Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und Nutzungsintensitäten auf die Basensättigung im Wurzelraum

Dynamic modelling of the effects of liming and utilisation intensity on base saturation in the rooting zone

Bernd Ahrends

Zusammenfassung

Für eine praxisrelevante Abschätzung des Nährstoffhaushaltes von Waldbeständen wurde im Projekt SILVAQUA ein dynamisches Bilanzierungsmodell entwickelt, mit dem flächenexplizit die Entwicklung der Basensättigung in Abhängigkeit von unterschiedlichen waldbaulichen Behandlungsstrategien, forstlichen Nutzungsintensitäten und Kalkungsdosierungen berechnet werden kann. Die Basensättigung im Wurzelraum wird hierbei als Indikator verwendet, um verschiedene Szenarien hinsichtlich ihrer stofflichen Nachhaltigkeit bewerten zu können. Die Bilanzierungen des Nährstoffhaushaltes am Beispiel des Okereinzugsgebietes „Teilbereich Nordharz", das einen Großteil des niedersächsischen Harzes abdeckt, zeigen, dass auf den basenarmen Standorten aufgrund der hohen Säureeinträge in der Vergangenheit auch unter den aktuell geringeren Säureeinträgen bei allen Waldentwick-

lungsszenarien eine nachhaltige Nutzung ohne zusätzliche Kalkung nicht möglich ist.

Stichworte: Basensättigung, Kalkung, Stoffhaushalt, dynamische Modellierung, Nutzungsintensität, waldbauliche Behandlungsstrategien

Abstract

In the project SILVAQUA, a dynamic balance model was developed to obtain estimates needed in forestry of nutrient budgets in forest stands. The model describes the spatiotemporal variability in base saturation of forest soils in relation to different silvicultural treatments, forest utilisation scenarios and liming regimes. Base saturation in the rooting zone is used as indicator for the assessment of sustainability for different scenarios. Model calculations were performed for an area of the Harz Mountains situated in the Oker Catchment where nutrient-poor sites and past high acid deposition loads dominate. All forest development scenarios showed that, despite the current low acid deposition levels, these nutrient-poor sites require liming to ensure the sustainable management of forests.

Keywords: base saturation, liming, nutrient budget, dynamic modelling, utilisation intensity

1 Einleitung

Eine praxisrelevante Abschätzung des Nährstoffhaushaltes von Waldbeständen ist seit langem Ziel von Forschungs- und Monitoringprogrammen sowie Gegenstand von Modellierungen. Die Nährstoffentzüge mit der Holzernte wurden i. d. R. bei alleiniger Stammholznutzung als nachhaltig eingeschätzt, da sie in der Größenordnung der Silikatverwitterungsraten (langfristige Nachlieferung) liegen (ULRICH 1994). Eine erhöhte Nutzungsintensität z. B. zur Energieholzgewinnung (AKSELSSON et al. 2007) oder zum vorbeugenden Grundwasserschutz (ASCHE et al. 2007) bei gleichzeitig sinkenden Depositionen basischer Kationen (GAUGER et al. 2002) erfordern es jedoch, die forstlichen Nutzungen unter dem Aspekt der stofflichen Nachhaltigkeit neu zu bewerten (z. B. Zertifizierungskriterien (PEFC 2006), MCPFE-Kriterien (2002), Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung (NWaldLG 2002)).

Die nachhaltige Nutzungsplanung in den Forstbetrieben steht vor dem Problem der mangelnden Verfügbarkeit von flächenhaften Informationen zum Nährstoffhaushalt. Besonders für die forstliche Praxis werden aber Indikatoren benötigt, mit denen die stoffliche Nachhaltigkeit verschiedener Nutzungsvarianten bewertet werden kann. Im Rahmen der hier vorgestellten Modellierungsarbeiten wird dazu die Basensättigung (relative Belegung des Austauschers mit M_b-

Kationen: Na, K, Mg, Ca) im Wurzelraum herangezogen. Die Basensättigung ist zusammen mit der effektiven Austauschkapazität (Ake) ein relativ guter Indikator für die Ausstattung eines Standortes mit wichtigen Makronährelementen, wie Calcium, Magnesium oder Kalium (MEIWES u. MEESENBURG 2007, SCHULTE-BISPING et al. 2001, STOCK 2004, RIEK u. WOLFF 2007).

Im Folgenden wird am Beispiel des Okereinzugsgebietes „Teilbereich Nordharz" (s. JANSEN et al., in diesem Band) ein dynamisches Bilanzierungsmodell vorgestellt, mit dem flächenexplizit die Entwicklung der Basensättigung in Abhängigkeit von der Waldentwicklung, unterschiedlichen Nutzungsstrategien und Kalkungsmaßnahmen berechnet wurde.

2 Methoden und Modelle

2.1 Geodatenbasis

Der flächenbasierte Ansatz erforderte den Aufbau einer umfangreichen digitalen Geodatenbasis. Für die dynamische Modellierung ist es wichtig, dass dieses Datenmodell sowohl die raumbezogenen Daten als auch die zeitliche Entwicklung der abhängigen Sachdaten beinhaltet. Für den niedersächsischen Landeswald liegen detaillierte Bestandesinformationen aus den Forsteinrichtungsdaten vor. Diesen werden die Informationen zu Baumart, Leistungsklasse, Brusthöhendurchmesser, Bestandeshöhe, Grundfläche, Derbholzvorrat usw. entnommen. Die zeitliche Entwicklung dieser Bestandesparameter wird einerseits mit Hilfe von Ertragstafeln (SCHOBER 1995) vom Stichjahr der Forsteinrichtung retrospektiv bis zum Startjahr 1940 rekonstruiert, und andererseits bis in das Jahr 2053 mit dem *WaldPlaner* (NAGEL et al. 2006, HANSEN 2006, HENTSCHEL, in diesem Band) fortgeschrieben. Das Stichjahr der letzten Forsteinrichtung ist hierbei die Schnittstelle zwischen Ertragstafelmodell und dem *WaldPlaner*. Die geologischen Karten im Maßstab 1:25.000 für die Abschätzung der Silikatverwitterungsraten wurden vom niedersächsischen Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) bezogen. Von dort wurden auch die notwendigen Bodenprofile für die Flächendaten der niedersächsischen forstlichen Standortskartierung abgeleitet und mit Hilfe der Methoden des niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS© - MÜLLER 2004) weiterverarbeitet. Eingangsdaten für die Abschätzung der atmosphärischen Stoffeinträge sind die Depositionsdaten von GAUGER et al. (2002).

2.2 Modellierungsansatz und Modellformulierung

Quantitativ bedeutende Größen für die Stoffbilanz von Waldökosystemen sind der atmosphärische Eintrag, die Mineralverwitterung aus dem Boden, der Nährstoffexport mit dem Biomasseentzug, der Kationenaustausch, der Austrag mit dem

Sickerwasser und die Stoffzufuhr durch Kalkungen (s. Abb. 1). Somit besteht das übergeordnete Modellkonzept aus der Kopplung dynamischer und semidynamischer Bilanzmodelle, um eine Bewertung der Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsstrategien auf die Basensättigung durchführen zu können. Dafür werden die Bilanzgrößen durch dynamische Modelle erzeugt (z. B. *WaldPlaner*, MAKEDEP, VSD), so dass eine Extrapolation in Raum (GIS) und Zeit (dynamische Modellierung) erfolgen kann.

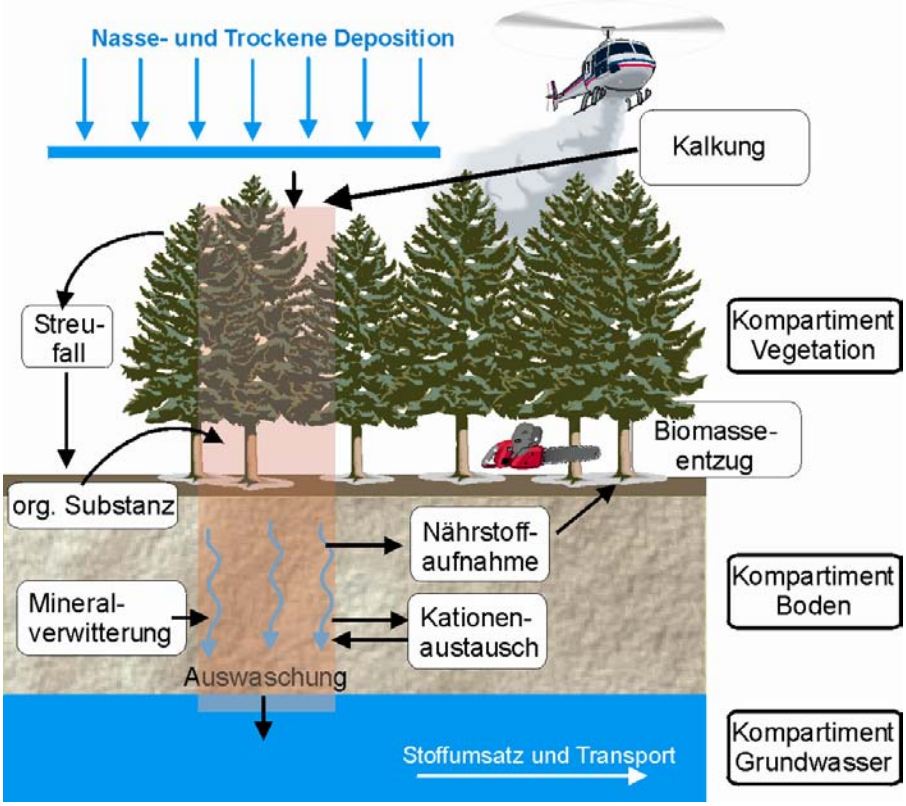

Abbildung 1: Schematische Darstellung der einbezogenen Bilanzgrößen (AHRENDS et al. 2008)

Die Grundlage für die Modellanwendungen bildet das Modell VSD (Very Simple Dynamic; POSCH et al. 2003, POSCH u. REINDS 2009). Dieses Modell ist die dynamische Erweiterung der einfachen Massenbilanzmodelle nach dem Simple Mass Balance (SMB)-Ansatz (SPRANGER et al. 2004) mit Prozessen wie Kationenaustausch und Stickstoffimmobilisierung. Somit besteht das Modell VSD aus zahlreichen Massenbilanzgleichungen, die den Eintrag in den Boden und die Stoffausträge in das Gewässer beschreiben. Ausgangpunkt ist das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes:

$$[H^+]+[Bc]+[Na^+]+[Al^{3+}]=[SO_4^{2-}]+[NO_3^-]+[Cl^-]+[HCO_3^-]+[RCOO^-] \quad (1)$$

mit:

Bc = Konzentrationen von Ca+Mg+K [eq m^{-3}]

$RCOO^-$ = Konzentration organischer Anionen [eq m^{-3}]

Die Gleichgewichtsreaktionen, die im VSD-Modell betrachtet werden, sind die Auflösung von Aluminiumoxiden, die Dissoziation von Hydrogencarbonat HCO_3^-, die Dissoziation von organischen Säuren $RCOO^-$ und der Kationenaustausch zwischen den festen Bodenpartikeln und der Bodenlösung. Berücksichtigt werden hierbei Al^{3+}, H^+ und die basischen Kationen (Ca, Mg, K). Die Berechnung des Kationenaustausches erfolgt mit Hilfe der Gapon-Austausch-Gleichungen, wie sie z. B. auch im SAFE-Modell (ALVETEG 1998) verwendet werden.

Flächendeckende und räumlich detaillierte Eingangsdaten von versauernd und eutrophierend wirkenden Luftschadstoffen in Deutschland liefern die Daten des Umweltbundesamtes (GAUGER et al. 2002), die laufend aktualisiert und weiterentwickelt werden (GAUGER et al. 2008). Letztgenannte Daten konnten jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht mehr einbezogen werden. Die räumliche Auflösung der Depositionen liegt bei 1 x 1 km. Für die bewaldeten Gebiete berücksichtigen sie die unterschiedliche Eintragssituation für Nadel-, Laub- und Mischwälder. Detailliertere Bestandesinformationen konnten bei dem bundesweiten Ansatz nicht berücksichtigt werden. Um dennoch eine Modellierung der Stoffeinträge auf Basis von forstlichen Bewirtschaftungseinheiten zu ermöglichen, wurden die Datensätze mit DEPOSILVA (AHRENDS et al. 2007, 2008, 2010) disaggregiert. Hierbei erfolgt mit Hilfe vorhandener Bestandesinformationen (Baumart, Baumhöhe) ein Downscaling auf Bestandesebene.

Um den aktuellen Zustand der Basensättigung abbilden zu können, ist es notwendig, die in den Böden akkumulierten Säuren zu berücksichtigen. Daher ist als Startzeitpunkt der Simulationen der Beginn der hohen Säureeinträge vor 60 Jahren gewählt worden. Die Depositionsdaten von GAUGER et al. (2002) liegen bundesweit von 1990 - 1999 vor. Für den übrigen Simulationszeitraum (1940 - 2053) wurden die Depositionsdaten mit dem Modell MAKEDEP (ALVETEG et al. 1998) extrapoliert. Zur Skalierung werden für den Zeitraum von 1980 bis 2006 die relativen Depositionen aus EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe) verwendet (TARRASÓN u. NYÍRI 2008). Diese sind im Internet unter (http://www.emep.int/) frei verfügbar und werden ebenfalls laufend aktualisiert. Der Zeitraum vor 1980 wird aus den Zeitreihen von SCHÖPP et al. (2003) rekonstruiert.

Die Nährstoffentzüge bei verschiedenen waldbaulichen Bewirtschaftungsstrategien und Nutzungsintensitäten werden über die Stoffaufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten (Derbholz, Derbholzrinde, Äste und Zweige) quantifiziert (DE VRIES 1991):

$$X_A = ZW_K \cdot p_K \cdot ctX_K \quad (2)$$

mit:

X_A = Aufnahme für das Element X [kg ha^{-1} a^{-1}]
ZW_K = Zuwachs des Kompartiments [m³ ha^{-1} a^{-1}]
p_K = Dichte [kg/m³] des Kompartiments
ctX_K = Gehalt von Element X im jeweiligen Kompartiment [kg kg^{-1}]

Je nach Nutzungsintensität des Bestandes müssen die Raten der einzelnen Baumkompartimente addiert werden. Die hiermit zu ermittelnden Netto-Aufnahmeraten beziehen sich auf die folgenden drei Nutzungsintensitäten: (1) Derbholz ohne Rinde, (2) Derbholz mit Rinde und (3) Vollbaum (alle oberirdischen Baumkompartimente). Durch die Unterteilung in Derbholz (BHD > 7 cm) und Reisholz (BHD < 7 cm) wird mit der Nutzungsvariante 2 (Derbholz m. R.) die wirtschaftlich interessanteste Variante der Entnahme von Schaftholz mit Rinde und Ästen erster Ordnung (BHD > 7 cm) gut beschrieben (NEBE u. HERRMANN 1987). Sie umfasst die industriell gut verwertbaren Rohstoffe. Diese Variante wird auch gegenwärtig am meisten praktiziert, da ein Verzicht der Rindennutzung aus erntetechnologischen Gründen kaum möglich ist (FEGER 1993). Dieses gilt besonders für Laubhölzer (BLFW 1997). Auf eine Berücksichtigung der Ganzbaumernte ist verzichtet worden. Hierbei wird zusätzlich zum Vollbaum das Wurzelwerk entnommen. Die Entnahme des Wurzelstockes und die Streunutzung spielen bei der heute üblichen forstlichen Praxis keine Rolle mehr.

Die Wachstumsrate ergibt sich aus dem laufenden jährlichen Zuwachs an Derbholz nach den Ertragstafeln von SCHOBER (1995) bzw. aus den Ergebnissen des Waldwachstumssimulators *WaldPlaner* (HANSEN 2006, NAGEL et al. 2006). Um den laufenden jährlichen Zuwachs an Rindenmasse zu berechnen, wurden die Schätzfunktionen nach JACOBSEN et al. (2003) verwendet. Der Anteil an Reisholz wird mit Hilfe der Funktion von DAUBER u. KREUTZER (1979) berechnet. Diese Gleichungen basieren auf dem Zusammenhang, dass die Biomasse verschiedener Baumkompartimente eines Bestandes gut mit statistischen Mitteln aus den Durchmessern aller Einzelbäume abzuleiten ist (BURGER 1947, 1950). Die Gehalte der chemischen Elemente in den Baumkompartimenten wurden ebenfalls mit den Funktionen von JACOBSEN et al. (2003) berechnet.

Die Freisetzung basischer Kationen durch die Silikatverwitterung wird mit dem biogeochemischen Modell CL-PROFILE (BECKER 1999) ermittelt. Die sensitiven Parameter des Modells (JÖNSSON et al. 1995b) sind die Verwitterungsoberfläche und die mineralogische Zusammensetzung der bodenbildenden Gesteine, die mit Hilfe des Modells A2M (POSCH 2007) anhand der chemischen Zusammensetzung der Ausgangsgesteine (GÖRZ 1962) abgeleitet wurden. Die genaue Prozedur erfolgte in Anlehnung an das bei MALESSA u. AHRENDS (2001) beschriebene

Verfahren. Die Abbildung 2 zeigt eine Karte der für das Bearbeitungsgebiet flächenhaft ermittelten Silikatverwitterungsraten im Wurzelraum.

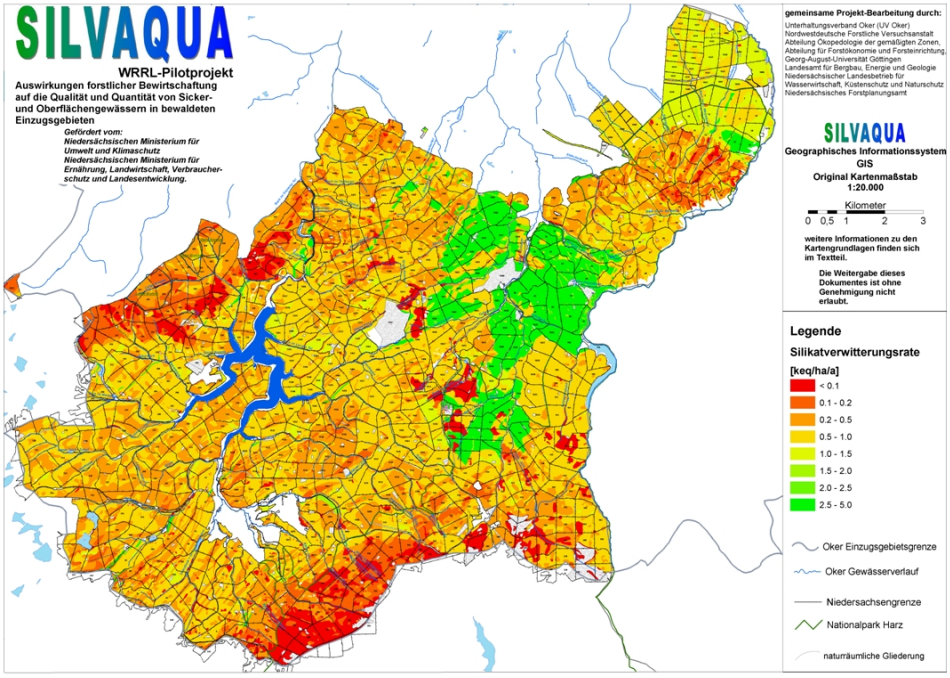

Abbildung 2: Regionalisierung der Silikatverwitterungsraten im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

In Niedersachsen, wie auch in zahlreichen anderen Bundesländern, werden seit Anfang der 80er-Jahre Bodenschutzkalkungen im Wald durchgeführt. Es ist daher wichtig, dass der Eintrag an basischen Kationen und die Säureneutralisierungskapazität durch Kalkungen in den Massenbilanzansatz einbezogen werden.

Elementeinträge basischer Kationen durch Kalkungen (Menge und Zusammensetzung) werden über ein Kalkungskataster abgeschätzt. In diesem befinden sich verortete Angaben zu Zeitpunkten und Dosierungen von Kalkungen. Das Modell teilt die über das Kalkungskataster eingebrachte Kalkmenge in je ein Pool Calcium und Magnesium. Es wird angenommen, dass die Pools unabhängig voneinander und additiv sind. Mathematisch lässt sich das Modell durch die folgenden Differentialgleichungen beschreiben:

$$\frac{dKP}{dt} = \frac{dCaP}{dt} + \frac{dMgP}{dt} \quad (3)$$

$$\frac{dCaP}{dt} = KCa_{in} - k_{Ca} \cdot (KCa_{in} + CaP) \quad (4)$$

$$\frac{dMgP}{dt} = KMg_{in} - k_{Mg} \cdot (KMg_{in} + MgP) \quad (5)$$

mit:

KP = Kalkpool [eq ha^{-1}]
CaP = Calciumpool [eq ha^{-1}]
MgP = Magnesiumpool [eq ha^{-1}]
KCa_{in} = Calcium-Input durch Kalkung [eq ha^{-1}]
KMg_{in} = Magnesium-Input durch Kalkung [eq ha^{-1}]
k_{Ca} = Lösungsrate Calcium [a^{-1}]
k_{Mg} = Lösungsrate Magnesium [a^{-1}]
t = Zeit

Die freigesetzte Kalkmenge und somit der Input (BC_K) ergibt sich aus der folgenden Gleichung:

$$BC_{K,t} = (CaP_{t-\Delta t} - KCa_{in,t-\Delta t}) + (MgP_{t-\Delta t} - KMg_{in,t-\Delta t}) \quad (6)$$

Die numerische Lösung der Gleichung erfolgt nach dem expliziten Eulerverfahren (HAIRER et al. 1993). Als Schrittweite (dt) wurden Jahresschritte gewählt.

Neben der Abschätzung des zukünftigen Kalkbedarfs ist besonders die Erfassung der historischen Kalkungen von Bedeutung, um den aktuellen Säurestatus des Bodens zu beschreiben. Diese Informationen wurden von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt für das Untersuchungsgebiet zusammengetragen und digital aufbereitet (s. Abb. 3). Die Bilanzierung der Nährstoffe im Boden erfordert eine möglichst genaue Abschätzung des effektiven Wurzelraumes. Im Rahmen der Regionalisierungen wurde die Verknüpfungsregel 6.1.17 des Niedersächsischen Bodeninformationssystemes (MÜLLER 2004, RAISSI et al. 2009) ausgewählt und datenbanktechnisch umgesetzt. Als Eingangsdaten finden bei dieser Regel Bodenart, Festgestein, Bodentyp, Niederschlag, Baumart und das Bestandesalter Berücksichtigung. Die Abbildung 4 zeigt die flächenhafte Anwendung dieser Regel für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz".

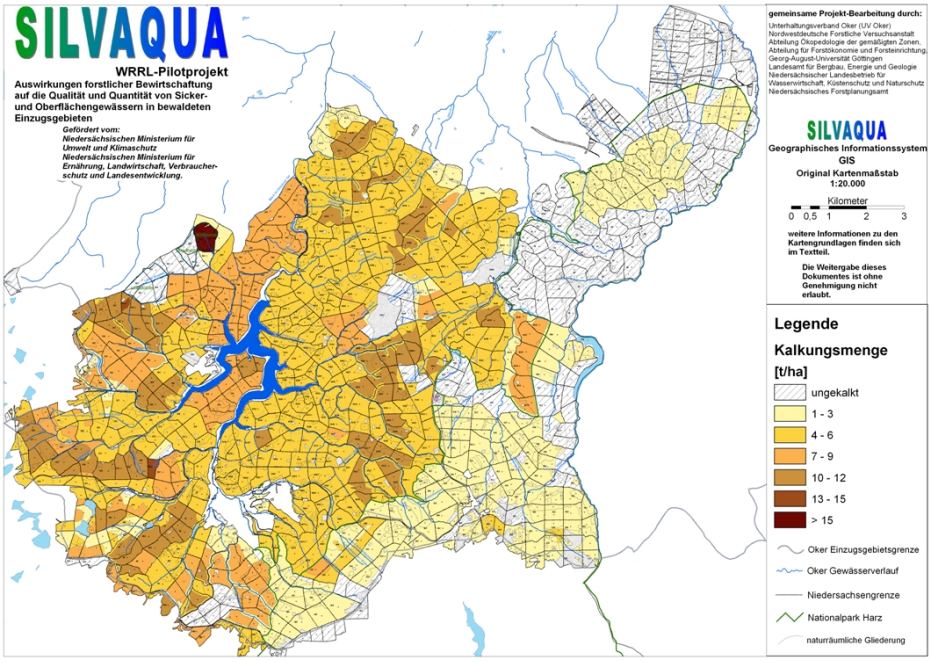

Abbildung 3: Kalkungskataster für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

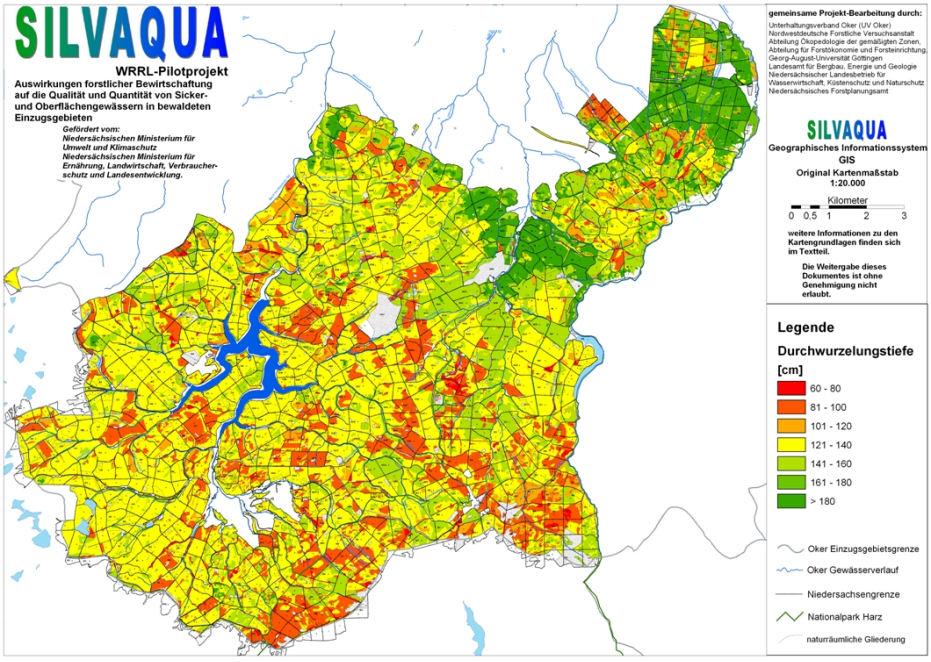

Abbildung 4: Effektive Durchwurzelungstiefe für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

3 Ergebnisse und Diskussion

Zur Simulation der Dynamik der Basensättigung in Waldböden des Okereinzugsgebiets „Teilbereich Nordharz“ wurde eine flächenhafte Parametrisierung des Modells anhand zahlreicher Transferfunktionen und Daten aus der Literatur durchgeführt (AHRENDS 2008). Auf eine Kalibrierung des Gesamtmodells wurde verzichtet. Evaluierungen wurden in den Einzugsgebieten der „Langen Bramke“, der „Dicken Bramke“ und der „Steilen Bramke“ durchgeführt (vgl. AHRENDS et al. 2008, JANSEN et al. 2007). Anschließend wurde das Modell ohne weitere Parameteranpassung auf das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ übertragen.

Da die Erstellung des Kalkungskatasters erst kurz vor dem Ende des Projektes SILVAQUA abgeschlossen war, wurde diese Datengrundlage nicht mehr als eigenständige Geometrie in das Geographische Informationssystem integriert, sondern die gekalkten Mengen wurden den Grenzen der forstlichen Abteilungen zugeordnet. Somit kann es kleinräumig zu kleinen Fehlern kommen, wenn z. B. einzelne Teile einer Abteilung von einer Kalkung ausgeschlossen wurden oder spezielle „Geometrien“, wie das Einzugsgebiet der „Steilen Bramke“ gekalkt wurden. Weiterhin konnte bei den Berechnungen keine Berücksichtigung der jeweiligen Kalksorten erfolgen, da der notwendige Schlüssel noch nicht vorlag. Somit erfolgten alle Berechnungen mit einem Standardkalk (Ca: 11.989 u. Mg: 7.117 eq ha^{-1} je Tonne Kalk). Für die Simulationen wurden die folgenden Waldentwicklungsszenarien für das gesamte Untersuchungsgebiet „Nordharz“ verwendet.

- „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (LÖWE)
- „ertragsorientierter“ Waldbau (ERTRAG)
- Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation (PNV)
- „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS)

Die Szenarien unterscheiden sich in der unterschiedlichen Gewichtung von eingriffsspezifischen und naturschutzorientierten Parametern sowie in Aspekten der Waldverjüngung (HENTSCHEL, in diesem Band). Auf Grundlage dieser Szenarien wurden weitere Szenarien unterschiedlicher Nutzungsintensität (Vollbaumnutzung, Derbholz mit Rinde) simuliert und ihre Ergebnisse im Folgenden zusammenfassend beschrieben.

Die Abbildung 5 zeigt beispielhaft die modellierte räumliche Differenzierung und zeitliche Entwicklung der Basensättigung im Wurzelraum für den Zeitraum von 1940 bis 2053 beim Szenario ERTRAG. Die Basensättigung im Wurzelraum ist auf den pufferschwachen Standorten bereits im Jahre 1970 unter 15 % abgesunken. Von 1970 bis 2003 erfolgt ein weiterer starker Rückgang der Basensättigung, die auf vielen Teilflächen auf unter 5 % abgenommen hat. Nach der Jahrhundertwende zeigt sich eine deutlich verlangsamte Abnahme der Basensättigung durch die Reduzierung der atmosphärischen Säureeinträge in die Waldökosysteme des Harzes (SCHÖPP et al. 2003). Trotz Kalkungen konnte bis zum Jahre 2003 auf

vielen Teilflächen ein Absinken der Basensättigung im Wurzelraum auf unter 20 % nicht verhindert werden.

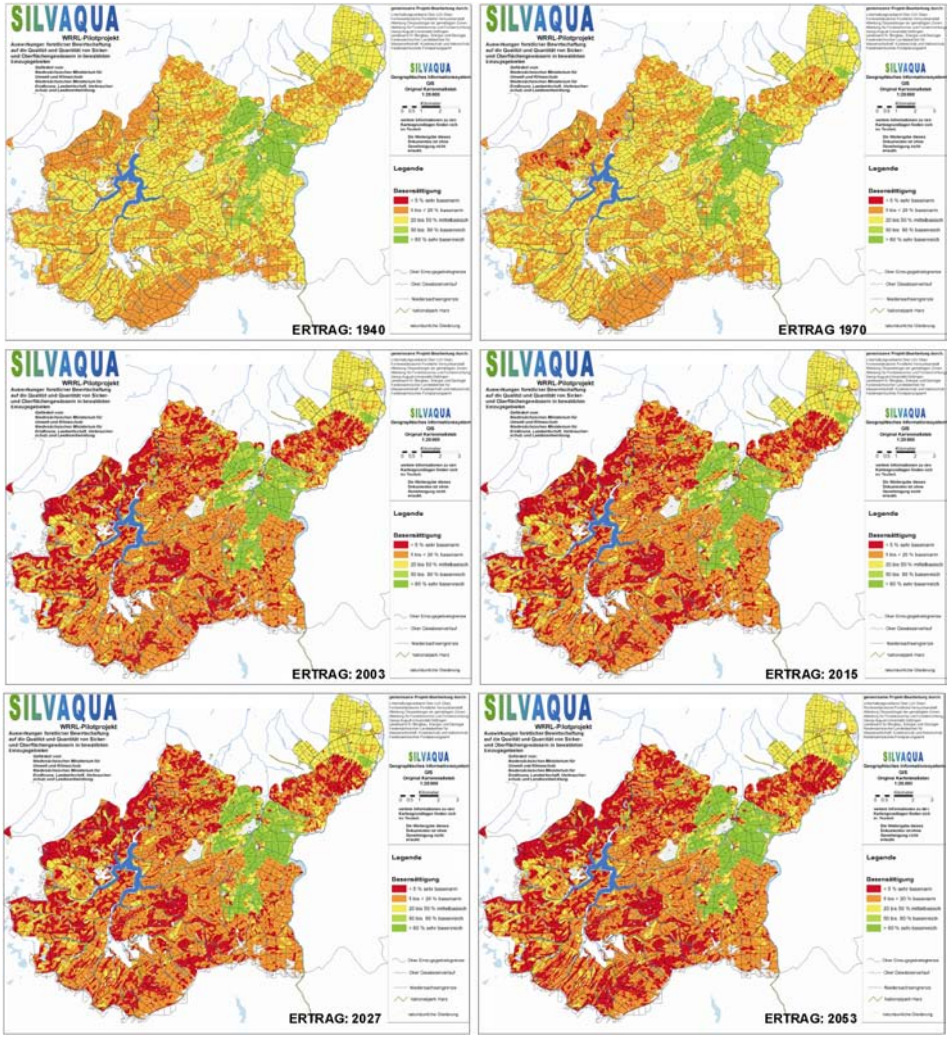

Abbildung 5: Modellierte räumliche und zeitliche Dynamik der Basensättigung im Wurzelraum für das Waldentwicklungsszenario ERTRAG (Legende: ■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 % Basensättigung)

Diese simulierten Größenordnungen passen zu den Ergebnissen der Bodenzustandserhebung, nach der im Jahre 1990/91 48 % aller niedersächsischen Waldböden eine Basensättigung von unter 10 % aufwiesen (BÜTTNER 1994). Auch 37 % aller von EBERL (1998) ausgewerteten Profile im Harz wiesen eine Basensättigung von unter 5 % auf. Eine von HAUHS (1985) durchgeführte Gegenüber-

stellung der austauschbaren Vorräte basischer Kationen im durchwurzelten Mineralboden in der „Langen Bramke“ zeigte bei den Inventuren von 1974 und 1984 eine signifikante Verringerung der Ca- und Mg-Vorräte im Mineralboden. Der von AHRENDS et al. (2008) durchgeführte Vergleich der modellierten Dynamik der Basensättigung zeigte über einen Zeitraum von 1974 bis 2005 eine gute Übereinstimmung mit gemessenen Werten im Einzugsgebiet „Lange Bramke“. Eine entsprechende Dynamik der Basensättigung im Wurzelraum wurde z. B. auch im Solling (Niedersachsen) beobachtet (JÖNSSON et al. 1995a, MEESENBURG et al. 1999, 2009). Diese extreme Versauerung der Waldböden ist jedoch nicht auf die Nutzungsintensität zurückzuführen, sondern resultiert aus den hohen Säureeinträgen in den 70er- bis 90er-Jahren. Weiterhin zeigen die Simulationen, dass auf den basenarmen Standorten schon geringe Nutzungsintensitäten langfristig zu kritischen Situationen hinsichtlich der Baumernährung mit Ca, Mg und K führen können, insbesondere wenn Stickstoff weiterhin in großen Mengen eingetragen wird. Aufgrund der erhöhten Zuwachsleistung durch die Stickstoffeinträge ist selbst bei ausschließlicher Derbholznutzung auf diesen Standorten kein ausgeglichener Nährstoffhaushalt erreichbar (s. Abb. 6). Wenn die Nährstoffvorräte weitgehend erschöpft sind, würde es zwar nicht mehr zu einer weiteren Verringerung der Basensättigung kommen (BS $\rightarrow$ 0), aber es wäre mit Wachstums- und Vitalitätseinbußen des Bestandes zu rechnen. Eine direkte Rückkopplung zum Waldwachstumsmodell ist aktuell noch nicht realisiert. Hier sollten in Zukunft Submodelle implementiert werden, die die Bonität der Bestände in Abhängigkeit vom Bodenzustand anpassen (ALBERT u. SCHMIDT 2010). Für die forstliche Praxis lässt sich aus diesen Ergebnissen ableiten, dass sich auf den basenarmen, flachgründigen und skelettreichen Standorten erhöhte Nutzungsintensitäten negativ auf die Nährstoffversorgung der Bestände auswirken. Entsprechende Aussagen gelten für alle vier Waldentwicklungsszenarien, die sich nur geringfügig hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die zukünftige Entwicklung der Basensättigung unterscheiden (s. Abb. 7).

Nach den Ergebnissen der Zeitreihenberechnungen für die Basensättigung besteht bei allen zugrunde gelegten Waldentwicklungsszenarien zumindest auf den stark versauerten Standorten noch weiterer Kalkungsbedarf. Aufgrund der äußerst geringen Bioturbation (Fehlen von Lumbriciden) auf diesen Standorten ergeben sich jedoch bestimmte Anforderungen an das Kalkungsverfahren. So führt eine Oberflächenkalkung auf Standorten mit mächtiger Humusauflage nur zu einer Erhöhung der Basensättigung in der Humusauflage (MEESENBURG et al. 2001, WAGNER 2007).

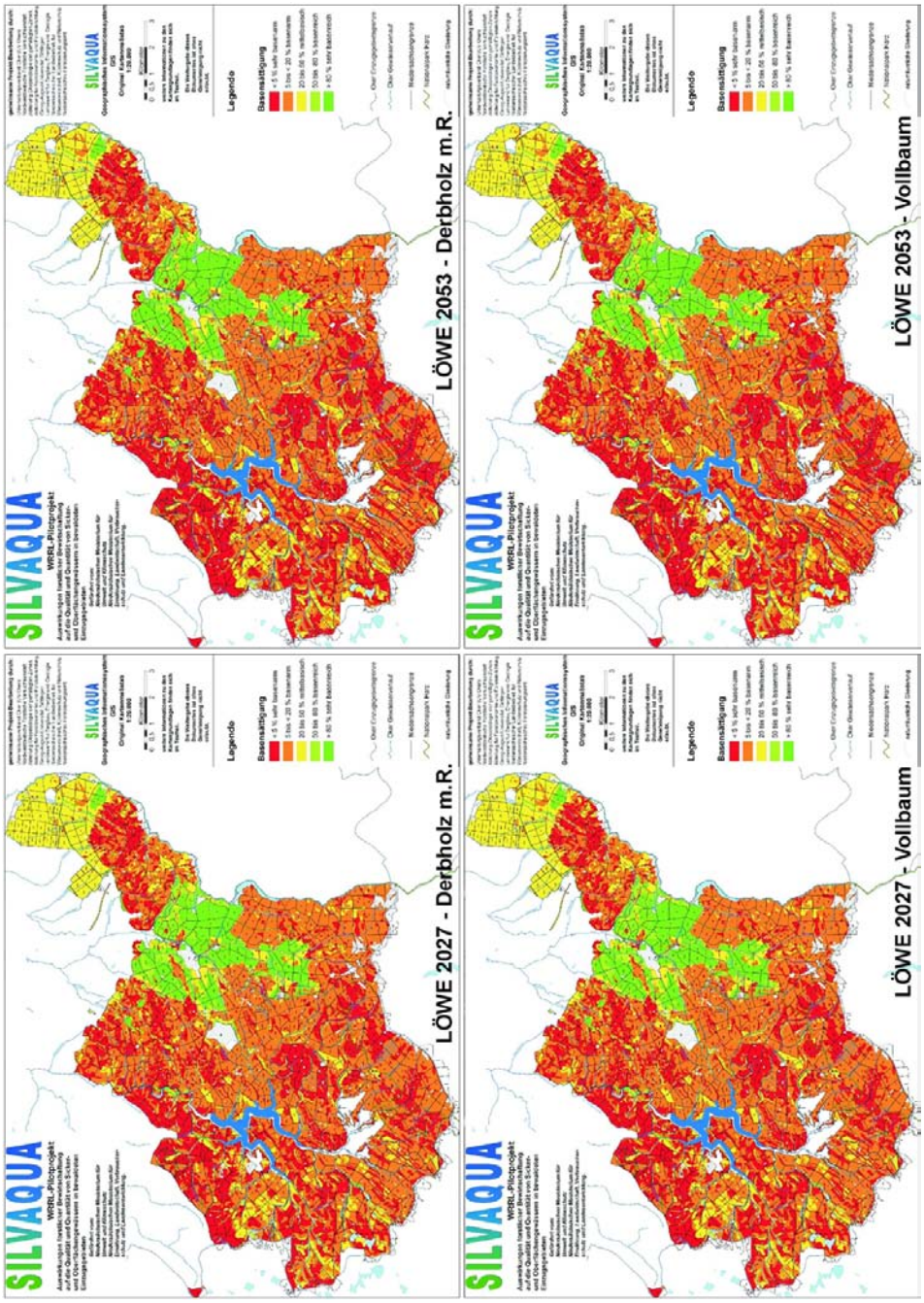

Abbildung 6: Modellierte Basensättigung für das Szenario LÖWE bei veränderter Nutzungsintensität (■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 %)

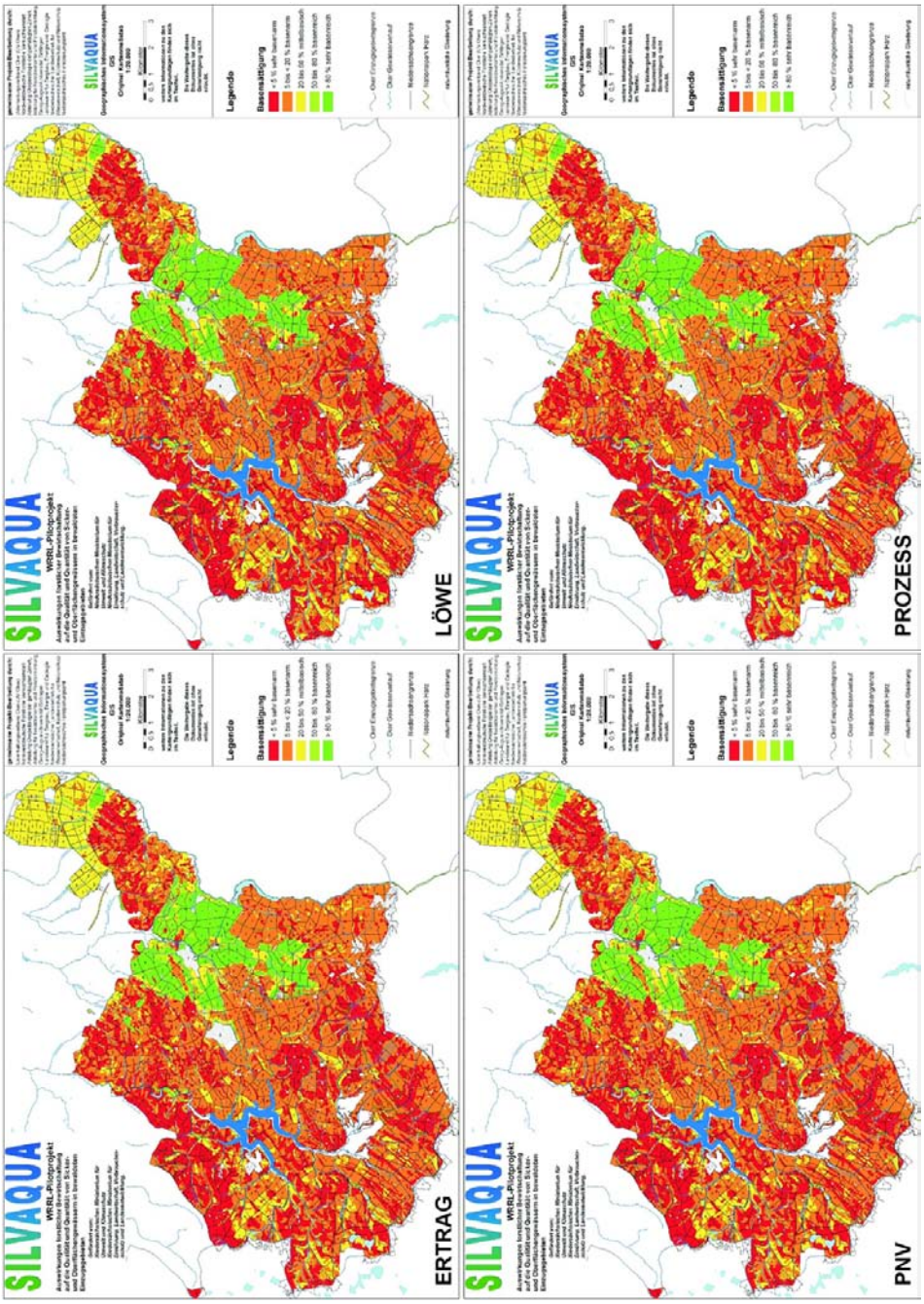

Abbildung 7: Modellierte Basensättigung im Wurzelraum für die vier Waldentwicklungsszenarien im Jahre 2053(■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 %)

Daher sollte bei der Neupflanzung von Jungbäumen im Zuge des Waldumbaus nach LÖWE mittels Pflanzlochkalkungen eine Einbringung der basischen Kationen direkt in die durchwurzelten mineralischen Bodenhorizonte erfolgen. Für pufferstärkere Standorte zeigen die Simulationen, dass sich die Basensättigung aufgrund der mittlerweile zurückgegangenen Säureeinträge den natürlichen Verhältnissen wieder annähert. Hier wäre eine Kalkung über den Bedarf hinaus nicht nur unökonomisch, sondern könnte auch zum Verlust besonderer Naturraumtypen führen (GAUGER et al. 2008). Daher sollten nach der Wiederherstellung eines natürlichen Säure-/Base-Status der Waldböden weitere Kalkungen nur noch als Kompensationsmaßnahmen, z. B. bei erhöhter Nutzungsintensität durchgeführt werden. Eine gezielte Dosierung ist nicht nur wirtschaftlich sinnvoll, sondern verhindert auch eine übermäßige Aufbasung des Oberbodens, die in der Humusauflage zu einer Aktivierung der Mineralisation führen kann. Die hierbei freigesetzten Stickstoffverbindungen sowie die eingetragenen Stickstoffüberschüsse können dann mit dem Sickerwasser aus dem Wurzelraum ausgewaschen werden. Dieses gilt für den Fall, dass die verfügbare Stickstoffmenge die Aufnahmerate übersteigt und keine weitere Humusakkumulation mehr stattfindet.

4 Schlussfolgerungen

Um die forstliche Nutzung hinsichtlich ihrer stofflichen Nachhaltigkeit bewerten zu können, wurde bei den hier vorgestellten Simulationen die Basensättigung im Wurzelraum als Zielgröße verwendet. Dabei kann der vorgestellte Modellierungsansatz die zeitliche Entwicklung der Basensättigung plausibel beschreiben. Für die bewaldeten Flächen im Gebietsausschnitt des Einzugsgebietes der Oker „Teilbereich Nordharz“ ergeben die flächenhaften Bilanzierungen, dass aufgrund der hohen Säureeinträge in der Vergangenheit, auch unter den aktuellen Bedingungen geringerer Säureeinträge, bei allen Waldentwicklungsszenarien auf den basenarmen Standorten eine nachhaltige Nutzung ohne zusätzliche Kalkung nicht möglich ist.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die wesentlichen Größen des Stoffhaushaltes basischer Kationen (Deposition, Nutzungsintensität, Verwitterung und Kalkung) flächenexplizit bilanzierbar sind. Auf der gewählten Skala können standort- und nutzungsbedingte Differenzierungen deutlich gemacht werden. Die für die Simulationen notwendigen Grundlagendaten (Stoffeinträge, Forsteinrichtung, Geologie, Boden) liegen für viele Waldflächen in Deutschland vor. Die flächenbezogene dynamische Bilanzierung des Stoffhaushalts ist daher auch für andere Waldflächen möglich. Damit liegt ein Werkzeug vor, mit dem konkrete Fragestellungen der Waldbewirtschaftung bezüglich der stofflichen Nachhaltigkeit wie z. B. Energieholznutzung oder Kalkung flächenhaft bearbeitet werden können. Des Weiteren kann durch eine gezielte Dosierung von Kalkungen ein aktiver Beitrag zum Grundwasserschutz geleistet werden, indem unnötige Austräge von Nitrat und basischen Kationen mit dem Sickerwasser vermieden werden können.

Bei zukünftigen Entwicklungsarbeiten sollten eine Verbesserung der Datenbasis und eine Weiterentwicklung der einzelnen Teilmodelle erfolgen. Trotz plausibler Werte und der nachvollziehbaren dynamischen Entwicklung muss beachtet werden, dass die flächenhafte Schätzung der notwendigen Eingangsdaten und die Modellierung der einzelnen Flussgrößen (Deposition, Verwitterung, Nährstoffaufnahme usw.) mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet ist. So wurde z. B. in den aktuellen Arbeiten von GAUGER et al. (2008) die Abschätzung der atmosphärischen Einträge basischer Kationen verbessert. Ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet ist die flächenhafte Bilanzierung der Silikatverwitterungsrate (HODSON et al. 1997). Vergleichsdaten liegen für das Gebiet der „Langen Bramke" vor. So ergaben die Berechnungen von BECKER et al. (2000) mit PROFILE für die drei Monitoringflächen in der „Langen Bramke" Verwitterungsraten von 0,2 keq/ha/a. EBERL et al. (1999) geben für den Nordhang der „Langen Bramke" eine Rate von 0,17 keq/ha/a an. Der im Rahmen dieser Arbeit generierte flächengewichtete Mittelwert für die „Lange Bramke" von 0,18 keq/ha/a liegt somit in einer plausiblen Größenordnung. Die Güte des Modellansatzes anhand von erzielten Übereinstimmungen mit Messwerten kann, wie von AHRENDS et al. (2008) gezeigt, nur bedingt belegt werden. Ähnliche Modellergebnisse könnten auch mit anderen Parameterkombinationen erreicht werden.

Literatur

AHRENDS, B. (2008): Dynamische Modellierung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Stoffhaushalt. Unveröffentlichter Abschlussbericht des WRRL-Pilotprojekts SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. Göttingen, 364 S.

AHRENDS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBURG, H. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. DBG, 110, (2), 421-422

AHRENDS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M. u. MEESENBURG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. Forst u. Holz, 63, 12, 32-36

AHRENDS, B.; MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins, IAHS Publ., 336, 32-37

AKSELSSON, C.; WESTLING, O.; SVERDRUP, H. u. GUNDERSEN, P. (2007): Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. Forest Ecology and Management, 238, 167-174

ALBERT, M. u. SCHMIDT, M. (2010): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and common beech (Fagus sylvatica L.). Forest Ecology and Management, 259, (4), 739-749

ALVETEG, M. (1998): Dynamics of Forest Soil Chemistry. Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lind., 77 S.

ALVETEG, M.; WALSE, C. u. WARFVINGE, P. (1998): Reconstructing Historic Atmospheric Deposition and Nutrient uptake from Present Day Values Using MAKEDEP. Water, Air, and Soil Pollution, 104, 269-283

ASCHE, N.; DOHMEN, H.; DAME, G.; NOLTE, N. u. HUSEMANN, T. (2007): Grundwasserschutz durch intensivierte Biomassenutzungen. Ein Praxisversuch zum Stickstoffexport aus dem Klever Reichswald. AFZ/Der Wald, 11, 594-597

BECKER, R. (1999): Critical Load-Profile 4.2. Dokumentation (Deutsche Version). Modell und Handbuch unter: http://www.oekodata.com. Strausberg, 48 S.

BECKER, R.; BLOCK, J; SCHIMMING, C.-G.; SPRANGER, T. u. WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML). Bonn, 71 S.

BLFW (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 97, 179 S.

BURGER, H. (1947): Holz, Blattmenge und Zuwachs - Die Eiche. In: BURGER, H.: Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Komissionsverlag von Beer u. CIE. Zürich, 211-279

BURGER, H. (1950): Holz, Blattmenge und Zuwachs: Die Buche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, 26, (2), 419-497

BÜTTNER, G. (1994): Der Zustand der niedersächsischen Waldböden und die Ernährung der Wälder. Forst u. Holz, 23, 699-702

DAUBER, E. u. KREUTZER, K. (1979): Die Ermittlung des Potentials forstlicher Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Forstw. Cbl., 98, 289-297

DE VRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen, DLO The Winand Staring Centre, Report, 46, 109 S.

EBERL, C. (1998): Quantifizierung und Bewertung von Merkmalen forstlicher Standortstypen durch ökochemische Parameter im Westharz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 151, 1-156

EBERL, C.; HOOGE, H.; MEESENBURG H.; MÜLLER-USING B.; RADEMACHER P.; STÜBER, V. u. WACHTER, H. (1999): Exkursion G4: Forstliche Standortserkundung und Ökosystemforschung im niedersächsischen Harz. Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 90, 279-306

FEGER, K. H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 31, 237 S.

GAUGER, T.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G. P. J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J. W.; VERMEULEN, A. T. u. NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/ UBA, FE-Nr. 299 42 210, Institut für Navigation, Univ. Stuttgart, 207 S.

GAUGER, T.; HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; NAGEL, H.-D.; BECKER, R.; KRAFT, P.; SCHLUTOW, A.; SCHÜTZE, G.; WEIGELT-KIRCHNER, R. u. ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau

GÖRZ, H. (1962): Zur Petrographie des Unterdevons im Westharz. Beitr. zur Mineralogie und Petrographie, 8, 232-266

HAIRER, E.; NORSETT, S. P. u. WANNER, G. (1993): Solving ordinary differential equations I. Nonstiff problems. Springer Series in Computational Mathematics, 8, Springer-Verlag, Berlin u.a., 528 S.

HANSEN, J. (2006): Der WaldPlaner – Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. In: DEGENHARDT, A. u. U. WUNN (Hrsg.): Sammlung der Beiträge von der 18. Jahrestagung der Sektion Biometrie und Informatik im DVFFA vom 25. bis 27.09.2006 in Trippstadt. Die Grüne Reihe, 112-119

HAUHS, M. (1985): Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Waldsterben der Universität Göttingen, 17, 206 S.

HODSON, M. E.; LANGAN, S. J. u. WILSON, M. J. (1997): A critical evaluation of the use of the profile model in calculating mineral weathering rates. Water, Air and Soil Pollution, 98, 79-104

JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBURG, H. u. MEIWES, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 69, 81

JANSEN, M.; DÖRING, C.; AHRENDS, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.-J. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. Mitteillungen der DBG, 110, (2), 483-484

JÖNSSON, C.; WARFVINGE, P. u. SVERDRUP, H. (1995a): Application of the SAFE model to the Solling spruce site. Ecological Modelling, 83, 85-96

JÖNSSON, C.; WARFVINGE, P. u. SVERDRUP, H. (1995b): Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. Water, Air and Soil Pollution, 81, 1-23

MALESSA, V. u. AHRENDS, B. (2001): Algorithmus der Silikatverwitterungsrate durch Implementierung des Modells "Profile" von Sverdrup u. Warfinge in das Verfahren AcidProgress. Arbeitshefte Boden, (2), 144-155

MCPFE (2002): Background Information for Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management, ELM, Wien Oktober 2002

MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. u. BARTENS, H. (1999): Veränderung der Elementvorräte im Boden von Buchen- und Fichtenökosystemen im Solling. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 7, 109-114

MEESENBURG, H.; BRUMME, R.; JACOBSEN, C.; MEIWES, K.J. u. EICHHORN, J. (2009): Soil properties. In: BRUMME, R. u. KHANNA, P.K. (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems, Ecol. Studies, 208, 33-47

MEESENBURG, H.; MEIWES, K.-J.; WAGNER, M. u. PRENZEL, J. (2001): Ecosystem effects after a meliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany. In: HORST et al.: Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosytems. Kluwer, 914-915

MEIWES, K. J. u. MEESENBURG, H. (2007): Säurebildner. GeoBerichte, 7, 34-48

MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Arbeitshefte Boden, 2004 (2), 409

NAGEL, J.; DUDA, H. u. HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. Forst u. Holz, 61, 427-429

NEBE, W. u. HERRMANN, U. J. (1987): Das ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden VI. Zur Verteilung der Nährelemente in der oberirdischen Dendromasse eines 100jährigen Fichtenbaumholzes. Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden, 36, (6), 235-241

NWALDLG (2002): Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung. Vom 21. März 2002 (Nds.GVBl. Nr.11/2002 S.112)

PEFC (2006): PEFC-Standards für Deutschland - Leitlinie für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung des Waldbesitzers in den regionalen Rahmen. 15

POSCH, M. (2007): A2M - A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. Computers & Geosciences, 33, 563-572

POSCH, M. u. REINDS, G. J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. Environmental Modelling & Software, 24, (3), 329-340

POSCH, M.; HETTELINGH, J.-P. u. SLOOTWEG, J. (2003): Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands, 69 S.

RAISSI, F.; MÜLLER, U. u. MEESENBURG, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. GeoFakten, 9, 1-7

RIEK, W. u. WOLFF, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 74, 1-132

SCHOBER, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl., Sauerländer, Frankfurt am Main, 166 S.

SCHÖPP, W.; POSCH, M.; MYLONA, S. u. JOHANSSON, M. (2003): Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrology and Earth System Science, 7, (4), 436-446

SCHULTE-BISPING, H.; BREDEMEIER, M. u. BEESE, F. (2001): Nachhaltigkeit der Regelungsfunktion von Waldökosystemen: Bodeneigenschaften und Stoffhaushalt. Forst u. Holz, 56, (15), 479-482

SPRANGER, T.; LORENZ, K. u. GREGOR, H.-D. (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 266 S.

STOCK, R. (2004): Nachhaltige und multifunktionale Forstwirtschaft. Ein Verfahrens- und Zustandsvergleich für verschiedene Testregionen. Initiativen zum Umweltschutz, Erich Schmidt Verlag GmbH u. Co. Berlin, 282 S.

TARRASÓN, L. u. NYÍRI, Á. (2008): Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2006 (http://www.emep.int). EMEP Status Report, The NorwegianMeteorological Institute, Oslo, Norway, 136 S.

ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosytems. In: GODBOLD, D. u. HÜTTERMANN, A.: Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. New York., 1-50

WAGNER, S. (2007): Analyse und Modellierung langfristiger Auswirkungen einer hochdosierten Kalkungsmaßnahme auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet der Steilen Bramke (Oberharz). Cuvillier. Göttingen, 160 S.

Autor:

Dr. Bernd Ahrends

Vormals:

Georg-August-Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Abteilung Ökopedologie der gemäßigten Zonen

Aktuell:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstrasse 2
D-37079 Göttingen
E-Mail: bernd.ahrends@nw-fva.de
URL: www.nw-fva.de