



LAND
BRANDENBURG

Ministerium für Ländliche
Entwicklung, Umwelt und
Landwirtschaft

Wasser



Fachbeiträge des LUGV

Heft Nr. 144

Methodik der Nährstoffbilanzierung in Brandenburg

als Grundlage für die Ausweisung
von Maßnahmen zur
Nährstoffreduzierung für den BWPL 2014

**Landesamt für
Umwelt,
Gesundheit und
Verbraucherschutz**

Methodik der Nährstoffbilanzierung in Brandenburg

als Grundlage für die Ausweisung von Maßnahmen zur
Nährstoffreduzierung für den BWPL 2014



Foto: Jörg Schönfelder

Bearbeitung: Antje Barsch, Katrin Quiel, Jens Pätzolt
Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
Abteilung Ökologie, Naturschutz, Wasser
Referat Ö4 (Wasserrahmenrichtlinie, Hydrologie, Gewässergüte)

Anschrift: Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam OT Groß Glienicke

Februar 2015

Inhalt

1	Veranlassung	4
2	Nährstoffbilanzierung	4
2.1	Allgemeines	4
2.2	Teileinzugsgebiete, Fließbaum und Retention im Gewässer	5
2.3	Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen	6
2.4	Diffuse Einträge aus undichten Sammelgruben und Kleinkläranlagen.....	6
2.5	Diffuse Einträge durch Abwasser aus Kleingärten und Wochenendsiedlungen	7
2.6	Diffuse Einträge durch flächenhafte Wassererosion	7
2.7	Abschwemmung von versiegelten Flächen	9
2.8	Abschwemmung von unversiegelten Flächen	9
2.9	Diffuse Einträge durch Auswaschung mit dem Sickerwasser	10
2.9.1	Allgemeines	10
2.9.2	Berechnung der Sickerwasserfracht mittels Austragsraten.....	11
2.9.3	Potenzielle natürliche Nährstoffgehalte im Grundwasser.....	13
2.9.4	Retention/ Umsatz von Nährstoffen in Boden und Grundwasser	13
2.10	Einträge über Dränagen.....	14
2.11	Diffuse Einträge durch atmosphärische Deposition	15
3	Quellenverzeichnis	17
3.1	Literatur.....	17
3.2	Daten	20

Abbildungen

Abb. 1: Beispielhafte Zuordnung der Kulissenflächen zum Sickerwasser- und Dränwasserpfad

Abb. 2: Beispielhafte Darstellung der pfadspezifischen Anteile an der TP-Fracht eines Gewässerabschnittes.....

Tabellen

Tab. 1: Untersuchte Eintragungspfade im Einzugsgebiet und die Zuordnung zu den verschiedenen Quellen und Eintragstypen

Tab. 2: P-Gehalte in Oberböden nach Deumlich et al. (2008)

Tab. 3: Zur Bestimmung der Sickerwasserfracht verwendete Austragsraten für Phosphor

Tab. 4: Zur Bestimmung der Sickerwasserfracht verwendete Austragsraten für Stickstoff.....

Abkürzungen

Abb.	Abbildung
AR	Anreicherungsfaktor [-]
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (LGB 2011)
BA	Bodenabtrag gemäß ABAG [t/(ha · a)]
C _{Boden}	Phosphorkonzentration des Oberbodens [mg/100g oder %]
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EZG	Einzugsgebiet
F	Fracht [in kg/a]
GIS	Geografisches Informationssystem
GW	Grundwasser
KA	Kläranlagen
Kap.	Kapitel
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche (Acker, Grünland)
N	Stickstoff
P	Phosphor
SIMPL	Seeinterne Maßnahmen zur Phosphor-Limitierung (Softwareprogramm zur Modellierung von Phosphorflüssen im See (SCHAUSER et al. 2003))
Tab.	Tabelle
TN	Gesamtstickstoff
TP	Gesamtphosphor

1 Veranlassung

Ein zentrales Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist der gute chemische und ökologische Zustand der Gewässer, welcher spätestens bis 2027 zu erreichen ist.

Im Rahmen der EU-WRRL ist regelmäßig der Zustand der Gewässer zu bewerten. Für Wasserkörper, die nicht in einem guten Zustand sind, sind Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte auszuweisen. Der überwiegende Teil der brandenburgischen Wasserkörper ist nicht im guten ökologischen Zustand, wie die Auswertung aktueller Monitoringdaten im Rahmen der Erstellung des 2. Bewirtschaftungsplans 2014 gezeigt hat. Für das Erreichen eines guten ökologischen Zustands spielt eine Reduzierung des Nährstoffhaushaltes der Gewässer eine wichtige Rolle (Phosphor, Stickstoff). Um Ursachen für übermäßige Nährstoffeinträge identifizieren und entsprechend wirksame Maßnahmen ableiten zu können, ist es notwendig, die Nährstoffeinträge über die verschiedenen Eintragspfade zu quantifizieren.

Zur Abbildung der Nährstoffeinträge in die Gewässer Brandenburgs diente eine landesweite Bilanzierung der Haupteintragspfade. In diesem Handbuch werden die Methoden dieser Bilanzierung im Detail erläutert.

2 Nährstoffbilanzierung

2.1 Allgemeines

Bei der Nährstoffbilanzierung werden die jährlichen Nährstoffeinträge, die über verschiedene Eintragspfade in die Gewässer Brandenburgs gelangen, anhand von umfangreichen GIS-Daten und Literaturwerten berechnet. Es werden sowohl punktuelle als auch diffuse Eintragsquellen sowie die Retentionsprozesse auf dem Weg in die Gewässer (in Grundwasser und Boden) berücksichtigt. Im ersten Schritt werden so die Nährstoffeinträge für die einzelnen Teileinzugsgebiete berechnet. Im zweiten Schritt werden die daraus resultierenden Frachten aus den einzelnen Teileinzugsgebieten unter Berücksichtigung der Retention im Gewässer entlang des Fließverlaufes aufsummiert.

Generell muss bei der Aufstellung der Nährstoffbilanzen beachtet werden, dass Stoffflüsse und Stoffumsätze in Oberflächengewässern und Grundwasser von vielen verschiedenen Faktoren und Prozessen beeinflusst werden, von denen sich einige überlagern. Zudem spielen vor allem für das Sicker- und Grundwasser außer den rezenten Prozessen auch historische Einflüsse eine Rolle. Die Nährstoffflüsse in einem Einzugsgebiet sind somit räumlich und zeitlich außerordentlich komplex. Diese Komplexität kann und soll mit den erstellten Nährstoffbilanzen nicht im Einzelnen abgebildet werden. Vielmehr ist es das Ziel, einen Überblick über die wichtigsten Einträge in gefährdete Oberflächengewässer zu geben und eine Gewichtung der Eintragsquellen vorzunehmen.

Die für die Nährstoffbilanzierung berücksichtigten Pfade sind in Tab. 1 aufgeführt. Die im Einzelnen verwendeten Berechnungsansätze werden in den folgenden Unterkapiteln vorgestellt. Die Bilanzierung erfolgte als Jahresfracht. Verwendete Größen sind zumeist langjährige Mittelwerte oder Literaturangaben ohne konkreten zeitlichen Bezug (z.B. Austragsraten), aber auch aktuelle Zahlenwerte (z.B. Frachten aus Kläranlagen).

Tab. 1: Untersuchte Eintragspfade im Einzugsgebiet und die Zuordnung zu den verschiedenen Quellen und Eintragstypen

Eintragspfad	Typ	Quelle	Eintrag über
Kommunale Kläranlagen	Punktquelle	Siedlung	direkt
Abwasser diffus aus Kleinkläranlagen	diffuse Quelle	Siedlung	GW, ZA
Abwasser diffus aus undichten Gruben	diffuse Quelle	Siedlung	GW, ZA
Abwasser diffus aus Kleingärten	diffuse Quelle	Siedlung	GW, ZA
Erosion von Landwirtschaftsflächen	diffuse Quelle	Landwirtschaft	OA
Abschwemmung von versiegelten Flächen	diffuse Quelle	Siedlung	OA
Abschwemmung von Landwirtschaftsflächen	diffuse Quelle	Landwirtschaft	OA
Sickerwasser von Siedlungsflächen	diffuse Quelle	Siedlung	GW, ZA
Sickerwasser von Landwirtschaftsflächen	diffuse Quelle	Landwirtschaft	GW, ZA
Sickerwasser: natürlicher Hintergrund	diffuse Quelle	natürlich	GW, ZA
Dränagen	Punktquelle	Landwirtschaft	direkt
atmosphärische Deposition Gewässer	diffuse Quelle	Atmosphäre	direkt

GW – Grundwasser, ZA – Zwischenabfluss, OA - Oberflächenabfluss

2.2 Teileinzugsgebiete, Fließbaum und Retention im Gewässer

Basis für die Bilanzierung der Nährstoffeinträge sind die Teileinzugsgebiete, die nach den Grenzen der oberirdischen Einzugsgebiete der Seen und Fließgewässer festgelegt wurden (Datengrundlage: LUA 2008a). Für diese Teileinzugsgebiete werden die Nährstoffeinträge aus der Fläche sowie punktuelle Einträge entsprechend der in den folgenden Kapiteln beschriebenen Methodik berechnet. Die Verknüpfung dieser Teileinzugsgebietsbilanzen zur Abbildung des Nährstofftransports und der Retention im Gewässernetz erfolgte für Seen und Fließgewässer jeweils nach verschiedenen Prinzipien.

2.2.1 Fließgewässer

Für die Fließgewässer erfolgte die Verknüpfung der Teileinzugsgebiete entlang des Fließverlaufs über die Gewässerabschnitte des GIS-Datensatzes der ArcEgmo-Abflüsse (BAH 2007). Dazu wurden zunächst die Frachten aus der Bilanzierung für ein Teileinzugsgebiet auf die im Teileinzugsgebiet befindlichen Fließabschnitte entsprechend deren Länge anteilig aufgeteilt. Anschließend konnten die nun den Fließabschnitten zugeordneten Frachtanteile entlang des Fließbaums aufsummiert werden. Die Aufsummierung wurde über ein VBA-Script realisiert, das anhand der Systematik der LAWA-IDs die Reihenfolge der Fließabschnitte nachvollzieht. Danach wurde für jeden dieser Fließabschnitte die Retention im Gewässer berechnet, indem aus dem Verhältnis von aufsummierter Bilanzfracht zu Messfracht ein Retentionsfaktor berechnet wurde. Die Messfracht pro Fließabschnitt ergibt sich aus der für die flussab nächstgelegenen Messstelle berechneten Fracht (aus gemessenen P- bzw. N-Konzentrationen und Abflüssen berechnete Jahresfracht).

Zusätzlich zu den Frachten pro Fließabschnitt wurden Konzentrationsangaben benötigt. Zur Berechnung der Konzentrationen für die Fließabschnitte mussten die Bilanzfrachten anhand von Abflusswerten umgerechnet werden. Dazu wurden mit ArcEgmo berechnete (nicht im Fließverlauf aufsummierte) Abflüsse verwendet, die als Flächenshape vorlagen (BAH 2012). Diese flächenbezogenen Abflussdaten wurden äquivalent zu den Bilanzfrachten entsprechend der Länge der Fließabschnitte anteilig auf die Fließabschnitte umgelegt und danach ebenfalls über das VBA-Script aufsummiert. Anschließend konnten die

aufsummierten Frachten und die aufsummierten Abflüsse zur Konzentrationsberechnung verwendet werden.

2.2.2 Stillgewässer

Für die Seen wurden jeweils alle Teileinzugsgebiete eines Sees aufsummiert. Die Retentionsberechnung erfolgte auf Basis der Bilanzsummen der See-Teileinzugsgebiete nach dem Vorbild des Einboxmodells SIMPL (SCHAUSER et al. 2003). Damit wurde die Nettosedimentation eines Sees über den Nettosedimentationskoeffizienten σ ermittelt, indem die zu- und abfließenden P-Frachten sowie die P-Menge im See ins Verhältnis gesetzt werden. Ist σ positiv, zeigt dies eine Nettosedimentation von Phosphor im See an. Ist σ negativ, bedeutet das, dass eine Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment stattfindet, die die jährliche Sedimentation übersteigt.

2.3 Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Kommunale Kläranlagen sind oft die bedeutendsten Punktquellen in einem Einzugsgebiet. Für die Einschätzung der Belastungen durch Kläranlagenzuflüsse wurden die Ergebnisse der Eigenüberwachung der Kläranlagen für das Jahr 2011 genutzt, welche dem LUGV für alle Anlagen in Brandenburg vorlagen (LUGV 2013). Diese Angaben umfassen u.a. die in der Anlage behandelten Abwassermengen und die jährlichen Nährstofffrachten und werden im 2-Jahres-Turnus bei den Kläranlagenbetreibern abgefragt.

2.4 Diffuse Einträge aus undichten Sammelgruben und Kleinkläranlagen

Zusätzlich zu den im Kapitel 2.3 besprochenen Abwässern aus kommunalen Kläranlagen gibt es Abwässer, die dezentral in Kleinkläranlagen behandelt und danach in Oberflächengewässer eingeleitet oder versickert werden. Ebenso ist mit zusätzlichen Einträgen zu rechnen, wenn Abwässer in Sammelgruben zwischengelagert werden, bevor sie einer Kläranlage zugeführt werden. Erfahrungsgemäß weist ein Teil der Abwassersammelgruben Undichtigkeiten auf, über die gelöste Nährstoffe ins Grund- und Schichtenwasser übertreten und nach und nach auch benachbarte Oberflächengewässer beeinflussen können. Die Anzahl undichter Sammelgruben ist den meisten Abwasserverbänden nicht bekannt.

Deshalb wird die Fracht aus undichten Gruben und Kleinkläranlagen überschlägig berechnet. Nach Ermittlung der aktuellen Anzahl an Einwohnern, welche über Kleinkläranlagen oder in abflusslose Sammelgruben (mit Abtransport zur Kläranlage) entsorgen (Anschlussverhältnisse nach LUGV 2013), wird eine jährliche TP- und TN-Gesamtfracht für jede Ortschaft berechnet.

Grundlegend dafür sind spezifische TP- und TN-Emissionen pro Einwohner. Für die Berechnungen im ländlich geprägten Brandenburg mit kleinen bis sehr kleinen Ortschaften werden spezifische Emissionen nach PETERSEN (1999) verwendet. Pro Einwohner ist demnach von einer durchschnittlichen täglichen TP-Emission von 1,4 g und einer TN-Emission von 10,7 g auszugehen. Der Autor gibt diese Werte für die bei Zehdenick im Rhin-Einzugsgebiet gelegene Ortschaft Kappe an, der Wert ist auf viele ländlich geprägte Gebiete Brandenburgs übertragbar. In Anlehnung an VENOHR et al. 2009 wird der Anteil der N- und P-Einwohnerfracht, welche aus undichten Sammelgruben und Kleinkläranlagen ins Oberflächengewässer gelangt, mit 10 % angesetzt. Hier ist die Nährstoffretention in Boden und Grundwasser berücksichtigt.

TP-Fracht [kg/a] = Einwohnerzahl (Gruben und KKA) * (1,4 g/d /1000) * 365 d * 0,1

TN-Fracht [kg/a] = Einwohnerzahl (Gruben und KKA) * (10,7 g/d /1000) * 365 d * 0,1

2.5 Diffuse Einträge durch Abwasser aus Kleingärten und Wochenendsiedlungen

Viele Kleingartensiedlungen verfügen auch heute noch über keine geregelte Abwasserentsorgung, das Spektrum der Sanitärausstattung reicht von Spültoiletten (25 % der deutschen Kleingärten) über Chemie- und Trocken- bis zu Komposttoiletten (47 %).

25 % der deutschen Kleingärten sind nicht mit Toilette ausgestattet (BUNDESMINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, BAUWESEN UND STÄDTEBAU 1998 zitiert in BARJENBRUCH & WRIEGE-BECHTHOLD 2006). Es ist somit von einem seit Jahrzehnten bestehenden Nährstoffaustrag aus Kleingärten mit niedrigem Sanitärkomfort auszugehen.

Zur Berechnung der Fracht aus den Anlagen werden pro Teileinzugsgebiet Flächen mit Kleingarten- bzw. Bungalowparzellen anhand des ATKIS-Datensatzes (Objektart: 2114; Funktion: 1207) ausgewählt (LGB 2011). Es werden nur Flächen selektiert, die innerhalb eines 200 m-Puffers zu den Gewässern liegen. Bei diesen Flächen ist davon auszugehen, dass aufgrund des kurzen Fließweges und der meist langjährigen Kleingartennutzung die Retentionskapazität des Bodens erschöpft ist und die Austräge vollständig ins Gewässer gelangen. Die Gesamtfläche wird anhand einer durchschnittlichen Parzellengröße (abgeleitet aus dem Median der Parzellengrößen im Dahmegebiet) in eine Parzellenanzahl umgerechnet.

Die Emissionen pro Parzelle wird in Anlehnung an eine in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführte und auf das Brandenburger Gebiet übertragbare Studie (BARJENBRUCH & WRIEGE-BECHTHOLD 2006) abgeleitet. Danach wird für Anlagen mit gemischtem Sanitärkomfort eine Emission von ca. 0,14 kg TP und 1,4 kg TN pro Parzelle und Jahr angesetzt. Bei Kleingärten ohne Anschluss an die Abwasserentsorgung (laut Studie 41 %) werden von den Emissionen 100 % als Eintrag ins Gewässer angerechnet. Bei Kleingärten mit Sammelgrube (59 %) wird, äquivalent zur Vorgehensweise für undichte Sammelgruben im Kapitel 2.4, angenommen, dass 10 % der Emissionen als Verluste ins Gewässer gelangen.

$$\begin{aligned} \text{TP-Fracht [kg/a]} &= (\text{Parzellenzahl} * 0,14 \text{ kg/a} * 0,41) + (\text{Parzellenzahl} * 0,14 \text{ kg/a} * 0,59 * 0,1) \\ &= \text{Parzellenzahl} * 0,14 \text{ kg/a} * 0,469 \end{aligned}$$

$$\text{TN-Fracht [kg/a]} = \text{Parzellenzahl} * 1,4 \text{ kg/a} * 0,469$$

2.6 Diffuse Einträge durch flächenhafte Wassererosion

Wassererosion wird durch Oberflächenabfluss induziert und bezeichnet die Ablösung, den Transport und die Ablagerung von Bodenmaterial. Dieser Prozess findet bei erosionswirksamen Niederschlägen (Starkregen) vor allem auf vegetationsfreien, geneigten Flächen statt.

Durch Erosion kann es lokal zu erheblichen Einträgen in Oberflächengewässer kommen. Bei diesem Eintragungspfad steht der partikuläre Phosphor im Vordergrund, welcher an Bodenpartikel wie Tonminerale adsorbiert oder organisch gebunden vorliegt. Ein Teil des partikulären Phosphors wird im Sediment des Gewässers abgelagert, kann aber auch durch verschiedene Prozesse in Lösung gehen und damit pflanzenverfügbar werden. Während eines Erosionsereignisses werden auch gelöste Nährstoffe mit dem Oberflächenabfluss aus Flächen ausgetragen (ortho-Phosphat, Nitrat etc.). Da die Verlagerung von partikulärem Stickstoff eine untergeordnete Rolle spielt, wird für die Bilanzierung keine Berechnung des N-Austrags durch Erosion vorgenommen, der Schwerpunkt liegt dort bei der Abschwemmung. Wassererosion findet vor allem auf Ackerflächen statt, da der überwiegende Teil dieser Flächen zumindest zeitweise vegetationsfrei ist. Einen maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß des Bodenabtrags haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart bzw. Bewirtschaftung und Regenintensität, welche untereinander in Wechselwirkungen stehen (AUERSWALD 1993 zitiert in TETZLAFF 2006). Damit es zu einem Eintrag von Bodenmaterial in ein Gewässer kommt, müssen erosionsgefährdete Flächen zum Gewässer hin geneigt sein und einen hydraulischen Anschluss an dieses besitzen.

Da bzgl. des Gewässeranschlusses und der Exposition zum Gewässer keine landesweite Datengrundlage (wie z.B. eine Berechnung von Hangneigungen und Gefälle, Fließwegen etc. aus dem Digitalen Geländemodell) zur Verfügung stand, wurden diese Kriterien mit Hilfe eines Puffers um Gewässer herum berücksichtigt. Für die Breite des Puffers wurde eine mittlere Hanglänge entsprechend dem Naturraum (entsprechend Scholz, LUA 1993b) angesetzt: 400 m in flachen und flach-welligen Bereichen (z.B. Havelland, Fläming), 200 m in welligen bis kuppigen Naturräumen (z.B. Uckermark). Innerhalb dieses Pufferstreifens wurden Ackerflächen aus dem ATKIS-Datensatz (Objektart 4101) ausgewählt. Hatten diese Flächen einen Abstand von maximal 50 m vom Gewässer, wurde ein hydraulischer Anschluss ans Gewässer angenommen.

Grundlage zur Abschätzung des P-Austrags aus den ausgewählten Flächen ist ein Rasterdatensatz mit mittleren langjährigen Bodenabträgen (Zellengröße 25x25m, DEUMLICH 2009), welcher für das gesamte Land Brandenburg vorliegt. Der Bodenabtrag wurde dafür unter Verwendung der ABAG, der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (SCHWERTMANN ET AL. 1987) berechnet.

Da sich die Bodenabträge nach ABAG auf den reinen Abtragsprozess beziehen und eine Sedimentation von Bodenmaterial vor dem Erreichen des Gewässers nicht einbeziehen, wird dies über die Sediment Delivery Ratio (SDR) berücksichtigt. Die SDR beschreibt das Verhältnis von tatsächlich ins Gewässer eingetragener Sedimentmenge zum Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche. In Anlehnung an HALBFAß UND GRUNEWALD (2008) wird eine SDR von 0,1 für das gesamte Gebiet verwendet. Da sich die Angaben der Autoren auf die Mittelgebirgsregion beziehen, wird die SDR für die Anwendung in Brandenburg aufgrund der deutlich niedrigeren Reliefenergie reduziert.

Um aus der eingetragenen Sedimentmenge auf den P-Eintrag zu schließen, werden den Flächen Bodenarten aus der Bodenübersichtskarte (BÜK300; LBGR 2007) und diesen entsprechende Gesamtphosphorgehalte des Oberbodens (DEUMLICH 2008, siehe Tab. 2) zugeordnet.

Tab. 2: P-Gehalte in Oberböden nach Deumlich et al. (2008): Ackerstandorte eines Untersuchungsgebietes in Ost-Brandenburg

Bodenart	P [in mg/100g Boden]	P in % [Skala 0-1]
Reinsand	42	0,00042
Sand/Lehmsand	47,5	0,000475
Lehmsand	51	0,00051
Sandlehm	59	0,00059
Normallehm	73	0,00073
Schluffton	101	0,00101

Die pro Jahr ausgetragene P-Fracht wird nach FREDE & DABBERT (1998) berechnet (siehe Gl. 1). Der selektive P-Austrag beim Erosionsprozess über feine mineralische Bestandteile und organische Substanz wird über den Anreicherungsfaktor AR (auch „Enrichment Ratio“) berücksichtigt, es ergibt sich eine Erhöhung des Austrages auf etwa die 2,5fache Menge.

$$\text{Gl. 1} \quad f_{\text{Erosion}} = \text{BA}^{0,79} * C_{\text{Boden}} * \text{AR} * \text{Abtragsfläche in ha} * 1000$$

f_{Erosion} = Phosphorabtrag durch Erosion [kg/(ha · a)]

BA = Bodenabtrag gemäß ABAG [t/(ha · a)]

C_{Boden} = Phosphorkonzentration des Oberbodens in %, siehe Tab. 2

AR = 25,3 (Anreicherungsfaktor) [-]

$$\text{Gl. 2} \quad \text{TP-Fracht [kg/a]} = f_{\text{Erosion}} [\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})] * \text{SDR}$$

SDR = 0,1

2.7 Abschwemmung von versiegelten Flächen

Austragsrelevant sind versiegelte Flächen mit hydraulischem Anschluss an die Gewässer des jeweiligen Teileinzugsgebietes. Es sollen Flächen bilanziert werden, die keinen Anschluss an die Kanalisation haben, da diese nicht über die Einträge aus Kläranlagen (vgl. Kap. 2.3) berücksichtigt werden.

Als Berechnungsgrundlage diente ein für das gesamte Land Brandenburg vorliegender Rasterdatensatz, welcher die Versiegelungsgrade der Oberfläche in einer Kachelgröße von 100x100m (SCHOENER 2010) abbildet. Da bezüglich des Gewässeranschlusses keine Datengrundlage existierte, wurde ein hydraulischer Anschluss an ein Gewässer für alle Flächen angenommen, die maximal 100 m vom Gewässer entfernt liegen.

Innerhalb dieses 100 m-Puffers wird der Umfang der versiegelten Flächen über die Größe der Rasterzellen und den Versiegelungsgrad für das jeweils betrachtete Teileinzugsgebiet ermittelt. Die versiegelte Fläche wird mit einem spezifischen P-Austrag von 2,5 kg/(ha*a) gemäß BROMBACH & MICHELBACH (1998) und einem spezifischen N-Austrag von 17,75 kg/(ha*a) (BEHRENDT et al. 2001, VENOHR et al. 2009) multipliziert. Der Eintrag ins Gewässer ergibt sich direkt aus dem Austrag, da aufgrund des geringen Abstandes der Flächen zum Gewässer und der Versiegelung davon ausgegangen wird, dass keine Sedimentation/Retention stattfindet.

TP-Fracht [kg/a] = Rasterfläche [ha] * Versiegelungsgrad * 2,5 kg/(ha*a)

TN-Fracht [kg/a] = Rasterfläche [ha] * Versiegelungsgrad * 17,75 kg/(ha*a)

2.8 Abschwemmung von unversiegelten Flächen

Bei durchschnittlichen Niederschlagsereignissen spielt der Oberflächenabfluss in Gebieten mit geringen Geländeneigungen und bei vorherrschenden sandigen Substraten kaum eine Rolle. Bedeutsam sind Oberflächenabflüsse jedoch in Zusammenhang mit Starkregenereignissen oder ergiebigem Dauerregen. Dabei trägt jedoch nur ein bestimmter Teil der unversiegelten Flächen zur Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern bei.

Abschwemmung betrifft zunächst nur landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Flächen; in Anlehnung an BEHRENDT et al. (2001) wird davon ausgegangen, dass in Wäldern und Feuchtgebieten generell kein Oberflächenabfluss stattfindet.

Abschwemmung kann im Zusammenhang mit der Bildung von Oberflächenabfluss bei Infiltrationsüberschuss (aufgrund einer hohen Niederschlagsmenge oder einer geringen Infiltrationskapazität des Bodens findet keine Versickerung statt) oder Sättigungsüberschuss (der Boden ist vor dem Niederschlagsereignis bereits weitestgehend gesättigt) erfolgen.

Damit gibt es zwei Flächentypen, die für die Abschwemmungsberechnung berücksichtigt werden. Der Flächentyp 1, die infiltrationsüberschussbedingten Abschwemmungsflächen, entspricht der Kulisse für erosionsgefährdete Flächen. Die Herleitung der Flächenkulisse wird im Kapitel 2.6 zum Erosionsaustrag bereits erläutert. Da von einer starken Kopplung zwischen Erosions- und Abschwemmungsprozess ausgegangen werden kann, wird für diese Flächen nur die Abschwemmung für Stickstoff bilanziert, da für Phosphor bereits eine Berechnung des Erosionsaustrages erfolgt.

Der Flächentyp 2, die sättigungsinduzierten Abschwemmungsflächen, werden für N und P berücksichtigt. Die Herleitung der Flächenkulisse erfolgte folgendermaßen: Abschwemmung durch Sättigungsüberschuss ist vorrangig auf grundwassernahen Standorten zu erwarten, da hier die Aufnahmekapazität des Bodens aufgrund des hohen Grundwasserstandes schnell erschöpft wird. Somit wurden landwirtschaftliche Nutzflächen (ATKIS-Objektart 4101 = Acker, 4102 = Grünland, 4103 = Gartenland) mit einem Grundwasserflurabstand < 1m für die Bilanzierung berücksichtigt. Diese Flächen wurden äquivalent zur Flächenauswahl für den Erosionspfad innerhalb eines 200-bzw.-400 m-Puffers und einem Maximalabstand von 50 m zum Gewässer selektiert, da bei diesen Flächen davon ausgegangen werden kann, dass diese hauptsächlich zum Stoffeintrag in die Gewässer beitragen (siehe auch Kapitel 2.6).

Zur Berechnung der Nährstofffrachten können dafür folgende Werte aus der Fachliteratur verwendet werden:

- für Phosphor: 0,8 mg/l TP von Ackerland und 0,2 mg/l TP von Grünland nach BEHRENDT ET AL. (1999)
- für Stickstoff: atmosphärische Deposition für Stickstoff (13,75 kg/(ha*a)) nach VENOHR et al. (2009)
- mittlerer Oberflächenabfluss 10 mm/a nach WERNER & WODSAK (1994)

TP-Fracht [kg/a]

$$= [(Acker\text{-}Fläche\ der\ Abschwemmungskulisse\ (Flächentyp2)\ [ha] * 10\ mm/a * 0,8\ mg/l) + (Grünland\text{-}Fläche\ der\ Abschwemmungskulisse\ (Flächentyp2)\ [ha] * 10\ mm/a * 0,2\ mg/l)] / 100$$

TN-Fracht [kg/a]

$$= LNF\text{-}Fläche\ der\ Abschwemmungskulisse\ (Flächentyp1+2)\ [ha] * 13,75\ kg/(ha*a)$$

2.9 Diffuse Einträge durch Auswaschung mit dem Sickerwasser

2.9.1 Allgemeines

Ein bedeutender Eintragspfad für Nährstoffe in Oberflächengewässer sind Grundwasser und Zwischenabfluss. Ein Teil der Nährstoffe im Grundwasser ist natürlichen Ursprungs und nicht durch die Nutzung bedingt. Dies betrifft zum einen den rein geogenen, praktisch aus der Beschaffenheit des Untergrundes resultierenden Anteil, zum anderen den Austrag aus der belebten Bodenzone unter natürlicher Bodenbedeckung mit dem Sickerwasser. Die Nährstoffgehalte in der unbelebten Bodenzone des Lockergesteinsbereichs liegen natürlicherweise auf einem sehr niedrigen Niveau. Es gibt jedoch die Möglichkeit sehr stark erhöhter Phosphorgehalte im Grundwasser, wenn stärker phosphorhaltige Schichten (wie z.B. Holsteinwarmzeitliche Ablagerungen) in Kontakt mit den Grundwasserleitern kommen und diese, bedingt durch glazigene Lagerungsstörungen, mit dem oberen Grundwasserleiter im Austausch stehen (vgl. GINZEL & HANNEMANN 2002).

Gebiete, in denen hohe geogene Hintergrundwerte bestehen, können nicht landesweit ausgewiesen werden. Nur wenn hohe P-Werte in Grund- und Oberflächenwasser gemessen wurden, kann mit hydrogeologischer Sach- und Gebietskenntnis bestimmt werden, ob diese geogenen Ursprungs sein können.

Ein Austrag von Nährstoffen aus der belebten Bodenzone findet auch unter natürlicher Bodenbedeckung mit dem Sickerwasser statt, im Land Brandenburg wäre eine vollständige Mischwaldbedeckung die potenziell natürliche Vegetation. Dieser Anteil an der gesamten Nährstoffmenge im Grundwasser wird hier als potenziell natürlicher Nährstoffgehalt bezeichnet. Dieser findet sich auch im Oberflächenwasser wieder und stellt den Anteil der Fracht im Gewässer dar, der durch Maßnahmen nicht beeinflussbar ist.

Die ins Grundwasser und von dort in die Gewässer gelangenden Frachten entstammen jedoch meist zu einem großen Teil diffusen Einträgen aus genutzten, vor allem landwirtschaftlichen Flächen. FREDE & DABBERT (1998) geben den Anteil der Landwirtschaft am Nitratreintrag ins Grundwasser mit 80 bis 90 % an. Die Auswaschung von Nährstoffen ins Sicker- und Grundwasser ist von mehreren Faktoren abhängig, z.B. der Flächennutzung (Düngung, Fruchtfolgen etc.), der Bodenart und dem Grundwasserflurabstand. Eine Auswaschung von Nährstoffen findet im Allgemeinen dann statt, wenn diese im Boden aufgrund eines Überschusses nicht aufgenommen, abgebaut oder adsorbiert werden und wenn auftreffender Niederschlag den Boden in Richtung Grundwasser passiert (FEHR 2000). In den Boden eingebrachter Stickstoff wird schnell zu Nitrat umgewandelt und kann so in gelöster Form rasch mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Phosphor dagegen wird in den meisten Böden stark adsorbiert und daher weniger stark verlagert (siehe folgende Abschnitte).

Auswaschung von Phosphor

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) beschreiben eine generelle Gefährdung intensiv bewirtschafteter Böden gegenüber der P-Verlagerung. Bei landwirtschaftlich genutzten Böden wird die Auswaschung maßgeblich durch einen höheren Gehalt an leicht mobilisierbaren Phosphorverbindungen (ungedüngte Sandböden können < 100 mgP/kg Boden enthalten, jahrzehntelang gedüngte Böden bis 2000 mg/kg) und eine häufig höhere Sickerrate erhöht. Das durch Düngung zugefügte Phosphat wird im Oberboden angereichert und – zwar in geringen Mengen, jedoch kontinuierlich – in die Tiefe verlagert. Wurde der Boden länger mineralisch oder mit Wirtschaftsdüngern gedüngt, kann die P-Bindungskapazität überschritten werden, und eine Sorption findet nur noch eingeschränkt oder gar nicht mehr statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Auch PRASUHN (2006) weist auf Untersuchungen hin, die hohe Auswaschungsverluste aus mit P übersorgten Böden zeigen.

Auswaschungsgefährdet sind insbesondere sandige Böden (geringer Anteil an Sorbenten, größere Poren), Moorböden (wenige oder fehlende Sorbenten), bindige Böden v. a. unter Grünland (Makroporenfluss über Wurzelbahnen und Risse) und grundwassernahe und stauwasserbeeinflusste Böden mit zeitweise oder ständig reduzierenden Bedingungen (reduktive P-Freisetzung aus Fe(III)-Oxiden). TETZLAFF (2006) benennt die wichtigsten in der Literatur beschriebenen Einflüsse auf die P-Auswaschung: Sickerwasserrate, Sorptionsvermögen des Bodens, Landnutzung, Verweilzeit des Sickerwassers und Grundwasserflurabstand sowie P-Gehalt des Bodens, wobei verschiedene Autoren letzterem Faktor unterschiedliche Bedeutung zuweisen. GEBEL et al. (2010) weisen auf den möglichen Einfluss der Bodenbearbeitung (konventionell/konservierend) hin.

WALTHER (1999) zeigte anhand der Auswertung von Literaturwerten einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Konzentration von o-PO₄-P und TP in Oberflächengewässern und dem Ackeranteil im Einzugsgebiet. Im Vergleich zu komplett bewaldeten Einzugsgebieten traten in Gebieten mit hohem Ackeranteil bis zu achtzigfach höhere o-PO₄-P-Konzentrationen auf.

Die ausgewertete Literatur zeigt, dass ein Austrag von gelöstem Phosphat über das Sickerwasser ins Grundwasser und den Zwischenabfluss möglich ist, dass der Umfang des Austrags jedoch von verschiedenen Faktoren beeinflusst wird.

Auswaschung von Stickstoff

Die Verlagerung aus dem Boden über das Sickerwasser ist der dominierende Austragspfad für Stickstoff (vor allem in Form von Nitrat, aber auch als organisch gebundener Stickstoff und Ammonium). Die Gestaltung der Fruchtfolgen, die Art und Menge der Düngung sowie verschiedene Standortbedingungen und die Höhe des Niederschlages beeinflussen nach FREDE & DABBERT (1998) die Auswaschung des sehr mobilen Nitrats. Dieses wird schwerpunktmäßig in den niederschlagsreichen Wintermonaten verlagert, wobei die Verlagerung vor allem bei sandigen Böden einen Großteil des mineralischen N-Vorrats im Herbst umfassen kann (vgl. RENGER 1988, zit. in AMLINGER et al. 2003).

Anhand von Flächenbilanzen kann das Auswaschungspotenzial einer Fläche bestimmt werden. Ein dazu oft verwendetes Schätzverfahren ist die Methode nach FREDE & DABBERT (1998). Anhand der N-Zufuhr (Düngung, atmosphärische Deposition, N-Fixierung durch Leguminosen und Mikroorganismen, Erntereste), der N-Verluste (Pflanzenentzug) und Faustzahlen zur Netto-Mineralisation und zur Denitrifikation kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser geschätzt werden.

2.9.2 Berechnung der Sickerwasserfracht mittels Austragsraten

Da im Rahmen der landesweiten Bilanzierung keine Daten zu Bewirtschaftungsintensität und Düngergaben verwendet werden konnten, wurde auf nutzungsspezifische Austragsraten aus der Fachliteratur zurückgegriffen. Für die Flächen eines Teileinzugsgebietes kann anhand dieser Austragsraten die Fracht ermittelt werden, die über das Sickerwasser ins Grundwasser gelangt. Für die Ableitung der Fracht, die in die Oberflächengewässer

eingetragen wird, muss anschließend noch die Retention im Grundwasser berücksichtigt werden (siehe dazu Kapitel 2.9.4).

Die Austragsraten differenzieren folgende Standorte: Acker und Grünland jeweils auf mineralischen und organischen Standorten, Siedlungen, Wald und natürliches Offenland (siehe Tab. 3 und Tab. 4). Diese Differenzierung erfolgte für die Landnutzung anhand des ATKIS-Datensatzes und für den Substrattyp anhand der Moorkarte Brandenburg (LUGV 2011c). Bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden mineralische und organische Standorte differenziert, um die Nutzung von entwässerten (und daher entsprechend degradierten) Niedermoorflächen besonders zu berücksichtigen, da hier Mineralisierungsvorgänge infolge eines veränderten Wasserhaushalts zusätzlich zum Nährstoffaustrag beitragen.

Tab. 3: Zur Bestimmung der Sickerwasserfracht verwendete Austragsraten für Phosphor

Flächentyp	Austragsrate	Quelle
Acker auf mineralischen Standorten	0,5 kg/(ha*a)	FREDE & DABBERT (1998)
Acker auf Niedermoorstandorten	0,5 kg kg/(ha*a)	FREDE & DABBERT (1998)
Grünland auf mineralischen Standorten	0,2 kg/(ha*a)	LANU (1999)
Grünland auf Niedermoorstandorten	0,8 kg/(ha*a)	NLWKN (2010)
Siedlung	0,5 kg/(ha*a)	analog zum Flächentyp Acker auf mineralischen Standorten
Wald und naturnahes Offenland	0,07 kg/(ha*a)	eigene Herleitung, siehe Abschnitt 2.9.3
potenziell natürlicher Austrag	0,07 kg/(ha*a)	eigene Herleitung, siehe Abschnitt 2.9.3

Tab. 4: Zur Bestimmung der Sickerwasserfracht verwendete Austragsraten für Stickstoff

Flächentyp	Austragsrate	Quelle
Acker auf mineralischen Standorten	90 kg/(ha*a)	STREBEL & RENGER (1982)
Acker auf Niedermoorstandorten	230 kg kg/(ha*a)	mittlerer Austrag nach FILIPINSKI ET AL. (1999), BEHRENDT ET AL. 1996 in SUCCOW & JOOSTEN (2001), LANU (1999)
Grünland auf mineralischen Standorten	18 kg/(ha*a)	mittlerer Austrag nach STREBEL (2002) und STREBEL & RENGER (1982)
Grünland auf Niedermoorstandorten	110 kg/(ha*a)	mittlerer Austrag nach BEHRENDT ET AL. 1996 in SUCCOW & JOOSTEN (2001) und LANU (1999),
Siedlung	90 kg/(ha*a)	analog zum Flächentyp Acker auf mineralischen Standorten
Wald und naturnahes Offenland	5 kg/(ha*a)	FREDE & DABBERT (1998)
potenziell natürlicher Austrag	5 kg/(ha*a)	FREDE & DABBERT (1998)

Zu beachten ist, dass die genannten Austräge aus anthropogener Flächennutzung (Acker, Grünland, Siedlung) den Anteil des potentiellen natürlichen Austrags mit enthalten.

Eine gesonderte Berechnung wurde für potenzielle Drainageflächen vorgenommen (siehe Abschnitt 2.10).

2.9.3 Potenzielle natürliche Nährstoffgehalte im Grundwasser

Mit dem Ziel, einen natürlichen Hintergrundwert für Phosphor im Grundwasser herzuleiten, wurden im Jahr 2012 alle im LUGV verfügbaren Grundwasserdaten ausgewertet (WIENEKE 2012). Die Mediane, die hieraus landesweit und für bestimmte Teilräume ermittelt wurden, liegen alle auf einem extrem niedrigen Niveau. Ursache dafür könnte sein, dass beim Hauptteil der Untersuchungen lediglich ortho-Phosphat und kein Gesamtphosphor bestimmt wurde.

Daher wurden Teilmengen der verwendeten Pegel weiter untersucht: Pegel, ausschließlich im ersten Grundwasserleiter verfiltert, für die TP-Werte vorlagen und deren Einzugsgebiet eine komplette Waldbedeckung aufweist.

Es ergab sich eine recht geringe Anzahl von 21 Pegeln mit insgesamt 74 Analysenwerten für TP. Die Messwerte streuen zwischen 15 und 110 µg/l, im Mittel liegt die TP-Konzentration bei 0,058 mg/l. Insgesamt zeigt sich, dass die P-Werte räumlich erheblich schwanken, ohne dass die Ursachen dafür oder räumliche Muster auf den ersten Blick erkennbar sind. Eine Regionalisierung von Grundwassergehalten im Hintergrundbereich ist somit nicht wirklich zulässig. Der Mittelwert aller Pegel mit Waldeinzugsgebiet von 0,058 mg/l sollte nur für kleinmaßstäbliche Betrachtungen verwendet werden (große Einzugsgebiete, landesweite Betrachtungen). Für großmaßstäbliche Berechnungen einzelner Einzugsgebiete sollten lokal vorliegende Werte herangezogen werden.

In der Fachliteratur sind nur wenige Angaben zu natürlichen Nährstoffkonzentrationen im Grundwasser zu finden, angegeben werden z. T. Austragsraten für Nährstoffe unter Waldbeständen:

- *0,05 kg TP/ha/a unter Wald (LANU 1999, LAWA 1999)*
- *0,02 bis 0,12 kg TP/ha/a unter Wald (gültig für das Bodenseeeinzugsgebiet, PRASUHN 1999)*
- *0,055 kg TP/ha/a unter „unproduktiver Vegetation“ auf Böden mit hohem Auswaschungsrisiko, PRASUHN 2006):*
- *0,05 - 0,1 mg/l TP und 2,5 mg/l TN im Oberflächengewässer, natürliche Grundlast nach FREDE & DABBERT 1998*

Unter Einbeziehung der mittleren jährlichen Sickerwassermenge (ArcEgmo) wurde aus der für Brandenburg ermittelten Grundwasserkonzentration von 0,058 mg/l Gesamt-P eine Austragsrate von 0,07 kg/ha/a für Phosphor abgeleitet und als potenzieller natürlicher Austrag in die Bilanzierung einbezogen.

2.9.4 Retention/ Umsatz von Nährstoffen in Boden und Grundwasser

Die Fracht, die mit dem Sickerwasser ausgetragen wird, gelangt nicht in ihrem gesamten Umfang über das Grundwasser ins Oberflächengewässer. Im Boden (v. a. Phosphor) und im Grundwasser (v. a. Stickstoff) wird ein großer Anteil der ausgewaschenen Nährstoffe zurückgehalten bzw. umgesetzt. Vielfach zeigt das Grundwasser in den untersuchten Gebieten sehr viel geringere P- und N-Konzentrationen, als die Sickerwasserfracht erwarten ließe.

Zum Rückhalt von Phosphor in unterschiedlich genutzten Böden konnten in der Fachliteratur keine quantitativen Angaben gefunden werden. FREDE UND DABBERT (1998) geben an, dass eine potenzielle natürliche Austragsrate von 0,05 bis 0,01 kg/ha/a zu Phosphorkonzentrationen im Gewässer von ungefähr 0,05 mg/l führt. Unter Einbeziehung einer mittleren Grundwasserneubildung von 75 mm/a (Mittelwert für das Land Brandenburg) lässt sich daraus eine mittlere P-Retention von 50 % ableiten. Ausgehend von diesem Wert wird für die Bilanzierung differenziert zwischen nährstoffsensiblen Flächen und Flächen, die nicht besonders austragsgefährdet sind. Um die geringere Retentionsleistung grundwassernaher Böden abzubilden, gehen diese in die Berechnung mit einer Retention von 30 % ein. Die Flächen dafür werden anhand der Kriterien Grundwasserflurabstand (unter

2 m) und Gewässernähe (maximal 200 m Abstand vom Gewässer) ausgewählt. Sonstige Flächen werden mit einer Retention von 70 % berechnet.

Für die Denitrifikation gibt es sehr allgemeine Schätzzahlen, oft werden 50 % Denitrifikationsverluste angesetzt. FREDE & DABBERT (1998) ordnen verschiedenen Böden in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung Denitrifikationskapazitäten von sehr gering (0 kg/(ha*a)) bis sehr hoch (über 50 kg/(ha*a)) zu. In Anlehnung an KELLER ET AL. (2013) wird in Brandenburg eine Retentionsrate für N von 85 % im Grundwasser angenommen.

2.10 Einträge über Dränagen

Dränagen zählen zu den Punktquellen, da über das Dränrohr ein punktueller Eintrag ins Gewässer erfolgt. Die Bilanzierung erfolgt jedoch in einem flächenbezogenen Ansatz, bei dem die Sickerwasserfracht aus der gedrännten Fläche berechnet wird.

Viele der landwirtschaftlich genutzten grund- und stauwassergeprägten Standorte im Land Brandenburg wurden im Zuge meliorativer Maßnahmen dräniert. Zugunsten einer möglichst reibungslosen Bewirtschaftung wurden umfangreiche Flächen mittels Rohrdränage entwässert.

Dränagen greifen so in den Bodenwasserhaushalt ein, dass ein Teil des Sicker- bzw. des Grundwassers gesammelt und als Zwischenabfluss beschleunigt abgeleitet wird. Der Grundwasserstand wird somit gesenkt bzw. Staunässe wird abgeleitet.

Dränagen können für Oberflächengewässer eine bedeutende Quelle für Nährstoffeinträge sein. Das in den Rohren aufgefangene Wasser, welches überwiegend den Charakter von Sickerwasser hat, wird auf direktem Weg in Gewässer geleitet. Ein Nährstoffrückhalt in der Bodenzone kann nur teilweise erfolgen, Denitrifikation im Grundwasser findet gar nicht statt.

Problematisch für das Ermitteln der Einträge ist, dass heute nicht bekannt ist, ob Flächen in einem Einzugsgebiet gedrängt sind, d.h. wo sich Dränagen befinden, ob diese noch intakt sind und wie stark die Flächen dadurch entwässert werden. Vielfach finden sich in Archiven noch die Unterlagen der Meliorationsgenossenschaften. Diese jedoch landesweit zusammenzutragen und auszuwerten, wäre enorm zeitaufwendig.

Als Basis für die Abschätzung der Einträge wurde daher zunächst eine Karte der Dränagewahrscheinlichkeit erstellt (LUGV 2011b). Hohe Dränagewahrscheinlichkeiten bestehen z. B. für grundwassernahe Standorte mit geringen Wasserdurchlässigkeiten. In Anlehnung an LUNG (2010) wurden landesweit verschiedene Flächenmerkmale miteinander verknüpft (Bodenhydromorphie (Bodentypen), Wasserdurchlässigkeit (kf-Werte), Gewässerabstand, Einzugsgebietstyp, Abflussakkumulation, Schöpfwerksanbindung, Winterniederschlag) und über Wahrscheinlichkeitsfunktionen eine Wahrscheinlichkeit der Entwässerung berechnet. Anhand ausgewählter Gebiete, für die die Meliorationspläne noch vorlagen, wurden die Ergebnisse validiert.

Grundsätzlich wurden für die Bilanzierung der Dränageausträge nur die Flächen berücksichtigt, die eine Dränagewahrscheinlichkeit von mehr als 70 % haben und zudem in einem Abstand zum Vorfluter von 200 bzw. 400 m (gleiches Pufferkriterium wie bei der Berechnung von Erosion und Abschwemmung, siehe Kapitel 2.6 und 2.8). Von diesen Flächen wird ein prozentualer Anteil entsprechend der Dränagewahrscheinlichkeit verwendet, d.h. je größer die Wahrscheinlichkeit ist, desto höher ist der Flächenanteil der ausgewählten Acker- oder Grünlandfläche, der für die Bilanzierung der Dränageausträge berechnet wird. Beträgt die Wahrscheinlichkeit z.B. 90 %, werden rechnerisch 90 % der Fläche in die Bilanzierung einbezogen. Jedoch geht nicht der komplette Anteil des auf diesen Flächen anfallenden Sickerwassers in die Dränagen. Gemäß MÜLLER ET AL. (1982) wird davon ausgegangen, dass im Brandenburgischen Raum an dränierten Standorten rund 80 % des Sickerwassers über die Dränagerohre abgeführt werden. Für diesen Teil der Sickerwasserfracht auf den ausgewählten Dränflächen erfolgt die Berechnung der Fracht mit demselben Ansatz wie beim Sickerwasser, jedoch wird für den Dränaustrag keine Retention im Boden und Grundwasser berücksichtigt. Die restlichen 20 % gehen unter

Berücksichtigung der entsprechenden Retention in den Sickerwasseranteil ein (siehe Kapitel 2.9). Der Anteil des Sickerwassers, der als Dränaustrag berechnet wird, wird bei der in Abschnitt 2.9.2 beschriebenen Berechnung der Sickerwasserfracht ausgespart. Das Vorgehen verdeutlicht Abb. 1.

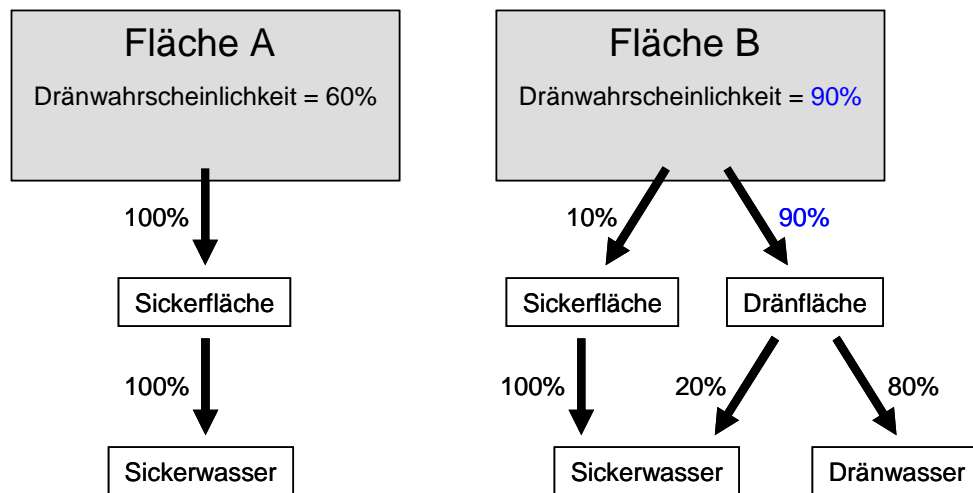


Abb. 1: Beispielhafte Zuordnung der Kulissenflächen zum Sickerwasser- und Dränwasserpfad für eine Fläche mit einer Dränwahrscheinlichkeit von <70% (Fläche A) und einer Fläche mit einer Dränwahrscheinlichkeit von >70% (Fläche B)

2.11 Diffuse Einträge durch atmosphärische Deposition

Es wird die atmosphärische Deposition auf die Gewässerflächen berechnet.

Für die Depositionsmenge an Phosphor gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben. Für naturnahe Gebiete wird in MEINIKMANN ET AL. (2013) eine Spanne von 0,2 bis 0,6 kg/(ha*a) angegeben. Für stärker anthropogen beeinflusste Gebiete wurden am Arendsee 0,76 kg/(ha*a) (GOHR 2013) und am Scharmützelsee 0,86 kg/(ha*a) (GRÜNEBERG 2013) gemessen. Für die Bilanzierung wird ein Mittelwert aus den Literaturwerten von 0,6 kg/(ha*a) verwendet.

Nach BEHRENDT et al. (2001) liegt die Deposition von Stickstoff zwischen 12,5 und 15 kg/(ha*a). Für die Bilanzierung wird das Mittel von 13,75 kg/(ha*a) verwendet.

3 Ergebnisse/ Datenbestand

Als Ergebnis der Nährstoffbilanzierung liegen verschiedene shape-Dateien vor, die die Kulissen zu den einzelnen Eintragspfaden beinhalten. Des Weiteren liegt eine Datenbank vor, in der die Verrechnung der verschiedenen Kulissen erfolgt sowie die Aufsummierung entlang des Fließverlaufes und die Retentionsberechnung (siehe Abschnitt 2.2). Im Ergebnis ist es möglich, die pfadspezifischen Emissionen für die Einzugsgebiete aufzulisten oder die in bestimmten Fließabschnitten entstehenden Frachten/ Konzentrationen anzugeben, differenziert nach den Pfaden (siehe Abb. 2).

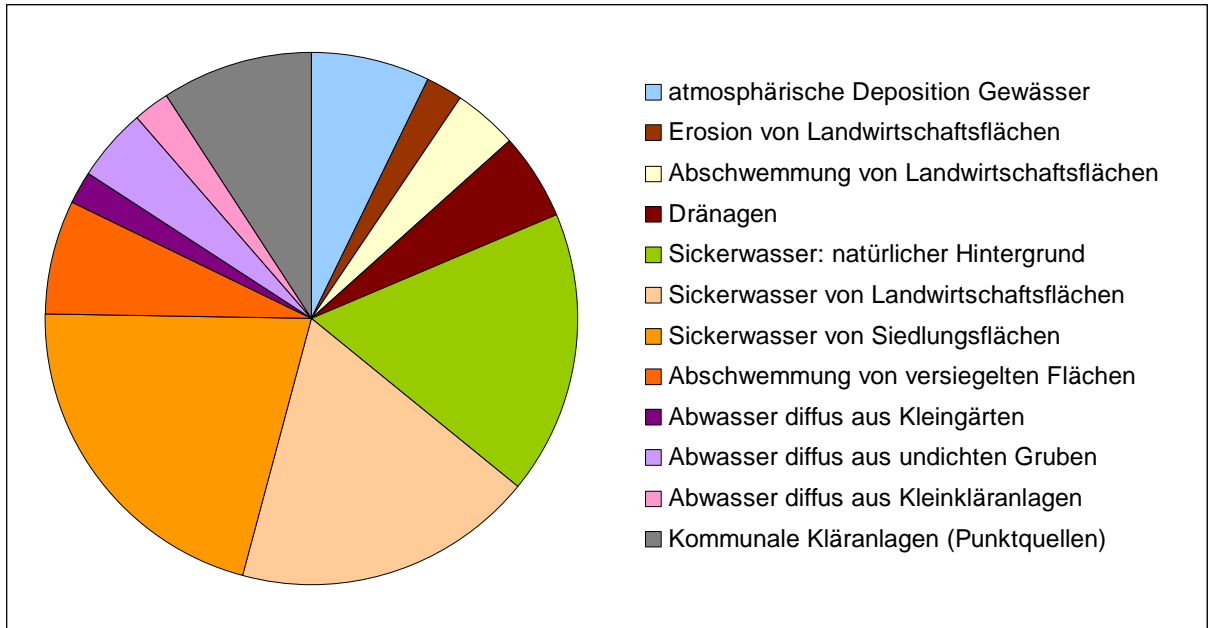


Abb. 2: Beispielhafte Darstellung der pfadspezifischen Anteile an der TP-Fracht eines Gewässerabschnittes

4 Quellenverzeichnis

4.1 Literatur

AMLINGER, F.; PEYR, S. & P. DREHER (2003): Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompost-Düngungssystemen. www.umweltnet.at/filemanager/download/15053

AUERSWALD, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.- Relief, Boden, Paläoklima; Bd. 8, Berlin u. Stuttgart.

BARJENBRUCH, M. & A. WRIEGE-BECHTHOLD (2006): Umgang mit Abwasser aus Kleingartenanlagen. Möglichkeiten der Abwasserentsorgung. Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät. Rostock.

BEHRENDT, A. (1996): Grundwasserlysimeteruntersuchungen zum Wasserverbrauch und zur Nährstoffdynamik bei der Renaturierung von Niedermooren. ZALF Berichte 26.

BEHRENDT, A.; MUNDEL, G.; SCHALITZ, G. & D. HÖLZEL (1996): 25 Jahre Lysimeterforschung in Paulinenaue und Neukonzipierung der Untersuchungen (1992). ZALF-Berichte 26: 6-27.

BEHRENDT, H. & D. OPITZ (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia, 410, 111-122.

BEHRENDT, H.; OPITZ, D.; PAGENKOPF, W.-G. & O. SCHMOLL (2001): Stoffeinträge in die Gewässer Brandenburgs. Studie des IGB im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.

BROMBACH, H. & S. MICHELBACH (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees (Studie). Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).

BUNDESMINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, BAUWESEN UND STÄDTEBAU (Hrsg.) (1998): Städtebauliche, ökologische und soziale Bedeutung des Kleingartenwesens. Deichmanns Aue 31-37, Bonn-Bad Godesberg.

DEUMLICH, D.; STEIDL, J.; DANNOWSKI, R. & S. SCHWEIGERT (2008): Modellgestützte Abschätzung der Nährstoffbelastung aus Wassererosion in einem agrarisch genutzten Einzugsgebiet in Brandenburg. Tagungsbeitrag zu: Tagung der Kommission I, VI, und VIII der DBG. Titel der Tagung: Wasser- und Stoffflüsse in Landschaften 29. Mai 2008, Kiel. Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation) <http://www.dbges.de>

FEHR, G. (2000): Nährstoffbilanzen für Flusseinzugsgebiete - ein Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Vieweg. Braunschweig

FILIPINSKI, M., LOGES, R. & CORDSEN, E. (2009): Nährstoffausträge bei ökologisch und konventionell bewirtschafteten Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein. Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Berichte der DBG (nicht begutachtete online Publikation) <http://www.dbges.de>

FREDE, H. – G. & S. DABBERT (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, Landsberg.

GEBEL, M., HALBFAß, S., BÜRGER, S., KAISER, M., GRUNEWALD, K., UHLIG, M. (2010): Stoffbilanz Modellerläuterung

GELBRECHT, J., KOPPISCH, D. & H. LENGSELD (2001): Phosphor-Umsetzungsprozesse. In: SUCCOW, M & H. JOOSTEN (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Schweizerbart, Stuttgart.

GINZEL, G. & M. HANNEMANN (2002): Hohe Phosphatbelastungen in Gewässern des Schlaubegebietes (Südostbrandenburg) und deren geogene Ursachen. Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge 9 (2002), 1/2, S. 69-75.

GOHR (2013): Der Arendsee im Fokus der Wasserrahmenrichtlinie – von der Istzustandsanalyse zur Maßnahmenplanung. Vortrag zum Workshop Seentherapie im März 2013, Arendsee.

GRÜNEBERG (2013): Räumliche und zeitliche Variabilität der atmosphärischen Deposition von Nährstoffen in den Scharmützelsee. Vortrag zum Workshop Seentherapie im März 2013, Arendsee.

HALBFAß, S. & K. GRUNEWALD (2008): Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. Wasserwirtschaft, 3/2008

KELLER, L., KUHR, P., KUNKEL, R. & F. WENDLAND (2013): Denitrifikationspotential- und Leistung in Boden und Grundwasser - Modellgestützte Quantifizierung auf Landesebene. Vortrag zur Tagung "Denitrifikation in Mecklenburg - Vorpommern", 24.10.2013, Güstrow.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1999): Gewässerbewertung -stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung natürlich entstandener Seen nach trophischen Kriterien.

LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN (LANU) (1999): Empfehlungen zum integrierten Seenschutz.

[HTTP://WWW.SCHLESWIG-HOLSTEIN.DE/UMWELTLANDWIRTSCHAFT/DE/WASSERMEER/06_SEEN/01_REGENERATION_SEEN/PDF/INTEGRSEENSCHUTZKONZEPT__BLOB=PUBLICATIONFILE.PDF](http://www.schleswig-holstein.de/UMWELTLANDWIRTSCHAFT/DE/WASSERMEER/06_SEEN/01_REGENERATION_SEEN/PDF/INTEGRSEENSCHUTZKONZEPT__BLOB=PUBLICATIONFILE.PDF)

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (LUNG) (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern.

LEIBNIZ-ZENTRUM FÜR AGRARLANDSCHAFTSFORSCHUNG (ZALF) E.V. (2009): Entwicklung von Agrarumweltmaßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bericht für das Land Brandenburg.

MEINIKMANN, K., BARSCH, A., GELBRECHT, J., GRÜNEBERG, B., WARNER, S., WOLF, L., ZAK, D. & J. LEWANDOWSKI (2013): Diffuse Belastung von Seen aus dem Einzugsgebiet. Korrespondenz Wasserwirtschaft 12: 702-709.

MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ BRANDENBURG (MLUV) [Hrsg.] (2009): Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2009. Potsdam.

MÜLLER, G., SCHREIBER, G. (1982): Stand der Methodik zur Simulation von Dränabflüssen und Grundwasserneubildungen bei gedrähten Deckschichten von Grundwasserleitern. Wasserwirtschaft – Wassertechnik, H. 6, S. 186-190

NAUJOKAT, D. (1997): Nährstoffbelastung und Eutrophierung stehender Gewässer: Möglichkeiten und Grenzen ökosystemarer Entlastungsstrategien am Beispiel der Bornhöveder Seenkette.- Dissertation Universität Kiel.

NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) [Hrsg.] (2010): Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer – Teil B: Stillgewässer. Wasserrahmenrichtlinie Band 3. Stand 30.06.2010.

PETERSEN, H. (1999): Einfahrtbetrieb einer Aufstauanlage mit besonderer Berücksichtigung der Schlammproblematik. Diplomarbeit. TU Berlin, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Berlin.

PRASUHN, V. (1999): Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. - Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee (IGKB) Nr. 51, 84 S

PRASUHN, V. (2006): Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung. Agroscope Reckenholz-Tänikon

RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Arbeitsbericht. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg

SCHAUSER, I.; LEWANDOWSKI, J. & M. HUPFER (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphorhaushaltes eutrophierter Seen – Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Berichte des Leibnitz – Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Heft 16/2003.

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010): Lehrbuch der Bodenkunde.

SCHOUMANS, O.F. & P. GROENENDIJK (2000): Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. Journal of Environmental Quality 29. S.111-116.

SCHWERTFEGER, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlage Eugen Ulmer, Stuttgart

STEIDL, J., DIETRICH, O. & O. BAUER (2004): Wasser- und Stoffrückhaltepotenziale in grundwasserregulierten Feuchtgebieten am Beispiel des Rhin-Einzugsgebietes. Vortrag zum Tag der Hydrologie 2004 in Potsdam. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 05.04.

STREBEL, O. UND M. RENGER, 1982: Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden unter Acker, Grünland und Nadelwald. Veröff. des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig.

SUCCOW, M. & H. JOOSTEN [Hrsg.] (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart.

TETZLAFF, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt / Environment Band / Volume 65.

VENOHR, M.; HIRT, U.; HOFMANN, J.; OPITZ, D.; GERICKE, A.; WETZIG, A.; ORTELBACH, K.; NATHO, S.; NEUMANN, F. & J. HÜRDLER (2009): Das Modellsystem Moneris. Version

2.14.1vba. Handbuch. November 2009. Leibnizinstitut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin.

WIENEKE, S. (2012): Hintergrundwerte für die ortho-Phosphatkonzentration im Grundwasser des Landes Brandenburg. Unveröff. Bericht

4.2 Daten

BÜRO FÜR ANGEWANDTE HYDROLOGIE (BAH) (2007): Aktualisierung der Abflussspendenkarte der mittleren Abflüsse bis zum Jahr 2005 für das Land Brandenburg.

BÜRO FÜR ANGEWANDTE HYDROLOGIE (BAH) (2012): Aktualisierung der Abflussspendenkarte Brandenburgs.

DEUMLICH, D. (2009): Karte der potentiellen Bodenabtragsgefährdung Brandenburgs nach DIN 19708 (ABAG) in der Bearbeitung des ZALF Müncheberg e.V.

LANDESAMT FÜR BERGBAU GEOLOGIE UND ROHSTOFFE BRANDENBURG (LBGR) (1997): Digitale Daten der Dokumentationsblätter A der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Stand 1997.

LANDESAMT FÜR BERGBAU GEOLOGIE UND ROHSTOFFE BRANDENBURG (LBGR) (2007): Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1 : 300 000 (BÜK300). Stand 2007.

LANDESAMT FÜR BERGBAU GEOLOGIE UND ROHSTOFFE BRANDENBURG (LBGR) (2011a): Fachinformationssystem Boden, Kennwerte der Wasserbewegung (kf). Wasserdurchlässigkeit im wassergesättigten Boden (1m).
<http://www.geo.brandenburg.de/boden>

LANDESAMT FÜR BERGBAU GEOLOGIE UND ROHSTOFFE BRANDENBURG (LBGR) (2011c): Hydrogeologische Karten Brandenburg (Eingesehen am 27.06.2011)
<http://www.geo.brandenburg.de/hyk50>

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ LAND BRANDENBURG (LUGV) (2011): Kommunale Kläranlagen und Kommunale Einleitungen. Referat Ö4.

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ LAND BRANDENBURG (LUGV) (2011b): Karte der Dränagewahrscheinlichkeit. Referat Ö4.

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ LAND BRANDENBURG (LUGV) (2011c): Shape Moorkarte Brandenburg.

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ LAND BRANDENBURG (LUGV)(2013): Datenbank Kommunalabwasser. Referat Ö4. Eingesehen im April/Mai 2013.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (1993): Biotoptypen aus der CIR-Befliegung 1991 - 1993.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (1993b): Shape Naturräumliche Gliederung Brandenburgs nach Scholz 1962.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (2008a): Oberirdische Einzugsgebiete Version 3.0 (Teileinzugsgebiete). Referat Ö4. Stand 03.09.2008.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (2008b): Wasserhaushaltsgrößen-Elementarflächen. Niederschlags-Abfluss-Modell (ArcEGMO). Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg auf Basis der Hydrotopklassen Reihe 1986 – 2005. Referat Ö4, Stand: 08/2008.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (2009b): Mittlere Abflussspende für die Zeitreihe 1976-2005 (ABIMO). Referat Ö4, Stand: 04/2009.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (2009c): Shape Industrielle Direkteinleiter. Referat Ö4, Stand 09/2009.

LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG (LGB) (2008): Digitale Topographische Karte (DTK10). Stand 07.07.2008.

SCHOENER, K. (2010): Ermittlung der Versiegelung für das Land Brandenburg. Büro für Angewandte Hydrologie. Berlin.

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Landwirtschaft
des Landes Brandenburg**

**Landesamt für Umwelt,
Gesundheit und Verbraucherschutz
des Landes Brandenburg**

Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam OT Groß Glienicke
Tel.: 033201 442-171
Fax: 033201 43678
E-Mail: infoline@lugv.brandenburg.de
www.lugv.brandenburg.de

