

1. Modellgrundlagen

Für Sachsen-Anhalt wurde ein GIS-gestütztes Werkzeug zur Bewertung der standörtlichen potentiellen Nitrataustragsgefährdung zur Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand des Grundwassers für den Bereich Landwirtschaft nach Art. 5 WRRL entwickelt (Steininger, 2006). Modellgrundlagen für die Berechnung sind der DVWK-Ansatz zur Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone (zit. bei Frede und Dabbert 1998) und DIN 19732. Seitdem werden die Datengrundlagen an die besten verfügbaren Daten angepasst (Steininger 2015, Steininger 2020). Leitindikator ist der maximal tolerierbare landwirtschaftliche Stickstoffsaldo zur Erreichung eines Zielwertes der Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg Nitrat/l unterhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht.

Die Modellierung wird nach Gleichung 1 durchgeführt unter Berücksichtigung der Denitrifikation und Immobilisierung im Boden, der atmosphärischen N-Deposition sowie der standortspezifischen Sickerwasserrate mit der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Die räumliche Auflösung des Modellrasters beträgt 40m x 40m.

$$N_{LWmax} = \frac{50 \times Q_{sw}}{443 \times AF} + N_I + N_D - N_{AD} \quad \text{Gl. 1}$$

N_{LWmax}	=	Maximal tolerierbarer N-Saldo landwirtschaftlicher Flächen zur Einhaltung von 50 mg NO_3^-/l im Sickerwasser	[kg N/(ha·a)]
Q_{sw}	=	mittlere langjährige Sickerwasserrate	[mm/a]
AF	=	Relativzahl für die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers	
N_I	=	N-Immobilisierung (Grünland)	[kg N/(ha·a)]
N_{AD}	=	Atmosphärische N-Deposition	[kg N/(ha·a)]
N_D	=	jährliche Denitrifikation	[kg N/(ha·a)]
4,43	=	Umrechnungsfaktor von N zu NO_3^-	
100	=	Umrechnungsfaktor	

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers wird nach DIN 19732 berechnet.

$$AH = \left(\frac{Q_{sw}}{FK_{we}} \right) * 100 \quad \text{Gl. 2}$$

AH	=	Austauschhäufigkeit je Jahr	(% je Jahr)
Q_{sw}	=	mittlere langjährige Sickerwasserrate	(mm/a)
FK_{we}	=	Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	(mm)
für $AH \geq 100\%$:		$AF = 1$	
für $AH < 100\%$:		$AF = AH/100$	

Immobilisierung und Mineralisation im Boden (N_I)

Bei allen landwirtschaftlichen Flächen wird im langjährigen Mittel vereinfacht von einem Gleichgewicht zwischen Mineralisierung und Immobilisierung ausgegangen; N_I wird derzeit nicht berücksichtigt bzw. gleich 0 gesetzt.

Denitrifikation im Boden (N_D)

Für die Ermittlung der Denitrifikation (N_D) im Boden wird eine Michaelis-Menten-Kinetik zu Grunde gelegt. Nach diesem Ansatz wird die Denitrifikation in Abhängigkeit vom N-Eintrag im Boden (N), der maximalen jährlichen Denitrifikationsrate in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen im Boden berechnet.

Davon ausgehend wird die aktuelle langjährig mittlere jährliche Denitrifikation nach Gleichung 3 berechnet (Abraham 2001, Hermsmeyer & van der Ploeg 1996, Hirt 2002, Köhne & Wendland 1992).

$$N_D = D_{max} \frac{c(N)}{k + c(N)} \quad \text{Gl. 3}$$

N_D	=	langjährig mittlere jährliche Denitrifikation	[kg N/(ha·a)]
D_{max}	=	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha·a)]
$c(N)$	=	Nitratkonzentration im Boden = $((50 \cdot Q_{SW}) / (443 \cdot AF)) / 7,5$	[mg NO ₃ /kg Boden]
k	=	Michaelis-Konstante	[mg NO ₃ /kg Boden]

Die **maximalen Denitrifikationsraten für Böden (D_{max})** werden in Wertebereichen angegeben und anhand Bodentyp, Bodenart, Wasserspeichervermögen, Grund- und Stauwassereinfluss, Gehalt an organischer Substanz, geologischem Ausgangssubstrat und pH-Wert aus Bodenkarten regionalspezifisch abgeleitet (u.a. Hirt 2002, LBEG 2008).

In der Gleichung stellt D_{max} die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens dar. Die Michaelis-Konstante (k) bestimmt den Bereich geringer Konzentrationen, in dem der Nitratumsatz von der Nitratkonzentration kontrolliert wird. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei nicht durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone, sondern durch den Austauschfaktor bestimmt. Beide Berechnungsansätze führen zum gleichen Ergebnis.

Tab. 1: Denitrifikationsstufen und jährliche Denitrifikationsraten für die Berechnung des Nitratabbaus im Boden (LBEG 2008)

Denitrifikationsstufen		Rate	Grund-/Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung	kg N/ha/a			
1	sehr gering	< 10 [5] ¹⁾	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem ²⁾ , Ranker, Regoso ²⁾ , Rendzina, Braunerde ²⁾ , Podsol ²⁾ , Tiefumbruchboden aus Podsol und Pseudogley
2	gering	10 – 30 [20] ¹⁾	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina ²⁾ , Parabraunerde ²⁾ , Pelosol, Tschernosem ³⁾ , Auenboden ³⁾ , Kolluvisol ²⁾ , Plaggensch ²⁾ , Tiefumbruchboden aus Moor
			[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3	mittel	30 – 50 [40] ¹⁾	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4	hoch	50 – > 150 [60] ¹⁾	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Tiefumbruchboden aus Gley, Gley-Auenboden ⁴⁾
			Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor, Sanddeckkultur
5	sehr hoch	[100] ¹⁾	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S ⁵⁾)	Gley-Tschernosem, Marschböden, Tiefumbruchboden aus Marsch
		>> 150 [150] ¹⁾		[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch, Tiefumbruchboden aus Moor, Sanddeckkultur

¹⁾ im Rahmen des Projektes verwendete (mittlere) Denitrifikationsrate

Für die Michaelis-Konstante (k) wurden die Koeffizienten nach Abraham (2001) zum Ansatz gebracht, wie sie auch im Modellansatz REPRO (Hülsbergen, K.-J und W. Diepenbrock 1997) Verwendung finden:

Stufe sehr gering:	$k = 2,5$
Stufe gering:	$k = 3,0$
Stufe mittel:	$k = 4,0$
Stufe hoch:	$k = 6,7$
Stufe sehr hoch:	konstant $100 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}^{-1}$

Aus den Denitrifikationsraten (Tabelle 1) wurde unter Anwendung der Gleichung 3 für die einzelnen Standorttypen (gekennzeichnet durch die Bodenklasse) eine N-abhängige Denitrifikationsleistung berechnet und daraus für die einzelnen Bodenklassen (BK) Regressionsgleichungen zur Ausweisung des Anteils der Denitrifikation (in kg N/ha) in Abhängigkeit vom verlagerbaren Stickstoff (in kg N/ha) im Sickerwasser abgeleitet.

Diese lauten:

BK 1	Denitrif = $1,5002 \ln(N_{\text{verlagerbar}}) + 1,3242$	$r^2=0,97$	(11)
BK 2	Denitrif = $2,8345 \ln(N_{\text{verlagerbar}}) + 3,2806$	$r^2=0,98$	(12)
BK 3	Denitrif = $4,884 \ln(N_{\text{verlagerbar}}) + 9,7134$	$r^2=0,99$	(13)
BK 4	Denitrif = $8,0513 \ln(N_{\text{verlagerbar}}) + 7,1342$	$r^2=0,99$	(14)
BK 5	Denitrif = 100		

Sickerwasserrate (Q_{sw})

Die mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem durchwurzelten Boden ist als die Wassermenge definiert, die den Boden im langjährigen Mittel abwärts verlässt. Angegeben wird sie in mm/a . Die Sickerwasserrate ergibt sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabfluss (Herrmann et al. 2015)

Atmosphärische N-Deposition (N_{AD})

Eine flächendeckende Berechnung der landnutzungsspezifischen atmosphärischen N-Deposition (N_{AD}) liegt bundesweit durch das PINETI-3-Projekt des UBA (FG II 4.3) vor.

Für die Modellrechnung wurde für die landwirtschaftliche Nutzfläche eine Rasterkarte erstellt, differenziert nach den aus der Referenz abgeleiteten Landnutzungsklassen Ackerland, Grünland und Dauerkulturen.

2. Verwendete Datengrundlagen

Entsprechend dem Modellansatz wurden für die Fortschreibung die in Tabelle 2 aufgeführten Datengrundlagen genutzt. Die Feldkapazitäten und effektiven Durchwurzelungstiefen entsprechen den Angaben der Boden-Relief-Einheiten (BOREL) mit Stand 2014, die durch das LAGB Sachsen-Anhalt auf Basis der VBK50 (Stand 2009) für die einzelnen Kartierungseinheiten ausgewiesen wurden. Für die Böden Sachsen-Anhalts wurden die Denitrifikationsstufen auf Grundlage der VBK50 (Leerstellen mit BÜK200 ergänzt) ermittelt. Dem Bewertungsschema liegt eine Einstufung der Böden in Bezug auf die Bodenformen, den Humusgehalt und die Bodenfeuchtezustände zugrunde.

Tab. 2: Datengrundlagen

Datengrundlage	Herkunft	Stand
Mittlere jährliche Sickerwasserrate der Periode 1971-2000 (GROWA; Kuhr et al. 2014)	LHW LSA	2014
Feldkapazitäten der Böden Sachsen-Anhalt für die Kartierungseinheiten der VBK50 LSA , BOREL	LAGB LSA	2014
Denitrifikationsstufen der Böden Sachsen-Anhalt für die Kartierungseinheiten der VBK50 LSA, BOREL	LAGB LSA	2014
Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden Sachsen-Anhalt für die Kartierungseinheiten der VBK50 LSA, BOREL	LAGB LSA	2014
atmosphärische N-Deposition	UBA (PINETI-3)	2013-2015

3. Literatur

Abraham, J. (2001): Auswirkung von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. – Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle, Shaker-Verlag, Aachen, 98 S.

DIN 19732 (2011): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbierten Stoffen

Frede, H.-G. & S. Dabbert (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. – ECOMED-Verlag, Landsberg

Hermesmeier, D. & R. van der Ploeg (1996): Schätzung der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 159, 437 – 452 (1996), VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim

Hirt, U. (2002): Regional differenzierte Abschätzung der Stickstoffeinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer der mittleren Elbe. Dissertation, Johann Wolfgang Goethe-Universität Frankfurt a.M.

Hülsbergen, K.-J und W. Diepenbrock (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. – In DBU (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen, Zeller Verlag, Osnabrück, S. 159-185.

Köhne, C. & F. Wendland (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. KFA, Jülich

Kuhr, P. et al. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPHos. Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre), Endbericht Stand 25.04.2014.

LAGB (2006): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz, Geoberichte 9

LBEG (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz, Geoberichte 9

Steininger, M. (2006): Erstellung eines GIS-gestützten Werkzeugs zur Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand des Grundwassers für den Bereich Landwirtschaft nach Art. 5 WRRL, unv.

Steininger, M. (2015): Modellbeschreibung Anpassung der anzustrebenden N-Salden zum Erreichen von 50 bzw. 60 mg Nitrat/l im Sickerwasser auf Basis der aktuellen Sickerwassermengen und Bodendaten , unv.

Steininger, M. (2020): Modellbeschreibung Maximale N-Salden zum Erreichen von 50 mg Nitrat/l im Sickerwasser, unv.