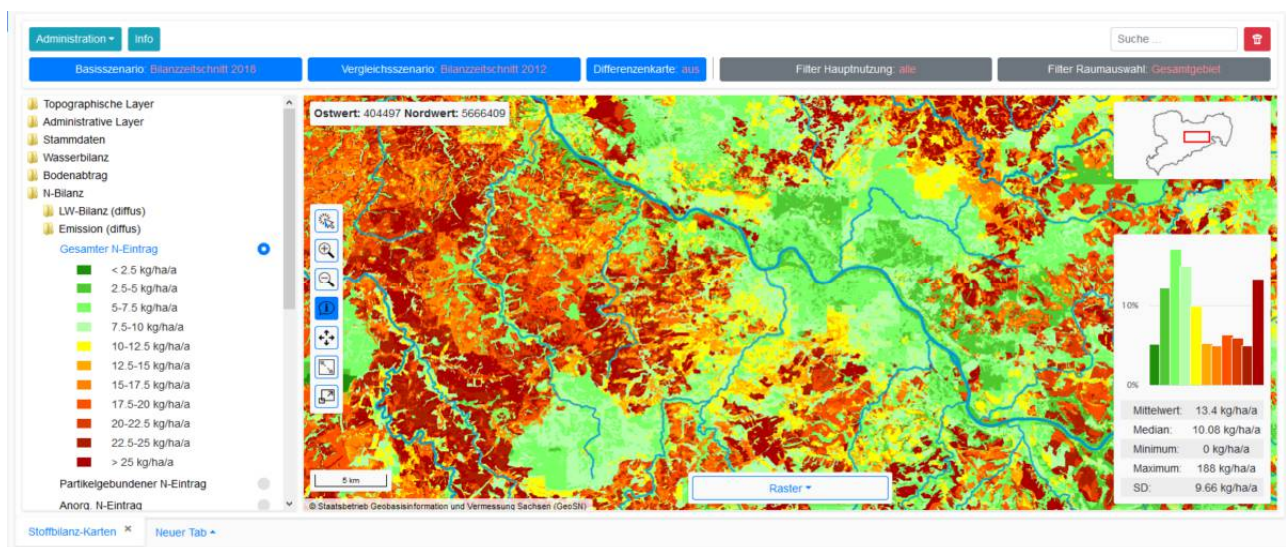


STOFFBILANZ



Modellerläuterung

Micha Gebel, Stephan Bürger, Stefan Halbfaß, Mario Uhlig
(VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden)

www.visdat.de
www.viewer.stoffbilanz.de
www.stoffbilanz.de

Stand: 03.05.2022

Inhalt

1.	Einführung	4
2.	Modellphilosophie	5
2.1	Ziele und Anforderungen	5
2.2	Emissionsmodellierung	6
2.3	Immissionsmodellierung	6
2.4	Webbasierter STOFFBILANZ-Viewer	7
3.	Datengrundlagen und Bezugsebenen	9
3.1	Datenherkunft	9
3.2	Raum- und Zeitebenen	10
4.	Methodische Modellbeschreibung	12
4.1	Vorbemerkung	12
4.2	Abflussberechnung	13
4.2.1	Oberflächenabfluss RO, Abfluss von versiegelter Fläche RS	13
4.2.2	Infiltration SW auf Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald	14
4.2.3	Infiltration SW für Siedlung, Weinbau, Obstbau, Sonstige Nutzungen	15
4.2.4	Dränabfluss	15
4.2.5	Grundwasser- und Zwischenabfluss	15
4.3	Bodenabtrag und Sedimenteintrag	17
4.3.1	Bodenerosion durch Wasser	17
4.3.2	Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von Bodenerosion	18
4.4	Bilanzierung der Phosphoreinträge	22
4.4.1	Partikulär gebundene P-Einträge	22
4.4.2	Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Forst-/Waldflächen	22
4.4.3	P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen	23
4.4.4	Diffuse P-Einträge von Siedlungen	23
4.4.5	Punktuelle P-Einträge	24
4.4.6	P-Gesamteintrag	24
4.5	Bilanzierung der Stickstoffeinträge	25
4.5.1	Eingangsdaten für die Modellierung auf Landwirtschaftsflächen	25
4.5.2	N-Bilanzüberschuss für die Landwirtschaftsfläche	25
4.5.3	N-Nettoaufnahmerate für Waldflächen	26
4.5.4	N-Immobilisierungsrate für Waldflächen	27
4.5.5	Atmosphärische N-Deposition	27
4.5.6	Denitrifikation im Oberboden für Landwirtschaftsflächen, Siedlung und Sonstiges	27
4.5.7	Denitrifikation im Oberboden für Waldflächen	28
4.5.8	N-Austrag und Aufteilung auf die Abflusskomponenten	28
4.5.9	Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter	29
4.5.10	Ableitung der gelösten diffusen N-Einträge über die Abflusskomponenten für die unversiegelte Fläche	31
4.5.11	Ableitung der gelösten N-Einträge über die Abflusskomponenten	32
4.5.12	Diffuser N-Eintrag von versiegelten Flächen	32
4.5.13	Diffuser gelöster N-Gesamteintrag	33
4.5.14	Diffuser partikelgebundener N-Eintrag	33
4.5.15	Punktuelle N-Einträge	33
4.5.16	N-Gesamteintrag aus diffusen und punktuellen Quellen	34
4.6	Frachtberechnung	34
4.6.1	Phosphorretention in Fließgewässern	34
4.6.2	Phosphorretention für Standgewässer / Talsperren	36
4.6.3	Rechenalgorithmus für die P-Retention	36
4.6.4	Einschränkungen und Grenzen für die P-Retention	37
4.6.5	Stickstoffretention für Fließgewässer	37
4.6.6	Stickstoffretention für Standgewässer / Talsperren	37
4.6.7	Rechenalgorithmus für die N-Retention	38

4.6.8	Einschränkungen und Grenzen für die N-Retention	38
5.	Maßnahmenabbildung / Szenarien.....	39
7.	Anhang	40
8.	Literatur	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragsgeschehen in Flussgebieten	6
Abbildung 2: Kartenmodul des STOFFBILANZ-Viewers (Beispielanwendung Sachsen).....	7
Abbildung 3: Statistikmodul des STOFFBILANZ-Viewers (Beispielanwendung Sachsen).....	8
Abbildung 4: Berechnungsablauf im Modell STOFFBILANZ.....	12
Abbildung 5: Fließschema für die Ermittlung des Sedimenteintrages.....	21
Abbildung 6: Ableitung von GW-Verweilzeit und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich.....	30

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Basisgeometrien	9
Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief.....	9
Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition.....	9
Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik.....	10
Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft.....	10
Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten	10
Tabelle 7: Ermittlung der CN_5 -Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5%).....	13
Tabelle 8: Ermittlung des mittleren kapillaren Aufstiegs KA_{kli}	15
Tabelle 9: Ermittlung des Abflussquotienten f_q	16
Tabelle 10: Einfluß der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstandorten (Acker) (Faktor f_{exp})	16
Tabelle 11: Abgeleitete P-Konzentrationen [mg/l] in den Abflusskomponenten.....	23
Tabelle 12: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald.....	26
Tabelle 13: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald.....	27
Tabelle 14: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse.....	27
Tabelle 15: Ableitung der N-Immobilisierungsrate.....	27
Tabelle 16: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach Wendland 1992).....	28
Tabelle 17: Ableitung des Denitrifikationsfaktors (mod. N. Nagel & Gregor 1999).....	28
Tabelle 16: Beispielhafte Parametrisierung der LAWA-Fließgewässertypen für Sachsen	35
Tabelle 19: Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele).....	39
Tabelle 20: Wichtige Eingangsparameter im Modell STOFFBILANZ.....	40
Tabelle 21: Eingangsparameter zur Modellvalidierung	40
Tabelle 22: Bodenartengruppen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005).....	41
Tabelle 23: Bodentypen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005).....	41
Tabelle 24: Ermittlung der Sickerwasserrate in STOFFBILANZ (Ad-hoc AG Boden 2003).....	42

1. Einführung

Die stoffliche Belastung von Boden und Gewässern stellt in den intensiv genutzten Kulturlandschaften Mitteleuropas eines der ökologischen Probleme der Gegenwart dar. Der Schutz von Grund- und Oberflächenwasser vor umweltproblematischen Stoffeinträgen, die durch menschliche Nutzungen verursacht werden, hat sowohl die langfristige Sicherung von Nutzungsanforderungen an die Gewässer als auch den dauerhaften Erhalt der aquatischen Lebensgemeinschaften zum Ziel.

Insbesondere die Einträge der Pflanzennährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) können sowohl zu nachhaltigen Beeinträchtigungen des Zustandes der nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU 2000) bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten in den Oberflächenwasserkörpern (OWK) des Binnenlandes sowie der Meeresküstengewässer als auch zu Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für den Parameter Nitrat in Grund- und Oberflächenwasserkörpern führen. Phosphor fördert in Form von Phosphat als Nährstoff das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen. Hierdurch können die Gewässerbiozönose, der Wasserabfluss sowie verschiedene Gewässerbenutzungen nachteilig beeinflusst, verändert oder geschädigt werden. Auch der übermäßige Eintrag von Stickstoff kann die Nutzung eines Gewässers beeinträchtigen. Erhöhte Ammonium- und Nitratkonzentrationen können sowohl einen erhöhten Sauerstoffverbrauch in biologischen Filterstrecken verursachen und somit Störungen der sensiblen Ökosysteme hervorrufen, als auch im Grund- und Oberflächenwasser zur Überschreitung des Nitratgrenzwertes der Trinkwasserverordnung führen. Außerdem kann Stickstoff in Form von Ammonium bzw. Ammoniak als Zehrstoff bei der Nitrifikation den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers erheblich beeinträchtigen. Ammoniak entsteht in Abhängigkeit vom pH-Wert im Gewässer aus Ammonium und kann beim Erreichen kritischer Konzentrationen ein in den Gewässerökosystemen relevant wirkendes Fischgift darstellen.

Stoffhaushaltsmodelle werden eingesetzt, um Herkunft und Menge des Nährstoff- (N, P) und Sedimenteintrags in Fließgewässer, Seen und Grundwasser zu erfassen. Diese sind vor allem dann notwendig, wenn ein erheblicher Handlungsbedarf zur Reduzierung der Nährstoffeinträge besteht, aber auch um die Ergebnisse einer ersten Überblicksschätzung zu plausibilisieren und zu differenzieren.

2. Modellphilosophie

Das im Folgenden vorgestellte Modell STOFFBILANZ wurde primär in Sachsen entwickelt und ist auf die regionspezifischen Naturraum- und Bewirtschaftungsverhältnisse ideal angepasst. Über Sachsen hinaus wird das Modell in unterschiedlichen, jeweils an die Region angepassten Versionen auch in anderen Bundesländern und angrenzenden Nachbarstaaten sowie außerhalb Europas (China, Südafrika) eingesetzt (u.a. Halbfaß et al. 2009, Gebel et al. 2013, 2014a, 2014b, 2016, Gebel et al. 2017, Diel et al. 2019, Witing et al. 2016, 2019, Finck 2010, Finck et al. 2012, Grimm-Strele et al. 2008, Berkhoff 2008).

Die im Folgenden näher beschriebenen Methoden und Algorithmen dienen zur Berechnung von Wasser- und Nährstoffbilanzen in Jahresschrittweite. Inzwischen können mit dem Modell STOFFBILANZ auch tagesbasierte Berechnungen vorgenommen werden, auf die hier aber nicht näher eingegangen wird. Hierzu wurden Methoden zur Verdunstungs- und Abflussberechnung (Crop Evapotranspiration ET_{adj}, siehe Allen et al. 1998), zur Berechnung des Direktabflusses (Curve Number-Verfahren, siehe NRCS 2004, Hawkins et al. 2009) sowie zur Berechnung des Bodenabtrages durch Wasser (USLE-M, Kinnell 2001, siehe Yu & Rosewell 1996), des Sedimenteintrages sowie des partikelgebundenen P-Eintrages implementiert. Die Anwendung dieser tagesbasierten Verfahren erfolgte in Regionen außerhalb Europas, insbesondere in China und Südafrika (Gebel et al. 2014a, b, 2017, Meißner et al. 2016).

2.1 Ziele und Anforderungen

Die Methodik zur Nährstoffbilanzierung in den Teileinzugsgebieten einer Flussgebietseinheit muss die Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen entlang unterschiedlicher Verlagerungspfade sowie die Stoffrückhaltung (Retention) berücksichtigen. Den punktuellen Quellen werden die punktuell verortbaren häuslichen, kommunalen, industriellen und landwirtschaftlichen Abwasser- und Niederschlagswassereinträge zugeordnet. Unter den diffusen Quellen werden flächenhafte Stoffeinträge zusammengefasst, die über unter- und oberirdische Abflusspfade oder die atmosphärische Deposition realisiert werden.

Der Eintrag von N und P in die Gewässer ist an die in einem Flusseinzugsgebiet über die verschiedenen Abflusskomponenten zum Abfluss kommenden Wassermengen gebunden. N und P unterscheiden sich in ihren Bindungsformen und physiko-chemischen Eigenschaften jedoch deutlich. P wird unter natürlichen Bedingungen stark sorbiert, so dass der Partikeltransport für die Verlagerung dieses Nährstoffes besondere Bedeutung besitzt. Dieser ist vorwiegend an die Erosion und damit an den Landoberflächenabfluss gebunden. Hingegen unterliegt Stickstoff intensiven Umsetzungsprozessen in der Bodenzone. Mengenmäßig dominiert Nitrat, welches leicht ausgewaschen werden kann. Infolgedessen erfolgt der Nitrattransport in die Gewässer vorwiegend über die unterirdischen Abflusskomponenten Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss. Die Berücksichtigung der Verweilzeit von Nitrat im Grundwasserleiter ist notwendig, weil dieses während des Transports einem mikrobiellen Abbau unterliegen kann.

Abbildung 1 veranschaulicht das komplexe quellen- und pfadbezogene Stoffeintragungsgeschehen in Flusseinzugsgebieten.

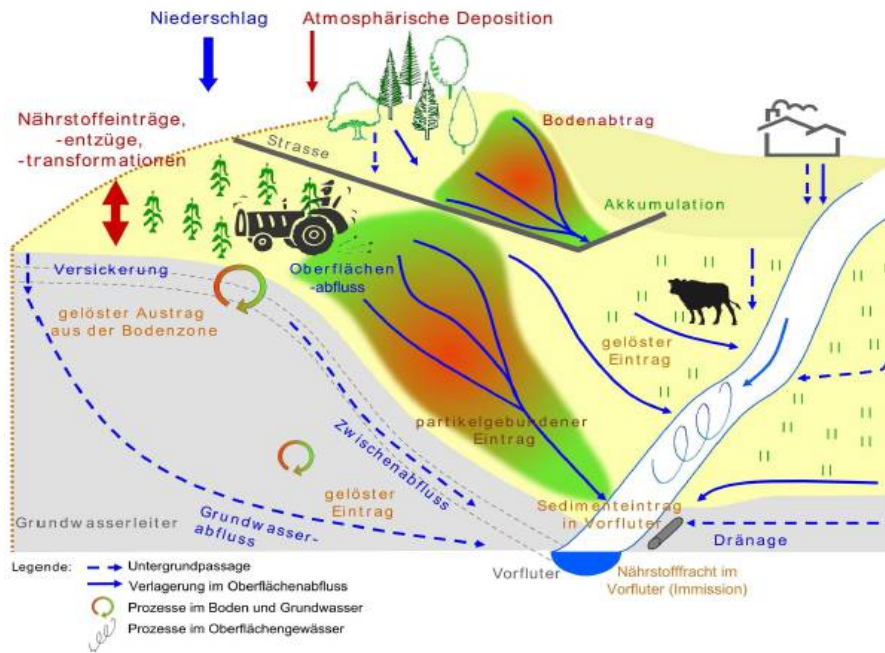


Abbildung 1: Schema zum Stoffeintragungsgeschehen in Flussgebieten

Das raum-zeitliche Prozessgeschehen wird im Modell abstrahiert und vereinfacht abgebildet. Die Ergebnisse spiegeln mittlere Systemzustände wider und gelten nicht für den räumlich konkreten Einzelfall bzw. meteorologische Einzelereignisse. Dieser Sachverhalt ist bei der Interpretation der Modellergebnisse zu berücksichtigen. Weitere Hinweise sind den jeweiligen Methodenbeschreibungen in den nachfolgenden Kapiteln zu entnehmen. Grundsätzlich sollte beachtet werden, dass die im Rahmen der Erstellung des Stoffatlas erzeugten Ergebnisse in erster Linie für die mesoskalige Anwendungsebene konzipiert sind. Ihre Aussagekraft für großmaßstäbige Auswertungen ist je nach Fragestellung mehr oder weniger eingeschränkt. Die Grenzen der Modellierung und die Sicherheit der räumlich zu verortenden Aussagen werden maßgeblich durch die Zuverlässigkeit und Repräsentanz der Eingangsdaten bestimmt. Diese entstammen, je nach Verfügbarkeit, unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenniveaus. Die Einbeziehung der Daten auf Rasterelementebene erfolgt nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip. Um die Akzeptanz der Modellergebnisse zu Nährstoffbilanzierungen zu gewährleisten, ist die enge Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftsverwaltung und anderen Fachbehörden notwendig. Dieser Weg wird z.B. in Sachsen konsequent beschritten, indem ein iterativer Prozess der Modellentwicklung und -validierung sowie der Datenbereitstellung und Konsistenzprüfung erfolgt.

2.2 Emissionsmodellierung

Da nach WRRL die Planungsebenen insbesondere im mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebietseinheit, Koordinierungsraum, regionales Bewirtschaftungsteilgebiet), kommen für die Nährstoffbilanzierung vor allem sogenannte **Emissionsmodelle** zum Einsatz, welche die Stoffausträge aus Landflächen sowie den Stoffeintrag in die Gewässer abbilden. Diese Modelle sollten in der Lage sein, die wesentlichen **Quellen, Pfade und Senken** für Nährstoffe naturraum- und nutzungspezifisch zu identifizieren.

2.3 Immissionsmodellierung

P und N unterliegen in Fließgewässern einer räumlichen und zeitlichen Dynamik sowie Transformation (Nutrient spiralling concept, Newbold et al. 1983). Immissionsmodelle müssen in Abhängigkeit ihres Anwendungsmaßstabs eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungseffekte

berücksichtigen, welche Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten im Gewässerkörper selbst beeinflussen (u. a. Withers & Jarvie 2008). Zeitlich und/oder räumlich hoch aufgelöste Studien zeigen die Abhängigkeit und die Variabilität des Nährstoffumsatzes in Fließgewässern von vorangegangenen und aktuellen Bedingungen (Bowes et al. 2005). Beispielsweise verursacht die innerjährliche Variation von Hydrologie und biologischer Aktivität saisonale Schwankungen der temporären P-Retention (de Klein 2008). Deposition von Sediment im Überflutungsbereich führt zur Entwicklung von Auen und damit zur langfristigen Retention der partikulär gebundenen Nährstoffe (Auerswald 1997, van der Lee et al. 2004). Mittlere, langjährige Analysen zeigen hingegen, dass Emission und Immission in etwa gleich sind (Guhr & Meissner 2000, Demars et al. 2005, Haggard & Sharpley 2007). Auf Grund der Komplexität und der raum-zeitlichen Variabilität der Prozesse sind großräumige Einzugsgebietsmodelle nur eingeschränkt in der Lage, den Nährstofftransport im Fließgewässer adäquat abzubilden. Die modelltechnische Abbildung und Übertragbarkeit bilden aktuelle Diskussions- und Forschungsschwerpunkte (s. a. Marcé & Armengol 2009). Im Modell STOFFBILANZ sind Algorithmen zur Modellierung der langfristigen, mittleren Retentionsleistung von Fließ- und Stillgewässern implementiert. Die Parameteranforderungen sind relativ niedrig und können aus allgemein verfügbaren Daten abgeleitet werden. Die Ansätze eignen sich grundsätzlich für eine mesoskalige Gewässergütemodellierung mit Fokus auf die langfristige Entwicklung. Ereignisbezogene Modellierungen sind nicht möglich.

2.4 Webbasierter STOFFBILANZ-Viewer

Um Nutzerfreundlichkeit, fachliche Aspekte und Anforderungen für das Flussgebietsmanagement miteinander zu verknüpfen, wird auf Basis des Modellansatzes STOFFBILANZ die webbasierte grafische und interaktive Benutzeroberfläche STOFFBILANZ-Viewer entwickelt und vorgehalten (www.viewer.stoffbilanz.de).

Um das Modell als Herzstück des Webservices gruppieren sich verschiedene Werkzeuge zum Datenimport und -export, zur Datenanalyse und Visualisierung. Leitlinien der Entwicklung der Graphischen Benutzeroberfläche (GUI) waren insbesondere Übersichtlichkeit, eine intuitive Bedienung und ein professionelles Layout (Abbildung 2 und Abbildung 3).

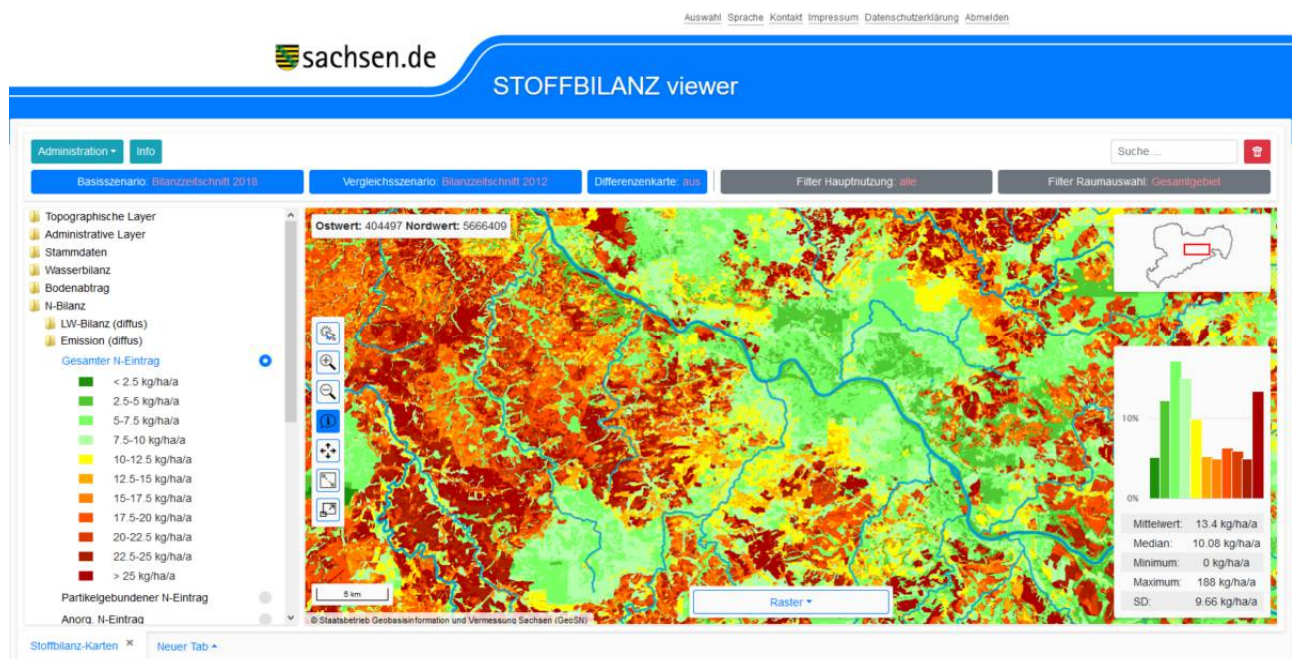


Abbildung 2: Kartenmodul des STOFFBILANZ-Viewers (Beispielanwendung Sachsen)



Abbildung 3: Statistikmodul des STOFFBILANZ-Viewers (Beispielanwendung Sachsen)

3. Datengrundlagen und Bezugsebenen

3.1 Datenherkunft

Die Modellierung komplexer Prozesse in der Landschaft erfordert eine Vielzahl von Eingangsparametern. Tabelle 1 bis Tabelle 6 listet die für den gewählten Bilanzansatz erforderlichen Modelldaten sowie Datengrundlagen für die Modellvalidierung auf. Die Quantifizierung diffuser Nährstoff- und Sedimentfrachten macht zunächst die Beschaffung und Aufbereitung der entsprechenden Naturraum-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsparameter notwendig. Eine Reihe weiterer Daten werden anhand geeigneter Indikatoren in den jeweiligen Modellmodulen abgeleitet bzw. berechnet. Die relevanten Daten müssen vor der Eingabe in das Modell nach Dominanz- oder Mittelwertprinzip aufbereitet werden.

Tabelle 1: Basisgeometrien

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren im Modellraster
Administrative Grenzen	z.B. Landesgrenze	-
Gemeinden	Gemeinden	Dominanzprinzip
OWK	Oberflächenwasserkörper	Dominanzprinzip
GWK	Grundwasserkörper	Dominanzprinzip
Gewässernetz	Fließ- und Standgewässer	-

Tabelle 2: Basisdaten für Boden, Hydrologie und Relief

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren im Modellraster
Digitale Bodeninformationen	z.B. BK 50	Dominanzprinzip
P-Gehalt Oberboden	-	Mittelwert
Grundwasserführende Gesteinseinheiten	z.B. HÜK 200	Mittelwert
GW-Isophypsen	Digitale GW-Isophypsen	Mittelwert
DGM	z.B. ATKIS (DGM/Q2)	Mittelwert
Dränflächenanteile	Dränflächenanteile für Acker und Grünland	Mittelwert

Tabelle 3: Basisdaten für Klima und Deposition

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren im Modellraster
Niederschlag	Hydrologisches Sommer-, Winterhalbjahr	Mittelwert
Regentage	Anzahl Regentage	Mittelwert
Temperatur	Jahresmitteltemperatur	Mittelwert
Globalstrahlung	-	Mittelwert
Atmosphärische N-Deposition	Nutzungsbezogene atmosphärische Stickstoffdeposition	Mittelwert

Tabelle 4: Basisdaten für Flächennutzung und Agrarstatistik

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren im Modellraster
Flächennutzung	ATKIS	Gewichtetes Dominanzprinzip je Raster
Versiegelungsgrad	-	Mittelwert je Raster
Fruchtartenanteile	Fruchtartenanteile z.B. je Feldblock	z.B. je Feldblock
Ertrag, Mineraldünger, Wirtschaftsdünger je Fruchtart	je Fruchtart	Mittelwert je Feldblock
Geförderte Agrarumweltmaßnahmen	Förderkulissen z.B. für Direktsaat, Zwischenfruchtanbau	Mittelwert z.B. je Feldblock
Nicht geförderte zusätzliche Maßnahmen	z.B. Kulissee für konservierende Bodenbearbeitung	Mittelwert

Tabelle 5: Basisdaten für Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren
Punktuelle N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	Datenstand z.B. je OWK	-
Punktuelle N- und P-Einträge aus industriellen Kläranlagen	Datenstand z.B. je OWK	-
Diffuse N- und P-Einträge (Kleinkläranlagen, Direkteinleiter, Versickerung)	Datenstand z.B. je Gemeinde	Mittelwert

Tabelle 6: Mengen- und Beschaffenheitsdaten

Parameter	Beschreibung	Aggregationsverfahren
Oberflächengewässer	Abflussdaten, N- und P-Konzentrationen	-
Talsperren	Kenngößen zu Talsperren	-
Grundwasser	Nitrat- und P-Konzentration	Mittelwert

3.2 Raum- und Zeitebenen

Im Modell STOFFBILANZ erfolgen die Berechnungen mit einer Zeitschrittweite von einem Jahr. Je nach einbezogener Datengrundlage können mittlere Systemzustände abgebildet werden, die einen Bewirtschaftungszeitraum von mehreren Jahren repräsentieren.

Im Modell können zahlreiche Raumebenen einbezogen werden, die sowohl Bezugsebenen für einbezogene Daten als auch Auswertungsebenen für simulierte Ergebnisse darstellen können. Weitergehende Informationen finden sich in Gebel et al. (2016).

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verpflichtet die Mitgliedstaaten Fließgewässer, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer und das Grundwasser in Flussgebietseinheiten zu bewirtschaften (EU 2000). Flussgebietseinheiten können aus einem oder mehreren Einzugsgebieten zusammengesetzt sein. In den Flussgebietseinheiten erfolgt zum Zwecke der Bearbeitung eine Zusammenfassung der einzelnen Gewässereinzugsgebiete zum Beispiel zu Teilbearbeitungsgebieten oder Koordinierungsräumen. Innerhalb der Einzugsgebiete sind die sogenannten Wasserkörper die eigentlichen Einheiten zur Bewertung und Bewirtschaftung der Gewässer. Der Oberflächenwasserkörper (OWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und

Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Oberflächenwassers. Ein OWK ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines oder mehrerer Oberflächengewässer (EU 2000). Im Folgenden wird der Begriff des Oberflächenwasserkörpers nicht nur für den betreffenden Gewässerabschnitt selbst, sondern für sein Eigeneinzugsgebiet verwendet. Der Grundwasserkörper (GWK) ist die kleinste räumliche Bezugs- und Bewertungseinheit in der WRRL für die Beurteilung des Grundwassers. Die WRRL gibt eine Gesamtbewirtschaftung in Flussgebietseinheiten vor, sodass die GWK den Teileinzugsgebieten zugeordnet sind, die durch die oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen begrenzt werden.

4. Methodische Modellbeschreibung

4.1 Vorbemerkung

Das Modell STOFFBILANZ ist ein Verfahren zur flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche und deren Eintrag in die Gewässer (Emissionsbetrachtung). STOFFBILANZ ist ein für die Mesoskala entwickelter Ansatz und vermittelt zwischen groß- und kleinmaßstäbigen Verfahren. Es eignet sich insbesondere für Anwendungen im Bereich der wasserwirtschaftlichen Planung.

Die Modellierung umfasst sowohl Stickstoff- und Phosphor- als auch Sedimenteinträge (Abbildung 4). Die wesentlichen Eintragsquellen und -pfade werden unter Berücksichtigung einer modellintern realisierten Abflussbilanzierung naturraum- bzw. nutzungsspezifisch identifiziert und berechnet. Die Ergebnisse stellen räumlich differenzierte Größenordnungen der Stoffeinträge als Jahresbilanzen dar.

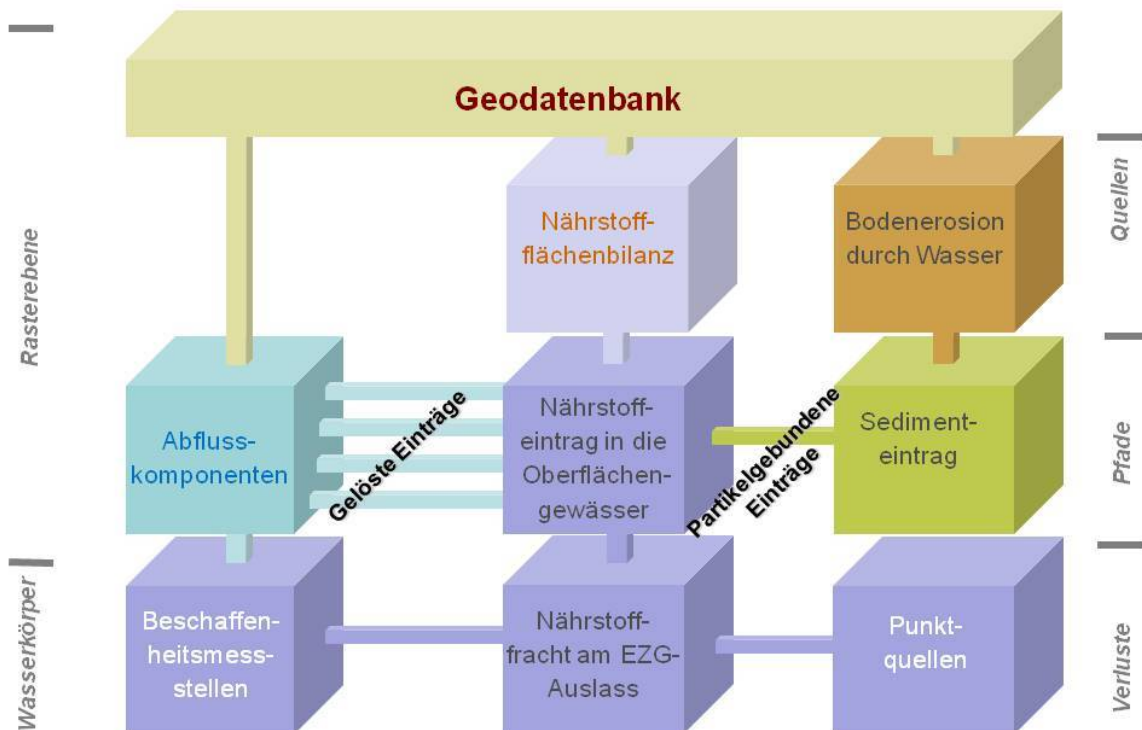


Abbildung 4: Berechnungsablauf im Modell STOFFBILANZ

Mittels wissenschaftlich validierter Methoden entsprechend dem Stand der Forschung können Stoffstrombilanzierungen für unterschiedliche Landschaftszustände (Ist-Zustand, Zielzustand, Szenarien) vorgenommen und nach verschiedenen Kriterien ausgewertet werden:

- Herkunftsanalyse (Quellen),
- Transportpfadanalyse (Pfade),
- Identifizierung von Risikogebieten und potenziellen Herkunftsflächen (Source Areas),
- Aggregation auf unterschiedlichen Raumebenen (z.B. OWK, GWK).

4.2 Abflussberechnung

Im Modell STOFFBILANZ erfolgt die Modellierung der Abflussbilanz im Modul WASSERBILANZ. Der Gesamtabfluss R ergibt sich aus der Summe der Teilabflüsse Oberflächenabfluss RO, Abfluss von versiegelter Fläche RS, Drainabfluss RD, Zwischenabfluss RI und Grundwasserabfluss RG:

$$R = RO + RD + RI + RG + RS \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

4.2.1 Oberflächenabfluss RO, Abfluss von versiegelter Fläche RS

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und des Abflusses von der versiegelten Fläche erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (NRCS 2004, Hawkins et al. 2009). Der Oberflächenabfluss wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet. Das SCS-Verfahren wurde in den USA anhand zahlreicher beobachteter Hochwasserereignisse und Infiltrationsmessungen für kleine Einzugsgebiete entwickelt. Die Untersuchung umfasste das damit verbundene Abflussverhalten unter Berücksichtigung der Landnutzung, Bodenbearbeitung, der Bodenart, der Bodenfeuchte und der Regenintensität. Das Ergebnis dieser Untersuchung ergab eine Curve Number (CN). Diese stellt den Gebietsrückhalt dar, das heißt das maximale Speichervermögen des Bodens unter Berücksichtigung der Art der Landnutzung und dem Vorregen (abgebildet über drei Bodenfeuchteklassen). Um den Einfluss der Bodeneigenschaften hinsichtlich Versickerungsvermögen bzw. Abflussbereitschaft zu berücksichtigen, werden im SCS-Verfahren vier hydrologische Bodengruppen ausgewiesen. Diese werden für die Berechnung in STOFFBILANZ entsprechend den Bodenartengruppen zugewiesen (NRCS 2004, siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Ermittlung der CN₅-Werte (mittlere Bodenfeuchte, Hangneigung 5%)

Hauptnutzungsform	Bodenartengruppe (Kurzzeichen s. Tab. A4)			
	ss	Us, ls, tu, lu, su	Sl, ll, tl	Lt, ut, Hn, Hh
	CN ₅ -Wert			
Acker (konventionell)	67	78	86	89
Acker (konservierend)	62	73	79	80
Grünland	39	61	74	80
Laub-, Nadelwald	36	60	73	79
Obstbau	36	60	73	79
Weinbau	64	73	79	82
Siedlung	61 für unversiegelten Flächenanteil 99 für versiegelten Flächenanteil			
Gewässer	-			
Sonstiges	80			

Der CN₅-Wert wird mit der Hangneigung wie folgt korrigiert:

$$CN_{slp} = \left(\frac{(CN_5 \cdot e^{(0,00673 \cdot (100 - CN_5)})} - CN_5)}{3} \right) \cdot (1 - 2 \cdot e^{(-13,86 \cdot slp)}) + CN_5$$

mit **CN_{slp}** als der mit der Hangneigung slp [m · m⁻¹] korrigierte CN-Wert.

Der Gebietsrückhalt S [mm] und der Anfangsverlust I_A [mm] werden mit den nachfolgenden Gleichungen bestimmt:

$$S = \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \cdot 25,4$$

$$I_A = 0,03 \cdot S$$

Der mittlere, jährliche Oberflächenabfluss ergibt sich dann wie folgt mit d_p als der mittleren, jährlichen Anzahl der Niederschlagstage und P_d als der mittleren, täglichen Niederschlagssumme bezogen auf die Tage mit Niederschlag:

$$RO, RS = \frac{(P_d - I_A)^2}{(P_d - I_A + S)} \cdot d_p \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Die Berechnung des Oberflächenabflusses **RO** erfolgt bei den Hauptnutzungsformen *Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Laubwald, Nadelwald* und *Devastierung* für den hydrologisch angebundenen, unversiegelten Flächenanteil. Auf den hydrologisch nicht angebundenen Flächen wird dagegen kein Oberflächenabfluss berechnet. Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform *Siedlung* werden grundsätzlich auf dem unversiegelten Flächenanteil der Oberflächenabfluss **RO** und auf dem versiegelten Anteil der Regenwasserabfluss **RS** berechnet.

Keine Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt für Zellen mit einer mittleren Hangneigung kleiner als $0,5^\circ$, auf drainierten Flächenanteilen sowie für Gewässerzellen.

4.2.2 Infiltration SW auf Acker, Grünland, Nadelwald, Laubwald:

Um den Zwischen- und Basisabfluss zu bestimmen, muss zuerst die Berechnung der Infiltrationsrate durchgeführt werden. Das Tub-BGR-Verfahren (Ad-hoc-AG Boden, 2003, Wessolek et al. 2008) liefert Sickerwasserraten (Infiltrationsraten) auf der Basis von nutzungsspezifischen Regressionsgleichungen. Das Verfahren ist ausschließlich für mehrjährige Berechnungszeiträume entwickelt worden. Die Wahl der Regressionsgleichung erfolgt nach der Landnutzung und der Grundwasserbeeinflussung (Hydromorphiegrad) des Standorts. Die pflanzenverfügbare Wassermenge WV ist ein wichtiger Steuerparameter für die nachgeschalteten Regressionsgleichungen. Diese benötigen zur Ermittlung der Sickerwasserrate SW aus dem Boden folgende Eingangsparameter:

- Bodenart zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums $nFKWe$ und der kapillaren Aufstiegsmenge für die Vegetationsperiode KA_{kli} (01.04. - 30.09.),
- Nutzungsart (Ackerland, Grünland, Nadelwald, Laubwald),
- Klimaparameter in Form von der jährlichen FAO-Gras-Referenzverdunstung ET_0 sowie die nach Richter (1995) korrigierten Jahresniederschläge P_{year} , Sommerniederschläge P_{summer} und Winterniederschläge P_{winter} .

Gemäß TUB-BGR-Verfahren wird die Sickerwasserrate SW aus dem Boden aus der Differenz von Niederschlag P_{year} und realer Evapotranspiration ET_a gemäß der jeweiligen Regressionsgleichungen in Wessolek (2008) berechnet (s. Tabelle 24 im Anhang).

Die Abschätzung von ET_a basiert auf der Abhängigkeit der ET_0 von Landnutzung und der pflanzenverfügbaren Wassermenge WV . Die pflanzenverfügbare Wassermenge [mm] wird aus der mittleren kapillaren Aufstiegsrate KA und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum $nFKWe$ sowie der Summe der korrigierten Sommerniederschläge P_{summer} berechnet (Wessolek 2008, Ad-hoc-AG Boden 2003). Vom Jahresniederschlag wird der Anteil des Oberflächenabflusses abgezogen:

$$WV = nFKWe + KA + P_{summer} \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}} \right) \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Der mittlere kapillare Aufstieg KA_{kli} wird in Abhängigkeit des Defizits der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr und der Landnutzung gemäß Ad-hoc-AG Boden (2003) berechnet (Tabelle 8).

Tabelle 8: Ermittlung des mittleren kapillaren Aufstiegs KA_{kli}

Landnutzung	KA_{kli} [mm a ⁻¹]
Acker	$KA_{kli} = 1,05 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
Grünland	$KA_{kli} = 1,20 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
Laub-, Nadelwald	$KA_{kli} = 1,30 \cdot ETO_{summer} - P_{summer} + 0,5 \cdot nFKWe$
	mit $ETO_{summer} = 0,72 \cdot ETO + 48$

Der Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs **KA** wird in Abhängigkeit vom Defizit der klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr begrenzt, so dass **KA** nach folgenden Bedingungen ermittelt wird:

- (a) $KA = 0$ wenn $KA_{kli} = 0$
- (b) $KA = KA_{kli}$ wenn $KA_{max} > KA_{kli}$
- (c) $KA = KA_{max}$ wenn $KA_{max} \leq KA_{kli}$

Der maximale Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs **KA_{max}** wird aus der mittleren täglichen kapillaren Aufstiegsrate **KR** [mm/d] und der entsprechenden mittleren, täglichen Dauer des kapillaren Aufstiegs **ta** [d] berechnet (nach Wessolek 2008, Ad-hoc-AG Boden 2003):

$$KA_{max} = KR \cdot ta \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

In STOFFBILANZ wird für die Ermittlung von **KA_{max}** die mittlere tägliche kapillare Aufstiegsrate **KR** in Abhängigkeit der Bodenartengruppe für grundwasserbeeinflusste Bodentypen festgelegt. Für alle anderen Bodentypen wird der Wert auf 0 gesetzt.

4.2.3 Infiltration SW für Siedlung, Weinbau, Obstbau, Sonstige Nutzungen:

Für die Hauptnutzungsformen Siedlung, Weinbau, Obstbau und Sonstiges wird die Sickerwasserrate (Infiltration) nach Liebscher & Keller (1979, modifiziert von Wendland et al. (1993) abgeschätzt:

$$SW = 0,86 \cdot P_{year} - 111,6 \cdot \left(\frac{P_{summer}}{P_{winter}} \right) - 120 \cdot \log(KA + nFKWe) \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

4.2.4 Dränabfluss

Die Berechnung des Drainabflusses erfolgt auf dem gedränten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration auf ungedränten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird.

$$RD = \frac{A_d \cdot SW}{100} \text{ [mm a}^{-1}\text{]}$$

Auf dem dränierten Flächenanteil wird auf die Berechnung der Abflusskomponenten RG, RO und RI verzichtet.

4.2.5 Grundwasser- und Zwischenabfluss

Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss werden auf Basis der Sickerwasserrate SW unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (Wessolek et al. 2008, Ad-hoc AG Boden 2003, Röder 1997, Wessolek 1997, Gebel et al. 2017). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient zur Festlegung der Abflussanteile (Tabelle 9).

Tabelle 9: Ermittlung des Abflussquotienten f_q

Hydromorphiegrad	Hangneigungsklassen [°]							GWFA ¹ [m]	Bodentypen Kurzzeichen s. Tab. 23
	≤1	>1-2	>2-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20		
terrestrisch	1,1	1,2	1,4	1,6	1,8	2	2,3	> 1,5	F#, O#, RN, RQ, RR, RZ, D#, B#, L#, T#, C#, Y#, PP-BB
halbhydromorph	2	2	2	2	2,1	2,3	2,3	0,8–1,5	SS-##, GG-##, A#
hydromorph	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	< 0,8	S#, G#, HN, HH

¹ Grundwasserflurabstand

Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten (Tabelle 10).

Tabelle 10: Einfluß der Exposition auf die Tiefenversickerung auf Hangstandorten (Acker) (Faktor f_{exp})

Hangexposition	Hangneigung [°]					
	≤1	>1-2	>2-5	>5-10	>10-15	>15
Nord	1	1,03	1,06	1,13	1,2	1,32
Nordost	1	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Nordwest	1	1,02	1,05	1,09	1,18	1,23
Süd	1	0,97	0,94	0,89	0,79	0,72
Südwest	1	0,98	0,95	0,9	0,81	0,75
Südost	1	0,98	0,95	0,9	0,81	0,75
Ost, West	1	1	1	1	1	1

Der Expositionsfaktor f_{exp} (mod. n. Wessolek 1997) beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten. Dementsprechend erhöht sich der Abfluss auf Nord-, Nordwest- und Nordost-exponierten Hängen, bei Süd-, Südwest- und Südost-Exposition verringert er sich dagegen (siehe Gebel et al. 2017). Der Expositionsfaktor wird nur bei der Berechnung des Grundwasser- und Zwischenabflusses auf Ackerstandorten eingesetzt.

Grundwasserabfluss RG und Zwischenabfluss RI berechnen sich gemäß der nachfolgenden Gleichungen. Dabei werden der Dränflächenanteil A_d und der Anteil versiegelter Flächen A_{seal} berücksichtigt. Kein Grundwasserabfluss wird für gedränte Flächen berechnet, für versiegelte Flächen wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen.

$$RG = \frac{SW \cdot \left(1 - \frac{RO}{P_{year}}\right) \cdot f_{exp} \cdot \left(1 - \frac{A_d}{100}\right) \cdot \left(1 - \frac{0,75 \cdot A_{seal}}{100}\right)}{f_q} \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

$$RI = (f_q - 1) \cdot RG \quad [\text{mm a}^{-1}]$$

Die Ableitung des Oberflächenabflusses und des Abflusses von der versiegelten Fläche erfolgt nach einem modifizierten Curve Number-Verfahren (NRCS 2004, Hawkins et al. 2009, Halbfaß 2005). Der Oberflächenabfluss wird nur für hydrologisch angebundene Flächenanteile berechnet.

Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss werden auf Basis der Sickerwasserrate SW unter Einbeziehung von Abflussquotient und Expositionsfaktor bestimmt (Wessolek et al. 2008, Ad-hoc AG Boden 2003, Röder 1997, Wessolek 1997). Die Ermittlung des Abflussquotienten dient zur Festlegung der Abflussanteile. Der Expositionsfaktor beschreibt den Einfluss von Exposition und Hangneigung auf die Verdunstungsintensität auf Ackerstandorten.

Die Berechnung des Drainabflusses erfolgt auf dem gedrähten Flächenanteil analog zur Vorgehensweise der Berechnung der Infiltration auf ungedrähten Flächen, wobei auf die Einbeziehung des kapillaren Aufstiegs verzichtet wird.

4.3 Bodenabtrag und Sedimenteintrag

4.3.1 Bodenerosion durch Wasser

Die potenzielle Bodenerosion durch Wasser wird nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG, Wischmeier & Smith 1978) ermittelt. Es ist zu berücksichtigen, dass der ABAG-Ansatz lediglich die Flächen- und Rillenerosion berücksichtigt. Die linearen Erosionsformen Rinnen- und Grabenerosion bleiben bei der Quantifizierung auf Einzugsgebietsebene unerkannt und werden demzufolge nicht bilanziert (Auerswald & Schwertmann 1988, Auerswald 2000, Wiegand 2002).

$$A = R \times K \times C \times S \times L \times P$$

mit

A: Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [t/ha/a]

R: Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor,

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor,

L: Hanglängenfaktor,

S: Hangneigungsfaktor,

C: Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor,

P: Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen.

Der R-Faktor kann anhand der DIN 19708 (2017) aus dem langjährig gemittelten Niederschlag berechnet werden. Die den Regressionsgleichungen zu Grunde liegenden langjährigen Mittelwerte stammen überwiegend aus der Periode 1960 bis 1980 und berücksichtigen somit keine Aspekte des sich aktuell vollziehenden Klimawandels. Weiterhin führt die auf Sauerborn (1994) zurückgehende Methode zu einer Glättung der R-Faktoren, da Extremereignisse nicht ausreichend mit einbezogen werden konnten (Auerswald et al. 2019). Alternativ kann auf einen von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019) für die Periode 2001 bis 2017 ermittelten langjährigen mittleren R-Faktor im 1 km²-Raster auf Basis von zeitlich hochaufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten zurückgegriffen werden. Die Daten werden als Datensatz (RADKLIM 2019) vom DWD vorgehalten und fortgeschrieben. Die R-Faktoren liegen ungefähr 50% über den sich aus der DIN 19708 ergebenden Werten, was zum Einen auf die Aspekte des Klimawandels, zum Anderen aber auch auf die stärkere Berücksichtigung bzw. geringere Glättung von Ereignissen begründet ist.

Die K-Faktoren können z.B. auf Basis der sich aus der BK 50 ergebenden Ton-, Sand- und Schluffgehalte, der Humusstufe sowie der Permeabilitätsklasse, abgeleitet aus der Bodenartenuntergruppe, ermittelt werden.

Hinsichtlich der L- bzw. S-Faktoren ist es rechentechnisch aufgrund der inzwischen weit fortgeschrittenen Leistungsfähigkeit und Prozessierungsgeschwindigkeit der Hardware problemlos möglich zweidimensionale LS-Faktoren auf einem hoch aufgelösten Raster (z.B. 10 m) für jede Rasterzelle und das darüber liegende Einzugsgebiet abzuleiten. Weiterhin ist es möglich Barrieren im Gelände zu berücksichtigen, die die jeweiligen Liefergebiete begrenzen. Abweichend von der Modellvorstellung der ABAG wird der L- und S-Faktor deshalb in einem zweidimensionalen Ansatz nach Moore & Nieber (1996) unter Nutzung der GIS-Module in SAGA-GIS

als LS-Faktor je Rasterzelle berechnet. Literaturstudien von ausgewählten Versuchsplots zeigen, dass dieser Ansatz im Vergleich zum Originalansatz nach Wischmeier & Smith (1978) besonders gute Ergebnisse liefern kann, während das Verfahren nach Desmet & Govers (1996) eher zu einer Unterschätzung der LS-Faktoren im Vergleich zum Originalansatz neigt (Hrabalíková & Janeček 2015). Die für jede Rasterzelle abgeleiteten Einzugsgebiete werden durch die aus dem ATKIS – DLM extrahierten Barrieren (z.B. Wege, Straßen, Landnutzungsgrenzen) begrenzt. Die tatsächliche Höhe der GIS-technisch berechneten LS-Faktoren ist im Wesentlichen von der Rasterauflösung und dem zu Grunde liegenden Höhenmodell, aber auch der Auflösung der Barriereabbildung abhängig.

Die räumlich differenzierte Ermittlung des C-Faktors erfolgt auf Basis der OWK-bezogenen Agrarstatistik nach Auerswald (2002) für die Ackerflächenanteile mit konventioneller Bearbeitung (Pflug) wie folgt:

$$C = (83 - 1,58 \times (Md + AFu) + 0,0082 \times (Md + AFu)^2 \times (1 - 0,03 AFu) + 0,01 AFu$$

mit

Md als der Anteil der feinkörnigen Mähdruschfrüchte [% Ackerfläche], AFu als Anteil des mehrjährigen Ackerfutters [% Ackerfläche].

Die Parameter Md und AFu wurden programmintern aus der Agrarstatistik abgeleitet. Mit diesem Verfahren können 91% der Variation der exakten C-Faktoren erfasst werden. Grenzen der Anwendbarkeit ergeben sich bei Fruchtfolgen mit einem Ackerfutteranteil >30%. Der in der Formel von Auerswald (2002) enthaltene Mulchsaatanteil wird auf „0“ gesetzt und kann somit entfallen. Die C-Faktoren bei konservierender Bewirtschaftung werden für den jeweiligen Flächenanteil über einen pauschalen Wert von 0,05 (Direktsaat), 0,06 (dauerhaft, Mulchsaat) bzw. 0,07 (periodisch, Mulchsaat) abgebildet. Bei Zwischenfruchtanbau und Untersaaten wird der C-Faktor auf den jeweiligen Flächen pauschal auf 0,07 gesetzt. Liegen die C-Faktoren für den gepflügten Anteil der Ackerfläche niedriger als die pauschal vergebenen Werte (z.B. auf Grund hoher Anteile von mehrjährigem Ackerfutter), so werden diese niedrigeren Werte auch auf den Flächenanteilen mit konservierender Bodenbearbeitung bzw. Zwischenfruchtanbau und Untersaaten übernommen.

C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen können z.B. gemäß Panagos et al. (2015a) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert werden (Datenquelle: European Soil Data Centre (ESDAC), Datenstand 2010, Auflösung 100 m).

Der P-Faktor wird mit „1“ angesetzt, sofern keine verwertbaren Informationen zur Querbearbeitung des Hanges vorliegen.

4.3.2 Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Folge von Bodenerosion

Eng verbunden mit der Bodenerosion ist die Akkumulation. In größeren Einzugsgebieten wird nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Oberflächengewässer eingetragen. Zugleich beschränkt sich der Eintrag von Sediment und partikulär gebundenen Nährstoffen zum größten Teil auf nur wenige kleine Einzugsgebiete. Zum Beispiel kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass 90% der Einträge von nur 10% der Fläche stammen (u.a. COST Action 869 2006, Voges 1999). Ursachen hierfür sind unter anderem Gewässerdistanzen und die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

In Abhängigkeit naturräumlicher und nutzungsbedingter Faktoren können weitere Quellen für die Sedimentbelastung der Gewässer auftreten, zum Beispiel:

- Fließgewässererosion,
- Sedimenteintrag über Drainagen,

- Sedimenteintrag (abfiltrierbare Stoffe) von Siedlungsflächen,
- Fließungen (Muren, Gelifluktion),
- Sedimenteintrag aus Bergbaugebieten,
- Straßen- und Hausbau, etc.
- Forststraßen.

Im Hügel- und Bergland mit einer hohen Erosionsdisposition treten Sedimenteinträge von Siedlungsflächen eher in den Hintergrund. Im Flachland oder in den Mündungsbereichen können Letztere dann an Bedeutung gewinnen (z.B. Carter et al. 2003, Kiehlhorn 2005). Sedimentquellen sind dabei weniger bodenerosive Prozesse, vielmehr bilden KFZ-Verkehr und Industrie mit ca. 0,2 für geringe Siedlungsdichten bis 1 t/ha/a für Industriegebiete die Hauptquellen (University of Wisconsin-Extension 1997). Von Bauplätzen wurden sogar Erosionsraten von 14-18 t/ha/a geschätzt. Zu beachten sind die im Vergleich zu Ackerflächen hohen Sedimenteintragsraten. Konzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen zwischen ca. 100 bis 340 mg/l werden von Kiehlhorn (2005) angegeben. In STOFFBILANZ bleiben die oben genannten Sedimentquellen in der Emissionsbilanz derzeit unberücksichtigt. In empirischen Modellansätzen werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser häufig über das Sediment Delivery Ratio SDR abstrahiert und abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter.

Das für den mittleren Maßstabsbereich entwickelte Verfahren zur Modellierung von Sedimenteinträgen in die Gewässersysteme (Voges 1999, Veith 2002, Halbfaß 2005, Halbfaß & Grunewald 2004, 2006, 2008, Gebel et al. 2014b, 2016, 2017) ermittelt auf Basis allgemein verfügbarer Daten sowie der modellierten Bodenabträge

- die Flächenanbindung an das Gewässersystem,
- die Gewässerdistanz,
- die Anbindungswahrscheinlichkeit,
- das Sediment Delivery Ratio und
- den rasterbezogenen Sedimenteintrag

für jede Rasterzelle.

Die Flächenanbindung beschreibt die hydrologische Konnektivität einer Fläche mit dem über den Oberflächenabfluss auf dem natürlichen Fließweg erreichbaren Gewässer unter Berücksichtigung linienhafter Landschaftselemente (Straßen, etc.). In einem GIS- und modellgestützten Separationsverfahrens werden hierbei sogenannte nicht-eintragsrelevante Flächen bzw. Flächenanteile ermittelt. Bei der notwendigen Modellierung der Fließwege können relevante Landschaftsstrukturen, wie zum Beispiel Straßen oder Eisenbahnstrecken, berücksichtigt werden. Nicht-eintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrages in die Oberflächengewässer unberücksichtigt.

Eingangsdaten für die Berechnung der Flächenanbindung bilden ein digitales Geländemodell (z.B. DGM 10) sowie ein Datensatz zur Flächennutzung (z.B. ATKIS) für die Extraktion linienhafter Landschaftselemente (insbesondere Straßen, Wege, Bahnkörper) sowie ggf. flächenhafter Barrieren (z.B. Siedlungsbereiche).

Die GIS-technischen Routinen zur Verfolgung der Tiefenlinien zur Abbildung der Gewässerdistanz werden mit dem Programmpaket SAGA GIS unter Nutzung eines Multiple Flow-Ansatzes vorgenommen (Ali & De Boer 2010, Freeman 1991, O'Callaghan & Mark 1984, Nobre et al. 2011). Rasterzellen, für die keine Gewässerdistanz berechnet werden kann, da der Fließweg zu einem Gewässer nicht realisiert wird, gelten als nicht ange-

bunden. Die Gewässerdistanz l_{flow} ergibt sich aus den im Rahmen der Ermittlung der hydrologischen Anbindung berechneten Fließweglängen, gemessen von der jeweils betrachteten Rasterzelle bis zum Erreichen des Gewässernetzes unter Verwendung des DGM 20.

Im vorliegenden empirischen Modellansatz werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser über das Sediment Delivery Ratio **SDR** abstrahiert und abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter. Die Ermittlung von SDR erfolgt nach Halbfaß & Grunewald (2006, 2008) über die Beziehung

$$SDR = \chi \times \left(\frac{s}{l_{flow}} \right)^{(1-P)}$$

mit

χ als Nutzungskoeffizient, s als Hangneigung [m/m], l_{flow} als die mittlere Gewässerdistanz [m] und P als Anbindungswahrscheinlichkeit. Der Nutzungskoeffizient χ wird nach folgender Gleichung vom C-Faktor abgeleitet:

$$\chi = 1,43 \times \ln(C - Faktor) + 9,49 \quad R^2 = 0,89$$

Die Anbindungswahrscheinlichkeit P einer Fläche liefert eine Aussage zur Wahrscheinlichkeit, mit der diese Fläche zum tatsächlichen Sedimenteintrag beiträgt (Halbfaß 2005). P ergibt sich aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten für die Gewässerdistanz p_{lflow} , des Bodenabtrags p_A und des Oberflächenabflusses p_{RO} gemäß:

$$P = \sqrt{p_{lflow}^2 + p_A^2 + p_{RO}^2} \quad (0 \leq P \leq 1)$$

mit

$$p_{lflow} = -0,1358 \ln(l_{flow}) + 0,9717 \quad R^2=0,94 \quad (0 < l_{flow} \leq 1000) \text{ [m]}$$

$$p_A = 0,0671 \ln(A) + 0,1557 \quad R^2=0,85 \quad (A \geq 0,1) \text{ [t/ha/a]}$$

$$p_{RO} = 0,0386 \ln(RO) + 0,0994 \quad R^2=0,96 \quad (RO \geq 0,1) \text{ [t/ha/a]}$$

Dabei gelten folgende Bedingungen:

$$p_{lflow} = 0 \vee p_A = 0 \vee p_{RO} = 0 \rightarrow p = 0$$

$$l_{flow} > 1000 \text{ m} \rightarrow p_{lflow} = 0 \rightarrow p = 0$$

$$A < 0,1 \text{ t/ha/a} \rightarrow p_A = 0 \rightarrow p = 0$$

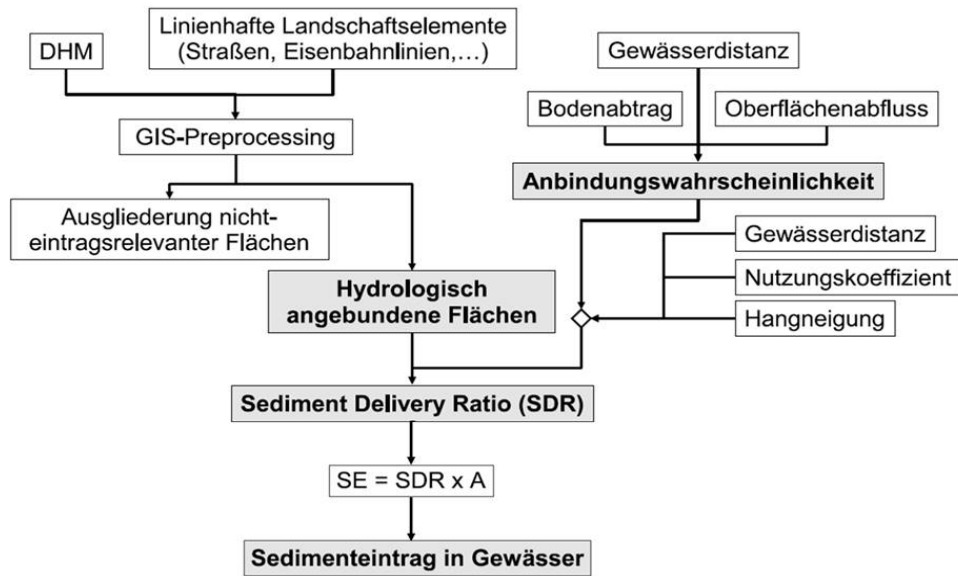
$$RO < 0,1 \text{ mm/a} \rightarrow p_{RO} = 0 \rightarrow p = 0$$

Der Sedimenteintrag SE in die Oberflächengewässer von hydrologisch angebundenen Flächen ergibt sich abschließend aus:

$$SE = SDR \times A$$

mit SE [t/ha/a] als nutzungsspezifischer Sedimenteintrag, A [t/ha/a] als Bodenabtrag.

Abbildung 5 bildet die Grundzüge der methodischen Herangehensweise anhand eines Fließschemas ab.



¶

Abbildung 5: Fließschema für die Ermittlung des Sedimenteintrages

4.4 Bilanzierung der Phosphoreinträge

Die Phosphorbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren und ergibt sich als das Resultat von Phosphoreinträgen, -transformationen und -verlusten. Der gesamte P-Eintrag in die Gewässer ergibt sich aus der Summe der punktuellen Einträge TP_{point} und diffusen Einträge TP_{diff} . Im Gegensatz zum Stickstoff sind beim Phosphor die Umsatzprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze mittelmaßstäbig nur eingeschränkt adäquat fassbar.

Im Modul P-Bilanz kann die diffuse P-Verlagerung pfad- und nutzungsbezogen quantifiziert werden, wobei im Mittelpunkt der Eintrag partikulär gebundener (Bodenerosion) und gelöster (Wasserpfad) P-Verbindungen steht. Der gelöste P-Eintrag DP und der partikulär gebundene P-Eintrag PP ergeben zusammen den gesamten diffusen P-Eintrag TP_{diff} .

4.4.1 Partikulär gebundene P-Einträge

Der partikulär gebundene P-Eintrag PP_{SE} aus der Fläche in die Gewässer für die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland, Laubwald, Nadelwald, Weinbau und Obstbau ergibt sich aus dem Sedimenteintrag SE , der Nährstoffanreicherung ER sowie dem P-Gehalt P_t im Boden:

$$PP_{SE} [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] = SE [\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] \times ER \times P_t \quad [\text{mg kg}^{-1}]$$

Der P-Gehalt im Boden wird nutzungs- und substratspezifisch abgeleitet (z.B. nach Rank et al. 1999). Allgemein müssen die P-Gehalte im Oberboden in Abhängigkeit vom Relief und der Nutzungsform als hoch variabel bewertet werden. Untersuchungen von Halbfaß & Grunewald (2004) zeigen, dass der mittlere Fehler vom Mittelwert an Hangsequenzen oder innerhalb von kleinen Einzugsgebieten bis zu 40% betragen kann. Der dimensionslose Nährstoffanreicherungsfaktor ER bildet eine Funktion in Abhängigkeit vom Bodenabtrag A (vgl. Auerswald 1989).

$$ER = 2,53 A^{-0,21} \quad R^2 = 0,981$$

Der ansteigende Anreicherungsfaktor bei gleichzeitig abnehmendem Bodenabtrag beschreibt den selektiven Transportprozess, bei dem Ton und Schluff bevorzugt transportiert werden. P sorbiert vorrangig an feine Bodenpartikel, so dass eine Anreicherung von sorbierten Stoffen im Sediment des Oberflächenabflusses im Vergleich zum Ausgangsboden erfolgt (Lammers 1997). Die Anreicherung basiert auf der Splash-Wirkung der Regentropfen und der damit einhergehenden Zerstörung der Bodenaggregate (Regentropfenerosion) sowie deren selektivem Transport. Dabei erhöht sich der Anreicherungsfaktor mit abnehmender Erosionsleistung auf Grund der Verlagerung relativ größerer Anteile von feinerem Bodenmaterial (Ghadiri & Rose 1991a, b). In der Literatur werden verschiedene Anreicherungsfaktoren angegeben. Diese können Werte bis zu 6,0 erreichen, für Mitteleuropa wird von Werten von ca. 1,8 ausgegangen (Schaub & Wilke 1996, Duttmann 1999).

Angaben in Auerswald & Weigand (1999) legen nahe, dass die Berechnung von ER aus dem jährlichen Bodenabtrag die Anreicherung überschätzen, da zum Beispiel die Ablagerung im Laufe des Transportes selektiv wirkt. Damit werden zuerst die gröberen und P-ärmeren Fraktionen abgelagert und die P-reicheren Fraktionen weitertransportiert. Dies konnte von Auerswald (1989) noch nicht berücksichtigt werden.

4.4.2 Diffuse gelöste P-Einträge von Landwirtschafts- und Forst-/Waldflächen

Die gelösten P-Einträge DP in den Vorfluter für die Hauptnutzungsformen **Acker**, **Grünland**, **Obstbau**, **Weinbau** und **Laub-/Nadelwald** berechnen sich aus dem Produkt des jeweiligen Abflussmittels und der pfadbezogenen P-Konzentration für den Drainabfluss, Oberflächenabfluss, Grundwasserabfluss und Zwischenabfluss. Die in Abhängigkeit von den Nutzungsbedingungen abgeleiteten Konzentrationswerte sind beispielhaft in Tabelle 11 aufgeführt. Ihre Vergabe erfolgt unter Berücksichtigung der Angaben in Halbfaß (2005), Halbfaß et al. (2009), Prasuhn (2003, 2008), Tressel (2001), Lennartz (2005), BAW (2005), Mokry (1999, 2003), Djodjic et al.

(2004), Galler (2006), Dils & Heathwaite (1999), van Es et al. (2004), Steininger et al. (2013), Auerswald & Weigand (1999), Nitzsche et al. (2000), Huber et al. (2005), Strauss (2008).

Tabelle 11: Abgeleitete P-Konzentrationen [mg/l] in den Abflusskomponenten

Hauptnutzungsform	Oberflächenabfluss	Dränabfluss	Interflow	Grundwasser
Acker	0,2	0,05-0,15	0,01	0,01 – 0,05
Grünland	0,8	0,8	0,01	0,01 – 0,05
Laub-/ Nadelwald	0,025	-	0,01	0,01 – 0,03
Obstbau	1,2	-	0,01	0,01 – 0,05
Weinbau	0,8	-	0,01	0,01 – 0,05

4.4.3 P-Einträge von Gewässern und sonstigen Nutzungen

Für **Gewässerflächen** wird die atmosphärische Deposition als Pauschalwert angesetzt. Diese schwankt nach Literaturangaben zwischen 0,04 und 1,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹. Bei mittleren Niederschlägen von 660 mm in den ostdeutschen Bundesländern wird für die 90er Jahre ein Wert von 0,4 kg P ha⁻¹ a⁻¹ empfohlen (vgl. Behrendt et al. 2000). Der diffuse P-Eintrag ins Gewässer wird für die Nutzung **Sonstiges** mit 0,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ veranschlagt (siehe Halbfaß et al. 2009).

4.4.4 Diffuse P-Einträge von Siedlungen

Innerhalb von Siedlungen erfolgt der diffuse P-Eintrag über verschiedene Quellen und Pfade in die angrenzenden Gewässer. Für **unversiegelte Siedlungsflächen** wird von einem der atmosphärischen Deposition entsprechenden Depositionswert von 0,5 kg P ha⁻¹ a⁻¹ ausgegangen. Wegen der hohen P-Sorptionsfähigkeit von Böden wird die Annahme getroffen, dass davon lediglich 10%, also 0,05 kg P ha⁻¹ a⁻¹ in die Gewässer eingetragen werden.

Der Emissionspfad Regenwasserkanal bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Siedlungsfläche, welche in das Trenn- bzw. Mischwassersystem entwässert. Aus den Daten von LFULG (2016) ergibt sich für den Zeitraum 2013/2014 ein mittlerer P-Exportkoeffizient c_p von 1,23 kg P/ha. Der jährliche Phosphoreintrag $DPrk$ je Siedlungsraster ergibt sich dann wie folgt:

$$DPrk = c_p \times A_{seal} * \frac{0,75}{100} \quad [kg/ha]$$

mit

$DPrk$: P-Eintrag über Regenwasserkanal [kg/(ha*a)]

c_p : P-Exportkoeffizient [kg/(ha*a)]

A_{seal} : Versiegelungsgrad [%]

Die Durchlässigkeit versiegelter Flächen wird pauschal mit 25 % angenommen (vgl. Sukopp & Wittig 1998).

Der Pfad Kleinkläranlagen kennzeichnet den Eintrag von privaten dezentralen Abwassereinleitungssystemen (einschließlich Grauwassereinleitungen) in die Gewässer und berechnet sich wie folgt: mit A_{seal} als dem Versiegelungsgrad [%] und einer Durchlässigkeit der Versiegelung von 25%.

Der Pfad Kleinkläranlagen kennzeichnet den Eintrag von privaten dezentralen Abwassereinleitungssystemen (einschließlich Grauwassereinleitungen) in die Gewässer und berechnet sich wie folgt:

$$DPdz = nwSTP \times \left(cpSdT \times \frac{SdT}{100} + cpnSdT \times (100 - SdT)/100 \right) \times Aurb \quad [kg/ha]$$

mit

DPdz: P-Eintrag über dezentrale Anlagen [kg/(ha*a)]

cpSdT: Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik (= 0,3 kg P/(EW*a))

cpnSdT: Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik (= 0,42 kg P/(EW*a))

nwSTP: Anzahl der Einwohner (EW) ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung je Gemeinde

SdT: geschätzter Anteil der Kleinkläranlagen nach Stand der Technik [%]

Aurb: Gemeindefläche mit Siedlungsnutzung [ha]

Die beispielhaft gezeigten mittleren P-Exportkoeffizienten cpSdT bzw. cpnSdT für Kleinkläranlagen wurden aus den Daten von LfULG (2016) für den Zeitraum 2013/2014 so abgeleitet, dass bei Lösung der obigen Gleichung eine möglichst enge Übereinstimmung zur vom LfULG (2016) ermittelten Fracht besteht. Die hierbei verwendeten Angaben zum Stand der Technik entstammen dem Lagebericht 2014 (SMUL 2014).

4.4.5 Punktuelle P-Einträge

Neben dem Phosphoreintrag aus diffusen Quellen TP_{diff} erfolgt zusätzlich eine P-Belastung der Gewässer aus punktuellen Quellen TP_{point} . Die Quantifizierung der punktuellen P-Einträge in die Gewässer erfolgt auf Grundlage der für die jeweiligen Einzugsgebiete vorliegenden Daten zu den kommunalen und industriellen Kläranlagen.

4.4.6 P-Gesamteintrag

Der P-Gesamteintrag berechnet sich aus der Summe aller Einträge aus der/den jeweils betrachteten Flächennutzungen unter Beachtung der jeweils relevanten Eintragspfade einschließlich der Einträge aus dezentralen und zentralen Abwassereinleitungssystemen (Punktquellen).

4.5 Bilanzierung der Stickstoffeinträge

4.5.1 Eingangsdaten für die Modellierung auf Landwirtschaftsflächen

Für die Modellierung auf Landwirtschaftsflächen werden folgende Eingangsdaten der Bewirtschaftung je Bewirtschaftungsraum (z.B. Feldblock, Agrarstrukturgebiet o.ä.) benötigt:

- Mittlere Erträge je Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere N-Fixierung durch Leguminosen je Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere Mineraldüngung je Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- N-Eintrag mit dem Saatgut (N_{saat}) je Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Mittlere organische Düngung je Jahr und Fruchtart in kg/ha/a
- Anteile konservierender Bodenbearbeitung (Mulchsaat, Direktsaat, Streifensaart etc.)
- Anteile abgefahrener Koppelprodukte

Die Umrechnung von Erträgen in N-Entzüge bzw. die Festlegung der n-Fixierung durch Leguminosen erfolgt anhand einschlägiger Umsetzungen der Düngeverordnung (LfULG 2020).

Für Intensivkulturen auf Ackerflächen (Gemüse, Spargel, Erdbeere etc.) wird an Stelle der einzelnen Bilanzglieder ein pauschaler Wert von 30 kg/ha/a eingesetzt. Auf Bracheflächen beträgt dieser Wert 0 kg N/ha/a.

Die Herangehensweise bei der Berücksichtigung von Agrarumweltmaßnahmen muss nach Expertenwissen, einschlägiger Literatur oder gestützt auf regionale Befunde bzw. Untersuchungen vorgenommen werden. Die anzunehmende Minderung kann z.B. aus der beobachteten Minderung der Herbst-Nmin-Gehalte von Flächen mit Zwischenfruchtanbau bzw. Untersaaten im Vergleich zu Ackerflächen ohne diese Maßnahme abgeleitet werden. Auf Basis von Daten des SMUL (2019) liegt die Minderung auf diesen Flächen in den Jahren 2015 bis 2018 im Mittel Sachsens z.B. bei 19 bis 28 kg N/ha. Hinsichtlich des Ökologischen Ackerbaus ist nach SMUL (2019) im Mittel Sachsens demnach von Minderungen von 6 bis 12 kg N/ha auszugehen. Diese Annahmen basieren auf der beobachteten Minderung der Herbst-Nmin-Gehalte von Ökolandbauflächen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Ackerflächen ebenfalls für 2015 bis 2018.

Falls Daten zur N-Dynamik in der Bilanzierung mit berücksichtigt werden sollen, können diese z.B. aus der separaten Modellierung mit CCB (Bodenbilanz) bezogen werden:

- $N_{\text{SOM_saldo}}$ (Saldo von N-Mobilisierung aus SOM-Pool und N-Immobilisierung in SOM-Pool)
- N_{flush} (direkt als pflanzenverfügbar abzurechnender N aus organischer Düngung)

Detaillierte Infos zur methodischen Vorgehensweise der Modellierung der N-Dynamik im Oberboden von Landwirtschaftsflächen mit dem Modell CCB und Ergebnisse zur Modellierung der N-Dynamik am Beispiel Sachsens (bis einschließlich dem Jahr 2014) sind in Diel et al. (2019) enthalten.

4.5.2 N-Bilanzüberschuss für die Landwirtschaftsfläche

Der N-Bilanzüberschuss (Saldo) für die Landwirtschaftsfläche wird für jedes Einzeljahr und jede Rasterzelle unter flächengewichteter Berücksichtigung der jeweiligen Fruchtartenanteile auf Basis der Feldbilanz ermittelt, indem die N-Input- und N-Outputparameter verrechnet werden, aber keine Berücksichtigung des N-Umsatzes erfolgt:

$$\text{Saldo}[\text{Feldbilanz, kg N/ha}] = \text{Mineraldüngung} + N_{\text{saat}} + \text{legume Fixierung} + \text{org. Düngung} - \text{Entzug}$$

Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich Mobilisierung und Immobilisierung von organischem N ausgleichen. In Phasen, in denen überwiegend Humusabbau stattfindet, fällt der Saldo aus der Feldbilanz zu niedrig aus. Kommt es durch die Bewirtschaftungspraxis dagegen zu einem Humusaufbau, so liefert die Feldbilanz einen zu hohen Saldo.

Für Grünland-, Weinbau- und Obstbauflächen werden pauschale Saldenwerte (vgl. Gebel et al. 2016) eingesetzt:

- Grünland: 0 kg N/ha
- Obstbau, Weinbau: 13 kg N/ha

Ergänzend wird ein Saldo ermittelt, indem neben den Input- und Outputparameter auch der jährliche N-Umsatz im Boden unter Nutzung des Modells CCB einbezogen wird (Bodenbilanz, weitere Erläuterungen hierzu siehe Diel et al. 2019):

$$\text{Saldo[Bodenbilanz, kg N/ha]} = \text{Mineraldüng.} + N_{\text{saat}} + \text{leg. Fixierung} + N_{\text{flush}} + N_{\text{som_saldo}} - \text{Entzug}$$

Der im Modell CCB berücksichtigte N_{flush} bezeichnet dabei den schnell verfügbaren N-Anteil aus der organischen Düngung (einschließlich Pflanzenreste etc.). Der $N_{\text{som_saldo}}$ bezeichnet die Änderung des im SOM (Soil Organic Matter) gespeicherten organischen N-Pools je Zeitabschnitt und somit die Differenz von Mobilisierung und Immobilisierung.

4.5.3 N-Nettoaufnahmerate für Waldflächen

Für Waldflächen wird anhand von Verwitterungsklassen und Ertragsklassen eine N-Nettoaufnahmerate ermittelt. Die entsprechenden Ableitungen folgen dem Critical-Load-Konzept (Nagel & Gregor 1999, UBA 1996) und wurden für die Verwendung im Modell STOFFBILANZ dementsprechend angepasst (Kaiser & Gebel 2003). Die Verwitterungsklasse wird unter Berücksichtigung der Bodenartengruppe sowie der vom Bodentyp abgeleiteten Ausgangsgesteinsklasse bestimmt (Tabelle 12):

Tabelle 12: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald

Bodentyp	Bodenartengruppe							
	Hn, Hh	ss, ls, us, su	sl, lu	ll	tl	tu	ut	lt
	Verwitterungsklasse							
HN, HH	0	0	0	0	0	0	0	0
F#, O#, RN, RQ, P#, B#, PP-BB	0	1	2	3	3	3	4	4
D#, L#, SS-##, GG-##, A#, S#, G#, T#, Y#	0	2	3	4	4	4	4	4
RR, RZ, C#	0	4	4	4	4	4	4	4

Aus der Verwitterungsklasse kann unter Einbeziehung der mittleren Jahrestemperatur sowie der mittleren Sickerwasserrate die Ertragsklasse abgeleitet werden (mod. n. Nagel & Gregor 1999, Tabelle 13):

Tabelle 13: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald

T [°C]	Verwitterungsklasse 3 + 4						Verwitterungsklasse 1 + 2						Verwitterungsklasse 0					
	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5
SW [mm/ a ⁻¹]	Ertragsklasse																	
≥1000	la	la	la	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<1000-800	la	la	la	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<800-600	la	la	I	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	II	II	IV	V
<600-400	la	I	I	I	II	IV	I	I	II	II	III	IV	II	II	II	III	IV	V
<400-200	I	II	II	II	III	IV	II	II	III	III	III	IV	II	III	IV	IV	IV	V
<200	III	III	III	II	III	IV	III	III	IV	IV	IV	IV	III	IV	V	V	V	V

Die N-Nettoaufnahmerate *uptake* ergibt sich aus Tabelle 14 (mod. n. Nagel & Gregor 1999).

Tabelle 14: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse

Ertragsklasse	N-Nettoaufnahmerate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	
	Laubwald	Nadelwald
la	15	10
I	13,5	8,5
II	11,5	6,5
III	8	5
IV	7	4
V	3,5	2

4.5.4 N-Immobilisierungsrate für Waldflächen

Die N-Immobilisierungsrate *I*humus wird anhand Tabelle 15 in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur ermittelt (mod. n. Nagel & Gregor 1999).

Tabelle 15: Ableitung der N-Immobilisierungsrate

Jahresmitteltemperatur [°C]	≤4	5	6	7	8	≥9
N-Immobilisierungsrate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	5	4	3	2	1,5	1

4.5.5 Atmosphärische N-Deposition

Die Angaben zur atmosphärischen N-Gesamtdeposition *Natm* (trockene und nasse N-Deposition) werden rasterbezogen und nutzungsdifferenziert in der Modellierung der N-Bilanz für alle Hauptnutzungsformen berücksichtigt. Entsprechende Werte können z.B. aus Schaap et al. 2018 (PINETI-3-Daten) generiert werden.

4.5.6 Denitrifikation im Oberboden für Landwirtschaftsflächen, Siedlung und Sonstiges

Die Denitrifikation in der Bodenzone *Dsoil* wird im Modul N-BILANZ für Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Siedlung und Sonstiges unter Berücksichtigung der Michaelis-Menten-Kinetik nach Wendland (1992) berechnet. Dabei werden die in der nachfolgenden Gleichung enthaltenen Bilanzglieder sowie die Angaben zur atmosphärischen Deposition eingesetzt. Zusätzlich werden die maximale Denitrifikationsrate *Dmax* sowie die Konstante *K* in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen (günstig, mittelmäßig, ungünstig) je nach Bodentyp modellintern ermittelt (Tabelle 16).

$$D_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = \frac{D_{max} \cdot \frac{(N_{surplus} + N_{atm})}{7,5}}{K + \frac{N_{surplus} + N_{atm}}{7,5}}$$

Tabelle 16: Festlegung der Denitrifikationsbedingungen (nach Wendland 1992)

Denitrifikationsbedingungen	D _{max} [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	K	Bodentypen (Beispiele)
günstig	50	6,7	S#, G#, HN, HH
mittelmäßig	30	4	RR, RZ, T#, D#, L#, SS-##, GG-##, C#, A#
ungünstig	10	2,5	F#, O#, RN, RQ, P#, B#, PP-BB, UA, Y#

Die Festlegungen in Tabelle 16 werden weiterhin wie folgt differenziert:

Die Bedingungen beim Bodentyp Parabraunerde für die Bodenartengruppen ss und ls werden als ungünstig eingeschätzt (ansonsten mittelmäßig). Beim Bodentyp Braunerde werden die Denitrifikationsbedingungen für die Bodenartengruppen tl, lt und ut als mittelmäßig eingestuft (ansonsten ungünstig). Grund für diese Differenzierung ist die auch von Wendland (1992) vorgenommene Unterscheidung zwischen basenarmen und basenreichen Braunerden. Die Standorte mit den oben genannten Bodenartengruppen werden überwiegend als basenreiche Braunerden eingestuft. Zudem ist hier von besonders hohen FK-Werten, vergleichsweise geringen nFK- und nFKWe-Werten sowie niedrigen kf- und LK-Werten auszugehen, womit die Denitrifikation gefördert wird. Weiterhin werden die Denitrifikationsbedingungen auf Böden mit Skelettgehalten größer 30% grundsätzlich von günstig auf mittelmäßig bzw. von mittelmäßig auf ungünstig verändert.

Im Siedlungsbereich und auf den Weinbauflächen wird unabhängig von Bodentyp und Bodenart grundsätzlich von ungünstigen Denitrifikationsbedingungen ausgegangen. Hintergrund der Modifikationen ist die Tatsache, dass für diese Böden eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit und höhere Grundwasserflurabstände angenommen werden, so dass höhere Denitrifikationsraten nicht zu erwarten sind.

4.5.7 Denitrifikation im Oberboden für Waldflächen

Für Waldflächen wird die Denitrifikationsrate dagegen unter Verwendung des Critical-load-Konzeptes (siehe Kaiser & Gebel 2003, Nagel & Gregor 1999) nach folgender Gleichung bestimmt. Dafür werden neben der atmosphärischen Deposition N_{atm} , die Nettoaufnahme I_{uptake} (s. Tabelle 14), die Immobilisierungsrate I_{humus} (s. Tabelle 15) sowie ein Denitrifikationsfaktor f_{de} (s. Tabelle 17) berücksichtigt.

$$D_{soil} [kg N ha^{-1} a^{-1}] = f_{de} (N_{atm} - I_{uptake} - I_{humus})$$

Tabelle 17: Ableitung des Denitrifikationsfaktors (mod. N. Nagel & Gregor 1999)

Bodenartengruppe	ss, ls, us, su, sl, lu	ll, tu	tl, ut, lt	Hn, Hh
Denitrifikationsfaktor f_{de}	0,1	0,2	0,3	0,8

4.5.8 N-Austrag und Aufteilung auf die Abflusskomponenten

Aus dem N-Bilanzüberschuss der Boden- (nur Acker) bzw. Feldbilanz (Acker, Grünland, Weinbau, Obstbau) wird im nächsten Schritt der jährliche N-Austrag aus dem Boden **DNsoil** berechnet, indem die atmosphärische N-Deposition **Natm** aufaddiert bzw. die Denitrifikation im Oberboden **Dsoil** subtrahiert werden:

$$DN_{soil} [kg N/ha] = Saldo + Natm - D_{soil}$$

Für Gewässerflächen wird der N-Austrag der atmosphärischen Deposition gleichgesetzt. Für die Nutzungskategorie Sonstiges wird neben der Deposition auch die Denitrifikation im Oberboden berechnet.

Für Waldflächen berechnet sich der jährliche N-Austrag unter Berücksichtigung der Depositionsrate, der N-Nettoaufnahmerate I_{uptake} , der N-Immobilisierungsrate I_{humus} und der Denitrifikationsrate D_{soil} wie folgt:

$$DN_{\text{soil}} [\text{kg N/ha}] = N_{\text{atm}} - D_{\text{soil}} - I_{\text{uptake}} - I_{\text{humus}}$$

Auf Flächen mit der Hauptnutzungsform Siedlung wird der N-Austrag nur für den unversiegelten Flächenanteil aus der Depositionsrate abzüglich der Denitrifikationsrate berechnet. Für versiegelte Flächen A_{seal} [%] wird eine Durchlässigkeit von 25% angenommen, die sich im Mittel der Durchlässigkeit unterschiedlicher Beläge ergibt (vgl. Sukopp & Wittig 1998).

$$DN_{\text{soil}} [\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}] = (N_{\text{atm}} - D_{\text{soil}}) \left(1 - \frac{(0,75 A_{\text{seal}})}{100} \right)$$

Anschließend wird der N-Austrag anhand der vorliegenden Modellierung der Abflusskomponenten prozentual aufgeteilt in den

- diffusen N-Eintrag über den Oberflächenabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Regenwasserabfluss (versiegelte Fläche),
- diffusen N-Eintrag über den Dränabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Zwischenabfluss,
- diffusen N-Eintrag über den Basisabfluss.

4.5.9 Berücksichtigung von Verweilzeit und Nitratabbau im Grundwasserleiter

In Folge von Denitrifikationsprozessen während der Abflusspassage im Grundwasserleiter werden die über den Basisabflussanteil ins Oberflächengewässer emittierten Frachten während der Transportphase im Grundwasserleiter in Abhängigkeit von den Milieubedingungen und der Verweilzeit mehr oder weniger stark reduziert.

Grundlage der Berechnung von Grundwasserverweilzeiten bildet das von Uhlig (2008) entwickelte Kompartimentmodell in Anlehnung an die WEKU-Modellvorstellung (Kunkel & Wendland 1999) unter Nutzung des Multiple Flow-Ansatzes. Notwendige Eingangsdaten sind regionalisierte Durchlässigkeitsbeiwerte aus der HÜK 200, eine digitale Grundwasseroberfläche des potenziellen oberen Grundwasserleiters, die WRRL-relevanten Fließgewässer sowie ein digitales Höhenmodell der Geländeoberfläche. Aus diesen Daten wird ein räumlich differenziertes, auf der Abstandsgeschwindigkeit basierendes Geschwindigkeitsfeld des potenziellen oberen Grundwasserleiters aufgebaut und die Fließwege und Frachtweitergaben für jede Rasterzelle bestimmt (Abbildung 6).

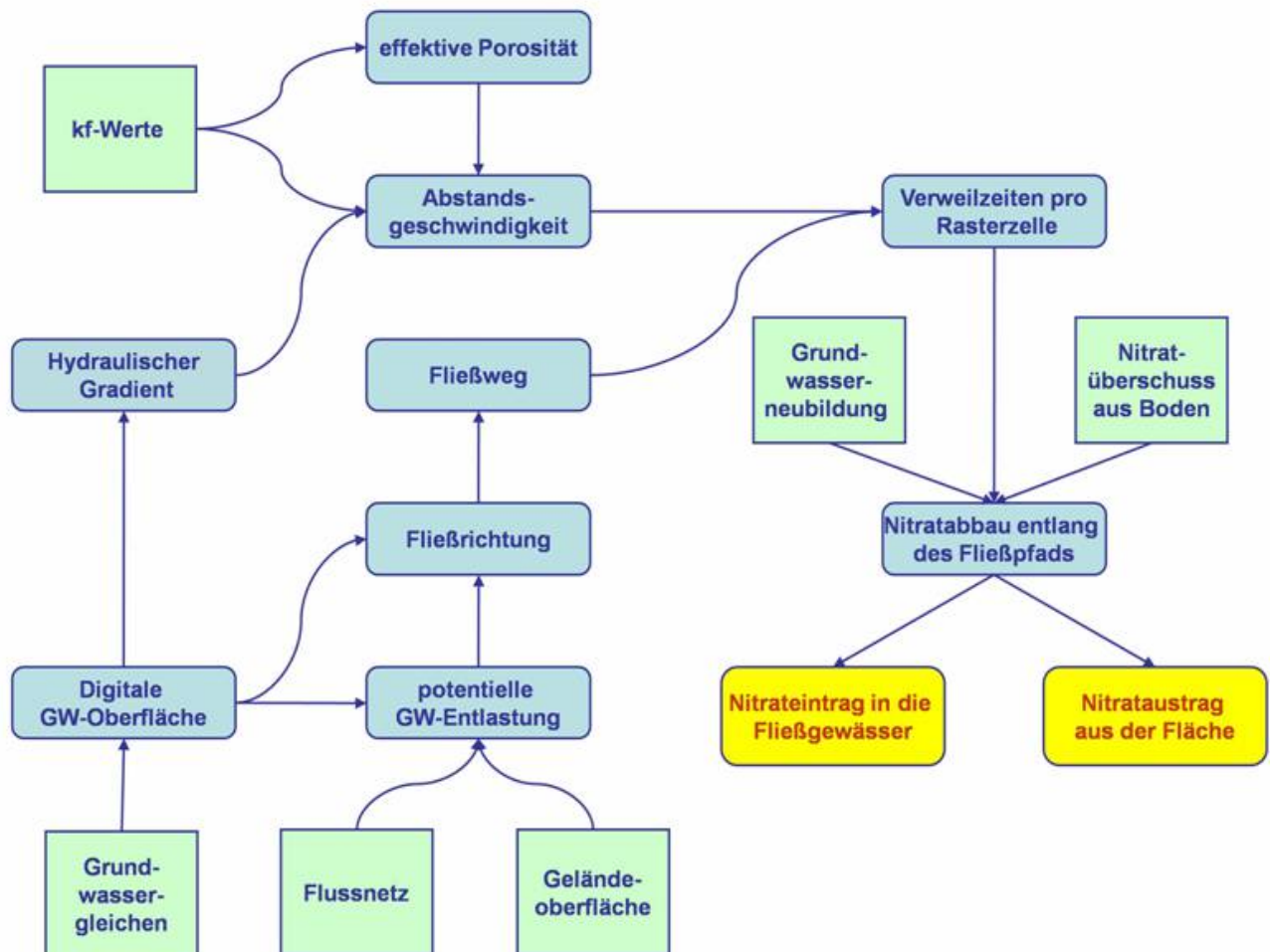


Abbildung 6: Ableitung von GW-Verweilzeit und Nitratabbau im Lockergesteinsbereich

Die Denitrifikation wird über einen Abbau erster Ordnung simuliert. Die Höhe der Denitrifikation ist neben der Abbaukonstante entscheidend von der Verweilzeit entlang des Grundwasserpfades abhängig. Eine analytische Umsetzung des Transportmechanismus wird durch den Multiple Flow Algorithmus (MFA) realisiert, welcher mit dem in der Isotopenhydrogeologie bekannten Black Box-Modell des Piston Flows gekoppelt wird. Beim MFA-Algorithmus splittet sich der Abfluss aus der Zelle je nach der anteiligen Größe des Gradienten zu den Nachbarzellen in verschiedene Richtungen auf. Das erstellte Modell wird an das Stoffhaushaltsmodell STOFFBILANZ gekoppelt, um die notwendigen flächendifferenzierten Eingangsdaten zur Grundwasserneubildung und zu den Nitrateinträgen in das Grundwasser zu erhalten. Im Verbund mit dem Modell STOFFBILANZ kann somit die grundwasserbürtige Belastung der Fließgewässer mit Nitrat unter Berücksichtigung der Fließwege, Aufenthaltszeiten und Nitratabbauraten quantifiziert werden. Für detaillierte Erläuterungen zur Vorgehensweise wird auf Uhlig et al. (2010) verwiesen.

Die Betrachtung von Fließwegen sowie die Berechnung von Abstandsgeschwindigkeiten kann im Rahmen der Modellierung für Gebiete mit vorliegender digitaler Grundwasser Oberfläche vollzogen werden.

Die Gesamtverweilzeit und Retention der pro Rasterzelle in den Grundwasserleiter eingetragenen Fracht ergibt sich dann aus dem Integral von Verweilzeit und Halbwertzeit der Denitrifikation aller am Fließweg beteiligten Rasterzellen bis hin zum Übertritt ins Oberflächengewässer (siehe Uhlig et al. 2008, 2010).

Für Aquifere ohne vorliegende digitale Grundwasser Oberfläche (insbesondere Festgesteinsgebiete, teilweise auch Übergangsgebiete sowie Braunkohletagebau- und Rekultivierungsgebiete) wird der Fließweg vereinfachend über die Geländeoberfläche ermittelt. Die Verweilzeit wird dagegen nicht berechnet, sondern anhand der hydrogeologischen Gesteinseinheit unter Hinzuziehung der Ergebnisse von Auswertungen sekundärer

Isotopen- und Literaturdaten zu dessen Altersbestimmung festgelegt (siehe Ullrich et al. 2006, Schwarze 2004).

Die angenommene Denitrifikationsleistung im oberen Grundwasserleiter (Grundwasserabflusspfad) ergibt sich in Abhängigkeit von der grundwasserführenden Gesteinseinheit als Indikator für die jeweiligen Milieubedingungen (Wendland & Kunkel 1999, Kunkel & Wendland 1999, Ullrich 2006, Uhlig et al. 2010). Der Retentionsfaktor **rgw** wird wie folgt in Abhängigkeit von der Abbaukonstanten kn für Nitrat sowie der Grundwasserverweilzeit **tgw** (oberer GWL) ermittelt (Wendland & Kunkel 1999, Wendland 1992):

$$rgw = \exp(-kn \times tgw)$$

Die Konstante **kn** wird je nach Gesteinseinheit unter Nutzung umfangreicher Datenpools anhand des hydrochemischen Milieus im Grundwasser (insbesondere Sauerstoffgehalt, Nitrat-Konzentration, siehe Ullrich 2006) sowie Nutzung von Literaturdaten (vgl. u.a. Wendland & Kunkel 1999) wie folgt festgelegt:

- 0,020 für Gebiete ohne vorliegende digitale Grundwasseroberfläche (Festgestein, teilweise Übergangsgebiete)
- 0,034 für Übergangsgebiete mit vorliegender digitaler Grundwasseroberfläche
- 0,080 für Lockergesteinsgebiete

Es wird somit von einer unbedeutenden Denitrifikation in Festgesteinsgebieten (Annahme oxidierender Aquifere) ausgegangen. Die Denitrifikationsbedingungen in den Übergangsgebieten werden als ungünstig definiert, wohingegen in den Lockergesteinsbereichen zumindest von eingeschränkten Bedingungen für die Denitrifikation ausgegangen wird (Annahme reduzierender bis oxidierender Aquifere). Wie heterogen die Bedingungen auch im Tieflandsbereich Sachsens einzustufen sind, haben die Auswertungen von Daten der Grundwasserchemie (LfULG-Datenpool, Datenpool von HYDRO Consult GmbH) von Ullrich (2006) als Grundlage der vorgenommenen Einstufungen gezeigt. Um eine Überschätzung der Denitrifikationsleistung der Aquifere insbesondere im Lockergesteinsbereich zu vermeiden wurden die Konstante kn bewusst niedrig angesetzt. Damit soll auch der Tatsache Rechnung getragen werden, dass der fortwährende Eintrag von Nitrat langfristig zu einer Erschöpfung des Denitrifikationspotenzials führen muss.

Die jeweiligen Halbwertzeiten der Denitrifikation liegen damit bei ca. 35 Jahren im Festgesteinsbereich, 20 Jahren in den Übergangsgebieten bzw. 8,5 Jahren im Lockergesteinsbereich. Da die hydraulischen Gradienten der digitalen Grundwasseroberfläche in einigen Gebieten sehr niedrig ausfallen, wurde im Workflow eine Begrenzung der Aufenthaltszeit von 10 Jahren je Rasterzelle festgelegt. Die maximale Verweilzeit liegt damit bei angenommener Fließweglänge von z.B. fünf Rasterzellen (500 m x 500 m) bei 50 Jahren. Verweilzeiten > 100 a dürften kaum auftreten. Im Mittel liegt die berechnete Verweildauer über den gesamten Fließweg im Lockergesteinsbereich bei ca. 10 bis 15 Jahren, was im Vergleich mit Literaturwerten plausibel erscheint (z.B. Wendland et al. 2011).

Abschließend muss darauf hingewiesen werden, dass im Rahmen der Abbildung von Verweilzeit, Fließweg und Retention während des Fließweges große methodische Vereinfachungen in Kauf genommen werden müssen, die aber für den hier vorliegenden Überblicksmaßstab als vertretbar angesehen werden (Wendland et al. 2011).

4.5.10 Ableitung der gelösten diffusen N-Einträge über die Abflusskomponenten für die unversiegelte Fläche

Der leicht wasserlösliche Nitrat-Stickstoff ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschungsgefährdet. Seine Verlagerung in die Oberflächengewässer erfolgt für jedes Berechnungsjahr aus der durchwurzelten Bodenzone über den Pfad der Versickerung (N-Eintrag im Sickerwasser **DN_{sw}**), den Dränabfluss **DN_{rd}** sowie den Oberflächenabfluss **DN_{ro}**. Die gelösten N-Einträge über die verschiedenen Abflusspfade von der unversiegelten Fläche berechnen sich nach dem jeweiligen Anteil des Pfades an der Wasserbilanz. Die Aufteilung der Fracht im Sickerwasser **DN_{sw}** in den Eintrag über Zwischenabfluss **DN_{ri}** bzw. Grundwasserabfluss **DN_{rg}** erfolgt ebenfalls abflussanteilig. Bei der Berechnung von **DN_{rg}** werden zusätzlich die Verweilzeit und Denitrifi-

kation im Grundwasserleiter einbezogen (Methodik zur Abschätzung siehe unten). Für Gewässerflächen wird angenommen, dass die N-Fracht ausschließlich über den Oberflächenabflusspfad emittiert wird. Eine mögliche Verlagerung von Stickstoff vom Gewässer ins Grundwasser wird damit nicht betrachtet.

4.5.11 Ableitung der gelösten N-Einträge über die Abflusskomponenten

Der leicht wasserlösliche Nitrat-Stickstoff ist aufgrund seiner hohen Mobilität extrem auswaschungsgefährdet. Seine Verlagerung in die Oberflächengewässer erfolgt aus der durchwurzelten Bodenzone über den Pfad der Versickerung (N-Eintrag im Sickerwasser DN_{sw}), den Drainabfluss DN_{rd} sowie den Oberflächenabfluss DN_{ro} . Die gelösten N-Einträge über die verschiedenen Abflusspfade berechnen sich nach dem jeweiligen Anteil des Pfades an der Wasserbilanz. Die Aufteilung der Fracht im Sickerwasser DN_{sw} in den Eintrag über Zwischenabfluss DN_{ri} bzw. Grundwasserabfluss DN_{rg} erfolgt ebenfalls abflussanteilig. Bei der Berechnung von DN_{rg} werden zusätzlich die Verweilzeit und Denitrifikation im Grundwasserleiter einbezogen (Methodik zur Abschätzung siehe unten). Für Gewässerflächen wird angenommen, dass die N-Fracht ausschließlich über den Oberflächenabflusspfad emittiert wird. Eine mögliche Verlagerung von Stickstoff vom Gewässer ins Grundwasser wird damit nicht betrachtet.

$$DN_{sw} = DN_{soil} \times \left(\frac{SW}{(R - 0,75 \times RS)} \right) [kg/ha]$$

$$DN_{rd} = DN_{soil} \times \left(\frac{RD}{(R - 0,75 \times RS)} \right) [kg/ha]$$

$$DN_{ri} = DN_{soil} \times \left(\frac{RI}{(R - 0,75 \times RS)} \right) [kg/ha]$$

$$DN_{rg} = DN_{soil} \times \left(\frac{RG}{(R - 0,75 \times RS)} \right) [kg/ha]$$

mit

SW: Sickerwasser; RS: Abfluss von versiegelter Fläche; rgw: Retentionskoeffizient Grundwasserleiter

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg/l] berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$C_{no3sw} = \left(\frac{DN_{sw} \times 4,43 \times 100}{SW} \right)$$

4.5.12 Diffuser N-Eintrag von versiegelten Flächen

Die von versiegelten Flächenanteilen berechneten Frachten DN_{rs} gelangen über den diffusen Eintragspfad direkt ins Oberflächengewässer. Wie bei P werden die Pfade Regenwasserkanal sowie Kleinkläranlagen (einschließlich Grauwassereinleitungen) betrachtet.

Der Emissionspfad Regenwasserkanal bezieht sich auf den Nährstoffeintrag von der versiegelten Siedlungsfläche, welche in das Trenn- bzw. Mischwassersystem entwässert. Aus den Daten von LfULG (2016) ergibt sich z.B. Sachsen für den Zeitraum 2013/2014 ein mittlerer N-Exportkoeffizient c_n von 4,02 kg N/ha/a. Der Stickstoffeintrag DN_{rk} je Siedlungsrastraster ergibt sich dann wie folgt:

$$DNrk = cn \times Aseal * \frac{0,75}{100} \quad [kg/ha]$$

mit

DNrk als N-Eintrag über Regenwasserkanal [kg/(ha*a)],

cn als mittlerer Exportkoeffizient, Aseal als dem Versiegelungsgrad [%] einer Siedlungsfläche mit einer Durchlässigkeit der Versiegelung von 25 %,

Aseal als Versiegelungsgrad.

Der Pfad Kleinkläranlagen kennzeichnet den Eintrag von privaten dezentralen Abwassereinleitungssystemen (einschließlich Grauwassereinleitungen) in die Gewässer und berechnet sich wie folgt:

$$DNdz = nwSTP \times \left(cnSdT \times \frac{SdT}{100} + cnnSdT \times (100 - SdT)/100 \right) \times Aurb \quad [kg/ha]$$

mit

DNdz als N-Eintrag über dezentrale Anlagen [kg/(ha*a)],

cnSdT als Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nach Stand der Technik (z.B. in Sachsen 1,542 kg N/EW/a),

cnnSdT als Exportkoeffizient für Kleinkläranlagen nicht nach Stand der Technik (z.B. in Sachsen 2,79 kg N/EW/a),

nwSTP als Anzahl der Einwohner ohne Anschluss an eine öffentliche Abwasserbeseitigung je Gemeinde,

SdT als geschätzter Anteil der Kleinkläranlagen nach Stand der Technik [%],

Aurb als Gemeindefläche mit Siedlungsnutzung [ha].

Die beispielhaft genannten mittleren N-Exportkoeffizient cnSdT bzw. cnnSdT für Kleinkläranlagen wurden aus den Daten von LfULG (2016) für den Zeitraum 2013/2014 berechnet. Die hierbei verwendeten Angaben zum Stand der Technik entstammen dem Lagebericht 2014 (SMUL 2015).

4.5.13 Diffuser gelöster N-Gesamteintrag

Der gesamte jährliche gelöste N-Eintrag **DNr** aus diffusen Quellen spiegelt die Summe aus den jeweiligen N-Einträgen über die einzelnen Abflusskomponenten unter Berücksichtigung der Denitrifikation im Grundwasserleiter wider.

$$DNr = DNro + DNrs + DNrd + DNri + DNrg \quad [kg/ha]$$

4.5.14 Diffuser partikelgebundener N-Eintrag

Neben dem gelösten N-Eintrag DNr kann es in geringem Umfang auch zur Partikel gebundenen Verlagerung von Stickstoff in Folge von Bodenabtragsereignissen kommen. Eine entsprechende Quantifizierung dieser Einträge ins Oberflächengewässer erfolgt in Kombination mit der Ermittlung des Sedimenteintrages. Der jährliche partikuläre N-Eintrag **PN** berechnet sich unter Berücksichtigung des organischen Bodenstickstoffgehalts Norg und des Sedimenteintrages SE. Der Bodenstickstoffgehalt wird programmintern aus dem Humusgehalt (Oberboden) berechnet.

$$PN = Norg \times \frac{SE}{3000} \quad [kg/ha]$$

4.5.15 Punktuelle N-Einträge

Die Quantifizierung der punktuellen N-Einträge **TNpoint** in die Gewässer erfolgt auf Grundlage der vorliegenden OWK-bezogenen Daten zu den kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern.

4.5.16 N-Gesamteintrag aus diffusen und punktuellen Quellen

Der N-Gesamteintrag in die Oberflächengewässer ergibt sich aus der Summe von diffusem gelösten N-Gesamteintrag, diffusem partikelgebundenem N-Eintrag und punktuelltem N-Eintrag.

4.6 Frachtberechnung

Der Transfer von Phosphor (P) und Stickstoff (N) in Einzugsgebieten setzt sich aus verschiedenen, voneinander abhängigen Prozessen zusammen, deren Verständnis für die Nährstoffdynamik und die abzuleitenden Managementstrategien von Bedeutung ist. Die Anteile der einzelnen diffusen und punktuellen Quellen an der gesamten Nährstoffbilanz sind von Einzugsgebietseigenschaften, Hydrologie und anthropogenen Belastungen abhängig. Die grundlegenden Transferprozesse von gelösten und partikulär gebundenen Nährstoffen sind die Mobilisierung und Verlagerung während Starkregenereignissen mit dem Oberflächenabfluss infolge von Bodenerosion (Sharpley et al. 1999), die Verlagerung über Makroporen (Bundt 2000, Heathwaite u. Dils 2000), Dränagen und Interflow / Grundwasser (Kronvang et al. 1997, Pudenz 1998, Chapman 2001, Jonge et al. 2004), die Ufererosion (Sekely et al. 2002, Zaimes et al. 2005, Koch 2007), die Resuspension von Sedimenten im Gewässerbett (Bowes et al. 2003), die Desorption aus Sedimenten im Gewässer (Mulholland 1992, Schulz et al. 2008), gewässerinterne biologische Umsatzprozesse (Boulton et al. 1998, Jin et al. 2007) sowie der Eintrag über Punktquellen.

P und N unterliegen in Fließgewässern einer räumlichen und zeitlichen Dynamik so-wie Transformation (nutrient spiralling concept, Newbold et al. 1983). Eine Vielzahl physikalischer und biogeochemischer Faktoren und Landnutzungs-effekte beeinflussen das Prozessgeschehen, Konzentrationen und Frachten (u.a. Withers u. Jarvie 2008). Zeitlich und/oder räumlich hoch aufgelöste Studien zeigen die Abhängigkeit und die Variabilität des Nährstoffumsatzes in Fließgewässern von vorangegangenen und aktuellen Bedingungen (Bowes et al. 2005). Beispielsweise verursacht die inner-jährliche Variation von Hydrologie und biologischer Aktivität saisonale Schwankungen der temporären P-Retention (de Klein 2008). Deposition von Sediment im Überflutungsbereich führt zur Entwicklung von Auen und damit zur langfristigen Retention der partikulär gebundenen Nährstoffe (Auerswald 1997, van der Lee et al. 2004). Mittlere, langjährige Analysen zeigen hingegen, dass Emission und Immission in etwa gleich sind (Guhr u. Meissner 2000, Demars et al. 2005, Haggard u. Sharpley 2007).

Auf Grund der Komplexität und der raum-zeitlichen Variabilität der Prozesse sind großräumige Einzugsgebietsmodelle nur eingeschränkt in der Lage, den Nährstofftransport im Fließgewässer adäquat abzubilden. Ein häufig genutzter Ansatz verwendet die statistischen Zusammenhänge zwischen der Emission aus Einzugsgebieten in die Gewässer und der hydraulischen Belastung (Behrendt u. Opitz 2000, de Klein 2008). Auf Grund der einführend dargelegten Vielfältigkeit, Variabilität und Interdependenz von Prozessen, Einzugsgebietseigenschaften und Stoffeinträgen ist ein vorrangiges Forschungsziel die Fragestellung, ob und inwieweit eine makroskalige deterministische Modellbildung robust und übertragbar ist, wie Ergebnisse aus Feldstudien und mikroskaligen Modellen übertragen werden können und welche Parameter für die Meso-/ Makroskale geeignet sind (s.a. Marcé u. Armengol 2009).

Für das Modell STOFFBILANZ erfolgte die Implementierung von neuen Algorithmen zur Modellierung der langfristigen, mittleren Retentionsleistung von Fließgewässern. Die Parameteranforderungen sind relativ niedrig und können aus allgemein verfügbaren Daten abgeleitet werden. Die neuen Ansätze eignen sich grundsätzlich für eine mesoskalige Gewässergütemodellierung mit Fokus auf die langfristige Entwicklung. Ereignisbezogene Modellierungen sind nicht möglich.

Phosphorretention

4.6.1 Phosphorretention in Fließgewässern

Der P-Transfer im Fließgewässer umfasst eine Vielzahl von interagierenden biogeochemischen und physikalischen Prozessen, welche räumlich und zeitlich variabel auftreten. Die räumliche und zeitliche Dynamik von Transformation, Transport und Retention von P wird mit dem „nutrient spiralling concept“

beschrieben (Newbold et al. 1983). Im Fließgewässerlängsschnitt (river continuum) von der Quelle bis zur Mündung finden Veränderungen im Prozessablauf statt (z.B. Bowes et al. 2003).

Bezüglich ihrer Quellen-Senken-Funktion sind wichtige Fließgewässerprozesse im Folgenden aufgelistet (u.a. House 2002, Haggard u. Sharpley 2007, Withers u. Jarvie 2008).

(a) Senken

1. Deposition / Sedimentation von mit P angereichertem Sediment auf dem Gewässerbett;
2. Sorption von P an Sediment im Gewässerbett;
3. P-Aufnahme durch Makrophyten, Phytoplankton und Algen;
4. Fällungsreaktionen mit Calcit, Eisen und Hydroxiden im sauerstoffreichem Porenwasser (hyporheisches Interstitial).

(b) Quellen

1. Remobilisierung / Resuspension von mit P angereichertem Sediment aus dem Gewässerbett und dem Ufer (Ufererosion) bei Hochwasserereignissen;
2. Desorption und Lösung von P aus P-angereichertem Sediment;
3. Abbau organischer Substanz;
4. Lösungsreaktionen im sauerstoffarmen Porenwasser des Interstitials.

Die aufgeführten Prozesse bedingen in der Regel nur temporäre, kurz- bis mittelfristige Senken und Quellen, welche vor allem durch die Variabilität der hydrologischen Verhältnisse (Niedrigwasser, Hochwasser) kontrolliert werden. Langfristige oder dauerhafte Retentionsprozesse finden hauptsächlich im Überflutungsbereich und im Standgewässer (Talsperren) statt (Walling u. He 1994, Guhr u. Meissner 2000, Venterink et al. 2003, Withers u. Jarvie 2008). Der wesentliche Prozess ist hier die Sedimentation von Schwebstoffen und dem damit verbundenen partikulär gebundenem P. Solange aerobe Bedingungen vorherrschen, kann die Desorption von sedimentgebundenem P in das Freiwasser vernachlässigt werden (Schonlau 2007).

Der Immissionsansatz in STOFFBILANZ bildet die mittlere, langfristige Sedimentation von Schwebstoffen im Überflutungsbereich der Oberflächengewässer ab. Das an die Schwebstoffe partikulär gebundene P wird abgelagert und somit der transportierten Fracht im Gewässer entzogen. Vernachlässigt werden Sorption/Desorption im Überflutungsbereich, ebenso die Resuspension von Sediment und kurz- bis mittelfristige biologische Umsatzprozesse.

Die Ausdehnung der Sedimentationsbereiche A_i je OWK werden GIS-gestützt abgeleitet (z.B. Layer der Überflutungsbereiche, DHM, Bodenkarten). Mittlere jährliche, langfristige Sedimentationsraten s_i werden den LAWA-Fließgewässertypen zugeordnet. Für die untere Elbe wurden in Untersuchungen beispielsweise 1 mm a^{-1} ermittelt (z.B. Schwartz et al. 2004, Krüger et al. 2006). Untersuchungen zu Fließgewässern niedriger Ordnung sind rar, deshalb wurden mittels Analogieschlüssen entsprechende Sedimentationsraten eingesetzt. Die Lagerungsdichte SBD wird einheitlich mit $1,5 \text{ g/cm}^3$ angenommen (Tabelle 18).

Tabelle 18: Beispielhafte Parametrisierung der LAWA-Fließgewässertypen für Sachsen

LAWA-Typ	Beschreibung	k_{ST}	s mm a ⁻¹	SBD g/cm ³
5	Silikatische Mittelgebirgsbäche	20	0,1	1,5
5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	22	0,1	1,5
6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	22	0,1	1,5
9	Silikatische Mittelgebirgsflüsse	28	0,1	1,5
9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	28	0,1	1,5
10	Ströme des Mittelgebirges	30	0,1	1,5
14	Sandgeprägte Tieflandbäche	40	0,1	1,5
15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	40	0,5	1,5

LAWA-Typ	Beschreibung	k _{ST}	s mm a ⁻¹	SBD g/cm ³
16	Kiesgeprägte Tieflandbäche	35	0,1	1,5
17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse	35	0,5	1,5
18	Löss - lehmgeprägte Tieflandbäche	35	0,1	1,5
20	Ströme des Tieflandes	40	1,0	1,5
11	Organisch geprägte Bäche	30	0,1	1,5
19	Fließgewässer der Niederungen	35	0,1	1,5

Über die Sedimentationsfläche, Lagerungsdichte und Sedimentationsrate wird je OWK eine mittlere jährliche Sedimentmenge, welche im Überflutungsbereich abgelagert werden kann, ermittelt. In Standgewässern wird pauschal von einem Schwebstoffrückhalt von 75 Prozent ausgegangen. Über ein Routing-Verfahren werden die OWK von der Quelle bis zur Mündung miteinander verknüpft, so dass die im Gewässer transportierte Schwebstofffracht in einem OWK sich aus der Summe der Schwebstoffeinträge der anliegenden OWK und der Einträge aus dem OWK selber ergeben. Diese Schwebstofffracht um den berechneten Sedimentrückhalt vermindert.

Die Schwebstofffracht selber setzt sich wie folgt zusammen:

- Sedimenteinträge infolge der Bodenerosion durch Wasser,
- Sedimenteinträge über Dränagen: angenommen wird, dass 50% der P-Einträge partikulär gebunden erfolgen, entsprechende Sedimentmenge wird abgeleitet, P-Konzentration im Sediment: 1000 mg kg⁻¹,
- Sedimenteinträge von Siedlungsflächen und sonstigen Nutzungen werden mit 0,2 t ha⁻¹ a⁻¹ angesetzt (unteres Limit).

An die Schwebstofffracht ist eine spezifische, theoretische partikulär gebundene P-Menge gekoppelt. Diese wird aus folgenden Quellen zusammengesetzt:

- partikulär gebundenes P infolge der Sedimenteinträge durch Bodenerosion,
- 50 % der Einträge über Dränagen wird partikulär gebunden eingetragen,
- 50% der diffusen Einträge von Siedlungen und sonstigen Nutzungen werden partikulär gebunden eingetragen.

Die im Überflutungsbereich zurückgehaltene langfristig mittlere, jährliche P-Menge ergibt sich aus der abgelagerten Sedimentmenge und der spezifischen partikulär gebundenen P-Konzentration im Sediment je OWK.

4.6.2 Phosphorretention für Standgewässer / Talsperren

Die Ermittlung der Retentionsleistung eines Standgewässers r_{res} erfolgt modifiziert nach Maniak (2005) mit dem Nettotransferkoeffizienten s_p für P, der mittleren Seetiefe z und der hydraulischen Verweilzeit τ :

$$r_{res} = \left(\frac{s_p}{s_p + \frac{z}{\tau}} \right)$$

4.6.3 Rechenalgorithmus für die P-Retention

Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK L_i setzt sich aus der eigenen Emission TP_i multipliziert mit der spezifischen Retentionsleistung r und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK L_j multipliziert mit r zusammen:

$$L_{i,P} = (TP_{diff, point, i} + \sum L_j) \times (1 - r)$$

4.6.4 Einschränkungen und Grenzen für die P-Retention

Das Verfahren bildet die potenzielle Retention von Sediment und partikulär gebundenem P in Überflutungsbereichen ab, die nach einem Hochwasser wieder wasserfrei sind. Eine Rückführung von P aus den Sedimentationsbereichen ins Gewässer z.B. in Folge weiterer Überflutungen wird nicht betrachtet. Insofern ist die Frage, ob in einer bestimmten Periode von einer P-Retention auszugehen ist oder nicht, immer vorab unter Berücksichtigung der spezifischen Abflusssituation zu klären. Auch kurz- und mittelfristige Prozesse im Fließgewässer werden nicht berücksichtigt. Ebenfalls vernachlässigt werden eine Limitierung der partikulären P-Konzentration im Schwebstoff (Reduzierung der Retentionsleistung) und mittlere Transferraten für die Sorption / Fällung von P im Fließgewässer (Erhöhung der Retentionsleistung). Die Ufererosion als ein wesentlicher potenzieller Schwebstofflieferant findet ebenso keinen Eingang in das Modell.

4.6.5 Stickstoffretention für Fließgewässer

Der wesentlichste Retentionsmechanismus im Oberflächengewässer für Stickstoff ist die mikrobiologische Denitrifikation im Bereich der Kontaktzone zwischen Freiwasser und Gewässerbett sediment (benthische Zone). Steuerungsfaktoren beziehen sich damit vor allem auf hydraulische und biologische Eigenschaften des Gewässers. In Anlehnung an das Nutrient Spiralling – Konzeptes (Stream Solute Workshop, 1990) erfolgt die Modellierung der Retentionsleistung r_{riv} eines Gewässerabschnittes in Abhängigkeit einer zeitspezifischen N-Aufnahmerate k_t (biologischer Aspekt) und der Aufenthaltszeit τ (hydraulischer Aspekt) wie folgt (Halbfaß et al. 2010):

$$r_{riv} = 1 - \exp(-k_t \tau)$$

Die Aufenthaltszeit τ ergibt sich aus der Länge eines Gewässerabschnittes l und der mittleren Fließgeschwindigkeit v mit

$$\tau = \frac{l}{v}$$

Die Fließgeschwindigkeit wird nach einem vereinfachten Verfahren, beschrieben in Mischke et al. (2005), in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten I , des Durchflusses Q , der Gewässerbreite w und dem Manning-Strickler-Beiwert k_{ST} ermittelt:

$$v = k_{ST} \cdot 0,49 \left(\frac{Q}{(k_{ST} w \sqrt{I})} \right)^{\left(\frac{2}{5}\right)} \sqrt{I}$$

Die Ermittlung der zeitspezifischen N-Aufnahmerate erfolgt in Abhängigkeit vom Durchfluss nach Angaben in der Literatur (Wollheim et al. 2006). Je höher der Durchfluss ist, desto geringer ist die Aufnahmerate ausgeprägt. Der Hintergrund für diese Annahme ist, dass bei höheren Durchflüssen das Verhältnis zwischen der Kontaktzone Sediment – Freiwasser und der Durchflussmenge ungünstiger wird.

Die Gewässerbreite wird GIS-technisch für jeden einzelnen Oberflächenwasserkörper (OWK) ermittelt. Der Abfluss in einem OWK ergibt sich aus seinem Einzugsgebiet als die Summe der Abflüsse aller zugehörigen OWK. Der Manning-Strickler-Beiwert wird entsprechend den einschlägigen Werken den LAWA-Fließgewässertypen zugeordnet. Eine mittlere Gewässerbreite wird der Gewässerstrukturgütekartierung entnommen.

4.6.6 Stickstoffretention für Standgewässer / Talsperren

Die Ermittlung der Retentionsleistung eines Standgewässers r_{res} erfolgt modifiziert nach Maniak (2005) mit dem Nettotransferkoeffizienten s_P für P, der mittleren Seetiefe z und der hydraulischen Verweilzeit τ :

$$r_{res} = \frac{s_P}{\left(s_P + \frac{z}{\tau} \right)}$$

4.6.7 Rechenalgorithmus für die N-Retention

Für jeden OWK wird eine spezifische Retentionsleistung ermittelt. Die Fracht eines einzelnen OWK L_i setzt sich aus der eigenen Emission TN_i multipliziert mit der spezifischen Retentionsleistung r und der Summe der Immissionen der anliegenden Oberlieger-OWK L_j multipliziert mit r zusammen:

$$L_{i,N} = (TN_{diff,point,i} + \sum L_j) \times (1 - r)$$

In einem speziellen Routingverfahren erfolgt die Verknüpfung der OWK von der Quelle bis zur Mündung.

4.6.8 Einschränkungen und Grenzen für die N-Retention

Die mittlere Aufenthaltszeit als wesentlicher hydraulischer Faktor ist von der Breite und Länge des Gewässerabschnittes, dem Durchfluss und dem Manning-Strickler-Beiwert abhängig. Diese werden als mittlere Werte für einen OWK angegeben.

Der biologisch determinierte Parameter N-Aufnahmerate k_t wird in Abhängigkeit vom Durchfluss aus der Literatur abgeleitet. Naturraum- und gewässerspezifische Eigenschaften werden vernachlässigt. Weiterhin werden im Augenblick die Abhängigkeit der Aufnahmerate von der N-Konzentration im Gewässer, von einer spezifischen maximalen Aufnahmerate und von der Wassertemperatur nicht berücksichtigt. Die Implementierung dieser Faktoren könnte insbesondere eine Modellierung von punktuellen Einträgen belastbarer gestalten und gewässerspezifische Besonderheiten berücksichtigen.

5. Maßnahmenabbildung / Szenarien

Das Modell STOFFBILANZ bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten, um Parameter im Sinne einer gezielten Maßnahmenableitung zu modifizieren bzw. darauf aufbauend eigene Szenarien zu entwickeln, abzulegen und graphisch und statistisch auszuwerten (z.B. über die automatisierte Erstellung von Differenzkarten). Im Folgenden werden einige im Modell implementierte Optionen für Szenarien und zu modifizierende Steuerparameter aufgelistet (Tabelle 19). Detailliertere Ausführungen sind über die Programmentwickler erhältlich (siehe auch Gebel et al. 2016).

Tabelle 19: Szenariooptionen im Modell STOFFBILANZ (Beispiele)

Zielgröße	Steuerparameter
Diffuse Stoffeinträge	
Bodenabtrag / Sedimenteintrag / PP_{SE} / DN_{SE}	Mulchsaat / Direktsaat
	Zwischenfrucht / Untersaat
	Fruchtfolgegestaltung
	Verkürzung Hanglänge
	Saumstrukturen
	Flächennutzungswandel
gelöster N-Eintrag DN	Zwischenfrucht / Untersaat
	Mineraldüngung / Wirtschaftsdüngung
	Fruchtfolgegestaltung
	Ökolandbau
N-Humusan- / abreicherung	Temperatur (Kimawandel)
	Viehbesatz
	Behandlung Nebenprodukt
	Management Gärreste (NaWaRo)
Diffuse Stoffeinträge von versiegelten Flächen	
gelöster P-Eintrag DP / gelöster N-Eintrag DN	Anschlussgrad an öffentl. Abwasserbehandlung
	Anteil EW mit KKA mit Direkteinleitung in Oberflächengewässer
	P-Elimination für KKA
	Neubau öffentl. Kläranlage
Punktuelle Stoffeinträge	
Kläranlagen	Ausbaustufe
Demographischer Wandel	Bevölkerungsrückgang

7. Anhang

Tabelle 20: Wichtige Eingangsparameter im Modell STOFFBILANZ

Parameter	Bedeutung
Hauptnutzungsform ¹	Dominante Nutzungsform ¹
Versiegelungsgrad	Prozentualer Anteil der versiegelten Fläche
Bodenartengruppe (Ad hoc AG Boden 2005)	Dominante Bodenart ²
Bodentyp (Ad hoc AG Boden 2005)	Dominanter Bodentyp ³
Hydromorphiegrad	Hydromorphiegrad des Bodens
Skelettgehalt	Mittlerer Skelettgehalt des Oberbodens [%]
P _t -Boden	P-Gehalt im Boden [mg kg ⁻¹]
Humusgehalt	Humusgehalt des Oberbodens [%]
C/N-Verhältnis	C/N-Verhältnis im Oberboden
Trockenrohichte	Trockenrohichte [%]
Grundwasserführende Gesteinseinheit	Grundwasserführende Gesteinseinheit
Neigung	Mittlere Hangneigung [°]
Exposition	Dominante Exposition
Winterniederschlag	Winterniederschlag (Okt. bis März) [mm a ⁻¹]
Sommerniederschlag	Sommerniederschlag (April bis Sept.) [mm a ⁻¹]
ET _p	FAO-Gras-Referenzverdunstung [mm a ⁻¹]
Jahresmitteltemperatur	Jahresmitteltemperatur [°C]
Natm	Atmosphärische (trockene + nasse) Gesamtdeposition
Gebietshöhe	Mittlere Gebietshöhe [m ü. NN]
Regentage	Anzahl der Regentage mit ≥ 1mm Niederschlag
Agrarstruktur	Anbaufläche je Fruchtartengruppe [ha]
Mineraldüngung	Mineralische Düngung oder Gesamtdüngung je Fruchtartengruppe [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
Wirtschaftsdüngung	Wirtschaftsdüngung [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
Erträge	Erträge je Fruchtartengruppe [dt/ha]
Bodenbearbeitung	Flächenanteile konservierender Bodenbearbeitung [%]
Zwischenfrucht	Flächenanteile Zwischenfrucht / Untersaat [%]
Konservierende Bodenbearbeitung	Flächenanteile Mulchsaat, Direktsaat
Ökologischer Ackerbau	Flächenanteile Ökologischer Ackerbau

Tabelle 21: Eingangsparameter zur Modellvalidierung

Parameter	Bedeutung
Punktuelle Nährstoffeinträge	Angaben zu kommunalen KA und industriellen Direkteinleitern (z.B. Lagekoordinaten, N- und P-Emissionsfrachten, angeschlossene Gemeindeteile etc.)
Beschaffenheitsdaten der Oberflächengewässer	N- und P-Frachten bzw. Konzentrationen für ausgewählte Messstellen
Abflussdaten	Durchflüsse für ausgewählte Pegel
Talsperren	Kenngrößen bedeutender Talsperren bzw. Standgewässer (z.B. mittlere Seetiefe, hydraulische Verweilzeit)

¹ Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau, Laubwald, Nadelwald, Siedlung, Gewässer, Sonstiges

Parameter	Bedeutung
Beschaffenheitsdaten des Grundwassers	Nitrat-Konzentrationen für ausgewählte Messstellen

Tabelle 22: Bodenartengruppen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005)

Bodenartengruppen	Zugehörige Bodenartenuntergruppen (Kurzzeichen)
ss	Ss, gS, mS, fS, ffS
ls	Su2, Sl2, Sl3, St2
us	Su3, Su4
sl	Slu, St3, Sl4
su	Us, Uu
lu	Uls, Ut2, Ut3
ll	Ls2, Ls3, Ls4, Lt2
tu	Ut4, Lu
tl	Ts3, Ts4, Lts
ut	Tu3, Tu4, Lt3
lt	Ts2, Tl, Tu2, Tt
Hn (Niedermoortorf)	-
Hh (Hochmoortorf)	-
F# (subhydrische Bodenarten)	-

Tabelle 23: Bodentypen in STOFFBILANZ (vgl. Ad-hoc AG Boden 2005)

Bodentypenkurzzeichen	Zugehörige Bodentypen
F#	Fels-, Skeletthumusboden
O#	Syrosem, Lockersyrosem
RN	Ranker
RQ	Regosol
T#	Tschernosem, Kalktschernosem
P#	Podsol
RR	Rendzina
RZ	Pararendzina
D#	Pelosol
B#	Braunerde
PP-BB	Podsol-Braunerde
L#	Parabraunerde, Fahlerde
C#	Terra fusca, Terra rossa
Y#	Terrestrische anthropogene Böden
SS-##	Subtyp mit Pseudogley-Beteiligung (z.B. SS-BB)
GG-##	Subtyp mit Gley-Beteiligung (z.B. GG-BB)
A#	Auenboden
S#	Pseudogley
G#	Gley
HN	Niedermoor
HH	Hochmoor
J#	subhydrische Böden

Tabelle 24: Ermittlung der Sickerwasserrate in STOFFBILANZ (Ad-hoc AG Boden 2003)

Ackerland		
GW-beinflusster Standort	> 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,05 \times [0,61 \times \log(1/ET_0) + 2,66]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,45 \times \log(nFKWe + KA + P_{\text{summer}}) - 3,08] \times [0,61 \times \log(1/ET_0) + 2,66]$
GW-ferner Standort	> 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,05 \times [0,76 \times \log(1/ET_0) + 3,07]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,45 \times \log(nFKWe + P_{\text{summer}}) - 3,08] \times [0,76 \times \log(1/ET_0) + 3,07]$
Grünland		
GW-beinflusster Standort	> 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,20 \times [0,40 \times \log(1/ET_0) + 2,07]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,79 \times \log(nFKWe + KA + P_{\text{summer}}) - 3,89] \times [0,40 \times \log(1/ET_0) + 2,07]$
GW-ferner Standort	> 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,20 \times [0,66 \times \log(1/ET_0) + 2,79]$
	≤ 700 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,79 \times \log(nFKWe + P_{\text{summer}}) - 3,89] \times [0,66 \times \log(1/ET_0) + 2,79]$
Nadelwald		
GW-beinflusster Standort	> 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,30 \times [0,81 \times \log(1/ET_0) + 3,20]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + KA + P_{\text{summer}}) - 3,53] \times [0,81 \times \log(1/ET_0) + 3,20]$
GW-ferner Standort	> 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times [1,30 \times [0,92 \times (1/ET_0) + 3,52]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - ET_0 \times 1,68 \times \log(nFKWe + P_{\text{summer}}) - 3,53] \times [0,92 \times \log(1/ET_0) + 3,52]$
Laubwald		
GW-beinflusster Standort	> 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - 0,90 \times ET_0 \times 1,30 \times [0,81 \times \log(1/ET_0) + 3,20]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - 0,90 \times ET_0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + KA + P_{\text{summer}}) - 3,53] \times [0,81 \times \log(1/ET_0) + 3,20]$
GW-ferner Standort	> 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - 0,90 \times ET_0 \times 1,30 \times [0,92 \times \log(1/ET_0) + 3,52]$
	≤ 750 mm	$SW = P_{\text{year}} - 0,90 \times ET_0 \times [1,68 \times \log(nFKWe + P_{\text{summer}}) - 3,53] \times [0,92 \times \log(1/ET_0) + 3,52]$

8. Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover.
- Ad-hoc-AG Boden (2003): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsverfahren zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Ergänzungsblatt zu Kennwert 4.6 Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover.
- Ali, KF, De Boer, DH (2010): Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. *Water Resources Research*, 46(8), W08504. doi:10.1029/2009WR008762
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop Evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56.
- Auerswald K & Schwertmann U (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz D, Bachmann G, Einsele G, Harreß HM [Hrsg.]: Bodenschutz. Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- Auerswald K (1989): Predicting nutrient enrichment from long term average soil loss. *Soil Techn.*, 2, S. 271 – 277.
- Auerswald K (1997): Feststofftransport in Fließgewässern. In: Blume HP, Felix-Henningsen P, Fischer WR, Frede HG, Horn R, Stahr K (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde. ecomed, Landsberg/ Lech, 3. Erg. Lfg., S. 12
- Auerswald K (2000): Bodenerosion – Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose. Vorsorgender Bodenschutz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, S. 17– 26.
- Auerswald K (2002): Schätzung des C-Faktors aus Fruchtartenstatistiken für Ackerflächen in Gebieten mit subkontinentalem bis subatlantischem Klima nördlich der Alpen, *Landnutzung Landentwicklung*, 43, 1-5.
- Auerswald K, Weigand S (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. *VDLUFA-Schriftenreihe* 50/1999.
- Auerswald K., Fischer F.K., Winterrath T., Brandhuber R. (2019): Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 23, 1819-1832.
- BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien.
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (2000): Nutrient emissions into river basins of Germany. – UBA-Texte 23/00, 266 pp.
- Behrendt, H.; Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydrolic load. *Hydrobiol.*, 410, 111-122.
- Berkhoff K. (2008): Spatially explicit groundwater vulnerability assessment to support the implementation of the Water Framework Directive - a practical approach with stakeholders. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 111-122
- Boulton, A.J.; Findlay, S.; Marmonier, P.; Stanley, E.H.; Valett, H.M. (1998): The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 59-81.
- Bowes, M.J.; House, W.A.; Hodgkinson, R.A. (2003): Phosphorus dynamics along a river continuum. *Sci. Tot. Environ.*, 313, 199-212.
- Bowes, M.J.; House, W.A.; Hodgkinson, R.A.; Leach, D.V. (2005): Phosphorus–discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. *Wat. Res.*, 39, 751-762.
- Bundt, M. (2000): Highways Through the Soil. Properties of Preferential Flow Paths and Transport of Reactive Compounds. Diss., ETH Zürich.
- O'Callaghan JF & Mark DM (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28:323-344.
- Carter, J., Owens, P.N., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (2003): Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system, *The Science of the Total Environment*, 314-316, p.513-534.
- Chapman, A.S.; Foster, I.D.L.; Lees, J.A.; Hodgkinson, R.A.; Jackson, R.H. (2001): Particulate phosphorus transport by subsurface drainage from agricultural land in the UK. Environmental significance at the catchment and national scale. *Sci. Tot. Environ.*, 266, 95-102.

- COST Action 869 (2006): Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface Water and Groundwaters. 164th CSO Meeting 29 – 30 March 2006, Proposal for a new COST Action.
- de Klein JJM (2008): From ditch to delta: nutrient retention in running waters. WUR Wageningen, p. 194.
- Demars BOL, Harper DM, Pitt JA, Slaughter R (2005): Impact of phosphorus control measures on in-river phosphorus retention associated with point source pollution. *Hydrol. Earth Sys. Sci.*, 9, 43 – 55.
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation* 51 (5), 427–433.
- Diel J, Gebel M, Franko U (2019): Humusumsatz und Stickstoffeinträge in Gewässer. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe Heft 8/2019.
- Dils RM, Heathwaite AL (1999): The controversial role of tile drainage in phosphorus export from agricultural land. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39, No. 12, 55-61.
- DIN 19708 (2017): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. DIN-Normenausschuss Wasserwesen (NAW)
- Djordjic F, Börling K, Bergström L (2004): Phosphorus Leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. *J. Environ. Qual.* 33:678–684.
- Duttmann R (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften. Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte. *Geosynthesis* 10, Universität Hannover.
- EU (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, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 22.12.2000 L 327/1.
- Finck M (2010): Modellierung des N-Austrags unter Berücksichtigung regionaler N-Umsetzungsprozesse, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 96, 231 S., Diss., Uni Hohenheim
- Finck M, Walter E, Reinsch M, Gebel M (2012): Abschätzung des N-Auswaschungspotenzials auf Basis der Mineral-N-Bilanz. *VDLUFA-Schriftenreihe* 68, 2012, 253-266
- Fischer FK, Winterrath T, Junghänel T, Walawender E, Auerswald K (2019): Mean annual precipitation erosivity (R factor) based on RADKLIM Version 2017.002. https://doi.org/10.5676/DWD/RADKLIM_Rfct_V2017.002/. Accessed 11 December 2019.
- Freeman GT (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. *Computers and Geosciences*, 17:413-22.
- Galler, J. (2006): Phosphat – Düngung und Eutrophierung. Landwirtschaftskammer Salzburg, 32p.
- Gebel M, Halbfaß S, Bürger S, Lorz C (2013): Long-term simulation of effects of energy crop cultivation on nitrogen leaching and surface water quality in Saxony/Germany. *Reg Environ Change*, 2013, 13: 249-261.
- Gebel M, Uhlig, M, Halbfaß, S, Meißner R, Duan, S (2014a): Predicting erosion and sediment yield in a mesoscale basin in the semiarid monsoon region Miyun/China. *Ecological Processes*, 3: 5, DOI: 10.1186/2192-1709-3-5
- Gebel M, Meißner R, Halbfaß S, Hagenau J, Duan S (2014b): Web GIS-based simulation of water fluxes in the Miyun catchment area. *IForest-BIOGEOSCIENCES AND FORESTRY*, doi: 10.3832/for1169-007
- Gebel M., Bürger S., Halbfaß S., Uhlig M. (2016): Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer – Status quo und Ausblick bis 2027. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 102 S.
- Gebel M., Bürger, S., Wallace, M., Malherbe H., Vogt H., Lorz C. (2017): Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa. In: *Change Adaptation Socioecol. Syst.* 2017; 3: 1–17
- Ghadiri H & Rose CW (1991a): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 1. A nutrient and pesticide enrichment mechanism, *J. Environ. Qual.*, 20, p.628-633.
- Ghadiri H & Rose CW (1991b): Soil processes and chemical transport. Sorbed chemical transport in overland flow. 2. Enrichment ratio variation with erosion process, *J. Environ. Qual.*, 20, p.634-641.
- Grimm-Strele J, Casper M, van Dijk P, Finck M, Gudera T, Korte S (2008): Der Modellverbund MoNit zur Simulation der Grundwasserbelastung durch Nitrat im Oberrheingraben. *Wasserwirtschaft* 1-2, p.55-89.
- Guhr H, Meissner R (2000): Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern. *DBG*, Bd. 92, S. 163 –166.

- Haggard BE, Sharpley N (2007): Phosphorus Transport in Streams: Processes and Modeling Considerations. In: Radcliffe DE, Cabrera ML (Ed.) (2007): Modeling Phosphorus in the Environment. CRC Press, Boca Raton, 105–130.
- Halbfaß (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung geökologisch wirksamer Raumstrukturen, TU Dresden, Beiträge zur Landschaftsforschung, Bd. 1, Rhombos-Verlag, Berlin.
- Halbfaß S & Grunewald K (2004): Räumliche Variabilität der Phosphorgehalte im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Flächen in kleinen Einzugsgebieten, J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, p.197-203.
- Halbfaß S & Grunewald K (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab, Wasserwirtschaft, 12, p.28-32.
- Halbfaß S & Grunewald K (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab, Wasserwirtschaft, 3, p.31-35.
- Halbfaß S, Gebel M, Friese H, Grunewald K, Mannsfeld K (2009): Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer (<https://publikationen.sachsen.de>)
- Halbfaß S., Gebel M., Bürger S. (2010): Modelling of long term nitrogen retention in surface waters, Adv. Geosci., 27, 145-148
- Hawkins, R.H., Ward, T.J., Woodward, D.E., Van Mullem, J.A. 2009. Curve Number Hydrology: State of the Practice. American Society of Civil Engineers, Reston, Virginia.
- Heathwaite, A.L.; Dils, R.M. (2000): Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathway. Sci. Tot. Environ., 251/252, 523-538.
- House, W.A. (2002): Geochemical cycling of phosphorus in rivers. App. Geochem., 18, 739-748.
- Hrabalíková M & Janeček M (2015): Comparison of different approaches to LS factor calculations based on a measured soil loss under simulated rainfall. Soil & Water Res., doi: 10.17221/222/2015-SWR
- Huber B, Winterhalter M, Mallen G, Hartmann HP, Gerl G, Auerswald K, Priesack E, Seiler K P (2005): Wasserflüsse und wassergetragene Stoffflüsse in Agrarökosystemen. In: Osinski et al. (2005). Landwirtschaft und Umwelt – ein Spannungsfeld. FAM, München.
- Jin H.S.; Ramsey, J.B.; White, D.S. (2007): Nutrient Uptake and Retention Patterns in Two Streams with Contrasting Watershed Landuse. J. Ky. Acad. Sci., 68(1), 24-30.
- Jonge, L.W.; Moldrup, P.; Rubæk, G. H.; Schelde, K. ; Djurhuus, J. (2004): Particle Leaching and Particle-Facilitated Transport of Phosphorus at Field Scale. Vadose Zone Journal 3:462–470.
- Kaiser M & Gebel M (2003): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge mit dem Modell STOFFBILANZ in einem bewaldeten Gewässereinzugsgebiet im Mittelgebirge. Geoöko 24 (3-4), 262-269.
- Kielhorn C (2005): Massnahmen zur Reduzierung des Sedimenteintrages eines Geestgewässers am Beispiel des Börnsengrabens - Herzogtum Lauenburg, Diplomarbeit, Hamburg.
- Kinnell, P.I.A. 2001. The USLE-M and Modeling Erosion Within Catchments. In: Stott, D.E., Steinhardt G.C. (eds): Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization on Meeting held May 24-29, 1999 at Perdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory
- Koch, R. (2007): Uferzonen von Fließgewässern in Kleineinzugsgebieten der Region Basel. Diss., Basel.
- Kronvang, B.; Grant, R.; Laubel, A.L. (1997): Sediment and phosphorus export from a lowland catchment: Quantification of sources. Water Air Soil Poll., 99, 465-476.
- Krüger, F.; Schwartz, R.; Kunert, M.; Friese, K. (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. Acta hydro-chim. hydrobiol., 34, 175-187.
- Kunkel, R., Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19.
- Lammers, A. (1997): Phosphatformen und Phosphatfreisetzung in hochgedüngten Böden Europas, Diss., Agrarwissenschaften München.
- Lennartz B (2005): Ausgewählte Aspekte der Sickerwasserprognose – Aktivitäten der AG „Sickerwasser und Stofftransport“ der DWA . In: Melchior S & K Berger, 2005 (Hrsg.) : Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56 (ISSN: 0724-6382) 56, 55-70.

- LfULG (2016): Emissionsbericht Abwasser - Sechste Bestandsaufnahme 2013/2014, Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13687>).
- LfULG [Hrsg.](2020): Düngeverordnung / Düngegesetz – Umsetzungshinweise Düngeverordnung (<https://www.landwirtschaft.sachsen.de/duengeverordnung-duengegesetz-20287.html>).
- Liebscher, H.J. & Keller, R. (1979): Abfluss, In: Hydrologischer Atlas der BRD (Text-band), hrsg. i. Auftrag der Dt. Forschungsgemeinschaft, Bonn.
- Maniak, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure, Springer, Berlin Heidelberg.
- Marcé R, Armengol J (2009): Modeling nutrient in-stream processes at the watershed scale using Nutrient Spiralling metrics. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 6, 501– 533.
- Meißner R., Gebel M., Hagenau J., Halbfass S., Engelke P., Giessler M., Duan S., Lu B., Wang X. (2016): WebGIS-based approach to simulate water and solute fluxes in the Miyun basin in China. In: Borchardt D., Bogardi J., Ibisch R. (Eds.): *Integrated Water Resources Management: Concept, Research and Implementation*, 515-539, Springer.
- Miller R & Bräunig A (2007): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen Teil 4: Auswertungskarten zum Bodenschutz – Erläuterungsheft, Materialien zum Bodenschutz*, hrsg. v. LfUG Sachsen
- Mischke, U.; Opitz, D.(2005): Endbericht zum LAWA-Vorhaben Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. IGB, Berlin.
- Mokry M (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen. 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13. und 14. April 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- Mokry M (2003): Makroporen-Transport von Phosphor nach Gülleausbringung auf Löß- und Tonböden. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 29. und 30. April 2003, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- Moore ID, Nieber JL (1991): Landscape assessment of soil erosion and nonpoint source pollution. *J. Minnesota Acad. Sci.*, 55, 18-25.
- Mulholland, P.J. (1992): Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: Roles of upland, riparian and instream processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(7), 1512-1526.
- Nagel, H.D. & Gregor, H.D. (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen: Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltungspolitik (Critical Loads & levels)*, Springer, Berlin Heidelberg.
- Newbold JD, Elwood JW, O'Neill RV, Sheldon AL (1983): Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem – A study of nutrient spiralling. *Ecol.* 64, 1249 –1265.
- Nitzsche, O.; Schmidt, W.; Richter, W. (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 92: 178-181.
- Nobre AD, Cuartas LA, Hodnett M, Renno CD, Rodrigues G, Silveira A, Waterloo M, Saleska S (2011): Height Above the Nearest Drainage - a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology*, Vol. 404, Issues 1-2, pp. 13-29.
- NRCS (2004) *National Engineering Handbook Part 630 Hydrology – Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall*, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service
- Panagos P, Borrelli P, Meusburger C, Alewell C, Lugato E, Montanarella L (2015a): Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. *Land Use policy journal*. 48C, 38-50
- Prasuhn, V. (2003): Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. Bericht FAL, Zürich.
- Prasuhn, V. (2008): Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragungspfade und Massnahmen zur Reduzierung. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008.
- Pudenz, S. (1998): Modellierung der regionalen Phosphorverlagerung im Boden und Grundwasser. Diss., TU Berlin.
- RADKLIM (2019): https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/erosivity/precip_radklim/2017_002/. Accessed 11 December 2019.
- Rank G, Kardel K, Pälchen W, Weidensdörfer H (1999): *Bodenatlas des Freistaates Sachsen - Teil 3: Bodenmessprogramm*. Hrsg. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden

- Richter, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers, Berichte des Deutschen Wetterdienstes, 194, Ofenbach.
- Röder M (1997): Erfassung und Bewertung anthropogen bedingter Änderungen des Landschaftswasserhaushaltes – dargestellt an Beispielen aus der Westlausitz. Dissertation, TU Dresden.
- Sauerborn P (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. Bonner Bodenkundl. Abh. 13, 199 S.
- Schaap M, Benzhaf S, Hendriks C, Kranenburg R, Kuenen J, Nagel HD, Schlutow A, Segers A (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. UBA-Texte 79/2018. Abschlussbericht zum BMU/UBA UFOPLAN-Projekt 3714642010, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Schaub D & Wilke B (1996): Phosphatanreicherung bei der Bodenerosion, Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 79, p.435-438
- Schonlau, H.U. (2007): Zeitskalenübergreifende Berücksichtigung von partikulärem Stofftransport in einer Langfrist-Gewässergüteprognose für Fließgewässer. Diss., TH Aachen.
- Schulz, M.; Bischoff, M.; Klasmeier, J.; Berlekamp, J.; Matthies, M. (2008): An empirical regression model of soluble phosphorus retention for small pristine streams evaluating tracer experiments. *Aquat. Sci.* 70, 115-122.
- Schwartz, R.; Krüger, F.; Kozerski, H.P. (2004): Bilanzierung des Schwebstoffrück-halts der unteren Mittel-elbe in Fluss und Aue. DGL-Tagungsbericht, Berlin, 239-244.
- Schwarze R (2004): Regionalspezifische Analysen in der Festgesteinsregion. In: Becker A u. Lahmer W [Hrsg]: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee-Verlag, Berlin, 183–224.
- Sekely, A.C.; Mulla, D.J.; Bauer, D.W. (2002): Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the blue earth river, minnesota. *Journal of Soil and Water Conservation* September 2002 vol. 57 no. 5 243-250.
- Sharpley, A.N., Daniel, T.C., Edwards, D.R. (1993): Phosphorus movement in the landscape, *J. Prod. Agri.*, 6 (4), p.492-500.
- Sharpley, A.N.; Daniel, T. ; Sims, T. ; Lemunyon, J.; Stevens, R. ; Parry, R. (1999): Agricultural Phosphorus and Eutrophication. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-149.
- SMUL (2015): Lagebericht 2014 zur kommunalen Abwasserbeseitigung und zur Klärschlamm Entsorgung im Freistaat Sachsen. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/24080>).
- SMUL (2019): Agrarbericht 2019 in Zahlen. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL), Dresden.
- Steininger M, Wurbs D, Deumelandt P (2013): Dränsysteme in Sachsen - Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt. Schriftenreihe des LfULG, Heft 28/2013.
- Strauss P (2008): Ackerbauliche Maßnahmen zur Reduktion von Schwebstoff- und Phosphoreintrag in Gewässer. 2. Internationale Seenfachtagung, Bad Schussenried, 8.-9.10.2008.
- Stream Solute Workshop (1990): Concepts and methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 9, No. 2, 95-119.
- Sukopp H & Wittig R (1998): Stadtökologie – ein Fachbuch für Studium und Praxis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Tressel E (2001): Bodenhydrologische Untersuchungen in der Trier-Bitburger-Mulde auf der Basis eines Lysimeter- und Bodenfeuchtemessnetzes . 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, 24. und 25. April 2001 , BAL Gumpenstein
- UBA [Hrsg.] (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded, Coordination Center for Effects and the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe, UBA-Texte 71/96, Berlin.
- Uhlig M (2008): Mesoskalige Modellierung von Verweilzeiten und Nitratabbau im oberen Grundwasserleiter in einem Testgebiet in Nordsachsen. Diplomarbeit, TU Dresden.
- Uhlig M, Gebel M, Halbfuß S, Liedl R (2010): Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. *Grundwasser*, 15(3):163-176.

- Ullrich J (2006): Berücksichtigung von Stickstoffumsatzprozessen im Grundwasserleiter mit dem Modell STOFFBILANZ. Dipl.-Arbeit, TU Dresden, Inst. f. Geographie, Dresden.
- University of Wisconsin-Extension (1997): Urban Runoff - A Source of Concern, GWQ020, Madison.
- van der Lee GEM, Venterink HO, Asselman NEM (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. *River Res. Applic.*, 20, 315 – 325.
- van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R.; Jokela, W.E. (2004): Effect of Manure Application Timing, Crop, and Soil Type on Phosphorus Leaching. *J. Environ. Qual.* 33:1070–1080.
- Veith TL (2002): Agricultural BMP placement for cost-effective pollution control at the watershed level, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Venterink, H.O.; Wiegman, F.; Van der Lee, G. E. M.; Vermaat, J. E. (2003): Role of Active Floodplains for Nutrient Retention in the River Rhine. *J. Environ. Qual.*, 32, 1430–1435.
- Voges J (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer, Diss. Univ. Hannover.
- Walling, D.E.; He, Q. (1994): Rates of overbank sedimentation on the flood plains of several British rivers during the past 100 years. *Variability in Stream and Sediment Transport*, IAHS Publ., 224, 203-210.
- Wendland F & Kunkel R (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeinzugsgebietes. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Vol. 13.
- Wendland F (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der alten Bundesländer (BRD). *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Bd. 8.
- Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Wendland, F., Berthold, G., Fritsche, J.G., Herrmann, F., Kunkel, R., Voigt, H.J., Vereecken, H. (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. *Grundwasser*, DOI 10.1007/s00767-011-0169-6
- Wessolek G, Duijnsveld WHM, Trinks S (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology* 356, 17– 27.
- Wessolek, G. (1997): Abschätzung der Grundwasserneubildung von Hangstand-orten. Erstellt im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, un-veröff., Hannover.
- Wiegand, U. (2002): Hydro- und geochemische Prozesse in oberflächennahen Kippensedimenten des Braunkohlentagebaus Zwenkau, UFZ-Bericht 6/2002.
- Wischmeyer, W.H. & Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning, *USDA Agriculture Handbook*, 537, p.1-58.
- Withers PJA, Jarvie HP (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Sci. Tot. Environ.*, 400, 379 – 395.
- Witing F, Gebel M, Kurzer HJ, Friese H, Franko U (2019): Large-scale integrated assessment of soil carbon and organic matter-related nitrogen fluxes in Saxony (Germany). *Journal of Environmental Management* 237 (2019), 272-280.
- Witing F, Franko U, Gebel M (2016): Regionale Humus- und Nährstoffdynamik. Herausgeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Schriftenreihe Heft 20/2016.
- Wollheim WM, Vörösmarty CJ, Peterson BJ, Seitzinger SP, Hopkinson CS (2009): Relationship between river size and nutrient removal. *Geophysic. Res. L*, 33, L06410.
- Yu, B. & Rosewell, C.J. 1996. A robust estimator of the R-factor for the universal loss equation, *American Society of Agricultural Engineers* 0001-2351 / 96 / 3902-0559, Vol. 39(2): 559-561.
- Zaimes, G.N.; Schultz, R.C.; Isenhardt, T.M.; Mickelson, M.K.; Kovar, J.L.; Russell, J.R.; Powers, W.P. (2005): Stream bank erosion under different riparian land-use practices in northeast Iowa. *AFTA 2005 Conference Proceedings*.