

## **Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel?**

Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Johannes Sutmöller, Hilmar Messal, Ralph Meissner und  
Henning Meeseburg

### **Zusammenfassung**

Die zukünftigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Waldgebiete, Grundwasser und Fließgewässern des norddeutschen Tieflands wurden im Rahmen des Projekts „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT)“ mit einem System von prozessorientierten Modellen abgeschätzt. Wasserhaushalt (Modelle WaSiM-ETH, SWAT und TUB-BGR) und Stoffhaushalt (Modelle VSDplus (inkl. Roth-C) bzw. Yasso07) für die Jahre 1990 bis 2070 wurden aufbauend auf der klimasensitiven Waldentwicklung in vier Modellregionen berechnet (Modell Waldplaner). Alle Modellsimulationen wurden auf der Grundlage des Emissionsszenarios RCP 8.5 (Regionalmodell STARS II) ausgeführt.

Die Wasserhaushaltssimulationen mit den verschiedenen Wasserhaushaltsmodellen weisen insgesamt eine gute Übereinstimmung auf und zeigen alle, dass mit einem tendenziellen Rückgang der Grundwasserspende bis zum Jahr 2070 zu rechnen ist. Gleichzeitig lassen die erwarteten Temperaturerhöhungen langfristig eine gesteigerte Mineralisierung der Humusvorräte erwarten. Durch das Zusammenwirken des Abbaus der Humusvorräte und der überregional zurückgehenden Grundwasserneubildung ist mittelfristig mit einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und in Oberflächengewässern in Waldgebieten zu rechnen. Der Anstieg kann gegebenenfalls besonders in Regionen mit hoher Stickstoffdeposition zu einer Verletzung der Qualitätskriterien der Wasserrahmenrichtlinie führen. Durch Maßnahmen der Waldbewirtschaftung im Hinblick auf Klimaschutz oder Erhalt der Biodiversität lässt sich die grundlegende Tendenz einer zunehmenden Eutrophierung nur begrenzt beeinflussen.

### **1. Material und Methoden**

#### Modellregionen

Im Rahmen des Projekts „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland (NaLaMa-nT)“ wurden vier Modellregionen ausgewählt, die die hier vorkommenden Gradienten an Kontinentalität, Stickstoffdeposition, Anteil organischer Böden und Bodenfruchtbarkeit widerspiegeln und damit das norddeutsche Tiefland in seinen Ausprägungen repräsentieren können. Die Modellregion Landkreis Diepholz zeichnet sich dabei durch ozeanisches Klima und hohe Stickstoffimmissionen aus der Landwirtschaft, einen hohen Anteil von Flächen mit Grundwasseranschluss und einen relativ hohen Anteil organischer Böden sowie solcher mit hoher Feldkapazität aus. Der Landkreis Uelzen liegt im noch ozeanisch geprägten Klima mit subkontinentalen Einflüssen und mit im Mittel rund 700 mm Jahresniederschlag fast so hohen Niederschlägen wie die Region Diepholz. Nur 10 % der Waldböden haben Grundwasseranschluss, häufig sind es Sandböden. Die Stickstoffimmissionen sind überdurchschnittlich. Die Modellregion Fläming im subkontinentalen Klima weist dagegen abgesehen von lokalen Emittenten nur geringe Stickstoffimmissionen auf. Im Vergleich der vier Modellregionen fallen im Fläming abgesehen von den Höhenlagen die geringsten Niederschlagsmengen (500 mm im langjährigen Mittel). Bei dominierenden Sandböden besteht auf 10 % der Waldfläche Grundwasseranschluss. Die Modellregion Oder-Spree liegt ebenfalls im Bereich des subkontinentalen Klimas mit sehr geringen Niederschlagsmengen (550 mm). Während die vorherrschenden Sandböden eine geringe Wasserspeicherkapazität aufweisen, besteht immerhin auf etwa 22 % der Flächen Grundwasseranschluss. Die Stickstoffdepositionen sind in dieser Modellregion vergleichsweise gering.

### Klimaszenario und Bestandesentwicklung

Alle Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierungen basieren auf Klimadaten, die für die Modellregionen in hoher räumlicher Auflösung für den Zeitraum 1990 bis 2070 simuliert wurden. Das Klimaszenario beruht auf dem niederschlagsbezogenen Medianlauf der Globalen Zirkulationsmodelle INM-CM4, ECHAM6 und ACCESS 1.0 unter Verwendung des Emissions-Szenarios RCP 8.5, der mit Hilfe des statistischen Modells STARS II (ORLOWSKY et al. 2008) regionalisiert wurde. Die mit dem RCP 8.5 Szenario vorhergesagten Treibhausgasemissionen entsprechen in der Konsequenz einem Verfehlen des 2-Grad-Ziels bei den globalen Klimaschutzbemühungen und würden bis zum Jahr 2100 einen Anstieg der globalen Mitteltemperatur um 4,8°C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau nach sich ziehen. Bis zum Jahr 2030 unterscheidet es sich noch kaum vom RCP 2.6 Szenario, mit dem das 2-Grad-Ziel gerade noch erreicht würde.

Für die Parametrisierung der Waldbestände wurde für die davon abhängigen Modelle die Holzvorratsentwicklung der tatsächlich vorhandenen Waldbestände in den vier Modellregionen auf der Basis von insgesamt 3895 räumlich repräsentativen Stichprobenpunkten mit dem klimasensitiven Wachstumsmodell WaldPlaner (HANSEN & NAGEL 2014) berechnet. Bei der Holzvorratsentwicklung wurden drei verschiedene forstliche Managementoptionen berücksichtigt: Als Referenzpfad wurden die heute gültigen Bewirtschaftungsformen nach dem Konzept der langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE, NMELV 2013) fortgeschrieben. Beim Entwicklungspfad Klimaschutz wurden bei gleich starker Durchforstung verstärkt schnellwachsende Nadelbäume angebaut. Beim Entwicklungspfad Biodiversität wurde die Durchforstungsintensität selektiv bei den verstärkt angebauten naturnahen Waldgesellschaften reduziert und mehr Totholz zugelassen.

### Wasserhaushaltsmodellierung

Für die Berechnung der Sickerwasserrate wurden verschiedene Verfahren und Modellansätze verwendet. Das TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al. 2009) besteht aus landnutzungsabhängigen, nichtlinearen, multiplen Regressionsgleichungen, in die der Sommer-, der Jahresniederschlag, die Jahressumme der FAO-Grasreferenzverdunstung, die Landnutzung und die Höhe des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser eingehen. Mit diesem Verfahren wurden – mit Ausnahme der versiegelten Flächen – auf einem 1000 m x 1000 m Raster flächendeckend für die vier Modellregionen die langjährigen Grundwasserneubildungsraten jeweils für alle vier Zeitscheiben des Referenzpfades berechnet. Dieses Verfahren findet auch Anwendung bei der im Hydrologischen Atlas vorgenommenen Abschätzung der Grundwasserneubildung für die gesamte Bundesrepublik Deutschland (BMU 2003, JANKIEWICZ et al. 2005).

Mit dem Modell WaSiM-ETH (Water Balance Simulation Modell; SCHULLA 2014) wurde der Wasserhaushalt auf den forstlichen Stichprobenpunkten berechnet. Um die dynamische Entwicklung der Bestände im Wasserhaushaltsmodell zu berücksichtigen, wurden die Ergebnisse der Waldwachstumssimulation mit dem Modell WaldPlaner (HANSEN & NAGEL 2014) zum Blattflächenindex und Bedeckungsgrad zur Bestandsparametrisierung übernommen. Die berechnete Sickerwasserrate entspricht der Wassermenge, die am unteren Modellrand als Basisabfluss bilanziert wird.

Mit dem hydrologischen Modell SWAT (Soil and Water Assessment Tool.; ARNOLD et al. 1998) kann der Wasserhaushalt innerhalb von Flusseinzugsgebieten berechnet werden, jedoch nicht ohne weiteres innerhalb administrativer Einheiten. In den Modellregionen wurde jeweils ein möglichst repräsentatives Einzugsgebiet ausgewählt, um dort flächendetailliert den Wasserhaushalt zu berechnen. Dabei umfassen die jeweiligen Einzugsgebiete unterschiedliche Flächenanteile ihrer Region: Während dies in Diepholz und Oder-Spree nur 4 % bzw. 3 % sind, werden durch das Einzugsgebiet der Nuthe 27 % des Flämings und durch die Ilmenau 95 % der Modellregion Uelzen abgedeckt. Zur Kalibrierung von SWAT wurden  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen von Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet der Ilmenau (Uelzen) herangezogen – die Übertragung dieser Kalibrierung in die Regionen ohne eigene Messwerte (Diepholz und Oder-Spree) erfolgte unter dem Vorbehalt, dass für die Interpretation der Ergebnisse aus diesen Regionen nur die relative Entwicklungstendenz entscheidend ist.

#### Stoffhaushaltsmodellierung

Die dynamische Entwicklung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte wurde mit dem Modell VSDplus Version 5.2 (BONTEN et al. 2011) berechnet, in dem das Kohlenstoffmodell Roth-C integriert ist (COLEMAN & JENKINSON 2005). Eine Vergleichsrechnung mit dem Kohlenstoffmodell YASSO07 (TUOMI et al. 2009) ergab, dass die beobachtete Entwicklung der Kohlenstoffvorräte zwischen BZE 1 und BZE 2 mit Roth-C besser simuliert werden kann als mit YASSO07 (beide Modelle waren unkalibriert). Der Streufallinput für beide Modelle wurde mit Hilfe des Streufallmodells GrowUp (Version 1.3.2) mit nicht kalibrierten Standardparametern abgeleitet. Die dynamische Bestandsentwicklung (Vorräte, Zuwachs, usw.) als Eingangsgröße wurde den WaldPlaner-Simulationen entnommen.

Die Initialisierung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in den obersten 90cm zuzüglich der Humusauflage der Waldflächen beruht auf Daten der ersten und zweiten Bodenzustandserhebung (BZE 1, BZE 2) in den Bundesländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Berlin, Bremen und Hessen (RIEK & WOLFF 1999, WELLBROCK et al. 2006). Die 185 Variablen von 648 BZE-Punkten wurden mithilfe eines Maximum-Likelihood-basierten Ansatzes auf statistische Zusammenhänge untersucht und diese in einem generalisierten Additiven Modell (GAM) dargestellt. Mithilfe des GAM konnten die Bodenkohlenstoffvorräte an den Stichprobenpunkten im Jahr 1990 mit einem  $r^2$  von 0,7 auf Basis der Variablen potenzielle Austauschkapazität, Bodentyp, Ausgangsgestein, Bestockungstyp, Bodenregion, Grobbodenanteil, Durchschnittstemperatur und N-Deposition abgeleitet werden, dieselbe Variablenkombination ergab für das Jahr 2007 (BZE 2) ein  $r^2$  von 0,84. Die Initialisierung der Stickstoffvorräte an den Stichprobenpunkten beruht auf demselben Regionalisierungsverfahren, hierbei wurden die Variablen Kohlenstoffvorrat, Ausgangsgestein, Podsoligkeit, Mächtigkeit der Humusauflage, Bestockungstyp und potenzielle Austauschkapazität verwendet ( $r^2 = 0,8$  für 1990 und 0,86 für 2007).

## 2. Ergebnisse

### Grundwasserneubildung

Die mit drei verschiedenen Verfahren simulierte Grundwasserneubildung weist gute Übereinstimmungen zwischen den räumlichen Ebenen (Modellregion, Waldflächen der Modellregion, ausgewählte Flusseinzugsgebiete) und Verfahren auf (Abbildung 1). So zeigt sich im Referenzpfad, dass die Grundwasserneubildungsrate in Fläming und Oder-Spree schon heute auf allen drei räumlichen Ebenen mit ca. 100 mm am geringsten ist, während sie in Diepholz und Uelzen zwischen ca. 150 mm (Waldgebiete) und 250 mm liegt. Die Waldgebiete repräsentieren in Diepholz nur einen sehr geringen Flächenanteil. Bis 2070 gehen die Grundwasserneubildungsraten in Fläming und Oder-Spree in der gesamten Modellregion und den Waldgebieten bis auf Werte um 50 mm zurück, während sie in den Einzugsgebieten etwas weniger drastisch abnehmen. Auch bei den besser wasserversorgten Modellregionen Diepholz und Uelzen geht die Grundwasserneubildungsrate zurück, sie bleibt aber in Uelzen bis 2070 mit über 200 mm noch auf einem hohen Niveau. In den Waldgebieten wird für Diepholz ein deutlich stärkerer

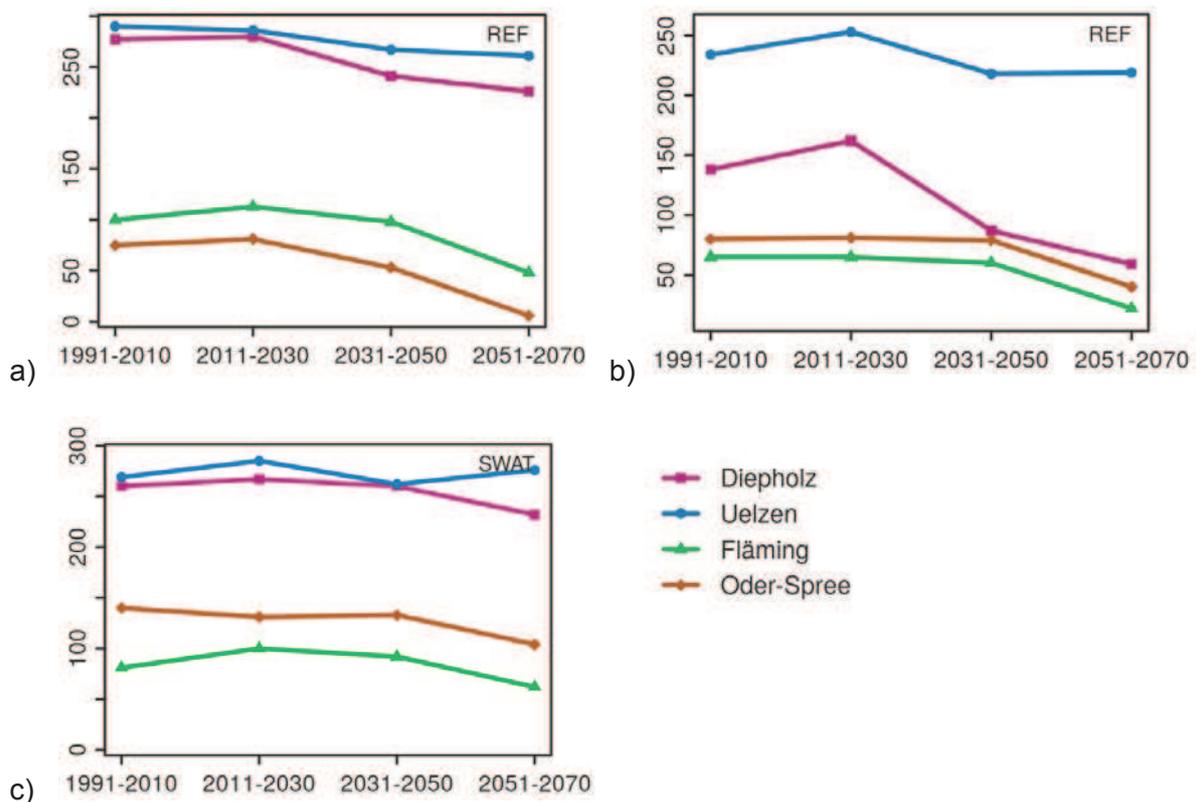


Abb. 1: Vergleich der simulierten Grundwasserneubildungswerte für den Referenzpfad in mm/a für a) die gesamte Modellregion (TUB-BGR-Verfahren), b) die Waldflächen der Modellregion (WaSim-ETH) und c) ausgewählte Flusseinzugsgebiete in der Modellregion (SWAT).

Rückgang der Grundwasserneubildung erwartet als auf der Ebene der Gesamtregion. Lediglich im Flusseinzugsgebiet der Ilmenau in Uelzen ergibt sich ein geringfügiger Anstieg der Grundwasserneubildungsrate bis zum Ende des Simulationszeitraums.

Während sich in den Flusseinzugsgebieten die Berechnungen für den Referenzpfad kaum von den Kalkulationen für Klimaschutz- oder Biodiversitätspfad unterscheiden, zeigen sich in den Waldgebieten geringfügige Abweichungen von der Referenzsimulation: Hier können die Maßnahmen des Klimaschutzpfads einen noch etwas stärkeren Rückgang der Grundwasserneubildung in den ohnehin trockeneren Modellregionen Fläming und Oder-Spree bewirken, während die Maßnahmen des Biodiversitätspfads zu einer leichten Verbesserung in diesen Regionen führen könnten (Abbildung 2).

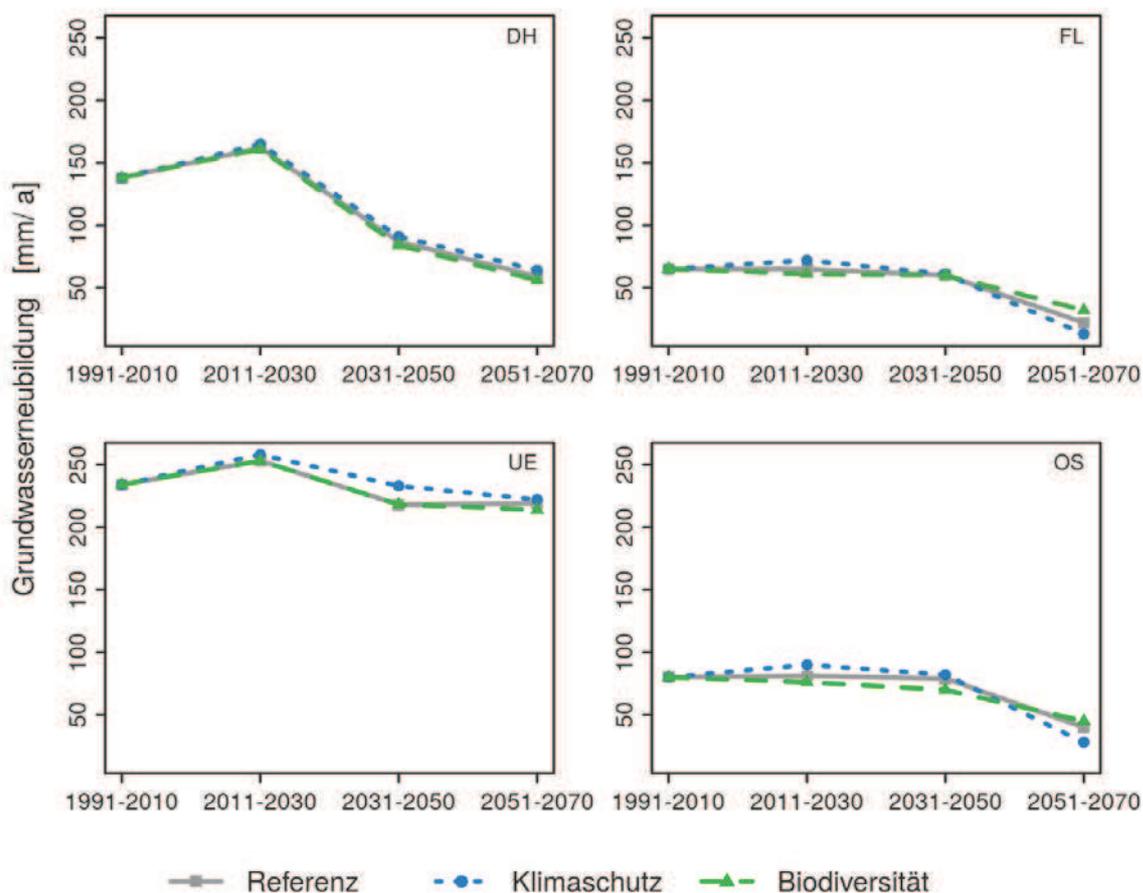


Abb. 2: Simulierter Einfluss der unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Waldgebieten auf die Entwicklung der Grundwasserneubildung (Berechnung mit WaSiM-ETH). DH = Diepholz, FL= Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

#### Humusvorräte

Die Berechnung der Humusvorräte in Waldgebieten wurde mit Hilfe der aus den BZE-Daten abgeleiteten Kohlenstoffvorräte in den obersten 90 cm des Mineralbodens zuzüglich Humusaufgabe überprüft. Bei dem hierzu verwendeten Referenzszenario zeigte sich, dass die Dynamik der nach den BZE-Messungen zu erwartenden Kohlenstoffvorräte an den Stichprobenpunkten gut reproduziert werden kann (Abbildung 3).

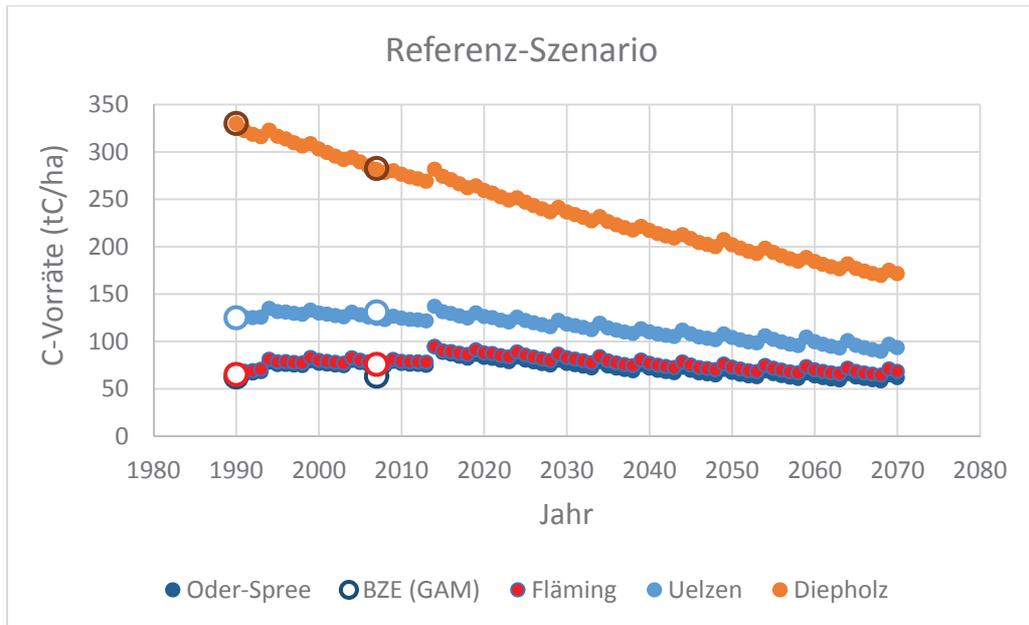


Abb. 3: Simulierte Entwicklung der Kohlenstoffvorräte in den Waldgebieten der Modellregionen im Vergleich zu den regionalisierten Werten zum Zeitpunkt von BZE 1 (1991) und BZE 2 (2007). Die erkennbaren Sprünge sind die Folge von simulierten Durchforstungsmaßnahmen (Berechnung mit VSDplus).

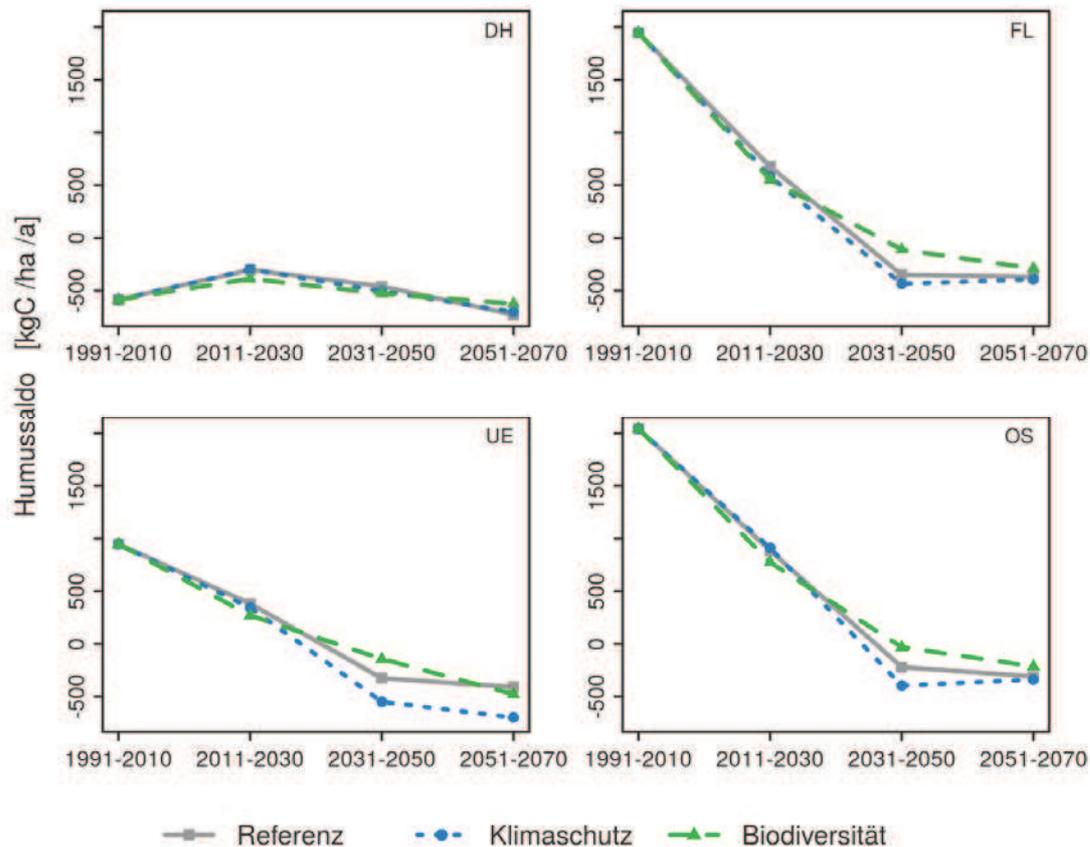


Abb. 4: Simulierte Entwicklung des Humussaldos der Waldgebiete der Modellregionen (Berechnung mit VSDplus). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

Infolge der in diesem Szenario deutlich zurückgehenden Kohlenstoffvorräte können sich die Waldböden in den Modellregionen zu Kohlenstoffquellen entwickeln (Abbildung 4). Der heute schon negative Humussaldo in Diepholz würde sich trotz der immer weiter abnehmenden C-Vorräte nicht verbessern und in den anderen Modellregionen würde der bisherige Aufbau von C-Vorräten in einen Abbau der C-Vorräte umschlagen. Diese Entwicklungstendenz ist offenbar weitgehend unabhängig von den Bewirtschaftungsmaßnahmen der Entwicklungspfade, der Biodiversitätspfad weist dabei noch geringfügige Vorteile gegenüber den Maßnahmen der anderen beiden Entwicklungspfade auf.

### Nitratgehalte

Bei der Berechnung der Nitratgehalte ergab sich eine relativ weite Spanne zwischen den Berechnungen für das Grundwasser in Einzugsgebieten und die Fließgewässer (berechnet mit SWAT) und den Berechnungen für das Sickerwasser unter Wald (berechnet mit VSDplus). Beide Berechnungsverfahren ergeben unter den getroffenen Szenariennahmen aber eine steigende Tendenz bei den Nitratkonzentrationen. Diese ist beim Sickerwasser unter Wald deutlicher als in den Grund- und Fließgewässern: So steigen die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers in allen Regionen von Zeitscheibe zu Zeitscheibe mit sich beschleunigender Tendenz an (Abbildung 5).

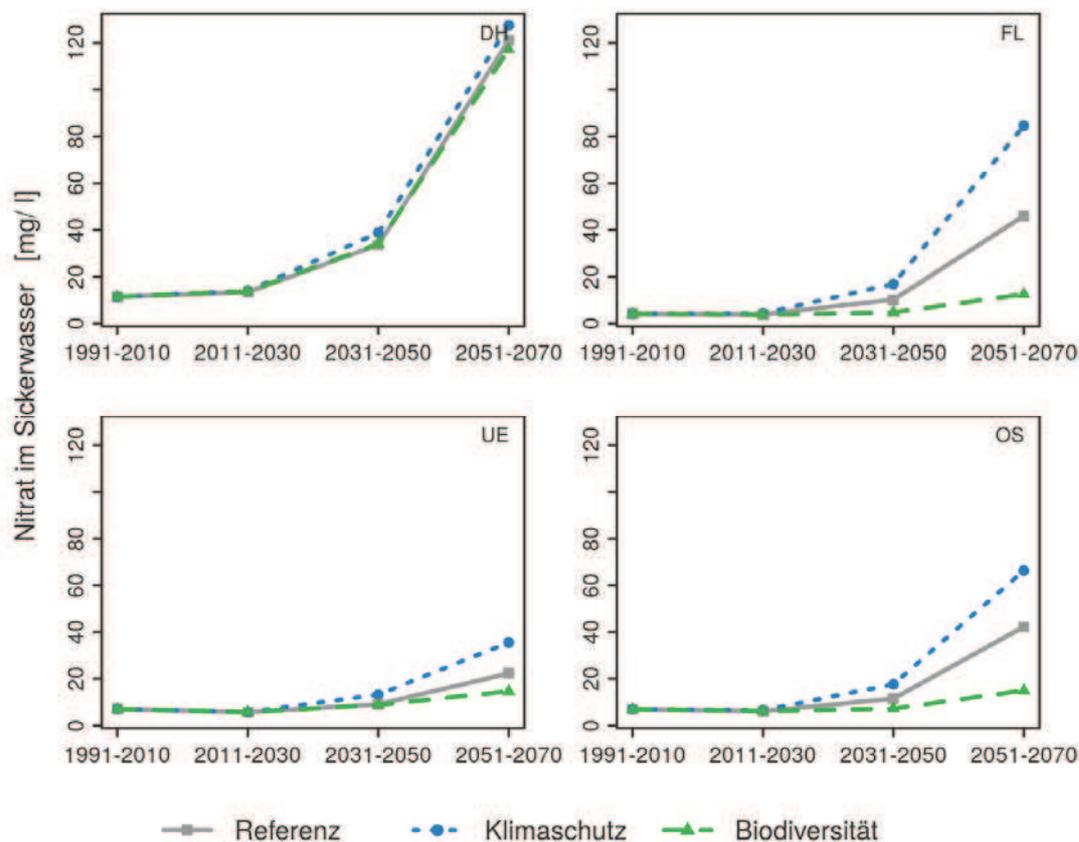


Abb. 5: Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Wald der Modellregionen, berechnet für drei Entwicklungspfade (Berechnung mit VSDplus). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

Die anfänglich niedrigen Nitratkonzentrationen in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree könnten sich so bis 2070 auf Werte zwischen ca. 20 und 50 mg/l steigern, in der Modellregion Diepholz würden sogar Nitratwerte um 120 mg/l erreicht. Während die Maßnahmen des Klimaschutzpfads diese Situation in den meisten Modellregionen verschärfen würden, scheint der Biodiversitätspfad eine dämpfende Wirkung zu haben. Ausgenommen ist hierbei die Modellregion Diepholz, in der keine der Maßnahmen einen deutlichen Einfluss auf das Berechnungsergebnis hatte.

Die mit demselben Modell berechneten Nitratkonzentrationen in Fließgewässern und im Grundwasser der Einzugsgebiete sind im Verlauf beinahe identisch. Die durchschnittliche Nitratkonzentration des Grundwassers in den Einzugsgebieten steigt demnach in allen Regionen an, in Diepholz und Oder-Spree nur geringfügig, in den ausgewählten Einzugsgebieten der Modellregionen Uelzen bzw. Fläming jedoch deutlich; im Fläming kommt es im Referenzpfad sogar zu einer Verdopplung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser (Abbildung 6). Die Maßnahmen des Klimaschutzpfads (im landwirtschaftlich genutzten Teil des Einzugsgebiets zählen dazu auch die Umwandlung von Acker- zu Grünland und der Anbau von Leguminosen statt Düngung) könnten in diesem Zusammenhang dämpfend wirken.

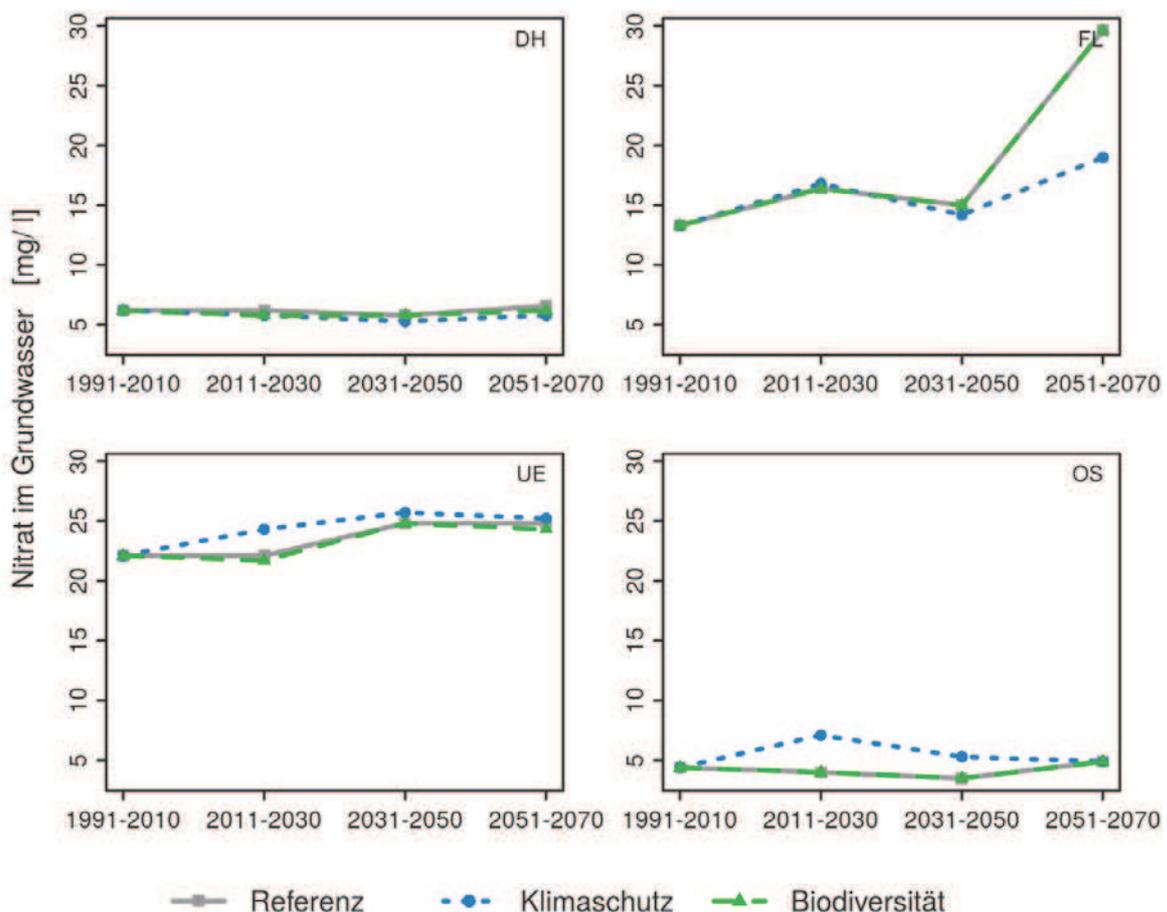


Abb. 6: Nitratkonzentrationen im Grundwasser der Einzugsgebiete (Berechnung mit SWAT). DH = Diepholz, FL = Fläming, UE = Uelzen, OS = Oder-Spree.

### 3. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Modellierungsergebnisse zur Grundwasserneubildung zeigen insgesamt, dass es aufgrund der im Klimaszenario allmählich abnehmenden Niederschläge und gleichzeitig ansteigender Temperaturen zu einer plausiblen Verringerung der Grundwasserneubildung kommen würde. Die voneinander unabhängig mit denselben Klimadaten betriebenen Modelle bestätigen diese Erwartung im Grundsatz auf allen räumlichen Ebenen und für fast alle Modellregionen. Einzelne Abweichungen zwischen den räumlichen Ebenen sind durch die unterschiedliche Flächenrepräsentanz zu erklären: So liegt der Waldanteil in Diepholz nur bei 7 % der Fläche und kann daher in den Absolutwerten durchaus deutlich vom Ergebnis der Gesamtregion abweichen. Trotz des geringen Flächenanteils der Einzugsgebiete in Diepholz und Oder-Spree weisen diese noch große Ähnlichkeiten zur Gesamtregion auf. Die Abweichungen insbesondere der repräsentativeren Flusseinzugsgebiete Fläming und Uelzen sowie der Waldflächen in Fläming (41 %), Uelzen (34 %) und Oder-Spree (49 %) von der Gesamtregion sind dagegen geringer und bestätigen das Gesamtbild langfristig zurückgehender Grundwasserneubildungsraten.

Die simulierte Dynamik der Humusvorräte zeigt für terrestrische Böden in den ersten 25 Jahren eine ansteigende Tendenz, die auch von den Messergebnissen der BZE I und BZE II bestätigt wird (RIEK & RUSS 2014). Überlagert wird dieser Anstieg jedoch auf Regionsebene durch die organischen Böden. Je nach Anteil in der jeweiligen Region ergibt sich entsprechend ein eher konstanter Verlauf der Kohlenstoffentwicklung auf Regionsebene. Entsprechend zeigt sich für die Region Diepholz mit einem hohen Anteil an Moorböden eine gegenläufige Entwicklung, die auch gut vom Modell abgebildet wird. Etwa ab 2020 bis 2030 kehrt sich in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree die Tendenz zur Akkumulation in einen Abbau der Humusvorräte (vgl. auch Abbildung 4) um. Die zu beobachtende Abnahme ist zum einen das Resultat der Temperaturerhöhung in den letzten Jahrzehnten des Simulationszeitraumes. Zum anderen resultiert sie jedoch auch aus einer veränderten Streufalldynamik. Altersbedingt reduzieren sich von 2030 bis 2070 in den Regionen Uelzen, Fläming und Oder-Spree die Holzvorräte und damit die Streueinträge erheblich. Entsprechend stellt sich ein neues Gleichgewicht ein.

Der Einfluss der untersuchten Bewirtschaftungsoptionen auf beide Entwicklungstendenzen scheint eher begrenzt zu sein, es wurden aber auch keine in diesem Sinne zielgerichteten Maßnahmen untersucht (z.B. Wiedervernässung von Mooren, wirksame Verringerung des Nadelbaumanteils).

Im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen ist der Einfluss des Waldes auf den chemischen Zustand der Gewässer als insgesamt positiv anzusehen. Aus diesem Grund ist der Anteil bewaldeter Flächen in Trinkwassergewinnungsgebieten in Niedersachsen überproportional hoch (AHRENDT et al. 2011). In stark durch Stickstoffeinträge belasteten Regionen werden auch unter Wald z.T. die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung überschritten (HORVÁTH et al. 2010). Aber auch in Regionen mit geringen Grundwasserneubildungsmengen lassen sich ebenfalls z.T. hohe Nitratkonzentrationen feststellen (RIEK 2009). Nach den vorgestellten Klimaszenarien reduziert sich die Sickerwassermenge z.T. erheblich, so dass ein Aufkonzentrierungseffekt hinsichtlich der Nitratgehalte zu erwarten ist. Dieser wird nach den Modellsimulationen durch eine weitere Nitratfreisetzung infolge eines einsetzenden

Humusabbaus verstärkt. Dabei muss jedoch klar gesagt werden, dass die Ergebnisse nur die Größenordnung und Richtung der Veränderungen beschreiben können: Simulationen, aber auch Messungen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in Waldböden, sind immer mit erheblichen Unsicherheiten verbunden (SUTTON et al. 2008, SCHRUMPF et al. 2011). Außerdem können die Unsicherheiten der Klimaszenarien und ihre Auswirkungen auf nachgeschaltete Modelle erheblich sein (MOSELEY et al. 2011).

#### 4. Danksagung

Die hier dargestellten Ergebnisse entstanden mit Unterstützung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 033L029J. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

#### Literatur

- AHRENDTS, B., H. MEESENBURG & H. SPELLMANN (2011): Waldbau ist Wasserwirtschaft. Dtsch. Waldbesitzer, 1, 7–8.
- ARNOLD, J., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. & J. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development, J. Am. Water Resources Ass., 34(1), 73–89.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland (erweiterte Ausgabe), Hrsg. BMU, Bonn.
- BONTEN, L., M. POSCH & G. J. REINDS (2011): The VSD+ Soil Acidification Model. Model Description and User Manual Version 5.2, Alterra, Wageningen. 19 S.
- COLEMAN K. & D. S. JENKINSON (2005): RothC-26.3. A model for the turnover of carbon in soil. Model description and users guide. IACR Rothamsted, Harpenden, UK.
- HANSEN, J. & J. NAGEL (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 11, 224 S.
- HORVÁTH, B., K. J. MEIWES, H. MEESENBURG & J. ACKERMANN (2010): Nitratausträge unter Wald. Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Grundwasser, 9, 32.
- JANKIEWICZ, P., NEUMANN, J., DUIJNISVELD, W.H.M., WESSOLEK, G., WYCISK, P. & V. HENNINGS (2005): Abflusshöhe – Sickerwasserrate – Grundwasserneubildung – Drei Themen im Hydrologischen Atlas von Deutschland. – Hydrologie und Wasserwirtschaft 49, 2–13.
- MEIWES, K. J., AHRENDTS, B., EVERS, J., SCHMIDT, M. & H. MEESENBURG (2012): Stickstoffeinträge und ihre Wirkung in Waldökosystemen Nordwestdeutschlands - Auswirkungen auf Nitratausträge und Stickstoffzeigerwert nach Ellenberg. KRdL-Schriftenreihe, 45, 33–43.
- MOSELEY, C., DÖRING, C., AHRENDTS, B. & O. PANFEROV (2011): Uncertainties in regional climate scenarios data and their effect on results of impact models in forestry. Geophysical Research Abstract, 13, (EGU2011-2642-1, 2011).

- NMELV - Niedersächsisches Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Verbraucherschutz (2013): Langfristige, ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten (LÖWE-Erlass). Nds. MBI. 2013 Nr. 9, S. 214.
- ORLOWSKY, B., GERSTENGARBE, F.-W. & P. WERNER, P. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology*, 92: 209–223.
- RIEK, W. (2009): Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe / Wald im Klimawandel - Risiken und Anpassungsstrategien*, 42, 93–100.
- RIEK, W. & A. RUSS (2014): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden (Teil 1) – BZE-Ergebnisse zu Status und Dynamik. In: *Wissenstransfer in die Praxis - Beiträge zum 9. Winterkolloquium*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landekompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. S.98. <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>.
- RIEK, W. & B. WOLFF (1999): Standörtliche Rahmenbedingungen für den Umbau von Waldbeständen im nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse der BZE. In: *Strukturwandel der Landnutzung*. Eberswalder Wissenschaftliche Schriften, Bd. 3, 173–178.
- SCHRUMPF, M., SCHULZE, E. D., KAISER, K. & J. SCHUMACHER (2011): How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8(5):1193–1212.
- SCHULLA, J. (2014): Model Description WaSiM. Technical Report. 325 S. [http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim\\_2013\\_en.pdf](http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2013_en.pdf) (abgerufen am 23.07.2015).
- SUTTON, M. A, SIMPSON, D., LEVY, P. E., SMITH, R. I., REIS, S., VAN OIJEN, M. & W. DE VRIES (2008): Uncertainties in the relationship between atmospheric nitrogen deposition and forest carbon sequestration. *Global Change Biology* 14 (9) : 2057-2063.
- TUOMI, M., THUM, T., JÄRVINEN, H., FRONZEK, S., BERG, B., HARMON, M., TROFYMOW, J. A., SEVANTO, S. & J. LISKI (2009): Leaf litter decomposition – Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, 220, 3362–3371.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W. & S. TRINKS (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR Verfahren. *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 40, 66–80.
- WELLBROCK N., AYDIN, C.-T., BLOCK, J., BUSSIAN, B., DECKERT, M., DIEKMANN, O., DRESCHER-LARRES, K., EVERS, J, FETZER K.D., GAUER, J., GEHRMANN, J., HENNING, P., KÖLLING, C., KÖNIG, N., LIESEBACH, M., MARTIN, J., MEIWES, K.-J., MILBERT, G., RABEN, G., RIEK, W., SCHÄFFER, W., SCHWERHOFF, J., ULLRICH, T., UTERMANN, J., VOLZ, H.-A., WEIGEL, A. & B. WOLFF (2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II), Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Bonn: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 431 p.