Satellitenaufnahmen erfasst werden kann. Die Unterschiede zwischen den Disaggregationen auf Fernerkundungsdaten hängen in erster Linie mit der landwirtschaftlichen Rotation zusammen, die leicht unterschiedliche Anteile der Kulturen im Rureinzugsgebiet zu Grunde legt. Allein durch diese leichten Differenzen sind geringe Abweichungen in den Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser zu erwarten.

8. Wasserhaushaltsmodellierung

In der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (BUNDESREGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2002 [38]) hat sich das landwirtschaftliche Stickstoffbilanzsaldo zwar als Nachhaltigkeitsindikator durchgesetzt, die damit verbundenen Aussagemöglichkeiten zur potenziellen Nitratbelastung von Böden und Grundwässern sind allerdings stark eingeschränkt. Aufgrund differenzierter natürlicher Standortfaktoren, die einen erheblichen Einfluss auf die tatsächliche Nitratauswaschung haben, besteht nur ein begrenzter Zusammenhang zwischen Stickstoffbilanzsaldo und der Gefährdung von Grund- und Oberflächengewässern. Daher stellt der Stickstoffbilanzsaldo grundsätzlich nur einen Risikofaktor dar. Um die tatsächliche Belastung von Boden und Grundwasser besser einschätzen zu können, ist die Betrachtung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser notwendig, welche der wichtigste Parameter neben dem Herbst-Nmin-Wert im Boden darstellt (REITER 2003 [157]).

Die untere Systemgrenze von RAUMIS fällt mit der Bodenoberfläche zusammen (MÖLLER et al. 2003 [128]), genau hier setzt das hydrologische Modell GROWA an. Da der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer immer an die Komponenten des Abflusses gebunden ist, konzentriert sich GROWA in erster Linie auf die Simulation der **austragsrelevanten Abflusskomponenten**. Das in der Programmiersprache Java umgesetzte Modell GROWA analysiert somit die hydrologischen Rahmenbedingungen und trennt den vom Niederschlag herrührenden Wassereintrag in die unter Kapitel 2.2 erwähnten Kompartimente auf (KUNKEL & WENDLAND 2002 [109]). Konzeptionell soll eine genaue Betrachtung des Landschaftswasserhaushalts im Untersuchungsgebiet die Basis für eine Analyse des reaktiven Nitrattransports im Boden im Modell DENUZ darstellen.

Ziel ist es zunächst zu analysieren, inwiefern die Verwendung von Fernerkundungsdaten die Ergebnisse des Modells GROWA beeinflussen und welche Verbesserungsmöglichkeiten sich daraus ergeben. Dies soll zum einen durch die Substitution der Eingabedaten Landnutzung, Versiegelung und potenzielle Eva-

potranspiration erreicht werden, zum anderen über eine Erweiterung des Modells GROWA selbst.

8.1. Das Wasserhaushaltsmodell GROWA

Im Kapitel 2.2 wurden bereits allgemeine Angaben zur Ermittlung der verschiedenen Abflusskomponenten angeführt. Hier werden nun darauf aufbauend einzelne Module des Wasserhaushaltsmodells GROWA zur Berechnung der realen Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe und Grundwasserneubildungsrate betrachtet. GROWA wird aktuell mit einer zeitlichen Auflösung von einem Jahr betrieben (KUNKEL & WENDLAND 2002 [109]). Da bei jährlicher Betrachtungsweise die Vorratsänderung in Gleichung 2.7 vernachlässigbar ist, kommt es neben der Jahresniederschlagshöhe besonders auf die **reale Verdunstungshöhe** (ET_{real}) an. Diese Wassermenge wird also nicht in das im Fokus stehende System Boden - Grundwasser eingeführt. Nach RENGER & WESSOLEK 1996 [159] wird sie wie folgt berechnet:

$$ET_{real} = a \cdot P_{So} + b \cdot P_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \quad (8.1)$$

mit	ET_{real}	=	mittlere jährliche Höhe der realen Evapotranspiration (mm/a)
	P_{So}	=	Niederschlagshöhe im hydrol. Sommerhalbjahr (mm/a)
	P_{Wi}	=	Niederschlagshöhe im hydrol. Winterhalbjahr (mm/a)
	W_{pfl}	=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge (mm)
	ET_{pot}	=	mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration (mm/a)
	a, \dots, e	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten (vgl. Tabelle 8.1)

Die Aufteilung in Sommer- (P_{So} , Mai bis Oktober) und Winterniederschläge (P_{Wi} , November bis April) erfolgt wegen der genaueren Regression empirisch ermittelter Daten mit der Evapotranspiration nach HAUDE (ET_{pot}) und gibt außerdem die natürlichen klimatischen Gegebenheiten detaillierter wieder (RENGER & WESSOLEK 1996 [159]). Da Niederschlags- und Klimastationen lediglich punktuelle Messungen liefern können, müssen diese zunächst in die Fläche interpoliert werden. Da außerdem ein Zusammenhang zwischen den Messwerten und der Geländehöhe existiert (Niederschlag: $R^2 \geq 0,68$; ET_{pot} : $R^2 \geq 0,82$), wird eine reliefabhängige Interpolation mit dem Inverse Distance Weighting Verfahren (IDW) durchgeführt. Bei der Berechnung der pflanzenverfügbaren Bodenwas-

Landnutzung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>
Ackerland	0,390	0,080	153	0,12	-109,0
Grünland	0,480	0,100	286	0,10	-330,0
Nadelwald	0,330	0,290	166	0,19	-127,0
Laubwald	0,047	0,0470	0	0,02	430,1
vegetationslose Fläche	0,074	0,074	0	0,00	59,2

Tabelle 8.1.: *Empirisch aus Regressionen ermittelte Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung (DVWK 1996 [49], BOGENA et al. 2003 [29]).*

sermenge (W_{pfl}) ist darauf zu achten, dass zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes der kapillare Aufstieg berücksichtigt werden muss. Aus der angesprochenen Regressionsgleichung nach HAUDE entstammen zusätzlich die Regressionskonstanten in Tabelle 8.1 für die Landnutzungen Ackerland, Grünland und Nadelwald, RINGER & STREBEL 1980 [158] lieferten die Konstanten für Laubwald und PROKSCH 1990 [146] ergänzte für vegetationslose Flächen. Da die Food and Agriculture Organization (FAO) der Vereinten Nationen jedoch als alleinigen und international einheitlichen Standard die Gras-Referenzverdunstung auf Basis der Penman-Monteith-Beziehung empfiehlt (ALLEN et al. 1998 [4]), muss die Regressionskonstante d in Gleichung 8.1 bzw. Tabelle 8.1 angepasst werden. Nach WENDLING 1995 [219] besteht folgender Zusammenhang, der für die Umrechnung in den internationalen Standard ausgenutzt wird:

$$d_{Haude} = 0,926 \cdot d_{Wendling} \quad (8.2)$$

In der Grundversion von GROWA wird die räumliche Zuordnung zu einer Landnutzung über die **Bodenbedeckungsdaten der CORINE-Systematik** ermittelt. Hier liegt das besondere Verbesserungspotenzial der Eingangsdaten bei Verwendung von Informationen aus der Fernerkundung. Insbesondere bei Ackerland ergeben sich thematische Anknüpfungspunkte, an denen die identifizierten Kulturarten zu einer pflanzenspezifischen Evapotranspirationsberechnung gegenüber der bisher verwendeten Gras-Referenzverdunstung beitragen können (Kapitel 8.2.3).

Die Berechnungsmethodik zur Evapotranspiration nach RINGER & WESSOLEK 1996 [159] gilt allerdings nur für ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte. Möchte man heterogenere Untersuchungsgebiete modellieren, müssen Modifikationen vorgenommen werden. Die erste Verallgemeinerung betrifft **reliefiertes Gelände**, das durch den Korrekturfaktor f_h für die Verdunstungs-

berechnung erschlossen wird:

$$ET_{realRelief} = f_h(\alpha, \phi) \cdot ET_{real} \quad (8.3)$$

In das Ergebnis $ET_{realRelief}$ geht also die mittlere Hangneigung ϕ [°] ebenso ein wie die Hangexposition gegenüber Nord α [°]. Aus diesem Grunde wird indirekt ein digitales Höhenmodell benötigt, um die höhere Verdunstung an südexponierten Hängen gegenüber nordexponierten Hängen simulieren zu können. KUNKEL & WENDLAND 1998 [108] verwenden daraus zur Korrektur jedes Rasterwertes die Gleichung:

$$f_h(\alpha, \phi) = \phi [1,605 \cdot 10^{-2} \cdot \sin(\alpha - 90) - 2,5 \cdot 10^{-4}] + 1 \quad (8.4)$$

Eine weitere Modifikation stellt die Einbeziehung **grundwassernaher Standorte** dar. Flächen mit einem Grundwasserspiegel weniger als 40 cm unter der Geländeoberkante gelten hier als grundwassernah. Da durch den kapillaren Aufstieg ständig Wasser an die Bodenoberfläche nachgeliefert wird, würde die reale Evapotranspiration dort unterschätzt werden. Da auch hier die Referenzverdunstung für eine Grasfläche die Bezugsebene bildet, kann weiterhin die tatsächlich erreichbare Verdunstungshöhe je nach Landnutzung erheblich abweichen. Aus diesem Grund wird die maximale Verdunstung ET_{max} als weitere Größe eingeführt, die annähernd mit der realen Verdunstungshöhe von Lysimetern $ET_{realLysimeter}$ gleichgesetzt werden kann:

$$f = \frac{ET_{max}}{ET_{pot}} \approx \frac{ET_{realLysimeter}}{ET_{pot}} \iff ET_{max} = f \cdot ET_{pot} \quad (8.5)$$

Für die wichtigsten Landnutzungsformen wurde der Parameter f zur genauen Ableitung von ET_{max} aus ET_{pot} empirisch ermittelt. Für genauere Informationen zur Berechnung von f in Abhängigkeit von der Landnutzung sei auf BOGENA et al. 2003 [29] oder GLUGLA et al. 2003 [75] verwiesen.

Die dritte Erweiterung von Gleichung 8.1 berücksichtigt den **Versiegelungsgrad** G urbaner Regionen:

$$ET_{realurban} = ET_{real} - f_v \cdot G \quad (8.6)$$

Aufgrund der Heterogenität von Siedlungsflächen muss zusätzlich der Korrekturfaktor f_v eingeführt werden, der anhand von empirischen Untersuchungen auf

3,44 festgelegt wurde (nähere Angaben in BOGENA et al. 2003 [29] und TETZLAFF et al. 2004 [200]).

Oberflächenabfluss Q_O tritt im Allgemeinen nur bei Starkregenereignissen und reliefiertem Gelände auf. Deshalb wird diese Größe bei hydrologischen Fragestellungen in der Regel mit zeitlich hochaufgelösten Modellen ermittelt. Bei der hier erfolgten jährlichen Betrachtungsweise ist eine ereignisbezogene Berechnung des Oberflächenabflusses jedoch nicht möglich. Aus diesem Grund wird beim Wasserhaushaltsmodell GROWA der Direktabfluss Q_D berechnet, der die Summe des Oberflächenabflusses und des Zwischenabflusses (Interflow) ausmacht. Um aber später die Nitratkonzentration im Sickerwasser, das sich aus Interflow und Grundwasserneubildung GW_{neu} zusammensetzt, berechnen zu können, wird der Oberflächenabfluss mit einem Ansatz des US SOIL CONSERVATION SERVICE 1972 [206] verwendet. Der Oberflächenabfluss wird darin als von der jährlichen Niederschlagshöhe P_{Jahr} abhängiger Anteil der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt:

$$Q_O = Q_{gesamt} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (500 - P_{Jahr})^{1,65} \quad (8.7)$$

Die Grundwasserneubildung wird nach DÖRHÖFER & JASOPAIT 1980 [55] aus Niederschlag P , Verdunstung ET_{real} und Direktabfluss Q_D ermittelt:

$$GW_{neu} = P - ET_{real} - Q_D \quad (8.8)$$

Um den Gesamtabfluss Q_{gesamt} in Direktabfluss und den für die Grundwasserneubildung zuständigen Basisabfluss aufzuteilen, werden **Baseflow Indices (BFI)** erstellt:

$$GW_{neu} = BFI \cdot Q_{gesamt} \quad (8.9)$$

Der *BFI* ist von den Standortbedingungen abhängig (Abbildung 8.1). Er analysiert den geologischen Untergrund auf verschiedene Eigenschaften: besteht er aus Locker- oder Festgestein, ist er vom Grundwasser oder Staunässe beeinflusst und wie stark ist die Hangneigung ausgeprägt. Zusätzlich wird ermittelt, ob der natürliche Untergrund anthropogen überprägt ist, d.h. ob eine künstliche Entwässerung besteht, der Boden urban versiegelt ist oder nicht. Das Ergebnis gibt für jede Rasterzelle den BFI-Wert als Standortparameter zur Grundwasserneubildung an. Dabei wird in Lockergesteinsbereichen das Verfahren nach WUNDT angewendet, während in Gebieten mit Festgestein eine daraus abge-

leitete Methodik nach KILLE Verwendung findet (BOGENA et al. 2003 [29]). Als Nebenprodukt wird unter Berücksichtigung von Gleichung 8.8 der Direktabfluss ausgegeben.

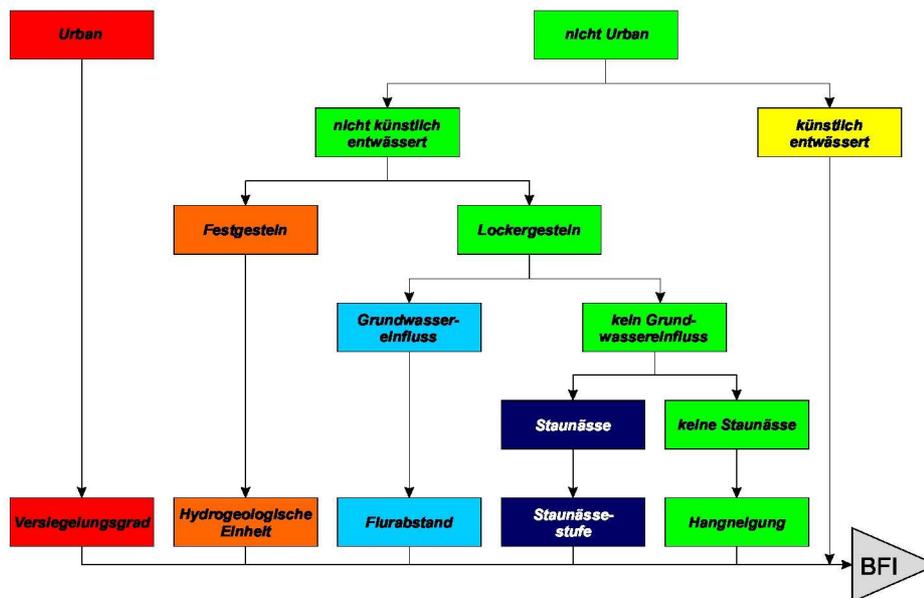


Abbildung 8.1.: Hierarchische Zuweisung abflussrelevanter Gebietsmerkmale im GROWA-Modell (BOGENA et al. 2003 [29]).

Durch die Separierung des Wassereintrages über den Niederschlag in die Austragspfade werden die **dominanten Abflusskomponenten** ermittelt. Dies ist für die weitere Betrachtung der Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft existenziell. Als Maß wird hierfür das Verhältnis von Grundwasserneubildungshöhe zu Direktabfluss, das **GD-Verhältnis**, herangezogen. Ist der Wert größer als eins, so überwiegt die Grundwasserneubildung und die Nährstoffe werden unter Umständen erst nach Jahrzehnten mit den Grundwasserabflüssen in die Oberflächengewässer transportiert. Während dieser Zeit sind sie Abbauprozessen unterworfen. In Regionen, in denen der Direktabfluss dominiert, werden Nährstoffe dagegen innerhalb weniger Wochen in die Vorfluter transportiert, ohne dass nennenswerte Retentions- und Abbauprozesse stattfinden können.

Da Fernerkundungsdaten hauptsächlich Informationen über die Erdoberfläche liefern können, wird besonderer Augenmerk auf die Berechnung der Gesamtabflüsse auf Basis einer Bilanzierung mit der realen Evapotranspiration gelegt. Daraus wird im Anschluss die Sickerwasserrate berechnet. Die Separierung in

Direktabfluss und Grundwasserneubildung wird dagegen maßgeblich vom geologischen Untergrund beeinflusst. Diese Datensätze werden also nur indirekt von der Assimilation von Fernerkundungsdaten profitieren und treten daher in ihrer Bedeutung in dieser Arbeit zurück.

8.2. Substitution der Eingabeparameter durch Fernerkundungsdaten und GROWA-Modellerweiterung

Ob GROWA-Ergebnisse durch den Einsatz von Fernerkundungsdaten verändert werden und welcher Art diese Veränderungen sind, ist Bestandteil der folgenden Analysen. Die Qualität der Ergebnisse soll anhand von Messwerten überprüft werden.

Die Datengrundlagen für die Standardberechnung der Wasserhaushaltskomponenten mesoskaliger Gebiete in GROWA sind in Tabelle 8.2 zusammengefasst. Die Sommer- und Winterniederschläge werden wie bereits erwähnt aus Tageswerten höhenkorreliert interpoliert. Die potenzielle Evapotranspiration wird ähnlich auf Basis von Tageswerten interpoliert, nur wird diese aus Tageswerten der Lufttemperatur, relative Feuchte, Windstärke und Sonnenscheindauer berechnet. Die Daten zur Bodenphysik werden dem Informationssystem Bodenkarte 1:50000 des Geologischen Dienstes Nordrhein-Westfalen entnommen.

Die Qualität der Eingabedaten ist für die Wasserhaushaltsmodellierung von entscheidender Bedeutung. Allein eine Erhöhung der räumlichen Auflösung kann Modellergebnisse entscheidend verbessern (DI LUZIO et al. 2005 [53]). Da CO-RINE 2000 für andere Zwecke als für hydrologische Studien entwickelt worden ist und die Klassifikation von Landbedeckungen nicht aufgrund von hydrologischen Gemeinsamkeiten erfolgt ist (SU 2000 [198]), liefern hydrologische Simulationen nur eingeschränkt plausible Ergebnisse. Die selbe Argumentation kann auch auf das DLM25 übertragen werden. Deshalb werden Parameter eigens für den Anspruch der hydrologischen Modellierung aus Fernerkundungsdaten gewonnen, womit neben der räumlichen Komponente das zeitliche und inhaltliche Auflösungsvermögen erhöht wird.

Auf diese Weise wird ein Teil der intern standardmäßig verwendeten Daten von aus Satellitenaufnahmen abgeleiteten Parametern ersetzt, die prinzipiell oberir-

Themengebiet	Datengrundlage	Maßstab	Quelle
Basisdaten	Einzugsgebietsgrenzen	15 m	BKG
Klimadaten	Sommerniederschlag (Mai - Oktober)	Punkt	DWD
	Winterniederschlag (November - April)	Punkt	DWD
	Potenzielle Evapotranspiration	Punkt	DWD
Bodendaten	effektive Durchwurzelungstiefe	1:50000	GD NRW
	nutzbare Feldkapazität	1:50000	GD NRW
	kapillare Aufstiegshöhe	1:50000	GD NRW
	Grund- bzw. Stauwassereinfluss	1:50000	GD NRW
	Wasserdurchlässigkeitsbeiwert	1:50000	GD NRW
Landnutzung	CORINE 2000	1:100000	Stat. BA
Versiegelungsgrad	CORINE 2000	1:100000	Stat. BA
Hydrogeologie	Gesteinseinheiten	1:100000	GD NRW
Topographie	Digitales Geländemodell	25 m	LVERMA
	Exposition	25 m	LVERMA
	Hangneigung	25 m	LVERMA
Pegeldaten	Mittlerer Abfluss	Punkt	STUA, LUA
	mittl. Niedrigwasserdurchfluss	Punkt	STUA, LUA

Tabelle 8.2.: *Datengrundlagen für die Standardberechnung in Gebieten unter ca. 10000 km² mit GROWA.*

disch zu erkennen sind. So sollen auf Basis von Landnutzung, Versiegelung und fruchtartenspezifischen Verdunstungsfaktoren Modellergebnisse in räumlicher, thematischer und zeitlicher Hinsicht näher an die Realität herangeführt werden. Wichtig zu erwähnen ist hierbei, dass die einzelnen jährlichen Datensätze untereinander konsistent sind, d.h. dass z.B. eine versiegelte Fläche nur auf Siedlungs- und Industrieflächen auftreten kann oder dass ein an eine Fruchtart angepasster Verdunstungswert nur auf einer Ackerfläche vorkommen kann.

In den folgenden Kapiteln werden zunächst die Art und Weise der Substitution erläutert, die GROWA-Modellerweiterung beschrieben, die Modellanwendung mit den neuen Datensätzen durchgeführt und schließlich die Unterschiede der Modellrechnungen von CORINE 2000 und DLM25 auf der einen und Fernerkundungsdaten auf der anderen Seite analysiert und beurteilt.

8.2.1. Landnutzung

Die erste Substitution betrifft die Landnutzung im Rureinzugsgebiet. Die Klassifikationsergebnisse der Sensoren ASTER, SPOT und LANDSAT für die Jahre 2000 bis 2004 ersetzen nun das CORINE-Produkt. Alternativ wird als öffentlich verfügbare Landnutzungskarte zusätzlich eine Modellierung mit dem DLM25

durchgeführt. Da die Datensätze schon in Kapitel 5.5 gegenübergestellt wurden, werden an dieser Stelle nur kurz die wesentlichen Unterschiede zusammengetragen:

- Höhere räumliche Auflösung der selbst prozessierten Fernerkundungsdaten von 14,25 m - 20 m gegenüber CORINE in 1:100000 (mit Elementen > 25 ha bzw. > 100 m) und auch gegenüber dem DLM25 in 1:25000.
- Thematische Vereinheitlichung der hier bearbeiteten Satellitenbilddaten aufgrund von oberirdisch sichtbaren und hydrologisch relevanten Merkmalen.
- Eine für die Bedürfnisse der verwendeten Modelle eindeutige Identifikation der Landnutzung ist durch die individuell abgeleiteten Fernerkundungsdaten gegeben, d.h. es gibt keine Mischklassen wie bei CORINE 2000 und DLM25.
- Die zeitliche Dimension ist bei der eigenen Bearbeitung von Fernerkundungsdaten in Abhängigkeit von verfügbaren Szenen variabler als bei offiziell erscheinenden Produkten, Landnutzungsänderungen können direkter nachvollzogen werden.

8.2.2. Versiegelungsgrad

Wasserundurchlässige Oberflächen nehmen auf diverse Weise Einfluss auf den Wasserhaushalt. Über eine Übertragung von Versiegelungsgraden auf CORINE-Klassen nach Angaben des DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 2002 [50]) konnte diesem Umstand in der Modellierung annähernd Rechnung getragen werden. Die klassenbezogenen Versiegelungsgrade sind ordinalskaliert und sehr flächenhaft angelegt.

Um auch Auswirkungen kleinräumiger Variationen des Versiegelungsgrades in der Modellierung abbilden zu können, wird eine zweite Substitution eines Eingabeparameters von GROWA durchgeführt. Die Versiegelung aus CORINE 2000 wird durch die aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten Versiegelungsgrade (Kapitel 6) ersetzt. Die auf den NDVI übertragenen Versiegelungsgrade sind rationalskaliert und besitzen eine höhere räumliche Auflösung (14,25 m - 20 m). Damit soll zunächst eine genauere Verdunstungsberechnung urbaner Gebiete erfolgen

und anschließend eine genauere Separation des Direktabflusses. Änderungen im GROWA sind an dieser Stelle nicht notwendig.

8.2.3. Fruchtartenspezifische Verdunstungsfaktoren

Wie in Kapitel 8.1 bereits angesprochen wurde, wird bei der Berechnung der potenziellen Evapotranspiration von Ackerflächen in GROWA ausschließlich die Gras-Referenzverdunstung berücksichtigt und modellintern über landnutzungsabhängige Transferfunktionen den CORINE-Klassen angepasst. So wird über eine Berechnungsvorschrift des DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 2002 [50]) der homogenen Klasse *Ackerland* lediglich ein neuer Verdunstungswert zugewiesen. Bei der Gras-Referenzverdunstung handelt es sich um einen standardisierten Verdunstungswert, der für eine das ganze Jahr über mit 12 cm hohem Gras bewachsene Fläche gilt. Weiterhin muss ein bestimmter aerodynamischer Verdunstungswiderstand gegeben sein (70 s/m), es darf kein Trockenstress für die Pflanzen bestehen und es wird eine einheitliche Albedo (0,23) festgelegt (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 2002 [50]).

Bei der Verwendung von CORINE als Bodenbedeckungsinformation wird die ET_{pot} der vorhandenen Kategorien wie z.B. Grünland, Ackerland, Nadelwald, Laubwald, Siedlung etc. über den Landnutzungskoeffizienten f in die ET_{max} überführt. Ackerland wird mangels weiterführender Informationen zur Kulturart nur einheitlich betrachtet, eine Unterscheidung der einzelnen Parzellen findet nicht statt.

Diese Unterscheidung können aber die klassifzierten Fernerkundungsdaten (Kapitel 5) liefern. Deren Einteilung in Weizen, Zuckerrüben, Gerste, Kartoffeln und Mais macht die Anwendung von fruchtartenspezifischen Verdunstungskoeffizienten erst möglich. Dies ist besonders vor dem Hintergrund von Bedeutung, dass die Verdunstung der Landoberfläche als einer der hydrologischen Elementarprozesse und damit als bestimmendes Glied des Wasserhaushalts gilt. Somit ist die genaue Betrachtung der räumlichen Variabilität für die verschiedensten hydrologischen Fragestellungen relevant (MAUSER & SCHÄDLICH 1998 [123]). Nach Meinung u.a. von SAMBALE & PESCHKE 2000 [164] ist es in diesem Kontext sehr wichtig, detailliertere Daten zur Landnutzung einzusetzen. An dieser Stelle soll untersucht werden, ob durch die flächendeckende Erfassung der Kulturart-

ten mit Fernerkundungsdaten eine Erweiterung des Modells GROWA vorgenommen werden kann. In weiterführenden Studien könnten Fernerkundungsdaten die für gekoppelte Pflanzenwachstumsmodelle benötigten Vegetationsindizes liefern und eine genauere Analyse von Evaporation und Transpiration gewährleisten (VERECKEN et al. 2004 [207]).

Die fruchtartenspezifische potenzielle Verdunstung ET_c wird in dieser Studie konform zur FAO-Vorgabe (ALLEN et al. 1998 [4]) aus der potenziellen Evapotranspiration der Standardgrasfläche ermittelt:

$$ET_c = k_c \cdot ET_{pot} \quad (8.10)$$

Im kulturartenspezifischen Koeffizienten k_c sind damit sowohl die Transpiration der Pflanze als auch die Evaporation des Bodens berücksichtigt. Außerdem sind sie unabhängig von der Berechnungsmethode von ET_{pot} . Je nach der Größe von k_c kann demnach die potenzielle Gras-Referenzverdunstung von der potenziellen Evapotranspiration von Pflanzenbeständen sowohl unter- als auch überschritten werden. Pflanzenbestände mit einer größeren Wuchshöhe oder mit einem größeren Blattflächenindex verdunsten bei ausreichender Wasserversorgung mehr, ein vegetationsloser Ackerboden dagegen weniger als die standardisierte, grasbewachsene Fläche. Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wurden mit empirischen Analysen von Lysimeterdaten allgemeingültige monatliche Korrekturwerte bestimmt, die in Tabelle 8.3 aufgelistet sind (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 2002 [50], DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 1996 [49] bzw. ERNSTBERGER 1987 [62]). In Abhängigkeit von der phänologischen Entwicklung ändert sich k_c im Verlauf eines Jahres. Am Beispiel des Weizens soll dies verdeutlicht werden: Im März liegt der entsprechende Verdunstungskoeffizient bei einem initialen Pflanzenwachstum bei 0,9, das bedeutet, dass ET_c 90 % der ET_{pot} beträgt. Durch die weitere Pflanzenentwicklung steigt dieser Wert bis zu 1,35 im Juni an, d.h. ET_c übertrifft wegen einer größeren Masse an grünen Pflanzenbestandteilen und damit einhergehender Transpiration, Verdunstungswiderstände etc. ET_{pot} . Wegen einer Reduzierung der grünen Pflanzenmasse und geringerer Transpiration während der Gelbreife sinkt k_c bis zum August auf 1 ab. Die Wintermonate nach der Ernte meist im September bis zum Februar sind charakterisiert durch geringe Koeffizienten von

durchschnittlich 0,65 unter der Annahme vegetationsloser bis spärlich bewachsener Ackerböden. Da hier die Evaporation des Bodens die Transpiration der Pflanzen überwiegt oder Schwarzbrachen bzw. Zwischenfrüchte die Daten stark beeinflussen ist dieser Wert sehr ungenau. Darüber hinaus handelt es sich bei den Daten um langjährige Mittelwerte, die der Bestandsentwicklung im Einzeljahr nur bedingt gerecht werden. Zur genaueren Ermittlung der pflanzenspezifischen Verdunstungskoeffizienten in weiterführenden Studien wird eine Berechnung über einen Vegetationsindex vorgeschlagen, der wiederum mit Hilfe von Fernerkundungsdaten abgeleitet werden könnte (z.B. RAY & DADHWAL 2001 [154], CHEN et al. 2005 [43]). Davon ausgehend ergibt sich über ein gesamtes Jahr gemittelt für Weizen ein Bestandeskoeffizient von 0,88.

Bestand	M	A	M	J	J	A	S	O	N - F	Ges
WZ	0,90	0,95	1,15	1,35	1,30	1,00	0,65	0,65	0,65	0,88
GT	0,65	0,75	1,30	1,40	1,30	0,65	0,65	0,65	0,65	0,83
ZR	0,65	0,50	0,75	1,10	1,30	1,25	1,10	0,85	0,65	0,84
KT	0,65	0,50	0,90	1,10	1,40	1,20	0,90	0,65	0,65	0,83
MS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,82
Weide	1,00	1,00	1,05	1,10	1,10	1,05	1,05	1,00	1,00	1,03

Tabelle 8.3.: *Monatliche Verdunstungskoeffizienten (März - Februar) der Kulturarten im Vergleich zur Gras-Referenzverdunstung nach Daten aus DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 1996 [49] bzw. ERNSTBERGER 1987 [62] für Mais*

Die mittleren Jahreskoeffizienten für die Hauptfruchtarten liegen um 12 % bis 18 % niedriger als die Grasreferenzverdunstung. Für die Modellierung der Wasserhaushaltskomponenten mit klassifizierten Satellitenbildern würde dies einen höheren Gesamtabfluss und damit einen höheren Direktabfluss bzw. eine höhere Sickerwasserrate als bei der Modellierung mit CORINE bedeuten. Zum Vergleich sind zusätzlich die Korrekturkoeffizienten von Mähweide angegeben, die ungefähr mit denen der Referenz zusammenfallen. Überträgt man k_c auf die Fläche, so bilden sich die einzelnen Parzellen wie in Abbildung 8.2 heraus. Für nichtagrarische Landnutzungen gilt weiterhin $k_c = 1$.

Mit Hilfe von Gleichung 8.10 wird durch Multiplikation der Koeffizienten k_c mit der potenziellen Verdunstung ET_{pot} die potenzielle Evapotranspiration der unterschiedlichen Pflanzenbestände ET_c ermittelt. Im Anschluss wird auf Basis der Jahreskoeffizienten die reale Verdunstungshöhe ET_{real} durch Austausch der Grasreferenzverdunstung ET_{pot} in Gleichung 8.1 durch die kulturartenspezifische

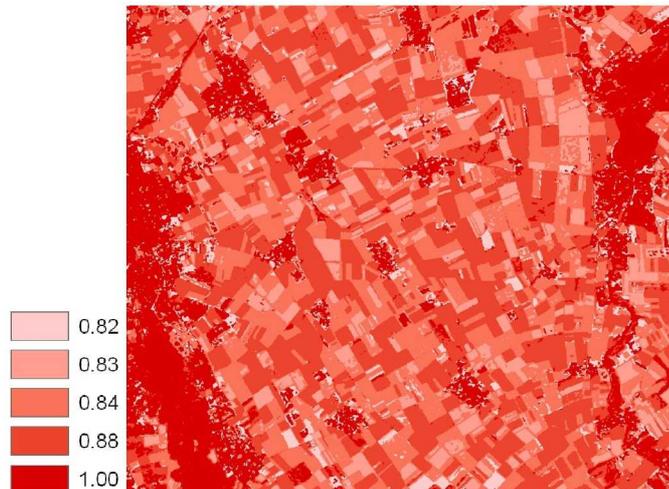


Abbildung 8.2.: Kulturartenspezifische Korrekturkoeffizienten k_c der Verdunstung im Jahr 2001.

Evapotranspiration unter Standardbedingungen ET_c ermittelt. Dabei ist die Konsistenz der Eingangsdaten gewährleistet, d.h. dass für jedes Modellpixel eine Landnutzungsart und die dazugehörigen Versiegelungs- und Verdunstungswerte vorliegen.

8.2.4. Kalibrierung und Erweiterung von GROWA durch Aktualisierung von Landnutzungskoeffizienten

Nach DVWK 1996 [49] sind die von der Bodenbedeckung abhängigen Koeffizienten a, \dots, e in Gleichung 8.1 ausschließlich für die Bedingungen in Norddeutschland gültig. Außerdem sollten diese anhand von Messungen im Gelände kalibriert werden. Dies ist bisher nicht geschehen und wird nun in zweierlei Hinsicht notwendig: Einerseits muss die spezielle Beschaffenheit des Rureinzugsgebietes in den Jahren 2000 - 2004 berücksichtigt werden, wodurch die diese Verhältnisse beschreibenden Koeffizienten angepasst werden müssen. Andererseits wird durch die Substitution der potenziellen Evapotranspiration durch die potenzielle pflanzenspezifische Evapotranspiration die mathematische Beziehung zur realen Evapotranspiration auf Ackerflächen verändert. Dies ist ein weiterer Grund zur Modifikation der Bodenbedeckungskoeffizienten.

In vorherigen Studien wurde der Zusammenhang in Gleichung 2.7 bei Nichtberücksichtigung des Speichers zur Validierung herangezogen (BOGENA et al.

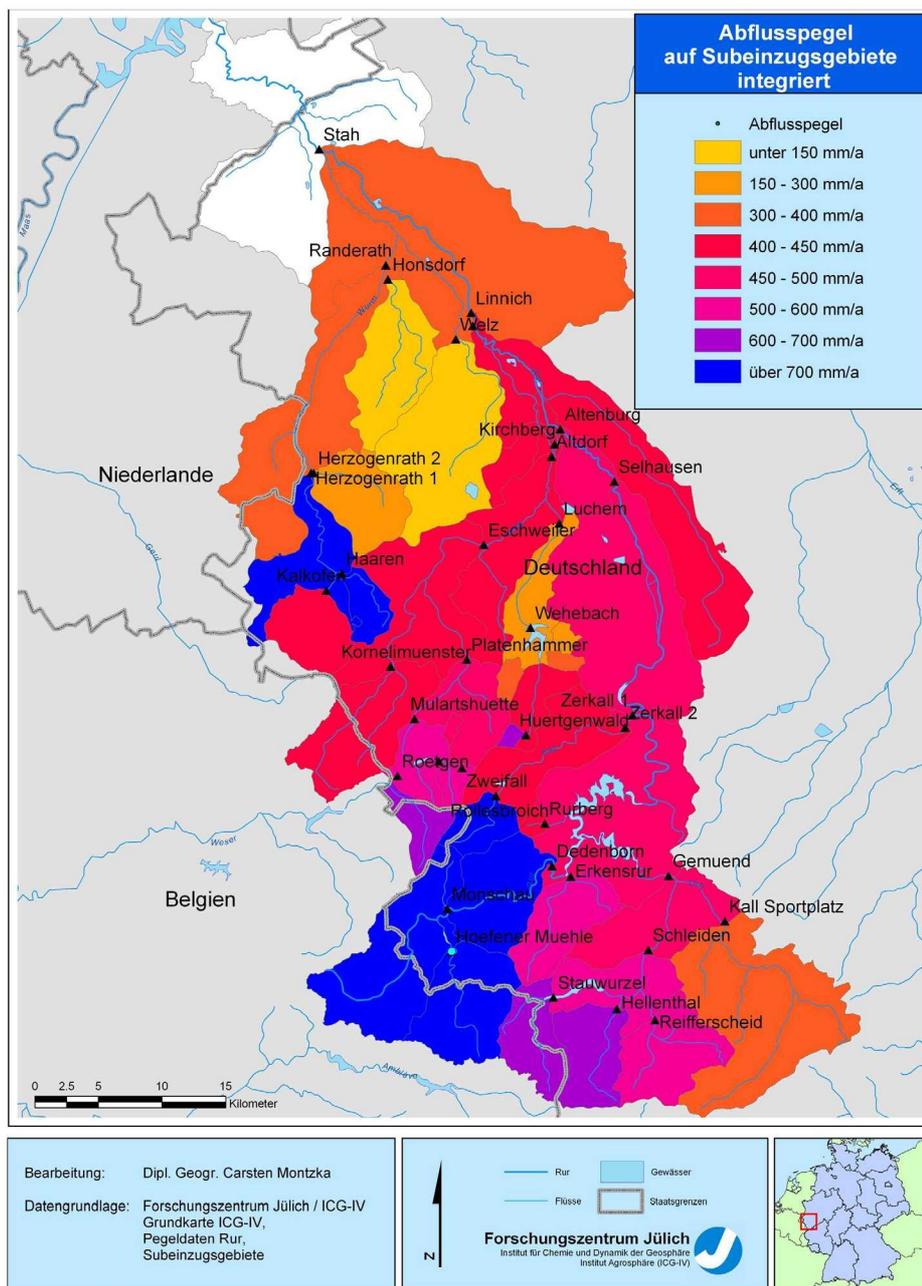


Abbildung 8.3.: Gemessene mittlere Abflüsse (2000 - 2004) integriert auf Subeinzugsgebiete.

2003 [29], BOGENA et al. 2005 [28], KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]). Denn nach STEWART et al. 1998 [196] gilt der Abfluss am Flusspegel als ein guter Indikator für den Gesamtabfluss eines Einzugsgebietes. Damit kann der Abfluss als integrierter Wert zur Validierung von Modellergebnissen herangezogen werden. Der gemessene Abfluss an einem Flusspegel in m^3 kann auf das dazugehörige Einzugsgebiet übertragen und in mm/a angegeben werden. Die aus den einzelnen Pegeln resultierenden Subeinzugsgebiete des Rureinzugsgebietes werden in Fließrichtung akkumuliert, so dass z.B. die Station Stah (Abbildung 8.3) fast das gesamte Untersuchungsgebiet berücksichtigt. Auf diese Weise lassen sich die Jahressummen (des hydrologischen Jahres) der täglichen Abflüsse mit den Modellrechnungen vergleichen.

Probleme bei diesen Vergleichen bereiten anthropogene Eingriffe in den Wasserhaushalt, die die Pegelraten beeinflussen und die mit dem Modell GROWA momentan noch nicht abgebildet werden können. Ein Beispiel für einen solchen Fall ist die Pegelstation Roetgen (Abbildung 8.3), die direkt an der Grenze zu Belgien installiert wurde. Dort wurde ein Überleitungstollen errichtet, der die Entwässerung des auf deutscher Seite liegenden Niederschlagsgebietes des Weserbachs entgegen dem natürlichen Gefälle zum Einzugsgebiet des Vichtbachs leitet. Grundlage ist ein deutsch-belgischer Grenzvertrag von 1956, der die unterhalb liegende Weser-Trinkwassertalsperre bei Eupen vor eventuellen Verunreinigungen aus dem Gemeindegebiet Roetgen schützen soll (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NRW 2005 [127]). Die Daten solcher Stationen werden für die Aktualisierung der Koeffizienten nicht berücksichtigt. Auf Basis der 40 Subeinzugsgebiete und der fünf Modelljahre könnten 200 Vergleiche angestellt werden, jedoch 180 davon lassen sich aus den erwähnten Gründen realisieren.

Ausgehend von den Gleichungen 2.7 und 8.1 kann der Gesamtabfluss Q_t durch folgenden Zusammenhang beschrieben werden:

$$\begin{aligned} Q_t &= P_{\text{Jahr}} - ET_{\text{real}} \\ Q_t &= P_{\text{Jahr}} - [a \cdot P_{S_o} + b \cdot P_{W_i} + c \cdot \log(W_{\text{pfl}}) + d \cdot ET_c + e] \end{aligned} \quad (8.11)$$

ET_{pot} wurde hier bereits durch ET_c ersetzt. Berücksichtigt man darüber hinaus die Topographie mit Hilfe von Gleichung 8.3 und den Versiegelungsgrad mit Gleichung

chung 8.6, so wird der Gesamtabfluss berechnet mit:

$$Q_t = P_{Jahr} - f_h(\alpha, \phi) [a \cdot P_{So} + b \cdot P_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_c + e - f_v \cdot G] \quad (8.12)$$

Durch Umformung erhält man:

$$\frac{P_{Jahr} - Q_t}{f_h(\alpha, \phi)} + f_v \cdot G = a \cdot P_{So} + b \cdot P_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_c + e \quad (8.13)$$

Die vorgestellten Zusammenhänge gelten für ein einzelnes Einzugsgebiet. Da die Korrektur anhand von mehreren verschiedenen Subeinzugsgebieten erfolgen soll, kann die Berechnung analog für jedes Teilgebiet durchgeführt werden, wobei n die Anzahl der berücksichtigten Subeinzugsgebiete darstellt. Da jedes Teilgebiet jedoch eine unterschiedliche Landnutzungsstruktur aufweist, mit unterschiedlichen Anteilkombinationen der einzelnen Landnutzungsklassen i , wird der jeweilige Anteil r in die Berechnung aufgenommen. Die Klasse Gewässer wurde bisher aus der Berechnung ausgeklammert, da hier der Zusammenhang

$$ET_{real} = ET_{max} \quad (8.14)$$

gilt. Grundwasserbeeinflusste Standorte werden über den Term $\log(W_{pfl})$ bereits hinreichend berücksichtigt, da hier der kapillare Aufstieg enthalten ist. Jedoch der Anteil der Klasse Gewässer r_{Wasser} und die maximal mögliche Verdunstung ET_{max} , die unabhängig von den Koeffizienten a, \dots, e sind, müssen in die Berechnung eingebracht werden. Zusätzlich wird aus Gründen der Übersichtlichkeit der linke Teil der Gleichung 8.13 durch Y ersetzt:

$$Y = \frac{P_{Jahr} - Q_t}{f_h(\alpha, \phi)} + f_v \cdot G - r_{Wasser} \cdot ET_{max} \quad (8.15)$$

So erhält man:

$$\begin{aligned} Y^1 &= P_{So}^1 \sum_{i=1}^k a_i r_i^1 + P_{Wi}^1 \sum_{i=1}^k b_i r_i^1 + \log(W_{pfl})^1 \sum_{i=1}^k c_i r_i^1 + ET_c^1 \sum_{i=1}^k d_i r_i^1 + \sum_{i=1}^k e_i r_i^1 \\ &\vdots = \vdots \\ Y^n &= P_{So}^n \sum_{i=1}^k a_i r_i^n + P_{Wi}^n \sum_{i=1}^k b_i r_i^n + \log(W_{pfl})^n \sum_{i=1}^k c_i r_i^n + ET_c^n \sum_{i=1}^k d_i r_i^n + \sum_{i=1}^k e_i r_i^n \end{aligned}$$

a_i, \dots, e_i sind unabhängig vom Subeinzugsgebiet. k ist die Anzahl der Landnutzungen ohne die Klasse Gewässer mit $r_1 + r_2 + \dots + r_k + r_{Wasser} = 1$. In Form

einer Matrix dargestellt gilt:

$$\begin{pmatrix} Y^1 \\ \vdots \\ Y^n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} P_{So}^1 r_1^1 & \dots & P_{So}^1 r_k^1 & \dots & ET_c^1 r_1^1 & \dots & ET_c^1 r_k^1 & \dots & r_1^1 & \dots & r_k^1 \\ \vdots & \vdots \\ P_{So}^n r_1^n & \dots & P_{So}^n r_k^n & \dots & ET_c^n r_1^n & \dots & ET_c^n r_k^n & \dots & r_1^n & \dots & r_k^n \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ \vdots \\ a_k \\ \vdots \\ e_1 \\ \vdots \\ e_k \end{pmatrix}$$

In vereinfachter Schreibweise:

$$\mathbf{y} = \mathbf{X} \cdot \mathbf{a} \quad (8.16)$$

\mathbf{y} ist also ein Vektor mit der selben Anzahl an Elementen wie in die Berechnung eingehende Subeinzugsgebiete. \mathbf{X} ist eine Matrix mit ebenso vielen Spalten wie die Anzahl der Landnutzungsarten multipliziert mit der Anzahl der in die Berechnung eingehenden Variablen. Gesucht ist der Vektor \mathbf{a} . Die Gleichung

$$\mathbf{X}^T \mathbf{y} = (\mathbf{X}^T \mathbf{X}) \mathbf{a} \quad (8.17)$$

kann als Normalgleichung verstanden werden. Unter der Voraussetzung, dass die Anzahl der Subeinzugsgebiete und damit die Anzahl der Messwerte größer als oder gleich der Anzahl der Elemente in \mathbf{a} ist, kann \mathbf{a} in einer besten Näherung $\hat{\mathbf{a}}$ geschätzt werden:

$$\hat{\mathbf{a}} = (\mathbf{X}^T \mathbf{X})^{-1} \mathbf{X}^T \mathbf{y} := \mathbf{L} \mathbf{y} \quad (8.18)$$

Die Matrix

$$\mathbf{L} = (\mathbf{X}^T \mathbf{X})^{-1} \mathbf{X}^T \quad (8.19)$$

wird als die **Pseudoinversmatrix** von \mathbf{X} bezeichnet (CANTY 2006 [41]).

Für die praktische Anwendung dieser Zusammenhänge im Rureinzugsgebiet werden die von der Bodenbedeckung abhängigen Koeffizienten $\hat{\mathbf{a}}$ nicht nur für ein Jahr berechnet, sondern für alle Jahre des Beobachtungszeitraumes. Dadurch wird zwar das Ergebnis überbestimmt, es ist aber unabhängiger von klimatischen Variabilitäten und kann in folgenden Studien im Rureinzugsgebiet erneut verwendet werden.

In einem ersten Schritt wird die allgemeine Landnutzung, d.h. die Landnut-

zung ohne eine Aufteilung in einzelne Fruchtarten, herangezogen. Erst in einem zweiten Schritt werden die Koeffizienten der einzelnen Ackerkulturen unter Berücksichtigung der im ersten Schritt geschätzten Werte berechnet. Dies hat den Vorteil, dass zum einen die Klasse Ackerland weiterhin zur Verfügung steht und in zukünftigen Studien verwendet werden kann. Zum Anderen werden dadurch zur Lösung des Gleichungssystems nur etwa halb so viele Daten benötigt. Diese hätten zwar bereitgestellt werden können, aber die Beeinflussbarkeit eines einzelnen Subeinzugsgebietes läge sehr hoch. Durch die Schrittweise Berechnung der Koeffizienten jedoch sinkt die Sensibilität des Systems.

Landnutzung	\hat{a}	\hat{b}	\hat{c}	\hat{d}	\hat{e}
Ackerland	0,5692	-0,0078	103,6416	1,2714	-587,1524
Grünland	0,8275	0,9819	-50,1256	0,3007	-438,5267
Nadelwald	0,1432	0,0131	-105,6747	-0,2080	763,5975
Laubwald	0,8702	-1,3628	-847,2537	-0,9182	3200,0567
vegetationslose Fläche	-1,1378	2,1224	267,8645	-0,5984	-449,0187
Hackfrucht	0,4293	-0,0488	-103,5543	0,7812	157,9394
Halmfrucht	0,7052	0,0340	300,3486	1,9251	-1392,3117

Tabelle 8.4.: Aktualisierte, erweiterte und empirisch speziell an die Bedingungen im Ru-reinzugsgebiet angepasste Koeffizienten für die Verdunstungsberechnung.

Tabelle 8.4 listet die resultierenden Landnutzungskoeffizienten zur Verdunstungsberechnung auf. Der obere Teil zeigt die aktualisierten Koeffizienten für die Hauptlandnutzungsklassen *Ackerland*, *Grünland*, *Nadelwald*, *Laubwald* und *vegetationslose Fläche*, der untere Teil zeigt die nur mit Hilfe von Fernerkundungsdaten extrahierbaren zusätzlichen Koeffizienten für *Hackfrüchte* (hier Zuckerrüben und Kartoffeln) und *Halmfrüchte* (hier Weizen, Gerste und Mais).

Bei einem Vergleich dieser neuen mit den ursprünglich verwendeten Koeffizienten in Tabelle 8.1 fällt auf, dass die Relationen der Werte untereinander in ähnlichen Größenordnungen liegen. a , b und d sind relativ klein, c und e sind relativ groß. Darüber hinaus liegt die Regressionskonstante c für *Laubwald* nach RENGER & STREBEL (1980) bei 0, ebenso c und d für *vegetationslose Flächen* nach PROKSCH (1990). Dies beruht auf der Tatsache, dass die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge bzw. die potenzielle Verdunstung dort nicht berücksichtigt wurden. Die neu berechneten Konstanten nehmen diese Parameter jedoch auf, was insbesondere durch den starken Einfluss der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge sinnvoll erscheint.

Durch die unterschiedlichen Anteile der Landnutzungen in den einzelnen Subein-

zugsgebieten wird automatisch eine Art Nivellierung durchgeführt, die den Verdunstungsmittelwert anpasst, aber zusätzlich auch die Verdunstungsberechnung für jede einzelne Landnutzungsklasse.

Ursprünglich war eine Berechnung der Koeffizienten für die einzelnen Fruchtarten Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Mais und Gerste geplant. Dies kann zwar mathematisch problemlos durchgeführt werden, der dabei resultierende Fehler wäre gerade noch vertretbar. Um eine bessere Ergebnisqualität zu erzielen, werden Weizen, Gerste und Mais der Klasse *Halmfrucht* zugewiesen und Kartoffeln und Zuckerrüben der Klasse *Hackfrucht*. Diese vereinfachte Erweiterung betrifft allerdings lediglich die Koeffizienten a, \dots, e , die fruchtartenspezifische potenzielle Evapotranspiration kann weiterhin in der Modellierung verwendet werden. Die Qualität der einzelnen Koeffizienten kann mit der Kovarianzmatrix Σ verdeutlicht werden:

$$\begin{aligned}\Sigma &= \overline{(\mathbf{a} - \bar{\mathbf{a}})(\mathbf{a} - \bar{\mathbf{a}})^T} \\ &\approx \overline{(\mathbf{a} - \hat{\mathbf{a}})(\mathbf{a} - \hat{\mathbf{a}})^T} \\ &= \overline{(\mathbf{a} - \mathbf{L}\mathbf{y})(\mathbf{a} - \mathbf{L}\mathbf{y})^T} \\ &= \overline{(\mathbf{a} - \mathbf{L}(\mathbf{X}\mathbf{a} + \mathbf{R}))(\mathbf{a} - \mathbf{L}(\mathbf{X}\mathbf{a} + \mathbf{R}))^T}\end{aligned}\quad (8.20)$$

Da mit \mathbf{LX} die Identitätsmatrix ausgegeben wird und somit der Term $\mathbf{a} - \mathbf{LXa}$ wegfällt, gilt:

$$\begin{aligned}\Sigma &\approx \overline{(-\mathbf{LR})(-\mathbf{LR})^T} \\ &= \overline{\mathbf{LRR}^T\mathbf{L}^T} \\ &= \sigma^2\overline{\mathbf{LL}^T} \\ &= \sigma^2(\mathbf{X}^T\mathbf{X})^{-1}\end{aligned}\quad (8.21)$$

Wenn man für die Standardabweichung $\sigma = 25 \text{ mm/a}$ wählt, kann die Gleichung 8.21 gelöst werden und die in Tabelle 8.5 aufgelisteten absoluten Fehler berechnet werden.

Landnutzung	\hat{a}	\hat{b}	\hat{c}	\hat{d}	\hat{e}
Ackerland	0,1515	0,1162	71,2826	0,2074	276,1356
Grünland	0,3093	0,1718	136,3620	0,3711	447,7959
Nadelwald	0,2582	0,1756	129,0927	0,2644	415,6160
Laubwald	0,3147	0,2296	184,9863	0,4240	453,9306
vegetationslose Fläche	0,3778	0,3239	130,1388	0,4725	378,6277
Hackfrucht	0,6162	0,3470	189,4689	0,7823	779,9789
Halmfrucht	0,6296	0,3372	173,6179	0,7434	682,8063

Tabelle 8.5.: Absoluter Fehler der einzelnen Koeffizienten.

Der mögliche Fehler ist nun geringer. Von Vorteil ist hier die Heterogenität des

Rureinzugsgebietes. So gibt z.B. es einige Subeinzugsgebiete, die fast nur von Wald bedeckt sind, so dass eine Anpassung der Parameter für Wald generell gut durchgeführt werden kann. Da die meisten Waldbestände im südlichen Einzugsgebiet vorkommen, werden die Koeffizienten speziell an die im Süden herrschenden Bedingungen angepasst, so dass die reale Evapotranspiration der Wälder im Norden leicht überschätzt wird. Ebenso liegen die meisten Weizenfelder im Norden, diese Bedingungen werden gut erfasst, für die wenigen Weizenäcker im Süden wird die reale Verdunstung leicht unterschätzt. Durch diese Heterogenität können auch die relativ hohen Fehlerbeträge entstehen.

Das weitere Vorgehen folgt dem in Kapitel 8.1 vorgestellten Verfahren, d.h. zunächst mit der Berechnung der realen Verdunstung der verschiedenen Standorte wie z.B. reliefiertes Gelände oder urbane Flächen, diesmal jedoch mit den erweiterten Landnutzungskoeffizienten.

8.2.5. Sonstige notwendige Anpassungen

Da Parameter für die Wasserhaushaltsmodellierung ersetzt wurden, müssen davon abhängige Größen auf die neuen Daten angepasst werden. Bei GROWA betrifft dies die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, die kapillare Aufstiegshöhe und die maximale Verdunstung. Das Informationssystem Bodenkarte von NRW 1:50000 bewertet die Durchwurzelungstiefe und die nutzbare Feldkapazität unterschiedlich für Ackerland, Grünland und Mischwald. Die kapillare Aufstiegshöhe erfährt diese Unterscheidung insbesondere in Flussauen. Eine Aktualisierung auf Basis der Landnutzungsklassifikationen der Fernerkundungsdaten wird durchgeführt.

Die maximale Evapotranspiration, die einerseits aufgrund der auf Jahresbasis berechneten Klimadaten aktualisiert werden muss, muss andererseits auch mit der Landnutzungskarte und der pflanzenspezifischen Verdunstung auf Ackerstandorten abgestimmt werden.

8.3. Diskussion und Vergleich der Modellergebnisse

Wurden in vorhergehenden Anwendungen des GROWA-Modells nur langjährige Mittel der Wasserhaushaltsgrößen berechnet, werden nun durch die Anwendung

von Landnutzungsdaten auf Fruchtartenebene die Einzeljahre von 2000 - 2004 modelliert. Dies wurde für alle drei Basisdatensätze, CORINE, DLM25 und selbst prozessierte Fernerkundungsdaten durchgeführt.

Die Qualität der Modellergebnisse, d.h. insbesondere die Qualität der modellierten Gesamtabflussmengen kann auf Subeinzugsgebietsebene durch Vergleiche mit den entsprechenden Pegelmessungen eruiert werden, die in Abbildung 8.3 gezeigt wurden.

In Abbildung 8.4 sind die gemessenen und modellierten Abflussdaten der einzelnen Subeinzugsgebiete als Streudiagramm gegeneinander aufgetragen. Dabei fällt auf, dass die modellierten Gesamtabflüsse tendenziell etwas höher ausfallen als die an den Pegeln gemessenen. Dies kann als Hinweis gewertet werden, dass die Berechnung der realen Verdunstung etwas zu gering ausfällt. Durch die Modifikation der bodenbedeckungsabhängigen Koeffizienten konnte dies korrigiert werden. Die Streubreite der Punktwolken nimmt von den Ergebnissen der CORINE-Modellierung über die der DLM25-Modellierung und die der Modellierung mit selbst prozessierten Fernerkundungsdaten ab. Die Streuung der Punktwolke der Modellierung mit selbst prozessierten Fernerkundungsdaten und angepassten Landnutzungskoeffizienten zur Berechnung der realen Verdunstung ist geringer als diejenige ohne diese Anpassung. Außerdem liegt hier die Regressionsgerade näher an der 1:1-Linie als bei den übrigen Modellergebnissen. In Tabelle 8.6 werden die Bestimmtheitsmaße für die mit verschiedenen Datengrundlagen modellierten mit den gemessenen Abflüssen aufgeführt. Die Qualität der Ergebnisse der CORINE-basierten Modellrechnungen mit $R^2 = 0,577$ lässt sich durch die Verwendung von Satellitenbilddaten auf $R^2 = 0,627$ anheben. Durch eine Anpassung der Koeffizienten a, \dots, e wird das Bestimmtheitsmaß auf 0,781 gesteigert. Durch die beschriebenen Veränderungen der Eingabedatensätze und die Erweiterung des Modells GROWA wurden die absoluten Modellergebnisse verbessert.

Datenbasis	Bestimmtheitsmaß (R^2)
CORINE Land Cover	0,577
DLM25	0,585
FE ohne Koeffizientenanpassung	0,627
FE mit Koeffizientenanpassung	0,781

Tabelle 8.6.: Bestimmtheitsmaß R^2 der Modellergebnisse auf Basis verschiedener Eingabedatensätze zu gemessenen Pegeldaten in den Jahren 2000 - 2004.

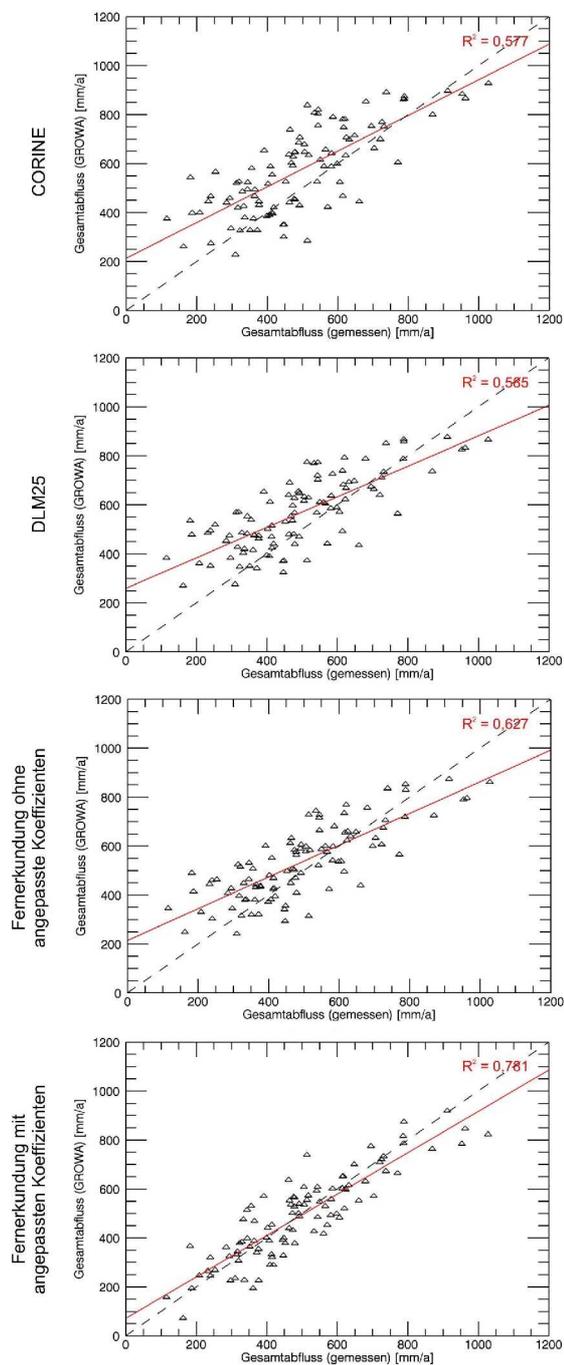


Abbildung 8.4.: Streudiagramme der am Pegel gemessenen Abflüsse und den modellierten Gesamtabflüssen für die hydrologischen Jahre 2000 - 2004 mit Regressionsgeraden auf Basis der verschiedenen Eingabedatensätze.

Die generellen Ergebnisse werden im Folgenden anhand der Modellrechnungen auf Basis des ASTER-Datensatzes des Jahres 2004 (Abbildungen 8.5 bis 8.10) erläutert und allgemeine Verbesserungen aufgezeigt. Die anderen Modelljahre 2000 - 2003 weisen im Wesentlichen aufgrund der klimatischen Gegebenheiten nur Niveauunterschiede auf. Erst danach soll im Einzelnen auf die Auswirkungen der verschiedenen Datensätze und Modellerweiterungen auf die modellierten realen Verdunstungsraten, die Gesamt-, Direkt- und Grundwasserabflusshöhen eingegangen werden.

Die reale Verdunstungshöhe (Abbildung 8.5) liegt in den Wäldern des Untersuchungsgebietes mit teilweise über 600 mm/a am höchsten. Die südexponierten Hänge der Eifel können diesen Wert noch weit übersteigen. Gras- und Ackerflächen verdunsten im Jahr ca. 400 - 500 mm, ein genereller Nord-Süd-Unterschied ist nicht festzustellen. Sehr stark machen sich versiegelte Gebiete bemerkbar, die durch eine sofortige Ableitung des Niederschlagswassers extrem geringe Verdunstungshöhen unter 200 mm/a aufweisen. Das selbe gilt für die ganzjährig unbewachsene Fläche des Tagebaus Inden.

Der Gesamtabfluss (Abbildung 8.6) ergibt sich als die Differenz aus Niederschlag und realer Evapotranspiration. Hohe Niederschläge und relativ geringe Temperaturen sind in der südwestlichen Eifel ein Garant für einen hohen Gesamtabfluss von über 700 mm/a, wobei die nordexponierten Hänge höhere Abflussraten vorweisen. Die Gesamtabflusshöhen nehmen in nordöstlicher Richtung kontinuierlich ab, was in Einklang mit dem Jahresniederschlag in Abbildung 3.2 steht. Diese stetige Verminderung von den Höhen der Eifel bis zur flachen Börderegion wird lediglich durch Siedlungen unterbrochen, die aufgrund der geringen Verdunstung mit hohen Gesamtabflüssen von 500 - 800 mm/a charakterisiert sind. Die geringen Gesamtabflüsse im nördlichen Teil des Rureinzugsgebietes von 200 - 300 mm/a werden durch die hohe Verdunstungsleistung von Waldbeständen noch unterboten.

Der Oberflächenabfluss (Abbildung 8.7) fällt bei jährlicher Betrachtungsweise und bei dem vereinfachten Ansatz des US SOIL CONSERVATION SERVICE 1972 [206] nicht ins Gewicht. Lediglich eine ähnliche Verteilung wie Niederschlag und Gesamtabfluss mit Werten über 5 mm/a in der Eifel und unter 5 mm/a in der Börde ist spürbar.

Der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss kann entscheidende Hinweise auf das Abflussregime und die Austragsrelevanz von Nährstoffen ge-

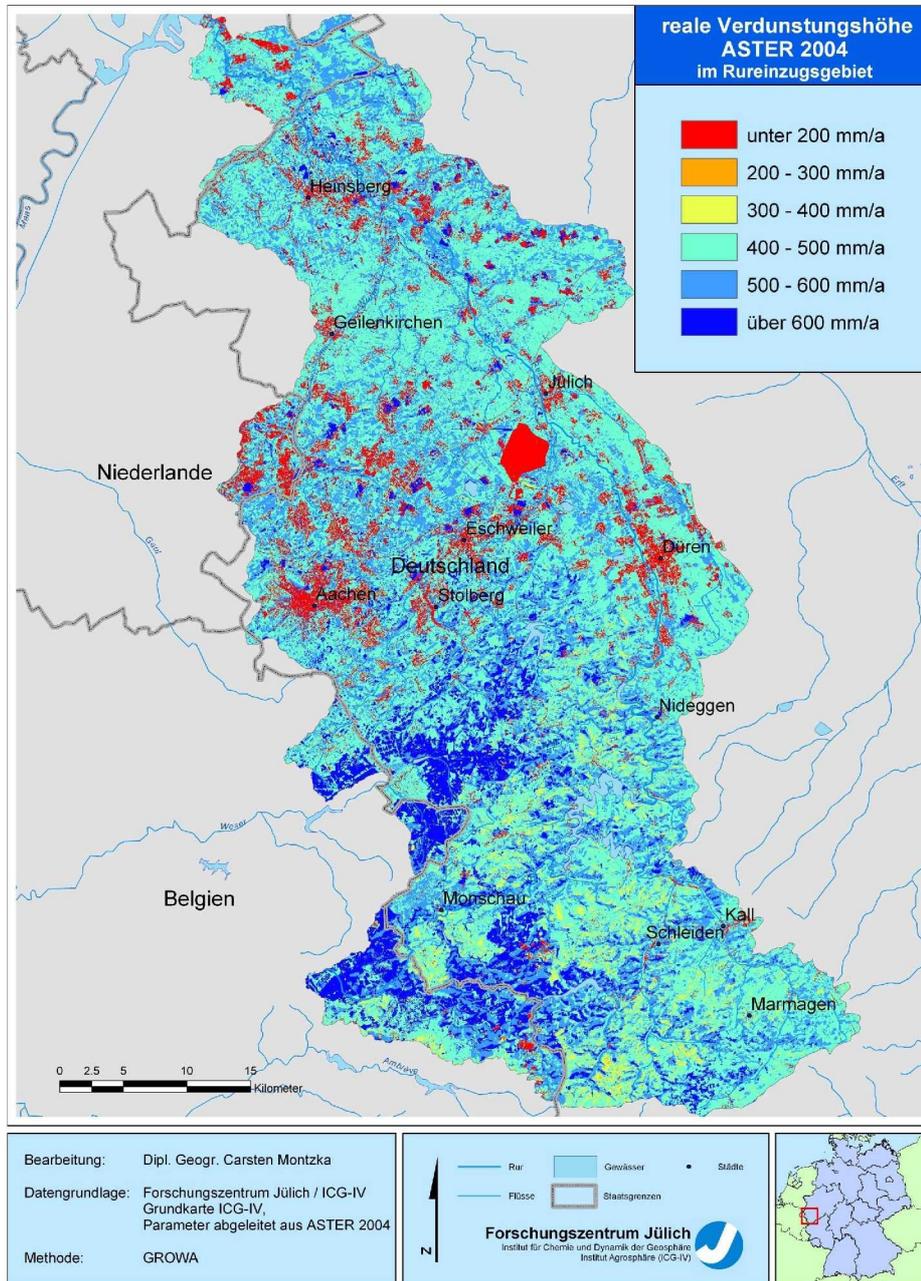


Abbildung 8.5.: Reale Verdunstungshöhe im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

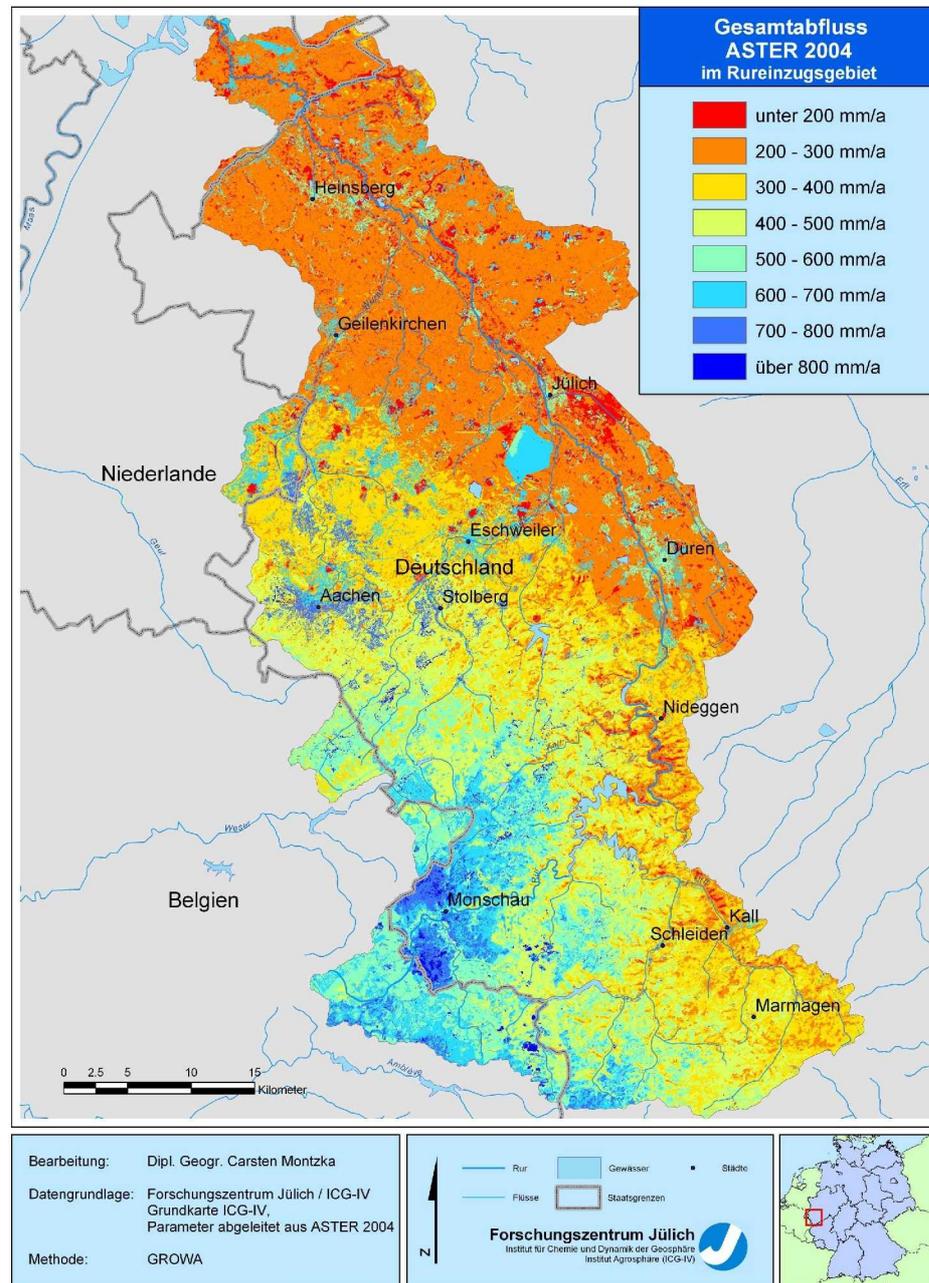


Abbildung 8.6.: Gesamtabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

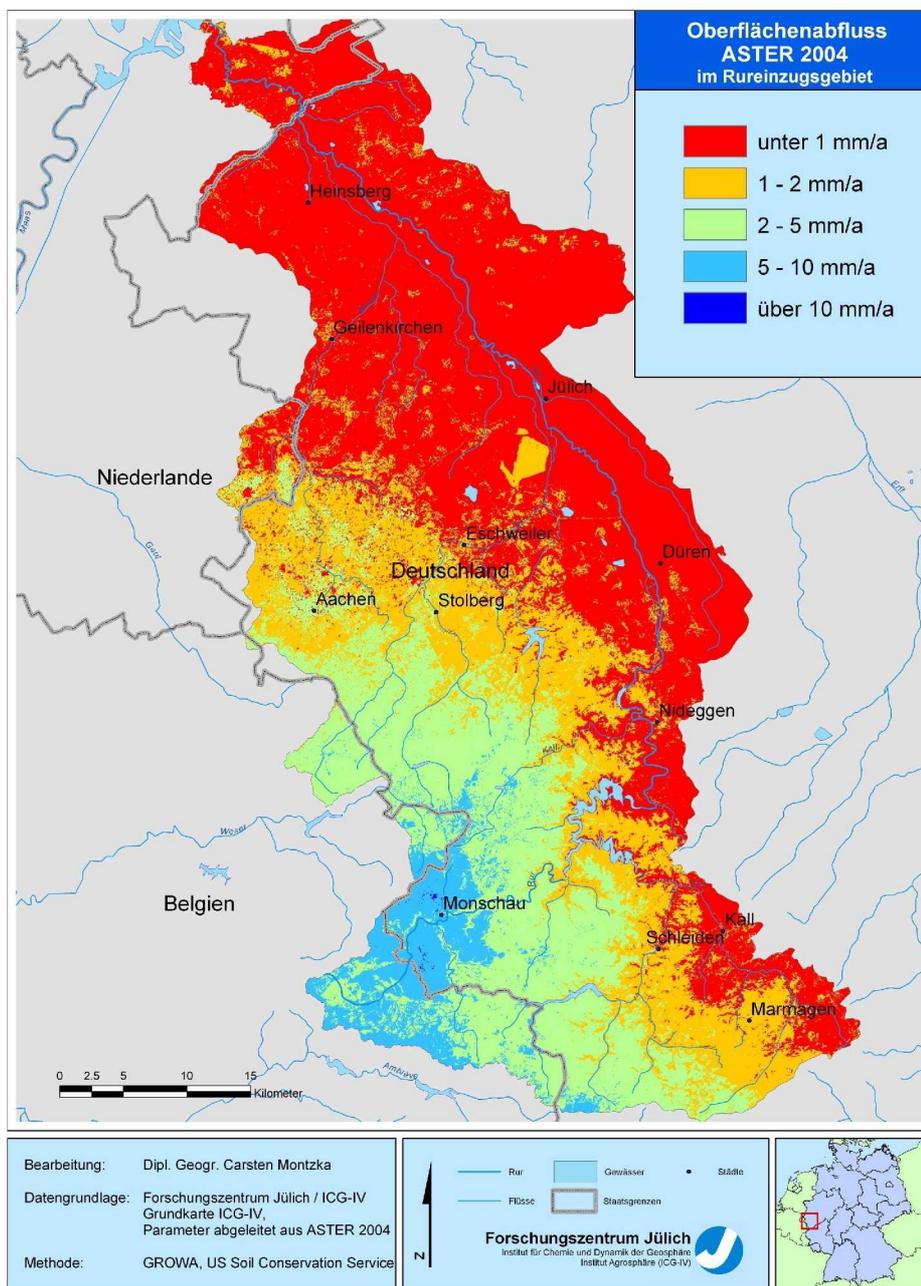


Abbildung 8.7.: Oberflächenabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

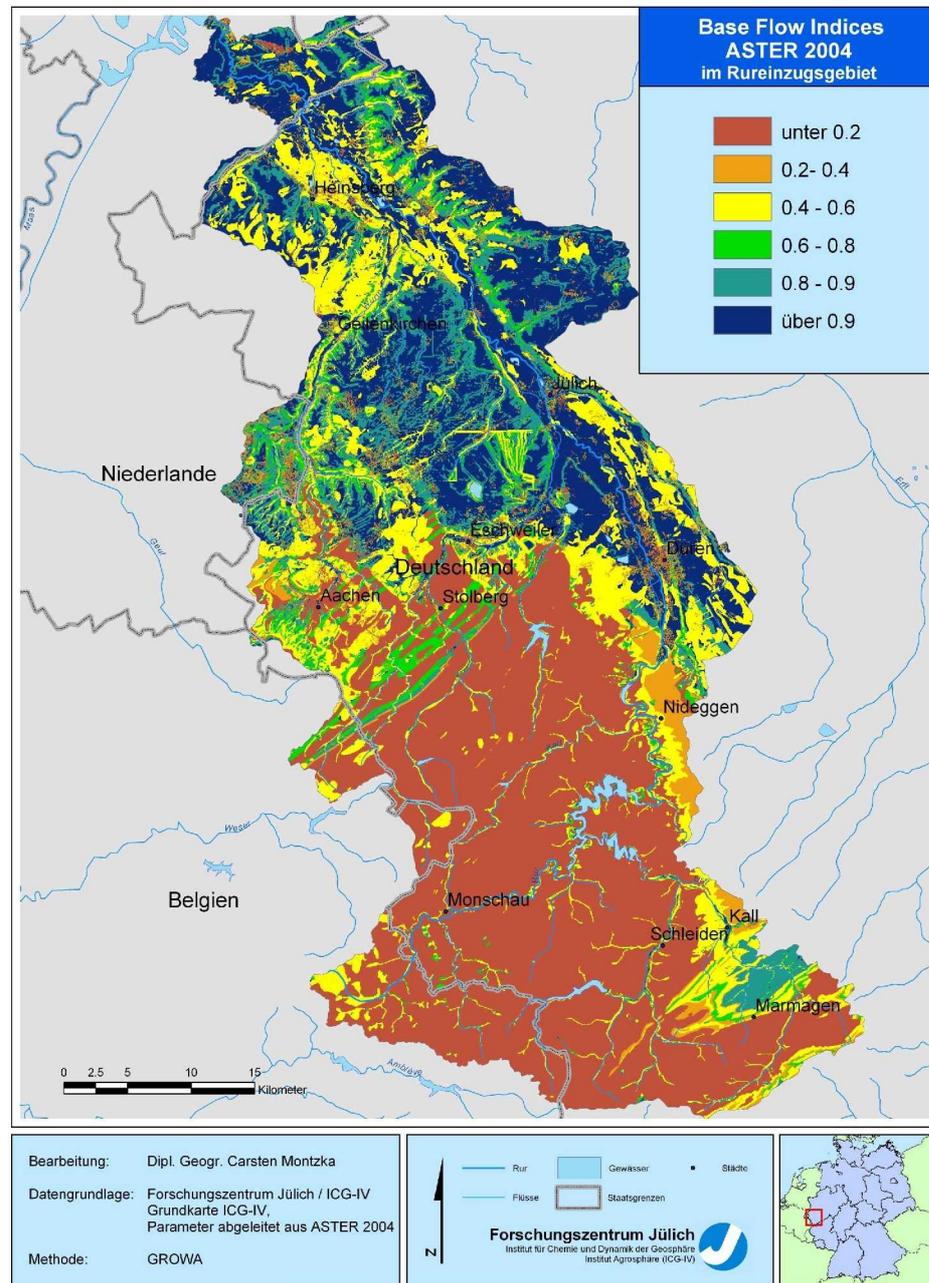


Abbildung 8.8.: Base Flow Indices im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

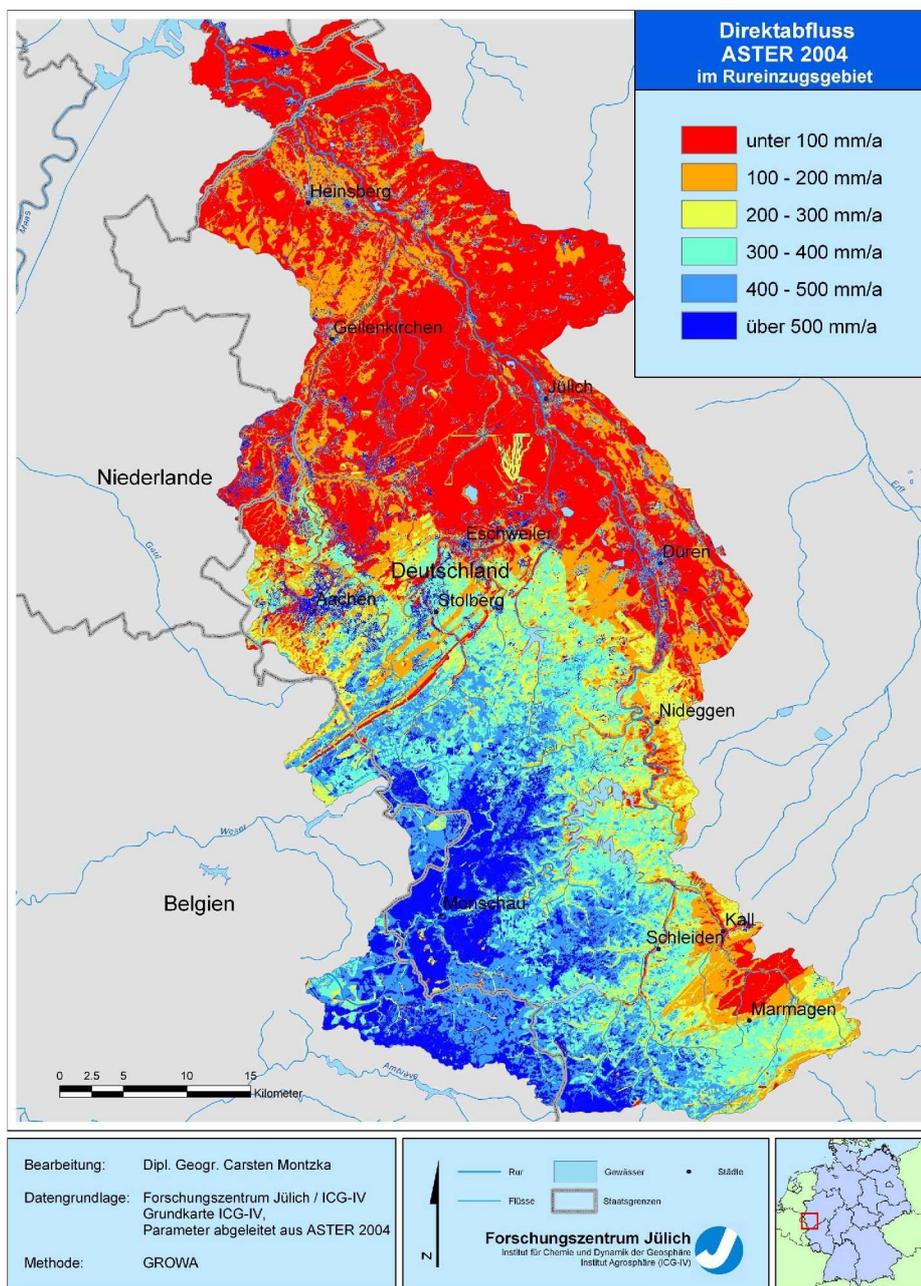


Abbildung 8.9.: Direktabfluss im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

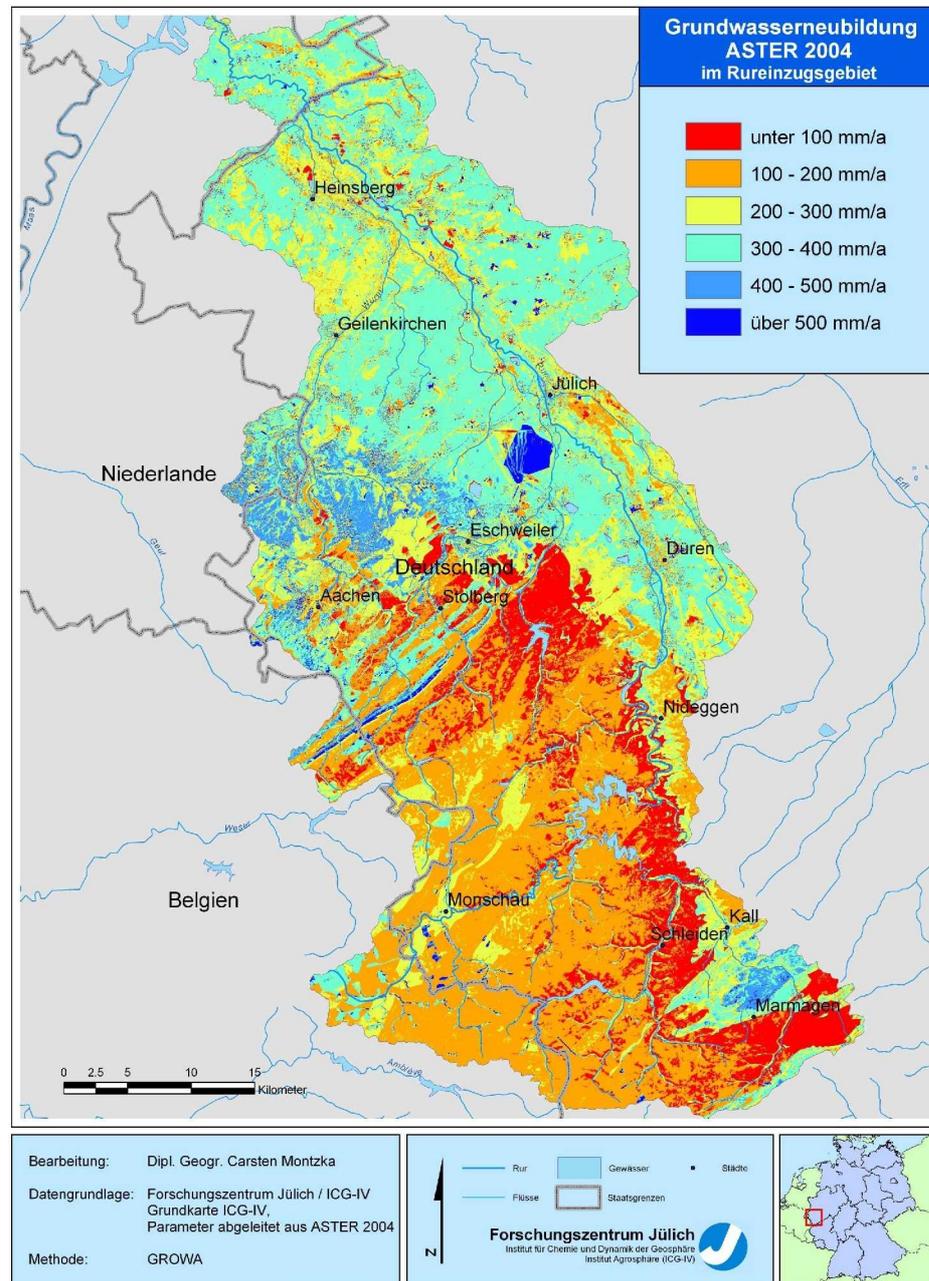


Abbildung 8.10.: Grundwasserneubildungshöhe im Rureinzugsgebiet berechnet mit GROWA auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

ben. Wird ein Gebiet hauptsächlich über den Direktabfluss entwässert, gelangen diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft innerhalb kurzer Zeiträume (Wochen) in Oberflächengewässer. Dominiert dagegen die Grundwasserneubildung, kann es unter Umständen mehrere Jahrzehnte dauern, bis Nährstoffe über den Grundwasserleiter die Oberflächengewässer erreichen (KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]). Die Dauer der Zuführung zu Gewässern ist ein entscheidender Faktor zur Schätzung von Abbaupotenzialen. Da GROWA die Ausweisung von BFIs nutzt, um den Gesamtabfluss in den Direktabfluss (Abbildung 8.9) und die Grundwasserneubildung (Abbildung 8.10) aufzuteilen, können BFIs (Abbildung 8.8) Aufschluss über dominante Austragspfade liefern. Liegt ein BFI über 0,5, so dominiert die Grundwasserneubildung, liegt ein BFI unter 0,5, so dominiert der Direktabfluss.

Die Direktabflusshöhen sind im Wesentlichen ähnlich verteilt wie die Gesamtabflusshöhen mit Werten über 500 mm/a in der Eifel und geringen Werten unter 100 mm/a im Lockergesteinsbereich. Bebaute Flächen weisen auch hier hohe Werte auf. Die Grundwasserneubildung liegt im südlichen Untersuchungsgebiet bei unter 300 mm/a wobei sie nach Osten hin unter 100 mm/a sinken kann. Der Norden ist charakterisiert durch Grundwasserneubildungshöhen über 300 mm/a, wobei urbane Flächen die mögliche Infiltration von Niederschlagswasser und die Perkolations zum Grundwasser stark einschränken.

Die Unterschiede in den Modellrechnungen auf Basis von CORINE, DLM25 bzw. selbst prozessierten Fernerkundungsdaten und Modellerweiterungen sind am besten im Detail anhand eines Fallbeispiels erkennbar. In Abbildung 8.11 ist der Gesamtabfluss des 41 km² großen Subeinzugsgebietes des Broicher Bachs dargestellt, das oberhalb der Pegelstation Herzogenrath 2 liegt. Wie auch in der allgemeinen Untersuchung des Rureinzugsgebiet wird das Modelljahr 2004 stellvertretend für die übrigen Berechnungen herangezogen. Im Jahr 2004 beträgt der sehr gleichmäßig verteilte Niederschlag 848 mm/a, während am Pegel ein auf die Fläche übertragener Gesamtabfluss von 196 mm/a gemessen wird. Die mittlere reale Evapotranspiration beträgt somit ungefähr 650 mm/a.

Die Modellrechnungen ergeben einen Gesamtabfluss von 353 mm/a für CORINE und DLM25 als Basisdatensatz. Mit selbst prozessierten Fernerkundungsdaten ohne Anpassung der Landnutzungskoeffizienten zur Berechnung der realen Verdunstungshöhe wird dagegen ein Gesamtabfluss von 391 mm/a vorausgesagt. Durch die Anpassung und Erweiterung der Landnutzungskoeffizienten zur Be-

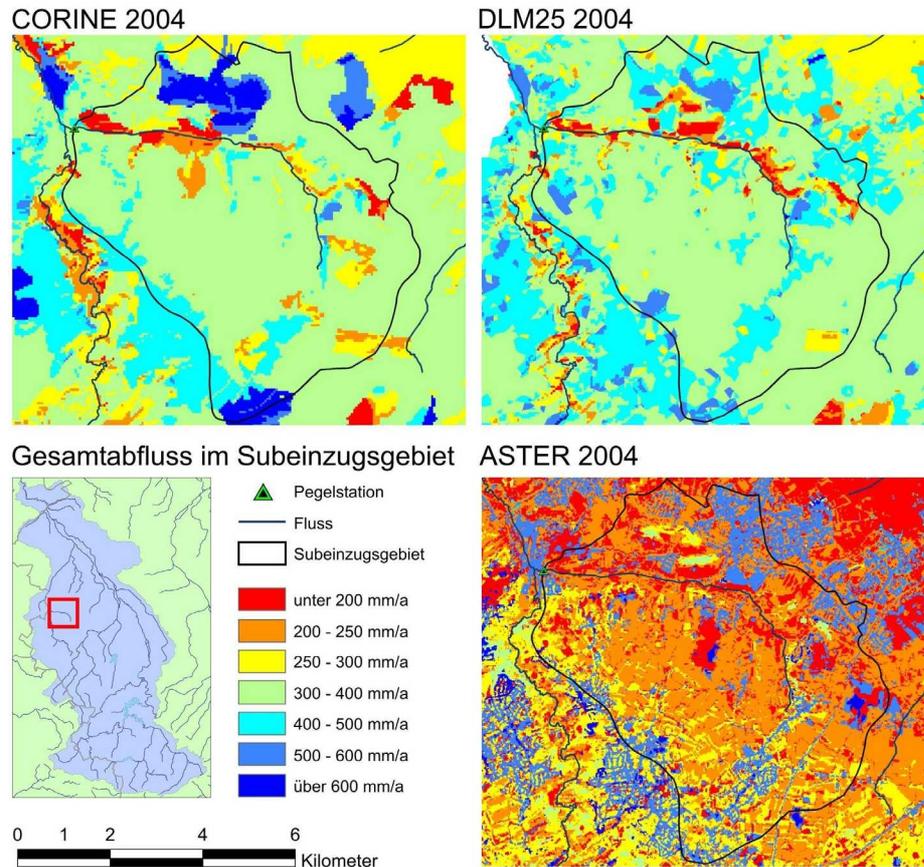


Abbildung 8.11.: Gesamtabfluss berechnet auf Basis von CORINE, DLM25 und Fernerkundungsdaten für das Subeinzugsgebiet des Broicher Bachs.

rechnung der realen Verdunstungshöhe kann die aktuelle Situation in den Subeinzugsgebieten berücksichtigt werden, so dass mit selbst prozessierten Fernerkundungsdaten inklusive einer Anpassung der Koeffizienten ein Gesamtabfluss von 193 mm/a ermittelt wird. Durch die zuvor beschriebenen Verfahren können also genauere Modellergebnisse generiert werden.

Durch die Bilanzierung über Niederschlag und reale Evapotranspiration ist der Gesamtabfluss hauptsächlich von oberirdisch wirksamen Parametern abhängig, die sehr gut mit multispektralen Fernerkundungsdaten erfasst werden können. Besonders Siedlungsgebiete, die sehr stark vom Versiegelungsdatensatz dominiert werden, zeigen bei Verwendung von Informationen aus Satellitendaten eine stärker räumlich differenzierte Verteilung. Der über den NDVI der Satellitenbild-

daten abgeleitete Datensatz weist auf einer kleineren Fläche höhere Versiegelungsgrade auf als jene auf CORINE und DLM25 übertragenen. Dadurch wird der Kontrast in den Modellergebnissen erhöht, wie in Abbildung 8.11 zu erkennen ist. Die Straßenzüge der Siedlungen treten nun mit hohen Gesamtabflussmengen von über 500 mm/a in Erscheinung gegenüber den eher flächenhaften Berechnungen mit Hilfe von CORINE und DLM25, die Gesamtabflüsse über 400 mm/a ermitteln.

In dem Subeinzugsgebiet existieren weitere Unterschiede in den Modellrechnungen, z.B. liegt nun der Gesamtabfluss von Ackerland niedriger als bei Berechnungen ohne die Koeffizientenanpassung. Somit ist hier hauptsächlich das Ackerland für eine erhöhte Evapotranspiration bzw. eine verringerte Gesamtabflusshöhe verantwortlich, die zur Angleichung der gemessenen und modellierten Pegel führt. Darüber hinaus werden erst mit der Verwendung der Fernerkundungsdaten und im Speziellen mit Implementierung der fruchtartenspezifischen Verdunstungsfaktoren bzw. mit separaten Koeffizienten für Hack- und Halmfrüchte anstatt einer homogenen Fläche katasterartige Objekte sichtbar. Diese Einbeziehung der landwirtschaftlichen Kulturarten im Wasserhaushaltsmodell GROWA verdeutlicht die leicht unterschiedliche Verdunstungsleistung, die in diesem Gebiet hauptsächlich von Weizen und Zuckerrüben erbracht wird.

Die erläuterte höhere räumliche Heterogenität bei Verwendung von Satellitenbilddaten nach den beschriebenen Verarbeitungsschritten ist neben der realen Evapotranspiration und dem Gesamtabfluss ebenfalls im Direktabfluss und in der Grundwasserneubildung zu beobachten. Hier wird die Differenzierung jedoch von pedologischen und geologischen Eigenschaften überlagert.

Um nun die zeitliche Dynamik der Jahre 2000 bis 2004 aufzuzeigen, sind die einzelnen Wasserhaushaltskomponenten gemittelt über das gesamte Rureinzugsgebiet in Abbildung 8.12 graphisch dargestellt und in Tabelle 8.7 aufgelistet. Unterschiede und Gemeinsamkeiten für Rechnungen auf Basis von CORINE, DLM25 und der selbstprozessierten Fernerkundungsdaten sind daraus ersichtlich. Dabei muss darauf hingewiesen werden, dass die Angaben für das DLM25 wiederum nur für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes gelten.

In den fünf observierten Jahren ist eine gewisse Niederschlagsvariabilität zu verzeichnen, die in etwa die Bandbreite der Schwankungen der letzten Jahrzehnte abdeckt. Die Jahre 2000 und 2002 sind durch hohe Niederschläge um 1000 mm/a charakterisiert, während 2003 mit 760 mm/a ein eher trockenes Jahr war. Der

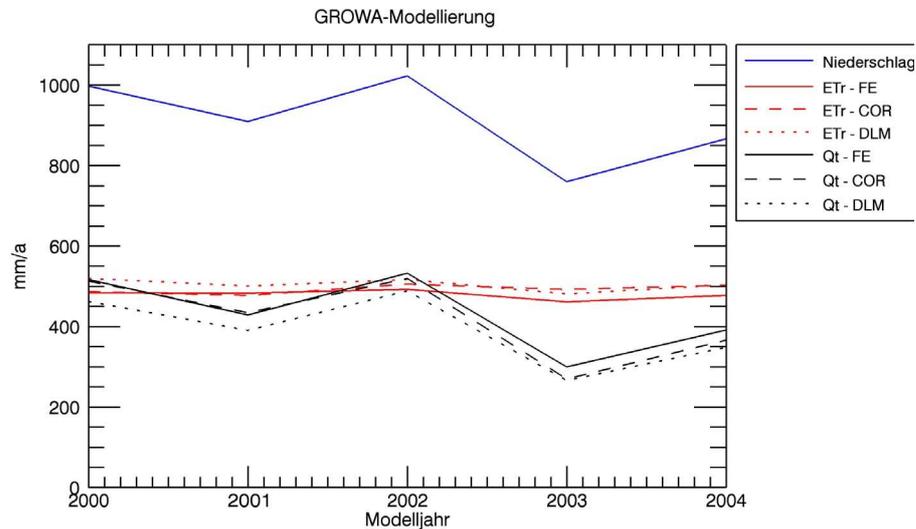


Abbildung 8.12.: Niederschlag, modellierte reale Evapotranspiration und Abflusskomponenten gemittelt über das Rureinzugsgebiet in den Jahren 2000 - 2004.

langjährige Mittelwert wurde bereits mit 855 mm/a angegeben.

Die Modellrechnungen auf Basis verschiedener Datensätze unterscheiden sich im Mittel über das Rureinzugsgebiet nicht wesentlich voneinander, so dass hier ausschließlich die temporäre Dynamik angesprochen wird. Lediglich die Verdunstungsberechnung auf Basis des DLM25 ist ein wenig erhöht, was sich in geringeren Abflussraten äußert.

Auffallend ist der konstante Verlauf der realen Evapotranspiration, der unabhängig vom Niederschlag bei ca. 500 mm/a stagniert. Dies wird insbesondere durch das humide Klima Mitteleuropas verursacht, das im Allgemeinen eine genügende Wassermenge der Verdunstung zur Verfügung stellen kann. Durch die Variabilität des Niederschlags und die konstante reale Evapotranspiration ergibt sich für den Gesamtabfluss ein relativ gesehen starker Jahresgang. 2000, 2001 und 2002 waren mit ca. 500 mm/a, 420 mm/a bzw. 520 mm/a abflussbegünstigende Jahre, während 2003 und 2004 mit ca. 270 mm/a und 360 mm/a eher abflussbenachteiligende Jahre waren. Zusammen mit der geringen zeitlichen Variabilität der realen Evapotranspiration fällt deren geringe räumliche Standardabweichung auf, die hauptsächlich vom Unterschied von Freiland zu bebauten Flächen ausgeht. Die Heterogenität des Untersuchungsgebietes wird in erster Linie im Direktabfluss einer Standardabweichung von 150 -

Daten Statistik		2000		2001		2002		2003		2004	
		μ	σ								
Niederschlag		998	214	909	167	1023	192	760	116	867	135
Corine	ETr	487	70	478	70	505	70	493	87	503	75
	Qt	513	235	434	189	520	202	269	125	366	148
	Qd	321	283	264	234	315	267	163	146	220	188
	Qgw	192	111	170	102	205	118	107	71	146	90
DLM25	ETr	520	86	501	87	517	88	481	89	504	85
	Qt	463	190	390	152	489	174	266	119	349	130
	Qd	282	238	230	193	291	237	158	137	206	167
	Qgw	181	111	160	103	198	120	108	74	143	92
FE	ETr	484	122	483	115	492	118	462	134	477	121
	Qt	517	221	429	182	533	206	300	155	391	163
	Qd	320	271	259	224	323	269	184	163	234	198
	Qgw	197	123	171	110	210	128	116	93	157	108

Tabelle 8.7.: Mittelwert μ und Standardabweichung σ der GROWA-Ausgabedaten in Abhängigkeit von verschiedenen Eingabedatensätzen.

280 mm/a ausgedrückt, diejenige der Grundwasserneubildungshöhe ist in etwa nur halb so groß.

Wie sich die vorgestellten Verbesserungen der Modellergebnisse im Bereich Wasserhaushalt auf den Bereich Stoffströme verhalten, wird in den nächsten Kapiteln analysiert.

9. Das integrierte agrärökonomisch-hydrologische Modellsystem RAUMIS - GROWA - DENUZ

Die Wirkungszusammenhänge zwischen den Bereichen Landwirtschaft und Umwelt sind sehr komplex und oft nicht ausreichend durch Messwerte belegt. Dadurch kann eine Ist-Zustandsanalyse des agrärökologischen Systems und eine Analyse der Auswirkungen politischer Maßnahmen in der Landwirtschaft auf die Umwelt, wie sie z.B. die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert, nicht zielgerichtet durchgeführt werden. Um in einem solchen interdisziplinären Kontext den Transport von Stickstoff aus diffusen zumeist landwirtschaftlichen Quellen bestimmen und Auswirkungen auf Boden und Grundwasser identifizieren zu können, sind die in den vorangegangenen Kapiteln 7 und 8 vorgestellten Modelle RAUMIS und GROWA mit Hilfe des Modells DENUZ bereits erfolgreich miteinander verknüpft worden (z.B. KUNKEL et al. 2005 [106], WENDLAND et al. 2005 [218], GÖMANN et al. 2005 [77]), siehe Abbildung 9.1. Zusätzlich zur Modellierung des Wasserhaushalts und des Nitratabbaus in der ungesättigten Bodenzone wurde das Modell WEKU (KUNKEL & WENDLAND 1997 [107]) zur Berechnung der Verweilzeiten und der Denitrifikation im oberen Aquifer in das System aufgenommen. Durch diese Kopplung wird eine modellgestützte Politikberatung ermöglicht, die auf der Abbildung und Simulation von systemübergreifenden Prozessen beruht und nicht nur auf die Ausweisung von Risikopotenzialen beschränkt bleibt.

In das REGFLUD-Modellsystem bestehend aus RAUMIS, GROWA und DENUZ sollen selbst prozessierte Fernerkundungsdaten eingebracht werden und die sich ergebenden Möglichkeiten und Grenzen analysiert werden. Als Endergebnis dieser Arbeit soll die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden, die von

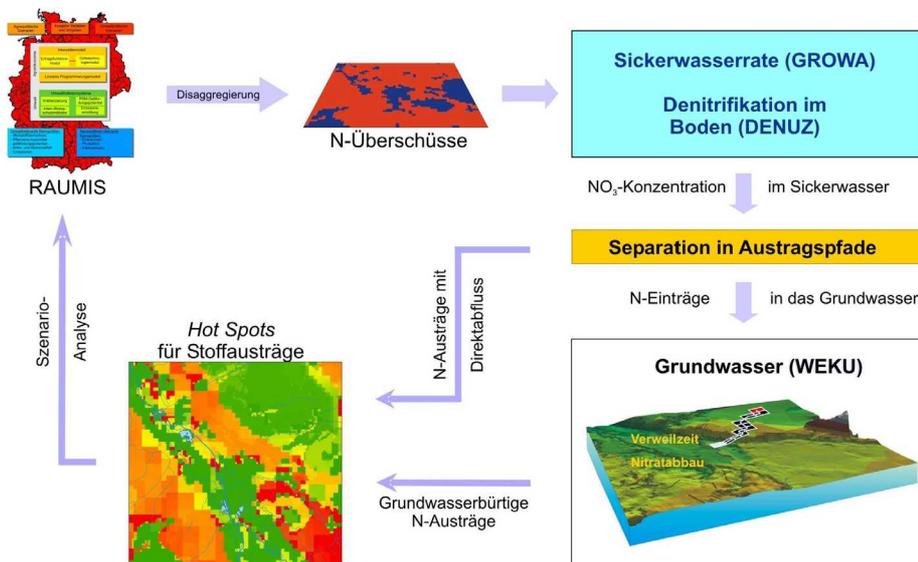


Abbildung 9.1.: Das integrierte agrarökonomisch-hydrologische Modellsystem (WENDLAND et al. 2005 [218]).

der OECD als umweltwirksamer Indikator der Landwirtschaft identifiziert wurde (OECD 2001 [137]). Das Modell WEKU soll nicht mehr Bestandteil dieser Arbeit sein, da die Bedeutung der Fernerkundungsdaten im Modellsystem analysiert werden soll und multispektrale Satellitenbilder Informationen über die Erdoberfläche liefern und eine Betrachtung der grundwasserführenden Gesteinseinheiten nicht erfolgen kann. Ergebnisse einer Modellkopplung auf Basis von selbstprozessierten Fernerkundungsdaten werden einer Modellkopplung auf Basis von CORINE und DLM25 gegenübergestellt.

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von Fernerkundungsdaten

Die Stickstoffbilanzüberschüsse, die mit dem agrarökonomischen Modell RAUMIS der FAL für die Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands berechnet wurden, konnten mit Hilfe der Klassifikationen von Satellitenaufnahmen auf kleinräumige Bezugseinheiten disaggregiert werden (Kapitel 7). Ergebnis war eine Karte der diffusen Stickstoffüberschüsse in räumlichen Auflösungen von 14,25 m, 15 m und 20 m. Gleichzeitig wurden aus Fernerkundungsdaten abgeleitete Parame-

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von FE-Daten 171

ter wie Landnutzung, Versiegelungsgrad und Pflanzenverdunstung im Wasserhaushaltsmodell GROWA eingesetzt und Koeffizienten zur Berechnung der realen Verdunstung angepasst und erweitert (Kapitel 8). Diese Daten werden nun im REGFLUD-Modellsystem verwendet.

Für die Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser muss vor allem die Denitrifikation berücksichtigt werden, da diese die mit dem Sickerwasser verlagerten Stickstoffmengen unter Umständen deutlich reduziert. Wie in Kapitel 2.1 bereits erwähnt wurde handelt es sich bei der Denitrifikation um einen mikrobiellen Prozess, bei dem ein Teil des Stickstoffs in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt wird und den Boden in die Atmosphäre verlassen kann. Das Modell DENUZ, das die Denitrifikation in der ungesättigten Bodenzone quantifiziert, nähert die mikrobielle Aktivität mit der **Michaelis-Menten-Kinetik** an (BISSWANGER 2000 [25]):

$$\frac{dN(t)}{dt} = -D_{max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} \quad (9.1)$$

- mit $N(t)$ = Nitratgehalt des Bodens nach der Verweilzeit t
- t = Verweilzeit
- D_{max} = maximale Denitrifikationsrate
- k = Michaelis-Konstante

In der Enzymkinetik gibt es das Phänomen der Sättigung, d.h. bei sehr hohen Konzentrationen kann die Umsatzgeschwindigkeit nicht weiter gesteigert werden, es wird ein Wert D_{max} erreicht. In Gleichung 9.1 stellt D_{max} die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate dar. Die Michaelis-Konstante k gilt als Maß für die Affinität eines Enzyms zu seinem Substrat, d.h. für die Bindungsstärke zwischen diesen Bindungspartnern. Sie gibt die Substratkonzentration an, bei der die Geschwindigkeit $D_{max}/2$ entspricht (BERG et al. 2003 [21]). In diesem speziellen Fall gibt k die Denitrifikationsbedingungen an (Abbildung 9.2), die auf Werte von $k = 2,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für schlechte Denitrifikationsbedingungen bis $k = 18,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für gute Denitrifikationsbedingungen gesetzt wurden (KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]). Darüber hinaus wurden fünf Denitrifikationsstufen unter Berücksichtigung von Bodentyp und Grundwassereinfluss definiert. t gibt die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelteten Bodenzone wieder (Abbildung 9.3), die über die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) und die Sickerwasserhöhe (Q_s , Differenz von Gesamtabfluss und Ober-

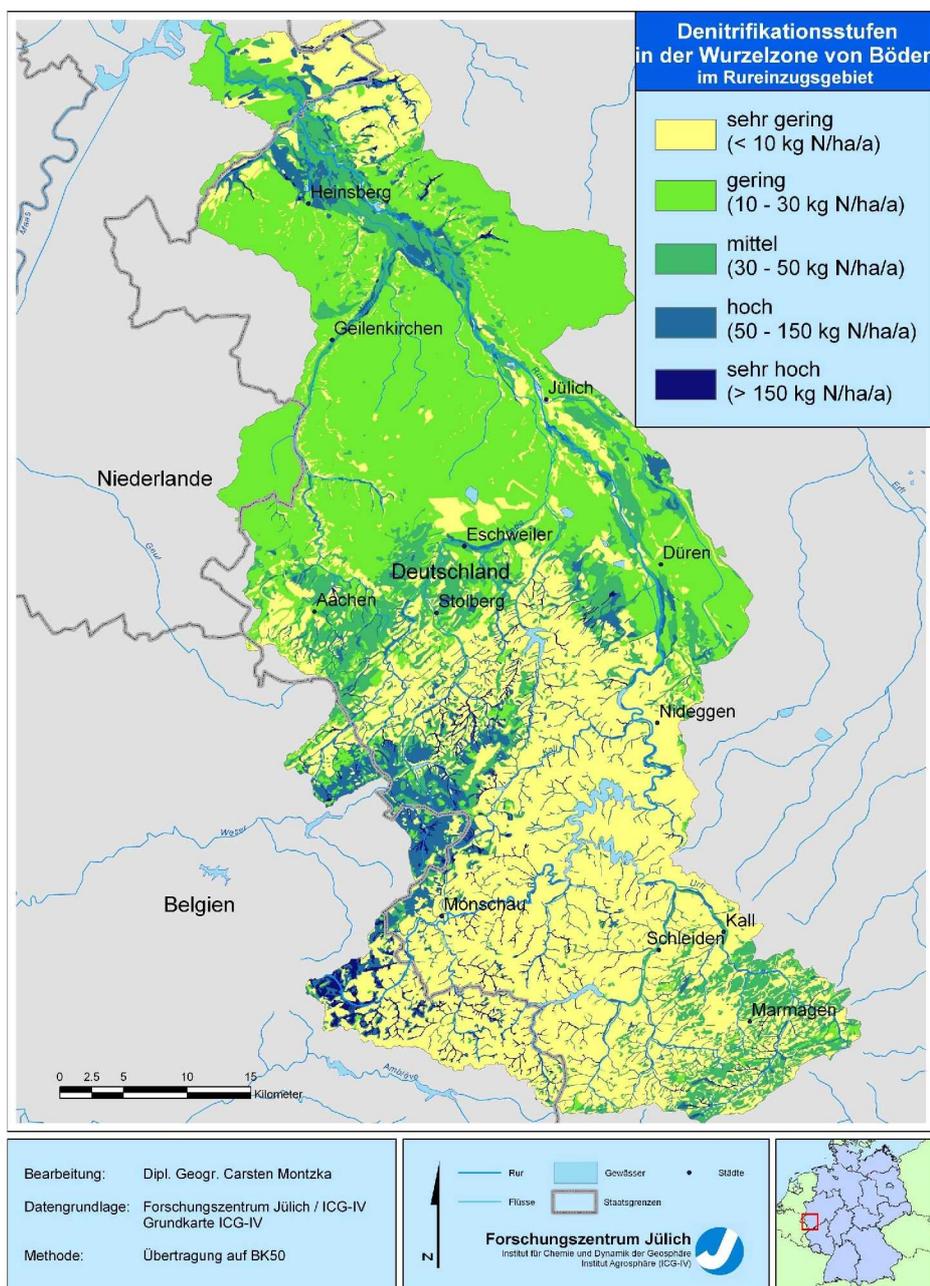


Abbildung 9.2.: Denitrifikationsbedingungen im Boden.

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von FE-Daten 173

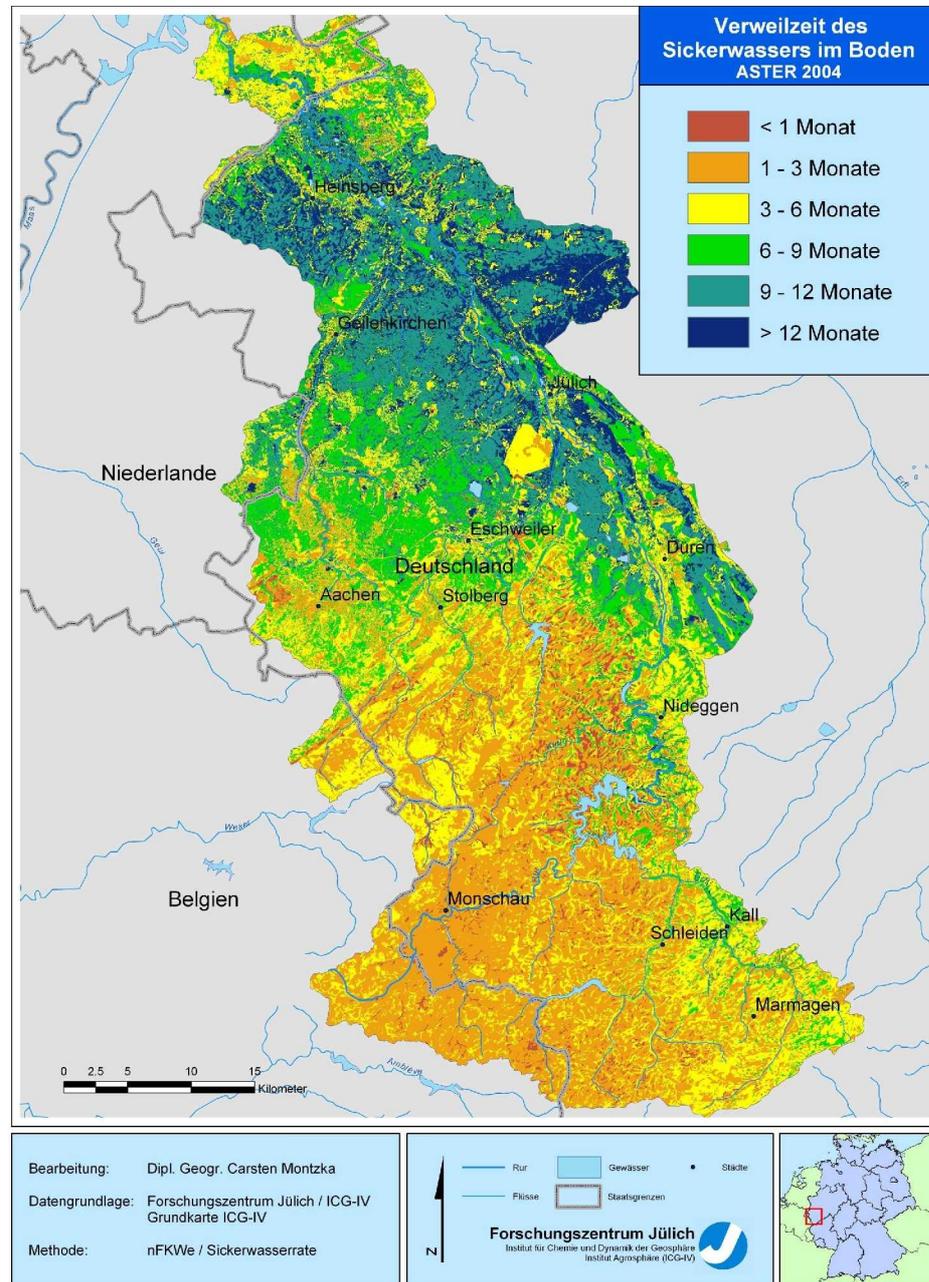


Abbildung 9.3.: Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (anhand der auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004 modellierten Sickerwasserrate berechnet).

flächenabfluss) bestimmt wird (HENNING 2000 [87]):

$$t = \frac{nFKWe}{Q_s} \quad (9.2)$$

Für das südliche Rureinzugsgebiet bedeutet dies, dass die Denitrifikation mit unter $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ sehr gering ausfällt (Abbildung 9.2) und mit einer relativ geringen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden von unter 3 Monaten (Abbildung 9.3) nur eine geringe Denitrifikationsleistung zu erwarten ist. Aber da hier nur geringe Stickstoffbilanzüberschüsse entstehen, wird zunächst nur eine mittlere Gewässerbelastung vorausgesagt. Die grund- und staunassen Böden der Moore und Auen bzw. über kambrischem und ordovizischem Untergrund haben dagegen sehr gute Denitrifikationseigenschaften, so dass hier so gut wie keine Gewässerbelastung vorliegen wird.

Das nördliche Rureinzugsgebiet ist charakterisiert durch geringe Denitrifikationsbedingungen von $10 - 30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, die jedoch begrenzt auf die Flussauen auf sehr hohe Werte über $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ansteigen. Erst die sehr hohe Verweilzeit des Sickerwassers im Boden von stellenweise über einem Jahr ist dafür verantwortlich, dass sehr hohe Stickstoffmengen denitrifiziert werden können. In Anbetracht der hohen Stickstoffbilanzüberschüsse in diesem Gebiet ist dem Boden deshalb eine hohe Pufferkapazität zuzuschreiben.

Diese Aussagen werden durch Abbildung A.5 im Anhang bestätigt, die auf Basis der von ASTER-Daten des Jahres 2004 abgeleiteten Parametern erstellt wurde. In der Düren-Jülicher Börde werden 20 - 60 % der Stickstoffbilanzüberschüsse denitrifiziert, in den Auen der Rur sogar 60 - über 80 %. Im Festgesteinsbereich der Eifel werden nur Denitrifikationsverluste von unter 20 % prognostiziert.

Abbildung 9.4 zeigt die Abhängigkeit der Denitrifikationsrate von den Standortbedingungen und der Stickstoffkonzentration des Bodens¹. Bei einer hohen Konzentration sind hohe Abbauraten möglich. Da die Stickstoffkonzentration jedoch mit der Verweilzeit im Boden durch mikrobielle Aktivität abnimmt, sind demnach auch mit der Zeit sinkende Denitrifikationsraten zu verzeichnen. Bei ungünstigen Milieubedingungen kann die Denitrifikationsrate unter einem Viertel der optimalen Bedingungen fallen.

Da Stickstoff hauptsächlich in Form des wasserlöslichen Nitrats aus dem Boden ausgeht, muss eine Umrechnung von $\text{NO}_3\text{-N}$ in NO_3 erfolgen. Dies wird

¹Stickstoffbilanzüberschüsse übertragen auf den obersten halben Bodenmeter und einer effektiven Lagerungsdichte des Bodens von $1500 \text{ kg}/\text{m}^3$

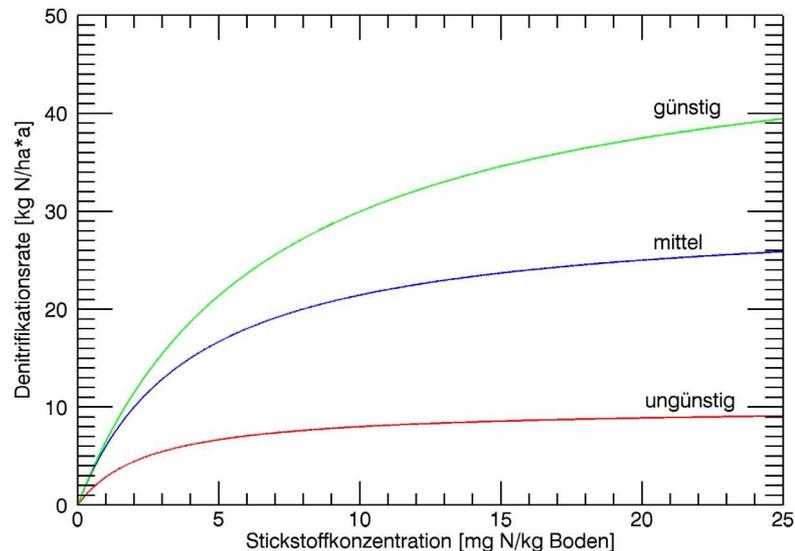


Abbildung 9.4.: Denitrifikationsraten in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen am Standort und der Stickstoffkonzentration des Bodens (WENDLAND 1992 [217]).

durch den Faktor 4,43 erreicht (WENDLAND 1992 [217]). Die Berechnung für die Nitratkonzentration im Sickerwasser erfolgt mit:

$$C_{Nsw} = \frac{N_{ueber} \cdot 4,43 \cdot 100}{SW} \quad (9.3)$$

- mit C_{Nsw} = Nitratkonzentration des Sickerwassers [mg NO₃/l]
- N_{ueber} = Stickstoffüberschuss im Boden ohne Denitrifikationsverlust [kg N·ha⁻¹·a⁻¹]
- 4,43 = Faktor zur Umrechnung von NO₃-N in NO₃
- SW = Sickerwasserhöhe [mm/a]

Das Ergebnis wird nun in der Einheit mg NO₃/l angegeben und ist in Abbildung 9.5 dargestellt. Der Grenzwert für Nitrat ist nach Maßgaben der Nitratrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1991 [149]), der Trinkwasserrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1998 [150]), der Wasserrahmenrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000 [151]) und der Grundwasserrichtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2006 [152]) auf einheitlich jeweils 50 mg NO₃/l in den Grund- und Oberflächengewässern beschränkt bzw. als Zielgröße definiert. Da das Sickerwasser für die Neubildung des Grundwassers verantwortlich ist und

das Grundwasser mit Oberflächengewässern in Kontakt steht, ist auch die Einhaltung dieser Grenzwerte für das Sickerwasser angemessen.

Mit Hilfe der in das Modellsystem integrierten Fernerkundungsdaten können *Belastungs-Hot-Spots* genau lokalisiert werden, was später anhand von Abbildung 9.6 erläutert wird. Bei der Charakterisierung des gesamten Rureinzugsgebietes steigen die berechneten Nitratkonzentrationen insbesondere im Bereich der Düren-Jülicher Börde und dort ausschließlich auf Ackerland auf bis über 120 mg NO₃/l an, übersteigen also um ein vielfaches die politisch ausgehandelten Grenzwerte. Trotz der bereits zuvor anhand der mittel bis hohen Denitrifikation im Boden, der hohen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und der daraus resultierenden hohen Denitrifikationsverluste im Boden, liegt die Nitratkonzentration im Sickerwasser dort weiterhin auf einem hohen Niveau. Die unterschiedliche Höhe der Düngemittelapplikation zur Wachstumsförderung der entsprechenden Feldfrüchte ist in der Parzellenstruktur der Nitratkonzentrationen wieder zu erkennen. Generell liegen die Werte über 40 mg NO₃/l und eine starke potenzielle Belastung ist in der Nordspitze des Kreises Aachen und im Kreis Heinsberg zu verzeichnen. Flächen entlang der Rur sind davon in geringerem Maße betroffen, da dort bessere Denitrifikationsbedingungen herrschen und sehr hohe Nitratkonzentrationen nicht auftreten. Im südlichen Rureinzugsgebiet fallen die Stickstoffbilanzüberschüsse zwar geringer aus und der Gesamtabfluss liegt höher, doch in Verbindung mit schlechten Denitrifikationsbedingungen beträgt die Nitratkonzentration im Sickerwasser 20 - 60 mg NO₃/l.

Eine Hilfe zur Einschätzung der Brisanz können die in Tabelle 9.1 dargestellten Gewässergefährdungspotenziale liefern. Zusätzlich zu den Gefährdungsklassen sind die prozentualen Anteile der Modellergebnisse auf den verschiedenen Datenbasen für die Modelljahre 2000 - 2004 aufgelistet. Im Allgemeinen liegen die Ergebnisse der Modellrechnungen auf Basis von selbst prozessierten Fernerkundungsdaten, CORINE Land Cover und DLM25 in ähnlichen Größenordnungen. Die durch Satellitendaten unterstützte und erweiterte Modellierung berechnet geringere Anteile an Flächen mit einer sehr hohen Gefährdung als die übrigen Modellrechnungen. Dies geht meist zugunsten mittlerer bis geringer Belastungen. Auf der Grundlage der Ergebnisse mit Fernerkundungsdaten wird die Gefährdungssituation somit geringer eingeschätzt als bei Verwendung von CORINE und DLM25.

Die jährliche Fluktuation der Nitratkonzentrationen kann neben den Daten in Ta-

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von FE-Daten 177

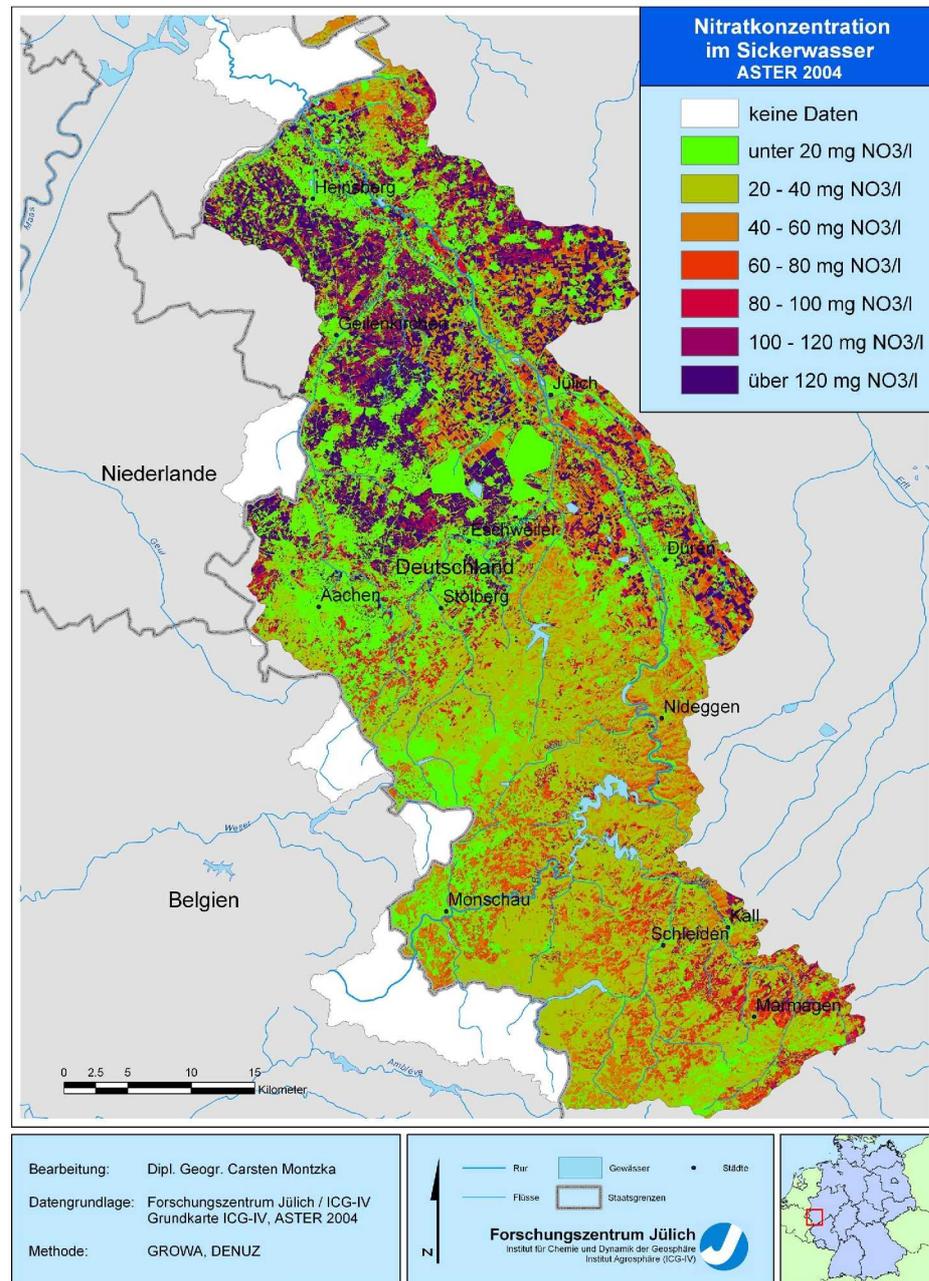


Abbildung 9.5.: Nitratkonzentration im Sickerwasser des Rureinzugsgebietes berechnet mit GROWA und DENUZ auf Basis von ASTER-Daten des Jahres 2004.

Gefährdungs- klasse	NO ₃ - Konzentration [mg/l]	2000 [%]			2001 [%]		
		FE	CO	DL	FE	CO	DL
sehr gering	< 15	18.4	20.8	21.9	14.7	17.1	20.2
gering	15 - 25	23.6	19.0	16.5	18.2	15.3	12.0
mittel	25 - 35	12.1	9.8	11.5	14.5	9.9	9.6
hoch	35 - 50	10.5	13.7	13.6	13.2	13.1	14.2
sehr hoch	> 50	35.4	36.7	36.5	39.4	44.5	44.0

Gefährdungs- klasse	2002 [%]			2003 [%]			2004 [%]		
	FE	CO	DL	FE	CO	DL	FE	CO	DL
sehr gering	18.9	20.4	22.2	23.1	17.5	19.8	17.9	16.4	19.6
gering	26.7	18.5	16.5	8.7	8.5	8.0	19.1	12.8	9.3
mittel	12.6	9.6	11.9	10.3	7.9	5.6	17.4	9.9	10.0
hoch	12.5	15.0	17.7	13.7	10.6	11.0	9.8	11.6	14.0
sehr hoch	29.3	36.5	31.7	44.2	55.5	55.7	35.8	49.3	47.0

Tabelle 9.1.: Bewertung des Gewässergefährdungspotenzials anhand der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser (FELDWISCH et al. 1998 [64]) und prozentuale Anteile für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes (FE = selbst prozessierte Fernerkundungsdaten, CO = CORINE, DL = DLM25).

Jahr	μ [mg NO ₃ /l]	σ [mg NO ₃ /l]
2000	50,24	44,44
2001	51,70	41,27
2002	42,00	34,54
2003	61,96	59,40
2004	51,22	46,88

Tabelle 9.2.: Mittelwerte und Standardabweichungen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser berechnet auf Basis von selbst bearbeiteten Satellitenbilddaten für den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes.

belle 9.1 zusätzlich in Tabelle 9.2 abgelesen werden. Im Mittel schwanken die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um den Grenzwert von 50 mg NO₃/l. Lokal können jedoch erhebliche Unterschiede vorliegen. Da die Landnutzungsanteile im Rureinzugsgebiet in den Jahren 2000 - 2004 annähernd gleich geblieben sind und die Ausbringung von Düngemitteln kreis- und fruchtartenbezogen systembedingt ebenfalls gleich sind, sind die jährlichen Unterschiede in den klimatischen Gegebenheiten zu suchen. Das Jahr 2002 ist sehr feucht, d.h. der Gesamtabfluss liegt mit 533 mm/a (Tabelle 8.7) sehr hoch. Durch diese verdünnenden Bedingungen liegt die mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser des Jahres 2002 bei 42 mg NO₃/l, d.h. noch unter dem EU-Grenzwert. In einem trockenen Jahr wie 2003 mit 300 mm/a Gesamtabfluss (Tabelle 8.7) liegen die Nitratkonzentrationen bei fast 62 mg NO₃/l, und übersteigen damit den EU-Grenzwert. Auch

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von FE-Daten 179

die räumlichen Kontraste der Gewässerbelastung steigen mit sinkender Sickerwassermenge. Flächen mit hohem Stickstoffeintrag gefährden das Grundwasser in trockenen Jahren in weit höherem Maße als in feuchten Jahren. Dies zeigt sich z.B. in der höheren Standardabweichung von 59,40 mg NO₃/l im Jahr 2003 gegenüber jener von 2002 mit 34,54 mg NO₃/l. Festzuhalten ist, dass bei sehr ähnlichen Mengen von auf die Felder ausgebrachten Düngemittelmengen die Belastungssituation sehr stark variieren kann. Die klimatischen Verhältnisse sind also Metainformationen, die für eine Beurteilung der Belastungssituation entscheidende Voraussetzung sind. Allein in den fünf betrachteten Jahren schwanken die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers um 20 mg NO₃/l und liegen mal unter, mal über dem EU-Grenzwert von 50 mg NO₃/l. Solche witterungssensitiven Zusammenhänge wären auch vor dem Hintergrund der *climate change*-Forschung interessant.

In Abbildung 9.6 sind die Unterschiede der Modellergebnisse im Detail dargestellt, die durch die Verwendung von CORINE, DLM25 bzw. Fernerkundungsdaten entstehen. Auch hier erscheinen die Modellergebnisse der Berechnungen auf Basis von CORINE und DLM25 flächenhaft und wenig differenziert. Am Beispiel des Ausschnittes der Nitratkonzentration berechnet auf Basis von ASTER-Daten für das Jahr 2004 ist deutlich die thematische und räumliche Auflösungsverbesserung zu beobachten. Nun kann die spezielle Situation auf unterschiedlichen Parzellen wiedergegeben werden (MONTZKA et al. 2006 [130]). Zusätzlich zu den Siedlungsflächen können die versiegelten Flächen der Straßen nun ausgespart werden. Allerdings bleiben weiterhin Niveauunterschiede an den Kreisgrenzen bestehen.

Zusammenfassend wird das Schema des erneuerten REGFLUD-Modellsystems unter Verwendung von multispektralen Fernerkundungsdaten wie ASTER, SPOT und LANDSAT in Abbildung 9.7 dargestellt. Über Satellitenbilddaten werden die Landnutzung inklusive Fruchtarten, die Versiegelungsgrade und die pflanzenspezifischen Verdunstungsfaktoren ermittelt. Die Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS werden auf die Fruchtarten disaggregiert und stehen nun parzellenscharf zur Verfügung. Landnutzung, Versiegelungskarte und Pflanzenverdunstung werden dazu herangezogen, das Wasserhaushaltsmodell GROWA zu erweitern bzw. die Modellergebnisse zu verbessern. Das Modell DENUZ berechnet nun die Denitrifikation im Boden auf Basis der disaggregierten Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS und der Abflusskomponenten

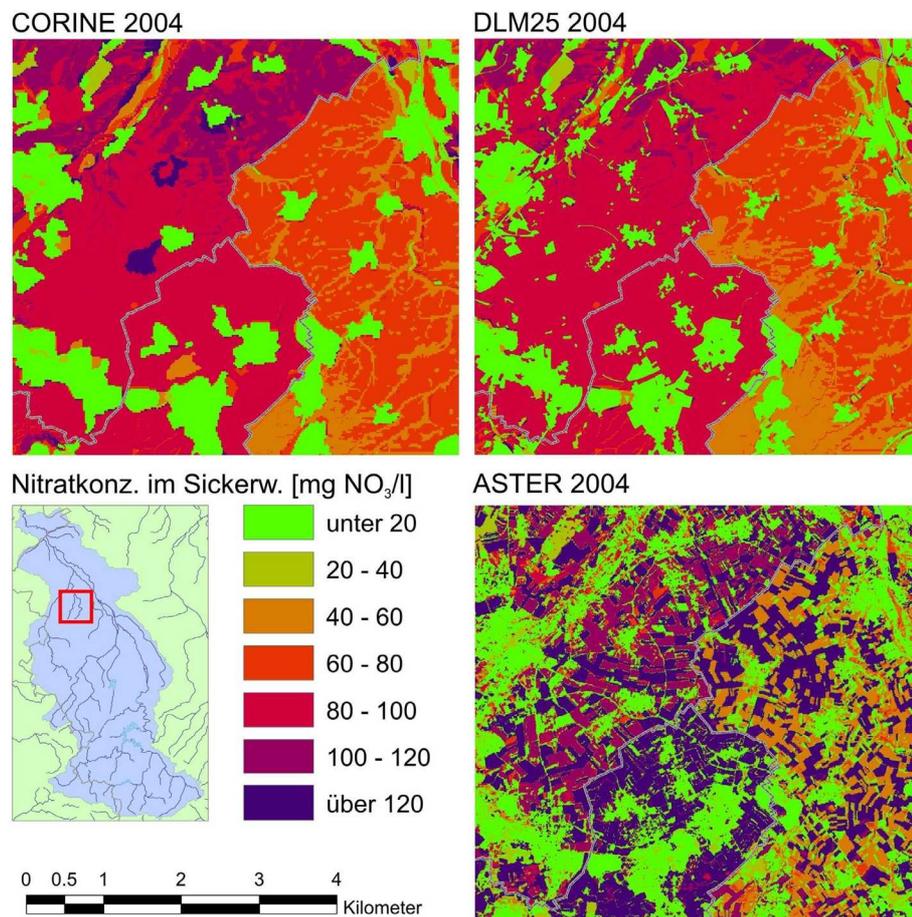


Abbildung 9.6.: Detailansicht der Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet auf Basis von CORINE, DLM25 bzw. ASTER für das Jahr 2004.

aus GROWA. Dadurch entsteht ein Modellverbund, in dem die Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden kann. Letztendlich sind dadurch Szenarioberechnungen möglich, die die Auswirkungen von politischen Minderungsmaßnahmen beschreiben (WENDLAND et al. 2005a [218]). Eine solche Analyse wird in Kapitel 10 durchgeführt.

Zwar stellt die Nitratkonzentration im Sickerwasser die Zielgröße dieser Arbeit dar, an der die Belastungssituation direkt nachvollzogen werden kann, doch die Stickstofffracht der Austragspfade kann generelle Hinweise zur Denitrifikation im Grund- und Oberflächengewässer geben. Es soll ein kurzer, allgemeiner

9.1. Modellierung der Nitratkonzentration unter Verwendung von FE-Daten 181

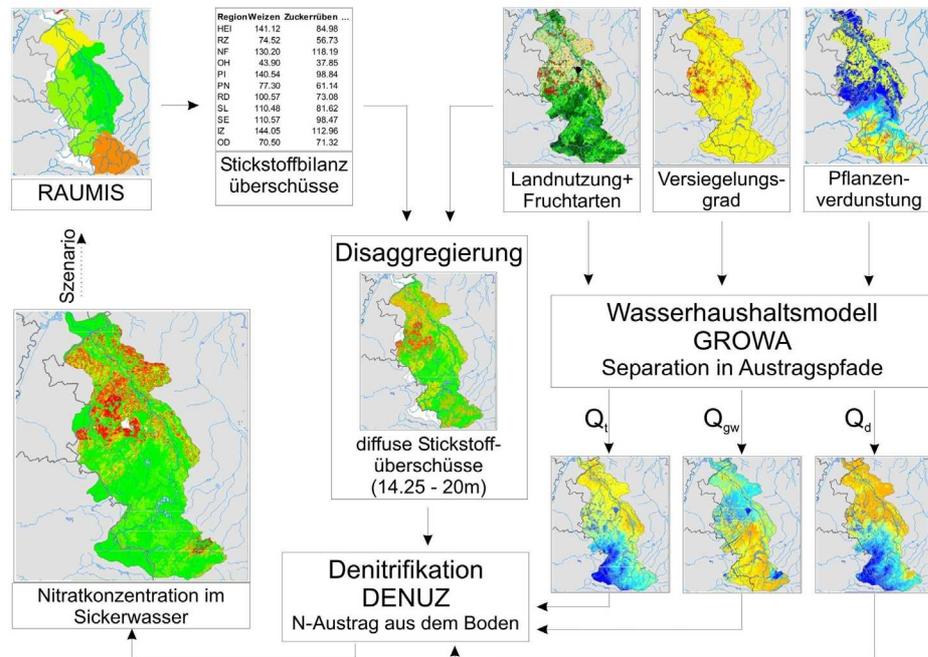


Abbildung 9.7.: Das integrierte agrarökonomisch-hydrologische Modellsystem RAUMIS - GROWA - DENUZ.

Überblick gegeben werden, da multispektrale Satellitenbilddaten Informationen über die Oberfläche der Erde und ihre Bedeckung liefern und in dieser Arbeit die Bedeutung der Fernerkundung in der Modellierung des oberflächennahen Wasserhaushalts und der damit gekoppelten Stoffströme analysiert werden soll.

Auf Basis der BFI-Werte und Gleichung 9.3 kann die Nitratkonzentration im Sickerwasser in die Stickstofffracht im Basisabfluss (Abbildung A.6 im Anhang) und in die entsprechende Stickstofffracht im Direktabfluss (Abbildung A.7 im Anhang) aufgeteilt werden. Daraus ergibt sich, dass sich in der Eifel Nährstoffverluste im Wesentlichen über den Direktabfluss bemerkbar machen. Dort sind meist Braunerden unter als Viehweide genutztem Grünland die Hauptverursacher von Stickstoffbilanzüberschüssen, von denen über $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ aufgrund der hohen Hangneigung und des Festgesteinsuntergrundes oberflächennah ausgetragen werden. Darüber hinaus sind im Kreis Aachen vereinzelt hohe Stickstoffausträge mit dem Direktabfluss zu verzeichnen, die aufgrund der extrem hohen Überschüsse selbst im Direktabfluss hohe Austräge verursachen. Die schnelle Abfuhr der Stickstoffmengen ist mit kurzen Verweilzeiten von weni-

gen Wochen bzw. mit einer geringen Denitrifikation verbunden. Dadurch wird die Qualität der tiefer liegenden Oberflächengewässer beeinträchtigt, nur in geringem Maße jedoch das Entstehungsgebiet.

Aus den intensiv landwirtschaftlich genutzten Parabraunerden und Pseudogleyen der Jülicher Börde stammt hauptsächlich die Stickstofffracht im Basisabfluss. Fast auf der gesamten Ackerfläche werden erhöhte Werte über $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ins Grundwasser eingetragen. Lange Verweilzeiten im Grundwasser von über 10 Jahren können in diesem Lockergesteinsbereich den Stickstoffgehalt im Aquifer bis zu einem gewissen Grad vermindern. Aus diesem Grund können verminderte Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft, wie sie z.B. Ziel von agrarumweltpolitischen Maßnahmen sind, im Direktabfluss schneller messbare Veränderungen bewirken als dies im Grundwasser der Fall wäre.

9.2. Genauigkeitsanalyse

Um als Grundlage für agrarumweltpolitische Entscheidungen dienen zu können, sind neben den eigentlichen Modellaussagen auch die darin enthaltenen Unsicherheiten anzugeben (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2003 [48]). Bisher wurden nur die Modellergebnisse analysiert und interpretiert, es muss aber noch abgeschätzt werden, ob das Endergebnis mit der Realität vergleichbar ist. Die Analyse der Genauigkeit der Modellergebnisse erfolgt dabei auf zweierlei Arten. Zum Einen werden einzelne Parameter innerhalb des Modellsystems, das in Abbildung 9.1 dargestellt ist, herausgegriffen und anhand von Messungen validiert. Zum Anderen werden statistische Größen zur Ermittlung der Genauigkeit herangezogen.

Die Zielgröße des Modellsystems, die Nitratkonzentration im Sickerwasser, konnte flächendeckend für das Rureinzugsgebiet berechnet werden. Die Qualität dieser Modellrechnungen kann aber lediglich mit Punktmessungen zur Nitratkonzentration im Grundwasser überprüft werden. Dazu stehen zwölf Brunnen zur Verfügung, die allerdings im mittleren östlichen Rureinzugsgebiet, auf der Jülicher Zwischenscholle konzentriert sind und nicht gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind (Abbildung 9.8). Aus Gründen der Datenverfügbarkeit muss in Kauf genommen werden, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nur indirekt mit der Nitratkonzentration im Grundwasser verglichen werden kann. Im Aquifer können Verdünnungs- sowie zusätzlich Retentions- und Abbauprozess-

se zur Veränderung der Nitratkonzentrationen führen.

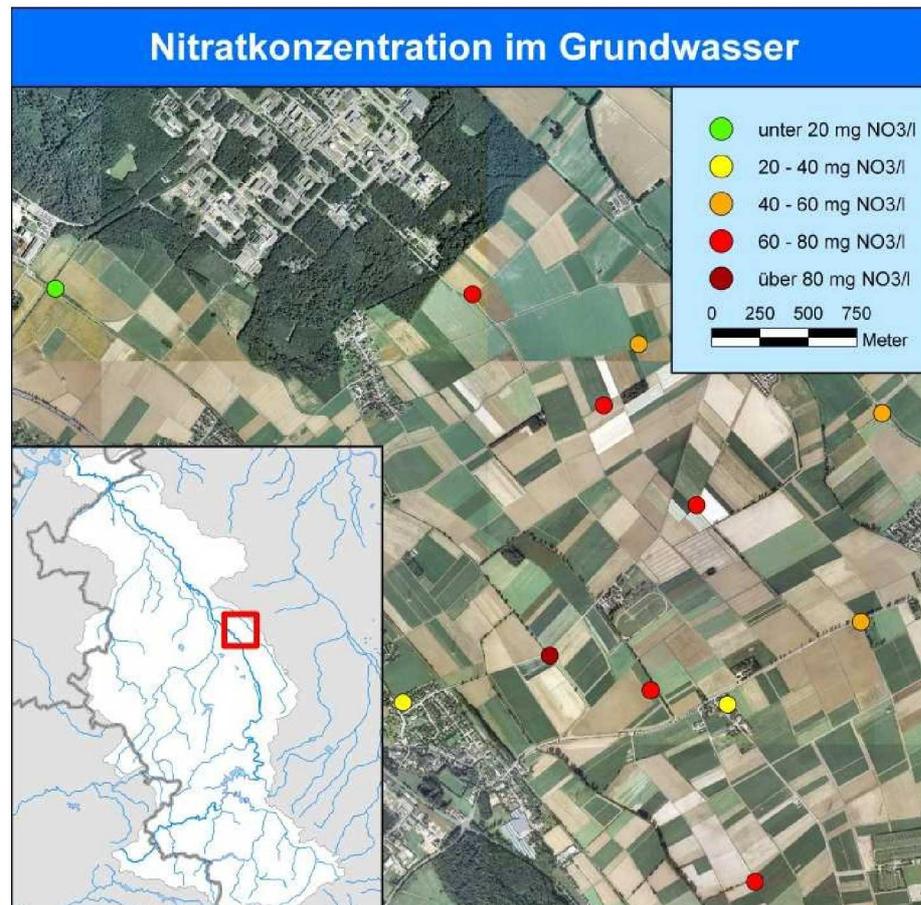


Abbildung 9.8.: In 5 bis 7 m Tiefe gemessene mittlere Nitratkonzentrationen im Grundwasser.

Da erst Anfang 2005 mit den Messungen begonnen wurde und die seitdem monatlich stattfinden, können keine Referenzinformationen für den Modellzeitraum 2000 - 2004 geliefert werden. Es soll dennoch versucht werden, das zweijährige Mittel der Jahre 2005 und 2006 mit dem fünfjährigen Mittel der Jahre 2000 - 2005 in Verbindung zu setzen. Da die Nitratkonzentration im Sickerwasser diejenige des Grundwassers nicht punktuell sondern flächenhaft beeinflusst, wird um jede Probenentnahmestelle ein 200 m Radius definiert. Der fünfjährige Mittelwert dieser Fläche wird für die Modellrechnungen auf Basis von selbstprozessierten Fernerkundungsdaten, CORINE Land Cover und DLM25 berechnet. Dieser wird

mit den zweijährigen Mitteln der punktuellen Messungen in Beziehung gesetzt. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 9.9 dargestellt.

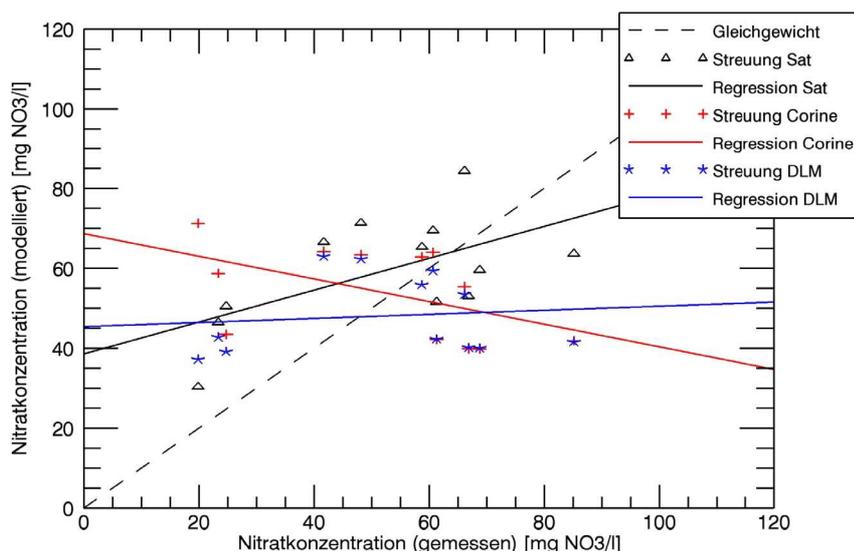


Abbildung 9.9.: Streudiagramm und Regression der gemessenen bzw. auf Basis von CORINE, DLM25 und Satellitendaten modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Während die Resultate der Modellierung auf Grundlage von DLM25-Daten keinerlei Zusammenhang mit den Messergebnissen aufweisen, zeigen diejenigen auf Grundlage von CORINE sogar einen negativen Zusammenhang. Allein für die mit Hilfe von Satellitenbilddaten verbesserte Berechnung wird eine eindeutige, wenn auch nicht signifikante Beziehung hergestellt. Die zusätzlich in Tabelle 9.3 quantifizierten Modellergebnisse verbessern sich ausgehend von der Berechnung mit CORINE Land Cover über jene mit DLM25 bis hin zu den Modellrechnungen auf Basis von selbst prozessierten Fernerkundungsdaten. Während CORINE einen negativen Zusammenhang ausweist ($R = -0,50$) und das DLM25 keinen Bezug zu den Messungen hat ($R = 0,11$), können Modellrechnungen mit ASTER-, SPOT- und LANDSAT-Daten durch die Messungen bestätigt werden ($R = 0,59$).

Die Qualität der Ergebnisse ist durch den unterschiedlichen Zeitraum und die unterschiedliche Messgröße zu begründen. Darüber hinaus ist die Nitratkonzentration eine sehr sensible Messgröße, die sehr stark von den Wasserhaushaltsbedingungen abhängig ist. Neben der erwähnten bedingten Vergleichbarkeit der

Datensatz	Regressionsgerade	Korrelation (R)
Fernerkundung	$y = 0.399x + 38.624$	0,59
CORINE	$y = -0.283x + 68.738$	-0,50
DLM25	$y = 0.051x + 45.488$	0,11

Tabelle 9.3.: *Regressionsgerade und Korrelationskoeffizient (R) der Modellergebnisse mit Messwerten der Nitratkonzentration.*

Nitratkonzentration im Sickerwasser und der Nitratkonzentration im Grundwasser, gibt es eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen, sei es in den Datengrundlagen oder den verwendeten Modellansätzen.

In den Kapiteln über die Bearbeitung der Fernerkundungsdaten wurden schon die jeweiligen statistischen Gütemaße präsentiert. Dabei wird die geographische Genauigkeit, die mit der manuellen Geokorrektur und dem automatischen Contour Matching-Verfahren hergestellt wird, nicht berücksichtigt. Allein die thematische Genauigkeit ist Bestandteil dieser Untersuchung. Der κ -Koeffizient gilt als ausreichendes Maß für die Qualität des Klassifikationsergebnisses und dieses ist mit Werten über 0,898 als *gut* einzuschätzen. Diese hohe Genauigkeit überträgt sich auf die Qualität des davon abhängigen Transfers der Verdunstungskoeffizienten (STEHMAN & MILLIKEN 2007 [194]). Der Versiegelungsgrad, der über eine Regression ermittelt wird, ist mit Koeffizienten (R^2) von über 0,61 als befriedigend zu bewerten.

Das Statistische Bundesamt gibt die Qualität des CORINE Land Cover Datensatzes für das Gebiet der alten Bundesländer Deutschlands mit 84,9 % an. Eine thematische Genauigkeit wird für das DLM25 nicht angegeben. Ebenso werden für und die Hydrologische Karte (HK50) keine Angaben über die Genauigkeit bekannt gegeben, man spricht lediglich von einer ausreichenden Genauigkeit, um einen vergleichenden Überblick über den geologischen Untergrund und deren regionale Bedeutung zu gewinnen. Die Bodenkarte (BK50) gibt lediglich den Leitbodentyp und die entsprechende Bodenform mit einem oder mehreren vergesellschafteten Bodentypen an. Aus diesem Grund ist es möglich, dass der Leitbodentyp in dieser Klasse nur zu einem Drittel vertreten ist und der Rest durch bodensystematisch abhängige Bodentypen eingenommen wird.

Für das digitale Höhenmodell wird eine Höhengenaugkeit von $\pm 1-3$ m angegeben, von der in bewaldeten sowie künstlich umgestalteten Gebieten Abweichungen auftreten können. Die relative Genauigkeit der Höhenangabe zueinander, die in die Modellierung ausschließlich als Hangneigung und Exposition eingeht, liegt

höher.

Klimainformationen und Abflusspegel gehen als Punktmessungen in die Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten ein. So ist z.B. die Messung der Niederschlagshöhe ist mit erheblichen Schwierigkeiten und Fehlern verbunden. So kann allein der windinduzierte Messfehler 2 – 10 % bei Regen und 10 – 50 % bei Schnee betragen (NESPOR & SEVRUK 1999 [135]). Die Klimamessungen wurden in Abhängigkeit von der Topographie regionalisiert, so dass der Sommerniederschlag, der Winterniederschlag und die potenzielle Verdunstungshöhe flächendeckend zur Verfügung stehen. Die Richtigkeit dieser Regionalisierung kann nicht eindeutig bestimmt werden, lediglich die Höhenkorrelation kann mit $R^2 \geq 0,68$ für den Niederschlag und $R^2 \geq 0,82$ für die potenzielle Verdunstung angeführt werden.

Somit ist die Qualität der Eingabedaten im Hinblick auf die Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten bzw. bei mittleren räumlichen Auflösungen von 15 - 20 m als *gut* zu bewerten.

Das Agrarsektormodell RAUMIS basiert auf der Bodennutzungshaupterhebung. Damit gelten die Eingabedaten als die bestmögliche Beschreibung der landwirtschaftlichen Struktur auf Kreisebene. Inwieweit die Modellergebnisse, d.h. insbesondere die Stickstoffbilanzüberschüsse der Verfahrenseinheiten konform mit der Statistik sind, wurde von der FAL nicht ermittelt. Doch der methodische Ansatz der Übertragung der kreisbezogenen Stickstoffbilanzüberschüsse auf einzelne Parzellen bietet Raum für Verbesserungen, denn im RAUMIS werden keine Hof- oder Betriebsbilanzen für einzelne Betriebe berechnet, sondern über Kreise gemittelte Bilanzen. Dieses Problem ist bereits erkannt worden, weshalb aktuell von der FAL eine RAUMIS-Version entwickelt wird, die auf Basis von Gemeinden arbeitet.

Die GROWA-Ergebnisse sind zumindest auf Subeinzugsgebietsebene als sehr gut einzuschätzen, da eine spezielle empirische Anpassung der Evapotranspirationsberechnung auf gemessene Flusspegel erfolgte. Durch die unterschiedlichen Charakteristika der Subeinzugsgebiete wurde eine bestmögliche Kalibrierung der einzelnen Landnutzungen erreicht. Da keine punktuellen Messungen der Grundwasserneubildung, des Direktabflusses oder der Verdunstungshöhe vorliegen, kann für einzelne Modellpixel keine genaue Aussage über deren Qualität getroffen werden.

Trotz all der genannten möglichen Ursachen für Ungenauigkeiten wird der Qualitätstrend bestätigt. In Abbildung 9.10 sind nochmals die Modellergebnisse für

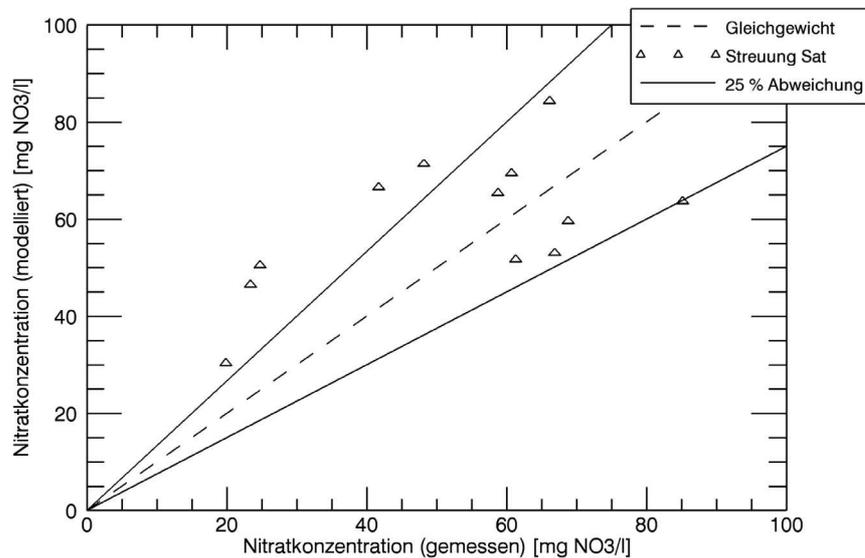


Abbildung 9.10.: Streudiagramm der gemessenen bzw. auf Basis von Satellitendaten modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit 25 % Abweichungslinie.

Fernerkundungsdaten über den Messwerten aufgetragen. Darüber hinaus ist ein Bereich von $\pm 25\%$ Abweichung markiert. Zu erkennen ist, dass in den meisten Fällen Messwerte und Modellergebnisse gut reproduziert werden. Insbesondere bei einem hohen Belastungspotenzial in der Umgebung der Messstelle werden gute Ergebnisse erzielt.

Bei geringen gemessenen Nitratkonzentrationen werden tendenziell zu hohe Werte berechnet. Eventuell werden hier Stickstoffbilanzüberschüsse nicht korrekt disaggregiert. Da die Nitratkonzentrationen im Grundwasser niedriger als die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind, ist es ebenso denkbar, dass im Grundwasser Denitrifikationsprozesse stattfinden.

Insgesamt betrachtet gibt es zwar beträchtliche Unterschiede in den Modellergebnissen und gemessenen Nitratkonzentrationen, aber es wird dennoch die gleiche Größenordnung erreicht. Somit ergeben sich an der Gesamtverteilung der Gefährdung durch Nitrat im Rureinzugsgebiet keine Änderungen. Agrarumweltpolitische Maßnahmen, die im folgenden Kapitel analysiert werden, können dennoch auf ihre Auswirkungen im gesamten Untersuchungsgebiet hin analysiert werden und Aussagen über politische Instrumente getroffen werden.

10. Szenarioanalyse

agrarumweltpolitischer

Reduktionsmaßnahmen

Im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie, der Nitratrichtlinie und der Grundwasserrichtlinie der Europäischen Union sind die Mitgliedsstaaten dazu verpflichtet, agrarumweltpolitische Maßnahmen für den Gewässerschutz umzusetzen. Dabei müssen die Auswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen auf ihre Kostenwirksamkeit überprüft werden (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2000 [151], Art. 9 Abs. 1 und Art. 16 Abs. 6). Ein wichtiges Umweltqualitätsziel ist der obere Grenzwert für Nitrat von 50 mg/l. Das vorgestellte REGFLUD-Modellsystem bestehend aus RAUMIS, GROWA und DENUZ kann mit Hilfe von Fernerkundungsdaten eine genaue Analyse solcher Maßnahmen unterstützen und Auswirkungen auf die Umwelt vorhersagen. Damit kann eine Analyse der regional differenzierten Auswirkungen auf N-Konzentrationen und der Effizienz aus gewässerökologischer Sicht durchgeführt werden. Um die Vorteile und die Möglichkeiten des Modellsystems aufzuzeigen, werden zwei Szenarien, die in der Politik für das Bundesgebiet seit Jahren diskutiert werden, analysiert (MÖLLER et al. 2003 [128], KUNKEL & WENDLAND 2006 [110]).

Die erste Maßnahme ist eine Abgabe von 200 % auf den Zukaufspreis von Mineralstickstoff. Eine solche Stickstoffsteuer würde aber nur stickstoffhaltige Handelsdünger erfassen, nicht dagegen die Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung. Da von verschiedenen Seiten eine stärkere Bindung der Viehhaltung und die landwirtschaftliche Fläche gefordert wird, wird diese in einem zweiten Szenario auf einer Großvieheinheit (GVE) pro Hektar beschränkt.

Von der FAL wurden die Auswirkungen dieser potenziellen Maßnahmen auf Produktion, Faktoreinsatz, Agrareinkommen und Stickstoffbilanz mit dem agrarökonomischen Modell RAUMIS untersucht. Die für diese Arbeit relevan-

ten Stickstoffbilanzüberschüsse werden je nach Maßnahme und Agrarstruktur eines Kreises unterschiedlich stark reduziert. Als Referenz dienen die in Kapitel 7.2 bzw. Kapitel 9 berechneten Daten. Aus Tabelle 10.1 geht hervor, dass eine Steuer auf mineralischen Stickstoff eine sehr viel stärkere Reduktion der Stickstoffüberschüsse zur Folge hätte als eine Beschränkung der Tierproduktion.

Kreis	Reduktion durch Steuer [%]	Reduktion durch 1 GVE/ha [%]
Aachen	35,08	7,58
Düren	70,59	0,00
Euskirchen	37,04	0,00
Heinsberg	48,03	0,02
Viersen	29,08	6,45

Tabelle 10.1.: *Prozentuale Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse bei einer Stickstoffsteuer von 200 % und einer Beschränkung der Großvieheinheiten pro ha.*

Disaggregiert man diese reduzierten Stickstoffbilanzüberschüsse unter der Annahme gleicher Reduktionsanteile je Fruchtart auf die Landnutzung des Rureinzugsgebietes in den Jahren 2000 - 2004 nach dem in Kapitel 7 beschriebenen Verfahren, so erhält man die in Abbildung 10.1 bzw. in Abbildung A.8 im Anhang (beispielhaft für das Jahr 2004) dargestellten potenziellen absoluten Reduktionen. Für nichtagrare Flächen werden die Bilanzüberschüsse aus Kapitel 7.2 übernommen.

Speziell für das Rureinzugsgebiet ist aus Abbildung 10.1 ersichtlich, dass eine Stickstoffsteuer die Stickstoffbilanzüberschüsse um über $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ gegenüber der Referenz reduzieren kann. Dabei eignen sich die Agrarflächen der Lockergesteinsbereiche am besten für potenzielle Reduktionen. Ein Vorteil ist die parzellengenaue Identifikation dieser Reduktionen. Bei einer Beschränkung der Viehbesatzdichte auf 1 GVE/ha (Abbildung A.8 im Anhang) lassen sich lediglich im Kreis Aachen nennenswerte Reduktionen verzeichnen, die aber bei nur maximal $11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegen. Gemittelt über das gesamte Rureinzugsgebiet bedeutet dies, dass das erste Szenario die Stickstoffbilanzüberschüsse um $11,08 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (2003) bis $15,74 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (2000) senken kann, während das zweite Szenario diese nur um $0,43 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (2003) bis $0,71 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (2000) senken kann. Dies ist durch die sehr stark ackerbaulich geprägte Agrarstruktur der Börde und die relativ extensive Weidewirtschaft in der Eifel begründet. Die zweite Maßnahme würde eher in Regionen mit Viehhaltung im agroindustriellen Maßstab, wie etwa um Vechta-Cloppenburg, starke Reduktionen hervorrufen.

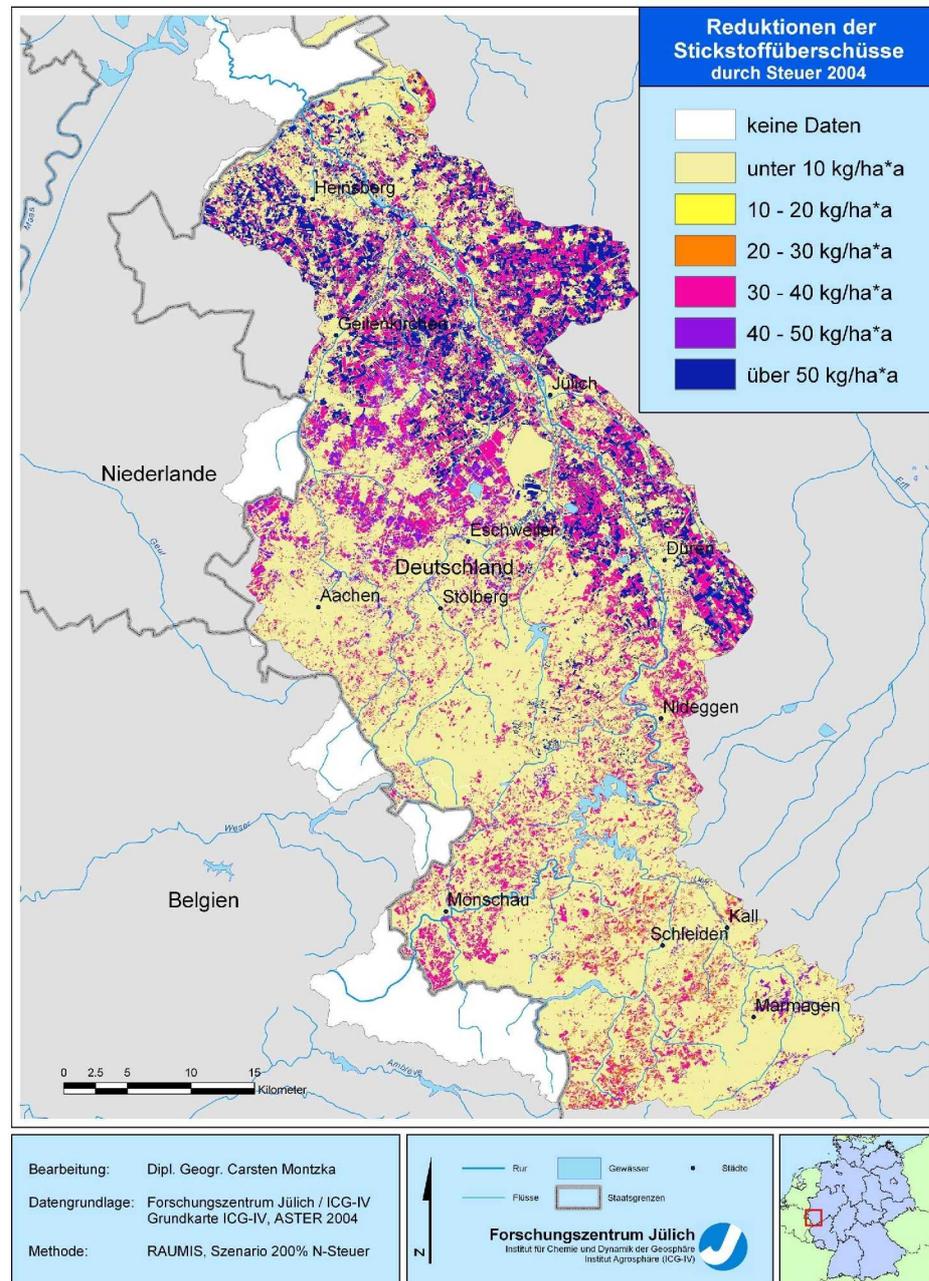


Abbildung 10.1.: Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse nach einer Stickstoffsteuer von 200 % berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

Nun erfolgt in der Annahme, dass sich der Bodenvorrat an Stickstoff in einem langfristigen Gleichgewichtszustand befindet und somit die Akkumulation vernachlässigt werden kann, die Berechnung der Stickstofffracht der Austragspfade. Auf Basis der mit GROWA ermittelten Wasserhaushaltskomponenten der Jahre 2000 - 2004 kann im Anschluss die Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. im Direktabfluss berechnet werden. Als Ergebnis sind in Abbildung 10.2 die Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gegenüber dem Referenzzustand nach Umsetzung der Stickstoffsteuer dargestellt. Die Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nach einer Beschränkung der Viehbesatzdichte sind in Abbildung A.9 dargestellt. Die Reduktionen im Direktabfluss verhalten sich entsprechend.

Das erste Szenario, die Erhebung der 200 %igen Stickstoffsteuer, zeichnet sich vornehmlich durch Verminderung der Nitratkonzentrationen in der Lössregion aus. Diese können im Kreis Düren im Jahr 2004 bis über 100 mg NO₃/l betragen, in den Kreisen Heinsberg und Aachen ca. 40 - 80 mg NO₃/l. Der Festgesteinsbereich, der Teile der Kreise Aachen, Düren und Euskirchen umfasst, ist nur sehr vereinzelt bzw. so gut wie nicht betroffen. Das zweite Szenario, die Limitierung der Viehbesatzdichte auf 1 GVE/ha, macht sich nur im Norden des Kreises Aachen mit maximalen Reduktionen von 11 mg NO₃/l bemerkbar.

Jahr	Niederschlag	Reduktion Steuer	Reduktion 1 GVE/ha
2000	981 [mm/a]	15,60 [mg NO ₃ /l]	0,62 [mg NO ₃ /l]
2001	890 [mm/a]	18,14 [mg NO ₃ /l]	0,68 [mg NO ₃ /l]
2002	1004 [mm/a]	14,80 [mg NO ₃ /l]	0,62 [mg NO ₃ /l]
2003	747 [mm/a]	21,93 [mg NO ₃ /l]	0,79 [mg NO ₃ /l]
2004	852 [mm/a]	19,58 [mg NO ₃ /l]	0,67 [mg NO ₃ /l]

Tabelle 10.2.: *Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in Abhängigkeit von Jahresniederschlag und Szenario gemittelt über den deutschen Teil des Rureinzugsgebietes.*

Ein weiterer Vorteil des Modellsystems ist, dass die umweltpolitischen Reduktionsmaßnahmen unter verschiedenen, aber dennoch realen Bedingungen getestet werden können. Die in Abbildung 10.2 bzw. Abbildung A.9 im Anhang berechneten Ergebnisse gelten für das Jahr 2004, was mit einem Jahresniederschlag von 852 mm als gemäßigt bis trocken gelten kann. Wären die Maßnahmen bereits vor 2000 umgesetzt worden, so hätten die in Tabelle 10.2 aufgelisteten Verminderungen der Nitratkonzentrationen erreicht werden können.

Das Jahr 2003 war mit 747 mm/a das trockenste im Untersuchungszeitraum,

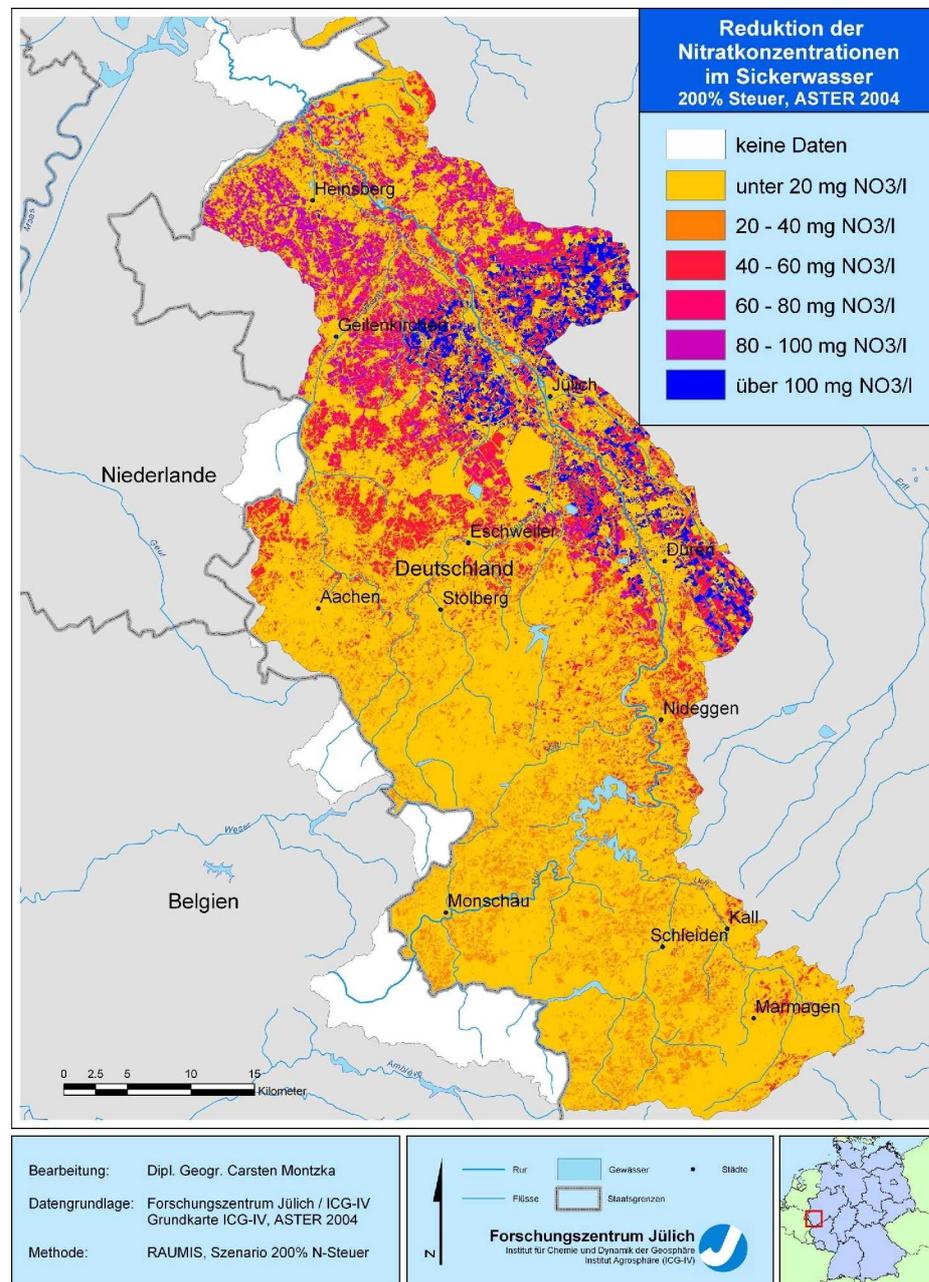


Abbildung 10.2.: Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nach einer Stickstoffsteuer von 200 % berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

2002 mit 1004 mm/a das feuchteste. Je nach Witterung können sich umweltpolitische Maßnahmen unterschiedlich auswirken. In einem feuchten Jahr fallen die Reduktionen absolut in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ gesehen zwar ähnlich, doch nach Berücksichtigung der Verdünnung durch die größere abfließende Wassermenge geringer aus. 2002 hätten nach einer Einführung einer Steuer von 200 % auf den Zukaufspreis für Mineralstickstoff im Rureinzugsgebiet die Nitratkonzentration der Zusickerung zum Grundwasser um 14,8 mg NO_3/l vermindert werden können. Dies entspricht einer Stickstoffmenge von $13,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. 2003 dagegen, bei einem relativ geringen Niederschlag und damit geringerer Verdünnung, hätte die Sickerwasserkonzentration sogar um 21,93 mg NO_3/l geringer gelegen und dies trotz geringerer Einträge von $9,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Das zweite Szenario, die Beschränkung der Viehbesatzdichte auf 1 GVE/ha hätte im Rureinzugsgebiet keine Relevanz. Die Reduktionen würden lediglich unter einem mg NO_3/l liegen und die Umsetzung der Maßnahme nicht rechtfertigen. In einer anderen Region mit generell hohen Viehbesatzdichten kann dies aber sehr wohl eine sinnvolle Maßnahme sein.

Nach dieser Untersuchung kann man davon ausgehen, dass die Erhebung einer Stickstoffsteuer im Rureinzugsgebiet eher zu positiven Resultaten führen wird als eine Beschränkung der Viehbesatzdichte. Eine Steuer auf Stickstoffdünger wird die Stickstoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer genau an den Stellen verringern, an denen hohe Einträge zu erwarten sind. Darüber hinaus lässt sich diese Maßnahme relativ einfach umsetzen, da das Angebot und die Distribution von Mineraldüngemitteln relativ zentral über den Großhandel durchgeführt wird.

11. Zusammenfassung und Ausblick

Hintergrund der vorliegenden Arbeit ist die zunehmende Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit Nitrat, deren Ursache hauptsächlich in der Applikation von stickstoffhaltigen Düngemitteln in der Landwirtschaft zu suchen ist. Um Negativeffekte, die sich direkt auf die Landwirtschaft als Verursacher zurückverfolgen lassen, zu reduzieren, müssen geeignete Strategien für eine Verminderung entwickelt werden. „Um den [EU-]Mitgliedstaaten diese Aufgabe [...] zu erleichtern und angesichts der Notwendigkeit von Instrumenten, mit deren Hilfe sich die Wirkung von wirtschaftlichen oder vorbeugenden Maßnahmen vorhersagen lässt, müssen zuverlässige und praktische Modelle zur Korrelierung der wichtigsten Schritte und Faktoren entwickelt werden“ (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 2002 [102]). Dazu wurde bereits das zuvor das agrarökonomisch - hydrologische REGFLUD-Modellsystem bestehend aus RAUMIS, GROWA und DENUZ entwickelt. Übergeordnetes Ziel der vorliegenden Dissertation war es, das bestehende Modellsystem auf dessen Eignung und Potenzial zur Verwendung von multispektralen Satellitenbildern zu analysieren, Modellergebnisse zu verbessern und gegenüber Modellrechnungen auf Basis von CORINE Land Cover und DLM25 zu vergleichen.

Als Untersuchungsregion wurde das Flusseinzugsgebiet der Rur in der Grenzregion von Belgien, Deutschland und den Niederlanden ausgewählt, da es einerseits von seiner Nutzungsstruktur heterogen ist und andererseits mit seiner Größe von 2354 km² auf der Mesoskala angesiedelt ist, die durch Satellitendaten mit mittleren räumlichen Auflösungen gut abgedeckt werden können.

Zunächst musste eine Karte erstellt werden, die in geeigneter räumlicher Auflösung die Landnutzung abbildet und zusätzlich auf Ackerland einzelne Fruchtarten identifiziert. Dazu wurden ASTER-, LANDSAT ETM+- und

SPOT-Daten der Jahre 2000 - 2004 verwendet, die zunächst zielgerichtet vorprozessiert wurden. Dazu zählte die Entfernung von Bildstreifen, die Wavelet Fusion zur panchromatischen Schärfung und die Geokorrektur der Satellitendaten. Anschließend wurde eine Klassifikation mit einem Kalman-Filter-trainierten neuronalen Netz durchgeführt, deren Ergebnis im Anschluss auf Basis der Klassifikationswahrscheinlichkeiten gefiltert wurde. Allein aus der höheren räumlichen Auflösung der Fernerkundungsdaten von 14,25 m - 20 m gegenüber CORINE in 1:100000 (mit Elementen > 25 ha bzw. > 100 m) und auch gegenüber dem DLM25 in 1:25000 konnte ein erheblicher Informationszugewinn gezogen werden. Eine eindeutige, auf die Bedürfnisse der Modelle ausgerichtete Identifikation der Landnutzung wurde durch Fernerkundungsdaten möglich, d.h. es entstanden keine Mischklassen wie bei CORINE und DLM25. Zur nachhaltigen Verwendbarkeit des Modellsystems konnten zusätzlich die im Rureinzugsgebiet typischen landwirtschaftlichen Rotationen identifiziert werden, die eine Fortschreibung der Kultivierung für Folgestudien ermöglichen. Für die Klassen *Siedlung* und *Industrie* wurde der Versiegelungsgrad über einen Zusammenhang mit dem NDVI ermittelt.

Im Anschluss wurde das Potenzial der zielgerichtet aus Satellitenbilddaten abgeleiteten Parametern im REGFLUD-Modellsystem analysiert. Ein Problem bei der Kopplung der Modelle RAUMIS und GROWA stellten die verschiedenen räumlichen Einheiten dar, denn mit GROWA bzw. DENUZ werden Simulationsrechnungen auf der Mesoskala durchgeführt, während RAUMIS die Kreise der Bundesrepublik Deutschland betrachtet. Die zuvor zur Disaggregation der Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS kreisbezogen auf Ackerflächen eingesetzten Datensätze CORINE Land Cover und DLM25 bieten eine inadäquate inhaltliche Differenzierung. Durch die aus Satellitendaten abgeleiteten Landnutzungskarte, die auch die Hauptackerkulturen des Rureinzugsgebietes lokalisiert, wurden die Stickstoffbilanzüberschüsse nun anstatt auf Kreisebene auf Parzellen- bzw. Pixelebene in hoher räumlichen Auflösung dargestellt. Auf diese Weise konnte die in RAUMIS erfolgte Aufteilung der gesamten Stickstoffbilanzüberschüsse eines Kreises auf einzelne Fruchtarten erst genutzt werden, was bei einer Verwendung von CORINE Land Cover oder DLM25 nicht möglich gewesen wäre. Somit profitierten die Modellergebnisse neben der räumlichen Auflösung zusätzlich von der thematischen Differenzierung der selbst prozessier-

ten Fernerkundungsdaten. Darüber hinaus ist die zeitliche Dimension bei Fernerkundungsdaten in Abhängigkeit von verfügbaren Szenen variabler als bei offiziell erscheinenden Produkten, so dass Landnutzungsänderungen direkter nachvollzogen werden konnten.

Die gewonnenen Informationen sollten nun in der Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA verwendet werden. Dazu wurden die sonst im Modell GROWA verwendeten Kartenwerke von CORINE Land Cover und DLM25 durch die aus Fernerkundungsdaten abgeleiteten Landnutzungsdaten substituiert. Da jetzt Informationen über Fruchtarten vorlagen, konnte zusätzlich anstatt der potenziellen Grasreferenzverdunstung die potenzielle pflanzenspezifische Verdunstung in die Berechnung eingehen. Anstatt einer einheitlichen Betrachtung von Ackerlandnutzung und Grünlandnutzung konnte hier eine höhere inhaltliche Differenzierung erreicht werden. Dies machte eine Anpassung der landnutzungsabhängigen Koeffizienten zur Berechnung der realen Verdunstung notwendig, wodurch nicht nur Ackerland als Ganzes betrachtet werden musste, sondern zusätzlich spezielle Koeffizienten für Hack- und Halmfrüchte ermittelt werden konnten. Gleichzeitig wurde durch die dabei verwendete Methode eine Kalibrierung erreicht.

Als Zielgröße dieser Arbeit wurde die Nitratkonzentration im Sickerwasser definiert, die von der OECD als umweltwirksamer Indikator der Landwirtschaft identifiziert wurde. Dies wurde durch eine Modellkopplung unter Berücksichtigung der Abbauprozesse im Boden ermöglicht. Insbesondere hier sollte das Potenzial von Fernerkundungsdaten analysiert werden. Dazu wurden die verbesserten und erweiterten Modellergebnisse aus GROWA und die parzellengenau disaggregierten Stickstoffbilanzüberschüsse aus RAUMIS zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet. In Verbindung mit den Höhen des Direktabflusses bzw. der Grundwasserneubildung wurde die Nitratkonzentration in diesen Kompartimenten ermittelt und durch einen Vergleich der Modellrechnungen mit Messungen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurde ein eindeutiger Trend zur Verbesserung der Modellergebnisse identifiziert. Während mit Berechnungen auf Basis von CORINE ein negativer Zusammenhang mit zwischen der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser und der in Brunnen gemessenen Nitratkonzentration im Grundwasser ermittelt wurde, ergab ein Vergleich der beiden Größen bei Kalkulationen mit DLM25 keinen Zusammenhang. Nur die Modellrechnungen mit zielgerichtet bearbeiteten Satellitenbilddaten wurden durch eine positive Regression bestätigt. Dieser Vergleich von Modellrechnungen auf Basis

von CORINE, DLM25 und Fernerkundungsdaten zeigte die Relevanz der Eingabedaten für die Qualität des Ergebnisses. So ist es nun möglich, den Zusammenhang zwischen der speziellen Behandlung einer Ackerkultur durch den Landwirt mit der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser zu untersuchen und potenziell gefährdete Gebiete zu lokalisieren.

Darüber hinaus sollte das Potenzial des Modellsystems für eine agrarumweltpolitische Maßnahmenanalyse erfasst werden. Dazu wurden zwei Szenarios entwickelt, die in der aktuellen Debatte um reduzierte Nitratreinträge in die Gewässer diskutiert werden. Zum Einen wurde die Viehbesatzdichte modellintern auf eine Großvieheinheit pro Hektar beschränkt. Dadurch hätte sich der Nitratreintrag nur unwesentlich verringert, d.h. an der Belastungssituation hätten sich keine großen Änderungen ergeben. Zum Anderen wurde untersucht, wie sich eine Steuer von 200 % auf Stickstoffdüngemittel auf die Nitratkonzentrationen auswirken würde. Hierdurch wäre die Kosten-Nutzen-Rechnung der Landwirte beeinflusst worden, so dass erhebliche Reduktionen im Eintrag in die Gewässer zu erwarten gewesen wären. So ließ sich mit dem Modellsystem RAUMIS - GROWA - DENUZ die Aussage stützen, dass dies ein sinnvolles Instrument zur Verbesserung der Gewässerqualität im Rureinzugsgebiet wäre.

Entscheidende Verbesserungen wurden somit durch die Disaggregation der Stickstoffbilanzüberschüsse und die Implikation der fruchtartenspezifischen Verdunstungsfaktoren bzw. die Ermittlung der landnutzungsabhängigen Koeffizienten zur Verdunstungsberechnung erreicht. Generell war die räumliche Auflösung bei der Verwendung von Satellitenbilddaten ein entscheidender Vorteil gegenüber den Ergebnissen aus alternativen Modellrechnungen. Wesentlich war jedoch, dass zusätzlich durch die erfolgreichen inhaltlich-thematischen Verbesserungen ein wichtiger Informationszugewinn erreicht werden konnte.

Methodisch sind weitere Ansatzpunkte für die Verbesserung und Erweiterung des Modellsystems denkbar. Ein wichtiger Schritt zur operationellen Verarbeitung von Satellitendaten für langjährige Modellrechnungen ist die Entwicklung bzw. Adaption automatisierter Landnutzungsklassifikationen.

Aktuell wird von der FAL eine RAUMIS-Version entwickelt, die nicht auf Basis der Kreise sondern der Gemeinden arbeitet. Dies kann ein wichtiger Schritt für eine relative Angleichung der verschiedenen Überschussniveaus sein, die sich bisher an den Kreisgrenzen äußern.

Auch das Wasserhaushaltsmodell GROWA bietet Raum für Weiterentwicklungen. So erscheint eine Erhöhung der zeitlichen Auflösung, zunächst auf Monate und später auch auf Tage, als anzustrebendes Ziel. Dies hätte den Vorteil, dass die jahreszeitliche Dynamik der Vegetation durch die monatlichen Verdunstungskoeffizienten sehr gut abgebildet würde. Damit wäre die Fernerkundung in weit größerem Maße Garant für belastbare Modellergebnisse. Doch auch in Verbindung mit der Transport- und Metabolismusberechnung von Stickstoff in DENUZ wäre ein Monatsmodell eine wünschenswerte Entwicklung. Da Informationen über Aussaat, Düngemittelapplikationen, Ernte usw. stichprobenartig vorliegen, könnten auch monatliche Stickstoffbilanzüberschüsse berechnet werden. Auf diese Weise würde der witterungsbedingten Auswaschung von Nitrat aus dem Boden stärker Rechnung getragen werden.

In diesem Kontext wird die fortschreitende technologische Entwicklung von neuen Sensoren und zukünftig in Umlauf gebrachten Satellitenplattformen wie z.B. RapidEye weitere Impulse zur Verbesserung des angesprochenen Modellsystems liefern. Durch die geplante Satellitenbahn werden Vergleichsbeobachtungen des selben Ortes in weniger als fünf Tagen möglich, wodurch die saisonale Dynamik mit Hilfe von Fernerkundungsdaten ableitbar wäre.

Durch den Einsatz von Fernerkundungsdaten und der damit verbundenen Erhöhung der räumlichen Auflösung kann in der hydrologischen Modellierung eine höhere Skalenebene angenähert werden. Bei Detailbetrachtungen könnten so Skalierungseffekte verringert werden. Untersuchungen, die im Feldmaßstab durchgeführt werden, könnten auf diese Weise vereinfacht regionalisiert werden. Zusätzlich könnten Probleme bei der Validierung z.B. an Pegelmessstellen vermieden werden.

In der differenzierten Abbildung der Umweltauswirkungen landwirtschaftlicher Produktion durch Untersuchung des aktuellen Zustands und durch Prognose des zukünftigen Zustandes mit Simulationsberechnungen liegt der Hintergrund dieser Arbeit. Die Intention liegt in der Verbesserung, Erweiterung und Kopplung bestehender Modelle durch die Verwendung von multispektralen Fernerkundungsdaten. Das Modellsystem bestehend aus RAUMIS, GROWA und DENUZ besitzt ein breites praktisches Anwendungsfeld, das von der Untersuchung von Kausalzusammenhängen in Agrarökosystemen bis hin zu politischen Entscheidungshilfen reicht. Die Nitratkonzentration ist die entscheidende Zielgröße. Damit werden durch Verdünnungseffekte witterungsbedingte Einflüsse bedeutsam, die auch im

Kontext der Climate Change-Forschung relevant sein werden.

12. Literaturverzeichnis

- [1] ABRAMS, M. (2000): *The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 21, Nr. 5, S. 847 – 859
- [2] ABRAMS, M., S. HOOK und B. RAMACHANDRAN (2002): *ASTER user handbook*. Jet Propulsion Laboratory, EROS Data Center, 2. Auflage
- [3] AIAZZI, B., L. ALPARONE und S. BARONTI (2002): *Context-driven fusion of high spatial and spectral resolution images based on oversampled Multiresolution Analysis*. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* Band 40, Nr. 10, S. 2300 – 2312
- [4] ALLEN, R. G., L. S. REREIRA, D. RAES und M. SMITH (1998): *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. In: *FAO Irrigation and Drainage Paper* Band 56
- [5] ARNOLD, C. L. und C. J. GIBBONS (1996): *Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator*. In: *Journal of the American Planning Association* Band 62, Nr. 2, S. 243 – 258
- [6] ARNOLD, J. G. und N. FOHRER (2005): *SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling*. In: *Hydrological Processes* Band 19, S. 563 – 572
- [7] ATKINSON, P. M. und A. R. L. TATNALL (1997): *Neural networks in remote sensing*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 18, Nr. 4, S. 699 – 709
- [8] AULAKH, M. S., J. W. DORAN und A. R. MOSIER (1992): *Soil denitrification - significance, measurement, and effects of management*. In: *Advances in Soil Science* Band 18, S. 1 – 57

- [9] BACH, M., H.-G. FREDE und G. LANG (1997): *Handbuch N-, P-, K-Bilanzierung. Berechnung der nationalen Sektor-, Flächen- und Stallbilanz nach PARCOM-Richtlinie für die Elemente Stickstoff, Phosphor und Kalium für die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland*. Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz e. V., Wetttenberg
- [10] BACH, M., H.-G. FREDE, U. SCHWEIKART und A. HUBER (1999): *Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland, Anlage I*. In: *Texte des Umweltbundesamtes* Band 55, S. 1 – 45
- [11] BACH, M., E. HIETEL, H.-G. FREDE und R. WALDHARDT (2005): *Überprüfung der Landnutzungsmodelle ATKIS, CORINE Land Cover und Landsat-Klassifikation anhand Feldkartierung*. In: *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* Band 2, S. 135 – 145
- [12] BACHMANN, J., R. PAGEL, K.-H. HARTGE und R. R. VAN DER PLOEG (1992): *Modellrechnungen zum flächendeckenden Austrag von Nitrat aus städtischen Grünflächen*. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* Band 68, S. 21 – 24
- [13] BARBERIS, E., F. A. MARSAN, R. SCALENGHE, A. LAMMERS, U. SCHWERTMANN, A. C. EDWARDS, R. MAGUIRE, M. J. WILSON, A. DELGADO und J. TORRENT (1996): *European soils overfertilized with phosphorus: Part 1. Basic properties*. In: *Fertilizer Research* Band 45, S. 199 – 207
- [14] BARTELS, D. (1968): *Zur wissenschaftstheoretischen Grundlegung einer Geographie des Menschen*. In: *Geographische Zeitschrift* Band 19
- [15] BARUNKE, A. (2002): *Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft - Erfahrungen mit Stickstoffminderungspolitiken*. In: *Landwirtschaft und Umwelt - Schriften zur Umweltökonomik* Band 19
- [16] BECKER, A., B. KLÖCKING, W. LAHMER und B. PFÜTZNER (2002): *The hydrological modelling system ARC/EGMO*. In: SINGH, V. P. und D. K. FREVERT (Hg.), *Mathematical Models of Watershed Hydrology*, Littleton/Colorado
- [17] BECKER, M. W. (2006): *Potential for satellite remote sensing of groundwater*. In: *Ground Water* Band 44, Nr. 2, S. 306 – 318

-
- [18] BEHREND, H., M. KORNMILCH, D. OPITZ, O. SCHMOLL und G. SCHOLZ (2002): *Estimation of the nutrient inputs into river systems - experience from German rivers*. In: *Regional Environmental Change* Band 3, S. 107 – 117
- [19] BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF, G. SCHOLZ und F. WENDLAND (2003): *Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonized procedure*. In: *Umweltbundesamt Texte* Band 82/03
- [20] BEHRENDT, H. und H. SCHREIBER (2004): *Point and diffuse nutrient emissions and loads in the transboundary Danube river basin - a modelling approach*. In: *Limnological Reports* Band 35, S. 139 – 147
- [21] BERG, J. M., J. L. TYMOCZKO und L. STRYER (2003): *Biochemie*. 5. Auflage
- [22] BÖHLMANN, N., S. BERNSDORF, R. MEISSNER, H. BORG, U. WEGENER, R. RUSSOW und F. BÖHME (2002): *N-Deposition in Mooren im Nationalpark Hochharz*. In: *UFZ-Bericht* Band 16, S. 18 – 27
- [23] BIEGEL, M. und J. SCHANZE (2005): *Mesoskalige Quantifizierung der urbanen Nährstoffeinträge in das Flussgebiet der Havel mit dem GIS-gestützten hydrologischem Modell ArcEGMO-URBAN*. In: WITTMANN, J. und N. X. THINH (Hg.), *Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften*, S. 149 – 158
- [24] BISHOP, C. M. (2005): *Neural Networks for pattern recognition*. Oxford
- [25] BISSWANGER, H. (2000): *Enzymkinetik. Theorie und Methoden*. 3. Auflage
- [26] DE BLIJ, H. (1995): *The earth. An introduction to its physical and human geography*
- [27] BOEGH, E., M. THORSEN, M. B. BUTTS, S. HANSEN, J. S. CHRISTIANSEN, P. ABRAHAMSEN, C. B. HASAGER, N. O. JENSEN, P. VAN DER KEUR, J. C. REFSGAARD, K. SCHELDE, H. SOEGAARD und A. THOMSEN (2004): *Incorporating remote sensing data in physically based distributed agro-hydrological modelling*. In: *Journal of Hydrology* Band 287, S. 279 – 299
- [28] BOGENA, H., J.-F. HAKE, M. HERBST, R. KUNKEL, C. MONTZKA, Th. PÜTZ, H. VEREECKEN und F. WENDLAND (2005): *MOSYRUR - Water balance*

- analysis in the Rur basin.* In: *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt Band 52*
- [29] BOGENA, H., R. KUNKEL, T. SCHÖBEL, H. P. SCHREY und F. WENDLAND (2003): *Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen.* In: *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt Band 37*
- [30] BOSSARD, M., J. FERANEC und J. OTHANEL (2000): *CORINE land cover technical guide - Addendum 2000.* In: *European Environment Agency Technical Report Band 40*
- [31] BRADLEY, A. P. (2003): *Shift-invariance in the Discrete Wavelet Transform.* In: SUN, C., H. TALBOT, S. OURSELIN und T. ADRIAANSEN (Hg.), *Proceedings of VIIth Digital Image Computing: Techniques and Applications*, 10. - 12. Dezember 2003, Sydney
- [32] BRAUN, M. und M. HEROLD (2003): *Mapping imperviousness using NDVI and linear spectral unmixing of ASTER data in the Cologne-Bonn region (Germany).* In: *Proceedings of the SPIE 10th International Symposium on Remote Sensing, 8-12 September 2003, Barcelona*
- [33] BREMICKER, M. (2000): *Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM: Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele.* In: *Freiburger Schriften zur Hydrologie Band 11*
- [34] BÜRGER-ARNDT, R. (1994): *Zur Bedeutung von Stickstoffeinträgen für naturnahe Vegetationseinheiten in Mitteleuropa.* Dissertation, Berlin, Stuttgart
- [35] BRISSON, N., B. MARY, D. RIPOCHE, M. H. JEUFFROY, F. RUGET, B. NICOLLAUD, P. GATE, F. DEVIENNE-BARRET, R. ANTONIOLETTI, C. DÜRR, G. RICHARD, N. BEAUDOIN, S. RECOUS, X. TAYOT, D. PLENET, P. CELLIER, J. M. MACHET, J. M. MEYNARD und R. DELECOLLE (1998): *STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory, and parameterization applied to wheat and corn.* In: *Agronomie Band 18, Nr. 5 - 6, S. 311 – 346*
- [36] BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS BODENFORSCHUNG (BLA-GEO) (2004): *Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Trans-*

portpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose, Version 1.0

- [37] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSI-
CHERHEIT (BMU) (2005): *Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Be-
standsaufnahme 2004 in Deutschland*
- [38] BUNDESREGIERUNG DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2002): *Per-
spektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwick-
lung*
- [39] CAMPBELL, J. B. (2002): *Introduction to remote sensing*. Taylor & Francis,
3. Auflage
- [40] CANTY, M. J. (1999): *Fernerkundung mit neuronalen Netzen - Theorie -
Algorithmen - Programme*. Renningen-Malmsheim
- [41] CANTY, M. J. (2006): *Image analysis, classification and change detection
in remote sensing with algorithms for ENVI/IDL*. CRC Press, Boca Raton
- [42] CASALLESA, V., M. M. ARTGAO, E. HURTADO, C. COLL und A. BRASA
(1998): *Mapping actual evapotranspiration by combining Landsat TM and
NOAA-AVHRR images: Application to the Barrax area, Albacete, Spain*. In:
Remote Sensing of Environment Band 63, S. 1 – 10
- [43] CHEN, J. M., X. CHEN, W. JU und X. GENG (2005): *Distributed hydrologi-
cal model for mapping evapotranspiration using remote sensing inputs*. In:
Journal of Hydrology Band 305, S. 15 – 39
- [44] CHEN, K S., D. H. TSAY und Y. C. TZENG (1996): *Remote sensing image
segmentation using a Kalman filter-trained neural network*. In: *International
Journal of Imaging Systems and Technology* Band 7, S. 141 – 148
- [45] CLARKE, S., C. GREENWALD und V. SPALDING (2002): *Using ArcPad*. Envi-
ronmental Systems Research Institute (ESRI), Redlands
- [46] CONGALTON, R. G. und K. GREEN (1999): *Assessing the accuracy of re-
motely sensed data: Principles and practices*. CRC Press, Boca Raton
- [47] DEMUTH, R. (1993): *Chemie und Umweltbelastung*. Diesterweg, Frankfurt
am Main

- [48] DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) (2003): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung - Denkschrift*
- [49] DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) (1996): *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. In: *DVWK Schriften Band 238*
- [50] DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) (2002): *Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden*. In: *ATV-DVWK-Regelwerk Band M 504*
- [51] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (1994): *DIN 4049-3 Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie*. Beuth Verlag, Berlin
- [52] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (1998): *DIN 19687 Bodenbeschaffenheit: Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden*. Beuth Verlag, Berlin
- [53] DI LUZIO, M., J. G. ARNOLD und R. SRINIVASAN (2005): *Effect of GIS data quality on small watershed streamflow and sediment simulations*. In: *Hydrological Processes Band 19*, S. 629 – 650
- [54] DORAISWAMY, P. C., J. L. HATFIELD, T. J. JACKSON, B. AKHMEDOV, J. PRUEGER und A. STERN (2004): *Crop condition and yield simulations using Landsat and MODIS*. In: *Remote Sensing of Environment Band 92*, S. 548 – 559
- [55] DÖRHÖFER, G. und V. JASOPAIT (1980): *Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate*. In: *Geologisches Jahrbuch Band C 27*, S. 45 – 65
- [56] DUTTMANN, R., J. BIERBAUM und T. MOSIMANN (2000): *Dimensionsübergreifende Modellierung des Wasser- und Stofftransportes am Beispiel eines GIS-basierten "downscalings"*. In: *Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 246*, S. 39 – 68
- [57] DYCK, S. und G. PESCHKE (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Verlag für Bauwesen, Berlin, 3. Auflage

-
- [58] EBEL, M., K. LUDWIG und K. G. RICHTER (2000): *Mesoskalige Modellierung des Wasserhaushaltes im Rheineinzugsgebiet mit LARSIM*. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* Band 6, Nr. 44, S. 308 – 312
- [59] EISWIRTH, M. und H. HÖLZL (1997): *The impact of leaking sewers on urban groundwater*. In: CHILTON, J. (Hg.), *Groundwater in the urban environment, Vol. 1: Problems, Processes and Management*, S. 399 – 404
- [60] ELMORE, A. J., J. F. MUSTARD, S. J. MANNING und D. B. LOBEL (2000): *Quantifying vegetation change in semiarid environments: Precision and accuracy of spectral mixture analysis and the Normalized Difference Vegetation Index*. In: *Remote Sensing of Environment* Band 73, S. 87 – 102
- [61] ERHARD, M., C. EVERINK, C. JULIUS und P. KREINS (2002): *Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung*. In: *Umweltbundesamt Texte* Band 71/02
- [62] ERNSTBERGER, H. (1987): *Einfluss der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz*
- [63] FEHR, G. (2000): *Modelling attempts for small catchment areas in Lower Saxony*. In: HERATA, H. (Hg.), *Nitrogen and phosphorus discharges/losses into surface waters*, Band 30/00, Umweltbundesamt, Berlin, S. 107 – 127
- [64] FELDWISCH, N., H.-G. FREDE und F. HECKER (1998): *Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr*. In: FREDE, H.-G. und S. DABBERT (Hg.), *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*, Landsberg/Lech, S. 22 – 57
- [65] FLAIG, H., H. LEHN, U. PFENNIG, Z. AKKAN, D. ELSNER und N. WACLAWSKI (2002): *Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers*. In: *Materialien der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg*
- [66] FLAIG, H. und H. MOHR (1996): *Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien einer Korrektur*. In: *Nova Acta Leopoldina* Band 70, Nr. 289
- [67] FOODY, G. M. und M. K. ARORA (1997): *An evaluation of some factors affecting the accuracy of classification by an artificial neural network*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 18, Nr. 4, S. 799 – 810

- [68] FRANKE, J., V. HEINZEL und G. MENZ (2006): *Assessment of NDVI-differences caused by sensor-specific relative spectral response functions*. In: *Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, S. 1138 – 1141
- [69] FRANKO, U., R. RUSSO, M. PUHLMANN und H. SCHULZ (2002): *Stickstoff - ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht*. In: *UFZ-Bericht Band 16*, S. 3 – 5
- [70] FUJISADA, H., F. SAKUMA, A. ONO und M. KUDOH (1998): *Design and pre-flight performance of ASTER instrument protoflight model*. In: *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing Band 36*, Nr. 4, S. 1152 – 1160
- [71] GARGUET-DUPORT, B., J. GIREL, J.-M. CHASSERY und G. PAUTOU (1996): *The use of multiresolution analysis and wavelets transform for merging SPOT panchromatic and multispectral image data*. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing Band 62*, Nr. 9, S. 1057 – 1066
- [72] GEBEL, M. (2000): *Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten*. In: *Dresdener Geographische Beiträge Band 6*
- [73] GEHRMANN, J. (2003): *Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkungen im Wald*. In: *LÖBF-Mitteilungen Band 2/03*, S. 24 – 29
- [74] GISI, U., R. SCHENKER, R. SCHULIN, F. X. STADELMANN und H. STICHER (1997): *Bodenökologie*. Stuttgart, 2. Auflage
- [75] GLUGLA, G., P. JANKIEWICZ, C. RACHIMOW, K. LOJEK, K. RICHTER, G. FÜRTIG und P. KRAHE (2003): *Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses*. In: *BfG-Bericht Band 1342*
- [76] GÖMANN, H., P. KREINS, R. KUNKEL und F. WENDLAND (2003): *Kopplung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle*. In: *Agrarwirtschaft Band 52*, Nr. 4, S. 195–203
- [77] GÖMANN, H., P. KREINS, R. KUNKEL und F. WENDLAND (2005): *Model based impact analysis of policy options aiming at reducing diffuse pollution by agriculture - case study for the river Ems and a sub-catchment of the Rhine*. In: *Environmental Modelling & Software Band 20*, Nr. 2, S. 261 – 271

-
- [78] GÖMANN, H., R. KUNKEL und C. MÖLLER (2004): *Kopplung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle im Rahmen des REGFLUD-Projektes*. In: *Schriftenreihe des Instituts für Geoinformatik, Westfälische Wilhelms-Universität Münster* Band 21, S. 305 – 316
- [79] GOES, J. I., T. SAINO, H. OAKU und D. L. JIANG (1999): *A method for estimating sea surface nitrate concentrations from remotely sensed SST and chlorophyll α - A case study for the North Pacific Ocean using OCTS/ADEOS data*. In: *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* Band 37, Nr. 3, S. 1633 – 1644
- [80] GONZALEZ, R. C. und R. E. WOODS (2002): *Digital image processing*. Upper Saddle River, 2. Auflage
- [81] GRIFFITH, J. A. (2002): *Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies*. In: *Water, Air, and Soil Pollution* Band 138, S. 181 – 197
- [82] GRIMVALL, A., P. STÅLNACKE und A. TONDERSKI (2000): *Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective*. In: *Ecological Engineering* Band 14, S. 363 – 371
- [83] GUTSER, R. (1996): *Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger*. In: *Kongressband 1996, VDLUFA Schriftenreihe* Band 44, S. 29 – 43
- [84] HA, S. R., S. Y. PARK und D. H. PARK (2003): *Estimation of urban runoff and water quality using remote sensing and artificial intelligence*. In: *Water Sciences and Technology* Band 47, Nr. 7, S. 319 – 325
- [85] HAASE, D., U. HIRT, M. MÖLLER, M. ROSENBERG, G. SCHMIDT, T. WEICHEL und M. VOLK (2004): *Analysis of water and matter balance using Corine Land Cover data on different spatial scales*. In: *Umweltbundesamt Texte* Band 04/04, S. 229 – 233
- [86] HAMM, A. (1991): *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. ARBEITSKREIS WIRKUNGSSTUDIE IM HAUPTAUSSCHUSS PHOSPHATE UND GEWÄSSER IN DER FACHGRUPPE WASSERCHEMIE IN DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER (Hg.), Sankt Augustin

- [87] HENNINGS, V. (2000): *Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertemethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*. In: *Geologisches Jahrbuch Band G SG1*
- [88] HOLSCHNEIDER, M., R. KRONLAND-MARTINET, J. MORLET und P. TCHAMITCHIAN (1989): *Real-time algorithm for signal analysis with the help of the wavelet transform*. In: COMBES, J. M., A. GROSSMANN und P. TCHAMITCHIAN (Hg.), *Wavelets: Time-Frequency Methods and Phase Space*, Springer, Berlin, S. 289 – 297
- [89] HOWITT, R. und A. REYNAUD (2003): *Spatial disaggregation of agricultural production data using maximum entropy*. In: *European Review of Agricultural Economics* Band 30, Nr. 3, S. 359 – 387
- [90] JACOBS, A. (1998): *Paralleler Einsatz von Regionen- und Betriebsgruppenmodellen in der Agrarsektoranalyse*. In: *Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft* Band 470
- [91] JENSEN, J. R. (2004): *Introductory digital image processing*. Prentice Hall, Upper Saddle River
- [92] JOHNSON, D. E. (1995): *Positioning, navigation, and timing: Facts and issues*. In: *GPS Solutions* Band 1, Nr. 1, S. 54 – 58
- [93] KAISER, M. und M. GEBEL (2003): *Quantifizierung diffuser Stickstoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge*. In: *Geoöko* Band XXIV, S. 261 – 269
- [94] KALMAN, R. E. (1960): *A new approach to linear filtering and prediction problems*. In: *Transactions of ASME, Journal of Basic Engineering* Band 82 (Series D), S. 35 – 45
- [95] KAPLAN, I. R. und J. K. BARTLEY (2000): *Global biogeochemical cycles: carbon, sulfur, and nitrogen*. In: ERNST, W. G. (Hg.), *Earth Systems*, S. 278 – 296

-
- [96] KEIL, M., B. MOHAUPT-JAHR, R. KIEFL und G. STRUNZ (2002): *Das Projekt CORINE Land Cover 2000 in Deutschland*. In: *Tagungsband 19. DFD-Nutzerseminar, 15. - 16. Oktober 2002*, S. 95 – 104
- [97] KERSEBAUM, K. C. (1995): *Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics*. In: *Hydrological Modelling* Band 81, S. 145 – 156
- [98] KÜHBAUCH, W., G. KUPFER, J. SCHELLBERG, U. MÜLLER, K. DOCKTER und U. TEMPELMANN (1990): *Fernerkundung in der Landwirtschaft*. In: *Luft- und Raumfahrt* Band 4, S. 36 – 45
- [99] KITE, G. W. und A. PIETRONIRO (1996): *Remote sensing applications in hydrological modelling*. In: *Hydrological Sciences Journal* Band 41, Nr. 4, S. 563 – 591
- [100] KNAPP, G. (1980): *Erläuterungen zur Geologischen Karte der nördlichen Eifel 1:100000*. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, 3. Auflage
- [101] KOERSELMANN, W. und J. T. A. VERHOEVEN (1992): *Nutrient dynamics in mires of various trophic status: nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle*. In: VERHOEVEN, J. T. A. (Hg.), *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation, Geobotany*, Band 18
- [102] KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002): *Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen - Zusammenfassung der Berichte der Mitgliedstaaten für das Jahr 2000*. In: *Bericht der Kommission* Band 407
- [103] KOROM, S. F. (1992): *Natural denitrification in the saturated zone: A review*. In: *Water Resources Research* Band 28, Nr. 6, S. 1657 – 1668
- [104] KÖRSCHGENS, M., H. HOWITZ und H.-O. HEIN (2002): *Untersuchungen über eine leistungsfähige, nachhaltige sowie ökonomisch und ökologisch orientierte Landwirtschaft*. In: *Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* Band 48, S. 195 – 211

- [105] KUNKEL, R., H. BOGENA, H. GÖMANN, P. KREINS und F. WENDLAND (2005): *Coupling of hydrological and agro-economical models to assess the impacts of nitrogen reduction measures on the nitrogen load in rivers*. In: *Proceedings of ICID 21st European Regional Conference. Integrated Land and Water Resources Management - Towards Sustainable Rural Development, 15 - 19 May 2005, Frankfurt (Oder)*
- [106] KUNKEL, R., H. BOGENA, H. GÖMANN, P. KREINS und F. WENDLAND (2005): *Management of regional German river catchments (REGFLUD) impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen load in the River Ems and the River Rhine*. In: *Water Science & Technology* Band 51, Nr. 3 - 4, S. 291 – 299
- [107] KUNKEL, R. und F. WENDLAND (1997): *WEKU - a GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management*. In: *Environmental Geology* Band 30, Nr. 1/2, S. 1 – 9
- [108] KUNKEL, R. und F. WENDLAND (1998): *Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen*. In: *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt* Band 12
- [109] KUNKEL, R. und F. WENDLAND (2002): *The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins—the river Elbe case study*. In: *Journal of Hydrology* Band 259, S. 152 – 162
- [110] KUNKEL, R. und F. WENDLAND (2006): *Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Ist-Zustands- und Maßnahmenanalysen*. In: *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt* Band 62
- [111] KUNKEL, R., F. WENDLAND und H. ALBERT (1999): *Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes*. In: *Wasser und Boden* Band 51, Nr. 9, S. 16 – 19
- [112] KUNTZE, H., G. ROESCHMANN und G. SCHWERDTFEGER (1994): *Bodenkunde*. Ulmer, 5. Auflage

-
- [113] KUNZE, J. (1999): *Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Grundwasserqualität in Flußgebieten*. In: *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover* Band 88
- [114] LAKSHMI, V. (2004): *The role of satellite remote sensing in the prediction of ungauged basins*. In: *Hydrological Processes* Band 18, S. 1029 – 1034
- [115] LAMBIN, E. F. und D. EHRLICH (1996): *The surface temperature-vegetation index space for land cover and land-cover change analysis*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 17, Nr. 3, S. 463 – 487
- [116] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2005): *MONIT: Entwicklung von Prognosewerkzeugen - Zwischenpräsentation*. Karlsruhe, 1. Auflage
- [117] LAUER, W. und P. FRANKENBERG (1988): *Klimaklassifikation der Erde*. In: *Geographische Rundschau* Band 40
- [118] LESER, H. und R. SCHNEIDER-SLIWA (1999): *Geographie - eine Einführung*
- [119] LI, H., B. S. MANJUNATH und S. K. MITRA (1995): *A contour-based approach to multisensor image registration*. In: *IEEE Transactions on Image Processing* Band 4, Nr. 3, S. 320 – 334
- [120] LILLESAND, T. M., R. W. KIEFER und J. W. CHIPMAN (2004): *Remote sensing and image interpretation*. Wiley, New York, 5. Auflage
- [121] MALLAT, S. G. (1989): *A theory for multiresolution signal decomposition: The wavelet representation*. In: *IEEE Transactions on Pattern Analysis & Machine Intelligence* Band 11, Nr. 7, S. 674 – 693
- [122] MATHER, P. M. (2004): *Computer processing of remotely-sensed images: An introduction*. Wiley, 3. Auflage
- [123] MAUSER, W. und S. SCHÄDLICH (1998): *Modelling the spatial distribution of evapotranspiration on different scales using remote sensing data*. In: *Journal of Hydrology* Band 212 - 213, S. 250 – 267

- [124] MENZ, G. (1996): *Niederschlag und Biomasse in den wechselfeuchten Tropen Ostafrikas*. In: *Erdwissenschaftliche Forschung* Band XXXIV
- [125] MERTES, L. A. K. (2002): *Remote sensing of riverine landscapes*. In: *Freshwater Biology* Band 47, S. 799 – 816
- [126] MEYER, W. (1994): *Geologie der Eifel*. 3. Auflage
- [127] MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NRW (2005): *Ergebnisbericht Rur und südliche sonstige Maaszuflüsse - Bearbeitungsgebiet Maas-Deutschland (Süd) - Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme*
- [128] MÖLLER, C., P. KREINS und H. GÖMANN (2003): *Impact and cost-efficiency of alternative policy measures to reduce diffuse pollution caused by agriculture*. In: *Proceedings of Diffuse Pollution Conference Dublin* Band 12, S. 19 – 24
- [129] MONTZKA, C., H. BOGENA, M.J. CANTY, R. KUNKEL und F. WENDLAND (2006): *Combining agricultural economic and hydrological models with the aid of remote sensing data*. In: MARCAL, André (Hg.), *Global Developments in Environmental Earth Observation from Space*
- [130] MONTZKA, C., M. CANTY, P. KREINS, R. KUNKEL und F. WENDLAND (2006): *Implementing remote sensing data in matter flux modelling of mesoscale catchments – determination of nitrogen concentrations in the leachate*. In: *Proceedings of the 10th Int. Specialized Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, Istanbul, Turkey, 18 – 22 September 2006*
- [131] MONTZKA, C., M. CANTY, R. KUNKEL, G. MENZ und F. WENDLAND (2006): *Der Versiegelungsgrad in der Wasserhaushaltsmodellierung mesoskaliger Flusseinzugsgebiete*. In: MICHEL, U. und K. BEHNCKE (Hg.), *Veröffentlichungen des AK Fernerkundung 2006, Institut für Geoinformatik und Fernerkundung (IGF) der Universität Osnabrück, gi-reports@igf 5*, S. 68 – 77
- [132] MONTZKA, C., M. CANTY, R. KUNKEL, G. MENZ und F. WENDLAND (2006): *Remotely sensed land cover and impervious surfaces applied in water balance modelling of a mesoscale catchment*. In: *Proceedings of the 2nd*

Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Land Use and Land Cover, Bonn, 28 - 30 September 2006

- [133] MÜSCHEN, B., W.-A. FLÜGEL, V. HOCHSCHILD, K. STEINNOCHER, P. De FRAIPONT, K. FELLAH, G. RODOLFI, A. COLPAERT, K. KRZYWINSKI und F. QUIEL (2000): *Parameterization of hydrological, erosion and solute transport models by remote sensing techniques and GIS analyses in european catchments*. In: *Proc. of the 28th Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, Capetown, 27-31 March 2000*
- [134] NEITSCH, S. L., J. G. ARNOLD, J. R. KINIRY, J. R. WILLIAMS und K. W. KING (2002): *Soil and water assessment tool. Theoretical documentation - version 2000*. Temple
- [135] NESPOR, V. und B. SEVRUK (1999): *Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation*. In: *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* Band 16, S. 450 – 464
- [136] NICK, K.-J., F.-J. LÖPMEIER, H. SCHIFF, J. BLANKENBURG, H. GEBHARD, C. KNABKE, H. E. WEBER, H. FRÄMBS und D. MOSSAKOWSKI (2001): *Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorabbau und Wiedervernässung*. In: *Angewandte Landschaftsökologie* Band 38
- [137] ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (2001): *Environmental indicators for agriculture - Methods and results*
- [138] OTT, T., J. T. VAN DONGEN, C. GÜNTHER, L. KRUSELL, G. DESBROSSES, H. VIGEOLAS, V. BOCK, T. CZECHOWSKI, P. GEIGENBERGER und M. K. UD-VARDI (2005): *Symbiotic leghemoglobins are crucial for nitrogen fixation in legume root nodules but not for general plant growth and development*. In: *Current Biology* Band 15, Nr. 6, S. 531 – 535
- [139] ÖZKAN, C. und F. S. ERBEK (2003): *The comparison of activation functions for multispectral Landsat TM image classification*. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Band 69, Nr. 11, S. 1225 – 1234
- [140] PAU VALL, M. und C. VIDAL (1999): *Stickstoff in der Landwirtschaft*. In: EUROPÄISCHE KOMMISSION (Hg.), *Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Ent-*

- wicklung: Fakten und Zahlen. Herausforderungen für die Landwirtschaft, Luxemburg, S. 167 – 180*
- [141] PESCHKE, G. (1997): *Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung*. In: LEIBUNDGUT, C. und S. DEMUTH (Hg.), *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, Band 5, S. 1 – 13
- [142] PETRY, D., F. HERZOG, M. VOLK, U. STEINHARDT und S. ERFURTH (2000): *Auswirkungen unterschiedlicher Datengrundlagen auf mesoskalige Wasserhaushaltsmodellierungen: Beispiele aus dem mitteldeutschen Raum*. In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* Band 41, S. 19 – 26
- [143] PFÜTZNER, B., W. LAHMER und A. BECKER (1997): *ARC/EGMO - Programmsystem zur GIS-gestützten hydrologischen Modellierung. Überarbeitete Kurzdokumentation zur Version 2.0*. PIK-Potsdam
- [144] PIETRONIRO, A. und R. LECONTE (2005): *A review of Canadian remote sensing and hydrology, 1999 - 2003*. In: *Hydrological Processes* Band 19, S. 285 – 301
- [145] PRATT, W. K. (1991): *Digital image processing*. Wiley, New York, 2. Auflage
- [146] PROKSCH, W. (1980): *Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten*. In: *Bes. Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch* Band 55
- [147] RANCHIN, T., B. AIAZZI, L. ALPARONE, S. BARONTI und L. WALD (2003): *Image fusion - the ARSIS concept and some successful implementation schemes*. In: *IEEE Signal Processing Letters* Band 58, S. 4 – 18
- [148] RANCHIN, T. und L. WALD (2000): *Fusion of high spatial and spectral resolution images: The ARSIS concept and its implementation*. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Band 66, Nr. 1, S. 49 – 61
- [149] RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1991): *Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen*. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Band L 375, S. 1 – 8

-
- [150] RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1998): *Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Band L 330, S. 32 – 54
- [151] RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Band L 372, S. 19 – 31
- [152] RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2006): *Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung*. In: *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Band L 372, S. 19 – 31
- [153] RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (2004): *Szenarien der Agrarpolitik - Untersuchung möglicher agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen*. Materialien zur Umweltforschung Band 37
- [154] RAY, S. S. und V. K. DADHWAL (2001): *Estimation of crop evapotranspiration of irrigation command area using remote sensing and GIS*. In: *Agricultural Water Management* Band 49, S. 239 – 249
- [155] REFSGAARD, J. C., B. SORM und V. P. SINGH (1995): *MIKE SHE*. In: SINGH, V. P. (Hg.), *Computer Models of Watershed Hydrology*, S. 809 – 846
- [156] REICHE, E.-W. (1994): *Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale*. In: *Ecological Modelling* Band 75/76, S. 371 – 384
- [157] REITER, K., S. ESSMANN, A. PREISING, A. PUFAHL, W. ROGGENDORF, A. SANDER und T. HORLITZ (2003): *Agrarumweltmaßnahmen*. In: GRAJEWSKI, R. (Hg.), *Halbzeitbewertung von Proland Niedersachsen - Programm zur Entwicklung der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes*
- [158] RENGER, M. und O. STREBEL (1980): *Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften*. In: *Wasser und Boden* Band 8, S. 362 – 366

- [159] RENGER, M. und G. WESSOLEK (1996): *Berechnung der Verdunstungs-Jahressummen einzelner Jahre*. In: *DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft* Band 238, S. 295 – 305
- [160] RICHARDS, J. A. und X. JIA (2006): *Remote sensing digital image analysis - An introduction*. Berlin, 4. Auflage
- [161] ROHMANN, U. und H. SONTHEIMER (1985): *Nitrat im Grundwasser*. Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe
- [162] ROSENBLATT, F. (1962): *Principles of neurodynamics: Perceptrons and the theory of brain mechanisms*. Spartan Books, Washington DC
- [163] RUMELHART, D. E., J. L. MCCLELLAND und PDP RESEARCH GROUP (1989): *Parallel distributed processing - Explorations in the microstructure of cognition. Volume 1: Foundations*. Cambridge, 9. Auflage
- [164] SAMBALE, C. und G. PESCHKE (2000): *Vegetationsbedingte Verdunstungsunterschiede und ihre Auswirkungen auf die hydrologische Modellierung*. In: *Wasser & Boden* Band 52, Nr. 1+2, S. 50 – 56
- [165] SAPEK, A. (2005): *Agricultural activities as a source of nitrates in groundwater*. In: RAZOWSKA-JAWOREK, L. und A. SADURSKI (Hg.), *Nitrates in Groundwater - Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrologists, Wisla, Polen, 4. - 7. Juni 2002*
- [166] SCHEFFER, B. (2003): *Bodenfruchtbarkeit und Gewässerschutz*. In: *Wasserwirtschaft* Band 12, S. 28 – 32
- [167] SCHEFFER, F., P. SCHACHTSCHABEL, H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.H. HARTGE und U. SCHWERTMANN (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, 14. Auflage
- [168] SCHILLING, G., M. KERSCHBERGER, K.-F. KUMMER und H. PESCHKE (2000): *Pflanzenernährung und Düngung*. Stuttgart
- [169] SCHMID, C. und V. PRAHSUN (2000): *GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich*. In: *FAL-Schriftenreihe* Band 35

-
- [170] SCHNEIDER, K. (2003): *Assimilating remote sensing data into a land-surface process model*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 24, Nr. 14, S. 2959 – 2980
- [171] SCHREIBER, H. und H. BEHRENDT (2004): *Harmonised land cover data for the estimation of nutrient inputs in European river systems – The example of Danube River*. In: *Umweltbundesamt Texte* Band 04/04, S. 86 – 95
- [172] SCHUELER, T. R. (1994): *The importance of imperviousness*. In: *Watershed Protection Techniques* Band 1, Nr. 3, S. 100 – 111
- [173] SCHULER, D. V. und L. KASTDALEN (2005): *Impervious surface mapping in Southern Norway*. In: *Proceedings of 31st International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE)*
- [174] SCHULTZ, G. A. (1996): *Remote sensing applications to hydrology: runoff*. In: *Hydrological Sciences* Band 41, Nr. 4, S. 453 – 475
- [175] SCHUSTER, H., M. ZARATE, T. KRIMLY und S. HERRMANN (2004): *Räumliche Disaggregation statistischer Daten unter Verwendung Geographischer Informationssysteme – erste Ergebnisse*. In: SCHRENK, M. (Hg.), *9. internationales Symposium zur Rolle der Informationstechnologie in der und für die Planung sowie zu den Wechselwirkungen zwischen realen und virtuellem Raum. Tagungsband CORP 2004*, S. 751 – 755
- [176] SCHUUR, E. A. G. und P. A. MATSON (2000): *Land use: Global effects of local changes*. In: ERNST, W. G. (Hg.), *Earth Systems*, S. 446 – 461
- [177] SCHWARZE, R., A. HERRMANN, A. MÜNCH, U. GRÜNEWALD und M. SCHÖNIGER (1991): *Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten*. In: *Acta Hydrophysica* Band 35, Nr. 2, S. 143 – 184
- [178] SHABAN, M. A. und O. DIKSHIT (2002): *Evaluation of the merging of SPOT multispectral and panchromatic data for classification of an urban environment*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 23, Nr. 2, S. 249 – 262

- [179] SHAH, S. und F. PALMIERI (1990): *MEKA - a fast, local algorithm for training Feedforward Neural Networks*. In: *International Joint Conference on Neural Networks (IJCNN)* Band 3, S. 41 – 46
- [180] SHAH, S., F. PALMIERI und M. DATUM (1992): *Optimal filtering algorithms for fast learning in feedforward neural networks*. In: *Neural Networks* Band 5, S. 779 – 787
- [181] SHARPLEY, A. N., M. J. HEDLEY, E. SIBBESEN, A. HILLBRICHT-ILKOWSKA, W. A. HOUSE und L. RYSZKOWSKI (1995): *Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems*. In: TIESSEN, H. (Hg.), *Phosphorus in the global environment*, Wiley, S. 171 – 199
- [182] SHUSTER, W. D., J. BONTA, H. THURSTON, E. WARNEMÜNDE und D. R. SMITH (2005): *Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review*. In: *Urban Water Journal* Band 2, Nr. 4, S. 263 – 275
- [183] SLONECKER, E. T., D. B. JENNINGS und D. GAROFALO (2001): *Remote sensing of impervious surfaces: A review*. In: *Remote Sensing Reviews* Band 20, S. 227 – 255
- [184] SMITH, M.-L., M. E. MARTIN, L. PLOURDE und S. V. OLLINGER (2003): *Analysis of hyperspectral data for estimation of temperate forest canopy nitrogen concentration: Comparison between an airborne (AVIRIS) and a spaceborne (HYPERION) sensor*. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* Band 41, Nr. 6, S. 1332 – 1337
- [185] SMITH, R. V., C. JORDAN und J. A. ANNETT (2005): *A phosphorus budget for Northern Ireland: Inputs to inland and coastal waters*. In: *Journal of Hydrology* Band 304, Nr. 1 - 4, S. 193 – 202
- [186] SONG, C. (2005): *Spectral mixture analysis for subpixel vegetation fractions in the urban environment: How to incorporate endmember variability?* In: *Remote Sensing of Environment* Band 95, S. 248 – 263
- [187] SPOT IMAGE (2003): *Image acquisition*. CNES, URL: www.spot-image.com
- [188] SPOT IMAGE (2003): *Resolution and spectral modes*. CNES, URL: www.spotimage.com

-
- [189] SPOT IMAGE (2003): *Spot on its orbit*. CNES, URL: www.spotimage.com
- [190] SPOT IMAGE (2003): *The SPOT payload*. CNES, URL: www.spot-image.com
- [191] SPOT IMAGE (2003): *SPOT satellite technical data*. CNES, URL: www.spotimage.com
- [192] SPRUILL, T. B. (2000): *Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality*. In: *Journal of Environmental Quality* Band 29, S. 1523 – 1538
- [193] STATISTISCHES BUNDESAMT (2006): *Nutzung der Bodenfläche - Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung*. In: *Wirtschaft und Statistik* Band 3/2006, S. 212 – 219
- [194] STEHMAN, S. V. und J. A. MILLIKEN (2007): *Estimating the effect of crop classification error on evapotranspiration derived from remote sensing in the lower Colorado River basin, USA*. In: *Remote Sensing of Environment* Band 106, S. 217 – 227
- [195] STEVEN, M. D., T. J. MALTHUS, F. BARET, H. XU und M. J. CHOPPING (2003): *Intercalibration of vegetation indices from different sensor systems*. In: *Remote Sensing of Environment* Band 88, S. 412 – 422
- [196] STEWART, J. B., E. T. ENGMAN, R. A. FEDDES und Y. H. KERR (1998): *Scaling up in hydrology using remote sensing: Summary of a workshop*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 19, S. 181 – 194
- [197] VON STORCH, H., B. HEWITSON und L. MEARNES (2000): *Review of empirical downscaling techniques*. In: IVERSEN, T. und B. HOISKAR (Hg.), *Regional climate development under global warming. Proceedings of the Reg-Clim Spring Meeting, Jevnaker, Norwegen*, Band 4, S. 29 – 46
- [198] SU, Z. (2000): *Remote sensing of land use and vegetation for mesoscale hydrological studies*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 21, Nr. 2, S. 213 – 233
- [199] TETZLAFF, B., G. DÖRHÖFER, R. KUNKEL und F. WENDLAND (2003): *GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen*. In: *Wasser & Boden* Band 55, Nr. 7 + 8, S. 53 – 57

- [200] TETZLAFF, B., R. KUNKEL, R. TAUGS und F. WENDLAND (2004): *Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg*. In: *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt* Band 46
- [201] TOWNSEND, P. A., J. R. FOSTER, R. A. CHASTAIN und W. S. CURRIE (2003): *Application of imaging spectroscopy to mapping canopy nitrogen in the forests of the Central Appalachian Mountains using Hyperion and AVIRIS*. In: *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* Band 41, Nr. 6, S. 1347 – 1354
- [202] TROTT, H. (2004): *In der Diskussion: Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Betrieben*. In: INDUSTRIEVERBAND AGRAR E.V. (Hg.), *Jahresbericht 2003/2004*, Offenbach, S. 14 – 15
- [203] UMWELTBUNDESAMT (1994): *Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung*. In: *Berichte des Umweltbundesamtes* Band 2/94
- [204] UMWELTBUNDESAMT (2006): *Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland (Version vom 25. April 2006)*. In: *Berichte des Umweltbundesamtes*
- [205] UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS) (2000): *Landsat-7 Level-0 and Level-1 data sets document*
- [206] US SOIL CONSERVATION SERVICE (1972): *National Engineering Handbook. Chapter 4: Hydrology*. US Department of Agriculture
- [207] VERECKEN, H., M. HERBST und J. VANDERBORGHT (2004): *Water in biogeosystems*. In: BOGENA, H., J.-F. HAKE und H. VERECKEN (Hg.), *Water and Sustainable Development*, S. 31 – 47
- [208] VOSS, K. (2004): *Methoden der Fernerkundung im Precision Farming - der Einfluss der räumlichen Auflösung*. In: *Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft* Band 25, S. 295 – 298

-
- [209] WAKIDA, F. T. und D. N. LERNER (2005): *Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study*. In: *Water Research* Band 39, S. 3 – 16
- [210] WAKIDA, F. T. und D. N. LERNER (2006): *Potential nitrate leaching to groundwater from house building*. In: *Hydrological Processes* Band 20, S. 2077 – 2081
- [211] WALD, L. (1998): *Data fusion: a conceptual approach for an efficient exploitation of remote sensing images*. In: *Proceedings of 2nd international conference of Fusion of Earth Data, Sophia Antipolis, France, 28-30 January 1998*, S. 17 – 23
- [212] WALTER, R. (1995): *Geologie von Mitteleuropa*. 6. Auflage
- [213] WANG, Z. und A. C. BOVIK (2002): *A universal image quality index*. In: *IEEE Signal Processing Letters* Band XX, Nr. Y, S. 1 – 4
- [214] WARING, D. und S. RUNNING (1999): *Remote sensing requirements to drive ecosystem models at the landscape and regional scale*. In: TENHUNEN, J. D. und P. KABAT (Hg.), *Integrated Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*, S. 23 – 38
- [215] WEINGARTEN, P. (1995): *Das „Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland“ (RAUMIS)*. In: *Berichte über Landwirtschaft* Band 73, S. 272 – 302
- [216] WEINGARTEN, P. (1996): *Grundwasserschutz und Landwirtschaft*. In: *Landwirtschaft und Umwelt, Schriften zur Umweltökonomik* Band 13
- [217] WENDLAND, F. (1992): *Nitrat im Grundwasser der „alten“ Bundesländer*. Berichte aus der Ökologischen Forschung Band 8, Forschungszentrum Jülich, Dissertation
- [218] WENDLAND, F., H. BOGENA, H. GOEMANN, J. F. HAKE, P. KREINS und R. KUNKEL (2005): *Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany)*. In: *Physics and Chemistry of the Earth* Band 30, S. 527 – 541

- [219] WENDLING, U. (1995): *Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung*. In: *Wasserwirtschaft* Band 85, Nr. 12, S. 602 – 604
- [220] WILKS, D. S. (2006): *Statistical Methods in the atmospheric sciences*. 2. Auflage
- [221] WILLIAMS, D. L., S. GOWARD und T. ARVIDSON (2006): *Landsat: Yesterday, today, and tomorrow*. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Band 72, Nr. 10, S. 1171 – 1178
- [222] DE WIT, A. J. W. und J. G. P. W. CLEVERS (2004): *Efficiency and accuracy of per-field classification for operational crop mapping*. In: *International Journal of Remote Sensing* Band 25, Nr. 20, S. 4091 – 4112
- [223] DE WIT, M., C. MEINARDI, F. WENDLAND und R. KUNKEL (2000): *Modelling water fluxes for the analysis of diffuse pollution at the river basin scale*. In: *Hydrological Processes* Band 14, S. 1707 – 1723
- [224] WRIEDT, G. (2004): *Modelling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany*. Universität Potsdam, Dissertation
- [225] WU, C. (2004): *Normalized spectral mixture analysis for monitoring urban composition using ETM+ imagery*. In: *Remote Sensing of Environment* Band 93, S. 480 – 492
- [226] YAMAGUCHI, Y., A. B. KAHLE, H. TSU, T. KAWAKAMI und M. PNIEL (1998): *Overview of Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER)*. In: *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing* Band 36, Nr. 4, S. 1062 – 1071
- [227] ZEDDIES, J. (1997): *Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft - Wirtschaftliche Folgen und Konsequenzen in der Anwendung*. In: *Kongressband 1997, VDLUFA-Schriftenreihe* Band 109, S. 73–85
- [228] ZHANG, Y. (2004): *Understanding image fusion*. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* , S. 657 – 661

Teil IV.
Anhang

A. Karten des Untersuchungsgebietes

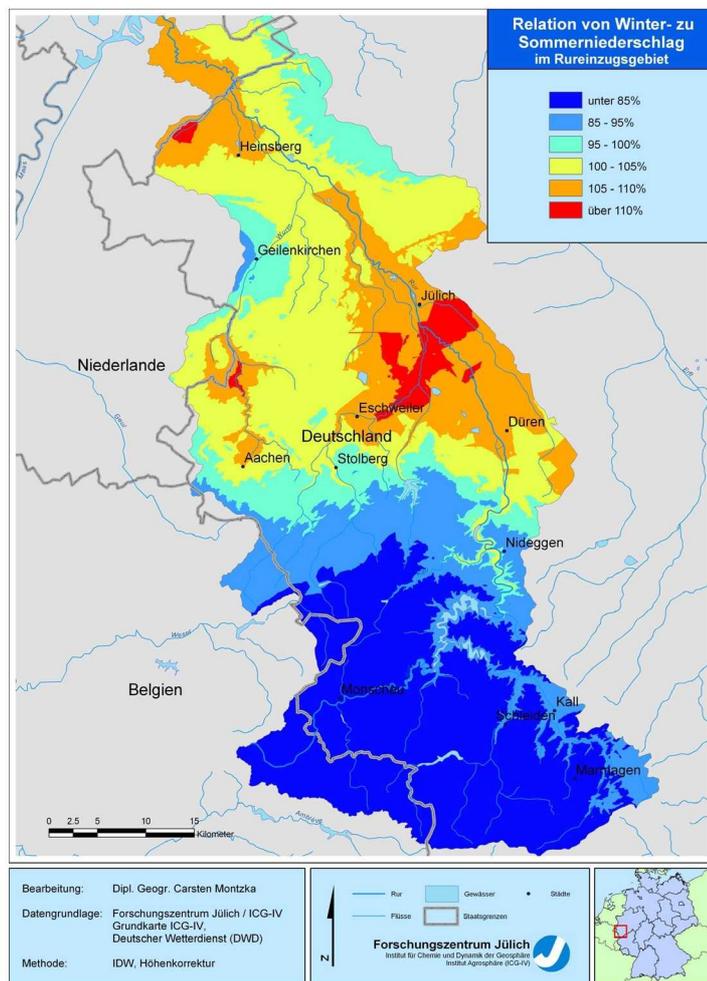


Abbildung A.1.: Relation von Sommer- zu Winterniederschlag im Rureinzugsgebiet (2000 - 2004).

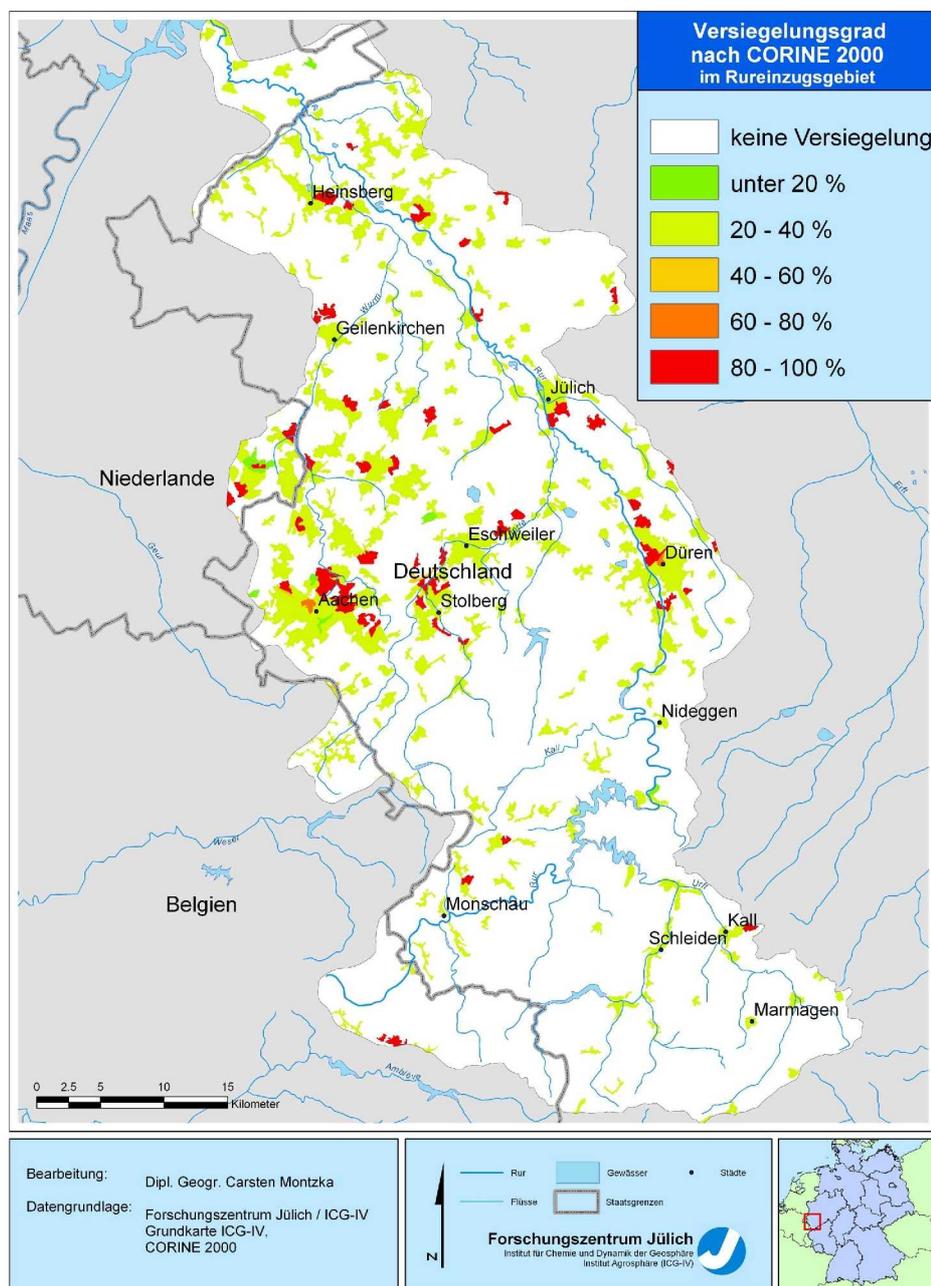


Abbildung A.2.: Versiegelung im Rureinzugsgebiet nach CORINE 2000.

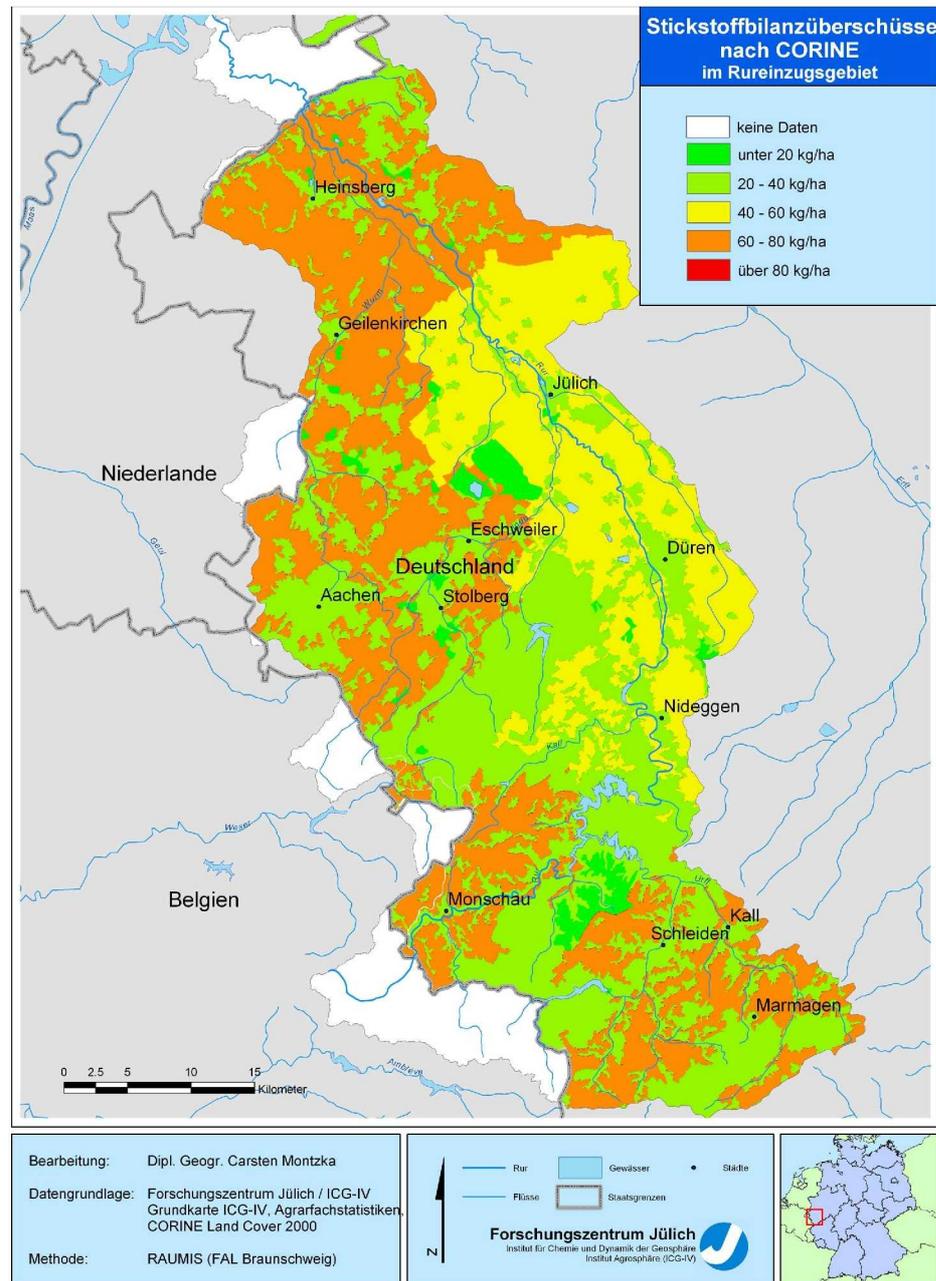


Abbildung A.3.: Stickstoffbilanzüberschüsse nach RAUMIS im Rureinzugsgebiet auf landwirtschaftlicher Nutzfläche (CORINE 2000).

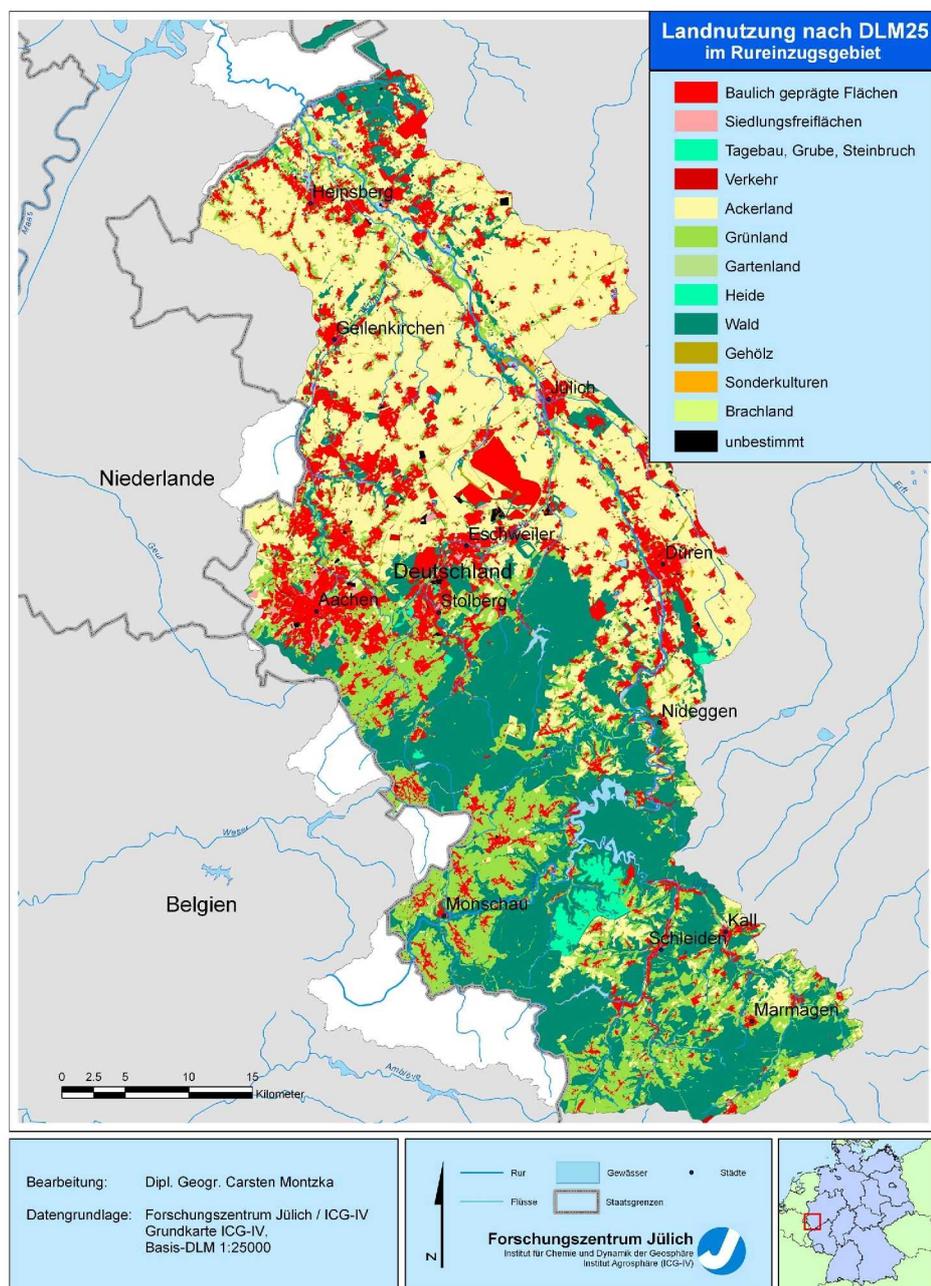


Abbildung A.4.: Landnutzung im Rureinzugsgebiet nach Basis-DLM 1:25000 (DLM25).

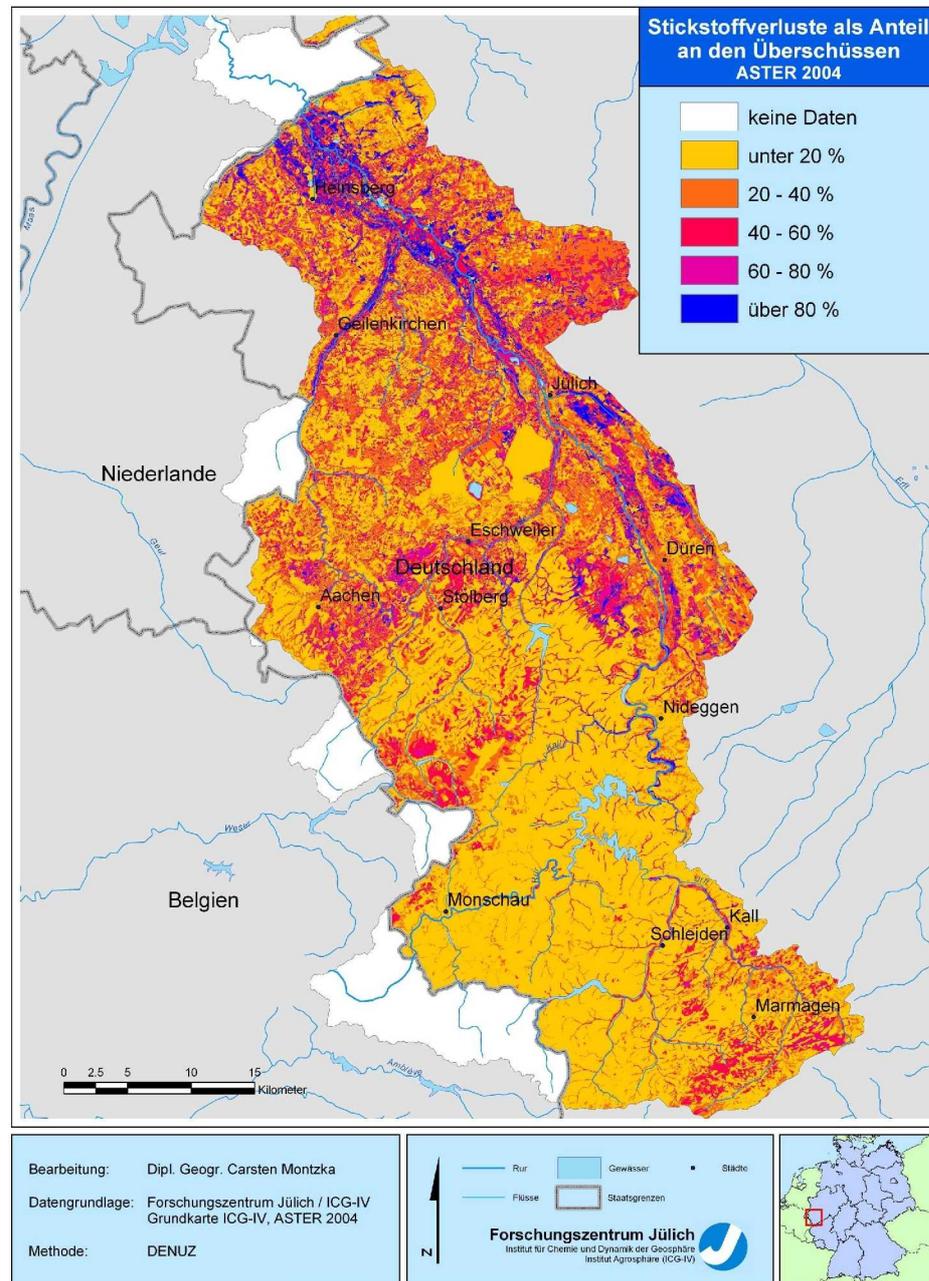


Abbildung A.5.: Denitrifikationsverluste im Boden als Anteil an den Stickstoffbilanzüberschüssen berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

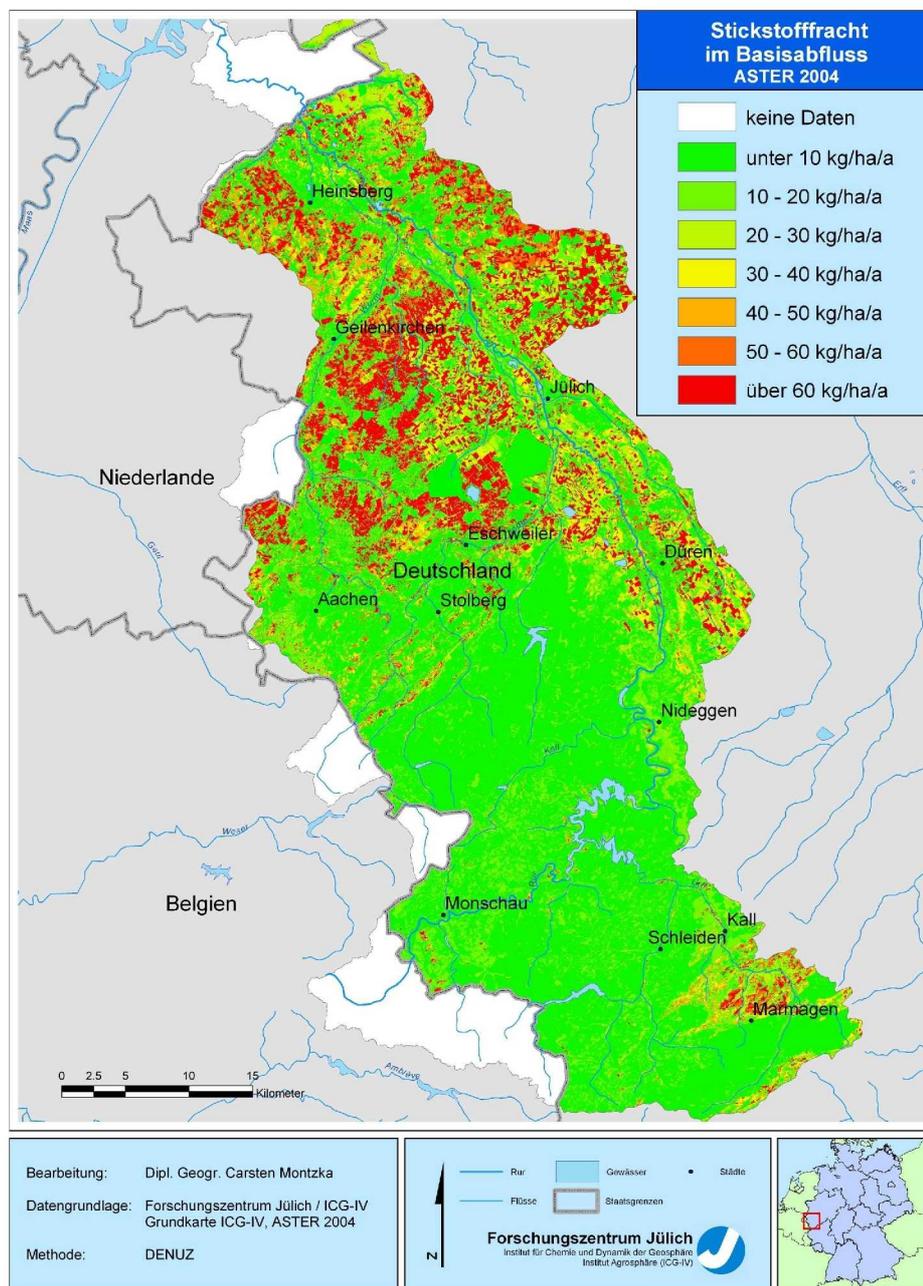


Abbildung A.6.: Stickstoffgehalt im Basisabfluss berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

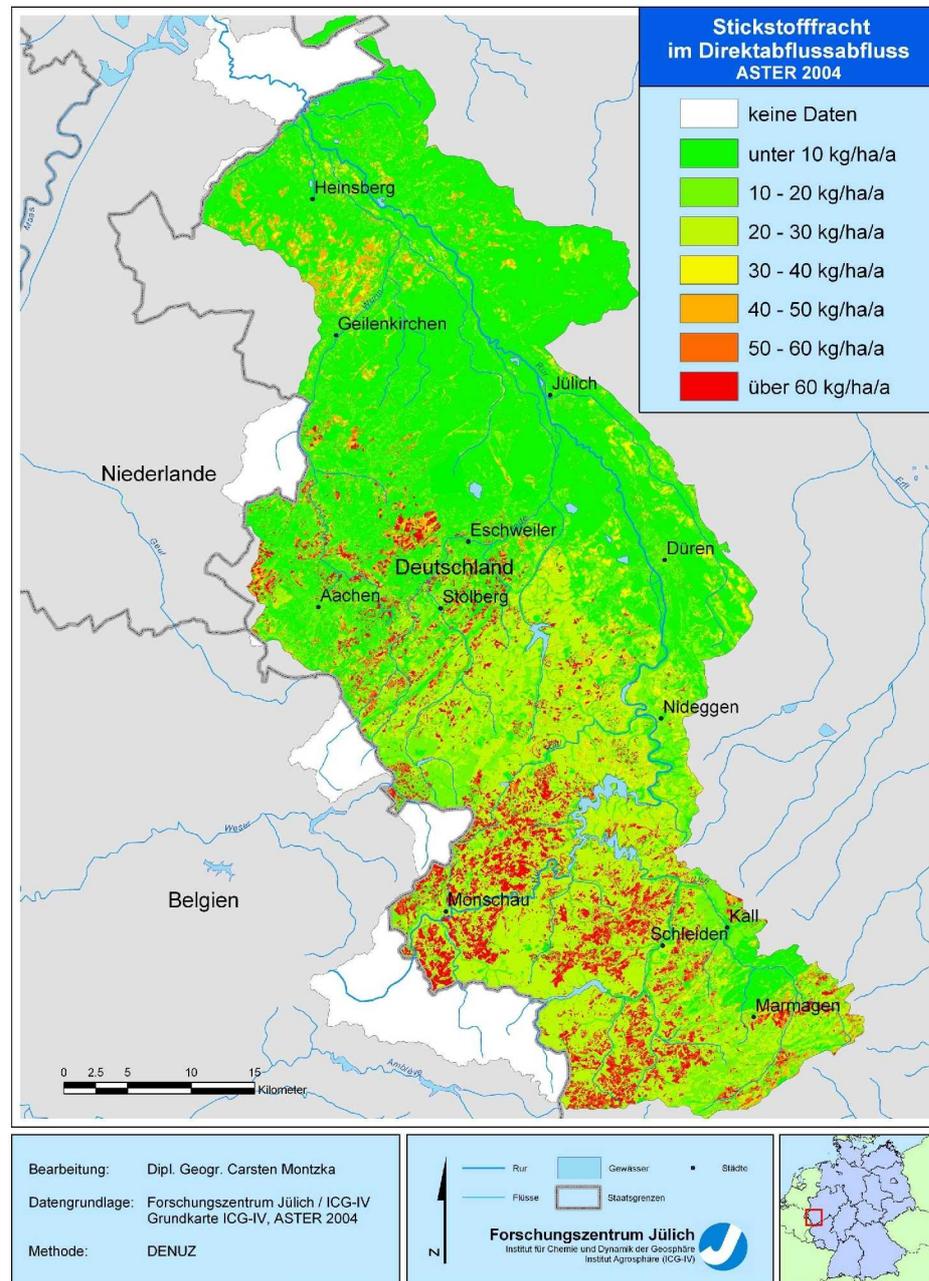


Abbildung A.7.: Stickstoffgehalt im Direktabfluss berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

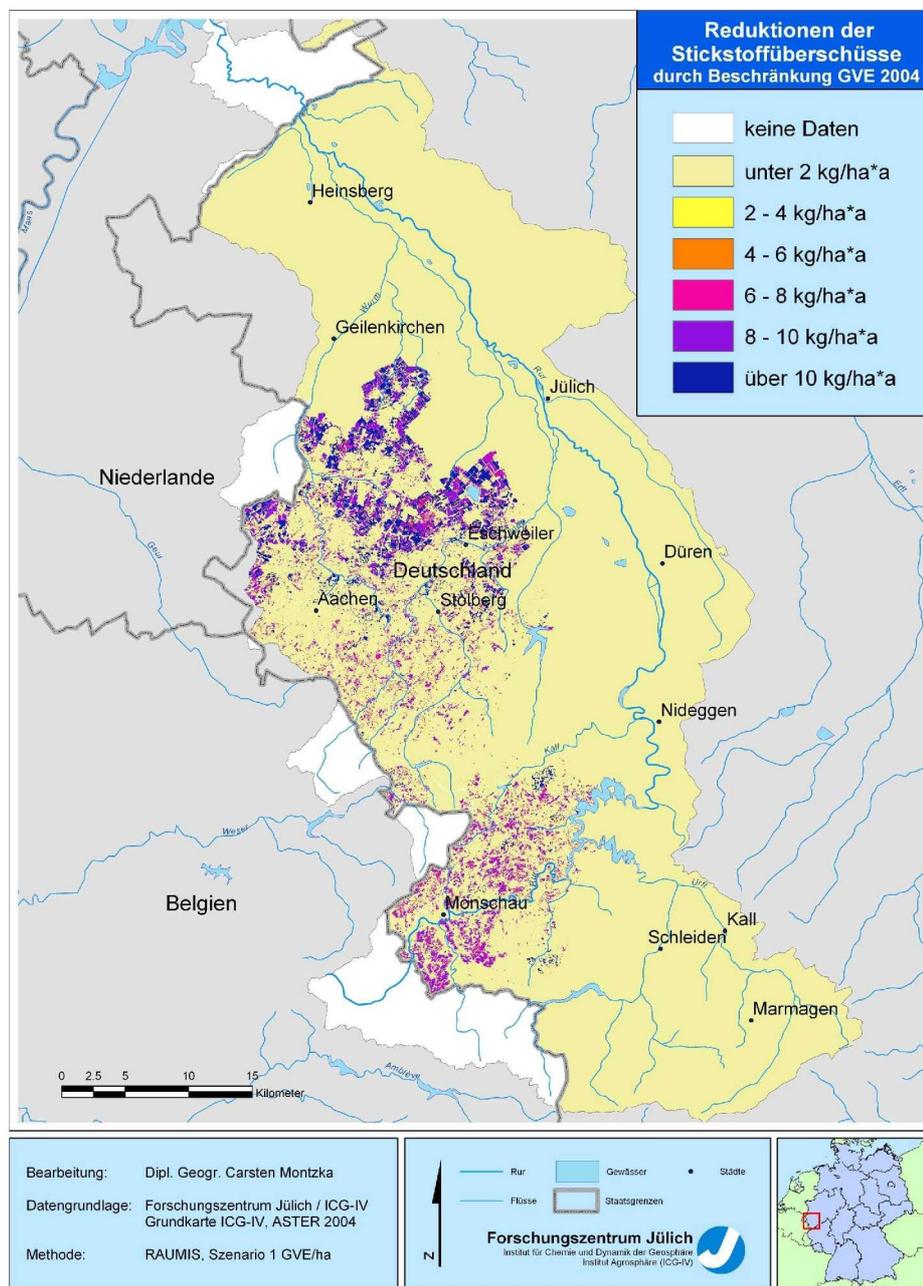


Abbildung A.8.: Reduktionen der Stickstoffbilanzüberschüsse nach Beschränkung auf 1 GVE pro ha (rechts) berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

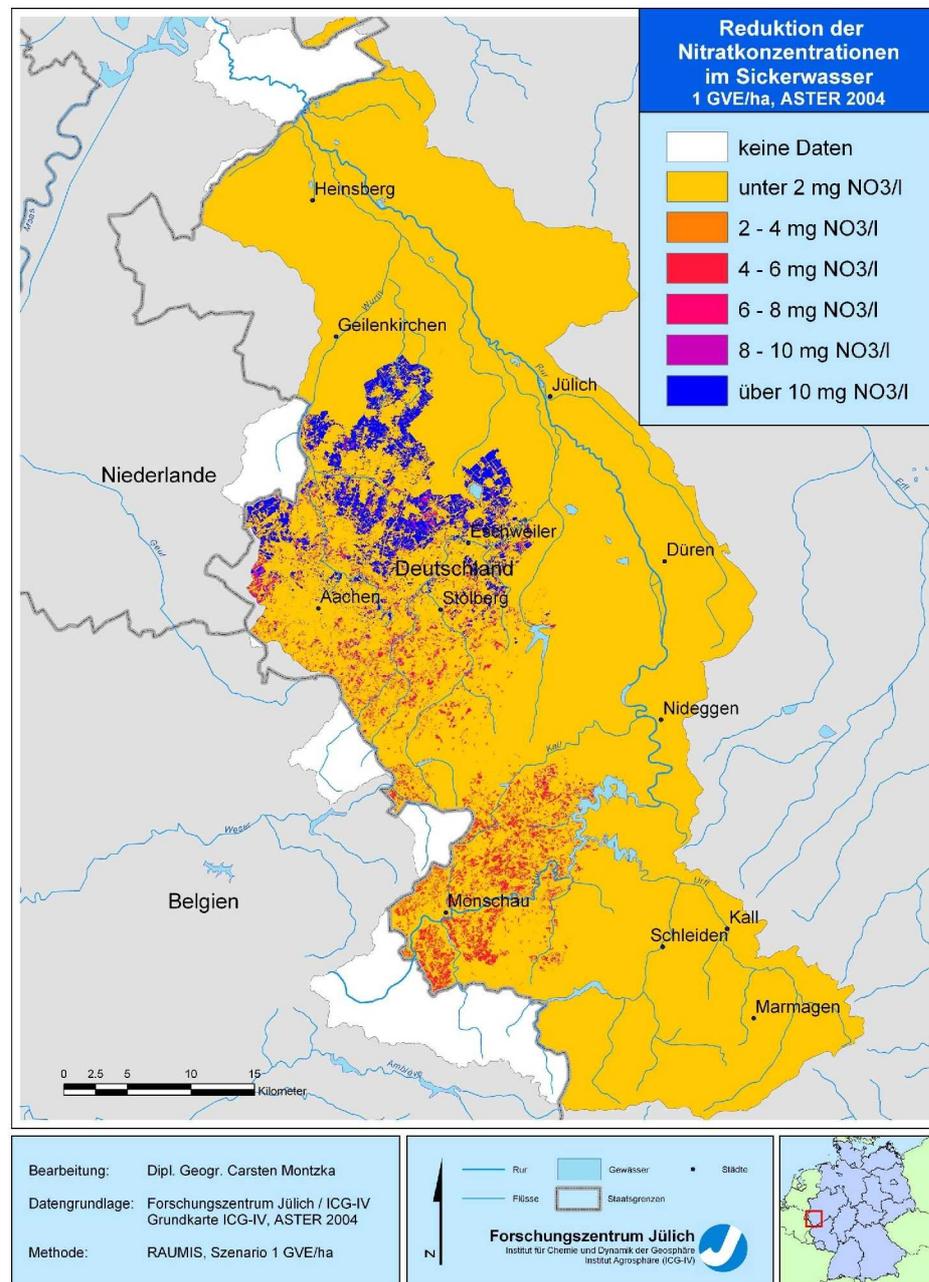


Abbildung A.9.: Reduktionen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nach Beschränkung auf 1 GVE pro ha berechnet auf Basis von ASTER-Daten 2004.

B. Konfusionsmatrizen der Klassifikationsergebnisse

	WA	LW	NW	GL1	GL2	WZ	ZR	KT	MS	GT	SG	GW	TB	Ges
WA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,3	12,74
LW	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,19
NW	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,82
GL1	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,06
GL2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	39	4,41
WZ	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	4,13
ZR	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	17,23
KT	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	2,20
MS	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	2,14
GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	17,37
SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87,1	0	0	11,60
GW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,3	100	0	0,21
TB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,6	0	56,7	6,90
Ges	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabelle B.1.: Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2000 nach Filterung.

	WA	LW	NW	GL1	GL2	WZ	ZR	KT	MS	GT	SG	GW	TB	Ges
WA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,74
LW	0	100	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	0	0	8,19
NW	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,82
GL1	0	0	0	84,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,06
GL2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	4,41
WZ	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0,9	0	0	1,8	4,13
ZR	0	0	0	15,7	0	0	100	0	11,4	0	0	0	0	17,12
MS	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	2,31
MS	0	0	0	0	0	0	0	0	85,7	0	0	0	0	2,14
GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99,1	0	0	16,7	17,37
SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	6,1	11,60
GW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21,4	0	0,21
TB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78,6	75,4	6,90
Ges	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabelle B.2.: Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2002 nach Filterung.

	WA	LW	NW	GL1	GL2	HM	WZ	ZR	KT	MS	GT	SG	GW	TB	Ges
WA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10,82
LW	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,16
NW	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,66
GL1	0	0	0	100	0	0	4,9	0	0	0	0	0	0	0	7,50
GL2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	9,7	0	0	0	0	6,87
HM	0	0	0	0	0	100	1,4	0	0	0	0	0	0	0	3,16
WZ	0	0	0	0	0	0	91,5	0	0	0	0	0	0	0	10,19
ZR	0	0	0	0	0	0	1,5	97,1	0	0	0	0	0	0	10,82
KT	0	0	0	0	0	0	0	2,9	100	0	0	0	0	0	3,79
MS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90,3	0	0	0	0	2,21
GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0,9	3,87
SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83,5	0	21,2	7,98
GW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,4	97,9	2,5	7,82
TB	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	12,1	2,1	75,4	8,14
Ges	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabelle B.3.: Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der SPOT-Daten 2003 nach Filterung.

	WA	LW	NW	GL1	GL2	HM	WZ	ZR	KT	GT	SG	GW	TB	Ges
WA	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,46
LW	0	84,9	0	0	0	0	2,5	0	0	0	1,6	0	0	7,05
NW	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,64
GL1	0	0	0	93,0	0	0	0	0	0	4,2	0	0	0	5,20
GL2	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	6,38
HM	0	0	0	0	0	91,8	0	1,7	0	0	2,4	0	0	7,35
WZ	0	4,7	0	0	0	0	96,6	0	0	3,2	0	0	0	9,13
ZR	0	0	0	0	0	8,2	0	98,3	0	0	0	55,3	0	25,21
KT	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	2,04
GT	0	10,4	0	7,0	0	0	0,9	0	0	92,6	0	0	0	7,80
SG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94,4	0	0	8,69
GW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44,7	0	1,26
TB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	100	7,80
Ges	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabelle B.4.: Konfusionsmatrix in Prozent für die Klassifikation der ASTER-Daten 2004 nach Filterung.

1. **Einsatz von multispektralen Satellitenbilddaten in der Wasserhaushalts- und Stoffstrommodellierung – dargestellt am Beispiel des Rureinzugsgebietes**
von C. Montzka (2008), XX, 238 Seiten
ISBN: 978-3-89336-508-1

Vor dem Hintergrund der hohen Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit Nitrat durch die Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln in der Landwirtschaft wurde im Forschungszentrum Jülich und in der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig (FAL) das integrierte REGFLUD-Modellsystem bestehend aus dem agrarökonomischen Modell RAUMIS und dem Wasserhaushaltsmodell GROWA entwickelt. Das Modellsystem wurde im oberirdischen Flusseinzugsgebiet der Rur eingesetzt, um festzustellen, ob und in welcher Weise die Verwendung von Fernerkundungsdaten dazu beitragen kann, einzelne Modellkomponenten bzw. Modellverbindungen und damit die Modellergebnisse zur Wasserhaushalts- und Nitratstrommodellierung weiter zu verbessern.

In diesem Band wird zunächst die zielgerichtete Datenprozessierung von ASTER-, SPOT- und LANDSAT-Produkten der Jahre 2000 – 2004 erläutert. Anschließend werden diese Daten zur Disaggregation von kreisbezogenen Stickstoffbilanzüberschüssen aus RAUMIS auf Einzelparzellen verwendet, wodurch eine verbesserte Kopplung der agrarökonomischen und hydrologischen Modelle erreicht wird. Darüber hinaus wird die Berechnung der realen Evapotranspiration in GROWA von einer einheitlichen Betrachtung von Ackerflächen hin zu einer nach Fruchtarten differenzierten Kalkulation erweitert. Auf diese Weise wird die Nitratkonzentration im Sickerwasser räumlich und inhaltlich differenzierter modelliert.

Das gesamte Potenzial des mit Fernerkundungsdaten erweiterten REGFLUD-Modellsystems wird anhand von ausgewählten agrarumweltpolitischen Nitratreduktionsszenarien gegenüber dem *business as usual*-Szenario analysiert. Die Reduktionen der Nitrateinträge werden auf diese Weise räumlich explizit quantifiziert und die am besten geeignete Maßnahme identifiziert.