

SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten am Beispiel der Oker im Nordharz



Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)
SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen
auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten
am Beispiel der Oker im Nordharz

This work is licensed under the
[Creative Commons](#) License 3.0 “by-nd”,
allowing you to download, distribute and print the
document in a few copies for private or educational
use, given that the document stays unchanged
and the creator is mentioned.
You are not allowed to sell copies of the free version.



erschiene als Band 9 der Reihe
„Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt“
in den Universitätsdrucken im Universitätsverlag Göttingen 2012

Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)

SILVAQUA –
Auswirkungen forstlicher
Bewirtschaftungs-
maßnahmen auf den
Zustand von Gewässern in
bewaldeten Einzugsgebieten
am Beispiel der Oker im
Nordharz

Beiträge aus der
Nordwestdeutschen
Forstlichen Versuchsanstalt
Band 9



Universitätsverlag Göttingen
2012

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Global Forest Decimal Classification: 116; 2; 114.234; 114.261; 651.7; 931.2

Herausgeber der Reihe:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen
Tel.: +49 (0)551-69401-0, Fax: +49 (0)551-69401-160
E-Mail: zentrale@nw-fva.de
www.nw-fva.de

Schriftleitung der Reihe: Prof. Dr. Hermann Spellmann

Redaktion der Reihe: Inge Kehr, Ulrike Gaertner

Die Projekte SILVAQUA und SILVAQUA-plus wurden von dem Niedersächsischen Ministerium für Umwelt und Klimaschutz und dem Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung finanziert.

Antragsteller: Unterhaltungsverband Oker

Projektträger: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küstenschutz und Naturschutz (NLWK)

Projektlaufzeit: Juni 2005 bis Mai 2008 (verlängert bis Oktober 2008)

Titelfoto: Links oben: Wassereinzugsgebiet „Lange Bramke“ (Dr. Henning Meesenburg); links unten: Eckertalsperre im Harz (Dr. Bernd Ahrends); rechts: Fließgewässer im Nordharz (Inge Kehr)

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA, des Verlages sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar und darf gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

© 2012 Universitätsverlag Göttingen

<http://univerlag.uni-goettingen.de>

ISBN: 978-3-86395-079-8

ISSN: 1865-6994

Inhaltsverzeichnis

SILVAQUA – Ziele und Bearbeitungskonzept

(U. Rüping, H. Meesenburg, M. Jansen, B. Ahrends, C. Döring, S. Hentschel, J. Suttmöller, F. Beese, B. Möhring und H. Spellmann)	1
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1 Einleitung	2
2 Ziele	9
3 Bearbeitungskonzept	11
Literatur	13

SILVAQUA – Untersuchungsgebiete und Datengrundlage

(M. Jansen, C. Döring, S. Hentschel, J. Suttmöller, B. Ahrends und H. Meesenburg)	15
Zusammenfassung	15
Abstract	16
1 Einleitung, Datengrundlage und -organisation	16
2 Einzugsgebiet Oker	18
3 Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“	20
4 Teileinzugsgebiete „Lange Bramke“, „Dicke Bramke“ und „Steile Bramke“	32
Literatur	37

Simulation verschiedener Waldentwicklungsszenarien

(S. Hentschel)	39
Zusammenfassung	39
Abstract	40
1 Einleitung	41
2 Methodik	41
3 Ergebnisse der Szenariensimulation	57
Literatur	65
Anhang 1	66
Anhang 2	68

Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt	71
(J. Suttmöller und H. Meesenburg)	
Zusammenfassung	71
Abstract	72
1 Einleitung	72
2 Wasserhaushaltssimulation	73
3 Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulationen	79
4 Fazit und Ausblick	90
Literatur	92
Dynamische Modellierung der Auswirkungen von Kalkungen und	
Nutzungsintensitäten auf die Basensättigung im Wurzelraum	95
(B. Ahrends)	
Zusammenfassung	95
Abstract	96
1 Einleitung	96
2 Methoden und Modelle	97
3 Ergebnisse und Diskussion	104
4 Schlussfolgerungen	109
Literatur	110
Regionalisierungskonzept zur flächendeckenden Bewertung des	
Austragsrisikos von Nitrat mit dem Sickerwasser aus Waldböden	
(RIKON)	115
(B. Ahrends)	
Zusammenfassung	115
Abstract	116
1 Einleitung und Veranlassung	116
2 Modelle	120
3 Dynamische Simulation der Stickstoffauswaschung	131
4 Unsicherheiten des Modellierungsansatzes	140
5 Schlussfolgerungen und Ausblick	141
Literatur	142

Forstliche Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf den Gewässerzustand	
(C. Döring und M. Jansen)	149
Zusammenfassung	149
Abstract	150
1 Einleitung	151
2 Forstliche Maßnahmen zum Gewässerschutz	152
3 Ausblick	162
Literatur	163
Ökonomisches Bewertungskonzept für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen	
(U. Rüping)	169
Zusammenfassung	169
Abstract	170
1 Einleitung	170
2 Wasserwirtschaftliche Leistungen der Forstwirtschaft	172
3 Bewertungskonzept für wasserwirtschaftliche Leistungen der Forstwirtschaft	173
4 Schlussfolgerungen und Ausblick	184
Literatur	186
SILVAQUAplus – Untersuchung institutioneller Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft	
(U. Rüping, C. Gutsche und B. Möhring)	189
Zusammenfassung	189
Abstract	190
1 Einleitung	190
2 Bestandsaufnahme etablierter Instrumente zur unterstützenden Umsetzung von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen in Niedersachsen	191
3 Folgerungen aus der Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen	200
4 Ausblick	202
Literatur	203
Gesetze, Richtlinien, Verordnungen	204

SILVAQUA – Bewertung forstlicher Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und die nachhaltige Waldbewirtschaftung	205
(H. Meesenburg, M. Jansen, S. Hentschel, J. Suttmöller, B. Ahrends, C. Döring und U. Rüping)	
Zusammenfassung	205
Abstract	206
1 Einleitung	206
2 Regulation des Wasserhaushalts durch forstliche Bewirtschaftung	209
3 Optimierung der Nachhaltigkeit der Stoffkreisläufe	210
4 Forstliche Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer	214
5 Einsatz ökonomischer Instrumente	215
6 Schlussfolgerungen und Ausblick	218
Literatur	219
Abkürzungsverzeichnis	223
Kontaktdaten der Autorinnen und Autoren	225

SILVAQUA – Ziele und Bearbeitungskonzept

SILVAQUA – Aims and Concept

Ursula Rüping, Henning Meesenburg, Martin Jansen, Bernd Abrends, Claus Döring, Swen Hentschel, Johannes Suttmöller, Friedrich Beese, Bernhard Möhring und Hermann Spellmann

Zusammenfassung

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft gibt einen neuen Rahmen für das wasserwirtschaftliche Handeln in Europa vor. Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer werden damit auch für forstwirtschaftlich genutzte Gebiete verbindlich vorgeschrieben. Daraus ergibt sich für das forstliche Management die Notwendigkeit, die Folgen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand abzuschätzen.

Im Pilotprojekt SILVAQUA wurden mit einem integrativen Ansatz die Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten untersucht. Für das Einzugsgebiet der Oker im Nordharz sind modellhaft die Bereiche Waldentwicklung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, forstliches Wissensmanagement sowie forstökonomische Auswirkungen bearbeitet worden. Es wurde ein Modellsystem entwickelt, in dem diese Teilbereiche durch eigenständige Modelle abgebildet und über eine gemeinsame GIS-Datenbasis verknüpft werden.

Stichworte: EG-Wasserrahmenrichtlinie, forstliches Management, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Modelle, Nordharz

Abstract

The European Water Framework Directive, effective since the year 2000, stipulates a new framework for water management measures in Europe. The legally-binding regulations specified for environmental goals, such as “good ecological status” of inland water resources, also apply in managed forests. Thus forest managers must evaluate the effects of silvicultural measures on the ecological status of water resources.

Within the framework of the pilot project SILVAQUA, an integrative approach has been adopted to study the effect of forest management on quality and quantity of seepage and surface waters in forest catchments. For the Oker River Catchment in the northern Harz Mountains, stand development, water budgets, nutrient budgets, forest knowledge base, and economic implications were addressed in the study. A model system was developed in which these main aspects were modelled and then linked together in a GIS database.

Keywords: European Water Framework Directive, forest management, water budget, nutrient budget, models, northern Harz Mountains

1 Einleitung

Mit der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG-WRRL) ist ein neuer Rahmen für das wasserwirtschaftliche Handeln festgelegt worden (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT 2000, KEITZ v. u. SCHMALHOLZ 2002). Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer werden gemeinsam mit einem detaillierten Zeitplan zur Erreichung dieser Ziele verbindlich vorgeschrieben. Zusätzlich enthält die EG-WRRL ein Verschlechterungsverbot. Spätestens 2012 soll mit der Umsetzung von Maßnahmen begonnen werden, die der Erreichung eines „guten Zustands“ der Gewässer dienen. Da die Auswirkungen vieler Maßnahmen zum Gewässerschutz relativ lange Wirkzeiträume umfassen, ist es wünschenswert, frühzeitig mit der Maßnahmenplanung zu beginnen.

Die EG-WRRL ist eine der ersten umweltpolitischen Richtlinien der Europäischen Gemeinschaft, die explizit ökonomische Instrumente nutzt, um die von ihr gesetzten Ziele zu erreichen. Damit erhalten ökonomische Überlegungen in den bisher naturwissenschaftlich und technisch geprägten Bereichen des Wassermanagements mehr Bedeutung. Die Berücksichtigung ökonomischer Aspekte ist Ausdruck der Erkenntnis, dass die Beachtung wirtschaftlicher Elemente zur Erreichung der Ziele unerlässlich ist und dass die Entscheidungsfindung durch

eine verstärkte Berücksichtigung ökonomischer Informationen verbessert werden kann.

Der europäische Gewässerschutz wurde in den vergangenen zwei Jahrzehnten durch über 30 Richtlinien geprägt, die sich aber nur sektoral mit einzelnen Aspekten befassen (z. B. die Kommunalabwasser- oder die Trinkwasserrichtlinie). Am 22. Dezember 2000 ist die EG-WRRL in Kraft getreten. Sie bildet den grundlegenden Rechtsrahmen für den Schutz der aquatischen Umwelt in Europa. Die EG-WRRL beinhaltet im Wesentlichen zwei Zielsetzungen:

- Die Schaffung eines Ordnungsrahmens für die europäische Wasserwirtschaft durch Ablösung sektoraler Richtlinien und die Bündelung des wasserwirtschaftlichen Handelns in Maßnahmenprogrammen bzw. Bewirtschaftungsplänen.
- Die Erreichung bzw. Erhaltung eines guten Gewässerzustandes in allen Gewässern der EU, d. h. Oberflächengewässer, Küsten- und Übergangsgewässer sowie im Grundwasser, innerhalb von 15 Jahren.

Die eigentlichen Umweltziele wurden in Artikel 4 EG-WRRL festgelegt, der zentralen Vorschrift der Richtlinie.

Bei Oberflächengewässern gilt (Art. 4 Abs. 1a EG-WRRL):

- Verschlechterungsverbot
- Guter ökologischer und chemischer Zustand in 15 Jahren
- Gutes ökologisches Potenzial und guter chemischer Zustand bei künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörpern in 15 Jahren

Beim Grundwasser gilt (Art. 4 Abs. 1b EG-WRRL):

- Schadstoffeintrag in das Grundwasser verhindern oder begrenzen
- Verschlechterung des Grundwasserzustandes verhindern
- Umkehr von signifikanten Belastungstrends
- Guter mengenmäßiger und chemischer Zustand in 15 Jahren

Der Zustand der Oberflächengewässer wird gemäß der Wasserrahmenrichtlinie beurteilt anhand des „ökologischen und chemischen Zustandes“ (vgl. Art. 2 Nr. 18 EG-WRRL). Ein guter „ökologischer und chemischer Zustand“ ist in erster Linie auf die typenspezifische Ausprägung vorhandener Pflanzen- und Tierarten ausgerichtet. Vorausgesetzt werden dabei naturnahe Gewässerstrukturen und die Einhaltung von Grenzwerten prioritärer Wasserinhaltsstoffe (s. Abb. 1).

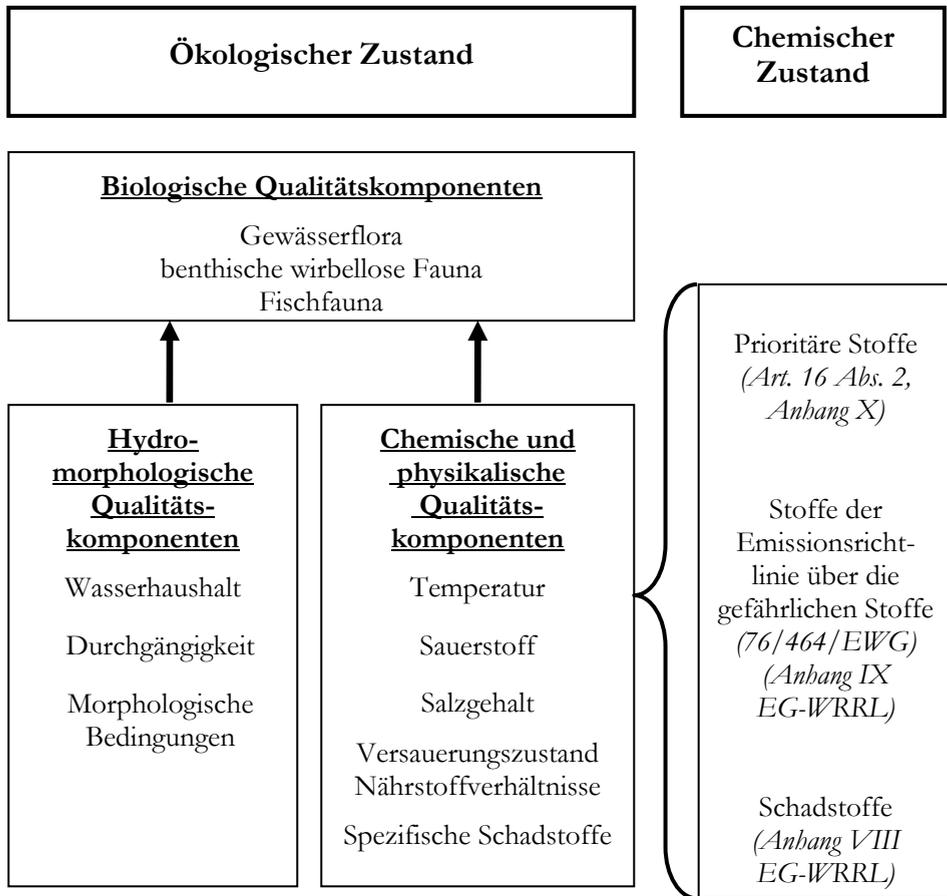


Abbildung 1: Bewertungskomponenten für den Zustand der Oberflächengewässer (FRISKE 2004, S. 35, verändert)

Neben den chemisch/physikalischen Qualitätskomponenten werden die Lebensbedingungen der Organismen in und an den Fließgewässern von den hydromorphologischen Qualitätskomponenten beeinflusst. Dementsprechend haben diese Parameter große Bedeutung bei der Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer (s. Abb. 1). Wenn die chemischen und physikalischen Vorgaben der EG-WRRL erfüllt sind, haben die Gewässerstruktur und hierbei insbesondere die Durchgängigkeit und die Sedimentfracht einen hohen Einfluss auf den ökologischen Zustand.

Die Richtlinie enthält für die Gewässerbewirtschaftung in Deutschland wichtige neue Ansätze. Die Gewässer sind flussgebietsbezogen zu bewirtschaften (Art. 3 Abs. 1 EG-WRRL), d. h. von der Quelle bis zur Mündung mit allen Zuflüssen. Ausschlaggebend sind somit nicht mehr administrative Grenzen, sondern die

Wasserscheiden der hydrologischen Einzugsgebiete. Für Deutschland gibt es zehn relevante Flussgebietseinheiten. Niedersachsen liegt in den Flussgebietseinheiten Ems, Weser, Elbe und Rhein; keine dieser Flussgebietseinheiten kann allein in Niedersachsen bewirtschaftet werden. Als Konsequenz muss das Flussgebietsmanagement zukünftig über die bestehenden politischen und administrativen Grenzen hinweg erfolgen. Dies erfordert ein hohes Maß an Abstimmung und Koordination zwischen den beteiligten Bundesländern und Mitgliedstaaten. Die EG-WRRL beinhaltet ganzheitliche Bewertungsansätze. Die Wasserrahmenrichtlinie schreibt die Auswahl geeigneter Maßnahmen nach Kosteneffizienzkriterien vor, um die Ziele zu erreichen. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfordert, dass Wirkungen geplanter Maßnahmen im Rahmen einer Kostenwirksamkeitsanalyse bewertet werden. Ökonomische Instrumente spielen eine wesentliche Rolle, um die Bewirtschaftungsziele zu erreichen. Zur Herstellung eines guten Gewässerzustandes sind als Instrumente national und international koordinierte Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne vorgesehen. Hier sind ggf. auch Maßnahmen zu ergreifen, die über den Bereich der Gewässerbewirtschaftung im engeren Sinne hinausgehen, z. B. in Bezug auf den Naturschutz oder die Landwirtschaft. Die EG-WRRL fordert bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne eine frühzeitige und kontinuierliche Information und Anhörung der Öffentlichkeit in der gesamten Flussgebietseinheit. Zudem enthält die EG-WRRL verbindliche Fristen für die erforderlichen Arbeiten und das Erreichen der Ziele.

Die Bestandsaufnahme der Gewässer im Rahmen der EG-WRRL hat gezeigt, dass die Zielerreichung bei den Oberflächengewässern in Deutschland nur bei 14 % sicher ist, bei den Grundwässern zu 47 % (s. Abb. 2). Bei Fließgewässern ist die Zielerreichung vor allem durch den hydromorphologischen Zustand und den Nährstoffeintrag gefährdet, beim Grundwasser eher durch den chemischen Zustand. Ein weiteres Ergebnis der Bestandsaufnahme ist, dass es unerwartet viele Unsicherheiten und Unklarheiten gibt. Dies betrifft sowohl die Datenlage als auch in Teilen die Wissensbasis und Handlungskonzepte.

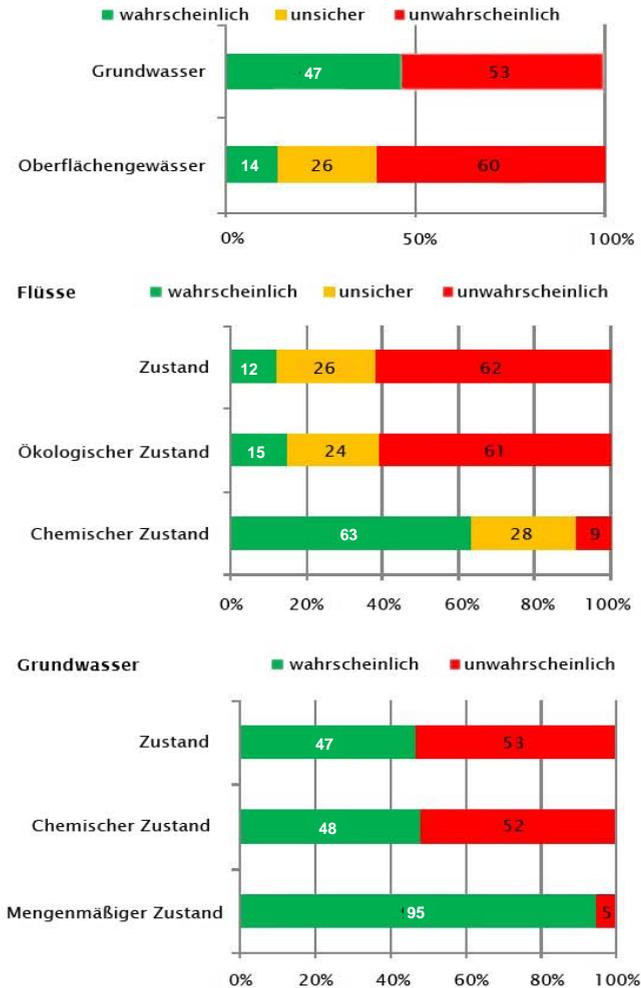


Abbildung 2: Zielerreichung der Kriterien der EG-WRRL für Grund- und Oberflächengewässer in Deutschland sowie Kriterien, die eine Zielerreichung unwahrscheinlich machen (Quelle: IRMER u. MOHAUPT 2005)

Bei dem Ansatz, der mit der EG-WRRL verfolgt wird, bezieht sich der Betrachtungsraum, für den ein Bewirtschaftungsplan aufgestellt werden muss, auf das gesamte Einzugsgebiet eines Gewässers von der Quelle bis zur Mündung. Der dabei gewählte fachlich integrative Ansatz ist sehr aufwändig, stellt aber durch das einheitliche Vorgehen eine Vergleichbarkeit der Gewässersituation in Europa sicher.

Wälder gelten allgemein als wenig problematisch für den Gewässerschutz, weshalb der Schwerpunkt bei der Erstellung von Gewässerbewirtschaftungsplänen

bisher auf den Landschaftsteilen mit anderen Nutzungsformen liegt. Waldgewässer stellen einen erheblichen Anteil der Gewässer in Niedersachsen und erfüllen wichtige Funktionen im Naturhaushalt der jeweiligen Einzugsgebiete:

- Waldgewässer sind vielfach als relativ naturnah einzustufen.
- Sie stellen kontinuierliche lineare Strukturen in den Landschaften dar, die nicht nur für den Wasser- und Stoffhaushalt bedeutsam sind, sondern auch Transferwege für Organismen darstellen.
- Sie sind Lebensräume und Refugien für gefährdete Tier- und Pflanzenarten.
- Zusammen mit ihren terrestrischen Nachbarsystemen bilden sie standörtliche Einheiten, die eng miteinander vernetzt sind und im intensiven Austausch miteinander stehen. Besonders die Auen sind dabei von Bedeutung.
- Waldeinzugsgebiete wirken sich dämpfend auf das Abflussverhalten aus und dienen dem dezentralen Hochwasserschutz.
- Einträge aus der Luft, die Wirkungen des Klimawandels sowie Veränderungen des Waldaufbaus und der Waldnutzung können sich auf den Zustand der Gewässer im Wald auswirken, indem sie Qualität, Menge und Dynamik des Wasserabflusses beeinflussen.

Mit Blick auf die EG-WRRL können als Problembereiche der forstlichen Landnutzung insbesondere folgende Aspekte genannt werden:

- Abflussdynamik: Die ausgleichende Wirkung der Wälder auf die Abflussdynamik ist grundsätzlich positiv zu beurteilen (SUTMÖLLER et al. 2007). Niedrigwasserperioden können jedoch durch den erhöhten Wasserverbrauch von Wäldern gegenüber anderen Landnutzungsformen verschärft werden. Abflussspitzen können verstärkt werden, wenn durch Baumartenwechsel vom Nadel- zum Laubwald der Ablauf der Schneeschmelze beeinflusst wird oder durch Walderschließungsmaßnahmen der Oberflächenabfluss erhöht wird (MEESENBURG et al. 2010).
- Versauerung: Die depositionsbedingte Versauerung der Sickerwasserleiter schreitet trotz abnehmender Säureeinträge fort, da die Critical Loads für Säure in weiten Bereichen (insb. im Harz) weiter überschritten werden (BAUMANN et al. 2006, MEIWES u. MEESENBURG 2007). Als direkte Kompensationsmaßnahme kommt insbesondere die Bodenschutzkalkung der Wälder in Betracht (AHRENDTS et al. 2008, JANSEN et al. 2007).
- Schwermetallmobilisierung: Die geogene Hintergrundbelastung für Schwermetalle ist insbesondere im Harz sehr hoch. Durch frühere Bergbauaktivitäten wurden zusätzlich Schwermetalle freigesetzt und in bestimmten Bereichen akkumuliert (z. B. Okeraue, Halden). Wenn versauerte Gewässer diese Bereiche durchfließen, ist das Risiko der Schwermetallmobilisierung zusätzlich erhöht (ERNST et al. 2004).

- Stickstoffsättigung der Wälder: Die Stickstoffeinträge der Wälder liegen in ganz Niedersachsen deutlich über dem Bedarf, d. h. die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sind überschritten (ALTENHOFEN et al. 2006, MEIWES u. MEESENBURG 2007). Dies induziert eine zunehmende Sättigung der Wälder mit dem Risiko erhöhter Nitratausträge ins Grundwasser (AHRENDTS et al. 2010).
- Schwebstoffmobilisierung: Das Risiko erhöhter Schwebstoffeinträge in Gewässer ist in bewaldeten Einzugsgebieten generell gering. Der Bodenschutz und der vermehrte Einsatz schwerer Holzerntemaschinen erfordert die Anlage permanenter Rückegassen, die die Bodenerosion im Bergland ggf. fördern können. Auch das relativ dichte Wegenetz im Wald kann Abflussbahnen erzeugen, die die Sedimentfracht erhöhen können.
- Organische Schadstoffe: Über das Risiko des Austrags organischer Schadstoffe gibt es relativ wenige Daten. Dokumentierte Belastungsschwerpunkte im Harz und potenzielle Punktquellen (z. B. Nasslagerplätze für Holz in Gewässernähe) sowie ihre Bedeutung für die Beurteilung des Gewässerzustandes für die EG-WRRL lassen es jedoch notwendig erscheinen, auch diese Stoffgruppe zu betrachten (FORTMANN u. MEESENBURG 2007).
- Gewässerstruktur: In der Vergangenheit sind die Gewässerstrukturen und die Auenvvegetation verändert worden. Der Wirtschaftswald mit z. T. standortfremden Baumarten grenzt häufig direkt an die Gewässer. Durch eine gezielte Gewässerrandgestaltung lassen sich strukturverbessernde Effekte im Sinne der EG-WRRL erreichen.

Die genannten Aspekte erfordern es, die Wirkungen des Waldes und der Waldbewirtschaftung aus der Sicht des Gewässerschutzes zu hinterfragen und in die Maßnahmenplanung zur Sicherung der Umweltziele der EG-WRRL einzu beziehen. Als Qualitätskriterien für Waldgewässer stehen dabei im Vordergrund:

- der Schutz des guten chemischen Zustands des Grundwassers unter Wald,
- der Schutz, Erhalt und die Förderung des guten mengenmäßigen Zustands des Grundwassers unter Wald,
- der Schutz, Erhalt und die Förderung des guten ökologischen Zustands oberirdischer Fließgewässer im Wald und
- der Schutz, Erhalt und die Förderung des guten ökologischen Zustands wasserabhängiger Land-Ökosysteme.

Als mögliche forstliche Handlungsoptionen zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL kommen folgende Maßnahmen in Betracht (SCHÜLER 2004, 2005, MEESENBURG et al. 2005, RÜPING 2009):

- Baumartenwahl
- Bestandesbegründung (Naturverjüngung, Pflanzung, Saat)
- Bestandesbehandlung und Hiebssystem
- Umtriebszeiten

- Nutzungsintensität
- Walderschließung (Wegebau, Holzlagerung etc.)
- Bodenschutzkalkung
- Bodenbearbeitung
- Verzicht auf Pflanzenschutzmittel
- Verwendung spezieller Schmierstoffe/Bioöle/Kraftstoffe
- spezielle Maßnahmen zum Gewässerschutz (Verbesserung der Gewässerstruktur, Anlage von Flutmulden etc.)

Quantitative Erkenntnisse zu den Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen und Kombinationen von Maßnahmen liegen nur punktuell vor (BOSCH u. HEWLETT 1982, BREDA et al. 1995, BÄUMLER u. ZECH 1997). Aufgrund der langfristigen Wirksamkeit ist es zudem aufwändig, Effekte von forstlichen Maßnahmen zu messen. Der Einsatz von Bewirtschaftungsszenarien in Verbindung mit Modellsystemen, welche den Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und das Bestandeswachstum abbilden, erlaubt die Abschätzung der Auswirkungen von forstlichen Maßnahmen auf die Gewässerqualität in größeren Einzugsgebieten. Zusätzliche Einflussgrößen (z. B. Klimawandel) lassen sich bei einem solchen Bearbeitungsansatz relativ problemlos einbeziehen (MEESENBURG et al. 2010).

Mit den Pilotprojekten SILVAQUA und SILVAQUAplus wird ein Instrumentarium geschaffen, mit dessen Hilfe Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten beschrieben und bewertet werden können. Dazu wurde ein flächendetaillierter Ansatz gewählt, in dem die Effekte von verschiedenen forstlichen Handlungsoptionen auf den mengenmäßigen und chemischen Gewässerzustand in Wäldern modellhaft beschrieben werden.

2 Ziele

Ziel des Verbundprojektes SILVAQUA ist der Aufbau eines Modellsystems, mit dem die Auswirkungen von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Qualität und Quantität der Oberflächen- und Grundwässer unter Wald beschrieben und bewertet werden können. Das Instrument soll als raumbezogenes Wissens- und Modellierungssystem Konsequenzen von Handlungsalternativen aufzeigen, die in die Entwicklung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen zur Erfüllung der EG-WRRL einbezogen werden können. Dabei werden forstliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Eignung zur Erreichung des Umweltziels „guter Zustand“ der Gewässer beurteilt. Als Ergebnis wird ein Maßnahmenbündel für bewaldete Einzugsgebiete vorgeschlagen, um den Gewässerzustand zu verbessern oder zu erhalten. Zudem werden die forstlichen Gewässerschutzmaßnahmen ökonomisch bewertet. Im Rahmen des Zusatzprojektes SILVAQUAplus werden die institutionellen Regelungen untersucht, die eine Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen im Wald ermöglichen bzw. unterstützen.

SILVAQUA ist ein niedersächsisches Pilotprojekt zur Umsetzung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie. In dem Pilotprojekt wurde exemplarisch der bewaldete Teil des Einzugsgebiets der Oker bearbeitet. Die Entwicklung erfolgte unter dem Anspruch der größtmöglichen Übertragbarkeit der Modellansätze auf andere bewaldete Einzugsgebiete im Bergland sowie der Anpassungsfähigkeit an die Verhältnisse im Tiefland. Qualitätsbeschreibende Zielgrößen in SILVAQUA sind zum einen die Stickstoffbelastung und der Säure-/Basezustand der Waldökosysteme. Zum anderen werden strukturelle Probleme im Einzugsgebiet beschrieben und Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur vorgeschlagen.

Das SILVAQUA-Projekt bezieht sich:

- Auf den Anhang II der EG-WRRL, in dem die Bestandsaufnahme der signifikanten Belastungen und ihren Auswirkungen auf die Gewässerqualität angesprochen werden. Im Vordergrund steht bei der forstlichen Landnutzung der Stoffeintrag aus diffusen Quellen. In einem ersten Schritt wurde die Lokalisierung und Einschätzung der Belastungssituation durch Stickstoff und Säureeinträge (Anhang II, 1.4 EG-WRRL) mit einer verbesserten räumlichen Differenzierung ermöglicht und zudem eine Abschätzung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität vorgenommen.
- Auf der Basis der Analyse wurden forstliche Maßnahmen abgeleitet, die zu einer Verbesserung des Zustandes der Gewässer beitragen und somit in das Maßnahmenprogramm (Art. 11 EG-WRRL) aufgenommen werden können.
- In Artikel 11 und Anhang III der EG-WRRL werden Maßnahmenprogramme zur Verwirklichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie und die wirtschaftliche Analyse angesprochen. Das ökonomische Teilprojekt lieferte Datengrundlagen, mit deren Hilfe Kosten von forstlichen Maßnahmen und kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen abgeleitet werden können.
- In Artikel 4 der EG-WRRL wird eine Verschlechterung des Zustands aller Oberflächengewässer und Grundwasserkörper untersagt („Verschlechterungsverbot“). Für den mengenmäßigen Zustand der Gewässer bedeutet dies, dass Extremereignisse (Hoch- und Niedrigwasser) durch forstliche Maßnahmen in ihren Auswirkungen nicht verschärft werden dürfen. Ebenso ist darauf zu achten, dass durch eine veränderte Waldbewirtschaftung die Grundwasserneubildung nicht nachhaltig vermindert wird.

3 Bearbeitungskonzept

Für das Pilotprojekt SILVAQUA wurde ein vorwiegend modellorientiertes Bearbeitungskonzept verfolgt. Für die Teilbereiche Waldentwicklung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Wissensmanagement und Ökonomie werden jeweils eigenständige Modelle eingesetzt, die über eine GIS-Datenbasis verknüpft werden (s. Abb. 3).

Zentraler Bestandteil des Modellierungssystems ist ein Waldwachstumssimulator (HANSEN 2006). Aufbauend auf Daten der Forsteinrichtung werden die Entwicklungen der Waldbestände für verschiedene forstliche Bewirtschaftungsszenarien simuliert. Die Ergebnisse der Waldwachstumssimulationen werden als Eingabeparameter in anderen Teilmodellen weiterverarbeitet. Der Bestandssimulator nutzt die GIS-Datenbasis, in der die Eingabe- und Ausgabeparameter verwaltet werden.

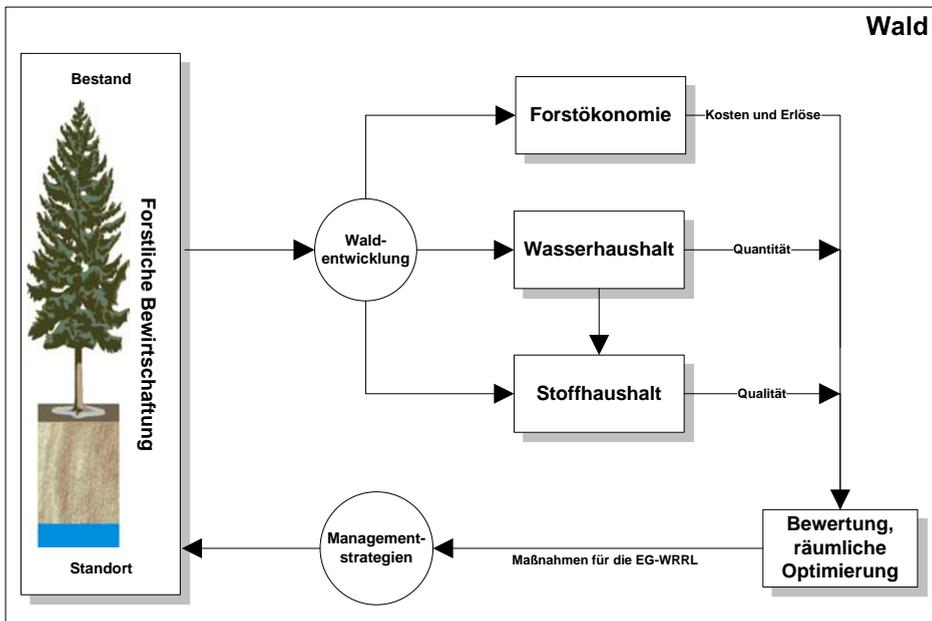


Abbildung 3: Untersuchungsansatz des Projektes SILVAQUA

Im Wasserhaushaltsmodell werden die wesentlichen Komponenten des Wasserhaushalts räumlich differenziert auf physikalischer Grundlage abgebildet. Mit Hilfe der Wasserhaushaltssimulation werden Unterschiede der Auswirkungen forstlicher Szenarien sowohl für mittlere Bilanzgrößen als auch für Extremereignisse wie Hochwässer abgeschätzt. Neben meteorologischen Antriebskräften (z. B. Niederschlag, Strahlung, Temperatur, Feuchte) und Standortdaten werden vom Waldwachstumssimulator Informationen zur Bestandesstruktur übernommen, um Prozesse wie Interzeption und Bestandestranspiration zu beschreiben. Zeitreihen des

Bestandesniederschlags und der Sickerwasserbildung können an das Stoffhaushaltsmodell übergeben werden (s. Abb. 3).

Das Stoffhaushaltsmodell setzt sich aus verschiedenen Teilmodellen zusammen, in denen Prozesse wie Deposition, Verwitterung, Stoffaufnahme des Bestandes, Denitrifikation, Stickstoffimmobilisation und Stoffaustrag flächenbezogen modelliert werden. Dazu wurden bestehende Modelle angepasst und zusätzlich einzelne Module neu entwickelt. Das Stoffhaushaltsmodell kann auf Daten zur Bestandesentwicklung (Baumarten, Bestandeshöhe, Holzmassen etc.) aus dem Waldwachstumsmodell sowie auf Daten zum Bestandesniederschlag und zur Sickerwasserbildung aus dem Wasserhaushaltsmodell zurückgreifen (s. Abb. 3). Zusätzlich werden Informationen zur Deposition, dem Klima, der Geologie und des Standorts benötigt.

Zur Ableitung von Eingangsgrößen für die Teilmodelle und zur Bewertung der Ergebnisse der Szenarienberechnungen wurde eine Wissensbasis „Forstliches Management“ erarbeitet, in der mit Hilfe von Literaturlauswertung und Evaluierung bestehender Datenbestände die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen abgeschätzt wurden. Dazu gehören die Bereiche Waldbau, Melioration, Walderschließung und Naturschutz. Hier wurden auch die umfangreichen Forschungs- und Monitoringergebnisse der Modellstudie „Lange Bramke“ ausgewertet und für die Untersuchung nutzbar gemacht.

Die alternativen Waldentwicklungsszenarien wurden im ökonomischen Modell auf der Basis der dynamischen Investitionsrechnung mit Hilfe der Annuitätenmethode bewertet. Eingangsdaten waren dabei Informationen zur Bestandesentwicklung (s. Abb. 3) wie u. a. Baumarten, Durchmesser, Vorräte, Biomassevolumen etc. jeweils des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes. Als Referenz für die Bewertung der veränderten waldbaulichen Behandlungsmethoden wurde jeweils die konventionelle forstliche Bewirtschaftung verwendet.

Die Validierung der Modelle erfolgte auf Grundlage von Daten aus verschiedenen Monitoringprogrammen der Wasserwirtschaft, Umwelt- und Forstverwaltung. Hier konnte insbesondere auf Daten aus dem Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ zurückgegriffen werden.

Zudem wurden im Rahmen eines Zusatzprojektes SILVAQUAplus die institutionellen Regelungen und deren Instrumente zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft untersucht (s. RÜPING et al., in diesem Band S. 189 ff.).

Literatur

- AHRENDTS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M. u. MEESENBERG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. *Forst u. Holz*, 63, 32-36
- AHRENDTS, B.; MEESENBERG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. *IAHS Publ.* 336, 32-37
- ALTENHOFEN, D.; HÖPER, H.; MEESENBERG, H.; SCHÄFER, W. u. THIERMANN, A. (2006): Eutrophierung. In: NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.): *Umweltbericht 2006 Niedersachsen*, 144-152
- BAUMANN, J.; JANKOWSKI, A. u. MEESENBERG, H. (2006): Versauerung. In: NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (Hrsg.): *Umweltbericht 2006 Niedersachsen*, 154-159
- BÄUMLER, R. u. ZECH, W. (1997): Atmospheric deposition and impact of forest thinning on the throughfall of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. *Forest Ecol. Managem.* 95, 243-251
- BOSCH, J.M. u. HEWLETT, J.D. (1982): A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3-23
- BRÉDA, N.; GRANIER, A. u. AUSSENAC, G. (1995): Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt. Liebl.). *Tree Physiol.* 15, 295-306
- ERNST, W.H.O.; KNOLLE, F.; KRATZ, S. u. SCHNUG, E. (2004): Aspects of ecotoxicology of heavy metals in the Harz region – a guided excursion. *Landbauforschung Völkenrode* 54, 53-71
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000
- FORTMANN, H. u. MEESENBERG, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens. *GeoBerichte* 4, 91 S.
- FRISKE, V. (2004): Wasserrahmenrichtlinie und Entwicklungsziele für kleinere Fließgewässer. In: FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG 2004: *Fließgewässer im Wald: Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen*, 31-39
- 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
- IRMER, U. u. MOHAUPT, V. (2005): Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie - Erster Blick in die Ergebnisse und Konsequenzen. www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/wrrrl-bestand.ppt
- JANSEN, M.; DÖRING, C.; AHRENDTS, B.; MEESENBERG, H.; MEIWES, K.J. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges.* 110 (2), 483-484
- KEITZ, S. VON u. SCHMALHOLZ, M. (2002): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Berlin: Schmidt
- MEESENBERG, H.; JANSEN, M.; DÖRING, C.; BEESE, F.; RÜPING, U.; MÖHRING, B.; HENTSCHEL, S.; MEIWES, K.J. u. SPELLMANN, H. (2005): Konzept zur Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* 62, 171-180

- MEESEBURG, H.; SUTMÖLLER, J. u. HENTSCHEL, S. (2010): Retrospective and prospective evaluation of water budgets at Lange Bramke, Harz Mountains, Germany: Effects of plant cover and climate change. IAHS Publ. 336, 239-244
- MEIWES, K.J. u. MEESEBURG, H. (2007): Säurebildner. GeoBerichte 7 Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen, Teil 2: Schwermetalle, organische Belastungen und Säurebildner, 34-48
- RÜPING, U. (2009): Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main
- SCHÜLER, G. (2004): Kopplung von Prozessuntersuchungen, Modellierung und Handlungsempfehlungen. Das EU-Projekt „Water Retention by Land-Use“. In: Seminarreihe „Regionale Wasserwirtschaft in Theorie und Praxis“, 67-75
- SCHÜLER, G. (2005): Auswirkungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf den Wald und die Waldbewirtschaftung. Forst u. Holz 60, 316-320
- SUTMÖLLER, J.; HENTSCHEL, S.; MEESEBURG, H. u. SPELLMANN, H. (2007): Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten. In: MIEGEL, K., TRÜBNER, E.-R. u. KLEEBERG, H.-B. (Hrsg.): Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 20.07 (1), 235-246

Korrespondierende Autorin:

Dr. Ursula Rüping

Vormals:

Georg-August-Universität Göttingen

Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie

Abteilung Forstökonomie und Forsteinrichtung

Aktuell:

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern

Abteilung 2 - Nachhaltige Entwicklung, Forsten und Naturschutz

Paulshöher Weg 1,

D-19061 Schwerin

E-Mail: u.rueping@lu.mv-regierung.de

URL: www.regierung-mv.de

SILVAQUA – Untersuchungsgebiete und Datengrundlage

SILVAQUA – study areas and database

*Martin Jansen, Claus Döring, Swen Hentschel, Johannes Suttmöller,
Bernd Abrends und Henning Meesenburg*

Zusammenfassung

Untersuchungsgebiet der Modellstudie SILVAQUA war das Einzugsgebiet der Oker, insbesondere die Flächen des walddreichen Teileinzugsgebiets des Harzes sowie der „Langen Bramke“. Die für den flächenbezogenen Modellierungsansatz verfügbaren Daten zum Klima, zur Geologie und zu den forstlichen Standorten werden vorgestellt. Das Teileinzugsgebiet der Oker im Harz ist von montan getöntem Klima mit kühlen Temperaturen und hohen Niederschlägen beeinflusst. Die von basenarmen Grundgesteinen geprägten Standorte sind überwiegend nährstoffarm und tiefgründig versauert. Die Bestockung in dem stark reliefierten Gelände besteht zu mehr als 80 % aus Fichtenbeständen unterschiedlichen Alters. Die Altbestände sind in der Regel mit jungen Buchen unterbaut.

Stichworte: Klima, Geologie, forstliche Standorte, Okereinzugsgebiet, Harz, „Lange Bramke“

Abstract

The study area for the model study SILVAQUA was situated in the Oker River Catchment, Lower Saxony, in particular in forested areas of the Harz Mountains and “Lange Bramke” Catchment. The data available on climate, geology, soils, and forest stands for the spatial modelling approach are presented. The montane climate of Oker Catchment in the Harz Mountains is characterized by low temperatures and high precipitation. The soils are mainly acidified cambisols with low nutrient availability. Norway spruce (*Picea abies*), occurring in stands of different ages, constitutes the dominant tree species, comprising more than 80 % of the study area. A large proportion of the mature Norway spruce stands were underplanted with European beech (*Fagus sylvatica*).

Keywords: climate, geology, soils, Oker River Catchment, Harz Mountains, “Lange Bramke”

1 Einleitung, Datengrundlage und -organisation

Dem Pilotprojekt SILVAQUA wurde ein flächenbasierter Ansatz zugrunde gelegt. Damit war eine wesentliche Teilaufgabe der Aufbau und die Organisation der Daten in einem Geographischen Informationssystem (GIS). Zusätzlich wurden Messreihen klimatischer und hydrologischer Untersuchungen integriert. Für den niedersächsischen Teil des Einzugsgebiets der Oker wurde eine umfangreiche Geodatenbasis aufgebaut (s. Tab. 1).

Die Landnutzungsinformationen für den niedersächsischen Teil wurden aus dem Amtlichen Topographischen-Kartographischen Informationssystem ATKIS entnommen, für das gesamte Einzugsgebiet aus dem CORINE Land Cover des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR), die im Raster- und Vektorformat vorliegen. Die detaillierten Bestandesinformationen für die Flächen des niedersächsischen Landeswaldes entstammen den Forsteinrichtungsdaten des Niedersächsischen Forstplanungsamtes (NFP).

Geologische Karten und Bodenübersichtskarten wurden vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) zur Verfügung gestellt. Für einen Teil der Waldflächen sind zusätzlich noch die räumlich hoch aufgelösten Informationen der niedersächsischen forstlichen Standortkartierung genutzt worden.

Für die Modellierungen des Wasser- und Stoffhaushalts sind Bodeneigenschaften wie Bodenart, Skelettgehalt, Humusform wichtige Eingangsgrößen, die nicht direkt in den Schlüsselkennziffern der forstlichen Standortkartierung enthalten sind. Daher wurden vom LBEG für die Flächendaten der forstlichen Standortkartierung mit den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS[®]) Bodenprofile berechnet und dem Projekt SILVAQUA als Datenbank

zur Verfügung gestellt. Damit lagen für alle Polygone der Standortkartierung die notwendigen Eingangsdaten für die Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung vor.

Tabelle 1: Geodatenbasis im Projekt SILVAQUA

Thema	Daten	Räumliche Auflösung	Quelle
Landnutzung	ATKIS	1 : 10.000 - 1 : 25.000	LGN
	CORINE Vektor/Raster	ca. 1 : 100.000	DLR
	Forsteinrichtung	1 : 10.000	Nds. Forstplanungsamt
Geologie/ Boden	Standortkartierung	1 : 10.000	Nds. Forstplanungsamt
	Bodenübersichtskarte	1 : 50.000	LBEG
	Geologische Karten	1 : 50.000 1 : 25.000	LBEG
Digitales Gelände- modell	SRTM	ca. 80 x 80 m	DLR
	DGM50	50 x 50 m	LGN
	DGM5	12,5 x 12,5 m	LGN (Lange Bramke)
Hydrologie	Hydrogeologische Übersichtskarte	1 : 500.000	LBEG
	Hydrogeologische Übersichtskarte	1 : 200.000	LBEG
Deposition	Feuchtdeposition	1 x 1 km	FAL-AOE Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsan- stalt für Landwirtschaft, Braunschweig
	Trockendeposition	1 x 1 km	
	Stoffkonzentration im Niederschlag	1 x 1 km (1990 bis 1994: 5 x 5 km)	
Klima	Stationsdaten 1961 - 2005		Deutscher Wetterdienst

Digitale Geländeinformationen sind aus verschiedenen Quellen und in unterschiedlichen Maßstäben vorhanden. Für das gesamte Einzugsgebiet der Oker liegen die SRTM-Daten vom Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR-EOWEB) vor. Diese haben eine Raster-Auflösung von ca. 80 m. Mit einer etwas höheren räumlichen Auflösung liegen die Daten des DGM50 für den niedersächsischen Teil vor. Hoch aufgelöste DGM5-Daten sind nur für das Einzugsgebiet der „Langen Bramke“ vorhanden. Niedersächsische DGM-Daten wurden von der

Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen (LGN) zur Verfügung gestellt.

Eingangsdaten für die Abschätzung der Stoffeinträge in die Waldökosysteme sind berechnete Depositionen in 1 x 1 km-Auflösung. Für den Zeitraum 1990 - 94 liegen die Stoffkonzentrationen im 5 x 5 km-Raster vor (GAUGER et al. 2002, AHREND, in diesem Band S. 115 ff.)

2 Einzugsgebiet Oker

Das Einzugsgebiet der Oker umfasst ca. 1.830 km², davon liegen 86 % in Niedersachsen und 14 % in Sachsen-Anhalt. Das Einzugsgebiet wird in neun Wasserkörpergruppen eingeteilt, die teilweise als erheblich verändert einzustufen sind (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG 2005).

Im Einzugsgebiet der Oker liegen nach den CORINE Landnutzungsdaten im Jahr 2000 ca. 50.660 ha Wald, das entspricht 28 % der Gesamtfläche (s. Tab. 2). Harz und Elm sind die größten weitgehend geschlossenen Waldgebiete mit zusammen 31.000 ha. Fast die Hälfte der Wälder sind Nadelwälder, die sich schwerpunktmäßig im Harz aus Staats- und Kommunalwaldflächen zusammensetzen (s. Abb. 1). Der Laubwaldanteil von 43 % konzentriert sich auf das Tiefland, insbesondere den Elm. Dies sind überwiegend Flächen des Kleinprivatwaldes, die von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen betreut werden. Nur etwa 8 % der Wälder sind nach den CORINE Landnutzungsdaten im Jahr 2000 als Mischwald ausgewiesen.

Tabelle 2: *Waldverteilung im Einzugsgebiet der Oker (ausgewiesen nach CORINE, Bezugsjahr 2000)*

	Gesamt	Elm	Harz
Waldfläche ges. [ha]	50.660	7.100	23.900
Laubwald [%]	43,0	79,2	7,7
Nadelwald [%]	48,8	14,0	79,6
Mischwald [%]	8,2	4,5	6,5

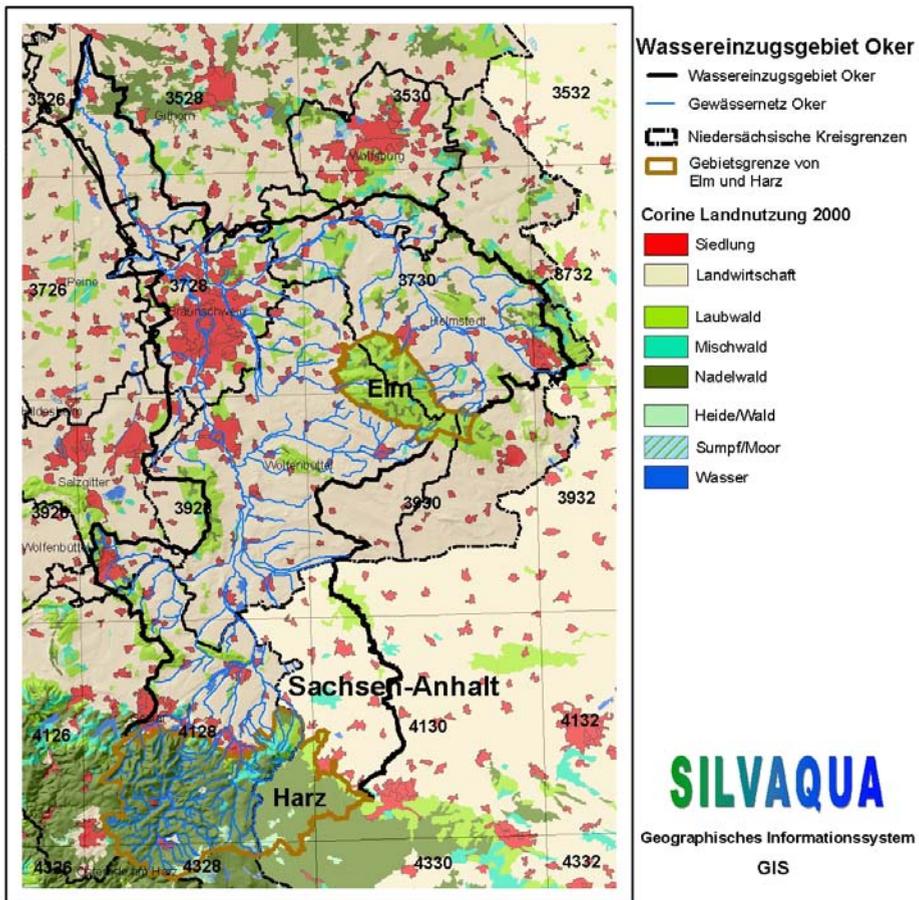


Abbildung 1: Waldflächenverteilung nach CORINE 2000 im Einzugsgebiet der Oker

2.1 Aktueller Gewässerzustand des Einzugsgebietes Oker

Unter dem Begriff der Gewässerstruktur werden alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes zusammengefasst, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Die Gewässerstrukturklassen I (naturnah)-IV (stark verändert) sind ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer. Maßstab der Bewertung ist der potenziell natürliche Gewässerzustand, der sich nach Einstellung vorhandener Nutzungen im und am Gewässer einstellen würde (LAWA 2000, 2003). Die Abschätzung der EG-WRRL-Zielerreichung bezüglich der Struktur beruht auf dem Anteil der beiden schlechtes-

ten Strukturklassen III und IV. Die Struktur wirkt sich damit nur bei sehr starken Defiziten negativ auf die Beurteilung aus (FGG WESER 2005).

Nur 7 % der Gewässerabschnitte mit Angaben zur Gewässergüte entfallen im gesamten Einzugsgebiet der Oker auf den Wald (niedersächsischer Teil nach CORINE 2000 Landnutzung). In den überwiegend bewaldeten Teileinzugsgebieten ist die aktuelle Gewässergüte deutlich besser als im übrigen Teil des Einzugsgebietes. Dies belegen die entsprechenden prozentualen Anteile der Gewässergüteklassen in Abhängigkeit von der Landnutzung (Tab. 3).

Tabelle 3: Anteil [%] der Gewässergüteklassen I-IV an den Landnutzungsklassen nach CORINE 2000 im Okereinzugsgebiet (nur Niedersachsen)

Nutzung	I	I-II	II	II-III	III	IV
Siedlung	0,9	2,9	6,3	6,5		0,1
Landwirtschaft	0,6	1,7	40,1	29,9	1,7	0,4
Wald	1,5	1,2	3,4	0,9		
Wasser	0,9		0,8	0,1		

3 Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

Für Fragen der Modellüberprüfung, Gewässerrandgestaltung und des Stoffhaushaltes wurde ein größeres, abgrenzbares Gebiet bearbeitet, das im niedersächsischen Teil des Harzes liegt und überwiegend aus Waldflächen besteht.

Die Grenzziehung erfolgte unter der Vorgabe der Verfügbarkeit von Forsteinrichtungsinformationen im Harzteil des Okereinzugsgebietes. Damit fielen beispielsweise die Flächen in Sachsen-Anhalt und des Stadtwaldes von Goslar weg. Ausgehend von den 1 x 1 km-Geometrien der Depositionsdaten wurde ein 18 x 21 km großer Ausschnitt so gewählt, dass er die Landeswaldflächen des Harzes im Okereinzugsgebiet einschließt (vgl. Abb. 7). Das Gebiet mit einer Fläche von 378 km² ist nach den CORINE 2000-Daten zu 80 % bewaldet, davon sind 80 % Nadelwald.

3.1 Klima

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist entsprechend der Lage überwiegend montan geprägt. Ganzjährig dominieren Westwindwetterlagen, so dass längere Trockenperioden ausgesprochen selten auftreten. Die mittlere Jahressumme des Niederschlags weist eine deutliche Abhängigkeit von der Orographie auf. Im nördlichen Harzvorland wurden an der Station Bad Harzburg während der Klimanormalperiode von 1961 bis 1990 im Jahresmittel rund 780 mm Niederschlag gemessen. Mit zunehmender Geländehöhe steigt die mittlere Jahresniederschlags-

summe auf deutlich über 1.000 mm an (Station: Braunlage 1.230 mm) und erreicht auf dem Brocken im langjährigen Mittel (1961 - 1990) mit 1.770 mm ihr Maximum. Die Abbildung 2 zeigt exemplarisch die räumliche Verteilung der mittleren jährlichen Niederschlagssumme für die Jahre 1996 bis 2005.

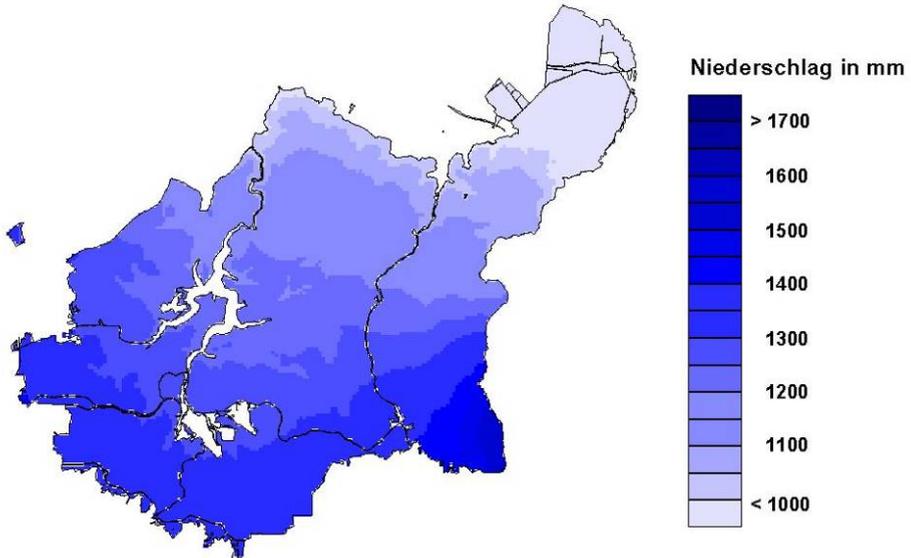


Abbildung 2: Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (mittlere Jahressumme 1996 - 2005)

Die Temperatur weist ebenso wie der Niederschlag eine eindeutige Höhenabhängigkeit auf. Die Jahresmitteltemperatur der Klimanormalperiode 1961 - 1990 liegt in der kollinen Höhenstufe des Harzvorlandes bei ca. 8,5 °C. Die mittleren Lagen des Harzes (montane Höhenstufe) sind mit rund 6,0 °C Jahresmitteltemperatur bereits deutlich kühler. In der hochmontanen Höhenstufe nimmt die Jahresmitteltemperatur bis auf knapp 3 °C in den exponierten Lagen des Brockens ab.

3.2 Geologie

Die geologischen Ausgangssubstrate im Harz sind als Material der Bodenbildung sowohl für den Stoff- als auch für den Wasserhaushalt der Wälder von zentraler Bedeutung. Hierbei ist insbesondere die chemische und physikalische Charakterisierung aufgrund ihrer Mineralogie und Petrologie von Interesse.

Der Harz wird in den Ober-, Mittel- und Unterharz gegliedert (s. Abb. 3). Die Grenzen bilden die markanten Störungslinien der Acker- und der Tanner-Hauptstörung. Die Gebiete des Oberharzes sind im Zuge der Gebirgsbildung am höchsten aufgestiegen, im nördlichen Harzvorland sind die jüngeren Sedimentgesteine durch eine gerichtete Hebung stark aufgedrückt und aufgeschoben. Die

Hochlagen des Oberharzes werden vom mächtigen Brockengranit noch einmal um ca. 200 m überragt.

Das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ liegt mit den bewaldeten Flächen überwiegend am nordöstlichen Rand des Oberharzes.

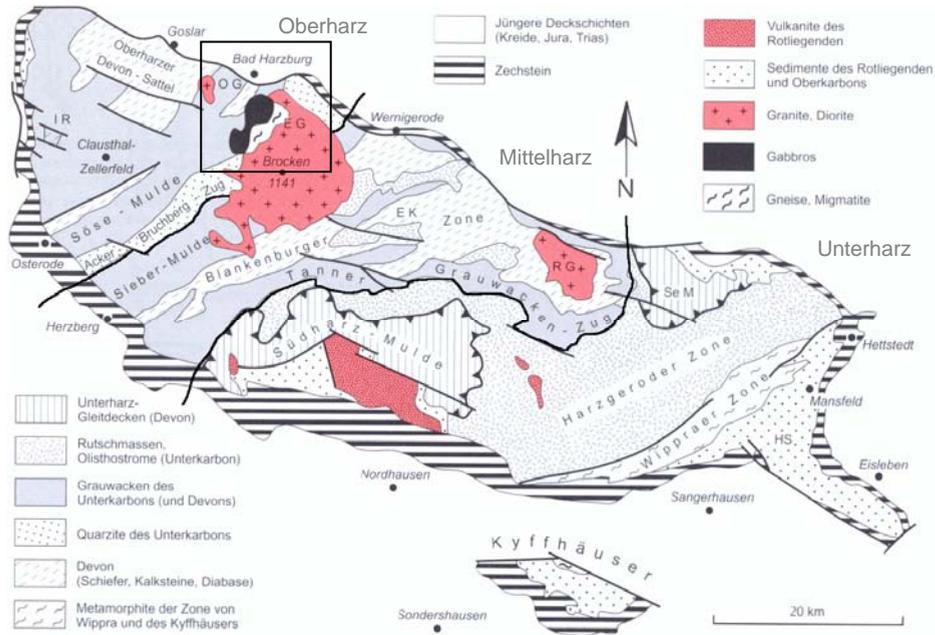


Abbildung 3: Geologische Gliederung des Harzes (n. HENNINGSEN u. KATZUNG 2006, *veränd.*, EG = Eckergraben, EK = Elbingeröder Komplex, HS = Hornburger Sattel, IR = Iberg-Riff, OG = Oker-Granit, RG = Ramberg-Granit, SeM = Selk-Mulde). Der Kasten zeigt die Lage des Teileinzugsgebietes „Nordharz“.

Der Oberharz wird flächenmäßig vom Oberharzer Devonsattel und der Clausthaler Kulmfaltenzone bestimmt. Der Oberharzer Devonsattel besteht im Osten aus dem unterdevonischen Kahlebergsandstein, im Westen treten oberdevonische Schiefer und Kalke auf. Die Clausthaler Kulmfaltenzone wird geprägt von in erzbirgischer Richtung gefalteten Wechsellagerungen von Kulm-Grauwacken und -Tonschiefern. Im Wesentlichen senkrecht zur Kontur des Harzes streichen die schmalen Bänder des Oberharzer Diabaszugs, der Sösemulde und des Ackerbruchbergzugs (der die südöstliche Grenze des Oberharzes bildet) in SW-NO-Richtung. Inselartig treten die Plutonite des Oker- (OG) und Brockengranits und der Gabbro bei Bad Harzburg hervor. Zwischen dem Brockengranit und dem Gabbro liegt der Eckergraben (EG).

Im Harz finden sich größere Vorkommen magmatischer Tiefengesteine. Am bedeutendsten ist der aus basenarmen Schmelzen aufgestiegene Brockengranit, der

hauptsächlich aus Biotitgranit besteht. Noch ungeklärt ist, ob der Okergranit ein gesondertes Vorkommen oder Teil des Brockengranits ist. Der Ramberggranit ist ein gesondertes Tiefengesteinsvorkommen (HENNIGSEN u. KATZUNG 2006). Im Kontaktbereich des Brockens sind auch basenreiche Schmelzen aufgestiegen und bilden den Harzburger Gabbro. Er tritt in zwei verschiedenen Fazies auf: dem noritischen Komplex und dem nördlich davon gelegenen Gabbrokomplex. Der Aufstieg der Tiefengesteine wird auf die Wende zwischen Karbon und Perm datiert. Erst im Zuge der späteren Erosion der Deckschichten traten sie an die Oberfläche.

Neben den Granitintrusionen kam es zur Zeit des Mittel- bis Oberdevon auch zu basenreichen Ergüssen. Beispiele dafür sind der ca. 1 km breite Oberharzer Diabaszug oder der Grünschieferzug der Wippraer Zone im Unterharz. Aber auch im Oberharzer Devonsattel und der Clausthaler Kulmfaltenzonen finden sich immer wieder diabasische Intrusionen und Tufflagen.

Im Verlauf der Auffaltung und Hebung des Harzes kam es nicht nur zum Aufstieg von Magma sondern auch zur Bildung hydrothermaler Quellen, die im Meer zu Erzausfällungen führten. Später wurden die Erzschlämme verdichtet und unter dem Druck der aufliegenden Gesteine umkristallisiert. Der Harz ist bekannt für seine reichen Erzlagerstätten, die über 1.000 Jahre eine große wirtschaftliche Bedeutung für die Harzregion hatten. Allein aus dem Rammelsberg bei Goslar wurden 30 Mio. Tonnen Eisenerze gefördert, hauptsächlich Schwefel-, Blei-, Zink-, Grau-, Braun- und Kupfererze. Wirtschaftlich bedeutend waren aber auch die Roteisensteinlager im Oberharzer Diabaszug, die zur Eisenverhüttung genutzt wurden (MOHR 1998).

Die vielfältigen Erzvorkommen im Harz sind von besonderer Bedeutung für die Gewässerqualität. Sie führen vielerorts zu erhöhten Schwermetallgehalten in Sedimenten und in Fließgewässern sowie im Grundwasser.

Die Abbildung 4 zeigt für den „Teilbereich Nordharz“ des Okereinzugsgebietes die wichtigsten stratigraphischen und petrographischen Einheiten der Deckschichten nach der Geologischen Karte 1 : 25.000. Im Nordwesten finden sich Bereiche des Oberharzer Devonsattels und der Clausthaler Kulmfaltenzone. Im Süden werden der Diabaszug und der Ackerbruchbergzug angeschnitten.

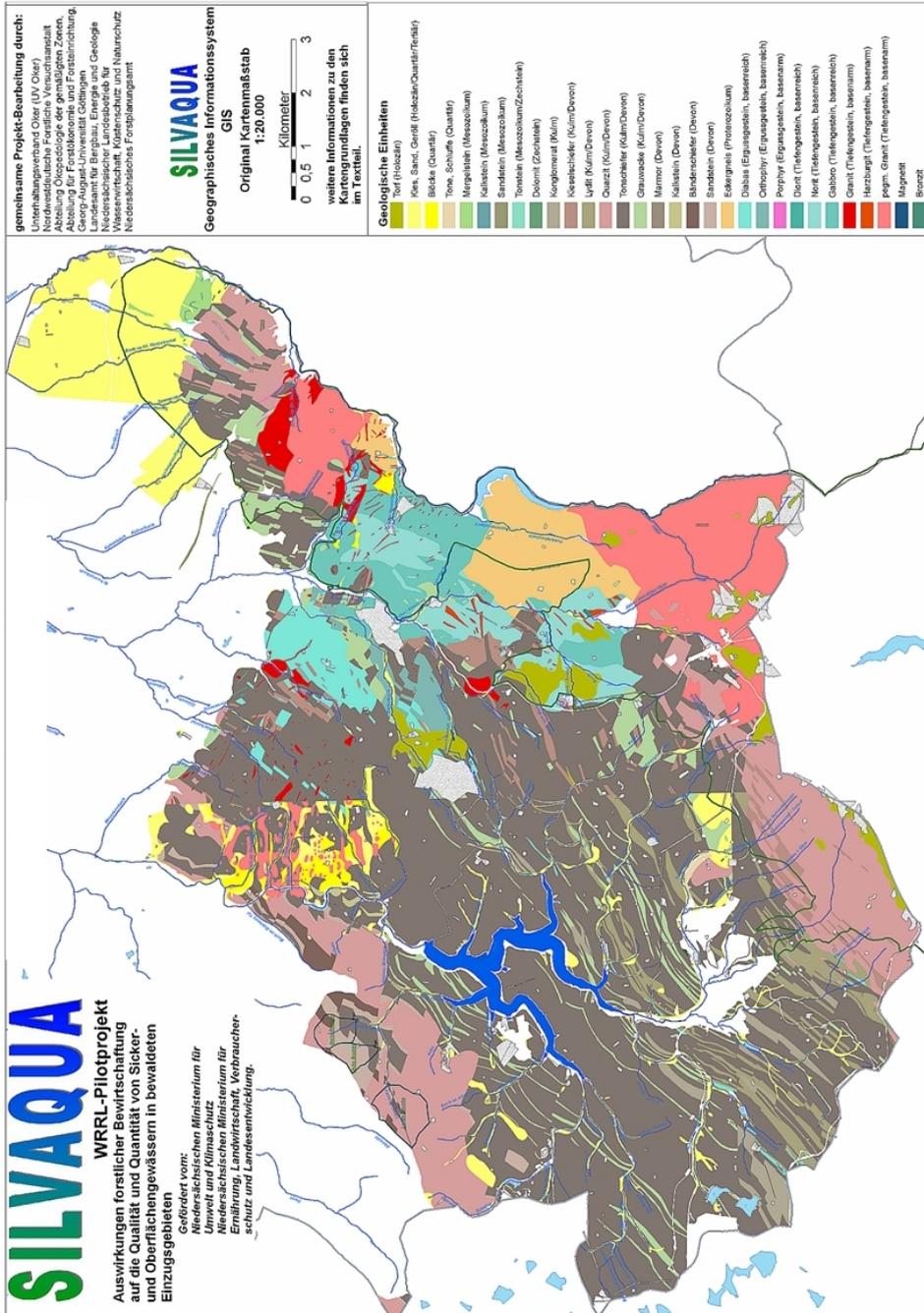


Abbildung 4: Geologische Einheiten der Deckschichten im bewaldeten Teil des Okereinzugsgebietes „Teilbereich Nordbarz“

Das bewaldete Gesamtgebiet umfasst ca. 15.300 ha, wobei mehr als die Hälfte der Fläche auf devonische Tonschiefer (43 %) und Quarzite (11 %) entfällt. Der größte Teil der Quarzitvorkommen ist im Norden dem Oberharzer Devonsattel und im Süden dem Ackerbruchbergzug zuzuordnen. Die großen Gebiete der Tonschiefer werden als Folge der variskischen Auffaltung von in SW-NO-Richtung ausgerichteten Bändern aus Grauwacke, Kiesel- und Bänderschiefer sowie in geringerem Ausmaß von Diabasvorkommen durchzogen. Im Osten schneidet das Untersuchungsgebiet in zwei Bereichen die Granite des Brockens an. Diese nehmen 9 % (2.302 ha) des Untersuchungsgebiets ein und sind größtenteils als mikropegmatische Granite klassifiziert. Der Okergranit als drittes Granitvorkommen befindet sich im Norden des Untersuchungsgebiets. Er ist in Abbildung 4 nicht als zusammenhängendes Gebiet dargestellt, sondern vielmehr von quartären Blockhalden und Ablagerungen überlagert.

Die zwei Bereiche des Brockengranits sind durch Vorkommen des Harzburger Gabbros und der Eckergneisscholle getrennt. Dabei nehmen Gabbro 6 % und Eckergneis 3 % des Untersuchungsgebiets ein. Beide Gesteine sind stellenweise von Bändern basenarmer Tiefengesteine (Granit, Harzburgit) durchzogen. Der Harzburger Gabbro ist teilweise noch von Sedimenten des Kulms und Devons überdeckt.

Vor allem in den Bereichen der wenig durchlässigen Tiefengesteine bildeten sich im Holozän ausgedehnte Hochmoore, die einen Anteil von ca. 2 % einnehmen.

Der nordöstliche Teil des Untersuchungsgebiets liegt bereits im Harzvorland und ist geprägt durch Schotterflächen, die hauptsächlich aus holozänen und quartären Ablagerungen hervorgegangen sind. Weitere Ablagerungen dieser Art sowie Fließerden begleiten die größeren Täler des gesamten Harzes und machen im Untersuchungsgebiet eine Fläche von 1.679 ha (11 %) aus.

3.3 Forstliche Standortseigenschaften

Für den im Nordharz gelegenen Teil des Okereinzugsgebiets liegen für knapp 16.000 ha Landeswaldfläche die Standortdaten digital vor. Im niedersächsischen Verfahren der forstlichen Standortskartierung werden 3 Standortsfaktoren verschlüsselt:

- Bodenfeuchte und Geländeform
- Nährstoffversorgung
- Geologisches Ausgangssubstrat und Lagerungsverhältnisse

Die Standortverhältnisse wechseln in Abhängigkeit von Relief und dem Ausgangsgestein z. T. recht kleinräumig. Die mittlere Flächengröße von Einheiten der Standortskarte beträgt im Untersuchungsgebiet 0,84 ha. Dies unterstreicht den hohen Detaillierungsgrad dieses Kartierverfahrens.

Bei der Klassifikation nach Bodenfeuchte und Geländeform nehmen die Sonn- und Schatthänge zusammen ca. 65 % ein (s. Tab. 4). Tendenziell besonders trockene Standorte wie Kämmen, Kuppen und schmale Rücken besitzen lediglich einen Anteil von unter 2 %. Dagegen sind von Wasserüberschuss gekennzeichnete Standorte wie Moore, Stauwasserstandorte und Tallagen mit ca. 17 % vertreten. Der Anteil der Berglandmoore ist mit 6,7 % sehr hoch. Die Moore liegen überwiegend in der ober- und hochmontanen Stufe des Harzes.

Tabelle 4: Fläche [ha] und Flächenanteile [%] von Wasserhaushaltstypengruppen im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ klassifiziert nach der niedersächsischen forstlichen Standortskartierung

Bodenfeuchte und Geländeform	Fläche [ha]	Fläche [%]
Schluchten und Täler	428	2,7
Täler und Hangfüße	6.576	4,2
ebene Lagen, Plateaus, breite Rücken	2.556	16,2
Stauwasserstandorte, eben bis schwach geneigt	537	3,4
Berglandmoore	1.052	6,7
Schatthänge	5.787	36,6
Sonnhänge	4.476	28,3
Kämme, Kuppen, schmale Rücken	269	1,7
Steilabstürze	36	0,2
Gesamt	15.798	100

Auf über 64 % der Fläche sind die Standorte mäßig nährstoffversorgt; eine gute und sehr gute Nährstoffversorgung findet sich nur auf rund 6,4 % der kartierten Fläche (s. Tab. 5). Dies sind vor allem basenreiche Ausgangssubstrate und Kalkstandorte (s. Abb. 5).

Tabelle 5: Flächenanteile [%] von Nährstoffeinschätzungen im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ klassifiziert nach der niedersächsischen forstlichen Standortskartierung (- : schlechter als Hauptstufe, + : besser als Hauptstufe)

Nährstoffziffer	-	Hauptstufe	+	Summe
1 sehr schwach		0,7	0,6	1,3
2 schwach	3,1	4,0	5,4	12,5
3 mäßig	16,7	34,1	13,3	64,1
4 ziemlich gut	5,0	6,3	4,5	15,8
5 gut	2,4	3,1	0,7	6,2
6 sehr gut		0,1		0,1

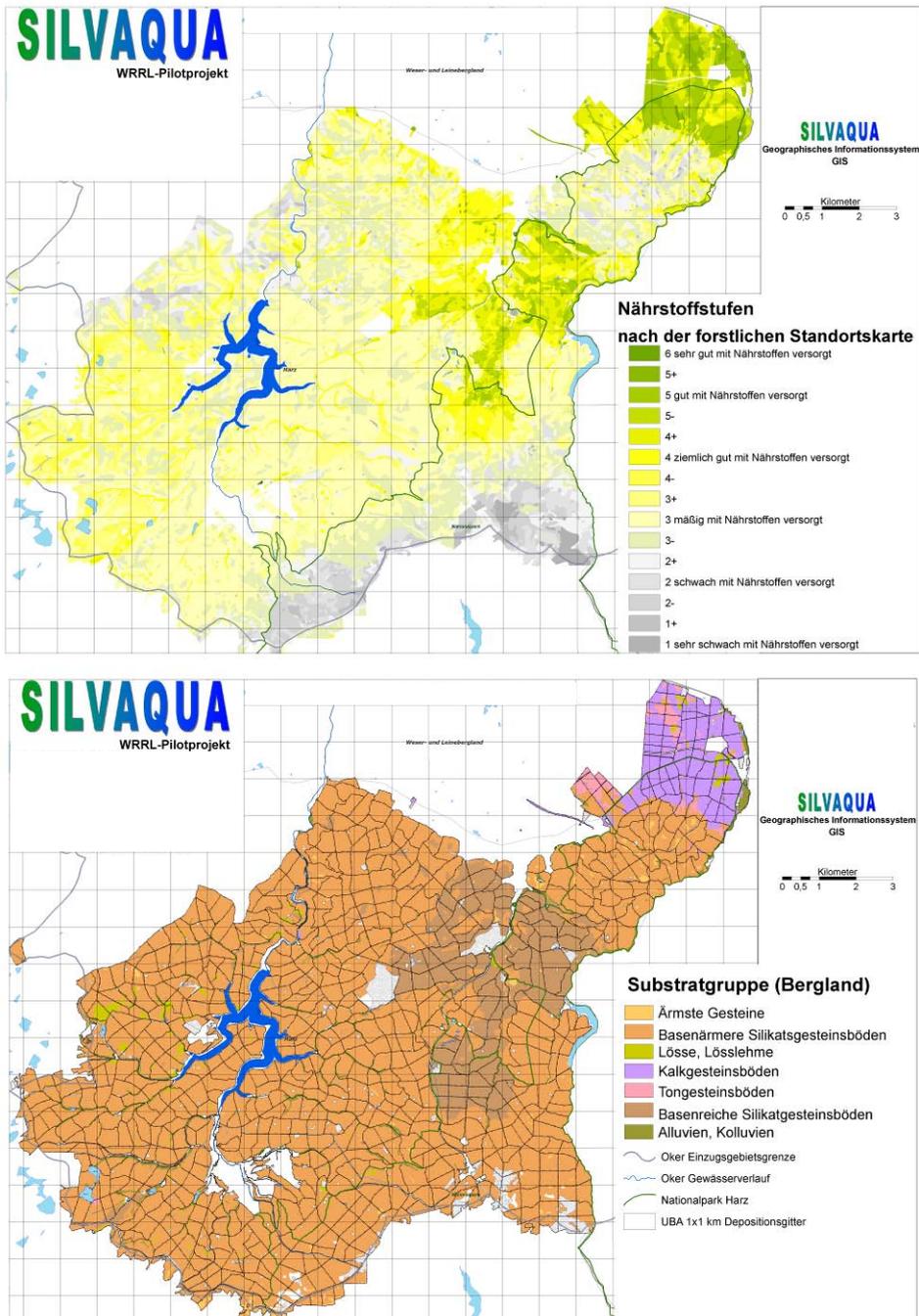


Abbildung 5: Die Nährstoffstufen (oben) und Substratgruppen (unten) nach der niedersächsischen forstlichen Standortskartierung im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

Bei den Ausgangssubstraten für die Bodenbildung ist flächenhaft besonders bedeutsam das Vorkommen von zweischichtigen Böden mit bis zu 30 cm mächtigen lehmig-sandigen Decken über basenarmen Silikatgestein (Substrat 2, Lagerung 2) und die stärker schluffig-lehmigen Decken mit 30 bis 70 cm Mächtigkeit (Substrat 2, Lagerung 3), die zusammen 75 % der Fläche einnehmen (s. Tab. 6). Geologisch entspricht dies den Bodenbildungen auf den lößüberlagerten devonischen und karbonischen Ausgangssubstraten wie Grauwacken, Tonschiefern und Quarziten. Kalkgesteine machen nur ca. 4,5 % der Flächen aus, basenreiche Standorte wie Diabase und Gabbro ca. 12 %.

Tabelle 6: *Flächenanteile [%] von Substrat- und Lagerungskennziffern im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ klassifiziert nach der niedersächsischen forstlichen Standortskartierung*

Substrat	Lagerung						Summe
	1	2	3	4	5	6	
1 Feinbodenärmste Decken	0,5	0,3	0,1				0,9
2 Basenarme Silikatgesteine	3,5	41,2	33,9	0,6			79,2
3 Löss	0,9						0,9
4 Kalkgesteine, Keuper-Mergel		0,1	2,0	0,9		1,7	4,7
5 Tongesteine			0,8				0,8
6 Basenreiche Silikatgesteine	0,1	1,8	9,6				11,5
7 Kolluvionen und Alluvionen	0,8	1,3					2,1

3.4 Die Fließgewässer im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

CLARKE et al. (2008) heben in ihrem Review die Vielzahl aktueller Studien und Untersuchungen hervor, die die Bedeutung der Quellgebiete, Quellflüsse und Oberläufe auf das gesamte Gewässersystem herausstreichen. Die Waldgewässer im Nordharz haben für das Einzugsgebiet der Oker eine große Bedeutung. Der „Teilbereich Nordharz“ nimmt zwar nur einen Flächenanteil von 10 % des gesamten Okereinzugsgebiets ein, doch befinden sich hier 29,1 % der Fließgewässer mit einer Gesamtlänge von 302,6 km (Datengrundlage Gewässernetz NLWKN). Davon wiederum befinden sich 190,5 km im Landeswald, die sich auf insgesamt 92 Gewässer verteilen. 41 dieser Gewässer verlaufen vollständig im Wald, 67 Gewässer mit mindestens 90 % ihrer Gesamtlänge und nur bei 8 Gewässern liegen weniger als 50 % der Gesamtlänge im Landeswald. Wenn man noch die Gewässerabschnitte aus dem Bereich des Stadtförstes Goslar und der übrigen Waldflächen hinzunehmen würde, wäre der Anteil von Waldgewässern deutlich höher. Drei größere Fließgewässer führen aus dem Gebiet heraus: Oker, Ecker und Radau.

Im Teilbereich Nordharz des Okereinzugsgebiets liegen nur für wenige Gewässerabschnitte Daten zur Gewässerqualität vor. Wie in Abbildung 6 ersicht-

lich, verlaufen im Wald im Wesentlichen die silikatisch geprägten Mittelgebirgsbäche. Erst ab dem Zusammenfluss mit der Romke wird die Oker vom Bach zum Fluss. Im Nordosten wird die Ecker durch die kalkhaltigen, basenreichen Böden und Gesteine so stark überprägt, dass sie hier zum Typ der karbonatischen Fließgewässer gehört.

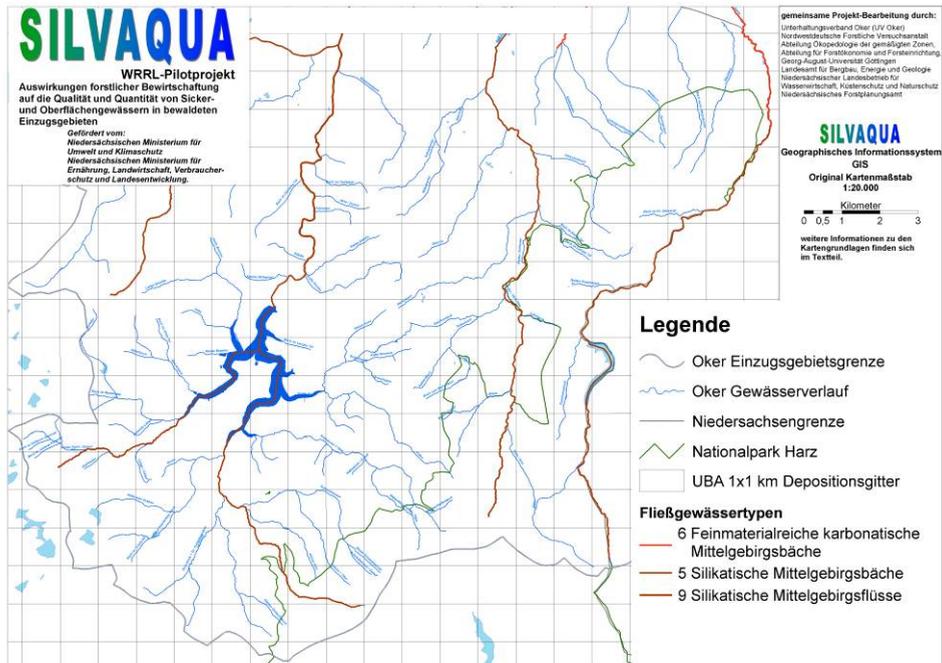


Abbildung 6: Fließgewässertypen im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“. Für die blau eingezeichneten Gewässer liegen keine Daten zum Gewässertyp und zur Qualität vor.

3.5 Die Wälder im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

Die Waldfläche im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“, für die die Waldentwicklung simuliert wurde, umfasst 15.359 Hektar des niedersächsischen Landeswaldes. Diese verteilen sich auf 4.001 forstliche Betriebsflächen (Bestände), die zu den Niedersächsischen Forstämtern Clausthal (10.584 ha) und Riefensbeek (ca. 137 ha) sowie zum Nationalpark Harz (4.638 ha) gehören. Die durchschnittliche Flächengröße der Bestände beträgt ca. 3,8 ha.

Das Untersuchungsgebiet „Nordharz“ gehört zu den forstlichen Wuchsgebieten¹ Harz und Berglandschwelle und gliedert sich in die in Abbildung 7 dargestellten forstlichen Wuchsbezirke² (GAUER u. ALDINGER 2005). Mehr als die Hälfte der Waldflächen befindet sich im Wuchsbezirk Montaner Mittel- und Oberharz, der sich über die Höhenstufe von 475-700 m ü. NN erstreckt. Die Wuchsbezirke Unterer und Mittlerer Harzrand (300-475 m ü. NN) sowie Harzhochlagen / Hochharz (ober- und hochmontane Höhenstufe > 650 / 700 m ü. NN) sind mit etwa den gleichen Anteilen von ca. 20 % an der Fläche des Untersuchungsgebiets beteiligt.

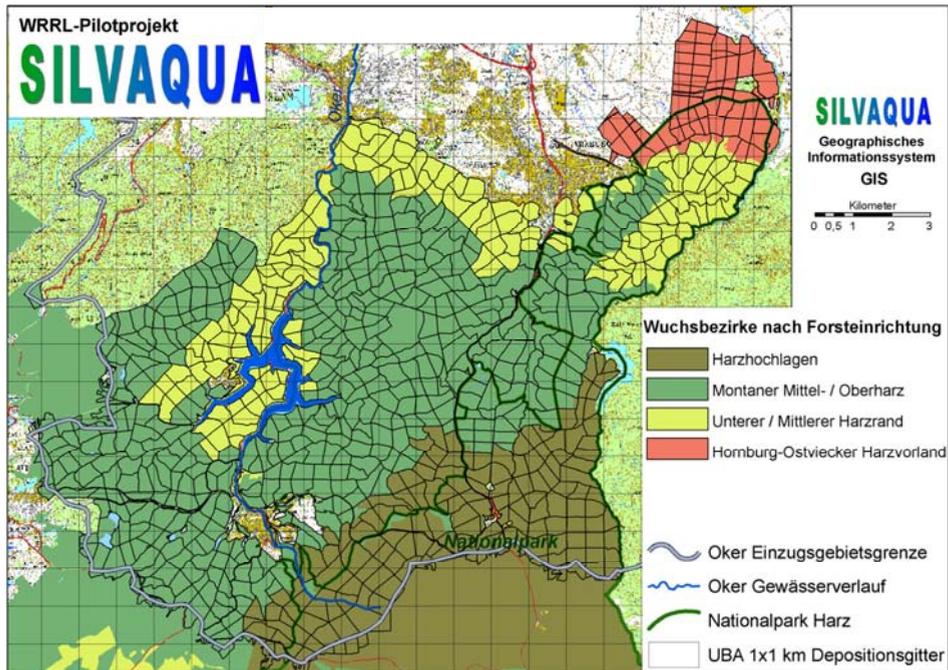


Abbildung 7: Forstliche Wuchsbezirke im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ (nach Forsteinrichtungsdaten)

- ¹ Wuchsgebiet: „Großlandschaft, die sich durch ihren geomorphologischen Aufbau (Gesteinscharakter und Geländeausformung), Klima und Landschaftsgeschichte von anderen Großlandschaften deutlich unterscheidet und im Inneren ähnliche Züge aufweist. Die Wuchsgebiete fallen häufig mit geographisch bzw. vegetationsökologisch definierten Großlandschaften zusammen. Sie setzen sich in der Regel aus mehreren Wuchsbezirken zusammen“ (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003).
- ² Wuchsbezirk: „Landschaftsbereich mit einem noch einheitlicheren physiogeographischen Charakter innerhalb eines Wuchsgebietes. Dominierende Abgrenzungskriterien können Klima, Ausgangssubstrate, Topographie, Vegetation oder Landschaftsgeschichte sein, wobei als Hauptmerkmal für die Abgrenzung vielfach das Großklima im Vordergrund steht. Klimatisch nicht einheitliche Wuchsbezirke können weiter untergliedert werden, z. B. vertikal in Höhenstufen oder regional in Teilwuchsbezirke. Wuchsbezirke bilden häufig den Rahmen für die lokalen Standortstypengliederungen“ (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003).

Die derzeitige Waldfläche ist überwiegend von Fichtenwäldern geprägt, als natürliche Waldgesellschaften werden Buchenwaldgesellschaften verschiedener Ausprägung angenommen. Mit steigender Höhe nimmt die Konkurrenzkraft der Buche gegenüber der Fichte ab, so dass je nach Standortseigenschaften (Ausgangsgestein), Höhe und Exposition alle Durchdringungsstufen dieser beiden Baumarten zu erwarten sind. Die Übergangsstufe der montanen Buchenwälder zu hochmontanen Fichtenwäldern ist – in Abhängigkeit vom lokalen Kleinklima und anderen standörtlichen Bedingungen – oberhalb von ca. 650 bis ca. 850 m ü. NN anzusiedeln.

Auf ca. einem Viertel der Waldfläche des Untersuchungsgebietes wurde der im Rahmen des LÖWE³-Leitbildes angestrebte Umbau zu stabilen Mischwäldern – insbesondere durch die gezielte Erhöhung des Laubbaumanteils – bereits eingeleitet. Hier sind vor allem großflächige Buchenvoranbauten in älteren Fichtenreinbeständen zu nennen, die das Waldentwicklungsziel dieser Bestände für die Zukunft vorgeben.

Die Beschreibung der Baumartenzusammensetzung im Untersuchungsgebiet basiert auf der Forsteinrichtung der Niedersächsischen Landesforsten aus dem Jahre 2003. Die Baumarten wurden zu Baumartengruppen aggregiert, z. B. die Baumarten Stieleiche und Traubeneiche zur Baumartengruppe Eiche.

Abbildung 8 zeigt, dass die Fichte mit 82 % im gesamten Nordharz dominiert. Die Buche ist vor allem auf den kollinen Standorten am Harzrand mit lediglich 10 % der Waldfläche zu finden. Alle anderen Baumarten sind nur mit 8 % vertreten. Der Anteil der Fichte am gesamten Holzvorrat ist mit 87 % (3,9 Mio. m³) noch größer als ihr Flächenanteil, da die Bestände der Gruppe „sonstige Baumarten“ überwiegend jung und vorratsarm sind und nur 3 % des Gesamterdbolzvolumens ausmachen.

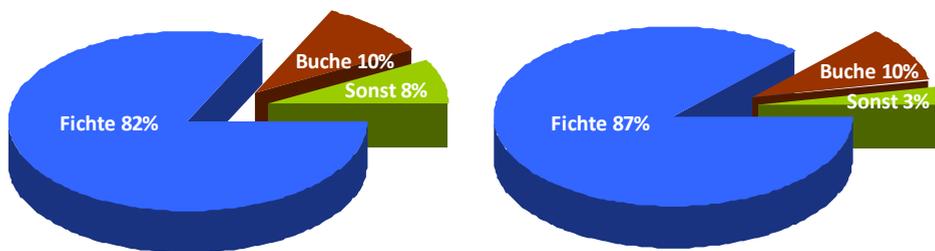


Abbildung 8: Flächenanteile (links) und Derbolzvolumenanteile (rechts) der Baumarten im Untersuchungsgebiet „Nordharz“

³ LÖWE: Das Programm zur "Langfristigen ökologischen Wald-Entwicklung" wurde im August 1991 als Programm der Landesregierung Niedersachsen beschlossen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991). Kern dieses Programms sind 13 Grundsätze, die die Bewirtschaftung der Niedersächsischen Landesforsten nach ökologischen Gesichtspunkten ausrichten.

Die räumliche Verteilung der Baumarten im Untersuchungsgebiet (s. Abb. 9) zeigt deutlich die flächenhafte Dominanz der Fichte. Ein großer Teil der Altbestände wurde in den letzten 30 Jahren mit Buchen unterpflanzt, was in der Karte noch nicht zur Geltung kommt, da die Hauptbaumart immer noch die ältere Fichte ist. Mit fortschreitender Endnutzung der Fichtenaltbestände werden sich die Bestandestypen und die Baumartenzusammensetzung im Harz stark verändern, wie es auch in den Simulationen der Bestandesentwicklung dargestellt wird (HENTSCHEL, in diesem Band).

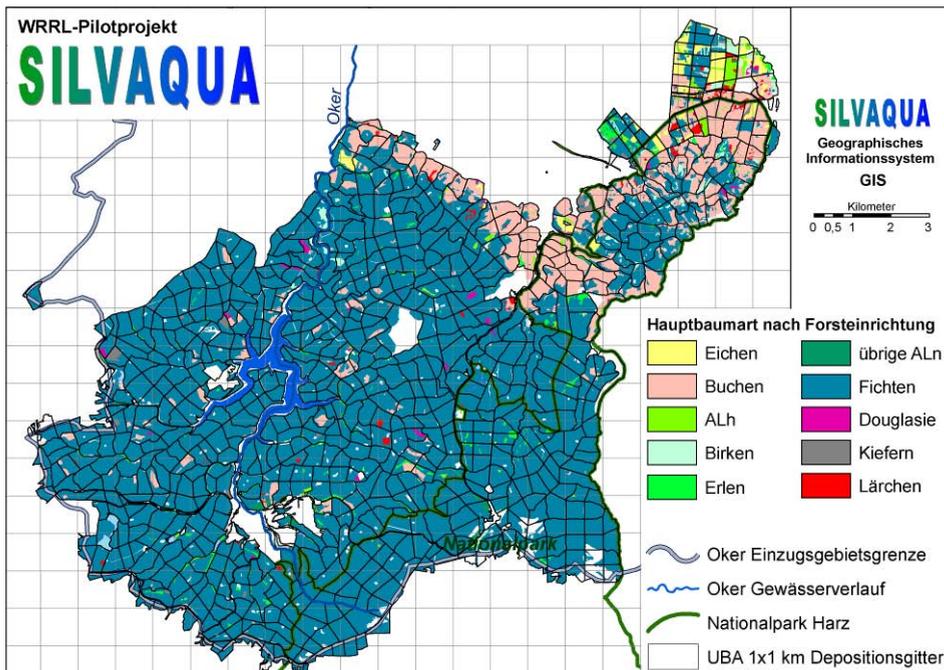


Abbildung 9: Räumliche Verteilung der Hauptbaumarten gemäß der Forsteinrichtung von 2003

4 Teileinzugsgebiete „Lange Bramke“, „Dicke Bramke“ und „Steile Bramke“

Für die Modellanpassungen und -anwendungen auf lokaler Ebene wurden drei gut untersuchte Teileinzugsgebiete im Gebiet der „Großen Bramke“ herangezogen. Das Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ ist 76 ha groß und liegt am Oberlauf der Oker im Westen des Teilbereiches „Nordharzes“ (s. Abb. 10). Es verläuft annähernd in Ost-West-Richtung mit der Talöffnung nach Osten, so dass es gegen die Luftmassen aus der westlichen Hauptwindrichtung geschützt ist. Nach der Exposition kann das Einzugsgebiet in nord- und südexponierte Hänge sowie den Kammbereich gegliedert werden, die jeweils ca. 1/3 der Fläche einnehmen (s. Abb.

11). Die „Lange Bramke“ reicht von ca. 700 m im westlichen Kambereich bis zum Pegel bei 540 m ü. NN. Aufgrund der großen Höhenunterschiede treten verbreitet Hangneigungen von rund 15 % auf, wobei der nordexponierte Hang mit durchschnittlich 12 % gegenüber dem Südhang mit 18 % Hangneigung deutlich flacher ist. Das mittlere Gefälle im Talgrund beträgt 11 % (SCHMIDT 1997).

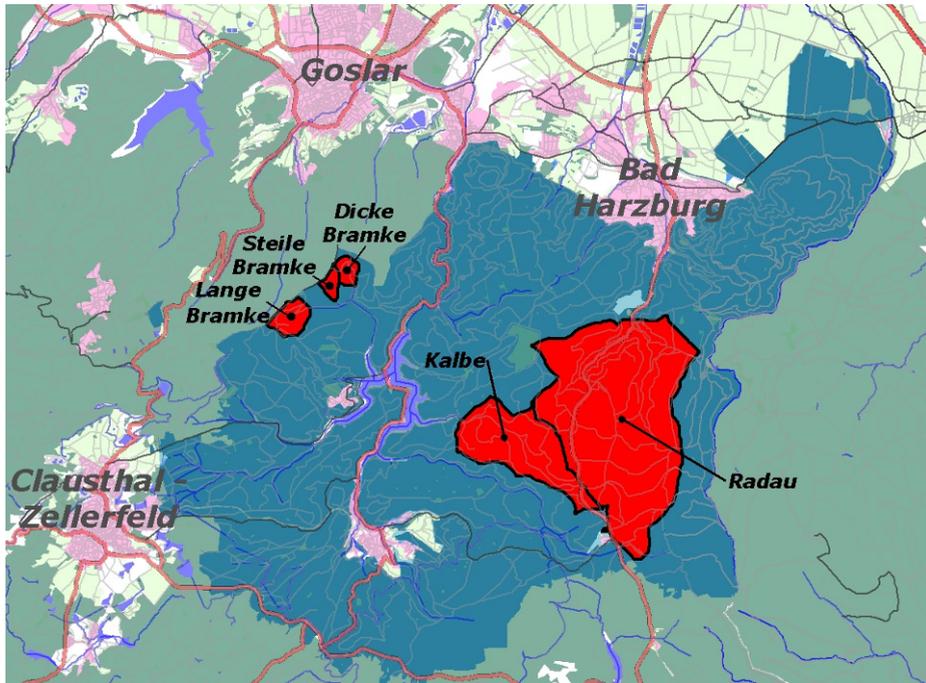


Abbildung 10: Lage ausgewählter Teileinzugsgebiete im Untersuchungsgebiet „Teilbereich Nordharz“. Die Einzugsgebiete der Kalbe und der Radau wurden zur Kalibrierung des hydrologischen Modells herangezogen (s. SUTMÖLLER u. MEESENBURG, in diesem Band).

Die geologischen Ausgangssubstrate im Teileinzugsgebiet der „Langen Bramke“ bilden quarz- und illitreiche Sandsteine und Tonschiefer des Unterdevons. Skelettreiche Hangschuttdecken werden von schluffig-lehmigen Fließerden unterschiedlicher Mächtigkeiten überlagert. Auf Grundlage der forstlichen Standortskartierung können drei unterschiedliche Bodeneinheiten ausgeschieden werden, die sich in ihrer Substratzusammensetzung unterscheiden (s. Abb. 11). Der Großteil des Einzugsgebietes wird durch geringmächtige (bis 30 cm) lehmig-sandige oder schluffig-lehmige Decken eingenommen. Weiterhin treten 30-70 cm mächtige schluffig-lehmige Decken oder stark schluffgeprägte Fließerden auf. Mächtige Kolluvien (über 70 cm), die meist schluffig und häufig mit sandigen oder kiesigen Zwischenlagen durchsetzt sind, sind nur im Talbereich der „Langen Bramke“ zu finden. Die Wasserdurchlässigkeiten können flächendeckend als hoch eingestuft werden. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit variiert im Oberboden zwischen 1×10^{-3} m/s

und 5×10^{-4} m/s. In tieferen Bodenschichten werden 5×10^{-4} m/s bis 1×10^{-4} m/s erreicht, bevor beim Übergang in den Verwitterungshorizont mit zunehmendem Skelettgehalt wieder höhere Durchlässigkeiten auftreten (DEUTSCHMANN 1987).

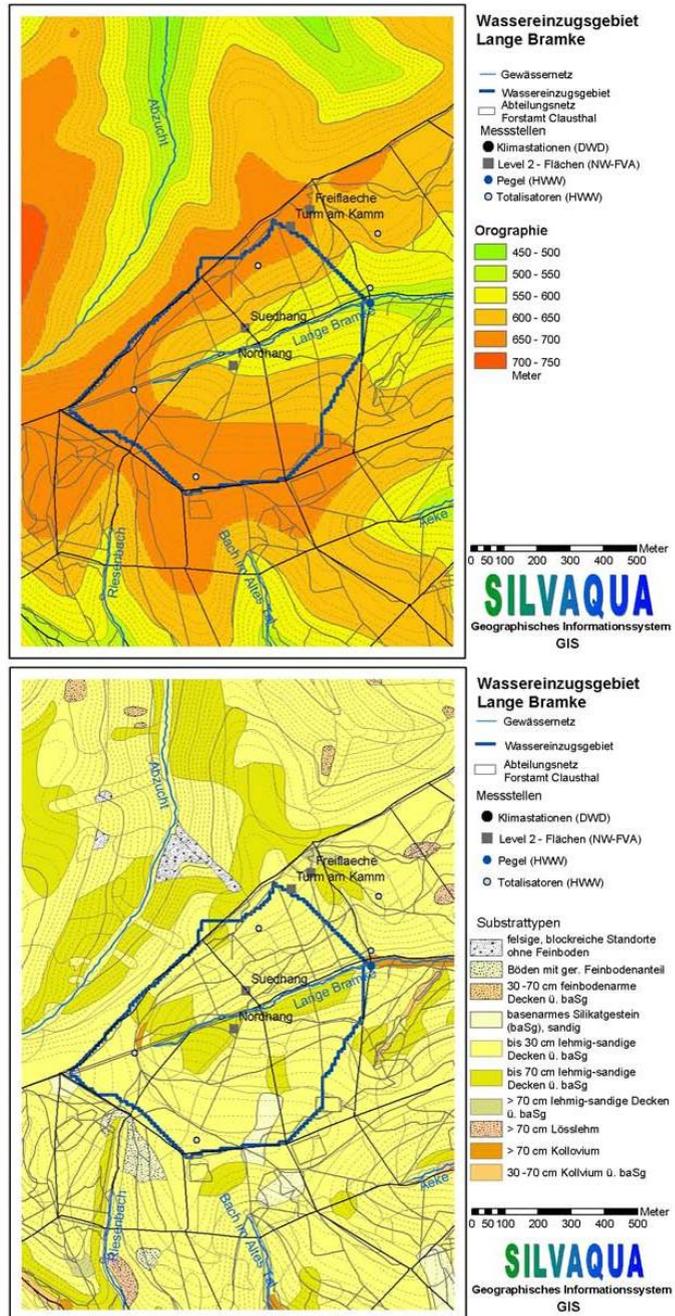


Abbildung 11:
 Orographie und Substrattypen im Teileinzugsgebiet der „Langen Bramke“

Das Gebiet der „Langen Bramke“ liegt in der montanen bis obermontanen Stufe des Harzes. Die Abbildung 12 zeigt die modellierte potenziell natürliche Vegetation im Einzugsgebiet (JANSEN et al. 2002). Der Hainsimsen-Buchenwald als ärmerer Ausprägung der Buchenwälder ist auf mehr als 99 % der Standorte zu finden. Dabei nimmt die frischere Ausprägung ca. 45 % ein, während die trockenere Variante lediglich 8 % der Flächen einnimmt. Nur auf kleinen, eng begrenzten Standorten ist es zu feucht für die Buche.

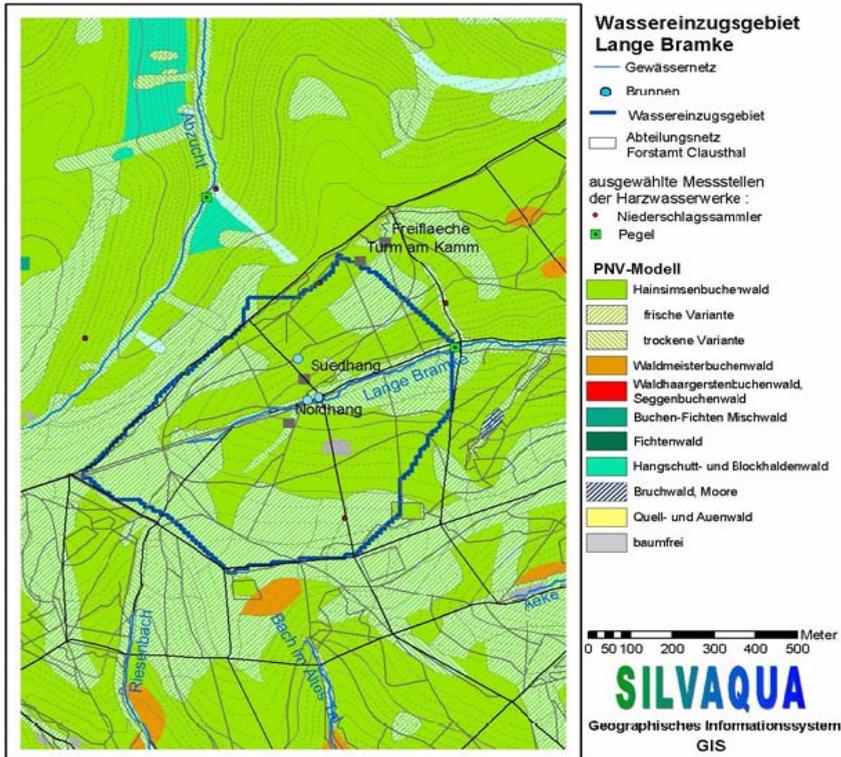


Abbildung 12: Potenziell natürliche Waldgesellschaften im Teileinzugsgebiet der „Langen Bramke“

Die aktuelle Bestockung weicht deutlich vom naturnahen Zustand ab (s. Abb. 13). Auf 96 % der Fläche im Teileinzugsgebiet sind Fichtenreinbestände zu finden mit einem Alter von derzeit ca. 58 Jahren. Eine West-Ost verlaufende ca. 20 m breite Schneise und kleinere Bereiche entlang der „Langen Bramke“ und auf dem Nordhang bilden die einzigen waldfreien Flächen des Teileinzugsgebietes (s. Abb. 13). Der Vorbestand aus 120-jähriger Fichte wurde im Jahr 1947 im Rahmen von sogenannten Reparationsmaßnahmen kahl geschlagen. Seit 1949 wurde wieder aufgeforstet und bis in die Mitte der 50er-Jahre nachgebessert. Die lückigen Bestände, die teilweise eine dichte Grasschicht aufwiesen, wurden bis in die 60er-Jahre als Viehweide genutzt.

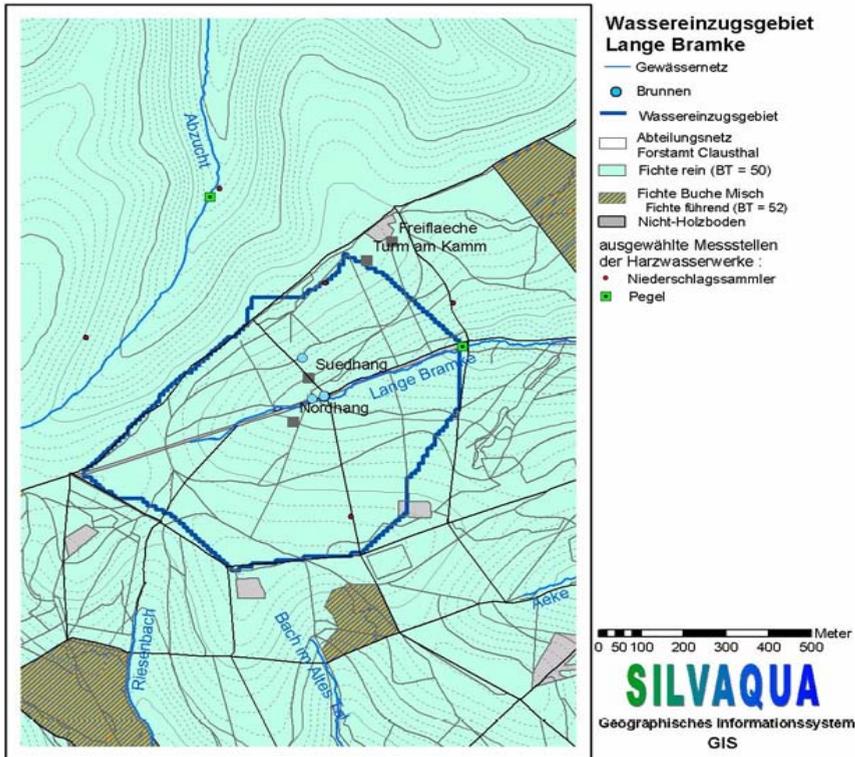


Abbildung 13: Bestandestypen im Teileinzugsgebiet der „Langen Bramke“

Die aktuellen Bewirtschaftungsrichtlinien des LÖWE-Programms der Niedersächsischen Landesforsten sehen für das Gebiet zukünftig eine naturnähere Bestockung mit Mischbeständen aus Buchen und Fichten vor. Auf den mäßig frischen Standorten ist eine Beteiligung der Douglasie möglich.

Die großflächigen Kahlhiebe im Jahre 1947 waren der Anlass für die Einrichtung eines Untersuchungsgebietes in der „Langen Bramke“. Der Schwerpunkt der Forschungen lag zunächst auf Fragen der Erosion und Niederschlags-Abfluss-Beziehungen. In den 70er-Jahren traten bei der Fichte verstärkt Waldschadenssymptome auf, die zu einer Erweiterung der Untersuchungen auf den Stoffhaushalt von Waldökosystemen führten. Seit 1992 ist die „Lange Bramke“ Teil des Niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsprogramms und seit 1994 im Level II-Programm der EU.

Wegen seiner Lage im Einzugsgebiet der Oker und seiner Bedeutung als langjähriges Untersuchungsgebiet mit einer Fülle von Messreihen und Detailuntersuchungen, diente das Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ als Grundlage für die Anpassung der Modelle.

Für die Überprüfung bzw. Validierung der im Gebiet der „Langen Bramke“ entwickelten Methoden und Modelle wurden andere Einzugsgebiete mit möglichst vergleichbarer Datenbasis benötigt. Dafür wurde auf die vorhandenen Datenbestände für die Teileinzugsgebiete „Dicke Bramke“ (0,32 km²) und „Steile Bramke“ (0,38 km²) zurückgegriffen (s. Abb. 14), die 1951/52 als Untersuchungsflächen eingerichtet wurden. Die „Steile Bramke“ wurde im Mai 1989 mit einer hohen Dosisierung von 16 t/ha gekalkt.

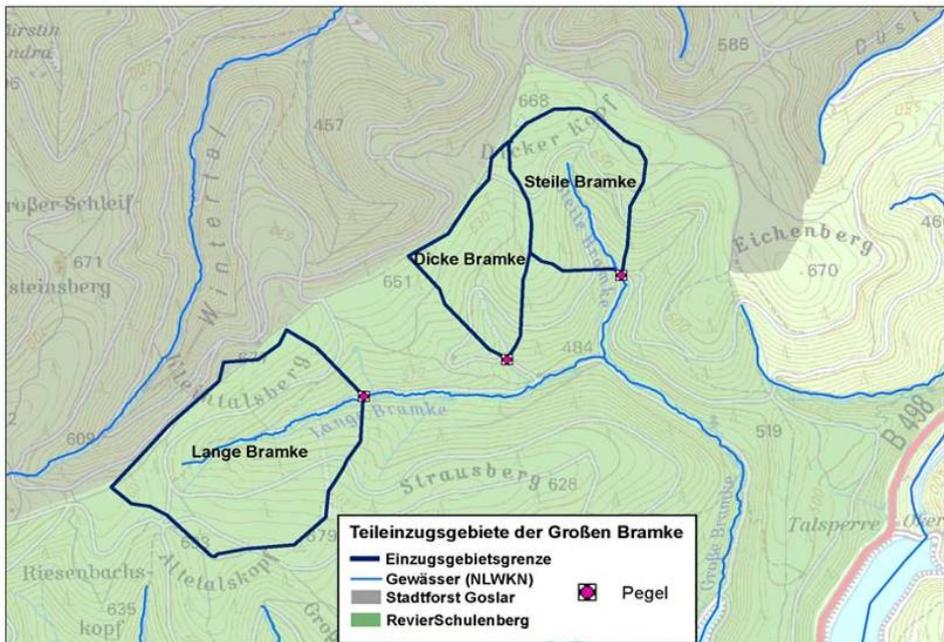


Abbildung 14: Lage der drei Pegel und der zugehörigen Teileinzugsgebiete „Lange Bramke“, „Dicke Bramke“ und „Steile Bramke“

Literatur

- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. 6. Auflage. IHW-Verlag, Eching bei München
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (2005): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer. Bearbeitungsgebiet Oker. EG-WRRL C-Bericht Oberflächengewässer 2005, 25 S.
- CLARKE, A.; NALLY, R. M.; BOND, N. u. LAKE, P. S. (2008): Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53, (9), 1707-1721
- DEUTSCHMANN, G. (1987): Bodenhydrologische Eigenschaften der Waldstandorte der Oberharzer Untersuchungsgebiete auf der Grundlage der forstlichen Standortskartierung. Diplomarbeit am Inst. f. Geographie, Braunschweig, unveröffentlicht

- FGG WESER (2005): Bewirtschaftungsplan Flussgebietseinheit Weser - 2005 Bestandsaufnahme. Teil A: Flussgebiet Weser. Flussgebietsgemeinschaft Weser, Hildesheim, 68 S.
- GAUER, J. u. ALDINGER, E. (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. Mitt. Verein Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung Nr. 43
- 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.
- HENNIGSEN, D. u. KATZUNG, G. (2006): Einführung in die Geologie Deutschlands. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag. München.
- JANSEN, M.; JUDAS, M. u. SABOROWSKI, J. (2002): Spatial Modelling in Forest Ecology and Management. Springer. Berlin, Heidelberg, New York, 225 S.
- LAWA (2000): Forderungen der Wasserwirtschaft für eine fortschrittliche Gewässerschutzpolitik. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 8 S.
- LAWA (2003): LAWA-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 111 + Anhang, 113 S.
- MOHR, K. (1998): Harz, Westlicher Teil. Sammlung Geologischer Führer, Bd. 58. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Programm der Landesregierung, Niedersächsische Landesregierung Hannover, 49 S.
- SCHMIDT, S. (1997): Zusammenhang von Wasser- und Stoffhaushalt in der Langen Bramke – Vergleich unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Maßstäbe. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 146

Korrespondierender Autor:

Dr. Martin Jansen

Georg-August-Universität Göttingen

Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie

Abteilung für Ökopedologie der gemäßigten Zonen

Büsgenweg 2

D-37077 Göttingen

E-Mail: mjansen@gwdg.de

URL: www.uni-goettingen.de/de/team/81318.html

Simulation verschiedener Waldentwicklungsszenarien

Simulation of forest management strategies

Sven Hentschel

Zusammenfassung

Für das Einzugsgebiet der Oker im Nordharz wurden verschiedene Waldentwicklungsszenarien mit dem Softwaresystem *WaldPlaner* (HANSEN 2006) für die Periode von 2003 bis 2053 simuliert. Die Simulationsumgebung des statistischen, einzelbaumbasierten Waldwachstumsmodells beinhaltet einen Szenariomanager, mit dem vordefinierte Waldbehandlungsstrategien umgesetzt werden können.

Im Rahmen der vorliegenden Studie kamen vier verschiedene waldbauliche Behandlungsstrategien zur Anwendung: „naturnaher“ Waldbau im Anhalt an die Richtlinien der Niedersächsischen Landesforsten (LÖWE), „ertragsorientierter“ Waldbau (ERTRAG), Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation (PNV) und „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS). Diese Strategien unterscheiden sich im Wesentlichen in den jeweils zugrunde liegenden Durchforstungs- und Holzernteregimen und der damit verbundenen szenarioabhängigen Baumartenwahl.

Für die verschiedenen Szenariosimulationen wurden die Entwicklung der Holzvorräte, der mittleren Durchmesser, des jährlichen periodischen Zuwachses, der ausscheidenden Volumina und der Baumartenzusammensetzung ausgewertet.

Dabei zeigt sich, dass bis auf die „naturschutzorientierte“ Variante (PROZESS), bei der die Baumartenanteile weitgehend konstant bleiben, ein teilweise deutlicher Rückgang der Fichtenanteile vor allem zugunsten der Buche zu beobachten ist. Am deutlichsten zeigt sich diese Veränderung bei der ertragsorientierten Variante, wo der Anteil der Baumartengruppe Fichte am Gesamt-Derbholzvolumen (Holzvorrat) im Verlaufe der Simulation um knapp ein Drittel zurückgeht. Gleichzeitig steigt der Buchenanteil von 10 % auf 28 %. Dies erfolgt auch vor dem Hintergrund des „Hineinwachsens“ großer Teile der im Untersuchungsgebiet dominierenden – überwiegend gleichförmig aufgebauten – Fichtenreinbestände in das hiebsreife Alter und dem damit verbundenen Beginn der Holzentnahme und der Walderneuerung. Die Holzvorräte steigen aufgrund der Unterlassung der Nutzung im Szenario „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS) im Vergleich zu den übrigen Szenarien erwartungsgemäß stark an.

Stichworte: Waldentwicklungsszenarien, Waldwachstumsmodell, Waldbau

Abstract

Forest development scenarios were simulated for the Oker River Catchment in the northern Harz Mountains using the single-tree model *WaldPlaner* (HANSEN 2006) for the period 2003 to 2053. The simulation environment of the statistical forest growth model includes a scenario manager for the simulation of pre-defined forest management strategies.

In this study, four different silvicultural systems were used to achieve the following management objectives: near-natural forest stands based on the guidelines established by the Forest Department of Lower Saxony (LÖWE), prioritisation of timber production (ERTRAG), consideration of potential natural tree species (PNV), and conservation of nature (PROZESS). These strategies essentially differ in the underlying thinning and harvesting regimes and the consequent tree species selection performed in the scenarios.

The change in wood volume, mean diameter, periodic annual increment, extracted volume and the tree species composition were assessed for each of the four scenarios. With the exception of the nature conservation scenario (PROZESS) where tree species percentages remained largely constant, a distinct decline in the proportion of spruce in favour of beech was evident at times in all other scenarios. This change was most evident in the timber production scenario where the proportion of spruce in relation to the total standing wood volume decreased by almost a third over time in the simulation. Simultaneously the percentage of beech increased from 10 % to 28 %. This is also due to the recruitment of a large proportion of the primarily uniform pure spruce stands, which dominate the study site, into the harvestable age classes and the subsequent commencement of harvesting and forest regeneration. As expected, the standing wood volume

increased considerably in the nature conservation scenario (PROZESS) compared to the other scenarios due to the omission of the utilisation.

Keywords: forest management scenarios, forest growth model, silviculture

1 Einleitung

Um die Auswirkungen forstlichen Handelns auf den Zustand von Gewässern zu analysieren, bedarf es eines Instrumentes, das in der Lage ist, dieses Handeln modellhaft abzubilden. Im Rahmen des Pilotprojektes SILVAQUA wurde das Waldwachstum mit dem *WaldPlaner* – einem auf *BWTNPro* bzw. *TreeGrOSS*¹ aufbauenden Einzelbaumsimulator – modelliert (ALBERT u. HANSEN 2007).

Als Prognose-Tool konzipiert, können mit dem *WaldPlaner* sowohl detaillierte Informationen zum Zustand des Waldes als auch zu dessen mittelfristiger Entwicklung unter variablen Rahmenbedingungen bereitgestellt werden. Diese Funktionalität ist eine der grundlegenden Voraussetzungen, um die Modelle der verschiedenen Teilprojekte von SILVAQUA (Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Ökonomie) integrierend zusammenzuführen.

2 Methodik

2.1 Waldentwicklungsszenarien

Für die Simulation der unterschiedlichen Szenarien wurde das Softwaresystem *WaldPlaner* in Verbindung mit einem die virtuellen Waldbestände parallel verarbeitendem Serversystem eingesetzt. Beide Programme basieren auf dem Einzelbaumwachstumsmodell *BWTNPro* (NAGEL 2005) und wurden zur Simulation und Auswertung einer großen Anzahl von einzelnen Beständen weiterentwickelt. Der *WaldPlaner* unterstützt das Generieren virtueller Modellbestände aus Forsteinrichtungsdaten oder Einzelbauminventuren und die Datenhaltung in einer beliebigen Datenbank. Die virtuellen Bestände werden einzelbaumweise aufgebaut und deren Wachstum und Behandlung simuliert. Das System besteht aus mehreren Komponenten:

- Datenbankschnittstelle,
- Datenergänzungsroutinen,
- Einzelbaumwachstumssimulator,
- Sortieroutine,
- Szenariomanager und Auswertungstool.

¹ *TreeGrOSS*: Tree Growth Open Source Software, (früher *BWTNPro*), frei verfügbares JAVA- Softwarepaket zur einzelbaumbasierten Simulation von Bestandsentwicklungen (NAGEL et al. 2002).

Die Komponenten Datenergänzungsroutinen, Einzelbaumwachstumssimulator und die Sortieroutine sind dem Softwarepaket *TreeGrOSS* entnommen. Der Szenariomanager greift auf eine, ebenfalls in JAVA realisierte Komponente (DUDA 2006) zurück, die über eine Vielzahl waldbaulicher Handlungsalternativen (Z-Baumauswahl, Durchforstung, Endnutzung, Pflanzung usw.) gesteuert wird. Diese einzelnen Elemente wurden im Szenariomanager zu einem Gesamtkonzept vereinigt, das Szenariosimulationen ermöglicht, die über die Einsteuerung unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungsvarianten flexibel gestaltet werden können.

Der Aufbau von standortsangepassten, arten- und strukturreichen Waldbeständen wird einerseits wesentlich durch das Vorgehen während der Endnutzung (Einzelbaumnutzung über einen längeren Zeitraum oder einmaliges Abnutzen ganzer erntereifer Schichten bzw. Kleinflächenkahlschläge) beeinflusst. Andererseits spielen auch die in der Phase der Walderneuerung zu treffenden Entscheidungen (Pflanzungen und / oder Naturverjüngung, Baumartenwahl usw.) eine entscheidende Rolle. Im Waldwachstumssimulator wird die zukünftige Baumartenzusammensetzung durch die Wahl des entsprechenden Waldentwicklungstyps (WET) gesteuert.

Die Waldentwicklungstypen (WET) beschreiben Leitbilder des angestrebten Waldaufbaus. Diese Leitbilder charakterisieren die sukzessionale Stellung des WET und nennen Entwicklungsziele hinsichtlich der Holzerzeugung, der Schutz- und Erholungsfunktionen sowie der Baumartenanteile. Ihre Zuordnung erfolgt im *WaldPlaner* analog zu der WET-Zuordnung, die in der Richtlinie zur Baumartenwahl (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) beschrieben wird. Sie ist abhängig von der betrachteten Waldbauregion, der waldbaulichen Ausgangssituation, den Standortseigenschaften (Nährstoffversorgung, Wasserversorgung) und der Rangfolge der in Frage kommenden WET. Programmiertechnisch ist die Zuordnung wie folgt gelöst: Zunächst wird über die den Beständen zugeordnete Nährstoff- und Wasserhaushaltskennzahl auf die möglichen vorrangigen WET geschlossen. Von den in Frage kommenden WET werden zunächst jene ausgeschlossen, die aus der aktuellen Baumartenzusammensetzung heraus nicht entwickelt werden können. Das trifft insbesondere auch dann zu, wenn die weitere Entwicklung eines Bestandes bereits durch forstwirtschaftliche Maßnahmen zur Waldverjüngung / zum Waldumbau vorgegeben ist. Im Untersuchungsgebiet „Nordharz“ ist in diesem Zusammenhang bemerkenswert, dass auf etwa einem Viertel der Waldfläche Buchen-Voranbauten existieren.

Weitere Beschränkungen wurden den verbal formulierten Entscheidungskriterien der Richtlinie entnommen. Beispielsweise müssen Eichenbestandestypen in Eichen-WET und Buchenbestandestypen in Buchen-WET übergehen. Aus den verbleibenden Möglichkeiten wird durch eine zufallsgesteuerte Entscheidung ein WET ausgewählt. Sind auch alle nachrangigen WET ausgeschlossen, so geht die Routine davon aus, dass die „Fehlbestockung“ des Bestandes langfristig in einen für diesen Standort vorrangigen WET umgebaut werden soll. Auch diese Auswahl

wird zufallsgesteuert und berücksichtigt Auswahlwahrscheinlichkeiten. Die Auswahlwahrscheinlichkeiten richten sich nach der Rangfolge der WET. So wird zum Beispiel bei drei in Frage kommenden WET der erste mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 %, der zweite mit einer Wahrscheinlichkeit von 30 % und der dritte mit einer Wahrscheinlichkeit von 20 % ausgewählt. Kommt keiner der vorrangigen WET für die Entwicklung des Bestandes in Frage, so wird mit dem gleichen Verfahren geprüft, ob ein nachrangiger WET gewählt werden kann.

Abhängig vom ausgewählten Zieltyp kann nun den Baumarten des Bestandes und der Verjüngung ein Status als Hauptbaumart, Nebenbaumart oder nicht vorgesehener Baumart zugeordnet werden. Den gewünschten Haupt- und Nebenbaumarten wird ein angestrebter Mischungsanteil zugewiesen. Dieser ist als Anteil der Baumart an der Summe der Kronenschirmflächen des Bestandes zu verstehen. Da in der Richtlinie zur Baumartenwahl oft Prozentspannen angegeben sind, wurden die Maximal- und Minimalwerte gemittelt. Gibt es zwei mögliche Hauptbaumarten, wie zum Beispiel im Edellaubbaum-WET 31 (Esche/Bergahorn) der Fall, so richtet sich die angestrebte prozentuale Verteilung nach dem aktuellen Verhältnis der beiden Arten im Bestand.

Diese „Standard-Regeln“ finden Anwendung beim Szenario „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE. Für die drei anderen Szenarien sind sowohl die Waldbehandlungsregeln mit ihren entsprechenden Rahmenwerten als auch die Zuordnung der Zieltypen gutachterlich geschätzt und in den *WaldPlaner* integriert worden.

2.1.1 „Naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (LÖWE)

Die Komponenten für das Szenario „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE sind so ausgewählt und konfiguriert, dass sie die waldbaulichen Zielsetzungen der Niedersächsischen Landesforsten widerspiegeln. Im Landeswald spielt der bestmögliche Ausgleich der verschiedenen Interessen im Spannungsfeld zwischen Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft eine große Rolle. Kernpunkte der Strategie sind ein stabilerer Waldaufbau, naturnahe Waldbautechniken und die Verwirklichung eines multifunktionalen Ansatzes auf ganzer Fläche (OTTO 1989, 1991; NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991). Konkrete Handlungsanweisungen sind in den Merkblättern der Niedersächsischen Landesforstverwaltung (Merkblattsammlung) oder der Richtlinie zur Baumartenwahl (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) enthalten. Hieraus wurden u. a. die Bestandesentwicklungs-, Endnutzungs-, Durchforstungs- und Verjüngungselemente für die Simulation entwickelt.

2.1.1.1 *Bestandesentwicklungsziel*

Jedem Bestand wird ein Waldentwicklungstyp (WET) gemäß den LÖWE-Richtlinien (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) zugeordnet. Die Waldentwicklungstypen beschreiben die Leitbilder des angestrebten Waldaufbaus, ordnen ihre sukzessionale Stellung ein und nennen Entwicklungsziele hinsichtlich der Holzerzeugung, der Schutz- und Erholungsfunktionen sowie der Baumartenanteile. Die WET-Zuordnung ist abhängig von der betrachteten Waldbauregion, der waldbaulichen Ausgangssituation, den Standortseigenschaften (Nährstoffversorgung, Wasserversorgung) und der Rangfolge der in Frage kommenden WET.

2.1.1.2 *Verjüngung*

Um einen bestimmten WET erreichen zu können, werden Pflanzungen nur dann vorgenommen, wenn die aktuelle Artenzusammensetzung im Bestand nicht in eine dem WET entsprechende Mischung überführt werden kann.

2.1.1.3 *Schutz*

Das LÖWE-Programm sieht in seinem 7. Grundsatz die „Erhaltung alter Bäume und den Schutz seltener und bedrohter Pflanzen- und Tierarten“ vor (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991). Um diesem Grundsatz zu entsprechen, wird vor dem ersten simulierten Eingriff jeweils ein Baum pro Hektar als Habitatbaum markiert. Habitatbäume werden der Nutzung entzogen und dem weiteren Wachstum und Zerfall überlassen.

Um eine größtmögliche Baumartenvielfalt innerhalb eines Bestandes zu gewährleisten, wird während der Simulation, im Rahmen der Z-Baum-Auswahl, mindestens ein Individuum von jeder auf der Bestandesfläche vorkommenden Baumart – also auch solcher, die mit nur geringen Anteilen eher selten vertreten sind – ausgewählt, markiert und erhalten.

2.1.1.4 *Endnutzung*

Der 6. Grundsatz des LÖWE-Programms fordert, dass Wald alt werden und soweit wie möglich einzelstamm- oder gruppenweise nach Hiebsreife genutzt werden soll. Die Auswahl der zu erntenden Bäume wird anhand des Zieldurchmessers einer Art getroffen (Zielstärkennutzung). Dieser Brusthöhendurchmesser ist der „Richtlinie zur Baumartenwahl“ (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) entnommen. Die zielstarken Bäume werden, beginnend mit den stärksten Individuen, genutzt. Allerdings wird nur dann eine Endnutzung gestartet, wenn ein bestimmtes Mindesterntevolumen erreicht ist. Ein festgelegtes maximales Endnutzungsvolumen darf dabei nicht überschritten werden, selbst wenn weitere

hiebsreife Individuen auf der Fläche verbleiben. Diese Begrenzungen sind abhängig vom Bestandestyp.

Ist die Verjüngung einer Art, die für das Erreichen des WET erhalten bleiben soll, noch nicht gesichert, werden hiebsreife Bäume dieser Art solange als Samenbäume im Bestand belassen, bis ihr Bruthöhendurchmesser (BHD) den Zieldurchmesser um mehr als 20 % überschreitet.

2.1.1.5 *Durchforstung*

Zunächst werden die permanent zu pflegenden Individuen (Zukunftsbäume: Z-Bäume) am starken Ende der Durchmesservertelung beginnend, absteigend ausgewählt. Dabei werden folgende Kriterien beachtet:

- Der Baum gehört einer Art an, die nach der WET-Zuordnung für den Bestand vorgesehen ist.
- Es wurden bisher weniger Bäume dieser Art ausgewählt als möglich wären, um die nach dem Bestandesziel des angestrebten WET vorgesehenen Kronenschirmflächenanteile erreichen zu können.
- Die Höhe des ausgewählten Baumes liegt über der Mindesthöhe für das Einsetzen der Erstdurchforstung.

Um eine Bestandespflege auf ganzer Fläche zu gewährleisten, werden Individuen zwischen den permanent markierten Bäumen temporär ausgewählt. Auch die Höhe dieser Bäume muss über der artenbezogenen Grenze für die Erstdurchforstung liegen und die Reihenfolge der Selektion entspricht der Reihenfolge ihrer abnehmenden Bruthöhendurchmesser. Es werden zunächst nur Bäume markiert, die einer nach dem angestrebten WET erwünschten Art angehören. Im Vergleich zu den permanent markierten Bäumen sollen hier allerdings erheblich mehr Individuen ausgewählt werden. Ihre Anzahl berechnet sich aus dem Quotienten der Bestandesfläche zur aktuellen Kronenschirmfläche, die ein Baum dieser Art mit dem mittleren Durchmesser zur Zeit der Betrachtung einnimmt.

Überschreitet die Entnahme der potenziellen Bedränger der permanent bzw. temporär zu pflegenden Bäume ein vorgegebenes Mindestvolumen, wird die eigentliche Durchforstung (Freistellung der markierten Bäume) durchgeführt. Bevorzugt werden bei der Entnahme die Bedränger der permanent markierten Z-Bäume berücksichtigt. Erst in einem zweiten Durchgang werden die temporär markierten Bäume ebenfalls freigestellt. Dabei werden zunächst diejenigen Bedränger entnommen, die zu Arten gehören, die nicht explizit in der Beschreibung des WET aufgeführt sind (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004). Dadurch werden in den Räumen zwischen den Z-Bäumen die WET-konformen Arten besonders gefördert. Die Durchforstungsroutine bricht ab, sobald das festgelegte maximale Durchforstungsvolumen erreicht ist.

2.1.2 „Ertragsorientierter“ Waldbau (ERTRAG)

Die Holzerntekosten werden durch stärkere Durchforstungen und längere Durchforstungsintervalle (alle 10 Jahre) als im Szenario „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE gesenkt. Das Endnutzungsvolumen ist im Vergleich zu den anderen Waldbaustrategien höher und wird u. a. durch die Nutzung der gesamten führenden Bestandesschichten innerhalb von unterschiedlichen, baumartenabhängigen Erntezeiträumen erreicht. Die Umtriebszeiten verkürzen sich auf lange Sicht, weil geringere Zielstärken angestrebt werden, die zu früheren Nutzungen führen. Die Wälder entwickeln sich zu gleichaltrigen Reinbeständen, in denen Minderheiten oder Habitatbäume nicht geschützt werden.

2.1.2.1 Bestandesentwicklungsziel

Als Entwicklungsziel werden den Beständen vorwiegend Reinbestandstypen der Baumarten zugeordnet, die nach der gegebenen standörtlichen Ausstattung den höchsten Ertrag versprechen. Dabei wird häufig auf die Baumarten Douglasie, Fichte und Buche gesetzt. Zu Abweichungen von diesem Vorgehen kommt es, wenn bereits vollflächige Verjüngungen mit angemessener Ertragsersparnis vorhanden sind, die keine Investitionen in die Bestandesbegründung erfordern. Auf ertragsschwachen Standorten oder Sonderstandorten wird die Zuordnung der WET nach LÖWE übernommen. Dabei werden zunächst alle die Bestände ausgeschlossen, bei denen tief greifende Umbaumaßnahmen erforderlich sind. Dieses Vorgehen verhindert hohe Investitionen in den Umbau eines Bestandes, wenn bereits eine Bestockung mit angemessener Ertragsersparnis vorliegt. Sind für alle Zieltypen Umbaumaßnahmen notwendig, so wird derjenige Zieltyp für diesen Standort zufallsgesteuert ausgewählt, der – waldbaulich vertretbar – den voraussichtlich höchsten Ertrag verspricht. Die Variante ERTRAG kennt keine nachrangigen Zieltypen.

Fichten- oder Buchenbestände, in denen Naturverjüngung bzw. Voranbau vollflächig und gesichert vorhanden ist, werden nicht umgebaut. Greift die Zuordnung der WET nach LÖWE, werden die in Frage kommenden Waldentwicklungstypen als Reinbestandsform angestrebt. So wird z. B. auf einen reinen Buchenbestand hin gewirtschaftet, wenn ein Buchen-Fichten-Mischtyp nach LÖWE gewählt würde.

2.1.2.2 Verjüngung

Pflanzungen werden dann vorgenommen, wenn die angestrebten Reinbestände nicht aus der gegebenen Bestandessituation (Naturverjüngung, Voranbau) heraus entwickelt werden können und eine Pflanzung zu dem betrachteten Zeitpunkt waldbaulich sinnvoll ist. Die baumartenbezogenen Erntezeiträume sind so gewählt, dass sie das Ankommen von Naturverjüngung begünstigen.

2.1.2.3 *Schutz*

Seltene Baumarten oder Habitatbäume erfahren keine gesonderte Berücksichtigung.

2.1.2.4 *Endnutzung*

Die Endnutzungen setzen ein, sobald der Durchmesser des Grundflächenmittelmaststamms in Brusthöhe der führenden Bestandesschicht über dem angestrebten Zieldurchmesser der führenden Art dieser Schicht liegt. Die Anzahl der Endnutzungseingriffe bis zur vollständigen Entnahme der führenden Schichten hängt vom Eingriffsturnus und der Länge der Endnutzungsperiode ab.

Bei den Endnutzungseingriffen werden mit abnehmenden Durchmessern zunächst die stärksten, hiebsreifen Bäume entnommen. Dabei können höhere Volumina als bei den anderen Strategien erreicht werden, die allerdings zwingend ein bestimmtes Mindestvolumen überschreiten müssen. Diese Vorgabe ermöglicht es, dass die Holzernte effizienter durchgeführt werden kann, wodurch u. a. die Holzerntekosten sinken. Zum Ende der Endnutzungsperiode werden alle bis dahin verbliebenen Bäume der führenden Schicht, ungeachtet von Durchmesser, Mindest- oder Maximalmengen, entnommen.

2.1.2.5 *Durchforstungen*

Die zu pflegenden Individuen (Z-Bäume) werden analog zu der Auswahl nach der LÖWE-Strategie identifiziert und freigestellt. Da das Durchforstungsintervall bei der Ertrags-Strategie auf 10 Jahre erhöht wird, fallen in den einzelnen Beständen deutlich höhere Volumina je Eingriff an. Aus dem Kollektiv der potenziellen Bedränger der Z-Bäume werden vorrangig diejenigen entnommen, die den ertragschwächeren Baumarten angehören. Die Z-Bäume werden stark freigestellt.

2.1.3 *Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation (PNV)*

2.1.3.1 *Bestandesentwicklungsziel*

Unter der vereinfachenden Annahme, dass alle Waldbestände im Untersuchungsgebiet von Natur aus von der Buche dominiert wären, wurde das Szenario „Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation“ (PNV) mit der Vorgabe gerechnet, dass auf ganzer Fläche der Buchen-Reinbestands-WET (WET 20) angestrebt wird.

2.1.3.2 *Verjüngung*

Pflanzungen werden dann vorgenommen, wenn die aktuelle Artenzusammensetzung eines Bestandes nicht in Buche überführt werden kann. Ist der Umbau aus der gegebenen Situation heraus durchführbar, greift die Routine „Einwuchs aus Naturverjüngung“.

2.1.3.3 *Schutz*

Seltene Baumarten oder Habitatbäume werden nicht geschützt.

2.1.3.4 *Endnutzung*

Die Endnutzung erfolgt durch Einzelentnahme zielstarker Individuen. Das Szenario sieht forstliche Eingriffe alle 5 Jahre vor.

Die verwendeten Endnutzungselemente ähneln denen, die im Szenario LÖWE eingesetzt werden. Die Zielvorgaben „Minimales-, Maximales Endnutzungsvolumen“ und „Zielstärke“ sind unverändert. Allerdings bleiben hiebsreife Bäume als Samenbäume länger erhalten: Ist die Verjüngung einer Art, die für das Erreichen des Zieltyps notwendig ist noch nicht gesichert, werden Samenbäume im Bestand erhalten, bis sich die Verjüngungssituation geändert hat.

2.1.3.5 *Durchforstung*

Bei der Freistellung permanent markierter Z-Bäume werden primär die Bedränger entnommen, die nicht der Zielbaumart entsprechen. Der Freistellungsgrad der Z-Bäume ist höher als im LÖWE-Szenario, so dass eine noch stärkere Begünstigung der im Endbestand angestrebten Baumarten erzielt wird.

2.1.4 „Naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS)

Für das Szenario „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS) werden keine Zieltypen festgelegt. Die Baumartenmischung soll nicht durch Eingriffe beeinflusst werden. Vielmehr sollen sich die konkurrenzstärksten Baumarten im Bestand auf dem Wege einer natürlichen, ungestörten Entwicklungsdynamik durchsetzen. Da in allen Simulationen der Einfluss von Extremereignissen (biotische oder abiotische Kalamitäten) ausgeblendet wird, wirken einzig die natürliche (Dichte-) Mortalität und das im System begrenzte Höchstalter der Baumarten vorratsreduzierend.

2.2 Technische Umsetzung

Nachdem zunächst die Grundzüge des methodischen Vorgehens durch beispielhafte Waldwachstumsmodellierungen im Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ geschaffen, verifiziert und angepasst wurden, war es das Ziel, diese Methodik auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes zu übertragen. Hierbei stand zunächst die eindeutige Abgrenzung des Untersuchungsgebietes im Vordergrund, wobei u. a. die folgenden Vorgaben zu berücksichtigen waren:

- Einzugsgebiet der Oker,
- Waldflächen,
- Verfügbarkeit der notwendigen Ausgangsdaten.

Unter Einbeziehung aller Restriktionen wurde das Untersuchungsgebiet „Nordharz“ definiert, welches eine relativ große, zusammenhängende Waldfläche des in Niedersachsen gelegenen nördlichen Harzes im Oker-Einzugsgebiet umfasst (JANSEN et al., in diesem Band).

Nach dem Zusammenführen der notwendigen Ausgangsinformationen in einer Datenbank wurde die Schnittstelle zum Generieren der Waldbestände im *WaldPlaner (FoEConverter)* überarbeitet.

Gleichzeitig wurde die Struktur der Datenausgabe definiert und umgesetzt. Somit war es möglich, den Ausgangszustand der Waldbestände im Untersuchungsgebiet (im Jahre 2003) auf Einzelbaumebene nachzubilden. Dieser Status quo stellt die Basis für alle nachfolgenden Berechnungen im Rahmen der Waldwachstums-simulation dar. Da das Wuchsmodell Bäume ab einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von 7 cm verarbeitet, wurden die Bestände nur aus Bäumen aufgebaut, die diese Schwelle überschreiten. Bäume mit einem geringeren Brusthöhendurchmesser wurden der Verjüngung zugerechnet, welche ebenfalls kumulativ als Schicht (mittlere Höhe, Alter und Stammzahl) Eingang in das Wuchsmodell findet und bei der Simulation des Einwuchses (Bäume, die 7 cm BHD überschreiten) berücksichtigt wird.

Für das gesamte Untersuchungsgebiet diente eine erste Szenarienrechnung mit dem *WaldPlaner* bis zum Jahre 2053 einerseits dazu, die Plausibilität der Modell-ergebnisse und die Funktionalität der Ein- und Ausgabe-Schnittstellen zu überprüfen. Andererseits konnten erste Erkenntnisse zu den Anforderungen an die EDV-technischen Ressourcen (Laufzeiten, Speicherplatz usw.) gewonnen werden.

Die Simulation selbst lief im Rahmen der folgenden Vorgaben:

- Ausgabe der Zwischenergebnisse in 5-Jahres-Intervallen,
- Waldbewirtschaftung nach LÖWE-Kriterien auf der gesamten Fläche des Untersuchungsgebietes,

- Waldentwicklungstyp (WET)² = aktueller Bestandestyp (BT),
- Berücksichtigung von Pflanzung, Naturverjüngung und Mortalität³.

Das Einlesen der bestandesbeschreibenden Forsteinrichtungsdaten in den *Wald-Planer* übernimmt das integrierte Konvertierungs-Tool *FoEConverter*. Dieses Modul ist ein eigens auf die Strukturen der Forsteinrichtungsdaten des Niedersächsischen Landeswaldes abgestimmtes Interface, welches den unmittelbaren Aufbau einzelbaumbasierter Waldbestände im *WaldPlaner* unter spezieller Berücksichtigung folgender Besonderheiten ermöglicht:

- Durchmesserkorrektur nach WOLLBORN u. BÖCKMANN (1998),
- Zielgröße beim Generieren der Bestände ist der Vorrat.

Der *FoEConverter* ist in der Lage, auf Forsteinrichtungsdaten aus verschiedenen Datenbanksystemen zuzugreifen. Bislang existieren Schnittstellen zu *Microsoft Access*, *PostgreSQL*, *MySQL* und *Oracle*. Im Rahmen des SILVAQUA-Teilprojektes „Simulation der Waldentwicklung“ wird die *Microsoft Access* – Schnittstelle des *FoEConverters* genutzt, da über das landeseigene Auswertungsprogramm für den Forsteinrichtungsdatenbestand (*FEIGRAF*) eine relativ unkomplizierte Anbindung an die entsprechenden Daten des Landeswaldes Niedersachsens und des – in gleicher Weise erfassten – niedersächsischen Teils des Nationalparks Harz gewährleistet ist.

Die flächentreue Abbildung von Strukturelementen⁴ gewährleistet eine Zuordnungstabelle, die in die Ausgangsdatenbank integriert wurde. Mit deren Hilfe ist eine eindeutige Identifikation jedes einzelnen Strukturelements und der damit gekoppelten Bestandesinformation möglich. Eine weitere notwendige Hilfstabelle innerhalb der Ausgangsdatenbank beinhaltet u. a. eindeutige Flächenkennungen, die für das Verknüpfen von Geometrie- und Sachdaten in georelationalen Datenbanken (GIS) erforderlich sind.

Der Aufbau der auf Einzelbäumen basierenden Waldbestände erfolgt jeweils für Modellbestände. Die Modellbestandsgröße wurde im Hinblick auf die erforderliche Genauigkeit der Bestandesparameter und EDV-technischem Ressourcenverbrauch (Rechenzeiten, Speicherplatz usw.) optimiert. Für den Aufbau der hier

² WET: Der Waldentwicklungstyp beschreibt ein standortabhängiges Waldentwicklungsziel, das in mehr oder weniger langen Zeiträumen verwirklicht werden soll. Er ist vom Bestandestyp (BT) zu unterscheiden, der den derzeitigen Waldaufbau darstellt. Das Leitbild der WET charakterisiert die nach Baumarten und Mischungen anzustrebenden Waldaufbauformen. Die Angaben beziehen sich auf höhere Bestandesalter und berücksichtigen die Ansprüche und Wachstumsgänge der beteiligten Baumarten. Die im Rahmen der WET formulierten Waldentwicklungsziele gliedern sich in Vorgaben zur Holzerzeugung, zu Schutz und Erholung sowie zu Baumartenanteilen.

³ Pflanzung und/oder Naturverjüngung sind optional aktivierbare *WaldPlaner*-Routinen, welche die Entstehung der Waldbestände abbilden. Mit der Mortalitäts-Option kann das Ausscheiden von Einzelbäumen in Folge natürlicher Wachstumskonkurrenz simuliert werden.

⁴ Strukturelement: speziell in Niedersachsen in die Forsteinrichtungspraxis eingeführte zusätzliche Kategorie der räumlichen Ordnung des Waldes.

zu betrachtenden 4.001 Bestände zeigte sich, dass eine Modellbestandsgröße von 0,25 Hektar den Anforderungen genügt.

Optional kann anschließend eine von WOLLBORN u. BÖCKMANN (1998) vorgeschlagene Durchmesserkorrektur aktiviert werden, die den Umstand berücksichtigt, dass der reale BHD in den letzten Dekaden von den BHD-Werten der Ertragstafel i. d. R. deutlich abweicht.

Eine weitere Einstellmöglichkeit beim Generieren des Status quo bezieht sich auf die Zielgrößen aus der Forsteinrichtung, die möglichst genau getroffen werden sollen (Kreisfläche oder Vorrat). Einzelbäume werden demzufolge solange generiert, bis das jeweils selektierte Abbruchkriterium (generierte Bestandeskreisfläche = Bestandeskreisfläche der Forsteinrichtung oder generierter Bestandesvorrat = Bestandesvorrat der Forsteinrichtung) erreicht ist. In der vorliegenden Untersuchung wurde als Zielgröße der Bestandesvorrat gewählt.

Plausibilitätskontrollen zur stichprobenartigen Überprüfung der Ergebnisse der Bestandesgenerierung können innerhalb des *WaldPlaners* durchgeführt werden. Unter anderem durch tabellarische Zusammenfassungen, exemplarische 2D- oder 3D-Darstellungen sowie die Möglichkeit, vorgefertigte und/oder selbst definierte SQL-Abfragen anzuwenden, können Einzelbestände oder das gesamte Untersuchungsgebiet schnell und übersichtlich analysiert werden (s. Abb. 1 u. 2).

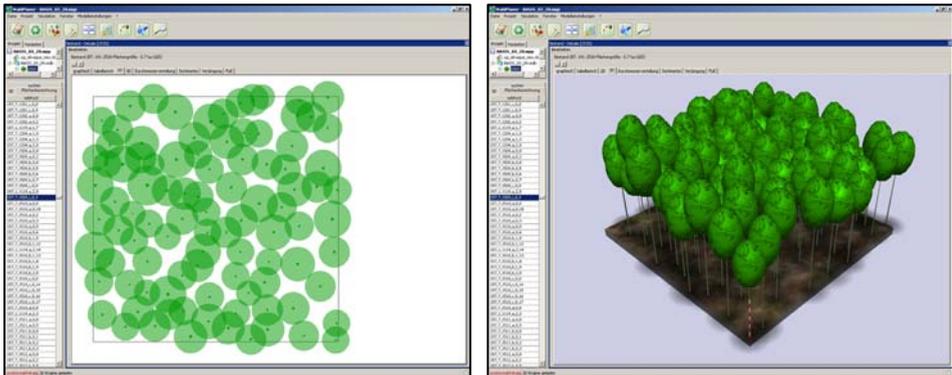


Abbildung 1: Beispiel für die Darstellung eines Einzelbestandes im WaldPlaner (links: 2-dimensional, rechts: 3-dimensional)

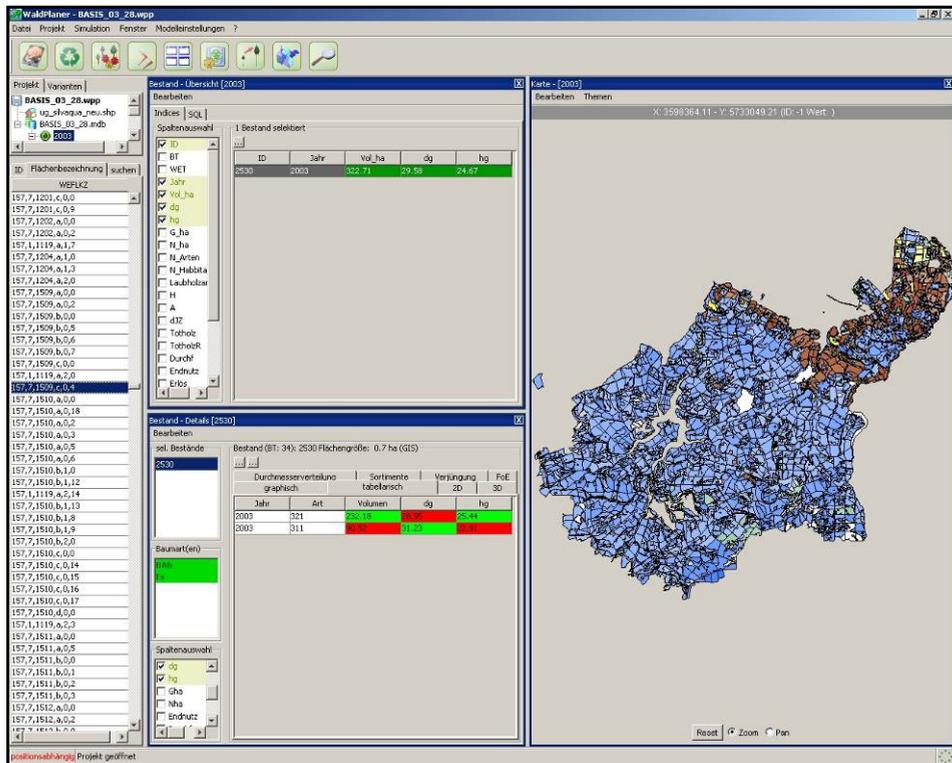


Abbildung 2: Beispiel für die Darstellung des Status quo im WaldPlaner

Mit dem Aufbau der Einzelbestände im WaldPlaner ist der aktuelle Waldzustand (Status quo) abgebildet. Die in einer Microsoft Access-Datenbank vorgehaltenen bestandesbeschreibenden Informationen dienen im Weiteren als Basis für die Prognose der Waldentwicklung in den nächsten fünfzig Jahren und bilden gleichzeitig die Grundlage für die Bereitstellung der Daten für die anderen Teilprojekte des Gesamtvorhabens.

Die Schnittstellenfunktion des Waldwachstumsmodells in SILVAQUA erfordert eine auf die einzelnen Teilprojekte abgestimmte Datenbereitstellung. Neben solchen Daten, die für alle Teilprojekte von Bedeutung sind (Baumart, Alter u. a.), werden modellbezogen auch spezifische Informationen angefordert. Solche projektbezogenen Naturaldaten sind z. B. der Deckungsgrad (Überschirmung) des Bestandes für das hydrologische Modell, der periodische Zuwachs für das Stoffhaushaltsmodell oder Angaben zu Durchforstungs- bzw. Holzerntemengen für das ökonomische Modell. Die entsprechenden Auswerteroutinen, welche diese Daten zu den geforderten Kennziffern komprimieren und in der notwendigen Datenstruktur ausgeben, wurden entwickelt.

Die den Teilprojekten bereitgestellte Datenbank mit den Ergebnissen der Simulation bis zum Jahre 2053 enthält die folgenden drei Tabellen (vgl. Abb. 3):

- „ID_Tabelle“:
Schlüsseltable mit Flächenkennungen und Flächengrößen
- „Tab_statisch“:
in vorliegender Untersuchung als unveränderliche Parameter eingestufte Informationen (Stichjahr der Forsteinrichtung, Wuchsbezirk, Standortseigenschaften)
- „Tab_dynamisch“:
waldbestandesbeschreibende Informationen in ihrer zeitlichen Dynamik

The screenshot shows three tables in Microsoft Access:

ID_Tabelle:

ID	WEFLKZ	COUNT	AREA	PERIMETER	KEY	FOA	REF	ABT	UABT	UFL	ID_ohne_x	Ha
		37	391016,885	16215,989		0	0	0	0	0	-99	39,10
10	157_1,1037_a,2,0	2	14741,608	647,224	157_1_1037_A_2	157	1	1037	A	2	9	1,47
100	157_1,1091_x,0,0	1	2919,019	212,864	157_1_1091_X_0	157	1	1091	X	0	-99	0,29
1000	157_3,1353_a,0,7	2	11846,374	444,419	157_3_1353_A_0	157	3	1353	A	0	772	1,18
1001	157_3,1353_a,0,8	3	3287,858	342,02	157_3_1353_A_0	157	3	1353	A	0	773	0,33
1002	157_3,1353_b,0,0	5	32021,189	1193,23	157_3_1353_B_0	157	3	1353	B	0	774	3,20
1003	157_3,1353_x,0,0	2	10692,719	580,935	157_3_1353_X_0	157	3	1353	X	0	-99	1,07
1004	157_3,1354_a,0,0	4	61020,258	1712,737	157_3_1354_A_0	157	3	1354	A	0	775	6,10
1005	157_3,1354_a,0,5	1	6882,104	492,625	157_3_1354_A_0	157	3	1354	A	0	776	0,69
1006	157_3,1354_a,0,9	1	2029,127	241,751	157_3_1354_A_0	157	3	1354	A	0	777	0,20
1007	157_3,1354_b,0,0	4	45579,612	1344,832	157_3_1354_B_0	157	3	1354	B	0	778	4,56

Tab_statisch:

WEFLKZ	KEY	St	Wuchsbezirk	1-Bodenfische	1-Naehrstoffversorgung	1-Bodenart
157_1,10_a,0,0	157_1_10_A_0	2003	250	19	3	23
157_1,10_a,0,6	157_1_10_A_0	2003	250	19	3	23
157_1,10_a,0,7	157_1_10_A_0	2003	250	19	3	23
157_1,10_b,0,0	157_1_10_B_0	2003	250	16	3	22
157_1,10_b,0,4	157_1_10_B_0	2003	250	16	3	22
157_1,10_c,0,0	157_1_10_C_0	2003	250	19	3	23
157_1,1037_a,1,2	157_1_1037_A_1	2003	250	19	3	23
157_1,1037_a,1,0	157_1_1037_A_1	2003	250	19	3	23
157_1,1037_a,2,0	157_1_1037_A_2	2003	250	19	3	23
157_1,1037_a,2,4	157_1_1037_A_2	2003	250	19	3	23
157_1,1037_x,0,0	157_1_1037_X_0	2003	250	0	0	99

Tab_dynamisch:

ID	Jahr	Sitindex	Bestandesschicht	BTYP	Baumart	Alter	Hoehe	Durchmesser	Stammzahl	Kreisflaeche	Deckungsgrad	Mischungsanteil_ha	Mischungsanteil_pr
10	2003	29,8	1	50	511	51	19	26,8	456	26,3	0,6	1,46	
10	2003	25	1	50	451	51	16	23,7	4	0,2	0,6	0,01	
10	2003	18	3	50	321	51	12	19,1	4	0,1	0,6	1,47	1
10	2003	32	4	50	441	51	31	37,9	4	0,5	0,6	1,47	1
10	2008	29,8	1	50	511	56	20,5	30,1	392	28,5	0,64	1,46	
10	2008	25	1	50	451	56	16,8	25,2	4	0,2	0,64	0,01	
10	2008	0	1	50	511	0	0	0	0	0	0,64	0	
10	2008	29,8	2	50	511	56	13,7	25,4	4	0,2	0,64	0,5	
10	2008	18	2	50	321	56	12,5	20,4	4	0,1	0,64	0,33	
10	2008	29,8	2	50	511	25	6,7	7	28	0,1	0,64	0,27	
10	2008	29,8	2	50	511	26	6,7	7	16	0,1	0,64	0,15	
10	2008	18	2	50	321	14	6,2	7	4	0	0,64	0,04	

Abbildung 3: Datenbank mit den Ergebnissen der Beispielsimulation bis zum Jahr 2053

Der aktuelle Waldzustand und die prognostizierte Waldentwicklung der nächsten fünfzig Jahre werden in der Datenbanktabelle „Tab_dynamisch“ numerisch abgebildet. Dort wird jede einzelne Waldfläche mit den dazugehörigen grundlegenden Bestandeseigenschaften in 5-Jahres-Intervallen beschrieben.

Ein Beispiel für die Analysen, die auf der Basis dieser Simulationsergebnisse für eine exemplarisch gerechnete LÖWE-Variante durchgeführt werden können, zeigt Abbildung 4. Hier wird die Dynamik des mittleren Bestandes-Derbholtzvolumens (schwarze Linie) dargestellt. Das Volumen am Ende einer (5-Jahres-)Periode

ergibt sich dabei als Differenz aus dem Anfangsvolumen und der Bilanz von Zuwachs (grüner Balken) und Volumina der Abgänge (roter Balken) während der Periode. Als Abgänge werden sowohl die in der Folge von forstlichen Eingriffen in Form von Bestandespflege- und Holzerntemaßnahmen (Vor- und Endnutzung) als auch die durch natürliche Wachstumskonkurrenz absterbenden Bäume (Mortalität) berücksichtigt. Einem leichten Anstieg der Derbholzvorräte bis zum Jahre 2018 folgt eine stetige Abnahme bis zum Ende des Prognosezeitraumes. Diese Entwicklung ist auf das „Hineinwachsen“ der im Untersuchungsgebiet dominierenden Fichte in das Erntealter und die damit zusammenhängende Nutzung der zielstarken Bestände zurückzuführen. Hinzu kommt, dass die der Nutzung folgende Verjüngung im *WaldPlaner*-System zeitverzögert abgebildet wird, was wiederum darauf beruht, dass Einzelbäume erst ab der forstlichen Kluppschwelle von 7 cm Brusthöhendurchmesser mit Rinde generiert werden.

Der Ausgangszustand 2003 wird direkt aus den Daten der Forsteinrichtung hergeleitet. Dabei greift die bereits erwähnte Durchmesserkorrektur nach WOLLBORN u. BÖCKMANN (1998). Als Zielgröße (Abbruchkriterium) beim Generieren der Einzelbäume dient der Bestandesvorrat.

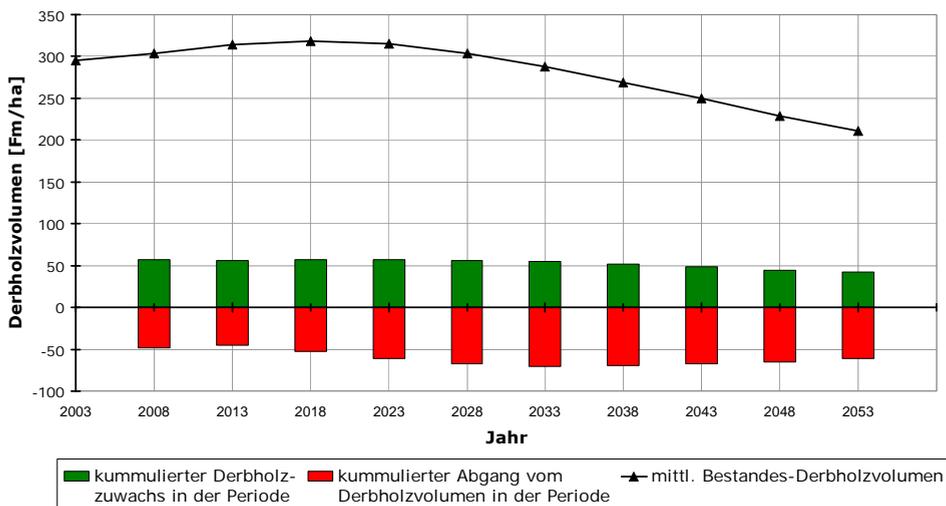


Abbildung 4: Dynamik des mittleren Bestandes-Derbholzvolumens für das Szenario LÖWE (flächen-gewichtetes Mittel aller Waldbestände des Untersuchungsgebietes)

Abbildung 5 zeigt ein Beispiel für die Entwicklung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes im *WaldPlaner* von 2003 bis 2053. Anhand des Wachstumsganges dieses – zur Illustration der Methodik ausgewählten – Modellbestandes lassen sich die im *WaldPlaner* wirksamen Basis-Algorithmen verdeutlichen. Es handelt sich um einen Bestand in der Unterfläche 1289 A 2 des Reviers Radauberg im Niedersächsischen Forstamt Clausthal. Hier stockt ein Mischbestand mit 90 % Flächenanteilen Fichte und 10 % Flächenanteilen Buche in der führenden Bestandesschicht. Darunter

wächst in der zweiten Bestandesschicht ein aus Naturverjüngung entstandener Nachwuchs mit 85 % Flächenanteilen Fichte und 15 % Flächenanteilen Buche. Dieser Nachwuchs wird – aufgrund des unterhalb der 7 cm-Kluppschwelle liegenden mittleren Bestandes-Brusthöhendurchmessers beider Baumarten – vom *Wald-Planer* nicht einzelbaumweise abgebildet. Stattdessen werden die Verjüngungsinformationen (Baumart, Alter, Flächenanteile, mittlere Höhe, Entstehung) in einer eigenen Tabelle der Simulations-Datenbank vorgehalten.

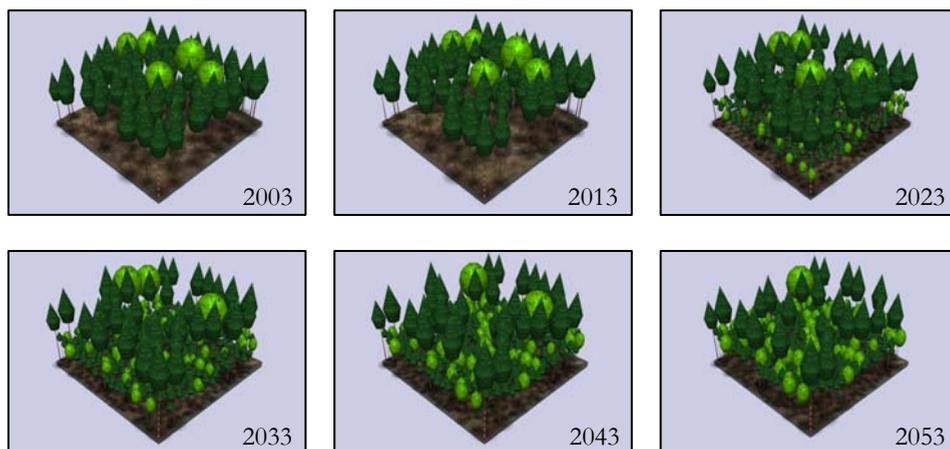


Abbildung 5: Beispiel für die Entwicklung eines Mischbestandes im *WaldPlaner* von 2003 bis 2053

Mit dem Generieren des Ausgangszustandes aus den Daten der Forsteinrichtung ist die Basis geschaffen, auf der im Weiteren die Prognosen der Waldentwicklung aufbauen. Zunächst werden verschiedene Rahmenwerte festgelegt, die die Simulation direkt beeinflussen. Im vorliegenden Beispiel sind das u. a.:

- Vorhersagezeitraum: 50 Jahre (bis 2053)
- Ausgabe der Zwischenergebnisse: 5-Jahres-Intervalle
- Waldentwicklungsszenario: „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (vgl. Anhang 1 und 2)
- angestrebter Waldentwicklungstyp: Fichte mit Buche (52)
- Modellbestandsgröße: 0,25 ha
- mit Pflanzung, Naturverjüngung und Mortalität

In der Folge wird jeder einzelne 5-Jahresschritt auf Einzelbaumbasis gerechnet und die Ergebnisse werden in den entsprechenden Tabellen der Simulationsdatenbank gespeichert. Es liegen sowohl Einzelbauminformationen als auch daraus aggregierte Bestandeswerte vor. Die Simulationsdatenbank wiederum dient als Grundlage für das Generieren einer Ergebnisdatenbank, welche alle erforderlichen Daten in einer normierten Struktur bereitstellt.

Im Rahmen der Auswertung der Ergebnisse für den konkreten Beispielbestand zeigt sich, dass nach 15 Jahren Wachstumssimulation (im Jahre 2018) zunächst die

ersten – aus dem Nachwuchs stammenden – Fichten die 7 cm-Kluppschwelle erreichen und somit im *WaldPlaner* einzelbaumweise abgebildet werden. Erst nach dem nächsten Simulationsschritt (2023) tauchen zusätzlich die ersten 7 cm dicken Buchen auf, was mit dem langsameren Jugendwachstum der Buche im Vergleich zur Fichte begründet werden kann. Unterstützend für das Wachstum der neuen Bestandesgeneration wirken sich die stetigen Durchforstungs- und Endnutzungseingriffe in den Altbestand aus, die den nachwachsenden Bäumen ausreichend Licht und Wuchsraum gewährleisten. Diese Entwicklung setzt sich bis zum Ende des hier betrachteten Prognosezeitraumes fort, so dass sich – gemäß der Zielsetzung (Waldentwicklungstyp = Fichte mit Buche) – im Jahre 2053 ein Fichten-Buchen-Mischbestand mit Resten des sich aus den gleichen Baumarten zusammensetzenden Altbestandes etabliert hat.

In der Abbildung 6 wird die Entwicklung der unterschiedlichen Bestandestypen nach dem Waldentwicklungsszenario LÖWE auf der Ebene des gesamten Untersuchungsgebietes dargestellt. Beispielhaft wird hier die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung auf der Basis von Bestandestypengruppen gezeigt. Sehr deutlich wird der im Rahmen des LÖWE-Programms forcierte Waldumbau hin zu Beständen mit höheren Laubbaumanteilen abgebildet. Die in den kartographischen Übersichten jeweils braun dargestellten Bestandestypengruppen der Buche nehmen im Verlauf der Simulation zuungunsten der Fichtenflächen (blau dargestellt) zu.

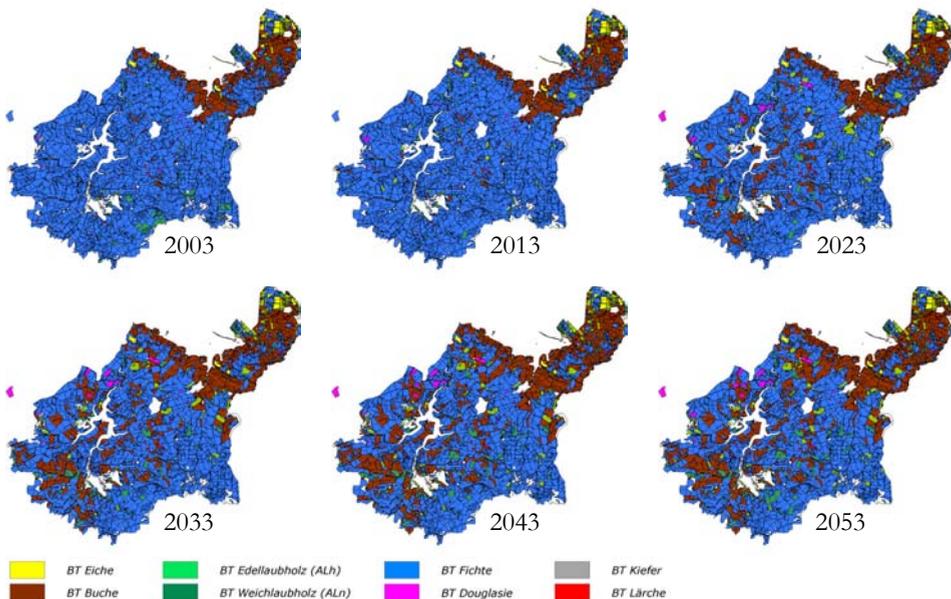


Abbildung 6: Entwicklung der Bestandestypen (BT) von 2003 bis 2053 (nach dem Szenario LÖWE)

Betrachtet man zusätzlich die Vorratsanteile der Baumartengruppen, dann bestätigen sich diese Verschiebungen hin zu mehr Laubbäumen (s. Tab. 1). Die im Untersuchungsgebiet im Status quo noch mit 86,2 % Volumenanteilen dominierende Fichte ist am Ende der Simulation nur noch mit 65,8 % Volumenanteilen in der Baumartenzusammensetzung vertreten. Bis auf die Kiefer, die über den gesamten Prognosezeitraum relativ konstant in der Baumartenzusammensetzung vorkommt, legen demgegenüber alle anderen Baumartengruppen, insbesondere die zu den Laubbäumen gehörenden, zum Teil deutlich zu.

Tabelle 1: Entwicklung der Baumartengruppenanteile [%] am Gesamtvorrat nach dem Szenario LÖWE

Baumarten- gruppe	2003	2013	2023	2033	2043	2053
Eiche	0,8	0,7	0,8	1,0	1,3	1,7
Buche	10,5	8,7	8,7	10,9	14,9	19,6
ALh ⁵	0,4	0,5	0,9	1,6	2,4	3,6
ALn ⁶	0,9	1,2	2,0	3,1	4,7	6,8
Fichte	86,2	87,8	86,2	81,7	74,8	65,8
Douglasie	0,2	0,3	0,5	0,7	0,9	1,3
Kiefer	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2
Lärche	0,6	0,5	0,6	0,6	0,8	0,9

3 Ergebnisse der Szenariensimulation

Es wurden die Auswirkungen einer differenzierten Waldbehandlung untersucht, die im Wesentlichen auf verschiedenen Durchforstungs- und Holzernteregimen und der damit verbundenen szenarioabhängigen Baumartenwahl basieren. Das Szenario „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE repräsentiert die gegenwärtig aktuelle waldbauliche Praxis in den Niedersächsischen Landesforsten. Durchforstungen werden weniger intensiv durchgeführt, dafür häufiger in einem 5-Jahres-Intervall. Im Gegensatz dazu finden Durchforstungen im Rahmen der ertragsorientierten Variante alle zehn Jahre statt, allerdings mit deutlich höheren Eingriffsstärken. Dabei werden die Baumarten gefördert, die unter den gegebenen standörtlichen Rahmenbedingungen den höchsten Ertrag versprechen. Die an der PNV orientierte Waldbaustrategie zielt darauf hin, buchendominierte Waldbestände in der Zukunft zu etablieren. Im Szenario „naturschutzorientierter“ Waldbau (PRO-ZESS) wird komplett auf forstliche Eingriffe verzichtet.

⁵ ALh: Andere Laubbäume mit hoher Umtriebszeit (Edellaubholz)

⁶ ALn: Andere Laubbäume mit niedriger Umtriebszeit (Weichlaubholz)

Aufbauend auf der im methodischen Teil dargelegten Vorgehensweise wurden vier Waldentwicklungsszenarien für das gesamte Untersuchungsgebiet „Nordharz“ simuliert:

- „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. Diese Variablen wurden für jedes Szenario gutachterlich festgelegt und werden im Anhang 1 und 2 dargestellt. Insbesondere die Rahmenwerte Eingriffsturnus, Durchforstungs- und Endnutzungsvolumen, Endnutzungszeitraum, Zielstärke und Freistellungsgrad haben einen wesentlichen Einfluss auf die weitere Bestandesentwicklung.

Die Analyse der beschriebenen Entwicklungen bis zum Jahre 2053 erfolgt vor dem Hintergrund des „Hineinwachsens“ großer Teile der im Untersuchungsgebiet dominierenden – überwiegend gleichförmig aufgebauten – Fichtenreinbestände in das hiebsreife Alter und dem damit verbundenen Beginn der Holzentnahme und der Walderneuerung.

3.1 Entwicklung der Holzvorräte

Als Holzvorrat wird hier die gesamte oberirdische Derbholzmasse (über 7 cm Durchmesser) eines Bestandes oder einer Summe von Beständen bezeichnet. Der Holzvorrat und seine zeitliche Entwicklung ist einer der wichtigsten Indikatoren zur Beurteilung forstwirtschaftlicher Betriebe. Die Zusammensetzung des Vorrates (Baumartenanteile, Altersverteilung, Durchmesserverteilung usw.), seine Gesamthöhe und seine Entwicklung ermöglichen die Beurteilung ökonomischer und ökologischer Potenziale unter dem Aspekt einer nachhaltigen Forstwirtschaft.

Abbildung 7 zeigt die prognostizierte Vorratsentwicklung im Untersuchungsgebiet „Nordharz“ in den Jahren von 2003 bis 2053. Dargestellt sind die zu erwartenden Vorräte der vier Waldentwicklungsszenarien. Erwartungsgemäß steigen die Vorräte bei Unterlassung der Nutzung im Szenario „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS) im Vergleich zu den übrigen Szenarien stark an. Als einziges vorratsreduzierendes Element wirkt hier die natürliche Mortalität, die über die Kronenkonkurrenz benachbarter Bäume und das natürliche Höchstalter im System gesteuert werden. Die durch natürliche Mortalität bedingte Vorratsreduktion wird allerdings vom periodischen Zuwachs bei weitem übertroffen, so dass bei dieser Variante im Jahre 2053 sehr hohe Bestandesvorräte mit über 800 Vfm/ha erreicht werden. Nicht enthalten sind vorzeitige Abgänge durch Wind- und Eisbruch bzw.

durch biotische Schädlinge, was in der Realität zu geringeren Vorräten führen würde.

Während die Variante „Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation“ (PNV) über den gesamten Prognosezeitraum eine weitgehend konstante Vorratsentwicklung mit leichter Steigerung auf durchschnittlich knapp 400 Vfm/ha erfährt, führen die Varianten „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (LÖWE) zu einem moderaten und „ertragsorientierter“ Waldbau (ERTRAG) zu einem deutlichen Vorratsabbau. Auffällig sind die durch den auf 10 Jahre verlängerten Eingriffsturnus und die entsprechend hohen Nutzungsmengen hervorgerufenen wellenförmigen Schwankungen der Vorratsentwicklung in der Ertragsvariante.

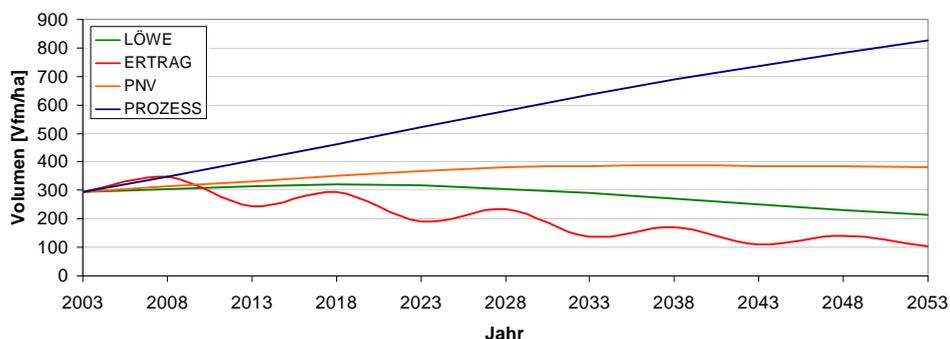


Abbildung 7: Entwicklung der flächenbezogenen Vorräte [Vfm/ha] der vier Szenarien

3.2 Durchmesserentwicklung

Bei der Analyse der Szenarienergebnisse bezüglich der Entwicklungen des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (d_g) (s. Abb. 8) zeigt sich bis 2018 ein ähnlicher Verlauf bei allen Szenarien, bevor die Durchmesserentwicklungen dann im darauf folgenden Prognoseabschnitt bis zum Ende des Simulationszeitraumes im Jahre 2053 deutlicher auseinanderdriften.

Die zunächst bei allen Varianten zu beobachtende kurze Phase mit einer leichten Durchmesserzunahme geht bei drei Varianten relativ schnell in eine bis etwa zum Jahre 2030 andauernde Phase mit einem mehr oder weniger stark ausgeprägten fallenden Trend über, was sich mit der bereits erwähnten Waldverjüngung im Anschluss an die Nutzung hiebsreifer Fichtenbestände erklären lässt. Nach dem Jahr 2030 stabilisiert sich die Durchmesserentwicklung bei der Variante PNV auf einem relativ konstanten Niveau, in der LÖWE-Variante nimmt sie weiter, wenn auch in abgeschwächter Form, ab. Die stärkste Abnahme des Durchmessers (von ca. 30 cm im Status quo bis auf 15 cm im Jahre 2053) wird für das ertragsorientierte Szenario prognostiziert. Bei der Variante PROZESS kommt es ab ca. 2030 hin-

gegen zu einer dauerhaften Trendumkehr, die bis zum Ende des Prognosezeitraums durch steigende Durchmesser geprägt ist.

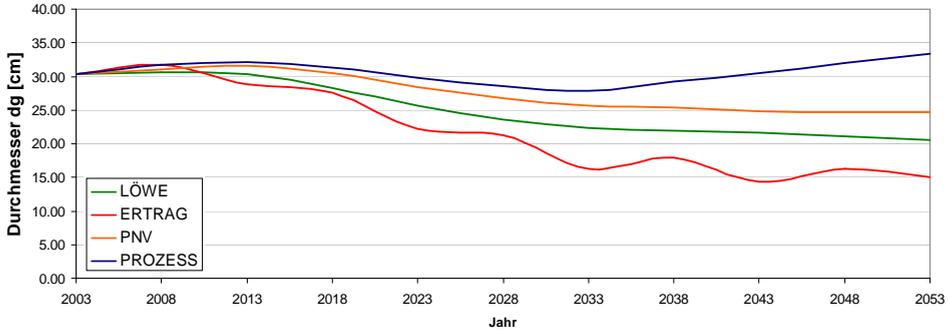


Abbildung 8: Entwicklung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (dg) [cm] der vier Szenarien

3.3 Zuwachsentwicklung

Der Zuwachs wird als jährlicher periodischer Zuwachs in Vorratsfestmetern pro Hektar (V_{fm}/ha) errechnet. Dazu wird vom Gesamtvolumen eines Bestandes zum Zeitpunkt der Betrachtung das Bestandesvolumen am Anfang der zugehörigen Simulationsperiode abgezogen. Zu diesem Wert wird die Summe aus Durchforstungs- und Endnutzungsvolumen und das Volumen der während des Simulationszeitraums durch natürliche Mortalität ausgeschiedenen Bäume addiert. Das Ergebnis wird durch die Anzahl der Simulationsjahre dividiert.

Abbildung 9 zeigt die Zuwachsentwicklung der vier Szenarien. Durch die direkte Abhängigkeit der waldwachstumskundlichen Größen voneinander, zeigt sich ein ähnlicher Verlauf wie bei der Betrachtung von Volumen- und Durchmesserentwicklung.

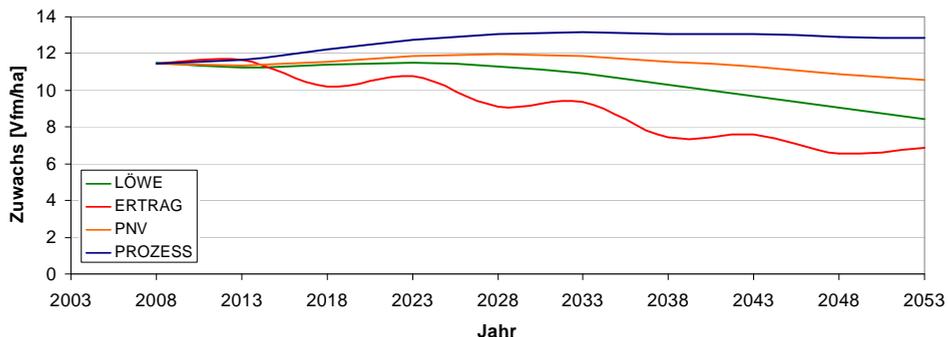


Abbildung 9: Entwicklung des jährlichen Zuwachses [V_{fm}/ha] der vier Szenarien

Während für die Varianten PROZESS und PNV bis etwa zum Jahr 2030 steigende Zuwächse prognostiziert werden, bevor dann bis zum Ende der Simulation der Zuwachs bei der PROZESS-Variante auf einem hohen Niveau konstant bleibt (ca. 13 Vfm/ha im Jahre 2053) und sich der Zuwachs bei der PNV-Variante nur unwesentlich verringert (auf ca. 10,5 Vfm/ha im Jahre 2053), setzt die Zuwachsreduktion bei der naturnahen Variante nach LÖWE und verstärkt bei der Ertragsvariante schon früher ein und fällt bis zum Ende des Prognosezeitraums weitaus deutlicher aus (von ca. 11,5 Vfm/ha im Status quo bei LÖWE auf 8,5 Vfm/ha im Jahre 2053 und bei ERTRAG auf ca. 7 Vfm/ha).

3.4 Entwicklung der ausscheidenden Volumina

Bei den ausscheidenden Volumina handelt es sich um die Gesamtabgänge des Bestandesvorrates pro Simulationsperiode. Sie ergeben sich aus der Summe von Durchforstungs- und Endnutzungsvolumen addiert mit dem Volumen der infolge von natürlicher Mortalität abgestorbenen Bäume. Das exemplarisch unter Verzicht auf jegliche Nutzung gerechnete naturschutzorientierte Waldentwicklungsszenario (PROZESS) enthält demnach nur die Volumenkomponente, die sich aus der natürlichen Mortalität ergibt (s. Abb. 10). Aufgrund der im Simulationsverlauf stetig zunehmenden Kronenkonkurrenz steigt im Rahmen dieser Variante deshalb das ausscheidende Volumen kontinuierlich an (von 3 Vfm/ha im Status quo auf 20 Vfm/ha im Jahre 2053). Neben der Kronenkonkurrenz ist das natürliche Alter der Baumarten ein zweiter, die natürliche Mortalität beeinflussender Faktor, der bei der Simulation Berücksichtigung findet. Allerdings wirkt sich diese Komponente hier nicht aus, da das natürliche Lebensalter der Baumarten im 50-jährigen Prognosezeitraum der vorliegenden Untersuchung nicht erreicht wird.

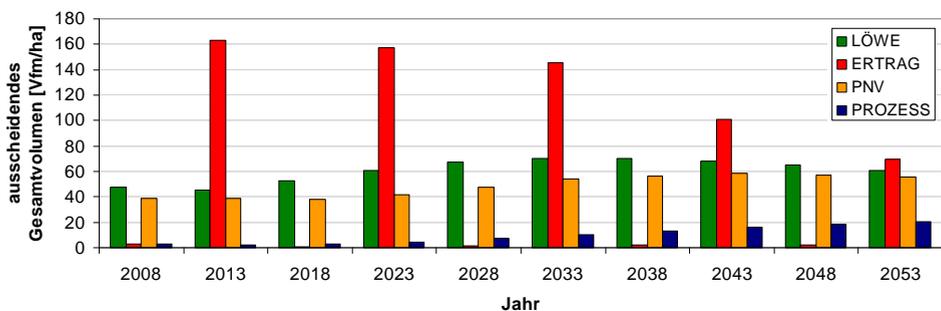


Abbildung 10: Entwicklung der ausscheidenden Volumina [Vfm/ha] (Vor- u. Endnutzung + natürliche Mortalität) der vier Szenarien

Die Entwicklung des ausscheidenden Gesamtvolumens verläuft bei den Varianten LÖWE und PNV ähnlich, insgesamt übersteigen die ausscheidenden Volumina der LÖWE-Variante die der PNV-Variante leicht (s. Abb. 10). Vor allem gegen Ende des Prognosezeitraums nähern sich die Werte dieser beiden Varianten ziemlich an.

Der gegenüber den anderen drei Varianten von 5 auf 10 Jahre verlängerte Eingriffsturnus der Variante ERTRAG mit entsprechend deutlich höheren Entnahmemengen in der Vor- und Endnutzung führt – vor allem in der frühen Phase der Simulation – zu sehr hohen ausscheidenden Volumina in den Jahren, in denen eine Nutzung stattfindet. Dagegen übersteigen die ausscheidenden Volumina der drei anderen Varianten jene der Ertragsvariante in der hier geltenden, zwischen zwei Nutzungszeitpunkten liegenden 10-jährigen Phase der Hiebsruhe deutlich. Dieses Phänomen führt bei den Varianten LÖWE, PNV und PROZESS – ähnlich wie auch bei der Betrachtung der Vorrats-, Durchmesser- und Zuwachsentwicklungen – zu einem ausgeglichenen Kurvenverlauf.

3.5 Entwicklung der Baumartenzusammensetzung

Das eingangs erwähnte Phänomen des innerhalb des Simulationszeitraumes stattfindenden „Hineinwachsens“ von großen Teilen der im Untersuchungsgebiet dominierenden Fichtenreinbestände in das hiebsreife Alter eröffnet der Forstwirtschaft verschiedene Möglichkeiten, um durch eine aktive waldbauliche Steuerung der Waldverjüngung Einfluss auf die künftige Baumartenzusammensetzung zu nehmen.

Die Auswirkungen der unterschiedlichen Waldbehandlungskonzepte der vier hier betrachteten Szenarien auf die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung im Untersuchungsgebiet werden flächenhaft in der Abbildung 11 und mit den prozentualen Anteilen der Baumartengruppen am Gesamt-Derbholzvolumen in der Abbildung 12 dargestellt.

Im Status quo (2003) erreicht neben der Fichte (87 %) nur noch die Buche (10 %) nennenswerte Anteile an der Baumartenzusammensetzung im Untersuchungsgebiet. Bis auf die „naturschutzorientierte“ Variante (PROZESS), bei der die Baumartenanteile weitgehend konstant bleiben, zeigen die Varianten LÖWE, ERTRAG und PNV teilweise sehr deutliche Veränderungen. Bei diesen drei Varianten ist ein Rückgang der Fichte vor allem zugunsten der Buche zu beobachten.

Am deutlichsten zeigt sich diese Veränderung bei der ertragsorientierten Variante, wo der Anteil der Baumartengruppe Fichte am Gesamt-Derbholzvolumen (Holzvorrat) im Verlaufe der Simulation um knapp ein Drittel zurückgeht (von 87 % in 2003 auf 56 % in 2053). Gleichzeitig steigt der Buchenanteil von 10 % auf 28 %. Rechnet man die ebenfalls deutlich steigenden Anteile der Laubbaumartengruppen ALh und ALn mit ein, so steigen die Laubbaumanteile von 13 % (2003) auf 43 % zum Ende der Simulation. Die Nadelbaumanteile erniedrigen sich dementsprechend in der gleichen Größenordnung um 30 %.

Vergleichbar verläuft die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung in der Variante „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE. Hier geht der Nadelbaumanteil auf 68 % zurück, während der Laubbaumanteil auf 32 % steigt.

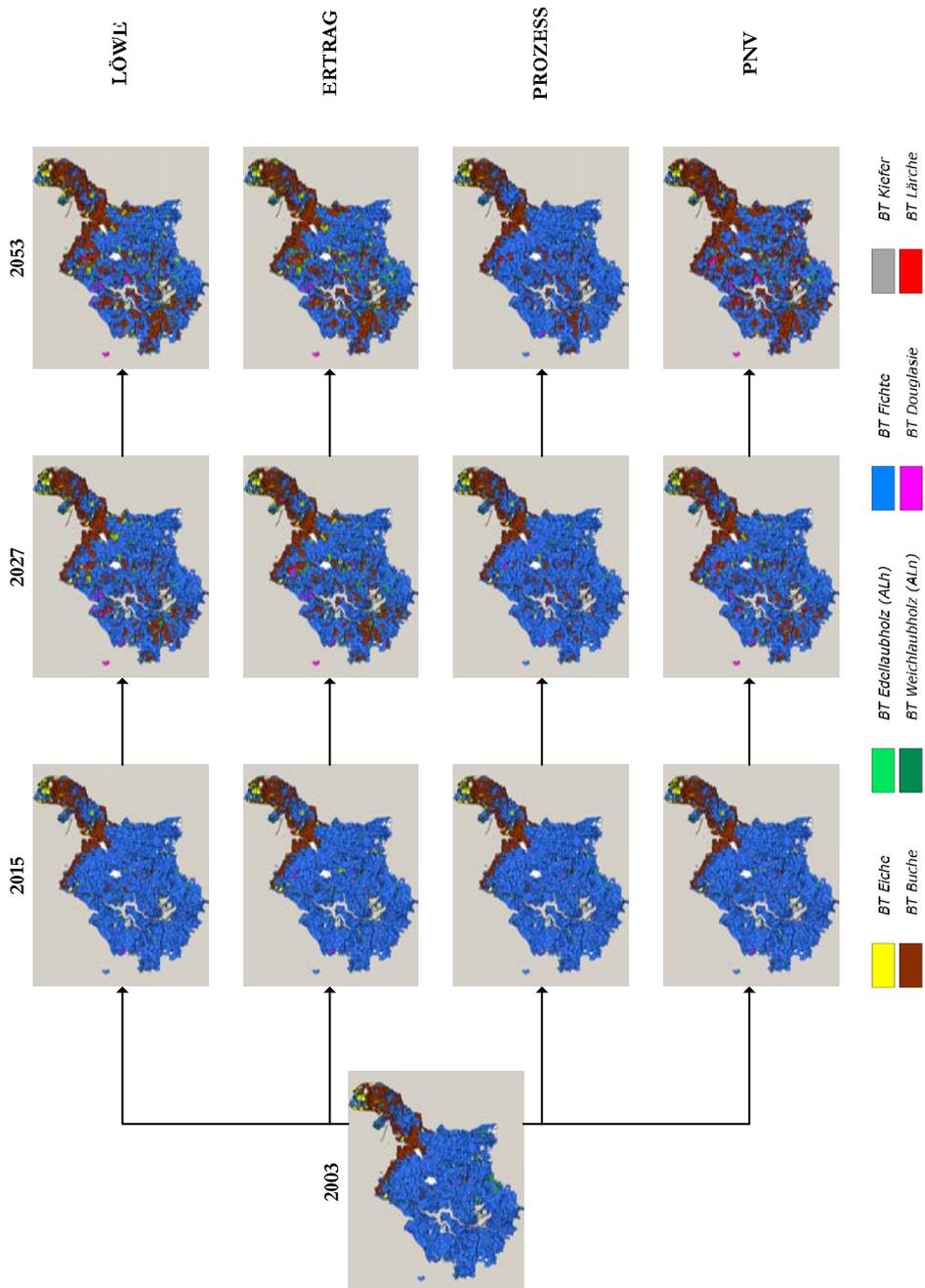


Abbildung 11: Waldentwicklung auf der Basis der jeweilig aktuellen Bestandestypen (BT)

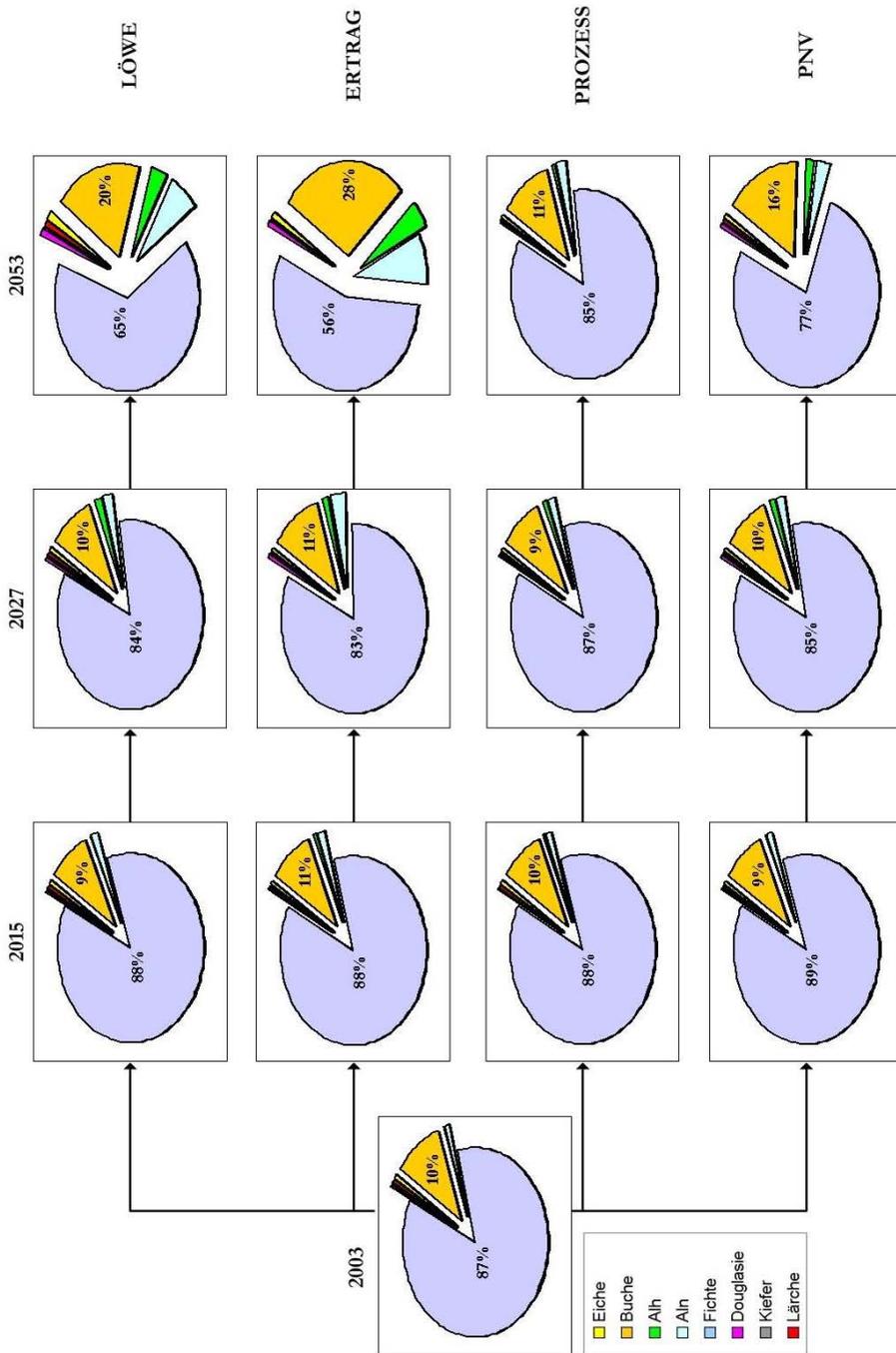


Abbildung 12: Entwicklung der Baumartengruppenanteile [%] am Gesamt-Derbbolzvolumen

Auffällig ist, dass gerade die PNV-Variante, die mit der konkreten Zielsetzung der gesteuerten Waldentwicklung hin zu Buchen-Reinbeständen simuliert wurde (flächenhafte Zuweisung des WET 20 = Buchen-Reinbestand), bei den Buchenanteilen am Ende der Simulation hinter den beiden zuvor genannten Varianten zurückbleibt. Hier wirken sich die, den einzelnen Strategien hinterlegten Maßnahmenketten der Waldbehandlung aus, die einen schnelleren Umbau der Waldflächen hin zu mehr Laubbäumen bei den Varianten LÖWE und ERTRAG ermöglichen, als dies bei dem längerfristig wirkenden Konzept der PNV-Strategie der Fall ist. Trotzdem ist der Anstieg der Laubbaumanteile auch im Rahmen dieser Variante von 10 % in 2003 auf 22 % in 2053 beträchtlich.

Das über den gesamten Simulationszeitraum weitgehend konstante Verhältnis der Anteile der Laub- und Nadelbäume bei der Naturschutzvariante (PROZESS) ist eine Folge des Verzichts auf jegliche Eingriffe in die natürlichen Wachstumsprozesse (keine Nutzungen und keine Pflanzungen). Eine Walderneuerung erfolgt hier ausschließlich durch Naturverjüngung.

Literatur

- ALBERT, M. u. HANSEN, J. (2007): Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die multifunktionale Forstplanung auf Landschaftsebene. *Forst u. Holz*, 62, 14-18
- DUDA, H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie. Books on Demand, Norderstedt, 182 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
- NAGEL, J. (2005): Integriertes Handbuch des Simulators: Modellfunktionen und Koeffizienten des Forest Simulators BWINPro Version 7.0. <http://TreeGrOSS.sourceforge.net/>, 15.06.2006
- NAGEL, J.; ALBERT, M. u. SCHMIDT, M. (2002): Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1 - Neuparametrisierung und Modellerweiterungen. *Forst u. Holz* 57, 486-493
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Programm der Landesregierung, Niedersächsische Landesregierung Hannover, 49 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (2004): Langfristige Ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl. *Aus dem Walde*, 54, Hannover, 145 S.
- OTTO, H. J. (1989): Langfristige Ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten – Band 1. *Aus dem Walde*, 42, Hannover, 442 S.
- OTTO, H. J. (1991): Langfristige Ökologische Waldbauplanung für die niedersächsischen Landesforsten – Band 2. *Aus dem Walde*, 43, Hannover, 527 S.
- WOLLBORN, P. u. BÖCKMANN, T. (1998): Ein praktikables Modell zur Strukturierung des Vorrats aus Ertragstafelschätzung. *Forst u. Holz*, 53, 547-550

Anhang 1

Rahmenwerte für die Waldentwicklungsszenarien – Bestandeswerte

	BT	Waldbauregime			PROZESS
		LÖWE	PNV	ERTRAG	
Eingriffsturnus (Jahre)	alle	5	5	10	Keine Nutzung, nur „natürliche Mortalität“
Max. Endnutzungsvolumen (Vfm/ha)	Eiche	100	100	400	
	Buche	100	100	160	
	Alh	80	80	160	
	Aln	80	80	200	
	Fichte	100	100	200	
	Douglasie	100	100	200	
	Kiefer	70	70	150	
	Lärche	70	70	150	
Min. Endnutzungsvolumen (Vfm/ha)	Eiche	50	50	200	
	Buche	40	40	80	
	Alh	40	40	80	
	Aln	40	40	100	
	Fichte	50	50	100	
	Douglasie	50	50	100	
	Kiefer	35	35	75	
	Lärche	35	35	75	
Max. Durchforstungs- volumen (Vfm/ha)	Eiche	70	70	100	
	Buche	70	70	140	
	Alh	70	70	140	
	Aln	70	70	140	
	Fichte	70	70	140	
	Douglasie	70	70	140	
	Kiefer	70	70	100	
	Lärche	70	70	140	

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Fortsetzung: Rahmenwerte für die Waldentwicklungsszenarien – Bestandeswerte

	BT	Waldbauregime			PROZESS
		LÖWE	PNV	ERTRAG	
Min. Durchforstungs- volumen (Vfm/ha)	Eiche	20	20	50	Keine Nutzung. Nur „natürliche Mortalität“
	Buche	20	20	70	
	Alh	20	20	70	
	Aln	20	20	70	
	Fichte	20	20	70	
	Douglasie	20	20	70	
	Kiefer	20	20	50	
	Lärche	20	20	70	
Max. Eingriffsvolumen (Vfm/ha)	alle	Max. Durchforstungs- oder Endnutzungsvolumen			
Min. Eingriffsvolumen (Vfm/ha)	alle	Min. Durchforstungs- oder Endnutzungsvolumen			
Endnutzungs- zeitraum (Jahre)	Eiche	∞	∞	10	
	Buche	∞	∞	30	
	Alh	∞	∞	30	
	Aln	∞	∞	10	
	Fichte	∞	∞	20	
	Douglasie	∞	∞	20	
	Kiefer	∞	∞	20	
	Lärche	∞	∞	20	
Anzahl Habitatbäume (n)	alle	1	0	0	0
Schutz von Minderheiten (ja / nein)	alle	ja	nein	nein	nein
Angestrebter Zieltyp	alle	abhängig von Standort u. BT	Buche	abhängig von Standort u. BT	keiner

Anhang 2

Rahmenwerte für die Waldentwicklungsszenarien – baumartenbezogene Werte

	Baumarten	Waldbauregime			
		LÖWE	PNV	ERTRAG	PROZESS
Mindesthöhe erster Eingriff (m)	Eiche	14	14	16	Keine Nutzung. Nur „natürliche Mortalität“
	Buche	16	16	18	
	Alh	12	12	14	
	Aln	10	10	12	
	Fichte	14	14	16	
	Douglasie	14	14	16	
	Kiefer	13	13	16	
	Lärche	12	12	14	
Zielstärke (cm)	Eiche	70	70	60	
	Buche	60	60	50	
	Hainbuche	45	45	45	
	Alh	60	60	60	
	Aln	45	45	40	
	Fichte	45	45	40	
	Douglasie	60	60	50	
	Kiefer	45	45	40	
Lärche	60	60	50		
Freistellungsgrad	allgemein	normal	stark	stark	
	Eiche	-0,1	0	0	
	Buche	-0,3	-0,2	-0,2	
	Alh	-0,2	-0,1	-0,1	
	Aln	-0,1	0	0	
	Fichte	-0,2	-0,1	-0,1	
	Douglasie	-0,3	-0,2	-0,2	
	Kiefer	-0,1	0	0	
Lärche	-0,1	0	0		
Ziel-Artenanteil	alle	Lt. Zieltyp	Lt. Zieltyp	Lt. Zieltyp	keine Vorgabe

Autor:

Dr. Swen Hentschel

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Grätzelstr. 2

D-37079 Göttingen

E-Mail: swen.hentschel@nw-fva.de

URL: www.nw-fva.de

Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt

Effects of forest management on hydrology

Johannes Suttmöller und Henning Meesenburg

Zusammenfassung

Um die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt zu untersuchen, wird in dem Projekt SILVAQUA ein gekoppeltes Modellsystem bestehend aus dem Softwaresystem *WaldPlaner* zur Waldwachstumssimulation und dem Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH angewendet. Die Bestandesentwicklung wird unter der Annahme unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des Waldwachstumsmodells simuliert. Ausgewählte Parameter der Waldwachstumssimulation werden an das Wasserhaushaltsmodell übergeben, um die Wasserflüsse unter den veränderten Randbedingungen im Waldaufbau zu modellieren. Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation erlauben, die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen wie Nutzungseingriffe, Waldumbaumaßnahmen und Baumartenwechsel auf den Gebietswasserhaushalt zeitlich und räumlich differenziert zu quantifizieren.

Die Szenariensimulationen für das Untersuchungsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ zeigen, dass forstliche Maßnahmen zu mehr oder weniger starken Veränderungen im Wasserhaushalt führen können. Im Kontext der EG-WRRL werden waldbauliche Bewirtschaftungskonzepte empfohlen, die durch ihre mode-

raten Eingriffe in die Bestandesstruktur keine übermäßig starken Veränderungen im Wasserhaushalt erwarten lassen.

Stichworte: Wasserhaushalt, EG-Wasserrahmenrichtlinie, WaSiM-ETH

Abstract

In the project SILVAQUA the effect of forestry practices on the water budget was investigated using an interactive systems model, which comprised the forest growth simulation model developed from the program *WaldPlaner* (Forest Planner) and the spatially-differentiated hydrological model WaSiM-ETH. Stand development was simulated with the forest growth model assuming different silvicultural regimes. Selected parameters derived from forest growth simulations were entered into the hydrological model to simulate water fluxes in relation to different conditions of forest structure. The results of the hydrological simulation permitted the effects of forestry practices, such as thinning and harvesting operations, changes in forest structure and tree species composition, on the catchment water budget to be quantified temporally and spatially.

The simulation of scenarios for the Oker Catchment research area, northern Harz Mountains, showed that forestry practices can cause major changes in the water budget in some cases. Under consideration of the European Water Framework Directive, silvicultural prescriptions involving moderate management practices that are not expected to cause considerable change in the water regime were recommended.

Keywords: water budget, European Water Framework Directive, WaSiM-ETH

1 Einleitung

Veränderungen des Waldaufbaus und der Waldnutzung können sich auf den Zustand der Gewässer im Wald auswirken, indem sie die Menge und Dynamik des Abflusses beeinflussen. So kann durch einen Baumartenwechsel oder durch Walderschließungsmaßnahmen die ausgleichende Wirkung der Wälder auf die Abflussdynamik nachhaltig verändert werden. Eine Verschärfung von Hochwasserereignissen oder eine Verminderung der Grundwasserneubildung können die Folge davon sein.

Mit der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) der Europäischen Union wurde ein Handlungsrahmen geschaffen, der erstmalig einen auf das Flusseinzugsgebiet bezogenen Ansatz verfolgt (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT 2000). In Artikel 1 der EG-WRRL wird der „gute“ ökologische Zustand der Gewässer als Zielsetzung gefordert. Für die quantitative Betrachtung der Gewässer bedeutet dies, dass Extremereignisse, wie

Hochwasser und Trockenperioden, in ihren Auswirkungen vermindert werden sollen. Forstliche Maßnahmen, die in den bewaldeten Bereichen des Okereinzugsgebietes durchgeführt werden, sind vor diesem Hintergrund insbesondere dahingehend zu untersuchen, ob sie eine Verschlechterung in der Abflussdynamik und Grundwasserneubildung zur Folge haben („Verschlechterungsverbot“).

Der Untersuchungsansatz erfordert den Aufbau eines hydrologischen Einzugsgebietsmodells, um den Wasserhaushalt flächendifferenziert nachbilden zu können. Da Informationen auf sehr unterschiedlichen Skalenebenen vorliegen, muss das Modell in der Lage sein, die Daten skalunenabhängig zu verarbeiten. Grundlage der Modellierung bilden Flächendatensätze der Forst- und Umweltverwaltung (JANSEN et al., in diesem Band).

Neben der Erfassung des aktuellen hydrologischen Prozessgeschehens ist für die Entwicklung von Managementstrategien die Beurteilung langfristiger Veränderungen des Wasserhaushaltes durch forstliche Maßnahmen von Bedeutung. Hierzu wird die Entwicklung der Bestände unter Annahme vier unterschiedlicher forstlicher Bewirtschaftungsstrategien mit Hilfe eines Waldwachstumsmodells simuliert (s. HENTSCHEL, in diesem Band). Die Ergebnisse der forstlichen Szenarien werden dem Wasserhaushaltsmodell zur Verfügung gestellt, um die Wasserflüsse im Untersuchungsgebiet unter den veränderten Randbedingungen im Waldaufbau zu modellieren. Durch diese Vorgehensweise können Veränderungen im Wasserhaushalt (z. B. erhöhte Grundwasserneubildungsraten etc.) quantifiziert und flächendifferenziert zugeordnet werden.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation für verschiedene forstliche Szenarien im Okereinzugsgebiet des Nordharzes werden vorgestellt. Aus dem Vergleich der simulierten Wasserhaushaltsbilanzen bei unterschiedlichen forstwirtschaftlichen Behandlungsstrategien, werden waldbauliche Empfehlungen abgeleitet, die den nachhaltigen guten Zustand der Gewässer unter wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten gewährleisten.

2 Wasserhaushaltssimulation

2.1 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Der Datenbedarf ergibt sich aus den Erfordernissen des hydrologischen Modells und der Genauigkeit, mit der das Untersuchungsgebiet im Modell abgebildet werden soll (Modelldiskretisierung). Die Daten werden benötigt, um die Gebietscharakteristik im Modell zu repräsentieren, und um die Modellkalibrierung und -validierung unter realen zeitabhängigen meteorologischen und hydrologischen Randbedingungen zu gewährleisten.

Für die Modellierung der Wasserflüsse werden flächenbezogene Geodaten zur Orographie, Landnutzung und zum Boden benötigt. Die Geodatenbasis setzt sich folgendermaßen zusammen:

- digitales Höhenmodell
- Forsteinrichtungskarten
- forstliche Standortskartierung

Im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ können zwei Teileinzugsgebiete ausgewiesen werden, beide wurden für die Kalibrierung des hydrologischen Modells herangezogen. Für die Pegel der Kalbe und den Radau liegen die Messwerte als Tagesmittelabfluss vor. Der Zeitraum von 1996 bis einschließlich 2005 diente zur Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells. Als meteorologischer Antrieb werden Angaben zum Niederschlag und Wind, zur Temperatur, Sonnenscheindauer oder Globalstrahlung und relativen Feuchte benötigt. Die meteorologischen Antriebsdaten stammen von Niederschlags- und Klimastationen des DWD. Die Klimazeitreihen fließen als Tagesmittelwerte bzw. als Tagessumme in das hydrologische Modell ein. Die Parametrisierung der Waldflächen erfolgte auf der Grundlage der Forsteinrichtung aus dem Jahr 2003. Die forstliche Standortskartierung wurde vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) aufbereitet und für die Parametrisierung der Bodeneigenschaften verwendet. Die Mächtigkeit der Leitprofile beträgt für alle forstlichen Standortflächen 2 m. Die Flächen der Forsteinrichtung und der forstlichen Standortskartierung wurden unter Vorgabe des dominanten Flächentyps auf das 100 x 100 m-Modellgitter übertragen. Kleine Flächeneinheiten mit einer Größe von deutlich weniger als einem Hektar werden durch diese Vorgehensweise im hydrologischen Modell nicht berücksichtigt.

2.2 Modellauswahl und Modellbeschreibung

Mit Hilfe eines gebietsdifferenzierten hydrologischen Einzugsgebietsmodells werden die komplexen Prozesse des Wasserhaushaltes abgebildet. Das Wasserhaushalts-Simulations-Modell WaSiM-ETH erwies sich dabei als am besten geeignet, um die Projektziele zu erreichen. Es wird die Modellversion 7.2.7 verwendet, die im Vergleich zu älteren Versionen als wesentliche Erweiterung die Abbildung mehrschichtiger Vegetationsbestände erlaubt (SCHULLA 1997).

Es ist als Open-Source-Modell frei zugänglich und hat eine relativ große Nutzergemeinde, von der sich viele Anwender an der Weiterentwicklung des Modells beteiligen. WaSiM-ETH ist in verschiedenen Einzugsgebieten von der Mikro- (< 1 km²) bis zur Mesoskala (\pm 10.000 km²) bereits erfolgreich getestet und angewendet worden (ETH ZÜRICH 2005). Durch die modulare Struktur und das GIS-basierte Einleseformat der Geodatenbasis werden eine einfache Handhabung und die Verknüpfbarkeit mit anderen Modellen gewährleistet. WaSiM-ETH weist zahlreiche Modellbausteine wie Module für Schneeschmelze und -akkumulation, Grundwasser und Abflussrouting auf, die bei Bedarf aktiviert werden können. Die

räumliche und zeitliche Auflösung der Eingabe- und Ausgabeparameter ist frei wählbar.

Im Hinblick auf Prognosezwecke ist es wünschenswert, ein Simulationsmodell zu verwenden, das das hydrologische Prozessgeschehen flächendifferenziert und möglichst physikalisch basiert nachbildet. Das rasterbasierte Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH erfüllt diese Anforderungen. Insbesondere die Verwendung der Richards-Gleichung zur Simulation der Bodenwasserflüsse in der ungesättigten Bodenzone ermöglicht eine wesentlich bessere Anpassung der Modellierung, als dies bei konzeptionell ausgerichteten Modellen möglich wäre.

Die einzelnen Modellbausteine können dem Ablaufschema aus Abbildung 1 entnommen werden. Der Simulation vorgeschaltet ist eine windabhängige Korrektur der Stationsniederschläge (RICHTER 1995). Der meteorologische Antrieb der Klimastationen wird mit Hilfe verschiedener Verfahren (Inverse Distance Weighing (IDW), höhenabhängige Regression), die vom Anwender ausgewählt und kombiniert werden können, auf das Flächenraster des Modells interpoliert. Weiterhin besteht die Möglichkeit einer topographiebedingten Strahlungskorrektur und Temperaturmodifikation. Eine detaillierte Modellbeschreibung ist bei SCHULLA (1997) zu finden.

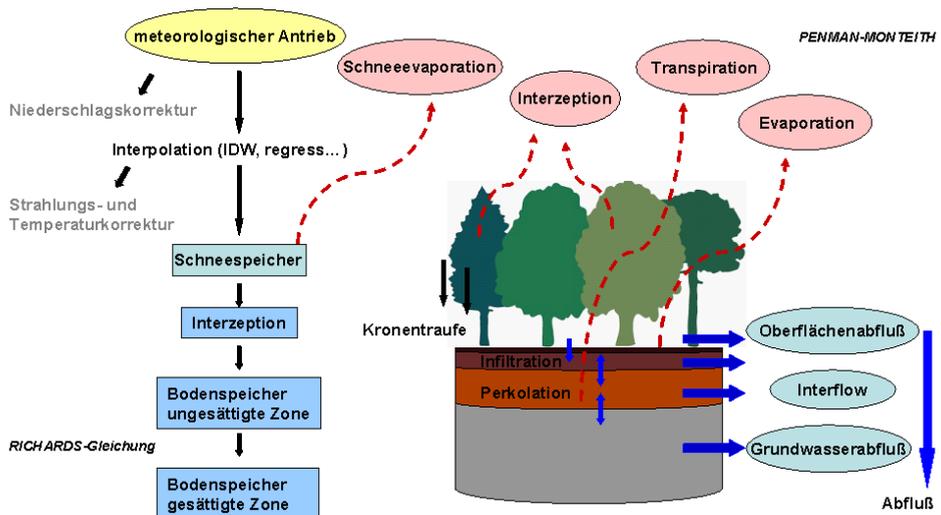


Abbildung 1: Modellschema WaSiM-ETH (verändert nach SCHULLA 1997)

Die Evapotranspiration beschreibt die Verdunstungsprozesse der Transpiration, Interzeption und Evaporation. Die Interzeption wird von WaSiM-ETH über einen einfachen Speicheransatz ermittelt. Die potenzielle Evapotranspiration wird nach der Methode von Penman-Monteith berechnet. Vegetationsspezifische Parameter wie LAI, Überschirmungsgrad und Bestandeshöhe, die für die Berechnung der

Verdunstungsprozesse benötigt werden, werden über die Simulation des Bestandeswachstums mit dem *WaldPlaner* (HANSEN 2006, ALBERT u. HANSEN 2007) abgeleitet.

Die Verknüpfung zwischen *WaldPlaner* und hydrologischem Modell erfolgt „offline“. Die Ergebnisse der Waldwachstumssimulation werden in einer Datenbank gespeichert, die als Schnittstelle zum hydrologischen Modell dient. Anhand des Brusthöhendurchmessers (BHD) und der Stammzahl wird die langfristige Veränderung des Blattflächenindex (LAI = leaf area index) auf der Basis der Einzelbaumdaten baumartenabhängig berechnet (HAMMEL u. KENNEL 2001). Durch Laub- bzw. Nadelabwurf entstehen jahreszeitliche Schwankungen im Bestandes-LAI. Der LAI für einen Nadelwaldbestand beträgt im Winter in Anlehnung an HAMMEL u. KENNEL (2001) 80 % des maximalen LAI. Für einen Laubwaldbestand entspricht der LAI während der Vegetationsruhe dem Stammflächenindex (SAI). Die Vegetationsperiode wird über ein Temperatursummenmodell bestimmt (HAMMEL u. KENNEL 2001). Eine weitere wichtige Größe zur Parametrisierung der Landnutzung im Wasserhaushaltsmodell stellt der Bedeckungsgrad (Überschirmung) dar. Dieser wird direkt im *WaldPlaner* berechnet und an das hydrologische Modell übergeben.

Bei einem Bedeckungsgrad von weniger als 0,85 wird die Annahme getroffen, dass sich in den Bestandeslücken eine Gras- und Strauchvegetation entwickelt. Tritt dies auf, werden die Vegetationsparameter der Grasvegetation und der Bestände flächengewichtet zu einem mittleren Bestandesparametersatz zusammengefügt. Da die Auswirkungen einer Sekundärvegetation auf den Wasserhaushalt nicht explizit in dieser Modellanwendung untersucht werden sollen, wurde auf die Modellierung mit mehrschichtigen Vegetationsbeständen verzichtet.

Die Durchwurzelungstiefe wurde den einzelnen Beständen altersabhängig zugewiesen. Bestände mit einem mittleren Alter bis 15 Jahren erhielten eine Durchwurzelungstiefe von 1 m, ältere Bestände eine von 1,4 m. Zwischen den Baumarten wurde keine Differenzierung bezüglich der maximalen Durchwurzelungstiefe vorgenommen. Bei den Laubbaumarten wurde jedoch eine gleichmäßige Wurzelverteilung über den gesamten durchwurzelten Raum angenommen, bei den Nadelbäumen hingegen eine Konzentration auf die oberen Bodenschichten.

Die Modellierung der Wasserbewegung im Boden ist primär von den bodenphysikalischen Eigenschaften des Substrates abhängig. WaSiM-ETH berechnet die Wasserflüsse in der ungesättigten Bodenzone auf der Grundlage der Richards-Gleichung in eindimensionaler vertikaler Form (SCHULLA 1997). Die Parametrisierung der verwendeten pF-Kurven erfolgt nach VAN GENUCHTEN (1980). Die physikalischen Eigenschaften von Waldböden unterscheiden sich jedoch deutlich von Ackerböden. Deshalb erfolgt in dieser Arbeit die Ableitung der van Genuchten-Parameter in Anlehnung an TEEPE et al. (2003). Die Untersuchungen dieser Arbeit haben gezeigt, dass die Unterschiede zwischen den 31 Texturklassen nach

der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) häufig sehr gering sind. Mit Hilfe einer Clusteranalyse konnten die Texturklassen der Kartieranleitung auf 10 Texturklassen mit jeweils 5 Dichteklassen reduziert werden. Für diese wurden anhand von 1.850 an Waldböden ermittelten Wasserretentionskurven die van Genuchten-Parameter berechnet.

2.3 Modellkalibrierung

WaSiM-ETH berechnet die Wasserumsätze auf einem Modellgitter mit quadratischen Zellen und simuliert die Abflussganglinie im Gewässer mit Hilfe eines Routingschemas. Die Einzugsgebiete der Kalbe und Radau wurden mit einer räumlichen Auflösung (Modellgitterweite) von 100 m modelliert. Das Einzugsgebiet der Kalbe wird mit 505 Modellzellen abgedeckt, das deutlich größere Einzugsgebiet der Radau umfasst 1.788 Modellzellen. Die Forsteinrichtungsdaten weisen im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ eine Waldfläche von 15.359 ha aus. Diese wird im hydrologischen Modell durch 15.976 Modellzellen abgebildet. Das Modellgebiet umfasst neben den Waldflächen auch so genannte Nicht-Holzbodenflächen, wie Blößen oder Wirtschaftswege, die bei der Bestandessimulation unberücksichtigt bleiben. Dies erklärt die höhere Anzahl an Modellzellen (1 Modellzelle entspricht 1 ha) gegenüber der Forsteinrichtungsfläche.

Die Wasserbilanz der Klimanormalperiode (1961 - 1990) kann aus den simulierten Abflüssen und den gemessenen und in die Fläche interpolierten Niederschlägen berechnet werden. Daraus ergibt sich für die bewaldeten Flächen im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ eine mittlere Abflusshöhe von 650 mm und eine Niederschlagssumme von 1.270 mm. Damit verbleiben 620 mm als mittlere Verdunstungsleistung übrig. Die Untersuchungen im Einzugsgebiet der „Langen Bramke“ haben gezeigt, dass die Niederschlagshöhe unterschätzt wird. Vor diesem Hintergrund wurden die Niederschläge in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit einer „konservativen“ Korrektur unterzogen (Niederschlagskorrektur < 10 %).

In der hydrologischen Modellierung nimmt die Modellkalibrierung einen hohen Stellenwert ein. Sie ist bei komplexen, hochgradig nichtlinearen Modellen kein triviales Problem, da eine Vielzahl von Parametern nicht eindeutig aus den Gebietseigenschaften abgeleitet werden kann. Für die vorliegende Fragestellung werden die modellierten Abflüsse mit den gemessenen Abflüssen am Pegel verglichen. Die Höhe der Abweichungen zwischen der gemessenen und simulierten Ganglinie bestimmt ein Gütemaß. Gütemaße, wie das Bestimmtheitsmaß R^2 oder die Erklärte Varianz EV, geben die Qualität einer Simulation in einer abstrakten Zahl an. Je höher die Differenzen sind, desto größer weicht das Gütemaß vom optimalen Wert ab.

Die Modellkalibrierung für die Einzugsgebiete der Kalbe und Radau erfolgt auf Grundlage der Jahre 1996 bis 2005. In Abbildung 2 ist die gemessene und simu-

lierte Abflussganglinie am Pegel Kalbe dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß und die Erklärte Varianz liegt im zehnjährigen Mittel jeweils bei 0,70. Die Gütemaße schwanken zwischen 0,47 R^2 /0,43 EV (1996) und 0,85 R^2 /0,84 EV (1999). Zur Anpassung der simulierten Abflussganglinie an die gemessenen Tagesmittelabflüsse wurden die effektiven Kalibrierparameter k_{rec} und d_r verwendet. Der Parameter k_{rec} beschreibt die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit mit der Tiefe, mit Hilfe des Parameters d_r wird der Anteil des Interflows am Gesamtabfluss skaliert. Da zu den übrigen effektiven Kalibrierparametern keine Vergleichsgrößen aus den Einzugsgebieten der Kalbe und Radau vorliegen, wurden für diese Parameter Einstellungen aus einer Modellanpassung für das Einzugsgebiet der „Langen Bramke“ übernommen (SUTTMÖLLER et al. 2007).

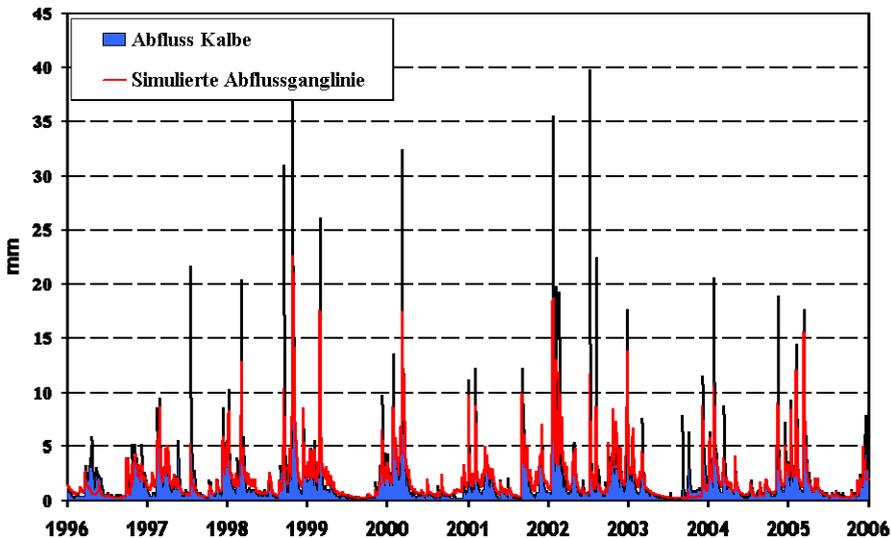


Abbildung 2: Gemessene und simulierte Abflussganglinie am Pegel Kalbe

Die Abflussdynamik im Einzugsgebiet der Kalbe wird durch die Modellsimulation gut erfasst. Typisch für die bewaldeten Einzugsgebiete im Okergebiet ist, dass stärkere Niederschlagsereignisse zunächst vollständig vom Boden aufgenommen werden und erst stark verzögert in den Vorfluter gelangen. Der Vergleich gemessener Niederschlags- und Abflusswerte zeigt, dass erst mit einer zeitlichen Verzögerung von 1 bis Tagen 2 eine Zunahme der Abflusshöhe am Pegel beobachtet werden kann. Erst bei intensiven und länger andauernden Niederschlägen oder bei einsetzender Schneeschmelze wird Oberflächenabfluss generiert, der direkt und ohne Zeitverzögerung zum Abfluss gelangt. Daraus resultieren die typisch steil ansteigenden Abflussspitzen und der ebenso schnelle Rückgang der Abflusshöhe auf das Basisabflussniveau. Die Simulationsgüte wird dadurch vermindert, dass die absolute Höhe einzelner Hochwasserereignisse vom Modell unterschätzt wird und der Rückgang auf das Basisabflussniveau etwas zu träge abgebildet wird.

Die mittlere Jahresniederschlagssumme für den Zeitraum von 1996 - 2005 beträgt im Einzugsgebiet der Kalbe 1.251 mm. Nahezu 52 % der Niederschläge gelangen in den Abfluss (gemessener Abfluss Pegel Kalbe: 647 mm). Der mittlere simulierte Abflussanteil liegt mit 651 mm ebenfalls bei rund 52 %. Rund 600 mm werden im Mittel über die Evapotranspiration aus dem Gebiet der Kalbe abgegeben, wobei zwei Drittel (400 mm) durch die Transpiration und ein Drittel (200 mm) über die Interzeption verdunstet werden.

Das Einzugsgebiet der Radau weist eine nahezu identische simulierte Wasserbilanz auf wie das Einzugsgebiet der Kalbe. Der berechnete Abflusskoeffizient liegt bei rund 0,53; bei einer mittleren Niederschlagssumme von 1.242 mm werden 657 mm als Abfluss simuliert. Auffällig ist, dass der am Pegel gemessene Abfluss mit 581 mm (Abflusskoeffizient: 0,48) deutlich unter den Werten der Kalbe liegt. Dies deutet daraufhin, dass am Pegel nicht alle im Gebiet generierten Abflüsse erfasst werden. Mögliche Ursachen können unterirdische Abflüsse in Form von Tiefensickerung oder die Umleitung eines Teils der Abflussmenge oberhalb des Pegels sein (Oker-Grane-Stollen). Trotzdem liegen das mittlere Bestimmtheitsmaß bei 0,70 und die Erklärte Varianz bei 0,71. Innerhalb des 10-jährigen Simulationszeitraumes treten im Vergleich zur Kalbe jedoch deutlich größere Unterschiede in der Modellgüte auf.

Die Modellkalibrierung mit WaSiM-ETH liefert plausible Ergebnisse. Das hydrologische Prozessgeschehen wird gut erfasst, so dass die Auswirkungen möglicher forstlicher Nutzungen und Bewirtschaftungsstrategien mit den langfristigen Folgen auf den Wasserhaushalt flächendifferenziert quantifiziert werden können.

3 Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulationen

3.1 Auswirkungen der Bewirtschaftungsstrategien auf den Wasserhaushalt

Auf der Grundlage der Modellkalibrierung in den Teileinzugsgebieten Kalbe und Radau wurde der Wasserhaushalt im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ für vier Waldentwicklungsszenarien bis zum Jahr 2055 simuliert. Ausgehend vom Status quo im Jahr 2003 (Forsteinrichtung) wurde die Waldentwicklung unter der Annahme verschiedener Waldbauszenarien fortgeschrieben. Eine detaillierte Beschreibung der Waldentwicklungsszenarien „ertragsorientierter“ Waldbau (ER-TRAG), „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (LÖWE), Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation (PNV) und „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS) erfolgt bei HENTSCHEL (in diesem Band). Die untersuchten Waldbaukonzepte sollen exemplarisch einen Eindruck über die Variationsbreite möglicher forstlicher Strategien vermitteln.

Die zukünftige Waldentwicklung wurde bis zum Jahr 2053 mit dem waldwachstumskundlichen Modell *WaldPlaner* (HANSEN 2006, ALBERT u. HANSEN

2007) berechnet. Die Einzelbaumattribute der Modellbestände, wie z. B. Brusthöhendurchmesser (BHD), werden in einem zeitlichen Abstand von 5 Jahren in die hinterlegte Datenbank gespeichert. Anhand der Einzelbaumdaten, die für jedes Waldentwicklungsszenario von 2008 über 2013 bis zum Jahr 2053 im gleichen Format wie die Forsteinrichtungsdaten 2003 vorliegen, werden baumartenspezifisch die langfristige Veränderung bestandesbeschreibender Parameter (wie z. B. Blattflächenindex und Bestandesdichte) abgeleitet und für die Wasserhaushaltsmodellierung bereitgestellt. Dabei ist der Waldzustand im Jahr 2008 repräsentativ für die Jahre 2006 bis 2010, der Waldzustand im Jahr 2013 für die Jahre 2011 bis 2015 usw. Dies bedeutet, dass die Parametrisierung der Waldbestände im hydrologischen Modell für jeweils fünf Jahre unverändert bleibt.

Im Untersuchungsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ wird die Waldfläche durch 4.001 Bestände gebildet, die jeweils durch einen eigenen Parametersatz im hydrologischen Modell repräsentiert werden. Ebenso wurden die 13.884 forstlichen Standortsflächen durch einen eigenen Parametersatz zur Beschreibung der Bodeneigenschaften abgebildet. Diese wurden im Gegensatz zu den Bestandesdaten während der gesamten Simulationsperiode nicht verändert.

Der meteorologische Antrieb für den Simulationszeitraum bis zum Jahr 2055 erfolgt mit gemessenen Klimadaten der Jahre 1956 bis 2003, um die Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsstrategien auf den Wasserhaushalt unter heutigen klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Die räumliche Interpolation der Stationsdaten wird modellintern gelöst. Während die Tagessummen der Niederschläge und die Tagesmitteltemperatur über ein kombiniertes Verfahren (IDW und höhenabhängige Regression) auf das Raster des hydrologischen Modells interpoliert werden, werden die Stationsdaten zur mittleren Windgeschwindigkeit und Relativen Feuchte sowie die tägliche Sonnenscheindauer mit dem IDW-Verfahren (Inverse Distance Weighting) regionalisiert.

Zur Beurteilung der Wirkung der forstlichen Maßnahmen auf den Wasserhaushalt bietet sich ein Vergleich der jährlichen Verdunstungs- und Abflusssummen an. Zu Beginn der Simulationsperiode im Jahr 2006 starten alle Waldentwicklungsszenarien mit dem gleichen Parametersatz. Dies erklärt die relativ geringen Unterschiede in der berechneten Verdunstungsleistung und Abflussmenge in den ersten Jahren der Simulationsperiode (s. Abb. 3 u. 4). Aber bereits nach 10 bis 15 Jahren treten insbesondere zwischen den Szenarien ERTRAG und PROZESS deutliche Veränderungen in den Wasserhaushaltsgliedern auf. Aufgrund der hohen Zuwachsraten und steigenden Vorräte bei der Variante PROZESS nimmt die Verdunstung der Waldbestände deutlich zu, während bei der „ertragsorientierten“ Variante, infolge intensiv durchgeführter forstlicher Eingriffe, eine Abnahme der realen Verdunstung im Gebietsmittel zu verzeichnen ist. Dies hat zur Folge, dass durch die Auflichtung vieler Bestände im Untersuchungsgebiet besonders die Interzeption stark rückläufig ist. Höhere Verdunstungsleistungen führen bei der Variante PROZESS gegenüber dem Status quo zu einer verringerten Abfluss-

menge von knapp 50 mm bis zum Jahr 2020. Die Variante ERTRAG folgt in der berechneten Wasserbilanz zunächst dem Status quo. Die Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV weisen in den ersten Jahren nur eine geringfügige Erhöhung der Verdunstung auf.

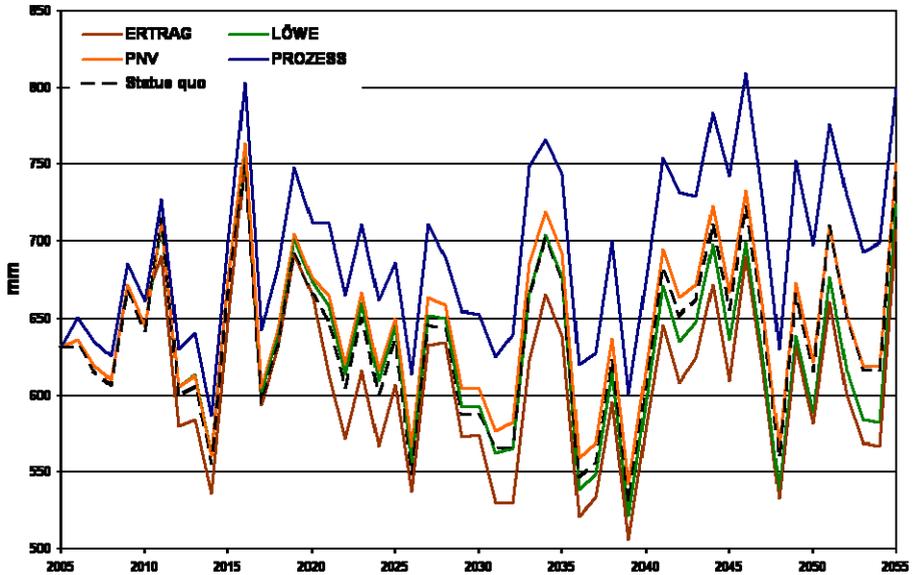


Abbildung 3: Berechnete reale Verdunstung [mm] für die Waldentwicklungsszenarien

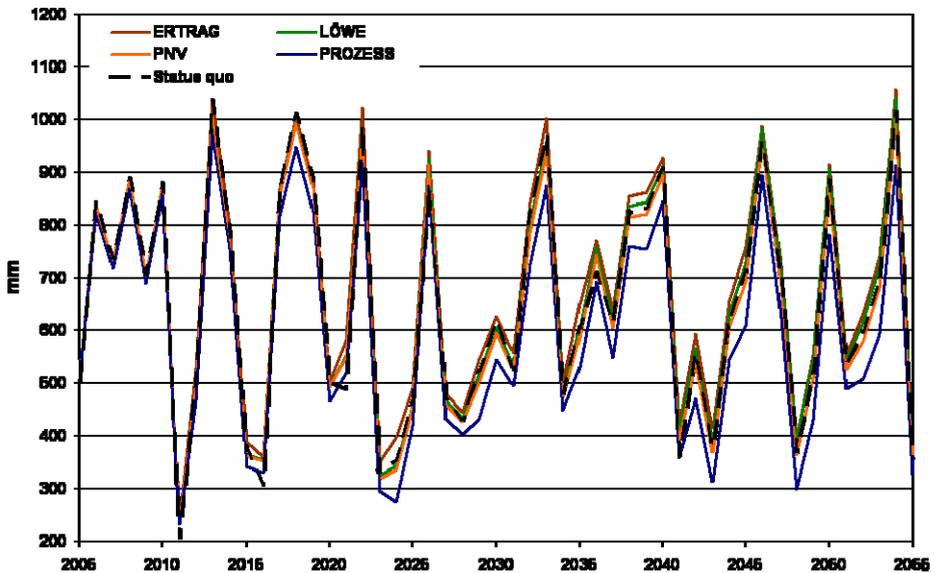


Abbildung 4: Berechneter Abfluss [mm] für die Waldentwicklungsszenarien

Bis zum Ende des Simulationszeitraumes nehmen die Unterschiede in der berechneten Verdunstungsleistung zwischen den Waldentwicklungsszenarien weiter zu. Während sich bei der Variante PROZESS die reale Verdunstung von im Mittel 650 mm zu Beginn des Simulationszeitraumes auf annähernd 750 mm erhöht, nimmt die reale Verdunstung bei der Variante ERTRAG auf rund 620 mm ab. Die moderate Abnahme der Verdunstungsmenge beim Szenario ERTRAG liegt darin begründet, dass infolge der Bestandesauflichtungen eine Bodenvegetation berücksichtigt wird. Entsprechend der veränderten Verdunstungsleistung ist mit einer Abnahme (PROZESS) bzw. Zunahme (ERTRAG) der Abflussmenge im Vergleich zum Status quo zu rechnen (s. Abb. 3 u. 4). Die Varianten LÖWE und PNV weisen bis zum Jahr 2025 kaum Unterschiede in den berechneten Wasserhaushaltskomponenten im Vergleich zum Basisszenario auf. Danach erhöht sich beim PNV-Szenario die Verdunstungsleistung leicht gegenüber dem Status quo, um gegen Ende des Simulationszeitraumes wieder auf das Niveau des Basisszenarios zurückzufallen. Bei der LÖWE-Variante wachsen viele Bestände zum Ende des Simulationszeitraumes in die Endnutzung hinein, so dass die reale Verdunstung abnimmt und sich mit im Mittel 635 mm dem Niveau der Variante ERTRAG annähert.

Die Simulationsergebnisse zu den vier Waldentwicklungsszenarien zeigen, dass unterschiedliche Nutzungsstrategien im Flächenmittel deutliche Veränderungen in den Wasserhaushaltskomponenten zur Folge haben. Bei den Varianten ERTRAG und PROZESS treten bereits frühzeitig (nach rund 20 Jahren) markante Verschiebungen zwischen der simulierten realen Verdunstung und der berechneten Abflussmenge im Vergleich zum Status quo auf, während dies bei der LÖWE-Variante erst zum Ende des Simulationszeitraumes beobachtet werden kann. Relativ geringe Unterschiede zum Basisszenario treten während des gesamten Simulationszeitraumes bei der PNV-Variante mit der Zielsetzung des Waldentwicklungstyps „Buche“ (WET20) auf.

Mit der EG-WRRL haben sich alle Vertragsstaaten verpflichtet, die Zielsetzung eines „guten Zustandes“ von Oberflächengewässern und Grundwasserkörpern spätestens im Jahr 2015 zu erfüllen. Allerdings sieht die EG-WRRL die Möglichkeit einer Fristverlängerung bis zum Jahr 2027 vor, wenn die Erreichung der Zielsetzung nicht gewährleistet werden kann.

Vor diesem Hintergrund wurden die Simulationsergebnisse der hydrologischen Modellierung für die in der EG-WRRL genannten Stichjahre flächendifferenziert ausgewertet. Um die Jahre 2015 und 2027 wurde jeweils ein Zeitfenster von fünf Jahren gelegt, um die Auswirkungen jährlicher Witterungsschwankungen bei der Auswertung der Wasserbilanzen zu vermindern. So sind die Ergebnisse für das Jahr 2015 als Mittelwert der Jahre 2013 bis 2017 zu interpretieren, die Ergebnisse für das Jahr 2027 als mittlerer Zustand der Jahre 2025 bis 2029. Um die maximal möglichen Veränderungen im Wasserhaushalt zu untersuchen, die durch den Waldumbau im Okergebiet „Teilbereich Nordharz“ hervorgerufen werden, wurde

zusätzlich der Zeitraum von 2051 bis 2055 (Stichjahr 2053) flächendifferenziert ausgewertet.

Wie bei der Auswertung der Zeitreihen liegt der Fokus auch hier auf der Untersuchung der veränderten realen Verdunstungs- und der Abflussmenge, wie sie sich aus den verschiedenen Waldentwicklungsszenarien ergeben würden. In Abbildung 5 bis 7 ist für die genannten Zeitfenster 2015, 2027 und 2053 der berechnete Abflusskoeffizient flächendifferenziert dargestellt. Es werden keine Absolutwerte betrachtet, um den witterungsspezifischen Einfluss auf den Wasserhaushalt auszuschalten. In den Abbildungen sind zusätzlich die Geometrien der Forsteinrichtung dargestellt.

Die Abfluss- und Verdunstungskoeffizienten geben den Anteil der jeweiligen Bilanzgröße am Niederschlag an. Je höher der Koeffizient ist, umso größer ist der Anteil der betrachteten Bilanzgröße am Wasserhaushalt. Hohe Abflusskoeffizienten werden im Untersuchungsgebiet auf den Flächen erzeugt, die eine überdurchschnittlich hohe Niederschlagssumme aufweisen. Da im Okergebiet „Teilbereich Nordharz“ die Niederschlagsverteilung eine eindeutige Höhenabhängigkeit zeigt, treten die höchsten Abflusskoeffizienten von über 0,7 im Südosten des Untersuchungsgebietes am Fuße des Brockens auf (s. Abb. 5). Die niedrigsten Abflussanteile von unter 0,1 sind auf den bewaldeten Flächen im Harzvorland anzutreffen. Entsprechend verdunsten hier im Mittel über 90 % der gefallenen Niederschläge. Höhere Abflusskoeffizienten werden bei geringeren Niederschlagssummen nur auf waldfreien (Blößen) bzw. sehr lichten Beständen simuliert. Diese fallen in den tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes durch ihre hellblaue Einfärbung (Abflusskoeffizient um 0,5) auf.

Bis zum Zeitfenster 2015 verändert sich der Wasserhaushalt unter Berücksichtigung der untersuchten Waldentwicklungsszenarien unterschiedlich. Die größten Auswirkungen auf den Wasserhaushalt im Vergleich zum Status quo ruft die Variante PROZESS hervor, da ein aktiver Eingriff in die Bestände bei diesem Szenario nicht vorgesehen ist. Innerhalb von nur rund zehn Jahren nimmt der Abflusskoeffizient um fast 5 % ab. Entsprechend ist auf der Gesamtfläche mit einer höheren Verdunstungsleistung zu rechnen. Eine gegensätzliche Wirkung auf den Wasserhaushalt löst die Variante ERTRAG aus. Bis zum Zeitfenster 2015 nimmt der Abflussanteil durch Nutzungs- und Durchforstungsmaßnahmen auf den bewaldeten Flächen um rund 2,5 % zu. Die Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV bewirken im Flächenmittel kurzfristig keine nennenswerten Veränderungen im Wasserhaushalt. Einzelne Bestände, in denen eine Nutzung durchgeführt wird, oder dort, wo junge Bestände einwachsen, können jedoch größere Veränderungen bei den Abfluss- und Verdunstungsmengen auftreten.

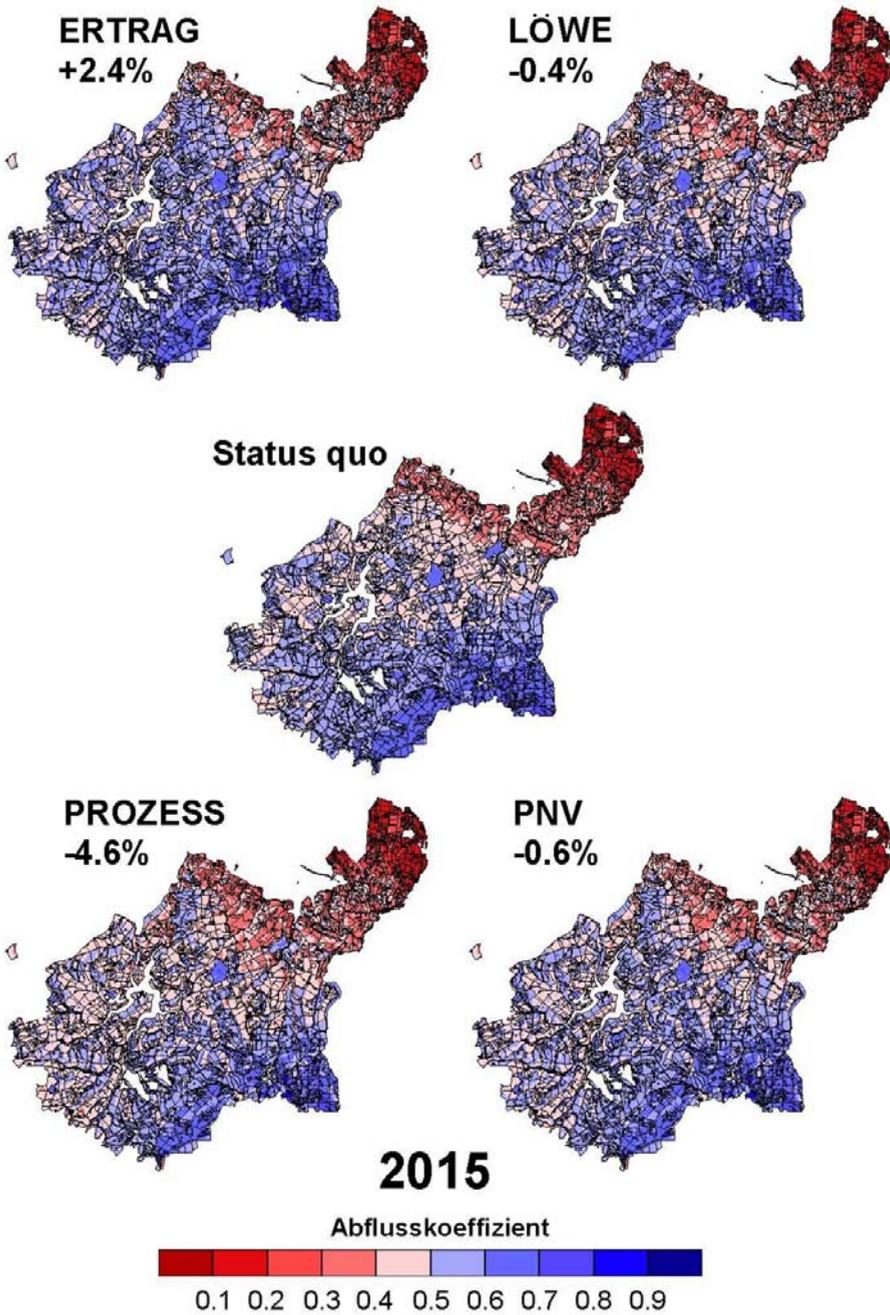


Abbildung 5: Berechnete Abflusskoeffizienten für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitfenster 2015

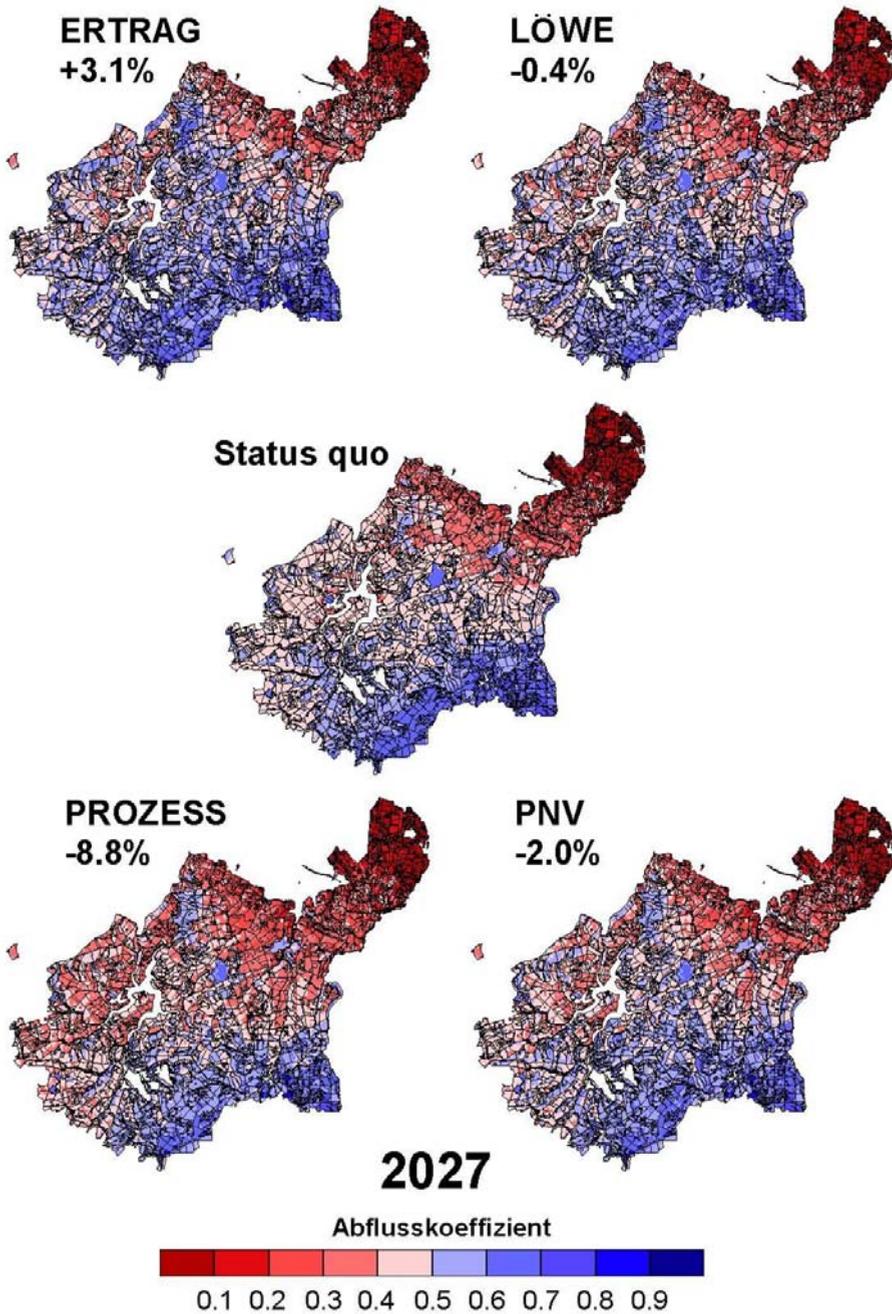


Abbildung 6: Berechnete Abflusskoeffizienten für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitfenster 2027

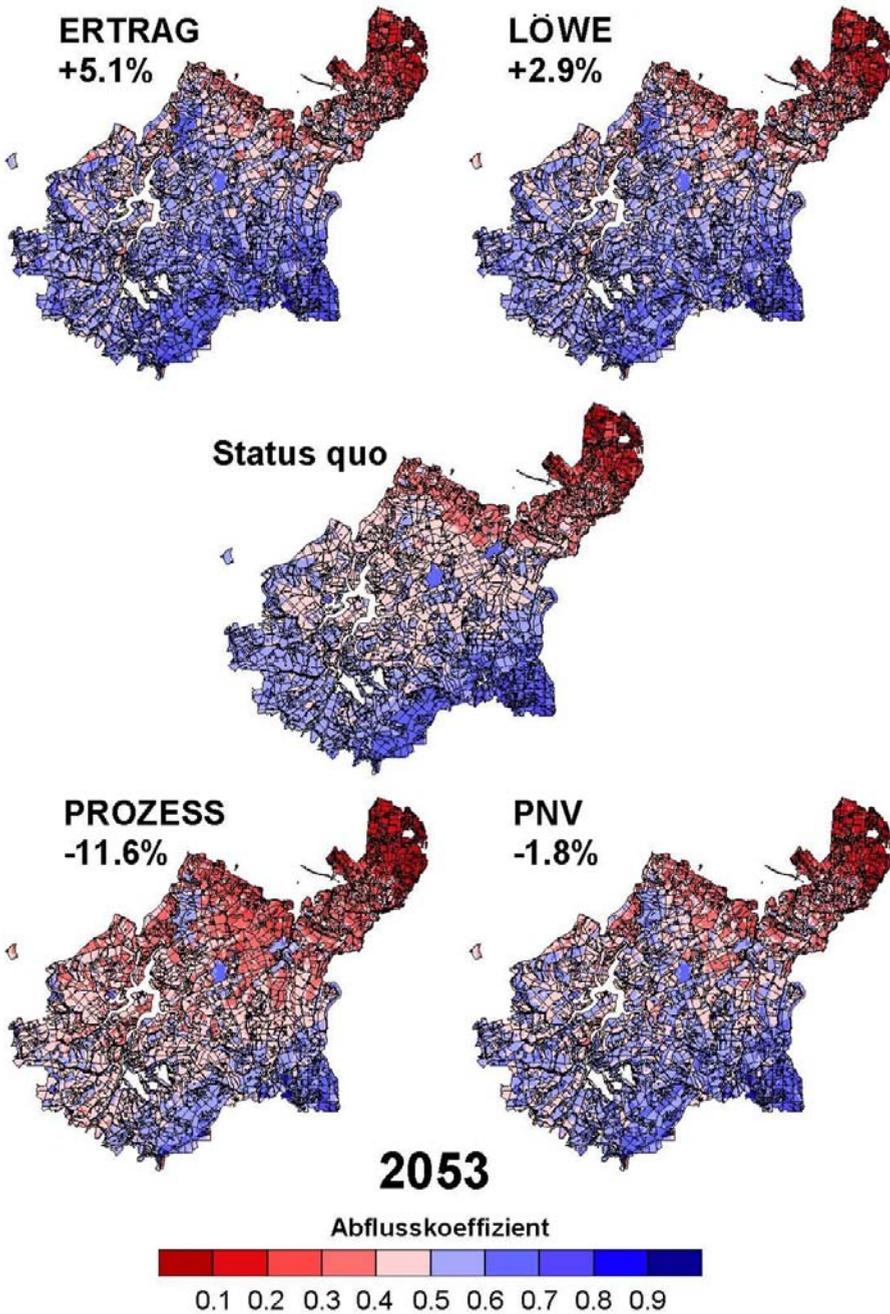


Abbildung 7: Berechnete Abflusskoeffizienten für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitfenster 2053

Zur Mitte der Simulationsperiode im Zeitfenster 2027 nehmen die Unterschiede im Wasserhaushalt zwischen den Waldentwicklungsszenarien ERTRAG und PROZESS weiter zu. Die LÖWE- und PNV-Variante zeigen dagegen kaum Veränderungen gegenüber dem Basisszenario. Der prozessschutzorientierte Ansatz führt dazu, dass der Abflusskoeffizient im Flächenmittel um 8,8 % abnimmt (s. Abb. 6). Bei der ertragsorientierten Variante muss dagegen mit einer Zunahme des Abflusskoeffizienten um 3,1 % gegenüber dem Status quo gerechnet werden. Der Vergleich der „Extremszenarien“ ERTRAG und PROZESS zeigt, dass nach ungefähr 20 Simulationsjahren der Wasserhaushalt in Bezug auf die Verdunstungs- und Abflussleistung der Bestände durch unterschiedliche forstliche Bewirtschaftungsstrategien stark beeinflusst werden kann (s. Abb. 6).

Zum Ende der Simulationsperiode im Zeitfenster 2053 sind die Unterschiede in den berechneten Wasserbilanzen bei allen Waldentwicklungsszenarien im Vergleich zum Status quo am größten (s. Abb. 7). Hohe Bestandesdichten und das überdurchschnittlich hohe Bestandesalter der Wälder führen dazu, dass der Abflusskoeffizient bei der Variante PROZESS um fast 12 % gegenüber dem Basiszenario zurückgeht. Entsprechend hoch ist die Verdunstungsleistung der Bestände bei diesem Szenario. Die kontinuierliche Nutzung der Wälder bei der LÖWE-Variante hat zur Folge, dass im Zeitfenster 2053 der Abflusskoeffizient im Vergleich zum Status quo um rund 3 % steigt. Die moderate Nutzung (Zielstärkennutzung) bei dieser Variante erklärt im Vergleich zum Szenario ERTRAG den ebenfalls nur moderaten Anstieg des Abflusskoeffizienten. Die geringsten Veränderungen weist auch am Ende der Simulationsperiode die PNV-Variante auf.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes der Oker „Teilbereich Nordharz“ treten Unterschiede in der jährlichen Niederschlagssumme von rund 1.000 mm auf. So ist es nicht verwunderlich, dass die räumliche Verteilung der Abfluss- und Verdunstungskoeffizienten nicht nur das räumliche Verteilungsmuster der unterschiedlichen Bestände und der Bestandesentwicklung nachbildet, sondern durch die Niederschlagsverteilung überprägt wird. Nur die Freiflächen fallen durch ihre im Vergleich zu den bewaldeten Nachbarflächen überdurchschnittlich hohen Abflussanteile auf.

Aufgrund der bodenphysikalischen Eigenschaften wird nahezu der gesamte Abfluss im Vorfluter aus dem Grundwasserzufluss gebildet. Oberflächenabfluss tritt im Untersuchungsgebiet selten auf und wird nur bei hoher Vorfeuchte generiert. In den Modellsimulationen konnte bei keinem der Waldentwicklungsszenarien eine signifikante Veränderung der Oberflächenabflussanteile ermittelt werden. Dies mag darin begründet sein, dass die zeitliche Auflösung von einem Tag Simulationszeitschritt nicht ausreicht, da die Bildung eines Hochwasserereignisses in kleinen Mittelgebirgseinzugsgebieten meist innerhalb weniger Stunden erfolgt. Außerdem werden aufgelichtete und genutzte Bestände, wie es der in Deutschland praktizierten nachhaltigen Forstwirtschaft entspricht, umgehend im *WaldPlaner* in eine Folgenutzung überführt, so dass die Ausbildung von großflächigen vegeta-

tionslosen Freiflächen, die die Hochwasserentstehung begünstigen würden, nicht auftreten kann.

Die vier untersuchten Waldentwicklungsszenarien haben unterschiedlich starke Veränderungen im Gebietswasserhaushalt auf den bewaldeten Flächen der Oker im Nordharz zur Folge. Die größten Unterschiede gegenüber dem Status quo verzeichnet die Variante PROZESS, gefolgt von den Szenarien ERTRAG und LÖWE. Die PNV-Variante unterscheidet sich nur unwesentlich vom Basisszenario. Der Vergleich der Waldentwicklungsszenarien ERTRAG und PROZESS verdeutlicht, dass unterschiedliche Waldbewirtschaftungsstrategien kurzfristig (im forstlichem Sinn) zu deutlichen Veränderungen im Wasserhaushalt führen können.

Die Modellsimulation mit WaSiM-ETH liefert sowohl für die berechnete Gesamtbilanz wie auch für die flächendifferenzierten Wasserhaushaltsgrößen plausible Ergebnisse. Das hydrologische Prozessgeschehen wird gut erfasst, so dass die Auswirkungen forstlicher Nutzungen und Bewirtschaftungsstrategien mit den langfristigen Folgen auf den Wasserhaushalt quantifiziert und bewertet werden können.

3.2 Vergleich des Wasserhaushaltes zwischen einem Fichten- und einem Buchenbestand

Das von der NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESFORSTVERWALTUNG (1991) verfolgte naturnahe Waldbaukonzept LÖWE sieht für den niedersächsischen Landeswald einen langfristigen Aufbau von Mischwäldern mit standortgerechten Baumarten vor. Für das Untersuchungsgebiet Oker im Nordharz bedeutet dies, dass die Fichtenbestände in den unteren und mittleren Lagen des Harzrandes sowie im montanen Mittel- und Oberharz in buchendominierte Bestände bzw. in Bestände mit Buchenbeimischungen überführt werden. Vor diesem Hintergrund ist der Vergleich des Wasserhaushaltes zwischen einem Fichten- und einem Buchenbestand von besonderem Interesse, um die Auswirkungen des Waldumbaus auf die Wasserumsätze von verschiedenen Waldökosystemen quantifizieren zu können.

Der Vergleich der Wasserhaushaltskomponenten ist nur dann aussagekräftig, wenn die Standorteigenschaften (Klima, Boden etc.) und die bestandesbezogenen Strukturparameter der zu vergleichenden Bestände sich nicht wesentlich voneinander unterscheiden. Aus diesem Grund wurden für den Vergleich je ein realer Fichten- und Buchenreinbestand im Harzvorland ausgewählt, die aufgrund ihrer räumlichen Nähe von nur wenigen hundert Metern vergleichbare Standortbedingungen aufweisen. Beide Bestände stocken auf einem kalkhaltigen Mischlehm-boden über basenarmen Grundgestein. Es handelt sich um frische bis vorratsfrische Standorte mit einer schwachen Hangneigung, die ziemlich gut mit Nährstoffen versorgt sind (Standortskennziffer 9.4.46 laut Forstlicher Standortskarte). Die klimatischen Bedingungen sind ebenfalls sehr ähnlich. Die Mitteltemperatur während der Vegetationsperiode ist auf beiden Standorten mit 14,9 °C identisch.

Die mittlere Jahresniederschlagssumme bezogen auf die Periode 1996 bis 2005 beträgt auf dem Buchenstandort 813 mm (Vegetationsperiode 460 mm) und auf dem Fichtenstandort 816 mm (Vegetationsperiode 451 mm).

Der Buchenbestand ist mit einem Alter von 53 Jahren etwas älter als der Fichtenbestand mit 47 Jahren. Die mittlere Höhe des Buchenbestandes beträgt 20,8 m, der grundflächenbezogene Mitteldurchmesser (dg) wird mit 24,4 cm in der Forsteinrichtung angegeben. Die mittlere Höhe des Fichtenbestandes ist mit 17,9 m knapp 3 m niedriger als bei der Buche, wobei der dg mit 25,3 cm etwas höher ist. In dem Fichtenbestand stocken mit 744 Bäumen pro ha deutlich mehr Bäume als in dem Buchenbestand mit 436 Exemplaren. Auf beiden Flächen ist die Überschildung (Bedeckungsgrad) mit 0,90 (Buche) und 0,86 (Fichte) hoch, so dass sich kaum eine Sekundärvegetation etabliert hat. Der Bedeckungsgrad fließt als direkter Parameter in die Wasserhaushaltssimulation ein und steuert neben den Blattflächenindex, die Verdunstungsleistung der Bestände. Der maximale Blattflächenindex (LAI), abgeleitet aus dem mittleren Brusthöhendurchmesser und der Stammzahl, beträgt für die Buche 4,2 und für die Fichte 4,6. Während der Vegetationsruhe weichen die Werte für den LAI bei den Baumarten stärker voneinander ab und liegen bei 1,0 für die Buche und 3,6 für die Fichte.

Trotz der Lage am Harzrand sind die mittleren Jahresniederschlagssummen mit über 800 mm ausreichend, um die Wasserversorgung der Bestände ganzjährig zu gewährleisten. Nur in Trockenjahren kann in Abhängigkeit vom Bodenwasservorrat das Auftreten von Trockenstress nicht ausgeschlossen werden. Entsprechend hoch ist die mittlere jährliche Verdunstungsleistung sowohl des Fichten- wie des Buchenbestandes. Von den 711 mm realer Verdunstung des Fichtenbestandes werden im Mittel der Jahre 1996 bis 2005 238 mm über die Interzeption verdunstet. Die Transpirationsleistung der Buche ist mit der des Fichtenbestandes vergleichbar. Da die Interzeption der Buche mit 194 mm jedoch um knapp 50 mm geringer ist als bei der Fichte, beträgt die gesamte reale Evapotranspiration des Buchenbestandes „nur“ 678 mm. Entsprechend höher ist unter dem Buchenbestand die Grundwasserneubildung, die mit 107 mm um 40 mm über den Werten des Fichtenbestandes (77 mm) liegt.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation für einen reinen Fichten- und reinen Buchenbestand im Nordharz verdeutlichen, dass unter gleichen Standortbedingungen bestandsspezifische Unterschiede in den Wasserhaushaltsbilanzen auftreten. Der Buchenbestand weist im Vergleich zum Fichtenbestand infolge der geringeren Interzeptionsverdunstung eine höhere Grundwasserneubildung auf. Allerdings ist die Verdunstungsleistung der winterkahlen Buche nur in der Nicht-Vegetationszeit niedriger, während in der Vegetationsperiode die reale Verdunstung der Buche sogar leicht über der des Fichtenbestandes liegt. In der langjährigen Bilanz sind die Unterschiede zwischen dem Buchen- und dem Fichtenbestand im Vergleich zu anderen Untersuchungen relativ gering. BENECKE (1984) ermittelte für einen 85-jährigen Fichten- und einen 120-jährigen Buchenbestand im

Solling eine Differenz in der Verdunstungsleistung von rund 150 mm (Mittelwert der Jahre 1968 - 1975). Die deutlich höhere Evapotranspiration der Fichte im Solling wird u. a. damit begründet, dass der Fichtenbestand im Vergleich zum Buchenbestand eine deutlich höhere Grundfläche aufweist, d. h. beide Bestände sind aufgrund ihrer unterschiedlichen Alters- und Bestandesstruktur nur bedingt miteinander vergleichbar. Weiterhin spielt bei der Buche der Stammabfluss eine wesentliche Rolle, der nach BENECKE (1984) bis zu rund 19 % des Niederschlages umfassen kann. Im hydrologischen Modell wird der Stammabfluss jedoch nicht berücksichtigt, sondern der Interzeption zugeführt, mit der Folge, dass bei der Buche die Interzeptionsverdunstung deutlich überschätzt wird.

Der Wasserhaushalt eines Fichten- und eines Buchenbestandes unterscheidet sich signifikant voneinander. Insbesondere unter trockenen Klimabedingungen weist die Buche einen Standortvorteil auf, da die Interzeptionsverdunstung im Vergleich zur Fichte deutlich geringer ist und damit mehr Wasser für die Transpiration zur Verfügung steht. Zusätzlich ist die Grundwasserneubildungsrate unter einem Buchenbestand höher. Vor dem Hintergrund der erwarteten Klimaänderung, die je nach Szenario für viele Regionen in Deutschland steigende Temperaturen und gleichzeitig abnehmende Niederschläge vor allem in der Vegetationsperiode erwarten lässt, ist die Buche auf vielen derzeit mit Fichte bestockten Standorten im Vorteil.

4 Fazit und Ausblick

Die Art und Intensität der Waldbewirtschaftung hat einen direkten Einfluss auf den Gebietswasserhaushalt. Die Forstwirtschaft muss zukünftig in Zusammenhang mit der EG-WRRL die Auswirkungen ihrer waldbaulichen Maßnahmen auf die Oberflächengewässer und den Grundwasserkörper im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung optimieren. In Bezug auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten können mit Hilfe von Szenarioanalysen die Auswirkungen verschiedener Nutzungsstrategien zeitlich und räumlich quantifiziert werden.

Wälder sind grundsätzlich positiv für den Gewässerschutz anzusehen, da sie eine ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt ausüben. Die Wasserhaushaltssimulationen belegen jedoch auch, dass forstliche Maßnahmen zu mehr oder weniger starken Veränderungen im Wasserhaushalt führen können. Der nach den aktuellen LÖWE-Bewirtschaftungsrichtlinien der Niedersächsischen Landesforsten forcierte Waldumbau in Richtung eines höheren Anteils an Laubbäumen und die naturnahe Bewirtschaftung von Wäldern wirkt sich im Harz günstig auf den Wasserhaushalt aus. Diese Bewirtschaftungsmaßnahmen lassen im Sinne der EG-WRRL keine Verschlechterung des Gewässerzustandes und des Gebietswasserhaushaltes erwarten („Verschlechterungsverbot“).

Vor dem Hintergrund des erwarteten Klimawandels scheint der langfristige Umbau der überwiegend fichtendominierten Bestände bzw. Fichtenreinbestände im Nordharz in buchendominierte Mischwälder gut begründet.

In diesem Sinn können aus wasserwirtschaftlicher Sicht die Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV empfohlen werden, da bei beiden Bewirtschaftungskonzepten aufgrund der moderaten Nutzungseingriffe und Waldumbaumaßnahmen keine übermäßigen Veränderungen im Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes zu erwarten sind. Das Szenario ERTRAG und insbesondere die Variante PROZESS führen dagegen im Vergleich zum Status quo zu stärkeren Veränderungen im Wasserhaushalt. Eine deutliche Verminderung der Grundwasserneubildung (PROZESS) bzw. eine Zunahme der Hochwassergefahr (ERTRAG) kann nicht ausgeschlossen werden.

Aus dem Vergleich der Wasserbilanzen bei unterschiedlichen forstlichen Bewirtschaftungsstrategien lässt sich die Empfehlung nach ausgewogenen Bestandesdichten ableiten. Zu lichte Bestände begünstigen eine erhöhte Abflussmenge und das Aufkommen einer Bodenvegetation (Konkurrenz). Letztere kann die natürliche Verjüngung stark behindern. Zu dichte Bestände führen infolge erhöhter Interzeption und Transpiration zur Verminderung der Grundwasserneubildung. Gestaffelte Durchforstungen mit starken Eingriffen in der Jugend und abnehmender Eingriffsstärke mit zunehmenden Bestandesalter haben den Vorteil, dass sie die Produktions- und damit auch die Gefährdungszeiträume verkürzen. Weiterhin ist auf eine ausgewogene Bestandesstruktur zu achten, die die Bestandeselastizität erhöht. Dies kann ebenfalls durch horstweise Baumartenmischungen erzielt werden, die zudem eine Risikoverteilung gegenüber Schädlingen und Sturmwurfgefährdung gewährleisten (SPELLMANN et al. 2007).

Durch die Studie zum Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ konnte gezeigt werden, wie forstliche Bewirtschaftungsstrategien den Gebietswasserhaushalt von bewaldeten Flächen verändern können. Unter Berücksichtigung der Zielsetzung der EG-WRRL können für das Untersuchungsgebiet Empfehlungen für das forstliche Management gegeben werden, die einen nachhaltigen guten Zustand der Gewässer im wasserwirtschaftlichen Sinn gewährleisten.

Literatur

- ALBERT, M. u. HANSEN, J. (2007): Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die multifunktionale Forstplanung auf Landschaftsebene. *Forst u. Holz*, 62. Jg., 12, 14-18
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4)*. – 4. Aufl., 392 S.; Hannover
- BENECKE, P. (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 77; Frankfurt
- DUDA, H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Books on Demand, Norderstedt, 182 S.
- ETH ZÜRICH (2005): WaSiM-Workshop, ETH Zürich, 17./18.März 2005. Homepage: <http://www.wasim.ch/dialog/events.htm>
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000
- HAMMEL, K. u. KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185
- 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
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): *Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten*. Programm der Landesregierung, Niedersächsische Landesregierung Hannover, 49 S.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, 212
- SCHULLA, J. (1997): *Wasserhaushalts-Simulationsmodell WaSiM-ETH*, Anwender-Handbuch, Geogr. Inst. ETH Zürich
- SPELLMANN, H.; SUTTMÖLLER, J. u. MEESENBURG, H. (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels: Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ/Der Wald*, 62. Jg., 23, 1246-1249
- SUTTMÖLLER, J.; HENTSCHEL, S.; MEESENBURG, H.; SPELLMANN, H. (2007): Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten. In: MIEGEL, K.; TRÜBNER, E.-R. u. KLEEBERG, H.-B. (HRSG.): *Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern*. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2007 am 22./23. März in Rostock. *Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung* 20.07 (1), 235-246
- TEEPE, R., DILLING, H. u. BEESE, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 111-119
- VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am.*, 44, 892-898

Korrespondierender Autor:

Johannes Sutmöller

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Grätzelstr. 2

D-37079 Göttingen

E-Mail: johannes.sutmoeller@nw-fva.de

URL: www.nw-fva.de

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 Abrends

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 (AKSELSOHN 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, Brusthöhdurchmesser, Bestandeshöhe, Grundfläche, Derbholtzvorrat 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.

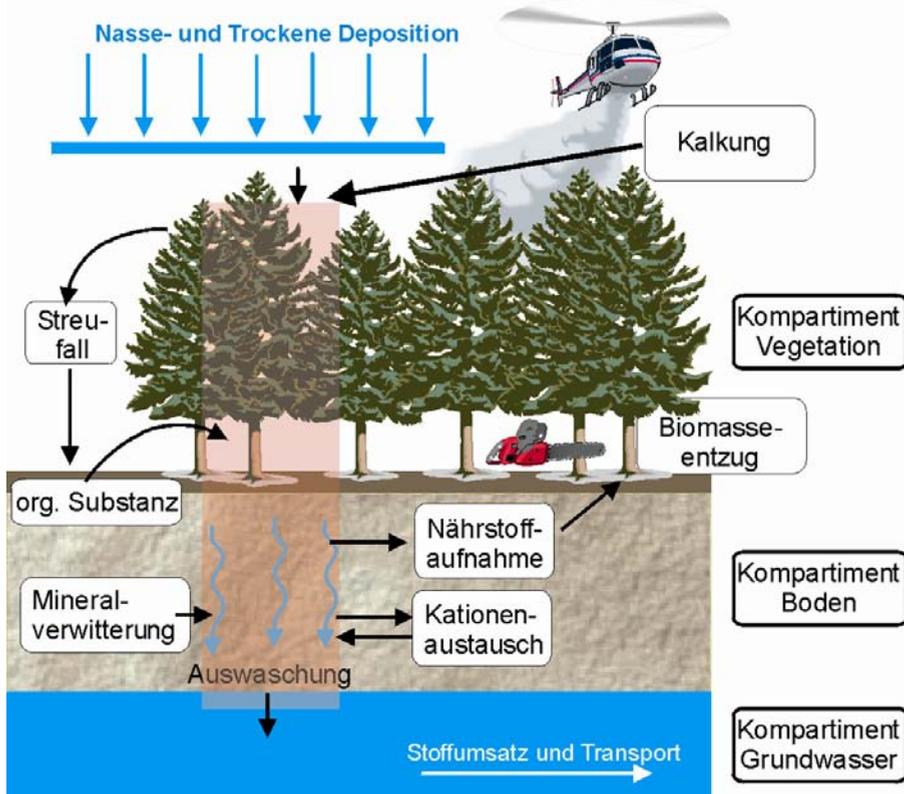


Abbildung 1: Schematische Darstellung der einbezogenen Bilanzgrößen (AHRENDTS et al. 2008)

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. Ausgangspunkt 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 Eintragungssituation 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 (AHRENDTS 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 Schaffholz 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 ernte-technologischen 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 Durchmesser 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. AHRENDTS (2001) beschriebene

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

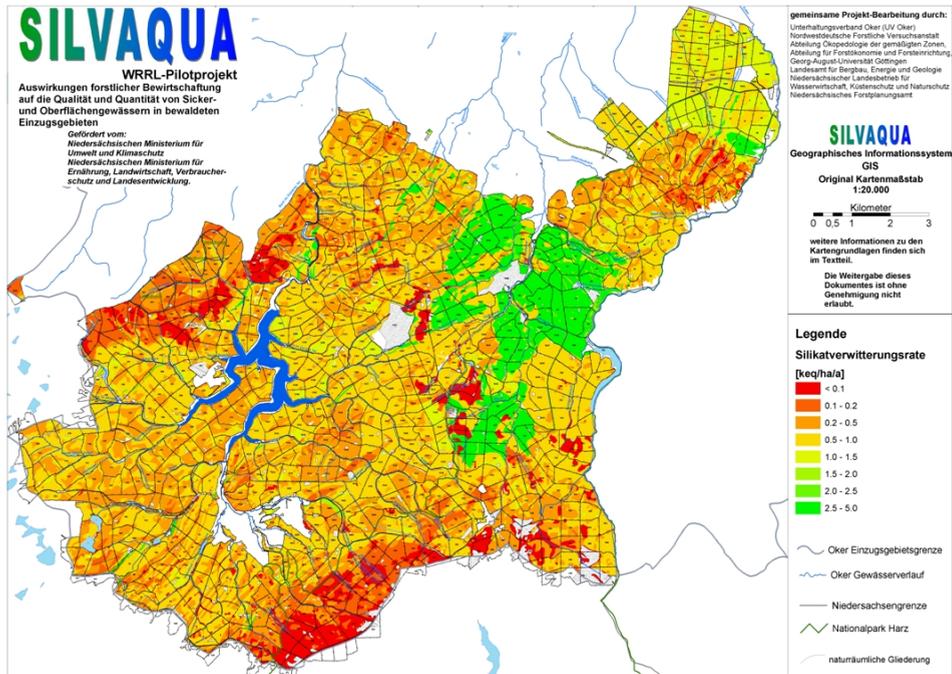


Abbildung 2: Regionalisierung der Silikatverwitterungsraten im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

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“.

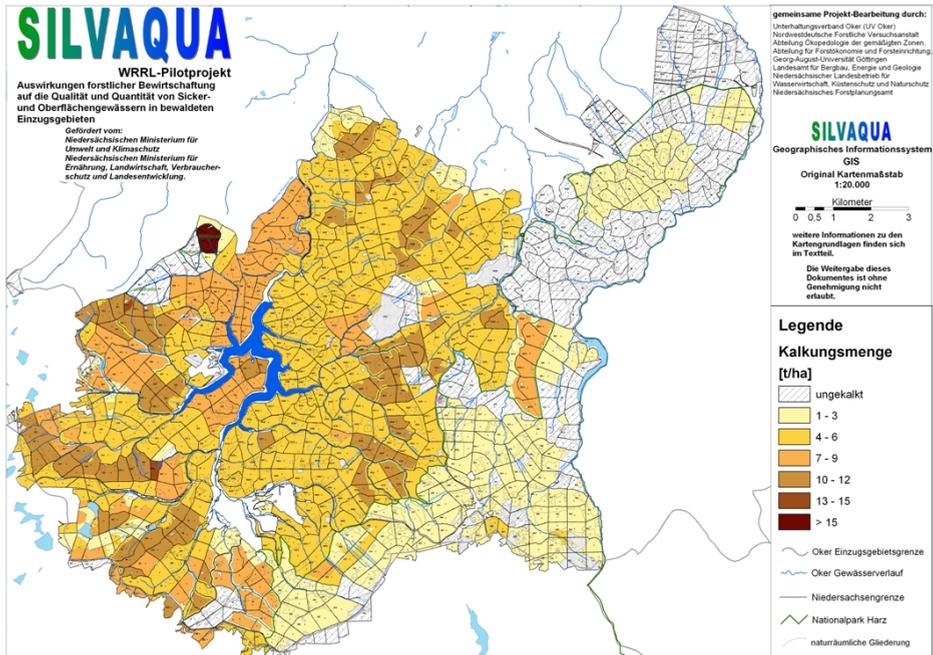


Abbildung 3: Kalkungskataster für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

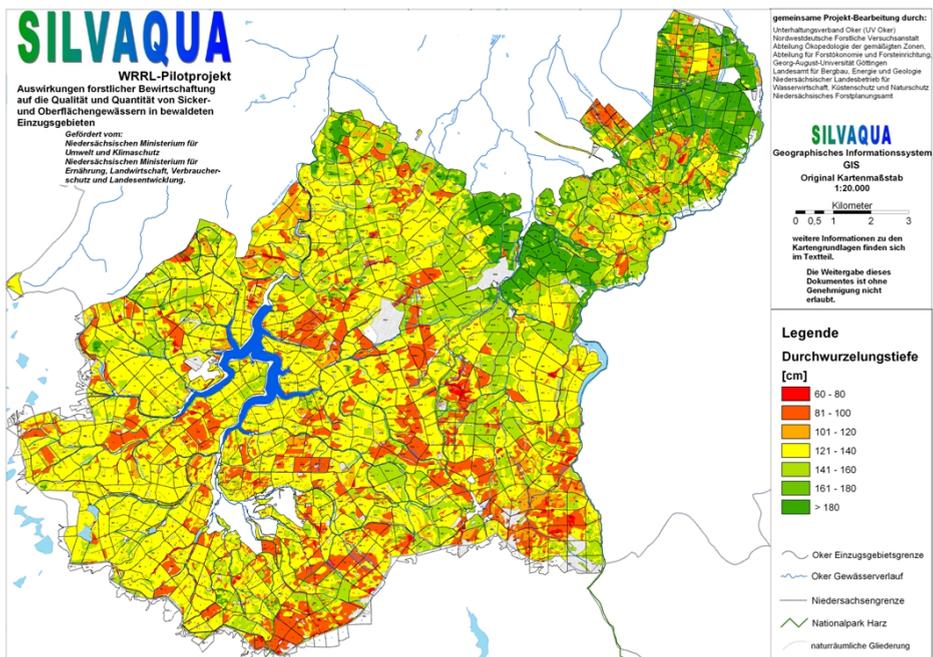


Abbildung 4: Effektive Durchwurzelungstiefe für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

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 „Dickten 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 Säureinträge 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.

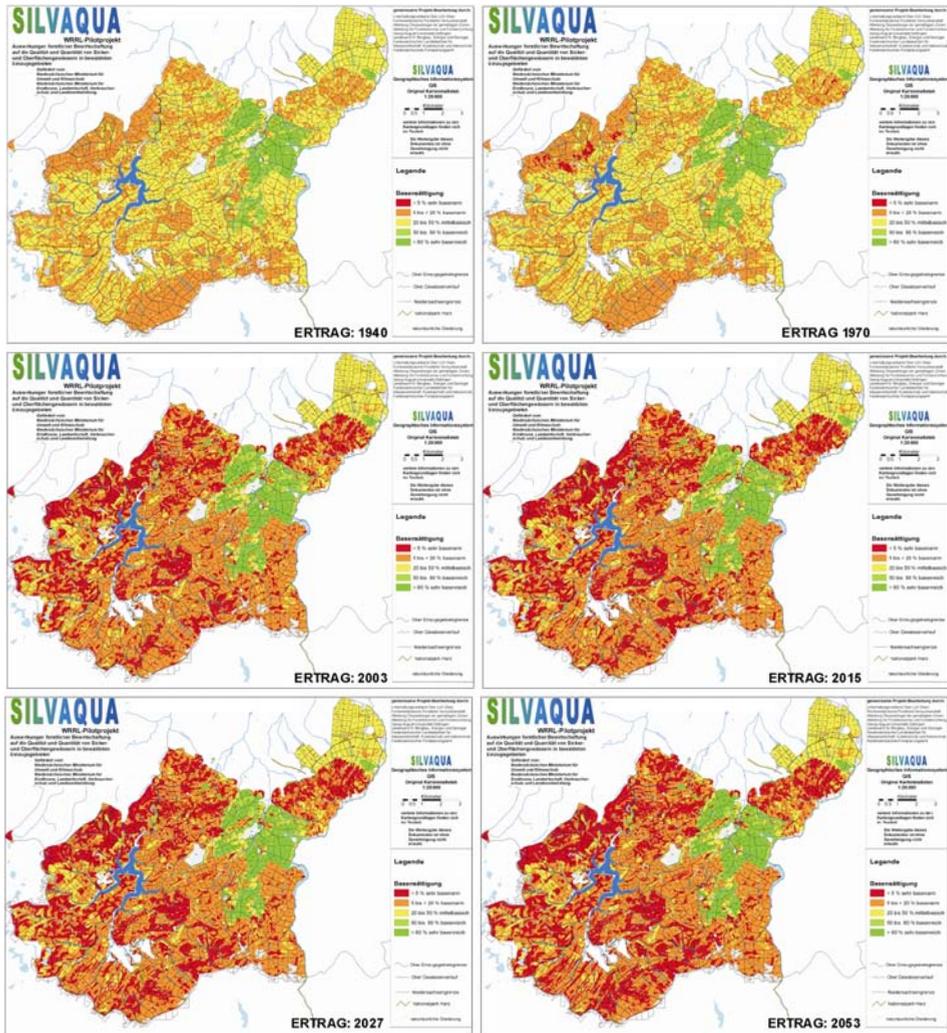


Abbildung 5: Modellerte räumliche und zeitliche Dynamik der Basensättigung im Wurzelraum für das Waldentwicklungsszenario ERTRAG (Legende: ■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 % Basensättigung)

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 (BÜTNER 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 AHRENDTS 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).

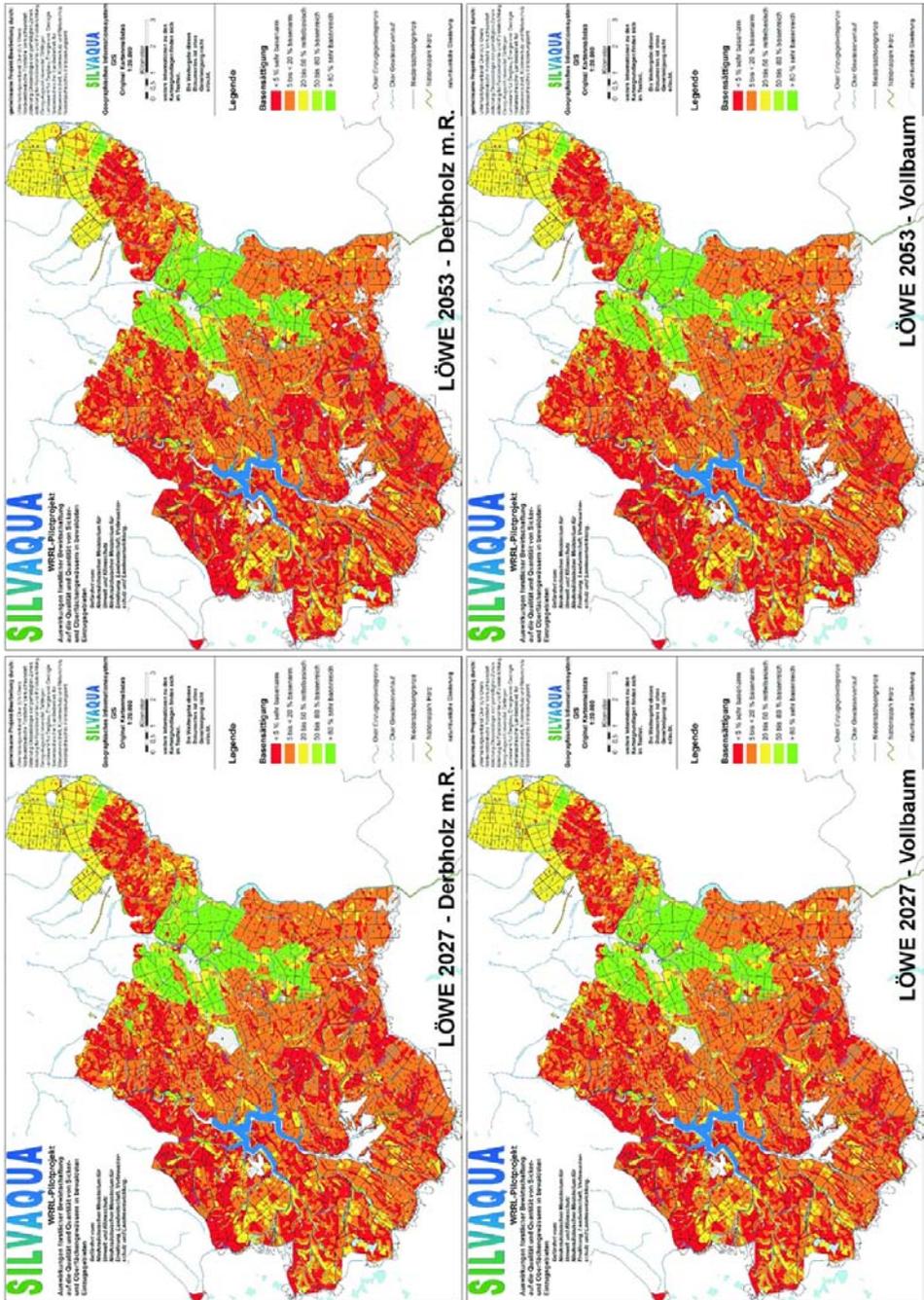


Abbildung 6: Modellerte Basensättigung für das Szenario LÖWE bei veränderter Nutzungsintensität (■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 %)

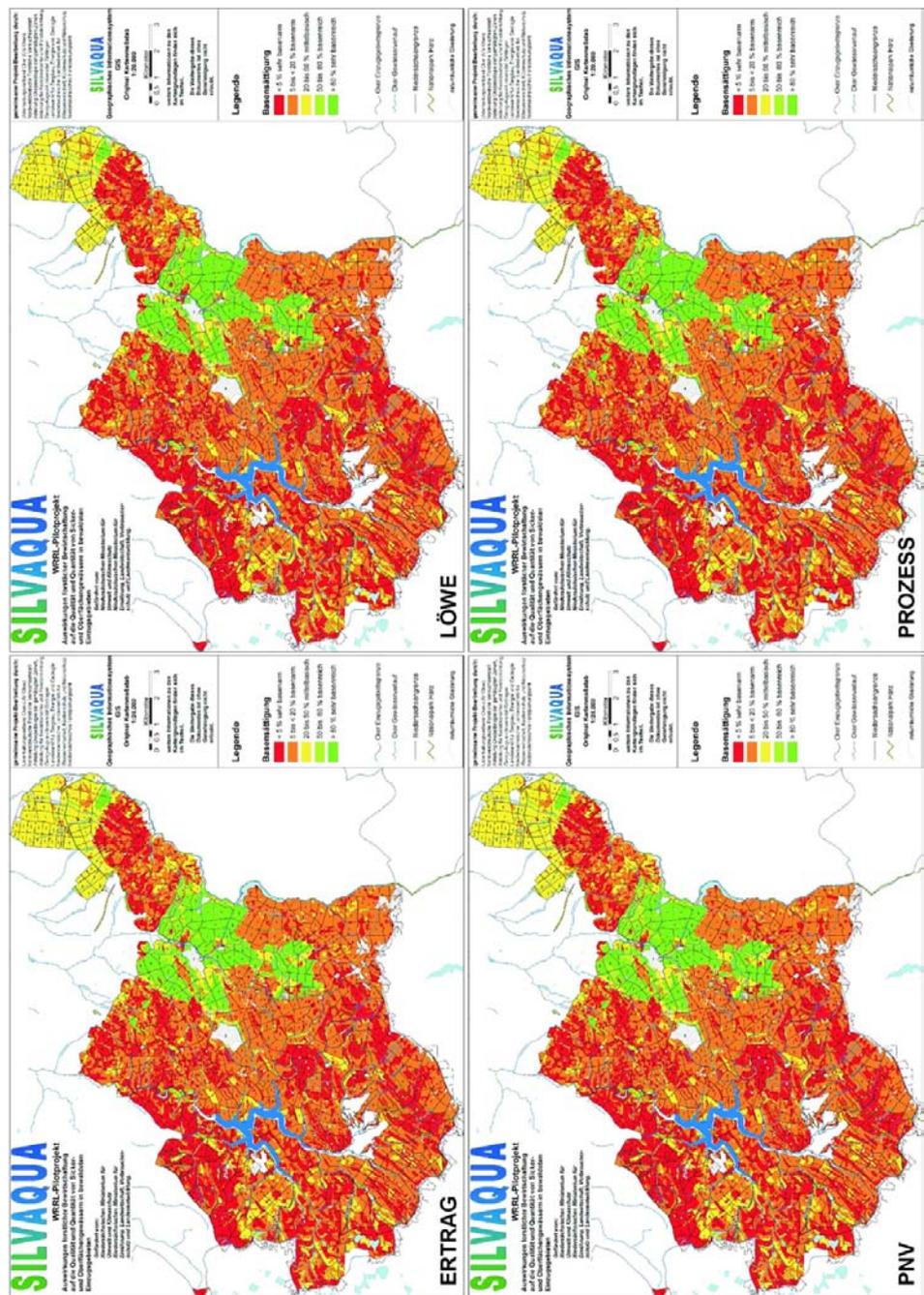


Abbildung 7: Modellerte Basensättigung im Wurzelraum für die vier Waldentwicklungsszenarien im Jahre 2053 (■: < 5 %, ■: 5 bis < 20 %, ■: 20 bis < 50 %, ■: 50 bis < 80 %, ■: > 80 %)

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 Säureinträge 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 Humusaufgabe 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 Aufnahme rate 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 Säureinträge in der Vergangenheit, auch unter den aktuellen Bedingungen geringerer Säureinträge, 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 Oberflächen-gewässern 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 intensivierete 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. Kommissionsverlag 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.; AHREND, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.-J. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. *Mitteilungen 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. AHREND, 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-ecosystems*. 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
- NÄGEL, 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): Ertragstabeln 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 Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 136 S.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. 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

Regionalisierungskonzept zur flächendeckenden Bewertung des Austragsrisikos von Nitrat mit dem Sickerwasser aus Waldböden (RIKON)

A spatiotemporal model for risk assessment of nitrate leaching from forest soils

Bernd Abrends

Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten haben hohe atmosphärische Stickstoffeinträge verbreitet eine Zunahme der Nitratausträge mit dem Sickerwasser aus Waldböden verursacht. Für die qualitative und quantitative Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen und veränderter Stickstoffeinträge auf das Austragsrisiko von Nitrat wurde im Projekt SILVAQUA ein Regionalisierungskonzept entwickelt und am Beispiel des Okereinzugsgebietes „Teilbereich Nordharz“ angewendet. Die Ergebnisse zeigen regional differenziert die größere Bedeutung atmosphärischer Stickstoffeinträge im Vergleich zu waldbaulichen Maßnahmen für die Höhe der Stickstoffausträge. Entsprechend kann eine langfristige Reduzierung der Stickstoffausträge nur durch entsprechende Emissionsminderungen erreicht werden. Durch forstliche Maßnahmen (Baumartenwahl, Altersstruktur, Bewirtschaftungsstrategien, Nutzungsintensität) besteht lediglich die Möglichkeit, die Stickstoffeinträge zu reduzieren und die Stickstoffentzüge durch angepasste Nutzungsintensitäten zu

erhöhen und somit eine Stickstoffsättigung möglichst lange herauszuzögern und Austragsspitzen im Abfluss zu mildern.

Stichworte: dynamische Modellierung, Stickstoffimmobilisierung, Stickstoffdeposition, Stickstoffsättigung, Nitratauswaschung, Risikobewertung

Abstract

High atmospheric nitrogen inputs (N) during recent decades have caused a widespread increase in NO_3^- leaching from forest soils. In the project SILVAQUA we developed a new spatiotemporal model for the qualitative and quantitative assessment of the risk of nitrate leaching arising from forest management and changes in nitrogen deposition. The model is based on a simple mass-balance approach in combination with spatiotemporal parameterisation of input parameters. The model was applied predominantly to nutrient-poor sites in northern Harz Mountains, a region situated in the Oker River Catchment, characterized by high nitrogen deposition loads in past decades. Despite regional differences, the results revealed a greater effect of atmospheric deposition than of silvicultural measures on nitrogen output. Consequently, nitrogen emissions need to be reduced to achieve a long-term reduction in nitrate leaching. By adopting appropriate forest management practices (tree species selection, age structure, silvicultural treatment and utilisation intensity), N deposition only can be reduced. The N export can be increased by adapting utilisation intensity to delay N saturation as much as possible and to modify N export peaks in the discharge.

Keywords: dynamic modelling, N retention, N deposition, N saturation, nitrate leaching, risk assessment

1 Einleitung und Veranlassung

In der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) werden wichtige Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer gemeinsam mit einem detaillierten Zeitplan zum Erreichen dieser Ziele verbindlich vorgeschrieben. Für die Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität ist die Abschätzung der Austräge von Stickstoff (N) mit dem Sickerwasser eine wichtige Grundlage. Hierzu wurde ein flächendifferenziertes, dynamisches und GIS-basiertes Modellierungssystem aufgebaut, in dem ausschließlich diffuse Stoffeinträge berücksichtigt werden. Wenn die Belastungen des Grundwassers mit Nitrat (NO_3) im Fokus der Betrachtungen stehen, sind besonders diffuse Einträge zur nachhaltigen Reduzierung der Belastung des Grundwassers von großer Bedeutung (ZWEIG et al. 2006).

Hohe NO_3 -Konzentrationen in der Grundwasserneubildung werden häufig nicht durch forstliche Maßnahmen, sondern durch hohe N-Überschüsse aus der

landwirtschaftlichen Produktion verursacht. Der Anteil der letztgenannten Landnutzung ist in vielen Wassereinzugsgebieten und auch in dem der Oker (60,5 %) beträchtlich. Somit besteht eine erhöhte Gefahr der NO_3 -Belastung für das Grundwasser in Einzugsgebieten mit starker landwirtschaftlicher Prägung (STREBEL et al. 1993). Daher wurden in den vergangenen Jahren viele Maßnahmen durchgeführt (Optimierung der Düngung usw.), um die NO_3 -Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu verringern. Trotz vieler Erfolge zeigen neuere Untersuchungen für Sandböden, dass selbst ein absoluter Verzicht der Landwirtschaft auf N-Düngung, der mit starken Ernteeinbußen verbunden ist, mittelfristig (mind. 10-15 Jahre) nicht zu nennenswerten NO_3 -Entlastungen im Sickerwasser führen würde (KÖHLER et al. 2006). Somit kommt den forstwirtschaftlich genutzten Flächen in Wassereinzugsgebieten hinsichtlich der Möglichkeit der Verdünnung des neu gebildeten Grundwassers eine besondere Bedeutung zu, da sie verhindern, dass das neu gebildete Grundwasser im Gebietsmittel den gesetzlich vorgegebenen NO_3 -Grenzwert übersteigt (KÖHLER et al. 2006). Doch gerade die Wälder sind in den letzten Jahrzehnten hohen atmosphärischen N-Einträgen ausgesetzt (GAUGER et al. 2002). Anhaltend hohe Stoffeinträge bedeuten ein erhöhtes Risiko der Stickstoffsättigung der Waldökosysteme (ABER 2002, MELLERT u. KÖLLING 2006) und der Bodenversauerung (ALEWELL et al. 2001) und damit eine potenzielle Belastung des Sickerwassers mit NO_3 und Aluminium. Derzeit liegt die NO_3 -Belastung des Sickerwassers überwiegend noch unter einer potenziellen Belastung (Deposition – Stickstoffaufnahme), da die meisten Waldböden in Deutschland eine Senke für N darstellen (BORKEN 2005). Waldbestände, deren Potenzial für die N-Speicherung erschöpft ist, stellen jedoch ein großes Risiko für die Qualität des neu gebildeten Grundwassers dar (HORVÁTH 2006a, HORVÁTH et al. 2009, MELLERT et al. 2005).

1.1 Stand der Forschung zur Nitratauswaschung unter Wald

Zahlreiche Untersuchungen bestätigen, dass sehr hohe NO_3 -Austräge unter Wald direkt mit hohen N-Depositionen in Verbindung gebracht werden können (AHRENDTS et al. 2005, 2010, BORKEN u. MATZNER 2004, GUNDERSEN et al. 1998b, HORVÁTH et al. 2009, MACDONALD et al. 2002). Die starke Beziehung zwischen N-Input und N-Output wurde im Rahmen der NITREX Standorte demonstriert (BREDEMEIER et al. 1998). Durch die experimentelle Verringerung des N-Eintrages wurde der Austrag mit dem Sickerwasser signifikant reduziert. DISE u. WRIGHT (1995) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass bei einem N-Input von mehr als $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein bedeutender Anteil des Inputs mit dem Sickerwasser das System wieder verlässt. MACDONALD et al. (2002) haben gezeigt, dass ein N-Input von über $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ direkt mit dem NO_3 -Austrag in Verbindung gebracht werden kann.

Während bei sehr hohen N-Einträgen die NO_3 -Austräge in direkter Beziehung zu den Depositionen stehen, sind die Austräge bei N-Gesamtdepositionen zwischen 8 und $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sehr variabel und folglich auch von anderen Faktoren

abhängig (MACDONALD et al. 2002). Zahlreiche Untersuchungen (AHRENDTS et al. 2005, BORKEN u. MATZNER 2004, EMMETT et al. 1998, GUNDERSEN et al. 1998a, MATZNER u. GROSHOLZ 1997, ROWE et al. 2006) zeigen, dass das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) der Humusaufgabe ein guter Indikator für die Austragsgefahr von Nitrat in Waldökosystemen sein kann. So schlagen z. B. GUNDERSEN et al. (1998a) folgende Klassifikation für das Auswaschungsrisiko vor: $C/N > 30$ (gering), C/N 25 bis 30 (mittel) und $C/N < 25$ (hoch). Diese Informationen wurden in verschiedenen Modellen, wie SMART2 (KROS 2002, KROS et al. 1995) und MAGIC (COSBY et al. 1985) für eine dynamische Modellierung des N-Austrages verwendet (SPRINGER et al. 2004). Letztendlich wird das C/N-Verhältnis als Indikator für die N-Sättigung angesehen. Nach dieser Modellvorstellung weisen Bestände, die langjährig hohen atmosphärischen N-Depositionen ausgesetzt waren, ein engeres C/N-Verhältnis auf und haben somit ein erhöhtes Nitratauswaschungsrisiko. So konnten z. B. bei den Untersuchungen von BRINKMANN u. NIEDER (2002) in niedersächsischen Kiefernforsten in den Untersuchungsbeständen mit den höchsten N-Depositionen (Forstgebiet Augustendorf) auch die niedrigsten C/N-Verhältnisse in den L- und Of-Horizonten statistisch nachgewiesen werden. Die N-Vorräte waren in diesen Horizonten durchschnittlich um ca. 200 kg ha^{-1} gegenüber den anderen Untersuchungsgebieten in Niedersachsen erhöht. Von einer systematischen Verengung der C/N-Verhältnisse berichten auch die Langzeituntersuchungen von PRIETZEL et al. (1997, 2006) und weitere Arbeiten (BUBERL et al. 1994, VANMECHELEN et al. 1997, WOLF u. RIEK 1997, ZEJSCHWITZ 1995). Eine Verengung der C/N-Verhältnisse wird jedoch nicht nur durch anhaltend hohe Stickstoffdepositionen verursacht, sondern kann z. B. auch durch die Laubbaumeinbringung in Nadelbaumbestände hervorgerufen werden (FISCHER et al. 2002, PRIETZEL 2004).

Mit waldbaulichen Maßnahmen können Forstleute direkt oder indirekt Einfluss auf die Sickerwasserqualität nehmen. Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass die Baumartenwahl, die Verjüngungsmethode, das Bestandesalter und Kalkungen die NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser signifikant beeinflussen können. Der Einfluss der Baumartenwahl auf die Grundwasserqualität beruht im Wesentlichen darauf, dass Nadelbäume stoffeintragsfördernder sind als Laubbäume. So zeigten sich z. B. in einem im Solling untersuchten Fichtenaltbestand um den Faktor 1,5 höhere N-Einträge als in einem benachbarten Buchenbestand. In der Lüneburger Heide beim Vergleich zwischen einem Kiefernaltbestand und einem Eichenaltbestand ergab sich eine Erhöhung um Faktor 1,3 (MEESENBURG et al. 1995).

Neuere Untersuchungen (MOHR et al. 2005) von Eichen-, Kiefern- und Fichten-/Douglasienbeständen im Raum Augustendorf zeigten aber, dass Bestandeseigenschaften, wie Bestandeshöhe oder Derbhohlvorrat, einen größeren Einfluss auf die N-Deposition haben können als die Baumarten. Auch wurden in der Region Eberswalde bei den anorganischen N-Einträgen keine ausgeprägten

Differenzen zwischen den Baumarten Kiefer, Buche und Eiche gemessen (ANDERS et al. 1999). Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass der Bestandesstruktur im Hinblick auf das Depositionsgeschehen eine besondere Bedeutung zukommt. Die Untersuchungen von MOHR et al. (2005) haben in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von ERISMAN u. DRAAIJERS (1995) und KUES (1984) gezeigt, dass die Bestandeshöhe ein geeigneter Modellparameter zur Regionalisierung der atmosphärischen Einträge sein kann. Auf die besondere Bedeutung der Bestandesstruktur weisen auch die Untersuchungen von AHRENDTS et al. (2005) und RINGE et al. (2003a, 2003b) hin. Die Ergebnisse zeigen einen ausgeprägten Einfluss der Rauigkeit bei mehrschichtigen Mischbeständen. Vergleichbare Ergebnisse ergaben auch die Untersuchungen von EINERT (2000) bei unterschiedlicher Durchforstungsintensität. Große Bestandeshöhen und lockerere Bestandesstrukturen sind i. d. R. in Altbeständen anzutreffen. Entsprechend wird häufig ein starker Zusammenhang zwischen dem Bestandesalter und der NO_3 -Konzentration im Sickerwasser festgestellt (EMMETT et al. 1993, HORVATH et al. 2009, MOHR et al. 2005, ROTHE u. MELLERT 2004, WILPERT et al. 2000).

Nicht nur die Einträge sondern auch die N-Entzüge weisen eine Beziehung zum Bestandesalter auf (SPANGENBERG et al. 2002). Aufgrund des verminderten Wachstums in sehr alten Beständen und der geringeren N-Gehalte in den Biomassekompartimenten mit fortgeschrittenem Bestandesalter (JACOBSEN et al. 2003) sind die N-Aufnahmeraten in alten Beständen verhältnismäßig gering. Ebenfalls geringe Raten sind auch in den ersten Jahren der Bestandesentwicklung zu erwarten. Hinzu kommt, dass durch die eingeleitete Verjüngung und die Holzernnten des Altbestandes die natürlichen N-Kreisläufe unterbrochen werden, so dass es je nach Belastungssituation zu zeitlich begrenzten Erhöhungen der Nitrat- auswaschung kommen kann, wenn die Bodenvegetation nicht als hinreichender Zwischenspeicher für den Stickstoff dient (BERGMANN 1998, BOLTE 1999). So ist nach Untersuchungen von MELLERT et al. (1998) ab Bodenbedeckungsgraden von 40 bis 50 % ein deutlicher Rückgang der NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser zu verzeichnen.

Nach BLOCK (2006) stellt die Verjüngung der Wälder eine besonders kritische Phase dar, weil der Abbau des Auflagehumus und die N-Mobilisierungen, bei gleichzeitiger Unterbrechung der N-Aufnahme in die Pflanzendecke ansteigen. Im Zusammenhang mit der einzuleitenden Verjüngung der Bestände sind auch Pflanzplätze von entscheidender Bedeutung. Besonders in niederschlagsärmeren Gebieten ist es notwendig die Humusaufgabe aufzureißen, um die Wasserversorgung der gepflanzten Bäume zu sichern. Durch diese Maßnahme der Bodenbearbeitung fehlt die Humusaufgabe zur Immobilisation des überschüssigen N, deutlich erhöhte NO_3 -Austräge können aus diesem Eingriff resultieren. So wurden beim Umbau von Kiefernbeständen temporär erhöhte NO_3 -Austräge festgestellt, die auf die Auflichtung des Kronendaches und die Anlage von Pflanzplätzen für den Buchenunterbau zurückgeführt wurden (AHRENDTS et al. 2005). Im Hinblick auf eine lang-

fristige Bilanzierung des N-Kreislaufes von bewirtschafteten Waldökosystemen sind ebenfalls die angewandten Nutzungs-/Bewirtschaftungsvarianten von Bedeutung (ASCHE et al. 2007).

Die derzeit in der Literatur (HEINZELLER 2007, LI et al. 2000, WALLMAN et al. 2005) verfügbaren Modelle zur Abschätzung der NO_3 -Austräge mit dem Sickerwasser sind zumeist mit der Zielsetzung entwickelt worden, die am N-Haushalt beteiligten Prozesse möglichst detailliert und deterministisch zu beschreiben. Nachteile ergeben sich jedoch für die Anwendung von flächenhaften Abschätzungen zur Erfüllung der Vorgaben der EG-WRRL. Die äußerst hohen Datenanforderungen werden i. d. R. nur bei intensiv untersuchten Gebieten erreicht. Somit ist häufig deren flächenhafte Anwendung nur eingeschränkt möglich. Im Gegensatz zu den sehr parameterintensiven Modellen erscheint das stark vereinfachte Modell VSD (POSCH et al. 2003, POSCH u. REINDS 2009) für flächenhafte Anwendungen durchaus geeignet. Es beschreibt die dynamische Entwicklung der wesentlichen am N-Haushalt beteiligten Größen der Stickstoffbilanz (vgl. auch GAUGER et al. 2008). Der zeitliche Bezug ist eine Voraussetzung, um waldbauliche Entwicklungsszenarien zu simulieren und im Hinblick auf die Gewässerqualität bewerten zu können.

2 Modelle

Die verwendete Geodatenbasis entspricht den bei AHRENDTS (in diesem Band S. 95 ff.) verwendeten Datengrundlagen für das identische Untersuchungsgebiet. Entsprechend soll im Folgenden nur auf den angewendeten Modellansatz eingegangen werden.

2.1 Modellierungsansatz und Modellformulierung

Das übergeordnete Modellkonzept besteht aus der Kopplung dynamischer und semidynamischer Bilanzmodelle, um die Auswirkungen von unterschiedlichen Waldentwicklungsszenarien, forstlichen Maßnahmen und Depositionsszenarien auf die Gewässerqualität abschätzen zu können. Wesentliche Bilanzgrößen für das Waldökosystem sind der atmosphärische Eintrag, die Immobilisation im Boden, der N-Export mit dem Biomasseentzug, die Denitrifikation und der Austrag mit dem Sickerwasser (s. Abb. 1). Hierbei 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.

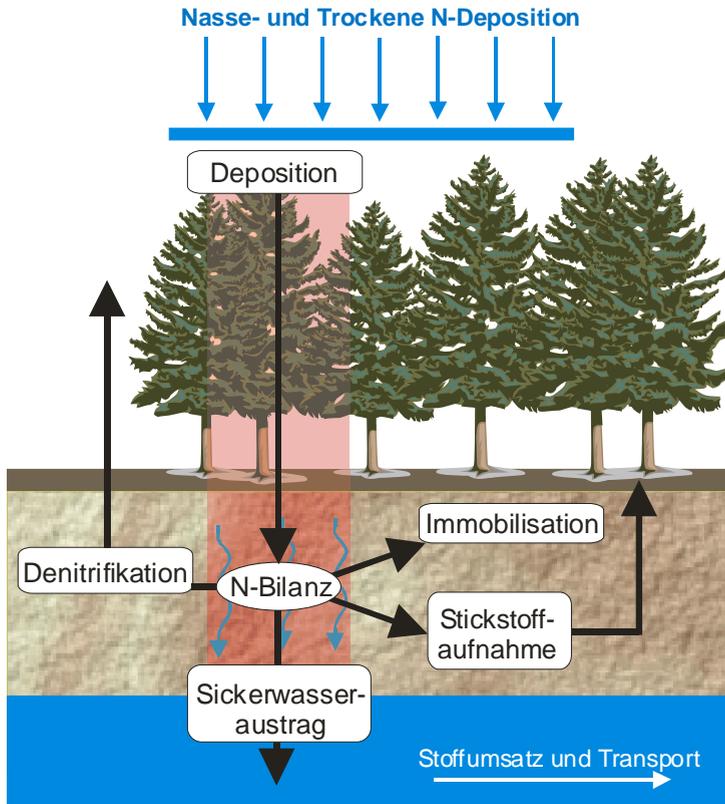


Abbildung 1: Schematische Darstellung der einbezogenen Bilanzgrößen des Stickstoffkreislaufes

Die Grundlage für die Modellanwendungen im Rahmen von SILVAQUA bildet das Modell VSD (Very Simple Dynamic, POSCH et al. 2003). 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 N-Immobilisierung. Somit besteht VSD aus zahlreichen Massenbilanzgleichungen, die die Eintragungssituation in den Boden und die Stoffausträge in das Gewässer beschreiben. Ausgangspunkt ist das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes:



mit:

B_C = Konzentrationen von Ca+Mg+K [eq m⁻³]

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

Für alle Kationen (Ca, Mg, K, Na) und Anionen (SO₄, NO₃, Cl) die im Modell betrachtet werden gilt die folgende Massenbilanzgleichung:

$$\frac{dX_{tot}}{dt} = X_{in} - Q \cdot [X] \quad (2)$$

mit:

$$\begin{aligned} X_{tot} &= \text{Ionen-Gehalte im Boden (eq m}^{-3}\text{)} \\ X_{in} &= \text{Netto-Eintrag des Ions X [eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ Q &= \text{Grundwasserneubildungsmenge [m a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Diese Differentialgleichung beschreibt mathematisch den Übergang von der steady-state-Massenbilanz zur dynamischen Berechnung der Ionen-Gehalte in der Bodenlösung. Unter der Annahme einer vollständigen Nitrifikation lässt sich der Nettoeintrag für NO₃ und Ammonium wie folgt beschreiben:

$$NH_{4,in} = 0 \quad (3)$$

$$NO_{3,in} = N_{in} = N_{dep} - N_i - N_a - N_{de} \quad (4)$$

mit:

$$\begin{aligned} N_{dep} &= \text{N-Gesamtdeposition [eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ N_i &= \text{N-Immobilisierung [eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ N_a &= \text{N-Aufnahme durch die Vegetation [eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}\text{]} \\ N_{de} &= \text{N-Denitrifikation [eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Die Netto-N-Immobilisierungsrate (Differenz aus Immobilisierung und Mineralisierung) setzt sich aus zwei Größen zusammen. Einer langfristigen Netto-Immobilisierung (N_{ic}), die an die C-Akkumulation gekoppelt ist und somit das C/N-Verhältnis nicht verändert. Die zweite Größe ist eine eher „kurzfristige“ Immobilisierung (N_{icn}), die zu einer Verengung der C/N-Verhältnisse führt, so dass insgesamt die immobilisierte N-Menge überproportional zur akkumulierten C-Menge ist. Viele Arbeiten (AHRENDTS et al. 2005, BORKEN u. MATZNER 2004, DISE et al. 1998, GUNDERSEN et al. 2006, DE VRIES et al. 2007) weisen darauf hin, dass das C/N-Verhältnis im Auflagehumus oder im A-Horizont bei mullartigen Humusformen ein guter Indikator für die Immobilisierungsrate sein kann. Diese Informationen wurden in verschiedenen Modellen für eine dynamische Modellierung der N-Immobilisierung verwendet (SPRANGER et al. 2004). Hierbei resultiert die Immobilisierung als ein Anteil des Netto-N-Eintrages in linearer Abhängigkeit vom aktuellen C/N-Verhältnis (CN_i) im Auflagehumus. Die immobilisierte N-Menge ergibt sich zwischen einem maximalem (CN_{max}) und einem minimalem (CN_{min}) C/N-Verhältnis als Funktion des aktuellen C/N-Verhältnisses nach der folgenden Gleichung:

$$N_{icn} = \begin{cases} \frac{CN_t - CN_{min}}{CN_{max} - CN_{min}} \cdot N_{ve,t} & \text{für } CN_t \geq CN_{max} \\ 0 & \text{für } CN_{min} < CN_t < CN_{max} \\ 0 & \text{für } CN_t \leq CN_{min} \end{cases} \quad (5)$$

Gleichung (5) besagt, dass dieser Teil der Immobilisierung 0 wird, wenn das C/N-Verhältnis einen minimalen Wert (CN_{min}) erreicht. Der verfügbare N ($N_{ve,t}$) ergibt sich aus:

$$N_{ve,t} = N_{dep,t} - N_{a,t} - N_{ic,t} \quad (6)$$

Somit errechnet sich der Gesamtgehalt an immobilisiertem N für den jeweiligen Zeitschritt wie folgt:

$$N_{i,t} = N_{ic,t} + N_{icn,t} \quad (7)$$

Diese Gesamtmenge an immobilisiertem N in jedem Zeitschritt wird zum gesamten N-Vorrat im Oberboden addiert (N_{Pool}). Dieser kann dann anschließend verwendet werden, um das C/N-Verhältnis zu aktualisieren.

$$CN_t = \frac{C_{Pool}}{14.01 \cdot N_{Pool}} \quad (8)$$

mit:

- C_{Pool} = C-Vorrat im Oberboden [$g\ m^{-2}$]
- N_{Pool} = N-Vorrat im Oberboden [$g\ m^{-2}$]
- 14.01 = Umrechnung von $eq\ m^{-2}$ in $g\ m^{-2}$

Abschließend wird die Denitrifikation (N_{de}) als Gleichung modelliert, die die Denitrifikation in Abhängigkeit von der für diesen Prozess verfügbaren N-Menge beschreibt.

$$N_{de} = f_{de} \cdot (N_{dep} - N_a - N_i) \quad (9)$$

mit:

- f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Wert zwischen 0 und 1)

Folglich erhält man abschließend für die Berechnung des Netto-N-Eintrags:

$$N_{in} = (1 - f_{de}) \cdot (N_{dep} - N_a - N_i) \quad (10)$$

2.2 Ableitung der dynamischen Modellparameter

2.2.1 *Stickstoffgesamtdeposition*

Bei der Modellierung des N-Haushaltes sind die Einträge durch die atmosphärische Deposition von zentraler Bedeutung. Der Stoffeintrag in Ökosysteme mit der Feuchtdeposition gibt im Wesentlichen nur den von der Landnutzung unabhängigen Anteil der Gesamtdeposition wieder. Demgegenüber ist der zusätzliche Eintrag von Gasen und Partikeln mit der Trockendeposition von der Landnutzung abhängig. Besonders bei Waldökosystemen ist die Trockendeposition für einen erheblichen Teil des Nähr- und Schadstoffeintrags verantwortlich. Dieser Eintrag ist jedoch nur unter hohem Aufwand direkt messbar und muss daher für flächenhafte Anwendungen modelliert werden. Hierfür kommen grundsätzlich zwei unterschiedliche Methoden in Betracht, die Kronenraumbilanzmodelle oder die Widerstandsmodelle. Die Kronenraumbilanzmodelle beruhen auf den für jeden betrachteten Bestand (Waldökosystemzelle) gemessenen Freiland- und Bestandesniederschlägen. Sie lassen daher streng genommen keine räumliche und zeitliche Extrapolation zu und sind somit nur lokal einsetzbar (GEHRMANN et al. 2001). In Bezug auf die N-Deposition kann angenommen werden, dass Kronenraumbilanzmodelle den atmogenen N-Eintrag eher unterschätzen, da die Prozesse der gasförmigen N-Deposition und der N-Aufnahme im Kronenraum nicht getrennt erfasst werden (SCHAAF u. MEESENBURG 2005). Demgegenüber parametrisieren Widerstandsmodelle die wichtigsten Depositionspfade, über die der jeweilige Stoff transportiert und in der Folge vom Bestand aufgenommen wird. Daher eignen sie sich besser für die Extrapolation und die Projektion der Depositionsverhältnisse unter anderen Rahmenbedingungen (Immission, Baumarten, Baumhöhen, Windgeschwindigkeiten usw.) (GEHRMANN et al. 2001).

Die Ermittlung der atmogenen Stoffeinträge mit DEPOSILVA (AHRENDTS et al. 2007, 2008) erfolgt auf Grundlage der von GAUGER et al. (2002) mit unabhängigen Verfahren berechneten Datensätze für die Nassdeposition und Trockendeposition. Diese Daten liegen in einer räumlichen Auflösung von 1 x 1 km vor. Um eine Modellierung der Stoffeinträge auf der Ebene von forstlichen Bewirtschaftungseinheiten zu ermöglichen, wurden die Datensätze disaggregiert. Der Datensatz von GAUGER et al. (2002) enthält für jedes 1 x 1 km Raster die berechnete Trockendeposition der folgenden sechs Landnutzungstypen: (1) Siedlungen, (2) landwirtschaftliche Flächen, (3) Laubwälder, (4) Nadelwälder, (5) Mischwälder und (6) Wasserflächen. Somit kann mit Hilfe von großmaßstäblichen Forsteinrichtungs- oder Landnutzungskarten die Datenübertragung von der Rasterfläche auf die kleineren Landnutzungseinheiten erfolgen. Um die Bestandesstrukturen stärker berücksichtigen zu können, wurde ein zweiter Disaggregationsschritt durchgeführt. In dem für die Berechnung der Trockendeposition bei GAUGER et al. (2002) verwendeten Modell IDEM (Integrated DEposition Model) erfolgt die Parametri-

sierung der „Rauhigkeitslänge“ unter Berücksichtigung der Bestandeshöhe. Hierbei wurde die durchschnittliche Bestandeshöhe (getrennt nach Nadel-, Laub- und Mischwald) des jeweiligen Bundeslandes verwendet. Folglich treten an den Grenzen der Bundesländer „Datensprünge“ der modellierten Trockendeposition auf, die nur aus den verwendeten Bestandeshöhen resultieren können (Ausnahme: Gittersprünge anderer Eingangsdaten, z. B. EMEP-Gitter). Da Niedersachsen an sieben weitere Flächenbundesländer grenzt, ergibt sich hieraus die Möglichkeit, den Einfluss der Bestandeshöhe auf die Trockendeposition mit Hilfe einer GIS-gestützten Analyse zu quantifizieren. Die Depositionen von angrenzenden Rasterzellen in unterschiedlichen Bundesländern können dann über eine lineare Gleichung (Gl. 11) zueinander in Beziehung gesetzt werden. Aus den unterschiedlichen Bestandeshöhen in den jeweiligen Bundesländern ergeben sich Differenzen in der Trockendeposition, die über die Steigung der Gleichung beschrieben werden können. Setzt man nun die Steigungen der Gleichungen aller sieben angrenzender Bundesländer (für jeweils ein Element, einen Waldtyp und Jahr) zur Baumhöhe in Beziehung, dann erhält man einen linearen Zusammenhang. Hieraus ergibt sich die Steigung [m] und der Achsenabschnitt [b] für die Normalform der Geradengleichung (Gl. 11) für alle Elemente und Waldtypen.

$$f(x) = m \cdot x + b \quad (11)$$

Durch diese Funktion kann die Korrektur der Trockendeposition in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe erfolgen.

$$TDX^{BK} = (m \cdot H + b) \cdot TDX \quad (12)$$

mit:

- X = NO_y, NH_x
- H = Bestandeshöhe [m]
- m: = Geradensteigung in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung
- b: = Achsenabschnitt in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung
- TDX: = Trockendeposition nach (GAUGER et al. 2002)
- TDX^{BK} = um die Bestandeshöhe korrigierte Trockendeposition

Mit Hilfe dieser einfachen Funktionen ist es möglich, ein Downscaling der Deposition innerhalb einer 1 x 1 km-Rasterzelle auf Bestandesebenen durchzuführen.

Da die Depositionsdaten von GAUGER et al. (2002) bisher „nur“ einen Zeitraum von 10 Jahren abdecken, ist es notwendig, zeitliche Extrapolationsverfahren für die Stoffdeposition in das Modellsystem zu integrieren. Dieses umfasst sowohl die Rekonstruktion der historischen N-Inputkurven als auch die Entwicklung von Zukunftsszenarien für die N-Depositionen.

Die Rekonstruktion der historischen atmosphärischen Stoffeinträge und die Projektionsberechnungen erfolgten mit einer modifizierten Version des Modells

MAKEDEP von ALVETEG et al. (1998). Das Modell MAKEDEP berechnet Depositionszeitreihen unter Berücksichtigung von am Standort gemessenen Depositionsraten und der Nadelbiomasse (ALVETEG et al. 1998). Die Berücksichtigung der Nadelbiomasse wurde bei dieser modifizierten Version durch die Höhenkorrekturfunktionen ersetzt (vgl. Gl. 12).

Für die Konstruktion von Depositionszeitreihen wurde auf die EMEP-Daten zurückgegriffen (<http://www.emep.int/>) und aus ihnen Kurven der relativen Deposition berechnet. Die dargestellte zukünftige Entwicklung der Deposition beruht auf internationalen Vereinbarungen im Rahmen der UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP, GÖTEBORG-PROTOKOLL 1999). Die nach den Vereinbarungen des Göteborg-Protokolls projizierten Entwicklungen der wichtigsten Stoffeintragskomponenten geben den Rahmen für die zukünftige Eintragungssituation vor. Das Göteborg-Protokoll ist ein international rechtsverbindliches Instrument zur Verringerung der Luftschadstoffe, das die Grenzen für die jährlichen Emissionen der Schadstoffe SO₂, NO_x, NH₃ und VOC für das Jahr 2010 festlegt (UN/ECE 2004) (s. Tab. 1).

Tabelle 1: Länderspezifische Grenzwerte für jährliche Emissionsmengen gemäß dem Göteborg-Protokoll, die bis zum Jahr 2010 erreicht werden müssen (UN/ECE 2004); Bezugsjahr ist 1990 (VOC: flüchtige organische Verbindungen)

Land	Schwefeldioxid [%]	Stickoxide [%]	Ammoniak [%]	VOC [%]
Deutschland	-90	-60	-28	-69
Österreich	-57	-45	-19	-55
Schweiz	-40	-52	-13	-51
Europa	-75	-49	-15	-57

Aktuellere Ergebnisse (UN/ECE 2006) weisen darauf hin, dass in Deutschland die Zielvorgaben für einige Elemente nicht erreicht werden können. Während nach den Referenzprojektionen die Vorgaben für die Emissionshöchstmengen für SO₂ und VOC im Jahre 2010 eingehalten werden, reichen die eingeleiteten Maßnahmen dagegen nicht aus, um die Emissionshöchstmengen bei N bis zum Jahre 2010 zu erzielen (UMWELTBUNDESAMT 2007). Daher wurde für die Berechnungen ein angepasstes Basisszenario ausgewählt (s. Tab. 2). Bei diesem wurden die Schwefeldioxid-Emissionen wie in der Tabelle 1 beschrieben beibehalten und die Stickoxide und Ammoniak nach dem Trenddiagramm der atmosphärischen Emissionen von NO_x, NH₃ und SO₂ in Deutschland (UMWELTBUNDESAMT 2008) reduziert. Im Szenario mit höheren Eintragungsraten (Higher) erfolgt für Ammoniak keine Reduktion gegenüber der Deposition von 1990 und für die Stickoxide nur eine Reduktion um 50 %.

Tabelle 2: Szenarien für die zukünftige Entwicklung der Deposition; Bezugsjahr ist 1990

Szenario	Kürzel	Schwefeldioxid [%]	Stickoxide [%]	Ammoniak [%]
Basis	BAS	-90	-58	-5
Göteborg	GÖT	-90	-60	-28
Higher	HIG	-90	-50	±0

2.2.2 Stickstofffestlegung in der Biomasse

Die N-Entzüge bei verschiedenen Nutzungsszenarien werden über die Aufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten (Derbholz, Derbholzrinde, Äste und Zweige) berechnet. Nach DE VRIES (1991) kann die Stoffaufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten quantifiziert werden.

$$X_A = ZW_K \cdot p_K \cdot ctN_K \quad (13)$$

mit:

- X_A = Aufnahme für das Element X [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- ZW_K = Zuwachs des Kompartiments [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- p_K = Dichte des Kompartiments [kg/m^3]
- ctN_K = N-Gehalt des jeweiligen Kompartiments [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). Die Wachstumsrate ergibt sich aus dem laufenden jährlichen Zuwachs an Derbholz nach den Ertragstabellen von SCHOBER (1995) bzw. aus den Ergebnissen des Waldwachstumssimulators *WaldPlaner* (NAGEL et al. 2006, HANSEN 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) ermittelt. Die Gehalte der chemischen Elemente in den Baumkompartimenten wurden ebenfalls nach JACOBSEN et al. (2003) abgeschätzt.

2.2.3 Modellierung der N-Immobilisierung

Da die N-Dynamik an den C-Kreislauf gekoppelt ist (GUNDERSEN et al. 2006), sollten diese beiden nicht getrennt voneinander betrachtet werden. Nach dem aktuellen Stand der Forschung (vgl. Kapitel 1.1) kann zumindest für die Vergan-

genheit von einer bedeutenden N-Akkumulation im Auflagehumus und/oder Ah-Horizonten unter Waldstandorten ausgegangen werden. Der immobilisierten N-Menge kommt in der langfristigen N-Bilanz eine große Bedeutung zu. Bei dem gewählten Modellansatz besteht die Gesamtmenge an immobilisiertem N aus den zwei Komponenten (N_{ic} und N_{icn}) der Gleichung 7. Die Ermittlung von N_{icn} wurde in der Gleichung 5 beschrieben. Daher soll im Folgenden nur auf die Abschätzung von N_{ic} eingegangen werden. Die Untersuchungen von OVINGTON (1954, 1959) haben gezeigt, dass mit zunehmendem Bestandesalter und sich erhöhender Streuzufuhr die Auflagehumusmenge zunimmt. Untersuchungen von BÖTTCHER u. SPRINGOB (2001), COVINGTON (1981), ENTRY u. EMMINGHAM (1998) und HORVÁTH (2006b) deuten auf ein Fließgleichgewicht von Streuproduktion und Abbau in der Humusaufgabe in späten Bestandesentwicklungsstadien hin, während andere Untersuchungen darauf hinweisen, dass sich in natürlichen und ungestörten Waldökosystemen (z. B. keine Waldbrände) sehr mächtige Humusaufgaben akkumulieren können. WARDLE et al. (1997, 2003) fanden für einen Zeitraum von über 2.900 Jahren nach dem letzten Feuer einen linearen Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Humus um jährlich 50 kg ha^{-1} . Auch die Arbeit von BORMANN et al. (1995) zeigt über einen Zeitraum von > 350 Jahren keinen Trend zum Einstellen eines Gleichgewichts in der C-Akkumulation. Über einen kürzeren Zeitraum von etwa 100 Jahren bestätigen zahlreiche empirische Untersuchungen ein kontinuierliches Wachstum des Auflagehumus (AHRENDTS 2008b, BERENDSE et al. 1998, BERG et al. 1995, BILLET et al. 1990, BORMANN et al. 1995, DE KOVEL et al. 2000, JANSEN et al. 2005, TIETEMA 2004, TURNER u. LONG 1975). Festzuhalten ist, dass sich unter den standörtlichen und klimatischen Bedingungen in Niedersachsen im Laufe einer forstlichen Umtriebszeit erhebliche Humusmengen akkumulieren können (AHRENDTS 2008b, BERTHOLD u. BEESE 2002, BÖTTCHER u. SPRINGOB 2001, BRINKMANN u. NIEDER 2002, MEIWES et al. 2002). Ähnlich hohe Akkumulationsraten zeigen sich jedoch auch in anderen Teilen Deutschlands (PRIETZEL et al. 2006).

Bei den hier durchgeführten Modellrechnungen wurde daher für die langfristige Nettoimmobilisierung (N_{ic}) vereinfacht ein Wert von $0,2 \text{ eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ angenommen. Eine baumartenspezifische Unterscheidung erfolgte bei dieser Parametrisierung nicht. Ein Wert dieser Größenordnung entspricht z. B. bei einem C/N-Verhältnis von 27 einer Zunahme der C-Vorräte um etwa $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nach Untersuchungen von MEIWES et al. (2002) wurden im Solling unter Fichte bei einem entsprechenden C/N-Verhältnis gemittelt über einen Zeitraum von 30 Jahren sogar eine C-Vorratzzunahme von $999 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen. Werte in einer vergleichbaren Größenordnung zeigen auch die Untersuchungen von TIETEMA (2004), AHRENDTS (2008b) und PENNE (2009) für die Baumart Kiefer. Aktuell wird in den vorab beschriebenen Ansatz ein dynamisches flächenbezogenes Kohlenstoffmodell integriert (AHRENDTS et al. 2010).

Nach dem beschriebenen Modellansatz würde bei der dynamischen Modellierung des Bestandeswachstums die Kohlenstoffakkumulation zum Zeitpunkt der Bestandesgründung quasi zum Erliegen kommen (vgl. AHRENDTS 2008b, BRINKMANN u. NIEDER 2002) und ungewöhnlich viel verfügbarer N (N_{ve}) zur Verfügung (vgl. Gl. 6) stehen. Innerhalb kurzer Zeit käme es zu einer unrealistischen Verengung der C/N-Verhältnisse (vgl. Gl. 5 bis 7). Daher wird bei einem Bestandesalter unter 10 Jahren generell keine Immobilisierung zugelassen:

$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{ic,t} + N_{icn,t} & \text{für } BA \geq 10 \\ 0 & \text{für } BA < 10 \end{cases} \quad (14)$$

mit:

N_i	=	N-Immobilisierung
N_{ic}	=	mit dem C-Kreislauf gekoppelte N-Immobilisierung
N_{icn}	=	vom C/N-Verhältnis abhängige N-Immobilisierung
BA	=	Bestandesalter [a]

Mit dieser Regel kann man z. B. sehr stark vereinfacht die nach Kahlschlägen erhöhten N-Austräge mit dem Sickerwasser (BEUDERT et al. 2007, BORMANN u. LIKENS 1979, MELLERT et al. 1998, PARDO et al. 1995) modellieren. Die Arbeiten von HORNBECK et al. (1987) und MELLERT et al. (1998) zeigen erhöhte NO_3 -Austräge für einen Zeitraum von 4 bis 6 Jahren nach Kahlschlag. So zeigte sich bei Untersuchungen von MELLERT et al. (1996), dass bei 13 Sturmwurfflächen die Summe der NO_3 -N-Verluste in den auf das Schadereignis folgenden 5 Jahren bis zu 70 und 310 kg ha^{-1} betragen. Die Reduzierung des N-Austrages verläuft parallel mit der Vegetationsentwicklung der Kahlflächen. Nach HORNBECK et al. (1997) ist die Vegetation nach einem Kahlschlag etwa nach sieben bis neun Jahren wieder komplett geschlossen. Aber nicht nur für Kahlschläge, sondern auch für Fehelhiebe mit anfänglicher Entnahme größerer Baumgruppen und ebenso für großflächige Schirmschläge wurden erhöhte NO_3 -Austräge nachgewiesen (BLOCK 2006, HEGG et al. 2004). Auch bei der Auflichtung von Kieferbeständen für den Buchenunterbau zeigten sich noch viele Jahre nach der eigentlichen Maßnahme erhöhte NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser (AHRENDTS et al. 2005).

Auf dem Gebiet der dynamischen Modellierung der Stickstoffimmobilisierung gibt es mittlerweile einige neue Modellansätze (VSD+ von BONTEN et al. 2010 oder FORNIC von AHRENDTS et al. 2010), die in Zukunft eine prozessorientierte Modellierung ermöglichen werden.

2.3 Berechnung des Denitrifikationsfaktors

Der Begriff der Denitrifikation fasst eine Reihe dissimulatorischer NO_3 -Reduktionsreaktionen zusammen (NAGEL u. GREGOR 1999). Hierbei wird im Bodenwasser gelöstes Nitrat (NO_3^-) zu Nitrit (NO_2^-), weiter zu Stickstoffmonoxid (NO),

weiter zu Lachgas (N_2O) und letztendlich zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert. Die Denitrifikation ist eine N-Senke für das Ökosystem bei gleichzeitiger Entlastung des Säurestatus des Bodens, wenn sie bis zum reinen N_2 verläuft (BEESE 1986). Die Abschätzung der Denitrifikation erfolgt nach der folgenden Gleichung (SPRANGER et al. 2004):

$$N_{de,t} = \begin{cases} f_{de}(N_{dep,t} - N_{a,t} - N_{i,t}) & \text{für } N_{dep,t} > N_{a,t} + N_{i,t} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (15)$$

mit:

- f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Wert zwischen 0 und 1)
- N_{dep} = N-Gesamtdeposition [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_a = N-Aufnahme durch die Vegetation [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
- N_i = N-Immobilisierung [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Der gewählte Ansatz geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass der N-Entzug und die Immobilisierung schneller vonstatten gehen, als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft. Die Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} erfolgt über Horizontsymbole und die Texturklasse (SPRANGER et al. 2004). Bei der Denitrifikation nutzen die Mikroorganismen Nitrit und NO_3^- als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) für ihren Energiestoffwechsel, da kein oder nur begrenzt gelöster Sauerstoff verfügbar ist. Demzufolge sind sauerstofffreie Verhältnisse und eine hohe Bodenfeuchte Voraussetzung für diesen Prozess. Daher wird der Denitrifikationsfaktor f_{de} zunächst anhand des Tongehaltes horizontspezifisch berechnet (s. Tab. 3).

Tabelle 3: *Ableitung des Denitrifikationsfaktors (f_{de}) aus dem effektiven Tongehalt [%] (verändert nach NAGEL u. GREGOR 1999)*

Tongehalt [%]	< 20	20 bis < 30	30 bis < 62,5	> 62,5
f_{de}	0,1	0,2	0,3	0,5

Oxidierete Grund- oder Stauwasserhorizonte (z. B. Go) und organische Horizonte (z. B. H) wurden in Anlehnung an NAGEL et al. (2004) grundsätzlich mit dem f_{de} -Faktor 0,8 belegt. Anschließend wurden über alle Horizonte des durchwurzelten Bodens die horizontspezifischen f_{de} -Faktoren tiefenstufengewichtet gemittelt.

Die mit diesem Verfahren berechneten Denitrifikationsraten liegen für den weitaus größten Teil der Waldfläche im Untersuchungsgebiet etwa bei $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Einen entsprechenden Wert ermittelten auch NAGEL u. GREGOR (1999) für 90 % der Waldflächen in Deutschland. Wesentlich höhere Denitrifikationsraten zeigen

demgegenüber insbesondere die Moorstandorte im Süden des Untersuchungsgebietes und Standorte mit einem hohen N-Überschuss.

3 Dynamische Simulation der Stickstoffauswaschung

Zur Simulation der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser aus den Waldböden des Okereinzugsgebiets „Teilbereich Nordharz“ wurde eine flächenhafte Parametrisierung des Modells anhand zahlreicher Transferfunktionen und Daten aus der Literatur durchgeführt (AHRENDTS 2008a). Auf eine Kalibrierung des Modells oder Modellteile wurde verzichtet. Die Überprüfung des Modells und Plausibilitätstests erfolgte in den Einzugsgebieten der „Langen“, „Steilen“ und „Dicken Bramke“ (vgl. AHRENDTS et al. 2007, 2009, 2010). Für die Simulationen sind neben den Szenarien der atmosphärischen Stickstoffeinträge die folgenden Waldentwicklungsszenarien für das gesamte Untersuchungsgebiet „Nordharz“ verwendet worden:

- „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 (s. HENTSCHEL, in diesem Band). Auf Grundlage dieser Szenarien wurden weitere Szenarien unterschiedlicher Nutzungsintensität simuliert und ihre Ergebnisse im Folgenden zusammenfassend beschrieben.

Abbildung 2 zeigt beispielhaft die räumliche Differenzierung und zeitliche Entwicklung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für den Zeitraum von 1940 bis 2053 beim Szenario ERTRAG. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg der N-Austräge von 1940 über 1970 bis zu maximalen Werten in den 80er-Jahren (hier nicht dargestellt). Nach dem Maximum erfolgte wieder eine Reduzierung der N-Austräge (2003), die wahrscheinlich auf gesunkene atmosphärische N-Einträge zurückzuführen ist. Eine entsprechende Dynamik der N-Auswaschung konnte auch an den langjährigen Messreihen in den drei Einzugsgebieten der „Großen Bramke“ im Nordharz beobachtet werden (AHRENDTS et al. 2010). Die einzelnen roten und orangefarbenen Flächen in der Karte von 1940 (s. Abb. 2) resultieren aus automatisch vom Programm durchgeführten Kahlschlägen nach erreichter Umtriebszeit. Entsprechendes gilt z. T. auch für die Flächen im Jahre 1970. Zusätzlich zeigt sich bei den höheren N-Einträgen in diesem Zeitraum eine Tendenz zu höheren N-Austrägen auf den Standorten mit engeren C/N-Verhältnissen in der Humusaufgabe. Durch niedrigere Immobilisierungsraten infolge der C/N-Verhältnisse (vgl. Gl. 5) kommt es bei den Modellsimulationen auf diesen Standorten in Zeiten hoher atmosphärischer N-Depositionen zu entsprechend stärkeren Austrägen.

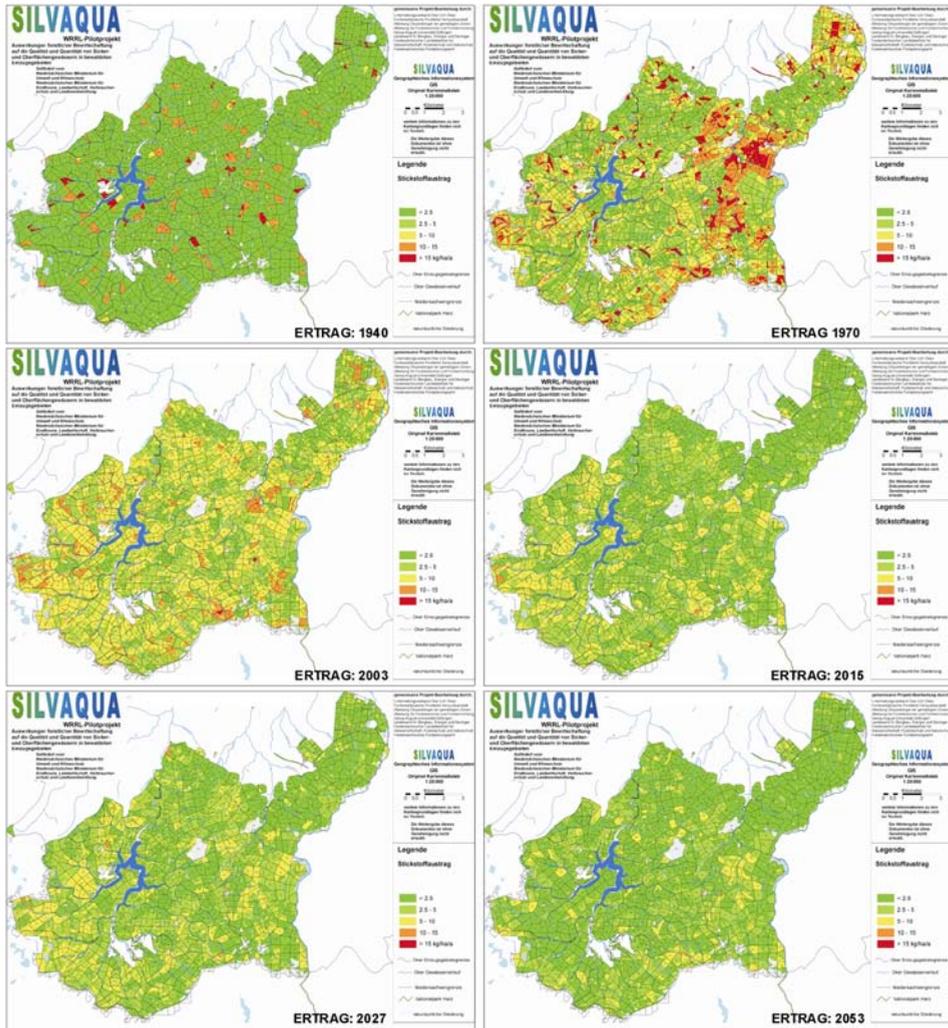


Abbildung 2: Modellierte räumliche und zeitliche Dynamik der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario ERTRAG (■: < 2.5 , ■: 2.5 bis < 5 , ■: 5 bis < 10 , ■: 10 bis < 15 , ■: > 15 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$)

Auf der anderen Seite sinken auf den Standorten mit weiten C/N-Verhältnissen die C/N-Verhältnisse durch die N-Immobilisierungen stärker ab, so dass die regionalen Unterschiede im Laufe der Entwicklung geringer werden (vgl. das Jahr 2003). Entsprechend fand auch BÜTTNER (1997) bei der Auswertung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen tendenziell eine Verengung der C/N-Verhältnisse in den schlechteren Humusformen und dort vor allem im Rohhumus. Das Verschwinden von einzelnen roten und orangenen Flächen mit hohen N-Austrägen bei der zukünftigen Entwicklung (2015, 2027 u.

2053) resultiert unter den getroffenen Modellannahmen aus dem Verzicht auf Kahlschläge, so dass bei einer Fichtennaturverjüngung eine Mobilisierung des N verhindert werden kann und so unnötige Austräge vermieden werden (BLOCK 2006). Entsprechend zeigen auch die anderen drei Waldentwicklungsszenarien eine vergleichbare Entwicklung (s. Abb. 3). Das ERTRAGS-Szenario ist durch die insgesamt geringsten Austräge gekennzeichnet. Die starken und häufigen Eingriffe bei diesem Szenario verursachen eine erhebliche Reduzierung des durchschnittlichen Bestandesalters und führen damit auch zu einer Verringerung der durchschnittlichen Bestandeshöhe. Da die Höhe einen erheblichen Einfluss auf das Depositionsgeschehen hat (ERISMAN u. DRAAIJERS 1995, KUES 1984, MOHR et al. 2005, vgl. Kapitel 1.1), führt dieses langfristig zu geringeren Einträgen und somit auch zu reduzierten N-Austrägen mit dem Sickerwasser. Die große Bedeutung der Deposition bei der Berechnung der zukünftigen Austräge wird beispielhaft an drei unterschiedlichen Depositionsszenarien (vgl. Tab. 2) für das Waldentwicklungsszenario LÖWE dargestellt (s. Abb. 4). Die drei Depositionsszenarien weisen darauf hin, dass schon relative kleine Unterschiede der zukünftigen Einträge zu erheblichen Auswirkungen bezüglich des Modelloutputs führen können. Die Effekte einer relativen Depositionsreduzierung und -erhöhung im Vergleich zum BAS-Szenario (vgl. Tab. 2) zeigen deutlich, dass eine Verringerung der N-Austräge mit dem Sickerwasser unter Waldböden, vor allem über eine Reduzierung der luftbürtigen N-Einträge, erreicht werden kann (HORVATH et al. 2009). Bei den waldbaulichen Maßnahmen spielen – wie vorab beschrieben – weniger Baumartenunterschiede eine Rolle als vielmehr die Alters- und Bestandesstruktur oder die Intensität der Biomassenutzung. Abbildung 5 zeigt den Effekt einer Vollbaumnutzung im Vergleich zur konventionellen Waldbewirtschaftung (Derbholz mit Rinde) für das Waldentwicklungsszenario LÖWE. Durch die veränderte Nutzungsintensität kann gezielt in den N-Kreislauf eingegriffen werden. Eine Erhöhung der Nutzungsintensität sollte selbstverständlich nur auf Standorten durchgeführt werden, die aufgrund ihrer Ausstattung mit anderen Nährstoffen eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zulassen.

Zur Abschätzung der Auswirkungen der verschiedenen Waldentwicklungsszenarien auf die Gewässerqualität wurden zusätzlich die langjährigen mittleren N-Konzentrationen im Abfluss abgeschätzt. Hierfür wurden zunächst die jährlichen Mittelwerte der modellierten N-Austräge und der berechneten Abflussmengen (SUTMÖLLER u. MEESENBURG, in diesem Band) für die Zeiträume von 2010 bis 2029 und von 2030 bis 2049 berechnet. Diese Mittelwerte wurden anschließend im GIS flächenscharf miteinander verschnitten. Die Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die regionale Verteilung und die zeitliche Entwicklung der ermittelten Konzentrationen für die beiden Betrachtungszeiträume.

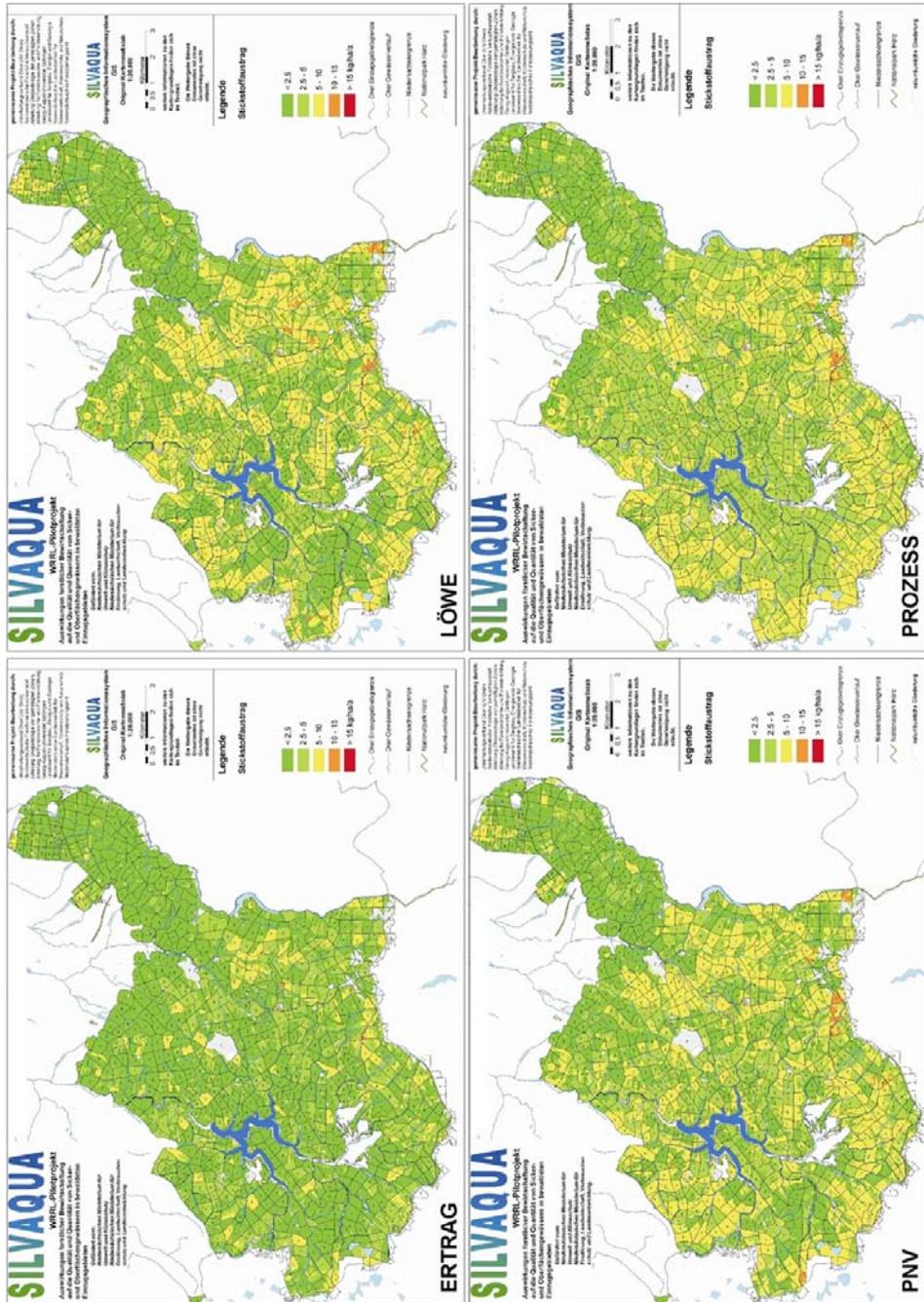


Abbildung 3: Modellierter N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für die vier Waldentwicklungsszenarien im Jahre 2053

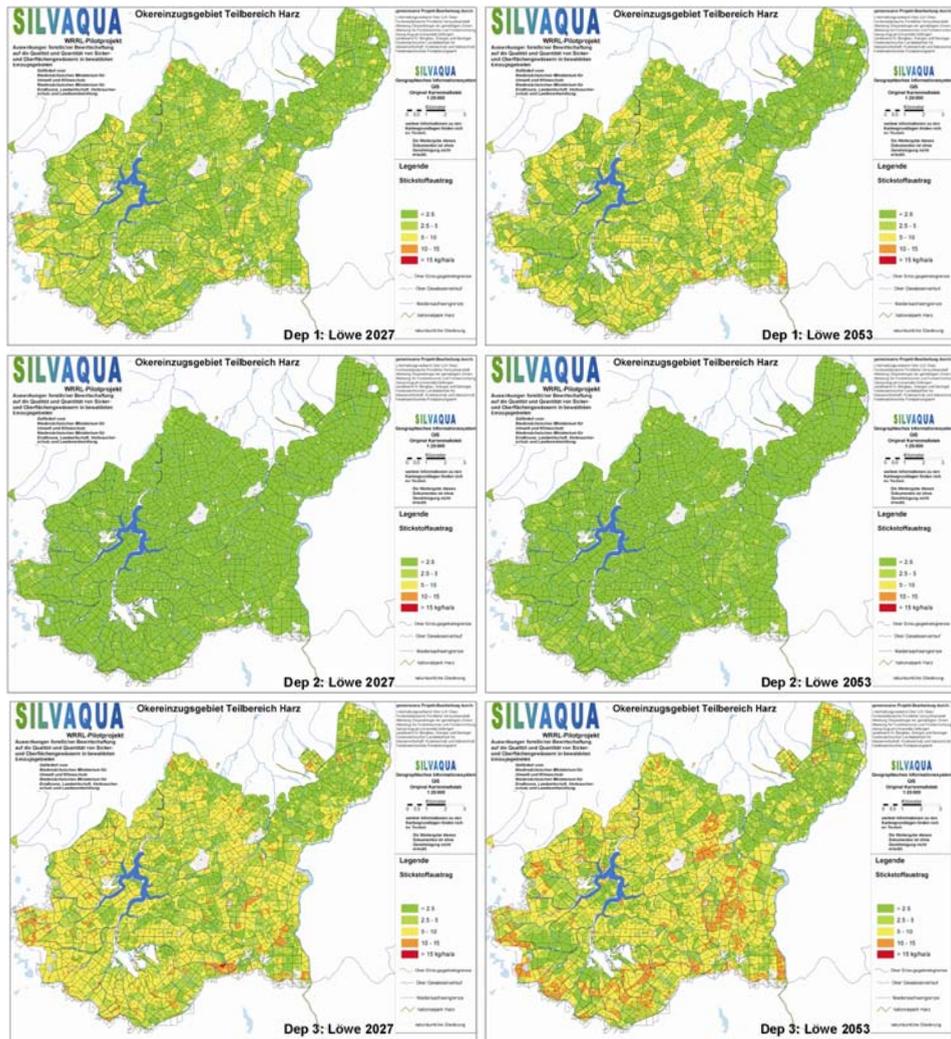


Abbildung 4: Modellerte N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario LÖWE bei veränderten N-Depositionen (■: < 2,5, ■: 2,5 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: > 15 kg·ha⁻¹·a⁻¹. Dep1 = BAS, Dep2 = GOT und Dep3 = HIG, vgl. auch Tabelle 2)

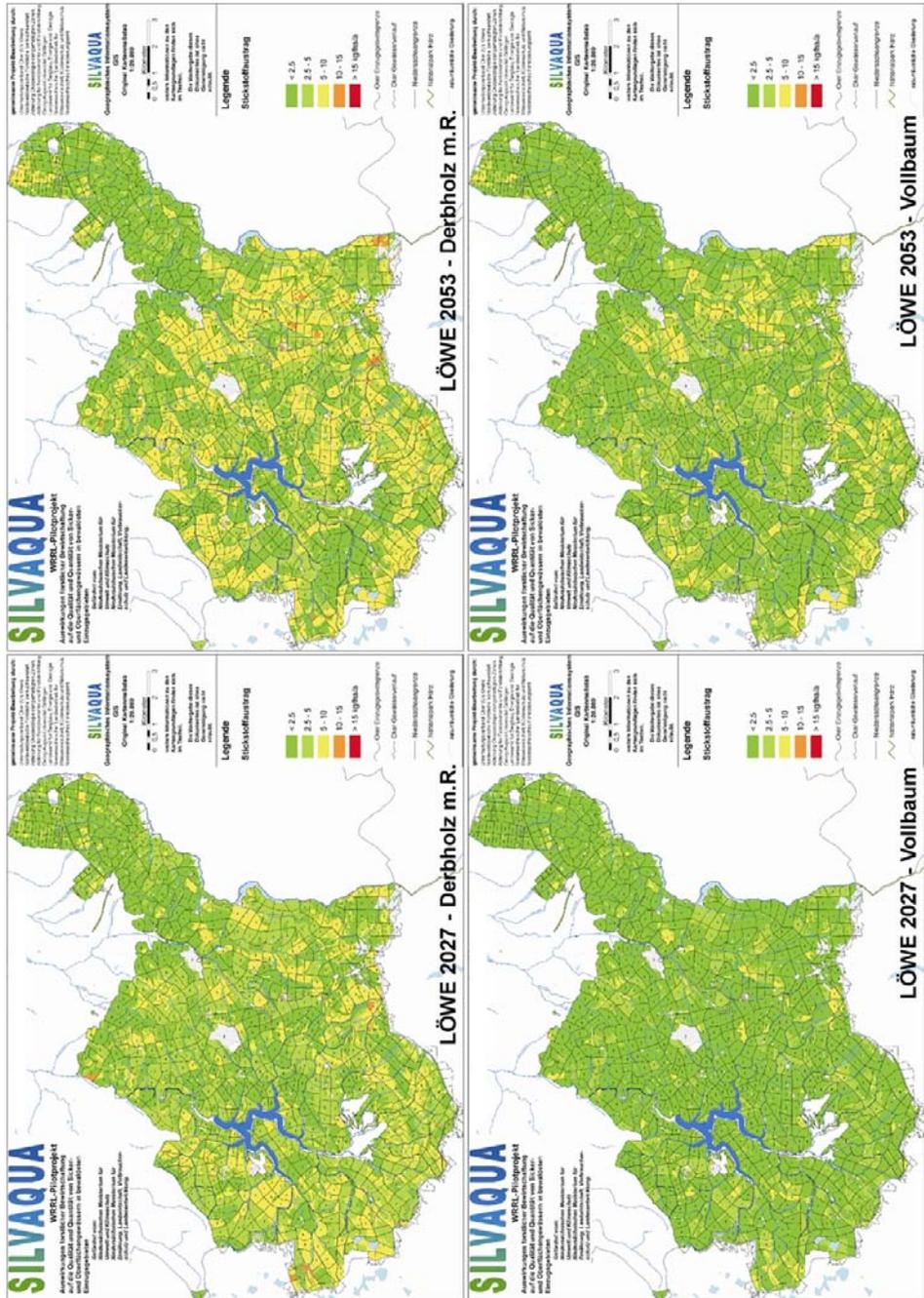


Abbildung 5: N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario LÖWE bei veränderter Nutzungsintensität (■: < 2,5, ■: 2,5 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: > 15 kg·ha⁻¹ a⁻¹)

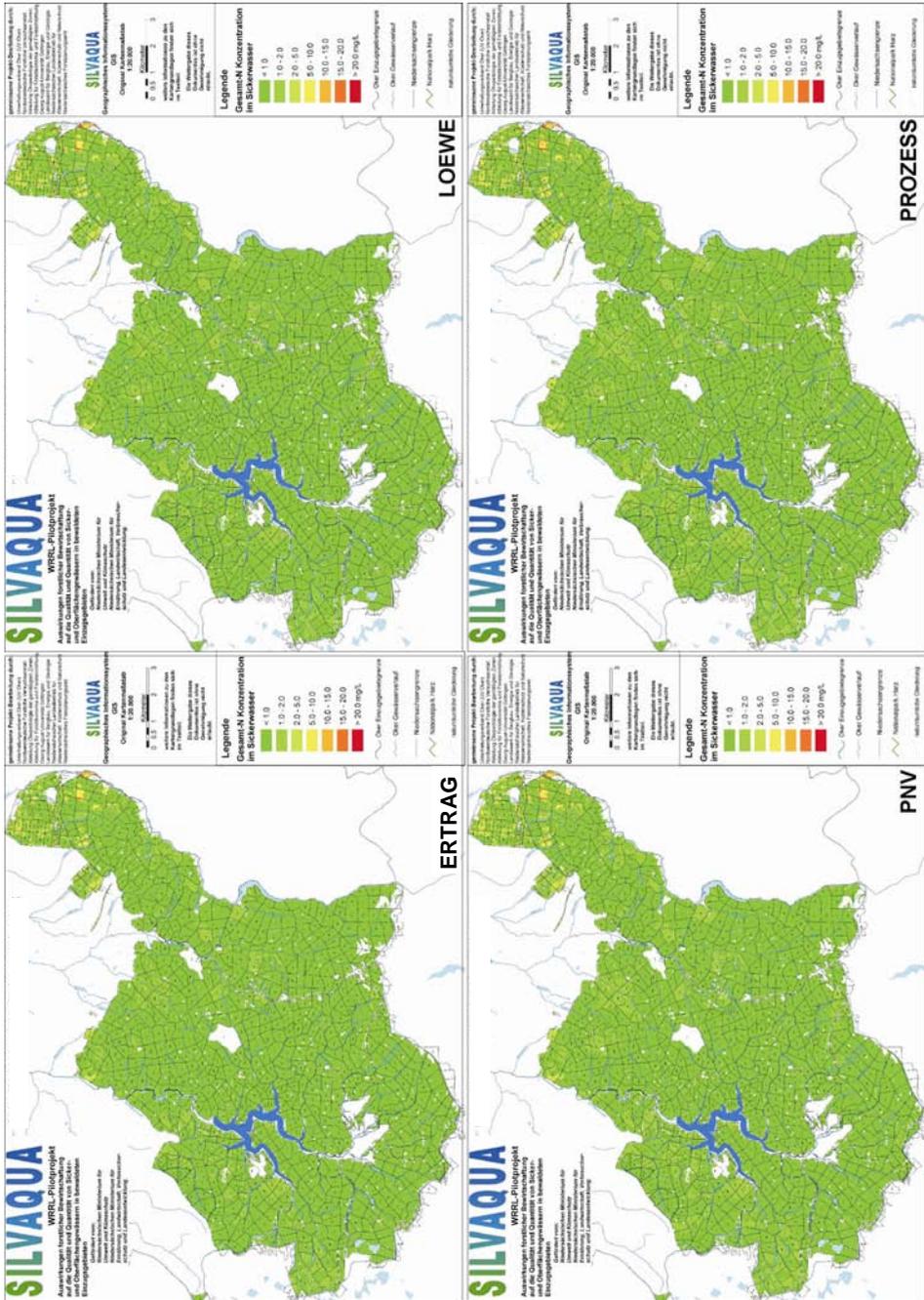


Abbildung 6: Mittlere NO_3 -Konzentrationen für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitraum von 2010 bis 2029 (■: <math>< 1</math>, ■: 1 bis 2, ■: 2 bis 5, ■: 5 bis 10, ■: 10 bis 15, ■: 15 bis 20, ■: > 20 mg/l)

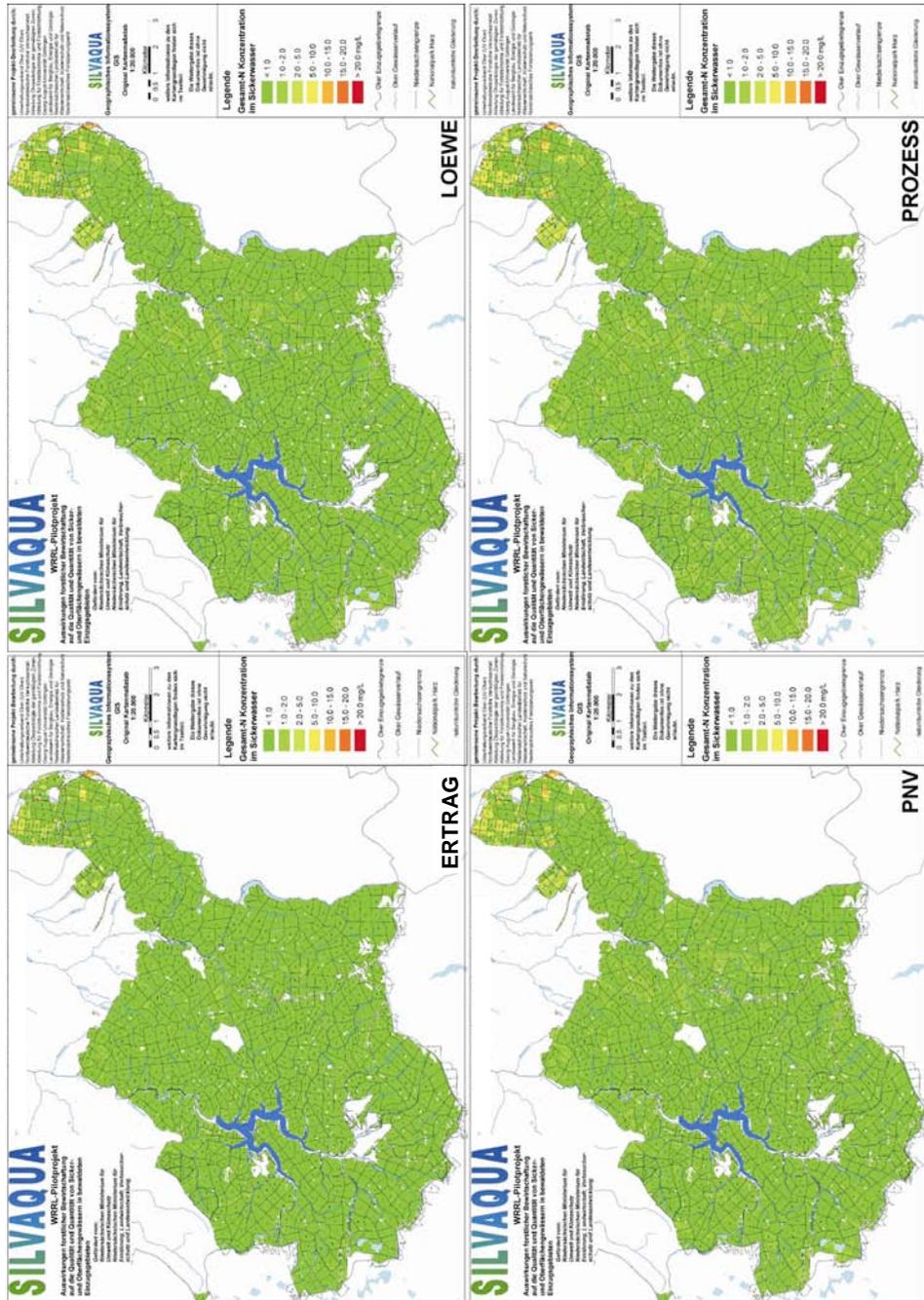


Abbildung 7: Mittlere NO_2 -Konzentrationen für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitraum von 2030 bis 2049 (■: <math>< 1</math>, ■: <math>1 \text{ bis } < 2</math>, ■: <math>2 \text{ bis } < 5</math>, ■: <math>5 \text{ bis } < 10</math>, ■: <math>10 \text{ bis } < 15</math>, ■: <math>15 \text{ bis } < 20</math>, ■: $> 20 \text{ mg/l}$)

Da im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ die Abflussverteilung eine eindeutige Höhenabhängigkeit aufweist, treten bei allen Waldentwicklungsszenarien die geringsten NO_3 -Konzentrationen im Südosten des Untersuchungsgebietes auf. Demgegenüber zeigen sich die höchsten Konzentrationen auf den bewaldeten Flächen im Harzvorland. In den unterschiedlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes treten Unterschiede in den jährlichen Niederschlagssummen von rund 1000 mm auf. Daher ist es naheliegend, dass die räumliche Verteilung der N-Konzentrationen im Sickerwasser weniger das räumliche Verteilungsmuster der N-Frachten (s. Abb. 4) abbildet, sondern durch die Niederschlagsverteilung und den daraus resultierenden Abflussmengen überlagert wird. Die höchsten N-Konzentrationen sind auf den mit Laubbäumen bestockten Flächen im Harzvorland anzutreffen. Untersuchungen von KRISTENSEN et al. (2004) zeigen, dass Laubbäume bezüglich der Austräge bei gleicher N-Deposition stärker reagieren. Um einen Baumarteneffekt kann es sich hierbei jedoch aufgrund der getroffenen Modellannahmen nicht handeln. Somit scheidet auch ein Baumartenwechsel als Maßnahme zur Verbesserung der Gewässerqualität auf diesen Standorten aus. Da es sich bei diesen Flächen um nährstoffreiche Standorte handelt, könnte dem Ökosystem durch eine gesteigerte Nutzungsintensität überschüssiges NO_3 - entzogen und so die Grundwasserneubildungsqualität verbessert werden (s. Abb. 5).

Gegenüber den räumlichen Differenzen sind die Unterschiede zwischen den Waldentwicklungsszenarien weniger augenscheinlich. Folglich sind für den ersten Betrachtungszeitraum (2010 bis 2029) nur geringfügige Unterschiede der NO_3 -Konzentrationen bei den untersuchten Szenarien zu erkennen (s. Abb. 6). Die relativ größten Auswirkungen würde das Szenario PROZESS hervorrufen. Im Vergleich mit den Szenarien LÖWE und PNV machen sich hier bei vergleichbaren N-Frachten die verringerten Abflussmengen hinsichtlich der Gewässerqualität negativ bemerkbar. Eine entgegengesetzte Wirkung zeigt das Szenario ERTRAG. Neben den verringerten N-Austrägen mit dem Sickerwasser durch die veränderte Altersstruktur ergibt sich aufgrund der durch Nutzungs- und Durchforstungsmaßnahmen erhöhten Abflussmengen ein weiterer Verdünnungseffekt. Die Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV zeigen im Flächenmittel eine vergleichbare Entwicklung der Grundwasserqualität. Für den zweiten Betrachtungszeitraum (2030 bis 2049) nehmen die Unterschiede bezüglich der Grundwasserneubildungsqualität zwischen den Waldentwicklungsszenarien ERTRAG und PROZESS aus den vorab aufgeführten Gründen weiter geringfügig zu. Die Szenarien LÖWE und PROZESS zeigen dagegen auch weiterhin kaum Unterschiede hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung. Aufgrund der insgesamt sehr geringen NO_3 -Konzentrationen im Abfluss des Bearbeitungsgebietes sind Effekte und räumliche Verteilungsmuster durch unterschiedliche Baumarten, Altersklassen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen nur schwer kartographisch (s. Abb. 7) abzubilden.

Die Waldböden haben durch ihre starke Speicherleistung eine positive Wirkung auf die Gewässerqualität. Von daher ist es wichtig, dass forstliche Bewirt-

schaftungsmaßnahmen eine übermäßige Störung der Böden vermeiden. Zudem sollten stabile Bestände geschaffen werden und Risiken, die zu größeren Freiflächen führen können (z. B. durch Käferschäden, Sturmwurf) vermindert werden.

4 Unsicherheiten des Modellierungsansatzes

Auch wenn gezeigt werden konnte, dass das Modellsystem die Dynamik der N-Austräge gut abbilden kann (vgl. auch AHRENDTS et al. 2009, 2010), ist wegen beträchtlicher Kenntnislücken eine vollständige flächenhafte Bilanzierung des N-Haushaltes der Waldökosysteme noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. So kann beispielsweise die N-Gesamtdeposition in Wäldern noch nicht sicher bestimmt werden. Insbesondere der Anteil der Trockendeposition an der Gesamtd deposition von Ammoniak ist noch unklar. Auch wenn es immer noch widersprüchliche Aussagen zur Aufnahme von N im Kronenraum gibt (BAUMGARTEN et al. 2006), weisen zahlreiche Untersuchungen darauf hin, dass die beobachteten N-Akkumulationsraten im Auflagehumus (AHRENDTS 2008b, BRINKMANN u. NIEDER 2002, MEIWES et al. 2002, PRIETZEL et al. 2006, TIETEMA 2004) nur zu erklären sind, wenn erheblich höhere, als unter Verwendung von Kronenraumbilanzmodellen zu erhaltende N-Einträge in die Wälder, angenommen werden. Zu entsprechenden Schlussfolgerungen kamen auch BRINKMANN u. NIEDER (2002) für Kiefernbestände in Niedersachsen. Eine weitere unsichere Größe bei der N-Bilanzierung sind die gasförmigen N-Verluste. Auf gut durchlüfteten trockenen Sandböden sind die gasförmigen N-Emissionen vermutlich zu vernachlässigen. Demgegenüber sind sie auf tonhaltigen vernässten Standorten nur sehr schwer abschätzbar. Die größte Unsicherheit besteht jedoch in der langfristigen Dynamik des N-Speichers im Boden. Gänzlich unbeachtet bleibt bei den hier durchgeführten Modellrechnungen der Effekt von verschiedenen Baumarten auf die Humus- und N-Akkumulation. Die Unsicherheiten bestehen vorwiegend in der Betrachtung der stabilen Fraktionen der organischen Substanz (JANDL et al. 2007), in der ein großer N-Anteil gespeichert wird. Dieses gilt insbesondere, wenn sich die Mineralisierungsbedingungen der organischen Substanz im Boden und besonders im Auflagehumus im Zuge des Klimawandels verändern.

Weitere Unsicherheiten bestehen bei der Kenntnis von einigen Bestandesparametern, die bei diesem dynamischen Modellierungsansatz erforderlich sind. Die grundlegenden Bestandesinformationen können zwar flächendeckend anhand von Forsteinrichtungsdaten abgeleitet werden, ihre Rekonstruktion und die Extrapolation in die Zukunft mit Hilfe von Waldwachstumsmodellen sind jedoch mit Unsicherheiten verbunden. So sind z. B. die Stickstoffeinträge durch die atmosphärische Deposition bei der Modellierung des Waldwachstums von zentraler Bedeutung. LAUBHANN et al. (2009) haben gezeigt, dass aus einer Erhöhung der N-Deposition um $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Abhängigkeit von der Baumart eine Zunahme des Grundflächenzuwachses zwischen 1,2 % und 1,49 % zur Folge haben kann.

Aktuelle Modellansätze (ALBERT u. SCHMIDT 2010), die das Waldwachstum unter veränderten Rahmenbedingungen (Klima, N-Deposition, Nährstoff- und Wasser-
verfügbarkeit) beschreiben, konnten während der Laufzeit dieses Projektes jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Für die qualitative und quantitative Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die flächenhafte N-Belastung der Gewässer im Sinne der EG-WRRL wurde für die bewaldeten Teile des Einzugsgebietes der Oker ein Modellkonzept entwickelt und durch die Kopplung mehrerer dynamischer und semidynamischer Modelle realisiert. Mit diesem Modellsystem wurden beispielhaft Szenarien der Waldentwicklung, der Nutzungsintensität und der Depositionsentwicklung berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass bei anhaltend hohen atmosphärischen N-Einträgen die waldbaulichen Möglichkeiten zum Schutz und Erhalt der Gewässerqualität nur beschränkt sind. Die aktuellen Bewirtschaftungsrichtlinien des naturnahen Waldbaukonzeptes LÖWE in Niedersachsen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) sind aus Gründen der Gewässergüte zu begrüßen und sollten langfristig und nachhaltig angewandt werden. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist neben dem Waldentwicklungsszenario LÖWE auch das Szenario PNV zu empfehlen. Bei beiden Konzepten erfolgen nur moderate Nutzungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen, so dass eine übermäßige Störung der Böden verhindert werden kann.

Nach den untersuchten Waldentwicklungsszenarien wird sich die NO_3 -Belastung des Sickerwassers in der Zukunft eher verringern. Hierbei wurde eine gleichbleibend hohe N-Immobilisation unterstellt. Die zunehmenden N-Vorräte im Boden stellen aber auch ein langfristiges Gefährdungspotenzial dar, dessen Ausmaß derzeit nur schwer abzuschätzen ist. Sollte sich die N-Immobilisationsrate durch veränderte Umweltbedingungen wie Temperaturerhöhungen oder ein verändertes chemisches Bodenmilieu verringern, so würde es zu einem Anstieg der N-Austräge mit dem Sickerwasser kommen. Aber auch Störungen der Humusaufgabe während des Waldumbaus können dazu führen, dass im Boden gespeicherter N mobilisiert wird (BLOCK 2006). Daher sollte das Modellkonzept in Zukunft durch eine stärkere Berücksichtigung des C-Umsatzes im Auflagehumus erweitert werden, so dass auch baumartenspezifische Unterschiede besser abgebildet werden können.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die kurzfristigen Steuerungsmöglichkeiten der Forstwirtschaft zur Reduzierung der N-Austräge in das Grundwasser vergleichsweise gering sind. Negative Effekte der hohen atmosphärischen N-Belastungen lassen sich durch forstwirtschaftliche Maßnahmen nur herauszögern oder abmildern. Als langfristige Maßnahme zum Erhalt und zur Verbesserung der

Grundwasserqualität kommt nur eine weitere Reduktion der N-Einträge durch Emissionsminderungen in Betracht.

Literatur

- ABER, J. D. (2002): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. In: HORST et al. (2005): Progress in Plant Nutrition, Kluwer Academic Publisher, 179-188
- AHREND, B. (2008a): Dynamische Modellierung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Stoffhaushalt. Unveröffentlichter Abschlussbericht des WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. Göttingen, 364 S.
- AHREND, B. (2008b): Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland. *Horizonte*, 21, Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck & Marburg, 162 S.
- AHREND, B.; BÖTTCHER, J. u. DUIJNISVELD, W. H. M. (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 221-234
- AHREND, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBERG, H. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. *DBG*, 110, (2), 421-422
- AHREND, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M. u. MEESENBERG, 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
- AHREND, B.; MEESENBERG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2009): Assessment of forest management effects on N-cycling at three basins in the Upper Harz Mountains, Germany. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 50, 3-7
- AHREND, B., MEESENBERG, 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
- 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
- ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; EVANS, C. D.; MEESENBERG, H.; MORITZ, K. u. PRECHTEL, A. (2001): Are the signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, (3), 367-378
- 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
- ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; KRAKAU, U.-K.; MÜLLER, J.; HOFMANN, G. u. JENSSEN, M. (1999): Waldökosystemforschung Eberswalde - Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde, 247 S.
- ASCHE, N.; DOHMEN, H.; DAME, G.; NOLTE, N. u. HUSEMANN, T. (2007): Grundwasserschutz durch intensivierte Biomassennutzungen. Ein Praxisversuch zum Stickstoffexport aus dem Klever Reichswald. *AFZ/Der Wald*, 11, 594-597
- BAUMGARTEN, M.; BEUDERT, B.; DIETRICH, H.-P.; EINERT, P.; KÖLLNER, G.; KRAUSE, G. H. M. u. LUX, W. (2006): Belastung der Wälder mit gasförmigen Luftschadstoffen. Studie zur Beurteilung der Luftqualität an Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitoring in den Jahren 2002 und

2003. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Freising. 130 S.
- BEESE, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 90, 1-344
- BERENDSE, F.; LAMMERTS, E. J. u. OLFF, H. (1998): Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. *Plant Ecology*, 137, 71-78
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C.; SANTO, A. V. D.; JOHANSSON, M.-B. u. EKBOHM, G. (1995): Decomposition of litter and soil organic matter - Can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup? *Scand. J. For. Res.*, 10, 108-119
- BERGMANN, C. (1998): Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland - mit besonderer Berücksichtigung des gelösten organischen Stickstoffs. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung*, 1, Cottbus, 128 S.
- BERTHOLD, D. u. BEESE, F. (2002): Kohlenstoffspeicherung in Böden nach Aufforstung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform. *Forst u. Holz*, 57, 417-420
- BEUDERT, B.; KLÖCKING, B.; MARCQ, B.; NIEDERBERGER, J.; PUHLMANN, H.; SCHWARZE, R. u. V. WILPERT, K. (2007): Selected case studies of forest-hydrological research in German low mountain ranges. In: PUHLMANN, H. u. SCHWARZE, R.: *Forest hydrology - results of research in Germany and Russia*. Deutsches Nationalkomitee für das International Hydrological Programme (IHP) der UNESCO und das Hydrology and Water Resources Programme (HWRP) der WMO. Koblenz. 1-131
- BILLET, M. F.; FITZPATRICK, E. A. u. CRESSER, M. S. (1990): Changes in the carbon and nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987. *Environmental Pollution*, 66, 67-79
- BLOCK, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*, 60, 1-27
- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora - Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. *Forstwiss. Beitr. Tharandt.*, 7. 129 S.
- BONTEN, L.; POSCH, M. u. REINDS, G. J. (2010): The VSD+ Soil Acidification Model. Model Description and User Manual Version 0.11, Alterra, Wageningen. 19 S.
- BORKEN, W. (2005): Stickstoffhaushalt deutscher Wälder - eine tickende Zeitbombe? *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 41-46
- BORKEN, W. u. MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (3), 277-283
- BORMANN, B. T.; SPALTENSTEIN, H.; MCCLELLAN, M. H.; UGOLINI, F. C.; CROMACK-JR., K. u. NAY, S. M. (1995): Rapid soil development after windthrow disturbance in pristine forests. *J. Ecology*, 83, 747-757
- BORMANN, F. H. u. LIKENS, G. E. (1979): *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag. New York. 253 S.
- BÖTTCHER, J. u. SPRINGOB, G. (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 399-405
- BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; XU, Y. J.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A. W.; EMMETT, B. A.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P. u. WRIGHT, R. F. (1998): Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology Management*, 101, 57-64
- BRINKMANN, S. u. NIEDER, R. (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff – Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). *Braunschweig*. 116 S.
- BUBERL, H. G.; v. WILPERT, K.; TREFZ-MALCHER, G.; HILDEBRAND, E. E. u. WIEBEL, M. (1994): Der chemische Zustand der Waldböden in Baden-Württemberg. *Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-1992 (BZE)*. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 182, 104 S.

- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990-1991. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 122, 205 S.
- COSBY, B. J.; HORNBERGER, G. M.; GALLOWAY, J. N. u. WRIGHT, R. F. (1985): Modeling the effects of acid deposition: assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, 21, 51-63
- COVINGTON, W. W. (1981): Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, 62, (1), 41-48
- DAUBER, E. u. KREUTZER, K. (1979): Die Ermittlung des Potentials forstlicher Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland. *Forstw. Cbl.*, 98, 289-297
- DE KOVEL, C. G. F.; VAN MIERLO, A. J. E. M.; WILMS, Y. J. O. u. BERENDSE, F. (2000): Carbon and nitrogen in soil vegetation at sites differing in successional stage. *Plant Ecology*, 149, 43-50
- 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.
- DE VRIES, W.; WAMELINK, W.; REINDS, G. J.; WIEGERS, H. J. J.; MOL-DIJKSTRA, J.; KROS, J.; NABUURS, G. J.; PUSSINEN, A.; SOLBERG, S.; DOBBERTIN, M.; LAUBHANN, D.; STERBA, H. u. VAN OIJEN, M. (2007): Assessment of the relative importance of nitrogen deposition, climate change and forest management on the sequestration of carbon by forests in Europe. *Alterra-rapport 1538*, Alterra, Wageningen, 303 S.
- DISE, N.; MATZNER, E. u. GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105, 143-154
- DISE, N. u. WRIGHT, R. F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71, (1-2), 153-161
- EINERT, P. (2000): Depositionsuntersuchungen im Rahmen des Forschungsprogramms: "Langfristige waldbauliche Untersuchungen in Kiefernbeständen der Berliner Forsten". *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 34, (3), 109-112
- EMMETT, B. A.; BOXMAN, D.; BREDEMEIER, M.; GUDERSEN, P.; KJONAAS, O. J.; MOLDAN, F.; SCHLEPPI, P.; TIETEMA, A. u. WRIGHT, R. F. (1998): Predicting the Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition in Conifer Stands: Evidence from the NITREX Ecosystem-Scale Experiments. *Ecosystems*, 1, 352-360
- EMMETT, B. A.; REYNOLDS, B.; STEVENS, P. A.; NORRIS, D. A.; HUGHES, S. u. GÖRRES, J. (1993): Nitrate leaching from afforested Welsh catchments: interaction between stand age and nitrogen deposition. *Ambio*, 22, 386-394
- ENTRY, J. A. u. W. H. EMMINGHAM (1998): Influence of forest age on forms of carbon in Douglas-fir soils in the Oregon Coast Range. *Can. J. For. Res.*, 28, 390-395
- ERISMAN, J. W. u. DRAAIJERS, G. P. J. (1995): Atmospheric Deposition in relation to acidification and eutrophication. *Studies in Environmental Science*, 63. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 405 S.
- FISCHER, H.; BENS, O. u. HÜTTL, R. F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. *Forstw. Cbl.*, 121, 322-334
- 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

- GEHRMANN, J.; ANDREAE, H.; FISCHER, U.; LUX, W. u. SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II - Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), 94 S.
- GÖTEBORG-PROTOKOLL (1999): http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html
- GUNDERSEN, P.; BERG, B.; CURRIE, W. S.; DISE, N.; EMMETT, B. A.; GAUCL, V.; HOLMBERG, M.; KJONAAS, O. J.; MOL-DIJKSTRA, J.; SALM VAN DER, C.; SCHMIDT, I. K.; TIETEMA, A.; WESSEL, W. W.; VESTGARDEN, L. S.; AKSELSSON, C.; VRIES DE, W.; FORSIUS, M.; KROS, H.; MATZNER, E.; MOLDAN, F.; NADELHOFFER, K. J.; NILSSON, L.-O.; REINDS, G. J.; ROSENGREN, U.; STUANES, A. O. u. WRIGHT, R. F. (2006): Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems. Final Report. 61 S.
- GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I. u. DE VRIES, W. (1998a): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407
- GUNDERSEN, P.; EMMETT, B. A.; KJONAAS, O. J.; KOOPMANS, C. J. u. TIETEMA, A. (1998b): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37-55
- 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
- HEGG, C.; JEISY, M. u. WALDNER, P. (2004): Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 60 S.
- HEINZELLER, C. (2007): Regionalisierung des Nitrataustrags aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau. 179 S.
- HORNBECK, J. W.; BAILEY, S. W.; BUSO, D. C. u. SANLEY, J. B. (1997): Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: Variability and management implications. *Forest Ecology and Management*, 93, (1-2), 73-89
- HORNBECK, J. W.; MARTIN, C. W.; PIERCE, R. S.; BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. u. EATON, J. S. (1987): The northern hardwood forest ecosystem: ten years of recovery from clearcutting NE-RP-596. Broomall, PA: U.S., Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 30 S.
- HORVÁTH, B. (2006a): Auswirkungen von Ökosystemmanipulationen auf Vorratsänderungen und Freisetzung von C- und N-Verbindungen. *Forstw. Fak., Diss., Göttingen*. 160 S.
- HORVÁTH, B. (2006b): C-accumulation in the soil after afforestation: contribution to C-mitigation in Hungary? *Forstarchiv*, 77, 63-68
- HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J. u. MEESENBURG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv*, 80, 35-41
- 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
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K. u. BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253-268
- JANSEN, M.; CHODAK, M.; SABOROWSKI, J. u. BEESE, F. (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 176, (9-10), 176-186
- KÖHLER, K.; DUJNISVELD, W. H. M. u. BÖTTCHER, J. (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, 185-195
- KROS, H. (2002): Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. PhD thesis, Wageningen. 298 S.

- KROS, J.; REINDS, G. J.; DE VRIES, W.J.; LATOUR, B. u. BOLLEN, M. J. S. (1995): Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO Report, 95, Wageningen, 90 S.
- KRISTENSEN, H. L.; GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I. u. REINDS, G. J. (2004): Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, 7, 180-192
- KUES, J. (1984): Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, 6, 206 S.
- LAUBHANN, D.; STERBA, H.; REINDS, G. J. u. DE VRIES, W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management*, 258, (8), 1751-1761
- LI, C.; ABER, J. D.; STANGE, F.; BUTTERBACH-BAHL, K. u. PAPEN, H. (2000): A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *J. Geophysical Research*, 105, (4), 4369-4384
- MACDONALD, J. A.; DISE, N. B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M. u. GUNDERSEN, P. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*, 8, 1028-1033
- MATZNER, E. u. GROSHOLZ, C. (1997): Relationship between NO₃-output, C/N ratio of the humus layer and N-input in Central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) ecosystems. *Forstw. Cbl.*, 116, 39-44
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.-J. u. RADEMACHER, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest german forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 611-616
- MEIWES, K.-J.; MEESENBURG, H.; BARTENS, H.; RADEMACHER, P. u. KHANNA, P. K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz*, 57, 428-433
- MELLERT, K.-H.; GENSJÖR, A.; GÖTTLEIN, A. u. KÖLLING, C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie online*, (2), 4-24
- MELLERT, K.-H. u. KÖLLING, C. (2006): Stickstoffsättigung - ein wachsendes Problem ohne Lösung? *Forst u. Holz*, 61, 95-98
- MELLERT, K.-H.; KÖLLING, C. u. REHFUESS, K. E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. *Forstw. Cbl.*, 115, 363-377
- MELLERT, K.-H.; KÖLLING, C. u. REHFUESS, K. E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. *Forstarchiv*, 69, 3-11
- MOHR, K.; MEESENBURG, H.; HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J.; SCHAAF, S. u. DÄMMGEN, U. (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, 113 S.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). *Arbeitshefte Boden*, 2004, (2): 409
- NAGEL, H.-D.; BECKER, R.; EITNER, H.; HÜBENER, P.; KUNZE, F.; SCHLUTOW, A.; SCHÜTZE, G. u. WEIGELT-KIRCHNER, R. (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. *Förderkennzeichen 200 85 212*. Strausberg, 172 S.
- NAGEL, H.-D. u. GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads u. Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin, 259 S.
- NAGEL, J.; DUDA, H. u. HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst u. Holz*, 61, 427-429
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESFORSTVERWALTUNG (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl. *Aus dem Walde*, 54, 145 S.

- OVINGTON, J. D. (1954): Studies of the development of woodland conditions under different trees. II. The forest floor. *The Journal of Ecology*, 42, 71-80
- OVINGTON, J. D. (1959): The circulation of minerals in plantations of *Pinus sylvestris*. *Annals of Botany*, 23, (90), 229-239
- PARDO, L. H.; DRISCOLL, C. T. u. LIKENS, G. E. (1995): Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1659-1664
- PENNE, C. (2009): Räumliche Variabilität der Humusspeicherung in Abhängigkeit von der Kronendachstruktur eines Kiefernbestandes. *Horizonte*, 24. Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck & Marburg, 192 S.
- 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.
- 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
- PRIETZEL, J. (2004): Humusveränderung nach Einbringung von Buche und Eiche in Kiefernreinbestände. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (4), 428-438
- PRIETZEL, J.; KOLB, E. u. REHFUESS, K. E. (1997): Langzeituntersuchung ehemals streugenzutter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. *Forstw. Cbl.*, 116, 269-290
- PRIETZEL, J.; STETTER, U.; KLEMMT, H.-J. u. REHFUESS, K. E. (2006): Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. *Plant and Soil*, 289, 153-170
- RINGE, H.; AHREND, B.; GROB, G. u. BÖTTCHER, J. (2003a): Inhomogenitäten im Aufbau eines Kiefer/Buchenmischbestandes als Ursache räumlich differenzierter Stoffeinträge durch Deposition. *Mitteilungen der DBG*, 102, (2), 689-690
- RINGE, H.; BÖTTCHER, J. u. DUJNISVELD, W. H. M. (2003b): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 14. Der Andere Verlag, Hannover, 124 S.
- ROTHER, A. u. MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156, 337-355
- ROWE, E. C.; EVANS, C. D.; EMMETT, B. A.; REYNOLDS, B.; HELLIWELL, R. C.; COULL, M. C. u. CURTIS, C. J. (2006): Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air and Soil Pollution*, 177, 335-347
- SCHAAFF, S. u. MEESENBURG, H. (2005): Modellierung der Stoffflüsse in Waldbeständen im ANSWER-Projekt. *Landbauforschung Völkenrode*, 279, 45-56
- SCHÖBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl. Sauerländer, Frankfurt am Main, 166 S.
- SPANGENBERG, A.; FAIBT, G.; KÖLLING, C. u. MELLERT, K.-H. (2002): Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern. *LWFaktuell*, 34, 9-14
- SPRINGER, T.; LORENZ, K. u. GREGOR, H.-D. (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads u. Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. *Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt)*, Berlin, 266 S.
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. u. DUJNISVELD, W. H. M. (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes: Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. *Texte Umweltbundesamt*, 93, Berlin, 86 S.
- TIETEMA, A. (2004): WANDA, a regional dynamic nitrogen model (With Aggregated Nitrogen DynAmics) for nitrate leaching from forests. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 803-813

- TURNER, J. u. LONG, J. N. (1975): Accumulation of organic matter in a series of Douglas-fir stands. *Can. J. For. Res.*, 5, 681-690
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Luftreinhaltung 2010. Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen. Programm gemäß § 8 der 33. BImSchV und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC RL). Texte Umweltbundesamt 37, Dessau-Roßlau. 79 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen. <http://www.umweltbundesamt.de>, Umweltbundesamt, Dessau.
- UN/ECE (2004): Handbook for the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and its Protocols. UN, New York, Geneva, 341 S.
- UN/ECE (2006): Strategies and Policies for air pollution abatement. 2006 review prepared under The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations, New York and Geneva, 78 S.
- VANMECHELEN, L.; GROENEMANS, R. U. u. VAN RANST, E. (1997): Forest soil conditions in Europe. Results of a large-scale soil survey. Technical Report. – EC, UN/ECE. Ministry of the Flemish Community, Brüssel/Genv., 259 S.
- WALLMAN, P.; SVENSSON, M. G. E.; SVERDRUP, H. u. BELYAZID, S. (2005): ForSAFE - an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. *Forest Ecology Management*, 207, 19-36
- WARDLE, D. A.; HÖRNBERG, G.; ZACKRISSON, O.; KALELA-BRUNDIN, M. u. COMMES, D. A. (2003): Long-term effects of wildfire on ecosystem properties across an island area gradient. *Science*, 300, 972-975
- WARDLE, D. A.; ZACHRISSON, O.; HÖRNBERG, O. u. GALLEY, C. (1997): The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 227, 1296-1299
- WILPERT, K. V.; ZIRLEWAGEN, D. u. KOHLER, M. (2000): To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe? *Water, Air and Soil Pollution*, 122, (1/2), 105-120
- WOLF, B. u. W. RIEK (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). Bd. 1 und 2., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). Bonn. 144 S.
- ZEZSCHWITZ, E. V. (1995): Qualitätsänderungen des Waldhumus. *Forstw. Centralblatt*, 104, 205-220
- ZWEIG, M.; BUFE, J. u. ANDREAE, H. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. *Wasserwirtschaft*, 6, 28-33

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

Forstliche Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf den Gewässerzustand

Forest management activities and their impacts on water status

Claus Döring und Martin Jansen

Zusammenfassung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) hat den konsequenten Schutz der Gewässer von der Quelle bis zur Mündung zum Ziel.

Das hat für die typischen Waldgewässer entsprechende Folgen, denn der ökologische Einfluss der Gewässerränder und ihrer Umgebung gewinnt mit abnehmender Gewässerbreite zunehmende Bedeutung. Gerade in den Mittelgebirgen befinden sich viele Wälder im Bereich der Quellen und Oberläufe, wo die Gewässer noch schmal sind, und der Einfluss der Ränder entsprechend groß ist. Die Gestaltung naturnaher Gewässerränder ist ein wichtiger Beitrag zur Verbesserung der Gewässerqualität.

Forstliche Maßnahmen mit direktem Einfluss auf die Gewässerqualität lassen sich grob drei Kategorien zuordnen:

1. Auswirkungen auf die Naturnähe der Gewässerränder einschließlich der angrenzenden Bestockung

2. Beeinflussung der Durchgängigkeit von Gewässern durch forstlichen Wegebau
3. Diffuse Stoffeinträge infolge von Erosion und unvollständig geschlossenen Stoffkreisläufen

Für alle drei Bereiche werden Maßnahmen und Anpassungen der Waldbewirtschaftung an die Ziele des Gewässerschutzes diskutiert. Voraussetzung für ein effektives Management ist eine GIS-technische, automatisierte Erfassung der sensiblen Bereiche, wofür geeignete Methoden entwickelt wurden. Die Ausweisung eigenständiger Bewirtschaftungseinheiten an den Gewässerrändern wird empfohlen. Der sukzessive Umbau der Gewässerrandstreifen in naturnahe Bestockungen hat große Bedeutung für einen guten ökologischen Zustand der Fließgewässer. Bei relativ geringem Flächenverlust kann mit einer naturnahen und ökologisch verträglichen Bewirtschaftung der Gewässerränder ein wichtiger Beitrag der Forstwirtschaft zum Arten- und Naturschutz geleistet werden.

Stichworte: Gewässerrand, Gewässerqualität, EG-Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

The European Water Framework Directive aims to achieve the consistent protection of waters from their source through to the river estuary.

This directive has implications for typical watercourses in forests because the ecological importance of riparian corridors increases with decreasing stream width. In low mountain ranges, especially, the water sources and the upper reaches of streams and rivers are surrounded by forests. Here the watercourses are still narrow and the ecological influence of the corridors is correspondingly large. The creation of near-natural riparian corridors makes an important contribution to the improvement of water quality.

Forestry practices which have a direct effect on water quality can be classified into three broad categories:

1. Those which affect the naturalness of watercourses, including the adjacent stands;
2. Those which affect the continuity of watercourses through forest road construction; and
3. Those which cause various forms of contamination, mainly as a result of erosion and the disruption of nutrient cycles.

For all three categories, different management measures and the adaptation of forest management to the water protection goals are discussed. The use of GIS to map the vulnerable areas, for which appropriate methods have been developed, is a prerequisite for effective management. The identification of independent management units along the riparian corridors is recommended. The gradual

conversion of the vegetation along watercourses into near-natural forest stands will ensure the achievement of watercourses with good ecological status. With near-natural and ecologically sustainable management of the water corridors, forestry can make a significant contribution to species protection and nature conservation.

Keywords: riparian corridors, water quality, European Water Framework Directive

1 Einleitung

Fließgewässer werden auf vielen verschiedenen Ebenen von ihrer Umgebung beeinflusst (ALLAN 2004, MANDER u. KIMMEL 2007, NAIMAN u. DECAMPS 1997, NORTHCOTE u. HARTMAN 2004). Gemessen an ihrem geringen Raumanspruch kommt ihnen meist eine herausragende ökologische Bedeutung zu. Kleinere Fließgewässer mit ihren Rand- und Uferbereichen sind durch die enge Verzahnung mit ganz unterschiedlichen Lebensräumen oft „Hotspots“ für die Biodiversität (BURKART 2001, CLARKE et al. 2008). Sie übernehmen viele wichtige ökologische Funktionen (ecosystem services), und sind meist geprägt durch eine hohe Eigenentwicklungsdynamik (NAIMAN et al. 1999). Mit zunehmender Gewässerbreite nimmt der ökologische Einfluss der Ränder und der zusätzlich strukturierenden Uferbestockung ab (NLWKN 2008).

Forstliche Maßnahmen können sich unmittelbar oder mittelbar auf die Qualität der Fließgewässer auswirken (BODDENBERG 2003, BÖNECKE 2002, FVA BADEN-WÜRTTEMBERG 2004, IUFRO 2007, MARTEL et al. 2007). Baumartenwahl und Bewirtschaftungsverfahren wirken sich insbesondere entlang der Ränder der kleineren Fließgewässer entscheidend auf die Entwicklung der Naturnähe der Gewässer aus (ALLAN 2004, LUBW 2007, MUOTKA u. SYRJÄNEN 2007).

Wie sich forstliche Maßnahmen auf die Ziele der Wasserwirtschaft und der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT 2000) auswirken, hängt einerseits von der Größe der Bewirtschaftungseinheit, ihrer Lage zum Gewässer und zum anderen von den gebietspezifischen und standörtlichen Bedingungen ab.

Die meisten Fließgewässerabschnitte, für die konkrete Maßnahmen für die Erreichung der Ziele der EG-WRRL geplant werden müssen, weil sie die Ziele bisher noch verfehlen, liegen außerhalb des Waldes. Die kleineren Fließgewässer im Wald können sich aber, wenn sie aktuell über mindestens einen guten Gewässerzustand verfügen, positiv auf andere Gewässerabschnitte auswirken (DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 2008). Die „sehr guten“ und „guten“ Qualitäten vieler kleiner Gewässer im bewaldeten Bereich des Einzugsgebietes leisten damit insgesamt einen wichtigen Beitrag zum Gesamtzustand.

1.1 Gestiegene Ansprüche an die Waldbewirtschaftung

An den Wald und seine Bewirtschaftung werden vielfältige, auch einem gesellschaftlichen Wandel unterliegende Ansprüche gestellt (ökonomischer Nutzen, Naturschutz und Ökologie, Freizeit und Erholung, Klimaschutz), die untereinander zu Konflikten führen können (BMVEL 2003, HÖLTERMANN u. HIERMER 2006, KONOLD 2007). Zudem unterscheiden sich die Präferenzen unterschiedlicher Typen von Waldbesitzern (HOGL et al. 2003, ZIMMERMANN u. WILD-ECK 2007). In vielen Landesforstverwaltungen wurden in den letzten Jahren Anstrengungen unternommen, den Zustand der Gewässer im Wald mit gezielten Maßnahmen zu verbessern. Als Beispiele seien das Waldfließgewässer-Programm und das Projekt „Naturnahe Waldbäche und lichte Waldlebensräume“ in Thüringen (CONRADY et al. 2005) sowie in Baden-Württemberg das Projekt „Erhalt und Entwicklung naturnaher Bachläufe im Wald“ (FVA BADEN-WÜRTTEMBERG 2008) und das Projekt „Optimierung wasserwirtschaftlicher und gewässerökologischer Belange in der Waldwirtschaft“ genannt (ADLER u. HAAS 2008).

Aktuell werden Aspekte des Hochwasser- und Klimaschutzes intensiv bearbeitet (EASTAUGH 2008, KÖLLING et al. 2008, ROLOFF u. GRUNDMANN 2008, SEILER et al. 2007, STÜBNER 2007).

In Baden-Württemberg haben sich verschiedene Projekte und Untersuchungen speziell mit der Belastung von Waldfließgewässern infolge der forstlichen Bewirtschaftung beschäftigt (BÖNECKE et al. 2004). Es wurden dabei eine Vielzahl unnötiger Belastungen identifiziert und es konnten entsprechende Empfehlungen bzw. Maßnahmen abgeleitet werden (SCHABER-SCHOOR 2007, BÖNECKE et al. 2004). Im „Handbuch Wald & Wasser“ finden sich praktische Anleitungen zur Zustandserfassung und Beispiele zur Umsetzung der EG-WRRL in Waldgebieten (ADLER u. HAAS 2008).

Die Forstwirtschaft kann die Belange und Ziele der EG-WRRL insgesamt auf drei Ebenen berücksichtigen oder fördern:

1. Den Wald erhalten und vermehren
2. Abflussverschärfende oder die ökologische, chemische oder physikalische Gewässerqualität beeinträchtigende Maßnahmen unterlassen
3. Zusätzliche freiwillige oder bezahlte Maßnahmen durchführen, die die Gewässerqualität verbessern

2 Forstliche Maßnahmen zum Gewässerschutz

Damit Fließgewässer den guten oder sehr guten ökologischen Zustand erreichen, müssen naturnahe Lebensgemeinschaften in den Gewässern existieren können (LANUV 2001). Gerade im Wald fällt es relativ leicht, den Gewässern mehr Raum für die eigendynamische Entwicklung zu überlassen (UMWELTBUNDESAMT 2008). Damit verbessert sich auch die hydromorphologische Gewässergüte (VAUGHAN et

al. 2007, VÖLKER u. BORCHARDT 2007, WASSERWIRTSCHAFT-NORDRHEIN-WESTFALEN 2003).

Grundsätzlich ist es ökologisch wünschenswert, natürlich anfallendes Totholz im Gewässer zu belassen. Allerdings können größere Totholzmengen in Gewässern bei Hochwasser zu einer Gefahrenquelle werden. Daher sollte das Belassen des Totholzes einer sorgfältigen Planung und Kontrolle unterliegen, damit weder Bauwerke noch Unterlieger bei Hochwasserereignissen negativ betroffen sind. Dies betrifft vor allem die waldrandnahen Abschnitte der Fließgewässer (LWF 2008, NLWKN 2008).

2.1 Naturnahe Gewässerrandstreifen

Prinzipiell steigt die Wirksamkeit und Effektivität von naturnahen Gewässerrandstreifen auf den Stickstoffrückhalt, die Minderung von Stoff- und Sedimenteinträgen, ebenso wie die gesamte ökologische und naturschutzfachliche Wertigkeit mit deren Breite und Ausdehnung (MAYER et al. 2005). Planungen naturnaher Gewässerränder sehen im Wald heute üblicherweise 10 bis 30 Meter breite Randstreifen vor.

In der Schweiz gibt es spezielle Programme für die Auenbewirtschaftung, die teilweise Entschädigungen für den Auenschutz vorsieht oder Zuschüsse für spezifische Maßnahmen gewährt (BAFU 2001-2008). In einigen Ländern werden erheblich breitere Randstreifen gesetzlich gefordert, so besitzt Lettland ein Schutzzonengesetz, das Kahlschlag in 50 Meter breiten Zonen entlang der Gewässer verbietet, sowie weitere Restriktionen bei der Bewirtschaftung entlang der Gewässer vorsieht (ENMaR-Handbuch 2007).

Für das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ wurde GIS-gestützt die aktuelle Naturnähe der bewaldeten Gewässerränder durch den Abgleich der Forsteinrichtungsdaten mit den von einem Modell zur potenziell natürlichen Vegetation (PNV) vorhergesagten Waldgesellschaften berechnet, um so die für ein potenziell ökologisches Gewässerrandstreifen-Waldumbau-Szenario relevanten Bestände zu ermitteln. Anschließend wurden die Kosten eines solchen Szenarios berechnet (RÜPING, in diesem Band).

Bei naturfernen Beständen ist für die Gestaltung naturnaher Gewässerränder ein Waldumbau zumindest entlang der Ufer notwendig. Würden die Flächen lediglich einer eigendynamischen Entwicklung überlassen, dann könnte es sehr lange dauern, bis sich naturnahe Bestände etablieren (NATIONALPARKVERWALTUNG-HARZ 2007, SCHMIDT 1998, STÖCKER 2002).

Im Landeswald ist ein Waldumbau zu naturnahen Beständen ohnehin ein mittel- bis langfristiges Ziel im Rahmen des LÖWE-Programms (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991, NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2007). Abbildung 1 zeigt die Waldentwicklungstypen nach den aktuellen LÖWE-Richtlinien zur Baumartenwahl (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVER-

WALTUNG 2004) unter Berücksichtigung von Wuchsbezirk und forstlicher Standortskennziffern im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“.

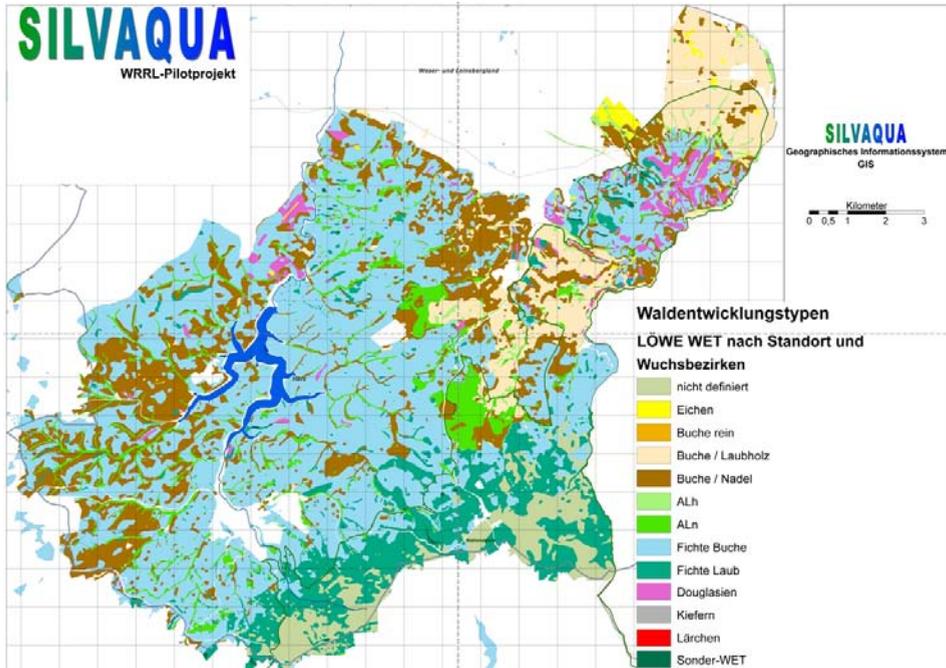


Abbildung 1: Waldentwicklungstypen nach den aktuellen LÖWE-Richtlinien zur Baumartenwahl (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

2.2 Modellierung der heutigen potenziell natürlichen Vegetation

Die Bewertung der Naturnähe von Gewässern oder Beständen erfordert entsprechende Leitbilder, Referenzen oder Maßstäbe (WALENTOWSKI u. WINTER 2007, ZERBE 1996). Die heutige potenziell natürliche Vegetation (PNV) bzw. die daraus abgeleiteten natürlichen Waldgesellschaften sind für den Waldbau ebenso wie den Naturschutz eine wichtige Referenz (LWF 2001, SCHMIDT 1998). Im Rahmen dieser Arbeit wurden GIS-gestützt und regelbasiert potenziell natürliche Waldgesellschaften mit Hilfe forstlicher Standortskarten und ökologischer Höhenstufen (s. Abb. 2) modelliert. Grundlage für das Verfahren ist ein Gutachten für die Forstplanung in Niedersachsen (NAEDER 1996, unveröff.).

Die PNV wird aus den jeweils für das niedersächsische Berg- und Flachland entwickelten Tabellen der Standortskartierung abgeleitet. Das PNV-Modell gibt für alle Kombinationen aus forstlichen Standortstypen und der ökologischen Höhenstufe eine oder mehrere PNV-Typen vor. Da es nicht für alle der vom Modell vorhergesagten PNV-Typen eine definierte Baumartenzusammensetzung in den

Ausgangstabellen gab, wurden fehlende Definitionen nachträglich i. d. R. als unveränderter Grundtyp oder nach gutachterlichem Ermessen eingefügt.

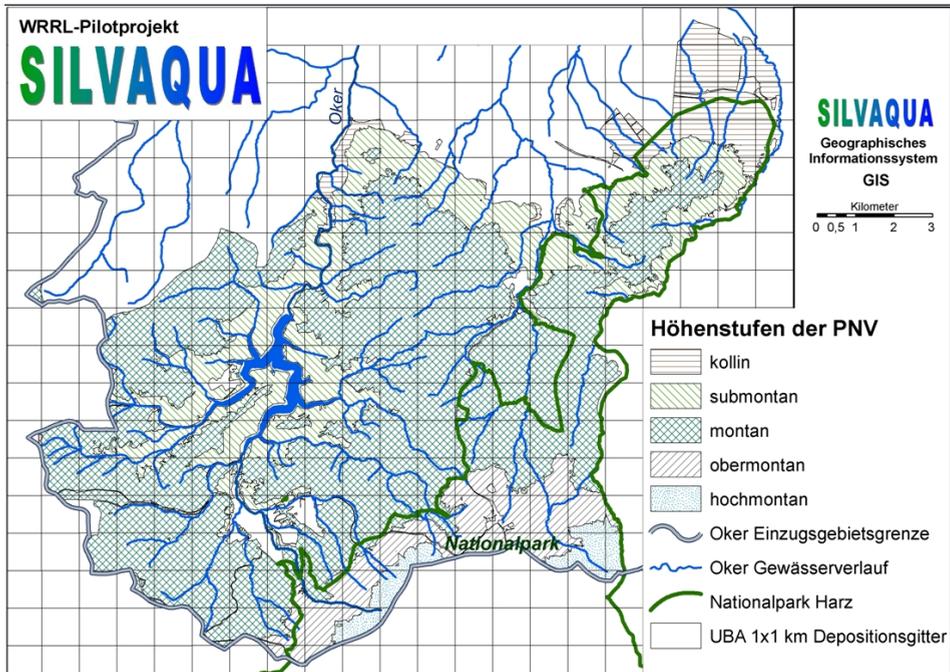


Abbildung 2: Höhenstufen für die Zuordnung der PNV im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ mit dem zusätzlich eingezeichneten Gewässernetz

Die Zuordnungsregeln konnten nicht schematisch umgesetzt werden, weil nach der forstlichen Standortkartierung häufig Kombinationen von Standortskennziffern auftraten, die nicht im PNV-Regelwerk enthalten waren. Insbesondere die Nährstoffziffern sind in der Kartierung z. T. sehr niedrig (vgl. JANSEN et al., in diesem Band, Abb. 5) und mussten teilweise angehoben werden, um der untersten Stufe des PNV-Modells zu entsprechen. Nichteindeutige Zuordnungen bzw. unplausible und nach dem geltenden Verfahren unzulässige Varianten der Wasserhaushaltsziffer mussten korrigiert werden, um für alle Standorte einen PNV-Typ abzuleiten, dem dann eine Baumartenzusammensetzung zugeordnet werden konnte.

Abbildung 3 zeigt, dass sich die modellierten, potenziell natürlichen Waldgesellschaften in ihrer Verteilung von der aktuellen Bestockung unterscheiden; daneben wird der höhenzonale Einfluss auf die Vegetation deutlich sichtbar.

Mit Ausnahme der ober- und hochmontanen Stufe ist die Buche im Untersuchungsgebiet auf den allermeisten Standorten so konkurrenzkräftig, dass sie die Hauptbaumart darstellt (KNAPP u. SPANGENBERG 2007). Nur auf Sonderstand-

orten, z. B. auf besonders feuchten Standorten (bachbegleitend, in den Auen, im Bereich von Mooren und Sümpfen) treten andere Baumarten der PNV auf.

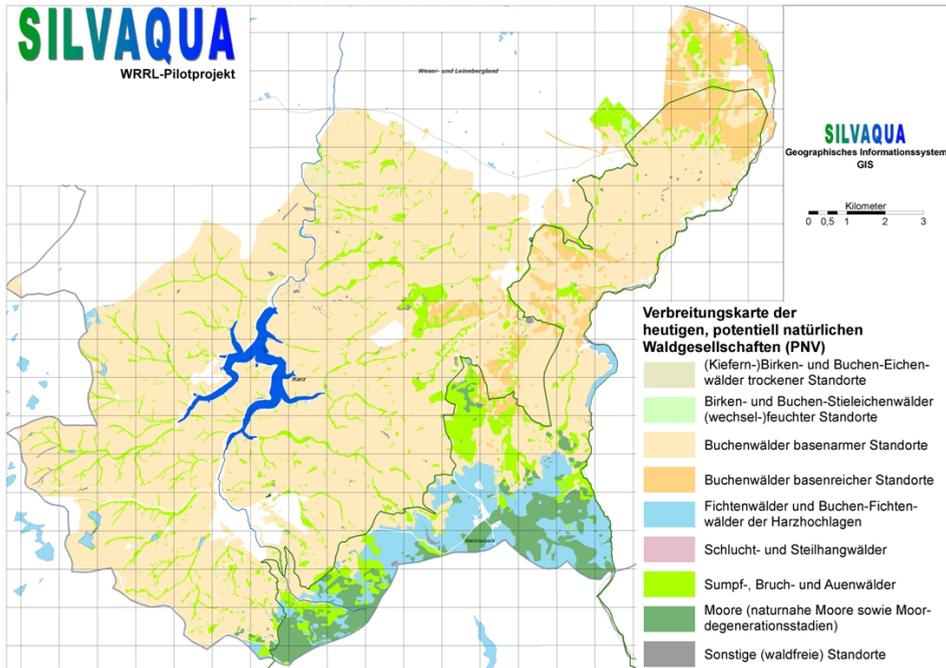


Abbildung 3: Heutige potenziell natürliche Waldgesellschaften im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

Für die Entwicklung eines Szenarios zum Gewässerrandumbau ist die vom Modell vorhergesagte Verteilung der potenziell natürlichen Sumpf-, Bruch- und Auenwälder besonders interessant. Der Vergleich der potenziell natürlichen Waldgesellschaften (s. Abb. 3) mit dem Gewässernetz in Abbildung 2 zeigt, dass das PNV-Modell in der Lage ist, die Verbreitung gewässerbegleitender Vegetation und wasserabhängiger Waldökosysteme abzubilden. In den meisten der gewässerbegleitenden Sumpf-, Bruch- und Auenwälder sind Erle und Esche die wichtigsten Baumarten einer naturnahen Bestockung. Beide Baumarten vermögen Standortbedingungen zu tolerieren, auf denen die Buche an Konkurrenzkraft verliert (LWF 2002, SCHÄFER u. JOOSTEN 2005).

Prinzipiell ist das PNV-Modell geeignet, flächenhafte Vorhersagen zu treffen. Das automatisierte, GIS-gestützte Verfahren lieferte allerdings nur bedingt plausible Ergebnisse, da die Qualität der Eingangsdaten aus dem Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ nicht hinreichend waren.

So sind die Geometrien des Fließgewässernetzes ungenauer als die der in einem größeren Maßstab arbeitenden forstlichen Standortskartierung. Die Fließgewässer folgen außerdem nicht immer den Tiefenlinien des digitalen Geländemodells

(DGM 5). Somit ist es nicht möglich, mit Hilfe von räumlichen Verschneidungen die gewässerbeeinflussten Bereiche eindeutig zu identifizieren.

Trotzdem war es für das Projekt SILVAQUA ein Ziel, ein entsprechendes Verfahren zu entwickeln, um damit die Kosten eines Umbaus der Gewässerränder in naturnahe Bestände abschätzen zu können.

Wenn ein solcher Umbau nur auf der Basis der Standortseigenschaften durchgeführt würde, hätte dies im Kontext der EG-WRRL gravierende Nachteile. Wie in der Abbildung 3 zu sehen ist, ersetzt die Standortskarte kein vollständiges Gewässernetz. Zum Teil gibt es Lücken, zum anderen sind aber wesentlich mehr Bereiche als wasserbeeinflusst kartiert worden, als es entsprechende Gewässer in der digitalen Gewässerkarte gibt.

Das PNV-Modell konnte technisch im GIS implementiert werden. Es lässt sich auch auf andere Regionen anwenden, für die entsprechende Daten nach dem niedersächsischen forstlichen Standortkartierungsschema vorliegen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass auch für andere Regionen eine Überarbeitung und Anpassung der Standortdaten notwendig werden kann.

Für einen Einsatz im Zusammenhang mit den Geometrien der Fließgewässer eignet sich das PNV-Modell wegen der räumlichen Ungenauigkeiten der unterschiedlichen Datengrundlagen aber nicht. Deshalb wurde alternativ ein vereinfachtes Umbauszenario berechnet, das von festen 30 Meter breiten Rändern (eine Baumlänge) entlang der im Wald befindlichen Gewässer ausgeht.

Die Annahme einer festen Breite für die Planung von naturnahen Gewässerrändern ist im betrachteten Gebiet nur bedingt sinnvoll. Da für die Gewässer keine Angaben zur Gewässerbreite vorliegen und die Genauigkeit ihrer Verortung keine automatisierten Verfahren mit den teils fehlerbehafteten DGM- und Standortdaten erlaubt, wurde die Breite der Randstreifen vereinfacht mit etwa einer Baumlänge festgesetzt. Damit sollen insbesondere negative mikroklimatische Einflüsse auf die Gewässer vermieden und genügend Raum für eine naturnahe Entwicklung und Pufferfunktion gegeben werden (GOMI et al. 2006, MAC NALLY et al. 2008, MOORE et al. 2005).

Dabei ist eine pauschale Festlegung einer Randstreifenbreite nicht als allgemeine Empfehlung aufzufassen, da die relief- und standortsbedingte Breite dieser Streifen unterschiedlich ist, auf der Basis der vorliegenden Daten aber nicht abgeleitet werden kann. Die Festlegung war jedoch notwendig, um für verschiedene Szenarien abschätzen zu können, wie hoch die Kosten maximal ausfallen, wenn eine vollständige Umwandlung von Randstreifen in naturnahe Bestockungen entlang der Gewässer vorgesehen wird (RÜPING, in diesem Band).

Weil mit Ausnahme der höchsten Lagen im Nationalpark Harz an fast allen Gewässerabschnitten die Erle eine der wichtigsten natürlichen Baumarten ist, wurde die Erle als naturnahe Hauptbaumart bei dem Umbauszenario „naturnaher Gewässerränder“ angenommen.

Abbildung 4 zeigt für dieses Gewässerrandumbaueszenario, bis zu welchem Zeitpunkt die einzelnen Gewässerabschnitte umgebaut sein würden, wenn von ökonomisch anzustrebenden Umtriebszeiten ausgegangen wird.

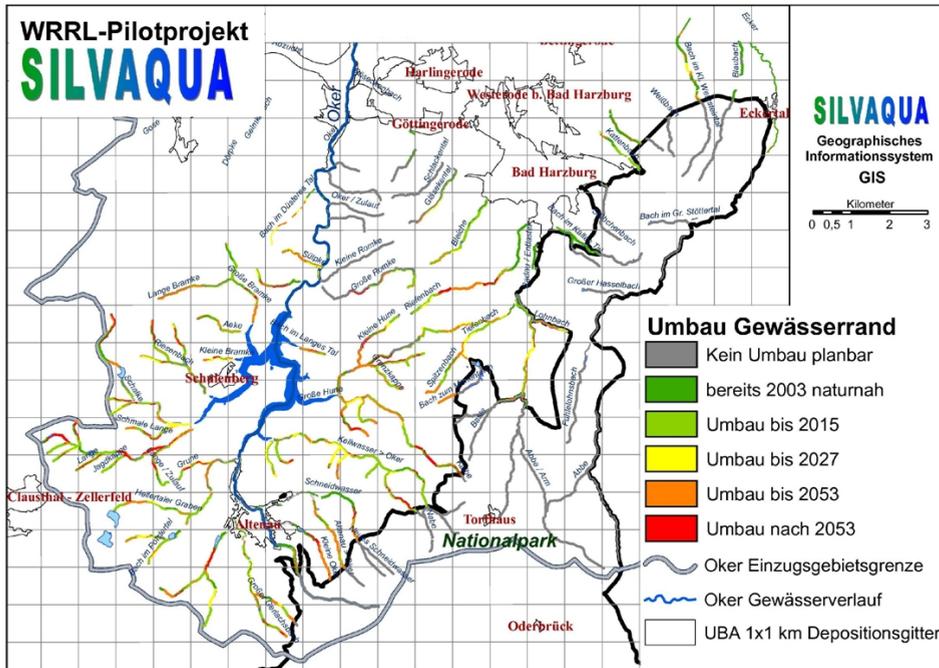


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf eines Gewässerrandstreifenumbaues unter Berücksichtigung der ökonomischen Umtriebszeit im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“

Der Gewässerschutz sollte Berücksichtigung in den betrieblichen Managementplänen wie der Forsteinrichtung finden (BÖNECKE 2004). Für den Gewässerschutz und die Erfüllung der Ziele der EG-WRRL wäre eine eigenständige Ausweisung von Gewässerrandstreifen als separat zu beplanende und zu bewirtschaftende Einheiten anzustreben. Bisher gehören Wasserläufe mit einer Breite von weniger als 5 Metern zur sogenannten Holzbodenfläche und somit zum angrenzenden Bestand. Die Ausweisung als zusammenhängende lineare Einheiten würde die Planung und Durchführung sowohl von gewässerschutzbezogenen als auch von forstlichen Maßnahmen erleichtern.

2.3 Forstlicher Wegebau und Erschließung

Die forstliche Bewirtschaftung setzt heute in Deutschland eine Erschließung der Bestände durch Wege voraus, die sich nach Befahrbarkeit und Funktion in befestigte Forststraßen und Wege sowie unbefestigte Rück- und Maschinenwege gliedern lässt. Im Vergleich zum Offenland ist die Wege- und Rückegassendichte gerade in den Wäldern der Mittelgebirgslagen sehr hoch. Daraus resultiert ein

Konfliktpotenzial mit den Belangen des Gewässerschutzes (RITTERS u. WICKHAM 2003, RINDERSPACHER 2004, STRITTHOLT u. DELLASALA 2001). Von Seiten des Naturschutzes wird die Forderung erhoben, dass die Wegedichte der befestigten Forstwege nicht mehr als 30 lfm/ha betragen sollte (NABU 2008).

Straßen und Wege haben auf die Ökologie der angrenzenden Bestände und Gewässer einen erheblichen Einfluss (DUNN u. DANOFF-BURG 2007, FORMAN u. ALEXANDER 1998, SPELLERBERG 1998). Effekte auf den Auflagenhumus, die Artenzusammensetzung und Abundanz verschiedener Taxa lassen sich auf Entfernungen von zum Teil bis 100 Meter in den Bestand hinein nachweisen (HASKELL 2000). Zudem dienen auch unbefestigte Waldwege als Verbreitungsvektoren für Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt außerhalb des Waldes liegt (FLORY u. CLAY 2006).

2.4 Gewässerquerungen

Dolen, Durchlässe und Uferverbauungen, die im Rahmen des Wegebaus angelegt worden sind, stellen für viele Tiere in Fließgewässern effektive Wanderungshindernisse dar, wenn sie nicht fachgerecht angelegt werden. Die biologische Durchgängigkeit ist eine wichtige Grundvoraussetzung für die ökologische Funktion und einen „guten“ und „sehr guten“ Gewässerzustand (JANSSON et al. 2007).

Es ist vor allem der ökologische Zustand, der bei den kleineren Fließgewässern im Wald durch mangelhaft ausgeführte Durchlässe beeinträchtigt ist (SCHABER-SCHOOR 2007). Bei Untersuchungen in Baden-Württemberg (ADLER 2007, SCHABER-SCHOOR u. RINDERSPACHER 2006) ist deutlich geworden, dass der forstliche Wegebau die strukturelle Durchgängigkeit der Gewässer und die ökologische Gewässergüte im Wald erheblich beeinträchtigen kann. Es gibt positive Beispiele für erfolgreiche Wiederherstellungsmaßnahmen (OSTERMANN 2007). In Thüringen fand ein Modellprojekt zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit des Kohlbaches statt; die technischen Maßnahmen haben sich positiv auf die Diversität ausgewirkt (REDDE et al. 2005). Es zeigte sich, dass nur unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten sinnvolle und effektive Lösungen gefunden werden können und eine technische Vereinheitlichung der Bauweisen und Profilgrößen von Durchlässen nicht möglich ist.

Abbildung 5 zeigt exemplarisch potenzielle, durch die Verschneidung des Gewässernetzes mit dem forstlichen Wegenetz ermittelte Gewässerquerungen durch forstliche Wege für das Revier Schulenberg.

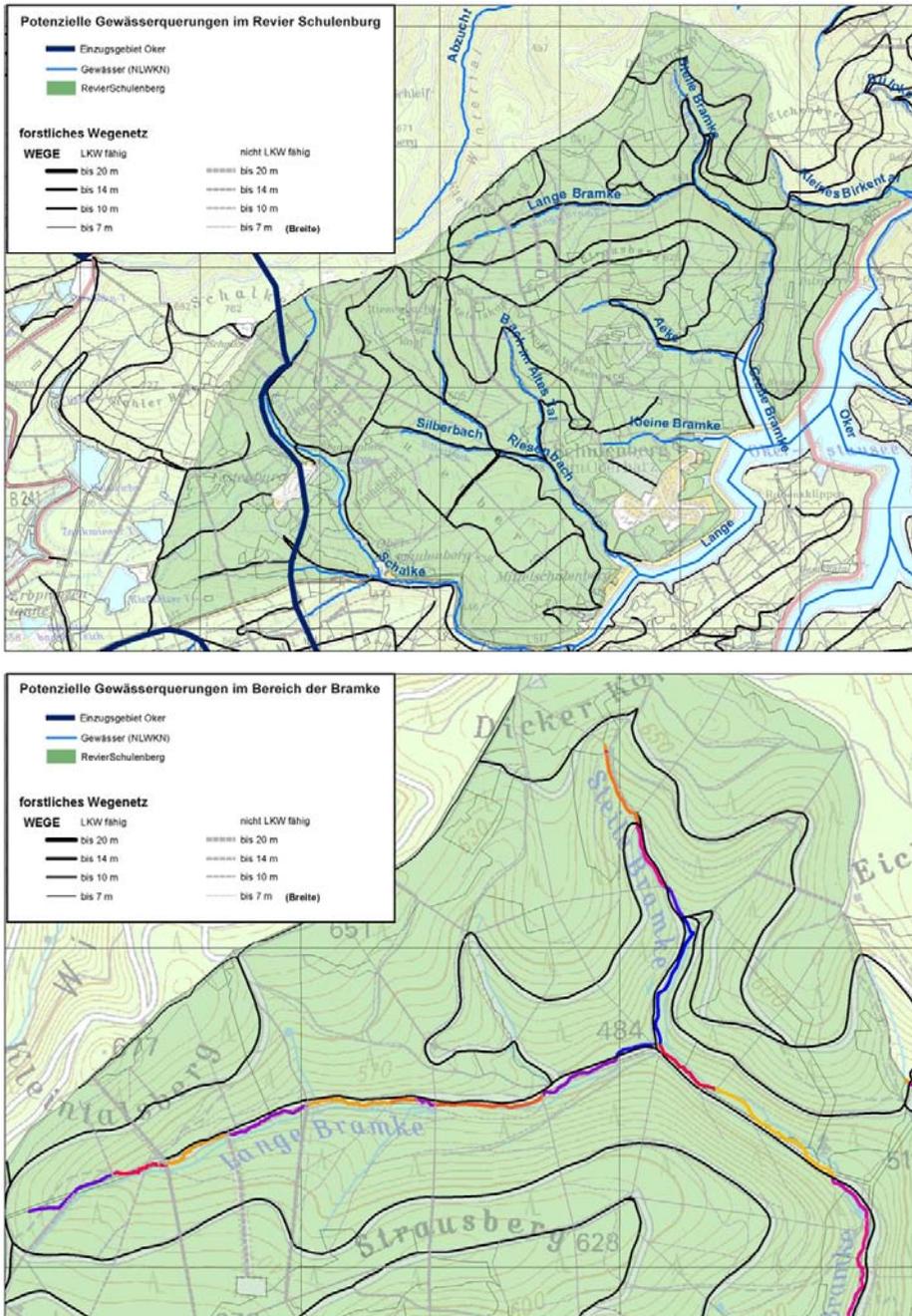


Abbildung 5: Potenzielle Gewässerquerungen durch das forstliche Wegenetz im Revier Schulenburg im Bereich der „Bramke“; einzelne Gewässerabschnitte sind im farblichen Wechsel hervorgehoben

Die Gesamtlänge aller 13 durch das Revier verlaufenden Oberflächengewässer beträgt 20,7 km mit einer durchschnittlichen Länge von ca. 1.600 Metern. Es werden 74 potenzielle¹ Gewässerquerungen im Revier Schulenberg ermittelt. Die Durchschnittslänge der einzelnen ungestörten, nicht von einem Weg gekreuzten Gewässerabschnitte beträgt weniger als 280 Meter. Somit sind im Durchschnitt im Revier Schulenberg fast 3,6 Gewässerquerungen pro km Fließgewässerlänge vorhanden. Damit verbunden sind potenzielle Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit.

BÖNECKE (2004) ermittelte für die in Baden-Württemberg untersuchten kleineren Fließgewässer im Wald eine nicht durch Wege unterbrochene, durchschnittliche Länge der Gewässerabschnitte von etwa 300 Metern.

Die Durchgängigkeit der Fließgewässer ist eine zentrale Voraussetzung für eine hohe ökologische Qualität (REDDE et al. 2005). Viele Fließgewässerorganismen benötigen im Laufe ihrer Entwicklung sehr unterschiedliche Lebensräume und sind deshalb für eine natürliche und ungestörte Populationsentwicklung auf freie Durchwanderbarkeit über lange Distanzen von und bis zum Meer angewiesen. Speziell für die Laichwanderungen müssen viele der Arten längere Gewässerabschnitte durchqueren können, um die Laichplätze aufzusuchen (MAIER 2004).

Die Entfernung von Barrieren in kleineren Fließgewässern im „Teilbereich Nordharz“ hat trotz des hohen Wiederbesiedlungspotenzials nur eine untergeordnete Priorität, bis die über Langstrecken wandernden Fischarten einen Anschluss an die Oberlaufgewässer haben. Wenn durch geeignete Maßnahmen die Durchgängigkeit bis über die Okerstaumauer gewährleistet werden kann, lohnt sich der teilweise teure Rückbau von Barrieren in den Oberläufen der kleineren Waldbäche.

2.5 Erosion

Die Kombination mehrerer Faktoren wie leicht erodierbarer Boden, freiliegende Böden, hohe Niederschläge, große Reliefenergie, ungünstiger Wege-, Schneisen- und Rückegassenverlauf oder bereits vorhandene Abflussrinnen und Gräben bedeuten ein hohes Risiko von Erosion und erhöhten Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer (NAEDER 1996). Ernte, Wegebau und Erschließung sowie der Maschineneinsatz werden als wichtige Faktoren angesehen, die sich schädigend auf die Qualität der Gewässer auswirken können (BMU 2007, HINCH 2005). Durch die Faktoren Relief und Klima (Niederschlagsmenge und -intensität) ist im Harz das Erosionsrisiko unter Wald gegenüber Waldgebieten in tieferen Lagen erhöht.

Besondere lokale und regionale Belastungen sollten mit in die betriebliche forstliche Planung einbezogen werden. Im Harz stellen Schwermetalle, eine Folge des ehemaligen Bergbaus, solch eine besondere Belastung dar (FGG-WESER 1996,

¹ „Potenziell“ bedeutet hier, dass aufgrund digitaler Ungenauigkeiten der Kartengrundlage diese Zahl von den realen Verhältnissen abweichen kann.

FGG-WESER 2007). Stoffeinträge in die Gewässer infolge von Erosion sind hier hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkung sehr viel kritischer zu beurteilen als gleichhohe Stoffeinträge ohne zusätzliche Belastung (DUFT et al. 2003).

Untersuchungen haben gezeigt, dass durch den Einsatz von „Best Management Practices (BMP´s) der zusätzliche Sedimenteintrag in Gewässer sehr gering gehalten werden kann (IUFRO 2007, KOCHENDERFER et al. 1997). In vielen Regionen werden erfolgreich Modelle zur Vorhersage eingesetzt und es gibt auch spezielle Schutzvorschriften oder Bewirtschaftungsauflagen (UNESCO 2002). Die „Leitlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung“ nach PEFC (2000) und die aktuellen Richtlinien des niedersächsischen LÖWE-Waldbauerlasses (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991, NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2006 u. 2007) enthalten ebenfalls eine Reihe spezieller Maßnahmen für den Gewässer- und Bodenschutz.

Maßnahmen zum vorbeugenden Bodenschutz sind in der Regel günstiger und effektiver als spätere Maßnahmen, um die weitere Erosion zu stoppen und den Bodenzustand wieder zu verbessern (SCHÜLER 2004, SCHÜLER et al. 2007).

3 Ausblick

Im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen ist der Einfluss des Waldes und der forstlichen Bewirtschaftung auf die Gewässerqualität als insgesamt besonders günstig anzusehen. Deshalb wird die Aufforstung geeigneter Flächen auch als ein Instrument zur Zielerreichung der EG-WRRL angesehen (ENMAR-HANDBUCH 2007). Im Einzugsgebiet der Oker ist nach der „Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie“ die Belastung der Gewässer durch die Forstwirtschaft geringer als durch alle anderen Landnutzungsformen. Im Wald findet sich ein besonders hoher Anteil naturnaher, ökologisch wertvoller Abschnitte. Viele der übrigen Gewässer gelten morphologisch als stark verändert (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG 2005).

Eine nachhaltige Forstwirtschaft hat über die Helsinki-Kriterien der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) einen Bezug zum Gewässerschutz (HÄUSLER u. SCHERER-LORENZEN 2002). Die gute fachliche Praxis (WINKEL u. VOLZ 2005) und zusätzliche freiwillige Maßnahmen (BMP) im Rahmen von Zertifizierungen, Selbstverpflichtungen oder Kooperationen leisten einen wichtigen Beitrag zur Vermeidung unnötiger Gewässerbelastungen und dienen damit dem Gewässerschutz. Zudem sollte der Gewässerschutz zukünftig noch stärker in die betrieblichen Bewirtschaftungspläne einbezogen werden. Empfehlenswert ist z. B. die Ausweisung eigenständiger Bewirtschaftungseinheiten entlang der wichtigeren Gewässerränder.

Bei forstlichen Maßnahmen wie dem ökologischen Waldumbau werden kurzfristig vergleichsweise hohe Kosten verursacht und der messbare Nutzen stellt sich

teils erst mit jahrzehntelanger Verzögerung ein. Dies mag einer der Gründe dafür sein, dass es bisher mehr Kooperationen zwischen Wasserversorgern und Landwirten als mit der Forstwirtschaft gibt. Hier gibt es ein bisher weitgehend ungenutztes Potenzial, das zum gegenseitigen Vorteil besser ausgenutzt werden kann.

Der forstliche Wegebau kann einen effektiven Beitrag zum Erosionsschutz leisten. Die Befestigung von Forstwegen sollte so durchgeführt werden, dass keine Einträge von gebietsfremden oder wasserschädigenden Stoffen in Gewässer erfolgen können. Gewässerquerungen sollten so ausgeführt werden, dass die Durchgängigkeit für wassergebundene Lebewesen langfristig sichergestellt ist.

Forstliche Maßnahmen im Sinne einer naturnahen Bewirtschaftung nach dem niedersächsischen LÖWE-Programm leisten in vielen Gebieten einen wirkungsvollen Beitrag zur mittel- und langfristigen Zielerreichung der EG-WRRL. Sie stehen zudem im Einklang mit den neuen Anforderungen der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.

Im Harz können forstliche Maßnahmen allerdings nur bedingt zur Zielerreichung einer guten Gewässerqualität im Sinne der EG-WRRL beitragen. Denn zum einen befinden sich hier bereits die qualitativ besonders hochwertigen Gewässerabschnitte. Zum anderen liegen spezifische Einschränkungen durch hohe Schwermetallbelastungen und durch das Vorhandensein von Talsperren im Einzugsgebiet vor, die mit den hier vorgestellten forstlichen Maßnahmen nicht beeinflusst werden können.

Literatur

- ADLER, P. (2007): Kostenschätzung der Strukturkartierung von Fließgewässern in Wäldern nach dem EStruKa-Verfahren. FVA-einblick, 1, 13-15
- ADLER, P. u. S. HAAS (2008): Handbuch Wald & Wasser. online: http://www.waldwissen.net/-themen/umwelt_landschaft/wasserschutz/fva_wasserhandbuch_DE
- ALLAN, J. D. (2004): Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35, 257-284
- BAFU (BUNDESAMT FÜR UMWELT) (2001-2008): Auendossier: Faktenblätter Auen, Bern, 174 S.
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (2005): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie. Oberflächengewässer. Bearbeitungsgebiet Oker. EG-WRRL C-Bericht Oberflächengewässer 2005, 25 S.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Reihe Umweltpolitik, 1. Aufl., Berlin, 178 S.
- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2003): Nationales Waldprogramm - ein gesellschaftspolitischer Dialog zur Förderung nachhaltiger Waldbewirtschaftung Berlin, 16 S.
- BODDENBERG, J. (2003): Waldbehandlung an Gewässern. In: (LWF), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Hochwasserschutz im Wald. LWF-Bericht, 48-54
- BÖNECKE, G. (2002): Einfluss der Forstwirtschaft auf die Fließgewässerfauna. In: FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Freiburger Forstliche Forschung, 18, 182-193

- BÖNECKE, G. (2004): Wirkungen forstwirtschaftlicher Maßnahmen auf Fließgewässer. In: FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Fließgewässer im Wald, Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen, Freiburg, 41-58
- BÖNECKE, G.; GILLY, I. u. RINDERSPACHER, H. (2004): Empfehlungen für Gestaltungsmaßnahmen zur besseren Durchwanderbarkeit von Fließgewässern. In: FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Fließgewässer im Wald, Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen, Freiburg, 139-152
- BURKART, M. (2001): River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. *Global Ecology & Biogeography*, 10, 449-468
- CLARKE, A.; NALLY, R.M.; BOND, N. u. LAKE, P. S. (2008): Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53, 1707-1721
- CONRADY, D.; BODDENBERG, J.; ROBISCH, F.; THIELE, A. u. UTHLEB, H. (2005): Naturnahe Waldbäche und lichte Waldlebensräume in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen*, 42/3, 85-91
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege e. V. (DRL), Meckenheim, 138 S.
- DUFT, M.; TILLMANN, M. u. OEHLMANN, J. (2003): Ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands. *Texte*, 26/03, UBA, Berlin, 226 S.
- DUNN, R. u. DANOFF-BURG, J. (2007): Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *J. Insect Conservation*, 11, 325-332
- EASTAUGH, C. (2008): Adaptations of Forests to Climate Change: A Multidisciplinary Review, IUFRO Occasional Paper, 21, 83 S.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000
- ENMaR-Handbuch (2007): Wasser und Kommunen - Praktische Beispiele aus England, Deutschland, Lettland, Spanien, Schweden. ENMaR Projektbericht, Abschlussbericht. ENMaR, 292 S.
- FGG-WESER (1996): Schwermetallbelastung von Schwebstoffen und Sediment an Oker und Innerste. Schriftenreihe, Heft 4. Flussgebietsgemeinschaft Weser, Hildesheim, 43 S.
- FGG-WESER (2007): Die wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in der Flussgebietseinheit Weser. EG-Wasserrahmenrichtlinie, Flussgebietsgemeinschaft Weser, Hildesheim, 34 S.
- FLORY, S. u. CLAY, K. (2006): Invasive shrub distribution varies with distance to roads and stand age in eastern deciduous forests in Indiana, USA. *Plant Ecology*, 184, 131-141
- FORMAN, R. T. T. u. ALEXANDER, L. E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207-231
- FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.)(2004): Fließgewässer im Wald. Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen. Freiburg, 160 S.
- FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): Erhalt und Entwicklung naturnaher Bachläufe im Wald im Rahmen der Waldbewirtschaftung. DBU-Abschlussbericht Projekt Nr. 22388-33/2. Freiburg i. Breisgau, 1 CD-ROM, 245 S.
- GOMI, T.; MOORE, R. D. u. DHAKAL, A. S. (2006): Headwater stream temperature response to clear-cut harvesting with different riparian treatments, coastal British Columbia, Canada. *Water Resour. Res.*, 42, 11 S.
- HASKELL, D. G. (2000): Effects of Forest Roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology*, 14, 57-63

- HÄUSLER, A. u. SCHERER-LORENZEN, M. (2002): Nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention. 185. BfN. Bonn, 66 S.
- HEGG, C.; JEISY, M. u. WALDNER, P. (2004): Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. 60 S.
- HINCH, S. G. (2005): Fish and Stream Protection. In: WATTS S.B. u. TOLLAND L.: Forestry Handbook for British Columbia. University of British Columbia. Vancouver, BC, 55-187
- HOGL, K.; PREGERNIG, M. u. WEIB, G. (2003): Wer sind Österreichs WaldeigentümerInnen? Einstellungen und Verhalten traditioneller und „neuer“ Waldeigentümergruppen im Vergleich. Discussionpapers, Nr.: P / 2003 - 1. Institut für Sozioökonomik der Forst- und Holzwirtschaft, Wien, 22 S.
- HÖLTERMANN, A. u. HIERMER, D. (Hrsg.) (2006): Wald, Naturschutz und Klimawandel BfN. Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm, 161 S.
- IUFRO (2007): Research spotlight: how do forests influence water? IUFRO Fact Sheet No. 2. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Wien, 1 S.
- JANSSON, R.; NILSSON, C. u. MALMQVIST, B. (2007): Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*, 52, 589-596
- KNAPP, H. D. u. SPANGENBERG, A. (Hrsg.) (2007): Europäische Buchenwälder in Deutschland - Experten-Workshop zur Zukunft der Buchenwälder in Deutschland BfN. Bonn, 185 S.
- KOCHENDERFER, J. N.; EDWARDS, P. J. u. WOOD, F. (1997): Hydrologic Impacts of Logging an Appalachian Watershed Using West Virginia's Best Management Practices. *Northern J. Applied Forestry*, 14, 207-218
- KÖLLING, C.; KONNERT, M. u. SCHMIDT, O. (2008): Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel. Antworten auf 20 häufig gestellte Fragen. *AFZ/DerWald*, 63, 804-807
- KONOLD, W. (2007): Die wasserabhängigen Landökosysteme. Gibt es gemeinsame Strategien von Wasserwirtschaft und Naturschutz zu deren Schutz und Erhalt? *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 51, 257-266
- LANUV (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen -. Merkblätter, 34. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 130 S.
- LUBW (2007): Gehölze an Fließgewässern. Oberirdische Gewässer, *Gewässerökologie*, 105. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 112 S.
- LWF (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. *LWF-Wissen / LWF-Bericht*, 32. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising, 100 S.
- LWF (2002): Beiträge zur Esche - Fachtagung zum Baum des Jahres 2001 -. *LWF-Wissen / LWF-Bericht*, 34, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising; 94 S.
- LWF (2008): Wald und Wasser. *LWF-aktuell*, 66, 63
- MAC NALLY, R.; MOLYNEUX, G.; THOMSON, J.; LAKE, P. u. READ, J. (2008): Variation in widths of riparian-zone vegetation of higher-elevation streams and implications for conservation management. *Plant Ecology*, 198, 89-100
- MAIER, K.-J. (2004): Bedeutung von Durchwanderbarkeit für die Fischfauna. In: FVA (FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT) BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. 95-102
- MANDER, Ü. u. KIMMEL, K. (2007): Wetlands and Riparian Buffer Zones in Landscape Functioning. In: HONG, S.-K.; NAKAGOSHI, N.; FU, B. u. MORIMOTO, Y. (Hrsg.): *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*, Springer, 329-357
- MARTEL, N.; RODRÍGUEZ, M. A. u. BÉRUBÉ, P. (2007): Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos to forestry activities and environmental context. *Freshwater Biology*, 52, 85-97
- MAYER, P. M.; REYNOLDS, S. K.; MCCUTCHEN, M. D. u. CANFIELD, T. J. (2005): Riparian Buffer Width, Vegetative Cover, and Nitrogen Removal Effectiveness: A Review of Current Science and Regulations. National Stream Report, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 27 S.

- MOORE, R. D.; SPITTLEHOUSE, D. L. u. STORY, A. (2005): Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *J. American Water Resources Association*, 41, 813-834
- MUOTKA, T. u. SYRJÄNEN, J. (2007): Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology*, 52, 724-737
- NABU (2008): *Waldwirtschaft 2020. Perspektiven und Anforderungen aus Sicht des Naturschutzes – Strategiepapier*. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin, 67 S.
- NAEDER, K. (1996): Trübungseinflüsse und Erosionsgefährdung im Einzugsgebiet der Sösetalsperre. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Harzwasserwerke des Landes Niedersachsen.
- NAIMAN, R. J. u. DECAMPS, H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621-658
- NAIMAN, R. J., ELLIOTT, S. R., HELFIELD, J. M. u. O'KEEFE, T. C. (1999): Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, 410, 79-86
- NATIONALPARKVERWALTUNG-HARZ (Hrsg.) (2007): *Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks*, St. Andreasberg, 73 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2006): 15 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung. Das LÖWE-Programm, Niedersächsische Landesforsten, Braunschweig, 31 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2007): Langfristige, ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten (LÖWE-Erlass). Das LÖWE-Programm, Niedersächsische Landesforsten, Braunschweig, 21 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): *Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten*. Programm der Landesregierung, Niedersächsische Landesregierung Hannover, 49 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (2004): *Langfristige Ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl*. Aus dem Walde 54, Hannover, 145 S.
- NLWKN (2008): *Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer Teil A Fließgewässer-Hydro-morphologie*. Wasserrahmenrichtlinie Band 2, 161 S.
- NORTHCOTE, T. G. u. HARTMAN, G. F. (HRSG.) (2004): *Fishes and Forestry: Worldwide Watershed Interactions and Management*. Wiley-Blackwell, 800 S.
- OSTERMANN, R. (2007): *Erhalt und Entwicklung naturnaher Bachläufe im Rahmen der Waldbewirtschaftung*. FVA-einblick 1, 6-8
- PEFC (2000): *PEFC-Standards für Deutschland – Leitlinie für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung des Waldbesitzers in den Regionalen Rahmen*, 20 S.
- REDDE, N.; SPUNDFLASH, F. u. PAPE, A. (2005): Alternativen zur Verbesserung der ökologischen Längsdurchlässigkeit eines Waldfließgewässers am Beispiel des Kohlbaes. *Forst u. Holz*, 60, 372-375
- RIITERS, K. H. u. WICKHAM, J. D. (2003): How far to the nearest road? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 125-129
- RINDERSPACHER, H. (2004): *Strukturgröße ausgewählter Waldbäche*. In: FVA (Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt) Baden-Württemberg (Hrsg.): *Fließgewässer im Wald*. FVA. Freiburg, 59-74
- ROLOFF, A. u. GRUNDMANN, B. (2008): *Forschungsstudie: Klimawandel und Baumarten-Verwendung für Waldökosysteme*. TU-Dresden, Dresden, 46 S.
- SCHABER-SCHOOR, G. (2007): *Die Wasserrahmenrichtlinie der EU: Ziele und Stand der Umsetzung in Baden-Württemberg*. FVA-einblick 1, 3-5
- SCHABER-SCHOOR, G. u. RINDERSPACHER, H. (2006): *Anleitung zur Strukturkartierung nach dem Verfahren Einzelstruktur-Kartierung an Fließgewässern im Wald (EStruka-FVA)*. Version 1.2., 6 S.

- SCHÄFER, A. u. H. JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2005): Erlenaufforstung auf wieder vernässten Niedermooren - ALNUS-Leitfaden Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V. Greifswald, 68 S.
- SCHMIDT, P. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? *European J. Forest Research*, 117, 193-205
- SCHÜLER, G. (2004): Kopplung von Prozessuntersuchungen, Modellierung und Handlungsempfehlungen. Das EU-Projekt „Water Retention by Land-Use“. In: Seminarreihe „Regionale Wasserwirtschaft in Theorie und Praxis“, 67-75
- SCHÜLER, G.; GELLWEILER, I. u. SEELING, S. (2007): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landwirtschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, FAWF, Trippstadt, 337 S.
- SEILER, M.; ARENHÖVEL, W. u. PROFFT, I. (2007): Waldbauliche Konsequenzen für Thüringen. Tagungsband der Tagung „Klimaschutz und Klimawandel - Rolle der Forstwirtschaft“, 28-39
- SPELLERBERG, I. (1998): Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7, 317-333
- STÖCKER, G. (2002): Wachstumsdynamik der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) in naturnahen Fichtenwald-Ökosystemen des Nationalparks Hochharz -2. Klimax-, Alters- und Zerfallsphasen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121, 109-127
- STRITTHOLT, J. R. u. DELLASALA, D. A. (2001): Importance of Roadless Areas in Biodiversity Conservation in Forested Ecosystems: Case Study of the Klamath-Siskiyou Ecoregion of the United States. *Conservation Biology*, 15, 1742-1754
- STÜBNER, S. (2007): Klimawandel und Forstwirtschaft-Aktueller Stand der Diskussion. NABU-Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz, Bühl, 54 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Ökologische Effektivität hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern. Texte, 21/08, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 873 S.
- UNESCO (2002): Modelling erosion, sediment transport and sediment yield. Technical Documents in Hydrology, No. 60. Paris, 264 S.
- VAUGHAN, I. P.; DIAMOND, M.; GURNELL, A. M.; HALL, K. A.; JENKINS, A.; MILNER, N. J.; NAYLOR, L. A.; SEAR, D. A.; WOODWARD, G. u. ORMEROD, S. J. (2007): Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 113-125
- VÖLKER, D.-B. J. u. BORCHARDT, D. (2007): Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung. Abteilung Integriertes Gewässermanagement, Abschlussbericht, Kassel, 103 S.
- WALENTOWSKI, H. u. WINTER, S. (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? *Tuexenia*, 27, 19-26
- WASSERWIRTSCHAFT-NORDRHEIN-WESTFALEN (2003): Handbuch zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Band 2. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, 571 S.
- WINKEL, G. u. VOLZ, K.-R. (2005): Naturschutz und Forstwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“. *Angewandte Landschaftsökologie*, 52, BfN, 194 S.
- ZERBE, S. (1996): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 116, 1-15
- ZIMMERMANN, W. u. WILD-ECK, S. (2007): Struktur, Verhalten und Einstellung von Schweizer Privatwaldeigentümern. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen*, 158, 275-284

Korrespondierender Autor:

Claus Döring

Georg-August-Universität Göttingen

Abteilung Ökopedologie der gemäßigten Zonen

Büsgenweg 2

D-37077 Göttingen

E-Mail: cdoerin@uni-goettingen.de

URL: www.uni-goettingen.de/de/72107.html

Ökonomisches Bewertungskonzept für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen

Method for assessing the economic implications of water protection measures in forests

Ursula Rießing

Zusammenfassung

Speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete forstliche Maßnahmen führen meistens zu Abweichungen von der planmäßigen forstlichen Bewirtschaftung und demzufolge zu zusätzlichen Maßnahmenkosten, die oft in Verbindung mit zukünftigen Mindererträgen für die Forstbetriebe stehen.

Mit Hilfe des vorgestellten Bewertungskonzepts für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen können die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlungsmethoden quantifiziert werden. Basierend auf den Ergebnissen kann für einzelne Wassereinzugsgebiete durch eine Optimierung auf Raumebene abgeleitet werden, welche Kombinationen forstwirtschaftlicher Maßnahmen unter Berücksichtigung der Kosten das vorgegebene Ziel des Gewässerschutzes am effizientesten erreichen.

Stichworte: Jährlicher Holzproduktionswert, Annuität, finanzieller Ausgleich

Abstract

In Germany, the specific forest management strategies implemented for the protection of water resources usually deviate from standard practices and are often associated with additional costs, which in turn generally lead to a reduction in future profit margins in forest enterprises.

With the method of economic assessment of water protection measures presented here, economic implications of different silvicultural treatments can be quantified. Then, an optimal silvicultural management scenario can be defined for any individual water catchment under consideration of the economic costs associated and the specified water protection aims.

Keywords: annual timber production value, annuity, financial compensation

1 Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) ist eine der ersten umweltpolitischen Richtlinien der EU, die explizit ökonomische Instrumente nutzt, um die von ihr gesetzten Ziele zu erreichen. Ökonomische Instrumente umweltrechtlicher Steuerung sind dadurch gekennzeichnet, dass für ein bestimmtes gewünschtes Verhalten ein wirtschaftlicher Vorteil in Aussicht gestellt und schließlich auch gewährt wird. Der Einzelne kann nunmehr – anders als im ordnungsrechtlichen gesteuerten Umweltrecht – zwischen verschiedenen Varianten legalen Verhaltens unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten eigenverantwortlich wählen (HENDLER 2001, S. 285, 287).

Mit der EG-WRRL wurden eine Reihe neuer Konzepte eingeführt, die den nachhaltigen Umgang mit Wasserressourcen fördern sollen. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Integration wirtschaftlicher Elemente in die verschiedenen Bereiche der Wasserwirtschaft sowie bei der Umsetzung der Bestimmungen der EG-WRRL. Grundlagen dafür werden in der von der EG-WRRL geforderten wirtschaftlichen Analyse gesetzt (INTERWIES u. KRAEMER 2001, S. 2).

Durch die Bestandsaufnahme für alle Wasserkörper wurde der Zustand, die signifikanten Belastungen und die damit verbundenen Fälle einer Gefährdung der Erreichung der Umweltziele bis 2015 systematisch festgestellt. Darauf aufbauend müssen Maßnahmen identifiziert werden, die zur Erreichung der Umweltziele und zum Erhalt des guten Zustands hilfreich sein können. Bis spätestens Ende 2009 waren für jede Flussgebietseinheit Maßnahmenprogramme aufzustellen. Die Maßnahmen müssen bis spätestens Ende 2012 in die Praxis umgesetzt sein. Das Geschehen in den Flussgebietseinheiten wird über umfassende Bewirtschaftungspläne (Art. 13 und Anhang VII EG-WRRL) gesteuert. Die EG-WRRL nennt Qualitätsziele, die auf Flusseinzugsgebiete bezogene Bewirtschaftungspläne erfordern. Die Bewirtschaftungspläne sind bis spätestens Ende 2009 zu erstellen und zu ver-

öffentlichen (vgl. Art. 13 EG-WRRL). Diese müssen u. a. Maßnahmenprogramme (Art. 11 EG-WRRL) als zentrale Elemente zur Erreichung dieser Qualitätsziele beinhalten.

Die Bedeutung der wirtschaftlichen Analyse hierbei ist in Artikel 11 EG-WRRL explizit genannt:

„(1) Jeder Mitgliedstaat sorgt dafür, dass für jede Flussgebietseinheit oder für den in sein Hoheitsgebiet fallenden Teil einer internationalen Flussgebietseinheit unter Berücksichtigung der Ergebnisse der wirtschaftlichen Analyse gemäß Artikel 5 EG-WRRL ein Maßnahmenprogramm festgelegt wird, um die Ziele gemäß Artikel 4 zu verwirklichen.“

Eine dieser in Artikel 5 genannten Analysen ist die wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung gemäß Anhang III EG-WRRL. Diese muss nach Anhang III (b) EG-WRRL genügend Informationen in ausreichender Detailliertheit enthalten, damit „b) die in Bezug auf die Wassernutzung *kosteneffizienteste Kombination der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 EG-WRRL aufzunehmenden Maßnahmen* auf der Grundlage von Schätzungen ihrer potentiellen Kosten beurteilt werden können.“

Wald besitzt wichtige Funktionen im Hinblick auf die Qualität, Quantität sowie Struktur von Oberflächengewässern und Grundwasser. Mit einer angepassten Waldbewirtschaftung können nicht nur diese Funktionen unterstützt, sondern zusätzlich auch die Fülle und Vielfalt des Gewässerlebens gefördert werden (SCHÜLER 2005, S. 320). Waldbewirtschaftung kann somit in besonderem Maße der Zielsetzung der EG-WRRL dienen. Gezielte und effiziente Maßnahmen der Waldbewirtschaftung im Sinne der EG-WRRL, die die Anforderungen an eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft übersteigen, begründen jedoch einen Anspruch auf einen Beitrag zur Deckung der zusätzlichen Kosten. Das Teilprojekt der ökonomischen Bewertung soll die Voraussetzungen für die Quantifizierung forstlicher Wasserschutzleistungen schaffen und damit insbesondere zur Herleitung der kosteneffizienten Kombination, der in das Maßnahmenprogramm aufzunehmenden forstlichen Maßnahmen dienen. Bereits jetzt steht fest, dass für die konkrete Auswahl von Maßnahmen auf Ebene der Bearbeitungsgebiete, kleinräumige Informationen, z. B. über die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Qualität und Quantität der Gewässer in bewaldeten Einzugsgebieten, notwendig sein werden. Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Prozess einer nachvollziehbaren Auswahl von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen nach der EG-WRRL eine große Chance für die Wasserwirtschaft darstellt, Effizienz und Transparenz im Gewässerschutz zu erhöhen.

Das im Folgenden vorgestellte Bewertungskonzept zeigt, wie forstliche Wasserschutzmaßnahmen und alternative Bewirtschaftungsstrategien der Forstwirtschaft, die unterschiedliche Auswirkungen auf die Quantität und Qualität der Gewässer haben, betriebswirtschaftlich quantifiziert werden können. Mit Hilfe des Bewertungsmodells können speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete wald-

bauliche Maßnahmen der Forstwirtschaft, hinsichtlich der Maßnahmekosten, Mehraufwendungen bzw. Mindererträge des Forstbetriebes bewertet werden.

In Bezug auf die EG-WRRL ermöglicht das Bewertungskonzept insbesondere die Herleitung der Kosten der forstlichen Wasserschutzleistungen (forstliche Maßnahmen wie u. a. Baumartenwahl, waldbauliche Bewirtschaftungsstrategie, Kalkung, Vollbaumnutzung) und damit Berücksichtigung des Grundsatzes der Deckung der Kosten nach Artikel 9 EG-WRRL und einen Beitrag zur Herleitung einer kosteneffizienten Kombination (Anhang III, b) der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 EG-WRRL aufzunehmenden forstlichen Maßnahmen.

2 Wasserwirtschaftliche Leistungen der Forstwirtschaft

Wenn im Folgenden von wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft bzw. forstlichen Gewässerschutzleistungen gesprochen wird, handelt es sich immer um freiwillige, speziell auf den Wasserschutz ausgerichtete Leistungen der Forstbetriebe, die über die rechtlich geforderten bzw. vorgeschriebenen Vorgaben hinausgehen. Der Waldeigentümer ist demnach nicht zur Durchführung dieser Wasserschutzmaßnahmen im Rahmen der gesetzlich geforderten „ordnungsgemäßen Forstwirtschaft“ verpflichtet. RÜPING (2009b) definiert wasserwirtschaftliche Leistungen der Forstwirtschaft als bestimmte Handlungen bzw. Unterlassungen bestimmter Handlungen der Waldbesitzer, die ökosystemare Zustände, Strukturen oder Prozesse im Wald so beeinflussen, dass aktuelle oder potenzielle gesellschaftliche Interessen und Bedürfnisse an Oberflächen- und Grundwasser befriedigt werden.

Der hier gewählte betriebswirtschaftliche Ansatz zur Bewertung von Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft konzentriert sich nicht auf die „normalen“ externen Effekte der Waldbewirtschaftung, sondern auf die durch spezifische forstliche Maßnahmen produzierten wasserwirtschaftlichen Leistungen.

Forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussen die Wasser- und Stoffflüsse im Wald, was sich wiederum auf die Wasserqualität auswirken kann. Forstliche Entscheidungen u. a. zur Baumartenwahl, Bestandesbehandlung (Durchforstungsintensität, Nutzungsverzicht, Veränderung der Umtriebszeiten, Verzicht auf Kahlschlag), Bodenbearbeitung, Bestandesbegründung (Naturverjüngung, Saat, Pflanzung), Melioration (Kalkung, Düngung), zu Nutzungsintensitäten (Derbholz, Vollbaumnutzung), zum Verzicht auf Pflanzenschutzmittel, zum forstlichen Wegebau, zur Gewässerrandgestaltung sowie zur Verbesserung der Gewässerstruktur können einen direkten Einfluss auf die für den Gewässerschutz relevanten Prozesse haben.

Auf dem Weg von der Atmosphäre durch den Wald, den Waldboden, die Deckschichten und den Grundwasserleiter bis zur Trinkwasserfassung durchläuft Wasser viele hochkomplexe, dynamische Systeme. Je nach Eigenschaften und

Zusammenwirken beeinflussen diese die Wasserqualität auf unterschiedliche Weise. Aufgrund der Komplexität der involvierten Kreisläufe ist es kaum möglich, die direkten Auswirkungen der Waldbewirtschaftung zu verfolgen. Aus fast allen Untersuchungen geht hervor, dass die Wirkungen der forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen bezüglich des Wasserschutzes begrenzt sind und die Reduzierung der Emission von Luftschadstoffen für den Schutz der Gewässer höchste Priorität hat. Die Effektivität der forstwirtschaftlichen Wasserschutzmaßnahmen hängt immer stark von den örtlichen Gegebenheiten wie Bestand, Boden und Klima ab. So können die Maßnahmen, welche sich am besten auf die Wasserbeschaffenheit auswirken, je nach Standort und Höhenlage variieren (SCHLEPPI et al. 2003, HEGG et al. 2004).

Bezüglich der forstlichen Gewässerschutzmaßnahmen kann nur ein allgemeiner Handlungsrahmen abgesteckt werden (vgl. SCHÜLER 2005, S. 319) und die Auflistung der o. g. forstwirtschaftlichen Wasserschutzmaßnahmen darf nicht als abschließend betrachtet werden. Generell erscheint eine abschließende Aufzählung aller möglichen wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft nicht möglich und auch nicht sinnvoll, da sich der Charakter der wasserwirtschaftlichen Leistungen, abhängig von der Einschätzung der Wirtschaftssubjekte, im Laufe der Zeit ändern kann. Auch ist die Zuordnung der forstlichen Gewässerschutzmaßnahmen zu den Zielsetzungen „Verbesserung der Gewässerqualität“ und „Erhöhung der Wassermenge“ bzw. „Verbesserung der Gewässerstruktur“ nicht immer eindeutig. Weiterhin muss hier erwähnt werden, dass es sich um potenziell mögliche, aber nicht in jedem Einzelfall effektive Maßnahmen des Gewässerschutzes im Wald handelt.

3 Bewertungskonzept für wasserwirtschaftliche Leistungen der Forstwirtschaft

Speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete forstliche Maßnahmen führen meistens zu Abweichungen von der planmäßigen forstlichen Bewirtschaftung und demzufolge zu zusätzlichen Maßnahmenkosten, die oft in Verbindung mit zukünftigen Mindererträgen für die Forstbetriebe stehen. Mit Hilfe des im Folgenden vorgestellten Bewertungskonzepts für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen können die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen bei veränderten waldbaulichen Behandlungsmethoden quantifiziert werden.

Im Sinne des Grenzpreiskonzeptes kann der Betrag ermittelt werden, der mindestens gezahlt werden müsste, damit sich der Waldbesitzer nicht schlechter stellt als ohne diese Maßnahme. Die Grenzpreisermittlung erfolgt üblicherweise nach dem Ertragswertprinzip (siehe MOXTER 1983, S. 9 ff.). Es wird der zu erwartende zukünftige Nutzen einer Handlung bestimmt und gefragt, welcher Preis für den gleichen Nutzen alternativ mindestens zu entrichten wäre. Der

Ertragswert ist demnach ein Entscheidungswert, der auf einem Ertragsvergleich beruht.

Da die anstehenden forstwirtschaftlichen Entscheidungen (Baumartenwahl, Bewirtschaftungskonzepte etc.) Investitionscharakter haben, wurde das Bewertungsmodell auf der Basis der dynamischen Investitionsrechnung entwickelt. Die Orientierung der Bewertung an der Veränderung der „originären“ Zahlungsströme, also jenen Ein- und Auszahlungsvorgängen, die unmittelbar durch die forstlichen Maßnahmen der Bestandesbegründung, Bestandespflege und Holzernte beeinflusst werden, und die Kumulierung der diskontierten Zahlungsüberschüsse zu Kapitalwerten, ist bei der forstlichen Bewertung als Verfahren dominierend und auch formal anerkannt. Für die praktische Durchführung der Bewertung, aber auch für die Kommunikation der Bewertungsergebnisse und für die vertragliche Umsetzung erscheint es als Vorteil, wenn statt der Kapitalwerte, die sich jeweils auf längere und zum Teil unterschiedliche Zeiträume beziehen, „jährliche“, auf den Hektar bezogene Beträge verwendet werden.

Finanzmathematisch stellt die Ermittlung eines jährlichen Vorteils aus einem unregelmäßigen Zahlungsstrom kein Problem dar. Hier wird mit Hilfe der sogenannten „Annuität“ der „originäre“, unsteue Zahlungsstrom in einen „derivaten“, jährlich konstanten, aber ökonomisch äquivalenten Zahlungsstrom überführt. Formal wird dazu der Kapitalwert mit Hilfe des sogenannten Annuitäten- oder Wiedergewinnungsfaktors in eine jährlich konstante Zahlungsgröße (Annuität) umgewandelt.

$$a_u = \left(\frac{A_u}{(I+i)^u} + \sum_{a=1}^u \frac{D_a}{(I+i)^a} - c \right) \cdot \frac{i \cdot (I+i)^u}{(I+i)^u - I} \quad (1)$$

- a_u : Annuität aus der forstlichen Produktion einer Umtriebszeit
- D_a : erntekostenfreie Durchforstungserträge zum Zeitpunkt a
- A_u : erntekostenfreier Abtriebswert zum Zeitpunkt u
- c : Kulturkosten
- i : Kalkulationszinssatz

Auf diese Weise wird eine jährliche konstante Erfolgsgröße, die für die gesamte Umtriebszeit gilt, ermittelt. Diese jährliche Erfolgsgröße, die im Prinzip bei der Holzproduktion laufend jährlich entnommen werden könnte, wird als „*jährlicher Holzproduktionswert*“ bezeichnet. Diese Begriffswahl soll einerseits zum Ausdruck bringen, dass hier – mit Hilfe der Finanzmathematik – ein jährlicher Erfolgsbeitrag ermittelt wird. Andererseits soll deutlich werden, dass nur die unmittelbar mit der Holzproduktion in Verbindung stehenden Zahlungen für Bestandesbegründung, Bestandespflege und Holzernte in die Berechnung eingehen. Das bedeutet, dass mögliche Erträge aus der Jagd, Nebennutzungen etc. darin nicht enthalten sind. Auch die jährlichen Fixkosten für Verwaltung etc. sind darin nicht einbezogen. In

diesem Sinne entspricht der „jährliche Holzproduktionswert“ einem jährlichen Deckungsbeitrag aus der waldbaulichen Holzproduktion inklusive der Kapitalkosten für die entscheidungserheblichen Zahlungen, vor Abzug der jährlichen Fixkosten.

Die jährlichen Holzproduktionswerte lassen sich recht übersichtlich für verschiedene Baumarten, waldbauliche Behandlungskonzepte, Ertragsklassen und verschiedene Dauern der Betrachtungsperiode tabellarisieren (s. MÖHRING u. RÜPING 2006, RÜPING 2009b). Die Ertragsverluste können dann durch die Saldierung der Holzproduktionswerte zwischen der normalen forstlichen, als Referenz anzusehenden Maßnahme und der spezifischen, gewünschten wasserschutzorientierten Maßnahme ermittelt werden.

3.1 Datenbasis

Zur Berechnung der jährlichen Holzproduktionswerte und deren anschließende beispielhafte Anwendung für die Bewertung von Gewässerschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet der Oker werden die im Folgenden vorgestellten Berechnungsdaten und -modelle verwendet (nähere Erläuterungen dazu siehe RÜPING 2009b).

3.1.1 *Naturales Produktionsmodell*

Für die Berechnungen innerhalb des Bewertungsmodells wird ein angepasstes naturales Produktionsmodell benötigt, welches das Volumen sowie den Brusthöhendurchmesser (BHD) des ausscheidenden und verbleibenden Bestandes im zeitlichen Produktionsverlauf darstellt. Einerseits können dazu die Ertragstafeln die notwendige Datenbasis des Waldwachstums liefern, andererseits können Ergebnisse von Waldwachstumsmodellen, wie des *WaldPlaners*, als Informationen der naturalen Produktion innerhalb definierter Waldentwicklungsszenarien verwendet werden (s. HENTSCHEL 2009, DUDA 2006).

3.1.2 *Erlös- und Kostensätze*

Erst die holzerntekostenfreien Holzerlöse in Verbindung mit den Massenangaben der naturalen Datenbasis erlauben die ökonomische Bewertung forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Dafür wurden Kosten- und Erlösfunktionen in Abhängigkeit vom BHD entwickelt. Es wird, wie es in der klassischen Waldbewertung üblich ist, die Konstanz der Erlös- und Kostensätze in der Zeit unterstellt.

3.1.2.1 *Holzerlöse*

Bei der Ermittlung der Holzerlöse wurde von einem regionalem Durchschnitt der Holzpreise ausgegangen, die in den drei vorangegangenen Jahren (2005-2007) im landeseigenen Wald in Niedersachsen erzielt wurden (Holzpreisentwicklung der

Niedersächsischen Landesforsten). Damit soll das aktuelle Niveau der Holzpreise und die besonderen gegendüblichen Verhältnisse berücksichtigt werden.

In Anlehnung an die in Niedersachsen verwendeten Waldbewertungsrichtlinie (WBR 86; NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2008) und die dort integrierte Bestandessortentafel (Stammholzanteil an der Gesamtholzderbmasse) sowie Güteklassenverteilung (Anteile der Güteklassen am Stammholz für das Endnutzungsalter) wurde für die verschiedenen Wertklassen die Entwicklung der Holzerlöse ermittelt.

RÜPING (2009b) stellt die detaillierte Herleitung der Holzerlöse in Abhängigkeit vom BHD dar, die als Erlössätze zur Berechnung des holzerntekostenfreien Deckungsbeitrages verwendet werden.

3.1.2.2 Holzerntekosten

Die Holzerntekosten sind differenziert für das Niedersächsische Flachland und das Niedersächsische Bergland hergeleitet worden. Damit können bei den Berechnungen regionale Bedingungen, die besonderen Einfluss auf die Holzerntekosten haben, berücksichtigt werden.

Die Holzerntekosten wurden aus den Richtpreisen für die Aufarbeitung in der hochmechanisierten Holzernte der ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTWIRTSCHAFTLICHER LOHNUNTERNEHMER E.V. (2008) sowie den Geldtafeln zum Erweiterten Sortentarif (EST) 2007 (KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E.V. 2008a und 2008b) abgeleitet. RÜPING (2009a und 2009b) beschreibt die konkrete Herleitung sowie Berechnung der Holzerntekosten in Abhängigkeit des BHD, die Bestandteil der verwendeten Kostensätze im vorgestellten Bewertungsmodell sind.

3.1.2.3 Bestandesbegründungskosten

Als Bestandesbegründungskosten werden die in der niedersächsischen Waldbewertungsrichtlinie gebräuchlichen Kulturkosten verwendet. Hier werden einheitlich die Kulturkosten für betriebszielgerecht gepflegte Bestände (gesicherte Kulturen) mittlerer Schwierigkeit unterstellt (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2008, Tabelle 13):

Eiche:	7.000 €/ha
Buche, Esche, sonst. ALh ¹ :	5.000 €/ha
Erle, sonst. ALn ¹ :	2.500 €/ha
Pappel:	3.000 €/ha
Fichte:	2.250 €/ha
Douglasie, Lärche:	3.300 €/ha
Kiefer:	2.500 €/ha

Da für die Bestandesbegründung oftmals Förderungen gezahlt werden oder Naturverjüngungen ohne aufwendige Pflanzungen gelingen, werden die Berechnungen jeweils mit und ohne Berücksichtigung von Kulturkosten durchgeführt.

3.1.2.4 *Kosten der Bestandespflege*

Zu den Kosten der Bestandespflege zählen Kosten für Jungwuchspflege und Läuterung bzw. Stammzahlregulierung. Für alle Baumarten wurden für das Alter 10 und 20 Jahre Bestandespflegemaßnahmen mit Kosten von jeweils 250 €/ha unterstellt. Die Kosten der Bestandespflegemaßnahmen wurden aus den Kennzahlen der Niedersächsischen Landesforsten abgeleitet (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2004a, S. 34 ff.).

3.1.2.5 *Sonstige Kosten*

Sonstige Kosten (insbes. der Organisation, des Forstschatzes, Nebennutzung etc.) wurden nicht berücksichtigt, da davon ausgegangen wurde, dass sie im Sinne von Fixkosten unverändert anfallen.

Es wird unterstellt, dass der Forstbetrieb in seiner Organisation durch veränderte Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht betroffen wird. Diese Annahme ist insbesondere dann plausibel, wenn die Änderung der forstlichen Bewirtschaftung nur auf einzelnen Flächen erfolgt und somit flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung ist. Es wird davon ausgegangen, dass die bisherigen Verwaltungsfixkosten auch auf der unter speziellen Wasserschutzgesichtspunkten zu bewirtschaftenden Fläche weiterhin anfallen. Würde die forstwirtschaftliche Bewirtschaftung großflächig umgestellt bzw. eingestellt, so sollte damit auch eine Organisationsveränderung einhergehen, die dann im Rahmen der Bewertung gesondert zu berücksichtigen wäre. Gleiches gilt für die vorhandenen betrieblichen Kapazitäten, wie z. B.

¹ ALh steht für „Andere Laubhölzer mit hoher Umtriebszeit“. Dazu gehören u. a. die Baumarten Esche, Ahorn, Ulme, Linde und Wildkirsche. ALn steht für „Andere Laubhölzer mit niedriger Umtriebszeit“. Darunter fallen u. a. die Baumarten Erle, Birke, Pappel und Weide (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1987, Seite 1 A).

vorhandene Arbeitskräfte, Maschinen etc., die auf der in Frage kommenden Fläche zum Einsatz kommen. Es wird unterstellt, dass diese an anderer Stelle eingesetzt werden können. Könnten vorhandene Kapazitäten nicht mehr voll ausgenutzt werden, müsste bei der Bewertung eine Restbetriebsbelastung berücksichtigt werden.

3.1.3 Festlegung einer Zinsrate

Ein besonderes Problem bei allen waldbezogenen Bewertungsfragen stellt die Wahl des Kalkulationszins dar. Ein Zinsfuß von null würde das „Prinzip der Kapitalknappheit“ aus den forstlichen Entscheidungskalkülen verdrängen und unbeschränkte Kapitalverfügbarkeit innerhalb des Forstbetriebes unterstellen (vgl. dazu MÖHRING 1994, S. 76). Das ist insofern unrealistisch, weil auch innerhalb eines Forstbetriebes stets Kapitalknappheit gegeben ist und immer alternative Verwendungs- und Ertragsmöglichkeiten für das Kapital bestehen. Der Zins ist im Sinne von Opportunitätskosten Ausdruck des alternativ entgehenden Nutzens, denn die Bindung knappen Kapitals an einer Stelle verhindert den Kapitaleinsatz an anderer Stelle. Wenn der Zinssatz die vom Waldbesitzer tatsächlich als Alternative zu realisierende Kapitalverwendungsmöglichkeit abbilden soll, kann als Maßstab hierfür nur die innerbetriebliche bzw. forstübliche Grenzverzinsung des Kapitaleinsatzes dienen.

Der für die Kalkulationen maßgebliche Zinsfuß wurde bei den Bewertungen auf 1,5 % fixiert. Es handelt sich dabei um einen Realzins, da inflationsbedingte Preis- und Kostenveränderungen nicht berücksichtigt werden.

3.1.4 Jährlicher Holzproduktionswert

Unter der Anwendung der oben beschriebenen Zahlengrundlagen können für die verschiedenen Baumarten die jährlichen Holzproduktionswerte sowohl für die gesamte Produktionszeit als auch für kürzere Perioden berechnet werden. Beispielfür die Fichte (II. Ekl.) soll nun die Berechnung und Interpretation der jährlichen Holzproduktionswerte kurz vorgestellt werden.

In die Berechnung des jährlichen Holzproduktionswertes gehen die unmittelbar mit der Holzproduktion in Verbindung stehenden Zahlungsvorgänge von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung ein. Der jährliche Holzproduktionswert entspricht demnach einem jährlichen Deckungsbeitrag aus der waldbaulichen Holzproduktion inklusiv der Kapitalkosten für die entscheidungserheblichen Zahlungen, vor Abzug der jährlichen Fixkosten.

In Abbildung 1 sind die Waldbaukosten (Kosten für Bestandesbegründung und -pflege), die erntekostenfreien Vornutzungserlöse und die erntekostenfreien Abtriebswerte zum jeweiligen Bestandesalter dargestellt. Über die Produktionszeit der Fichte (90 Jahre, Fichte II. Ekl.) beträgt die Summe der erntekostenfreien Vor-

nutzungserlöse 6.033 €/ha. Der erntekostenfreie Abtriebswert im Alter 90 Jahre ist 15.389 €/ha (s. Abb. 1).

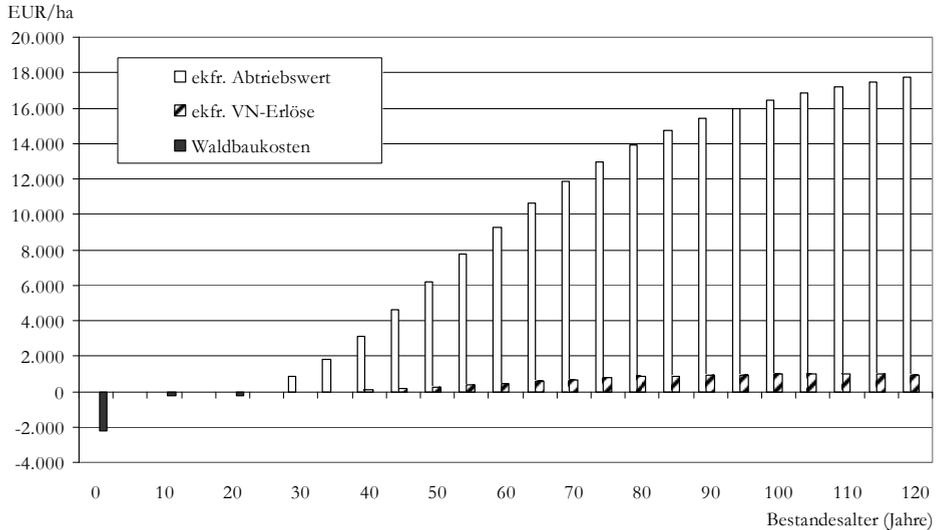


Abbildung 1: Entwicklung der Waldbaukosten, der erntekostenfreien Vornutzungserlöse (ekfr. VN-Erlöse) und des erntekostenfreien Abtriebswertes in €/ha während einer 120-jährigen Fichtenproduktionszeit (II. Ekl.)

Anders ist dies, wenn nur ein kürzerer Zeitraum, hier beispielsweise von 80 auf 90 Jahre betrachtet wird. Zu Beginn dieses Jahrzehnts (s. Abb. 1) beträgt der erntekostenfreie Abtriebswert des Bestandes 13.907 €/ha. Soll die forstliche Produktion zehn weitere Jahre fortgesetzt werden, so muss auf die Realisierung dieses Betrages verzichtet werden. Mit der Erhaltung des Bestandes ist demnach eine Investition in der gerade angegebenen Höhe verbunden. Fünf Jahre später erfolgt dann eine Durchforstung mit einem erntekostenfreien Holzzerlös von 879 €/ha, weitere fünf Jahre später erfolgt die nächste Durchforstung mit einem erntekostenfreien Holzzerlös von 921 €/ha. Am Ende des betrachteten Jahrzehnts hat sich der erntekostenfreie Abtriebswert auf 15.389 €/ha erhöht. Auf Basis des Kalkulationszinses von 1,5 % ergibt sich für diesen Zeitraum ein jährlicher Holzproduktionswert von 104 €/ha/Jahr (s. Tab. 1).

Die in der Tabelle beschriebenen Zusammenhänge können nun genutzt werden, um die Änderungen der forstlichen Bewirtschaftung im Hinblick auf die gewünschte wasserschutzorientierte Bewirtschaftung zu bewerten.

Für jeden einzelnen Bestand kann der jährliche Holzproduktionswert für unterschiedliche Zeiträume berechnet werden. Dabei ergibt sich aus der Summe der jährlichen Holzproduktionswerte von Beständen innerhalb eines Gebietes ein durchschnittlicher jährlicher Holzproduktionswert, der als Vergleichswert zur

Herleitung der Vorteilhaftigkeit von verschiedenen Waldentwicklungsszenarien herangezogen werden kann.

Tabelle 1: Jährliche Holzproduktionswerte der Fichte (II. Ekl.)

		bis Alter...: jährlicher Holzproduktionswert in €/ha/Jahr Fichte (II. Ekl. mäßige Durchforstung; mittlere Bestandeswertklasse; normale Holzernte; Stand: 2008)											
von Alter...		10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120
0 (mit Kulturkosten)		-267	-154	-87	-29	16	45	61	68	70	70	67	64
0 (ohne Kulturkosten)		-23	-23	7	46	81	102	113	117	116	113	109	105
10			-23	25	77	118	141	150	151	148	143	137	131
20				82	140	181	200	204	199	191	181	172	162
30					206	242	252	247	235	220	206	192	180
40						284	281	265	245	224	206	189	174
50							277	253	227	203	181	163	146
60								226	197	170	147	128	111
70									163	136	113	93	76
80										104	81	61	45
90											54	35	18
100												12	-4
110													-22

Im Folgenden erfolgt die ökonomische Bewertung der von DUDA (2006) definierten und von HENTSCHEL (2009) im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ mit Hilfe des *WaldPlaners* modellierten Waldentwicklungsszenarien auf der Basis von jährlichen Holzproduktionswerten. Dabei werden vier Waldentwicklungsszenarien unterschieden:

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

Die Szenarien unterscheiden sich in der unterschiedlichen Gewichtung von eingriffsspezifischen Parametern und insbesondere in Aspekten der Waldverjüngung (s. DUDA 2006 und HENTSCHEL 2009). Die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen der verschiedenen Waldentwicklungsszenarien lassen sich mit Hilfe des jährlichen Holzproduktionswertes abbilden.

Betrachtet man die verschiedenen jährlichen Holzproduktionswerte für den Simulationszeitraum von 2003 bis 2053 ohne Berücksichtigung der Kulturkosten (s. Tab. 2), werden neben den unterschiedlichen natürlichen Produktivitäten der

Baumarten auch die verschiedenen Durchforstungs- und Endnutzungsstrategien sichtbar. Bei der Variante ERTRAG führen verkürzte Umtriebszeiten sowie starke Durchforstungseingriffe und daraus resultierend starke Absenkungen des Vorrates zu einem jährlichen Holzproduktionswert von 68 €/ha/Jahr. Bei den Varianten PNV und LÖWE, gekennzeichnet durch geringere Vornutzungen und höhere Abtriebswerte als bei der Variante ERTRAG, liegt der jährliche Holzproduktionswert bei 134 €/ha/Jahr (LÖWE) bzw. 138 €/ha/Jahr (PNV). Obwohl die Vorratshaltung bei der PNV-Variante insgesamt höher liegt als bei der LÖWE-Variante, ist der jährliche Holzproduktionswert annähernd gleich hoch (s. Tab. 2). Bei der Variante LÖWE kompensieren u. a. die höheren Vornutzungen und deren Verzinsung innerhalb des 50-jährigen Simulationszeitraumes die höheren Abtriebswerte der Bestände bei der PNV-Variante. Die Variante PROZESS zeichnet sich durch das eingriffsfreie Gewähren natürlicher Prozesse im Wald aus. Es gibt keine Vornutzungserlöse und der durchschnittliche Abtriebswert der Bestände bleibt während des Zeitraumes von 2003 bis 2053 auf einem relativ hohen Niveau. Insgesamt beträgt der jährliche Holzproduktionswert bei der Variante PROZESS im Untersuchungsgebiet 92 €/ha/Jahr während des 50-jährigen Simulationszeitraumes.

Tabelle 2: *Jährliche Holzproduktionswerte der verschiedenen Waldentwicklungsszenarien während des Simulationszeitraumes von 2003 bis 2053 im Untersuchungsgebiet „Nordbarz“*

Waldentwicklungsszenarien	jährlicher Holzproduktionswert ohne Kulturkosten (€/ha/Jahr)
PNV	138
LÖWE	134
ERTRAG	68
PROZESS	92

Bei Einbeziehung der Kulturkosten ergeben sich aufgrund der unterschiedlichen Baumartenverteilung (und der damit anfallenden Kulturkosten) und Verjüngungsstrategien (Pflanzung oder Saat) geringere jährliche Holzproduktionswerte. Zum Beispiel ändert sich bei der Variante PROZESS der Holzproduktionswert kaum, da während des Simulationszeitraumes keine Pflanzungen vorgenommen wurden. HENTSCHEL (2009) beschreibt für die anderen drei Szenarien eine Zunahme des Laubbaumanteils (insbesondere des Buchenanteils) von 44 % bei der Variante ERTRAG, 32 % bei der Variante LÖWE und 22 % bei der Variante PNV. Insbesondere die Waldentwicklungsszenarien ERTRAG und LÖWE sind durch einen schnellen Waldumbau von Fichten- in Laubbaumbestände gekennzeichnet. Dieses spiegelt sich auch in den jährlichen Holzproduktionswerten wider. Obwohl die jährlichen Holzproduktionswerte bei der Variante LÖWE und PNV ohne Einbe-

ziehung der Kulturkosten annähernd gleich sind, kommt es zu stärkeren Abweichungen, wenn die Kulturkosten mit in die Bewertung integriert werden. Neben den unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien bewirkt ein 10 % höherer Anteil von Laubbaumanpflanzungen bei der Variante LÖWE im Vergleich zur Variante PNV einen geringeren jährlichen Holzproduktionswert. Es zeigt sich, dass neben den unterschiedlichen Durchforstungsstrategien insbesondere der Baumartenwechsel zu mehr Laubholz mit einem Ertragsverlust für den Forstbetrieb verbunden ist.

RÜPING (2009b) kommt bei der Verwendung von Ertragstafeln (SCHÖBER 1995) als naturalem Produktionsmodell zu ähnlichen Ergebnissen für das Untersuchungsgebiet der Oker. In dieser genannten Untersuchung kennzeichnen einzelne konkrete Maßnahmen der Forstwirtschaft mit wasserwirtschaftlichen Auswirkungen (wie Baumartenwechsel, Verkürzung bzw. Verlängerung der Umtriebszeit, Vollbaumnutzung) die verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien. Ausgehend von einem Vergleich einer Referenzsituation (der Fortführung der derzeitigen Bewirtschaftung) und der verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien werden gemäß der Ertragsbewertung die Saldierung der jährlichen Holzproduktionswerte des alternativen Bewirtschaftungsszenarios und der Referenzentwicklung vorgenommen. Diese Differenz stellt den jährlichen Ertragsverlust dar, der aufgrund der Abweichung von der derzeitigen Bewirtschaftung entsteht.

Die durchschnittlichen jährlichen Ertragsverluste, die aus den Beschränkungen der forstlichen Bewirtschaftung bei den verschiedenen Szenarien nach RÜPING (2009b) im Untersuchungsgebiet entstehen, sind in der folgenden Tabelle 3 zusammengefasst. Sie entsprechen dem Saldo des durchschnittlichen jährlichen Ertragsverlustes der Referenzentwicklung und des entsprechenden Bewirtschaftungsszenarios.

Tabelle 3: *Jährlicher Ertragsverlust der verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien nach Rüping (2009b)*

Bewirtschaftungsszenario	jährlicher Ertragsverlust (€/ha/Jahr)	Dauer	Barwert (€/ha)
Baumartenwechsel	30	119	1.660
Verlängerte Umtriebszeiten	2	110	107
Verkürzte Umtriebszeiten	18	89	881
Verkürzte Umtriebszeiten und Baumartenwechsel	54	106	2.857
Vollbaumnutzung	26	103	1.359

Ein Vergleich der durchschnittlichen jährlichen Ertragsverluste, die sich im Untersuchungsgebiet aufgrund von unterschiedlichen Bewirtschaftungsszenarien ergeben, verdeutlicht, dass ein vorzeitiger Umbau der Nadelbaumbestände (Verkürzung der Produktionszeit um 20 %) und der anschließende Baumartenwechsel zu Buche zu den größten Ertragsverlusten führt. Auch ein Baumartenwechsel, nachdem die Nadelbaumbestände ihre Umtriebszeit erreicht haben, führt zu hohen Ertragsseinbußen für den Forstbetrieb. Geringere Ertragsverluste entstehen, wenn die Umtriebszeiten verändert werden. Eine Umstellung auf eine konsequente Vollbaumnutzung im gesamten Untersuchungsgebiet führt im Vergleich zu den anderen Bewirtschaftungsszenarien zu mittleren Ertragsverlusten (s. Tab. 3).

Die jährlichen Ertragsverluste geben Informationen über die relative Vorteilhaftigkeit (Belastung) von Maßnahmen, jeweils bezogen auf bestimmte Zeiträume. Der Barwert² gibt den einmaligen Zahlungsbetrag an, der dem Forstbetrieb heute mindestens gezahlt werden müsste, damit er bei der alternativen wasserschutzorientierten Bewirtschaftung seiner Wälder wirtschaftlich nicht schlechter gestellt ist als unter der Referenzbewirtschaftung. Für die verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen sind die jährlichen Ertragsverluste in Tabelle 3 in Barwerte umgerechnet worden. Dabei beziehen sich die Barwerte auf die Fläche des gesamten Untersuchungsgebietes und nicht nur auf die Flächen, in denen die Maßnahmen (wie z. B. der Baumartenwechsel) vollzogen wurden.

Bisher wurden die jährlichen Ertragsverluste für das gesamte Untersuchungsgebiet „Nordharz“ ausgewertet. Damit konnte gezeigt werden, dass das von MÖHRING u. RÜPING (2006) vorgestellte Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen auch für eine großräumige Anwendung geeignet ist. Es kann aber nicht pauschal abgeleitet werden, dass die Maßnahmen mit den höchsten jährlichen Ertragsverlusten im gesamten Untersuchungsgebiet auch auf den einzelnen Flächen zu den größten Ertragsseinbußen für den Forstbetrieb führen. Eine flächendifferenzierte Betrachtung für die Herleitung von Ertragsverlusten, die aufgrund von speziell auf den Gewässerschutz ausgerichteten Maßnahmen entstehen, ist insbesondere für die Herleitung der kosteneffizienten Maßnahmenkombination gemäß EG-WRRL unabdingbar und kann nicht ersetzt werden.

In Abbildung 2 sind die Maßnahmen, die auf Bestandesebene zu den größten jährlichen Ertragsverlusten führen, für das Untersuchungsgebiet dargestellt. Dabei wird die große Bedeutung der einzelbestandesweisen Betrachtung bei der Herleitung des jährlichen Ertragsverlustes ersichtlich. Denn erst durch die flächendiffe-

² Der jährliche Ertragsverlust kann leicht in einen einmalig zu zahlenden Barwert überführt werden. Dafür wird der jährliche Wert mit dem Kehrwert des Wiedergewinnungsfaktors multipliziert. Der Barwert ermöglicht es, bei gleichbleibendem Zinssatz und jährlichen Zahlungen, die Höhe des Ertragsverlustes zum heutigen Zeitpunkt zu bestimmen.

renzierte Betrachtung können konkrete Aussagen über die Vorteilhaftigkeit von verschiedenen Maßnahmen auf Bestandesebene abgeleitet werden.

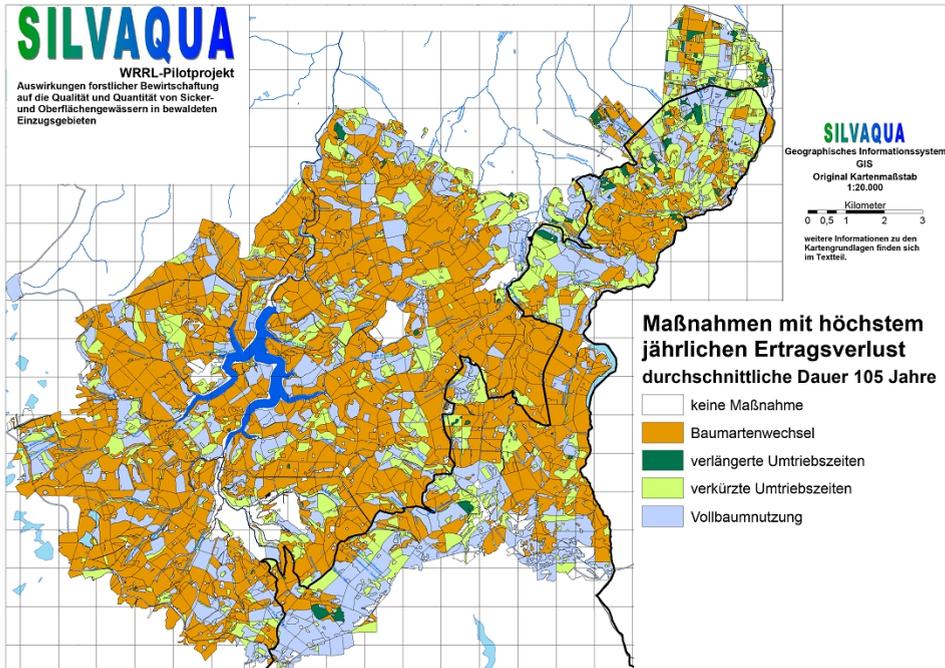


Abbildung 2: Maximale jährliche Ertragsverluste im Untersuchungsgebiet „Nordbarz“ (RÜPING 2009b)

In der vorgestellten Fallstudie konnte gezeigt werden, dass das vorgestellte Konzept für die Bewertung von forstlichen Wasserschutzleistungen auch für eine räumliche Anwendung geeignet ist. Durch das Zusammenbringen von betriebswirtschaftlichen Konsequenzen und ökologischen Kennwerten des Stoffhaushaltes bei Nutzungsveränderungen aufgrund von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen können mithilfe einer räumlichen Optimierung kosteneffiziente Wasserschutzmaßnahmen im Wald hergeleitet werden. Daraus lassen sich die wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft für den konkreten Einzelbestand begründen, die Forstbetriebe im Rahmen ihrer strategischen Planung den am Wasserschutz Interessierten (z. B. der Wasserwirtschaft oder dem Naturschutz) anbieten können.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der jährliche Holzproduktionswert (hergeleitet mithilfe der Annuitätenmethode) beschreibt einen jährlichen Deckungsbeitrag aus der waldbaulichen Holzproduktion inklusive der Kapitalkosten für die entscheidungsrelevanten Zahlungen, vor Abzug der jährlichen Fixkosten (s. o.). In der landwirtschaftlichen Bewertungs-

praxis werden schon seit langer Zeit Ausgleichsbeträge, die bei Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung oder beim Vertragsnaturschutz gewährt werden, mithilfe von Deckungsbeitragskalkulationen gelöst. Derartige, auf standardisierten Verfahren und Erlös- und Kostensätzen aufbauende Kalkulationen finden sich z. B. in den „Berechnungsgrundlagen für Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten gem. § 51a NWG“ der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2007). Für forstliche Anwendungen fehlen standardisierte, auf den Hektar bezogene Sätze jedoch noch weitgehend (MÖHRING 2004, S. 106). Die Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzungsbeschränkungen erfolgt zumeist über Differenzrechnungen der Deckungsbeiträge, die mit und ohne Nutzungsbeschränkungen aus der landwirtschaftlichen Produktion generiert werden (KÖHNE 2007, S. 34 ff.). Auf diese Weise werden die zukünftigen Gewinnänderungen eingeschätzt. Das beschriebene forstliche Bewertungskonzept auf der Basis des Ertragswertprinzips basiert auf dem gleichen Vorgehen. Die jährlichen Ertragsverluste aufgrund von Beschränkungen der forstlichen Nutzung im Rahmen von Wasserschutzmaßnahmen ergeben sich aus dem Vergleich der jährlichen Referenzentwicklung (ohne Nutzungsbeschränkungen) und der unter wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten gewünschten Bewirtschaftung (mit Nutzungsbeschränkungen bzw. Maßnahmenvorgaben). Sie entsprechen Deckungsbeitragsdifferenzen, die bei der Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungsbeschränkungen bereits verbreitet Anwendung finden.

Die Anforderungen an die Forstwirtschaft werden sich in Zukunft durch die zu erwartenden Klimaveränderungen, die Grundwasserentnahmen und bei anhaltend hohen atmosphärischen Stickstoffeinträgen weiter erhöhen. Zur Sicherung der derzeitigen Höhe der Grundwasserneubildungsrate und der Qualität der Gewässer ist eine Gesamtschau eines Wassereinzugsgebietes erforderlich, denn nur daraus können sinnvolle Wasserschutzmaßnahmen abgeleitet werden. Mithilfe des forstlichen Bewertungskonzeptes können die Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Wasserschutzmaßnahmen bewertet werden. Sie sind aufgrund des ähnlichen Vorgehens bei der ökonomischen Bewertung sowie der gleichen Ergebnisgröße (€/ha/Jahr) mit landwirtschaftlichen Wasserschutzleistungen vergleichbar. Damit kann der Brückenschlag zu einer räumlichen Betrachtung, die sowohl die ökonomischen Auswirkungen land- wie auch forstwirtschaftlicher Wasserschutzmaßnahmen mit einbezieht, geschaffen werden. Für einzelne Wassereinzugsgebiete kann durch eine Optimierung auf Raumebene abgeleitet werden, welche Kombinationen aus land- und forstwirtschaftlichen Maßnahmen im Verhältnis zu den Kosten das vorgegebene Ziel am effizientesten erreichen³.

³ Die ökonomische Bewertung und eine betriebswirtschaftliche Optimierung der Maßnahmenbündel innerhalb eines Einzugsgebietes erlauben zudem die Ermittlung von kosteneffizienten Kombinationen der in das Maßnahmenprogramm nach EG-WRRL aufzunehmenden Maßnahmen (vgl. Anhang III b und Artikel 11 der EG-WRRL).

Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTWIRTSCHAFTLICHER LOHNUNTERNEHMER NIEDERSACHSEN E.V. (2008): AFL-Info 08/09: Richtpreise Tarife Kalkulation Adressen. 192 S.
- DUDA, H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien: Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Norderstedt: Books on Demand
- HEGG, C.; JEISY, M. u. WALDNER, P. (2004): Wald und Trinkwasser: Eine Literaturstudie. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 60 S.
- HENDLER, R. (2001): Ökonomische Instrumente des Umweltrechts unter besonderer Berücksichtigung der Umweltabgaben. In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.): Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektive aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU). Berlin: Erich Schmidt Verlag, 285-308
- HENTSCHHEL (2009): Simulation der Waldentwicklung. In: MEESENBURG, M.; HENTSCHHEL, S.; SUTMÖLLER, J.; JANSEN, M.; ARENDS, B.; DÖRING, C. u. RÜPING, U.: SILVAQUA und SILVAQUAplus: Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten. Abschlussbericht. 49-68
- INTERWIES, E. u. KRAEMER, R.A. (2001): Ökonomische Analyse der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Analyse der relevanten Regelungen und erste Schritte zur Umsetzung, Endbericht an das Umweltbundesamt, Ecologic, Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik, Berlin, 41 S.
- KÖHNE, M. (2007): Landwirtschaftliche Taxationslehre. Stuttgart: Eugen Ulmer
- KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E.V. (2008a): Tarifvertrag über die Entlohnung von Holzernarbeiten nach dem Erweiterten Sortentarif (EST) vom 3. Mai 1979 in der Fassung des Änderungs-TV Nr. 17 vom 19. September 2000 veröffentlicht unter <http://www.kwf-online.de>. Eingesehen am 11. Januar 2008
- KURATORIUM FÜR WALDARBEIT UND FORSTTECHNIK E.V. (2008b): Geldtafeln zum EST 2007 veröffentlicht unter http://www.kwf-online.de/deutsch/mensch/lohn/est/gtw2_07.pdf. Eingesehen am 11. Januar 2008
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2007): Blaubuch Erntejahr 2007. Teil I: Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten gemäß § 51a NWG, Teil II: Katalog der freiwilligen Vereinbarungen und die Berechnungsgrundlagen. Berechnungsgrundlagen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Veröffentlicht unter <http://www.lwk-niedersachsen.de>. Eingesehen am 9. September 2008
- MÖHRING, B. (1994): Über ökonomische Kalküle für forstliche Nutzungsentscheidungen. Schriften zur Forstökonomie, Band 7, Frankfurt a. M.: J.D. Sauerländer's Verlag
- MÖHRING, B. (2004): Ein vereinfachender Ansatz zur Ermittlung von Ertragsverlusten bei Einschränkungen der Waldbewirtschaftung. In: LÖWENSTEIN, W.; OLSCHIEWSKI, R.; BRABÄNDER, H.D. u. MÖHRING, B. (Hrsg.): Perspektiven forstökonomischer Forschung. Schriften zur Forstökonomie, Band 25, Frankfurt a. M., J.D. Sauerländer's Verlag, 103-118
- MÖHRING, B. u. RÜPING, U. (2006): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen. Schriften zur Forstökonomie, Band 32, Frankfurt am Main, J.D. Sauerländer's Verlag
- MÖHRING, B. u. RÜPING, U. (2008): A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. *Forest Policy and Economics*, 10, 98-107
- MOXTER, A. (1983): Grundsätze ordnungsgemäßer Unternehmensbewertung, Wiesbaden: Gabler
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2008): Waldbewertung Downloadbereich. Veröffentlicht unter <http://www.landesforsten.de/index.php?id=71>. Eingesehen am 7. Februar 2008
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.) (2004a): Materialband zum Jahresbericht 2004 der Niedersächsischen Landesforstverwaltung: MB04. 64 S.

- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.) (2004b): Langfristige ökologische Waldentwicklung: Richtlinie zur Baumartenwahl. Aus dem Walde - Schriftenreihe Waldentwicklung Niedersachsen, Heft 54, Hannover, 150 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (LANDESFORSTVERWALTUNG) (1987): Anweisung zur Betriebsregelung (Forsteinrichtung) in den Niedersächsischen Landesforsten (B.A.87) vom 1.10.1987
- RÜPING, U. (2009a): Ökonomische Bewertung. In: MEESENBURG, H.; HENTSCHEL, S.; SUTMÖLLER, J.; JANSEN, M.; ARENDS, B.; DÖRING, C. u. RÜPING, U.: SILVAQUA und SILVAQUAplus: Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten. Abschlussbericht. 285-336
- RÜPING, U. (2009b): Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente. Schriften zur Forst- und Umweltökonomie, Band 34, Frankfurt am Main, J.D. Sauerländer's Verlag
- SCHLEPPI, P.; WALDNER, P. u. HEGG, C. (2003): Einfluss des Waldes auf Nitrat-Gehalte im Wasser. Bündner Wald, 56, 27-30
- SCHÖBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten. Vierte Auflage. Frankfurt am Main, J.D. Sauerländer's Verlag
- SCHÜLER, G. (2005): Auswirkungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf den Wald und die Waldbewirtschaftung. Forst u. Holz, 60, 316-320

Autorin:

Dr. Ursula Rüping

Vormals:

Georg-August-Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Abteilung Forstökonomie und Forsteinrichtung

Aktuell:

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz
Mecklenburg-Vorpommern
Abteilung 2 - Nachhaltige Entwicklung, Forsten und Naturschutz
Paulshöher Weg 1,
D-19061 Schwerin
E-Mail: u.rueping@lu.mv-regierung.de
URL: www.regierung-mv.de/

SILVAQUAplus – Untersuchung institutioneller Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft

SILVAQUAplus – Analysis of Institutional Regulations for the efficient implementation of measures for sustainable water protection in forestry

Ursula Ripping, Claudia Gutsche und Bernhard Möhring

Zusammenfassung

Das Teilprojekt „SILVAQUAplus“ ergänzt das Pilotprojekt SILVAQUA und hat zum Ziel, die unterschiedlichen institutionellen Regelungen zur Umsetzung forstlicher Maßnahmen des Gewässerschutzes zu identifizieren. Sie sollen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft beitragen.

Eine Bestandsaufnahme der bereits etablierten Instrumente, die derzeit die Umsetzung von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen in Niedersachsen unterstützen, und deren Einordnung in den Instrumentenkontext dienen als Grundlage für die Bewertung der erfassten institutionellen Regelungen. Abschließend werden Grundaussagen zur Strategieempfehlung für die Umsetzung von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL formuliert.

Stichworte: EG-Wasserrahmenrichtlinie, institutionelle Regelungen, nachhaltiger Wasserschutz

Abstract

SILVAQUAplus, a subproject of the SILVAQUA pilot project, aims to identify the different institutional regulations prescribing forest management measures to be implemented for the protection of forest water resources. The regulations should ensure that these measures for sustainable water protection are implemented efficiently.

The analysis of the institutional regulations documented is based on the inventory of the established instruments that currently guide forestry water resource protection measures implemented in Lower Saxony, and the classification of these instruments. Finally we recommend strategies for the implementation of water protection measures in forestry in accordance with the European Water Framework Directive.

Keywords: European Water Framework Directive, institutional instruments, sustainable water protection

1 Einleitung

Im Rahmen des Teilprojektes „SILVAQUAplus“ stehen die institutionellen Regelungen und deren Instrumente zur Umsetzung von Wasserschutzmaßnahmen im Wald im Vordergrund. Zunächst erscheint in diesem Zusammenhang eine Differenzierung zwischen Maßnahmen und Instrumenten sinnvoll. Der Begriff Maßnahme wird als konkrete forstwirtschaftliche und eher lokal wirkende Handlung interpretiert, während Instrumente ökonomischer, administrativer oder auch informativer Natur sind, langfristiger und weiträumiger wirksam werden und der Abstimmung auf einer höheren administrativen Ebene bedürfen. Instrumente dienen dazu, die Umsetzung der Maßnahmen zu unterstützen, indem sie für die relevanten Akteure Anreize für Verhaltensänderungen schaffen. Sowohl die Maßnahmen als auch die Instrumente sind jedoch als „Maßnahmen“ im Sinne der EG-WRRL, Artikel 11, zu verstehen. Die EG-WRRL unterscheidet gemäß Artikel 11 sowie Anhang VI zwischen „grundlegenden Maßnahmen“, die in die Maßnahmenprogramme aufzunehmen sind und „ergänzenden Maßnahmen“, die aufgenommen werden können. Instrumente bilden eine Untergruppe der „ergänzenden Maßnahmen“, wobei in der EG-WRRL keine klare terminologische Abgrenzung zwischen Maßnahmen und Instrumenten vorgenommen wird (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2004).

Ziel des ergänzenden Teilprojektes SILVAQUAplus ist die Identifikation verschiedener institutioneller Regelungen zur Umsetzung forstlicher Maßnahmen

des Gewässerschutzes. Sie sollen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft beitragen.

2 Bestandsaufnahme etablierter Instrumente zur unterstützenden Umsetzung von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen in Niedersachsen

Im Rahmen einer Bestandsaufnahme (Ist-Analyse) erfolgte die Identifikation etablierter Instrumente zum Interessenausgleich zwischen Nutzern und Schützern von Gewässern. Die Ergebnisse der mit Hilfe von strukturierten Interviews durchgeführten Befragung resultieren in einer Auflistung der vorhandenen Maßnahmen und Projekte zum forstlichen Gewässerschutz und deren Ausgestaltung bzw. Finanzierung sowie der daraus abzuleitenden Folgerungen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Untersuchung besitzt einen in erster Linie explorativen Charakter und daher wurde ein qualitatives Forschungsdesign gewählt. Um eine möglichst vollständige Bestandsaufnahme der Maßnahmen und Projekte des forstlichen Gewässerschutzes zu erhalten, wurden verschiedene Methoden aus der empirischen Sozialforschung angewendet (zum detaillierten Vorgehen siehe GUTSCHE 2008). So wurden neben der Literaturrecherche und Dokumentenanalyse Interviews durchgeführt sowie Fallstudien analysiert. Nach einem Pre-Test wurden insgesamt 68 telefonische Interviews und 3 persönliche Gespräche mit Leitern von Forstbetrieben in Niedersachsen durchgeführt. Im Anschluss an die empirische Untersuchung wurden die ermittelten Maßnahmen den verschiedenen Instrumenten zugeordnet.

Zur Umsetzung von nachhaltigen Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft stehen verschiedene Instrumente zur Verfügung. Der Instrumentenkatalog umfasst regulative, ökonomische, organisatorische, informationelle sowie privatwirtschaftliche Instrumente.

In Abbildung 1 sind alternative Instrumente zur Umsetzung von Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft dargestellt. Zunächst wird zwischen staatlichen und privatwirtschaftlichen Regelungen differenziert. Bei den staatlichen Regelungen handelt es sich um Beziehungen zwischen Staat und Forstbetrieb, während privatwirtschaftliche Regelungen die Beziehung zwischen Forstbetrieb und Unternehmen der Wasserwirtschaft bzw. sonstigen Wasserschutzinteressierten beschreiben. Bei den staatlichen institutionellen Regelungen hat der Staat die Aufgabe, die Erfüllung politisch gewünschter Wasserschutzziele zu gewährleisten. Er hat für die Sicherung einer guten Wasserqualität und ausreichenden Wassermenge in dem vom politischen Sektor vorgegebenem Maße zu sorgen. Der Staat hat die Macht zur Anwendung hoheitlicher Gewalt, um einen Ordnungsrahmen zu setzen, innerhalb dessen die Individuen (Forstbetriebe) agieren können (BONUS 1993, S.

100 f.). Bei den staatlichen Regelungen kann der Staat dem Forstbetrieb die Ausgestaltung der Beziehung diktieren bzw. großen Einfluss auf die Gestaltung der Regelungen nehmen. Die privatwirtschaftlichen Vereinbarungen zwischen privaten Akteuren beruhen dagegen auf dem Prinzip der Freiwilligkeit. Es handelt sich dabei um Transaktionen ohne direkte Beteiligung des Staates.

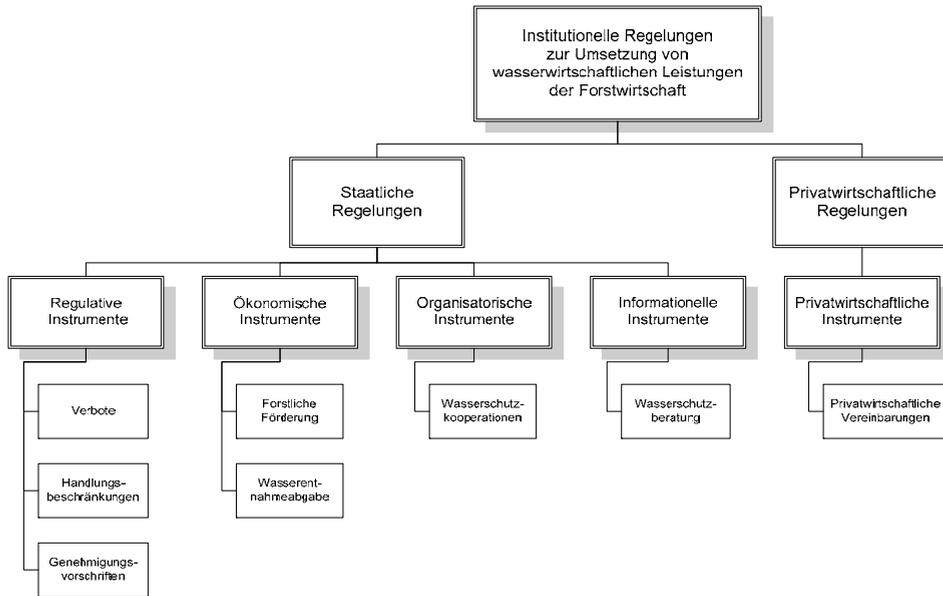


Abbildung 1: Institutionelle Regelungen zur Umsetzung von Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft (RÜPING 2009, S. 50)

2.1 Regulative Instrumente

Regulative Instrumente sind nach KROTT (2001, S. 168) die klassischen Instrumente der Politik, um Konflikte in Gesellschaft und Wirtschaft zu lösen. Darunter sind alle politischen Regelungseingriffe zu verstehen, die auf formaler Ebene durch Regeln mit Anspruch auf Verbindlichkeit die Handlungen von Gesellschaft und Wirtschaft beeinflussen (KROTT 2001, S. 168).

Als rechtliches Handlungsinstrument im Bereich der Wasserschutzinstrumente sind das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) des Bundes und die entsprechenden Landeswassergesetze zu nennen. In der Praxis bedeutsam ist die Schutzgebietsfestsetzung nach § 19 Abs. 1 WHG, die sogenannten Wasserschutzgebiete. Mit der wasserrechtlichen Schutzgebietsausweisung in Form der Rechtsverordnung können gebietsbezogene Verbote und Genehmigungspflichten für den Bodennutzer, somit auch für die Forstwirtschaft, begründet werden (DI FABIO 1995, S. 128). Nach § 48 des Niedersächsischen Wassergesetzes (NWG) können Wasserschutzgebiete im Interesse der öffentlichen Wasserversorgung festgesetzt werden,

um das Grundwasser im Einzugsgebiet einer Wasserentnahme vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen. In Niedersachsen gibt es derzeit 369 Wasserschutzgebiete (Stand April 2004) mit einer Fläche von 4.442 km². Dies sind rd. 10 % der Landesfläche Niedersachsens (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ 2008).

Der Einfluss des Staates ist bei den regulativen Instrumenten am stärksten ausgeprägt. Durch die Auflagen bzw. Anforderungen, die sich durch den Wasserschutz ergeben, wird dem Forst- oder Landwirtschaftsbetrieb vorgegeben, auf welche Art Wasserschutz zu betreiben ist, wobei diese Auflagen bzw. Anforderungen bindend sind. Der finanzielle Anreiz, Maßnahmen durchzuführen, ist nicht vorhanden bzw. besteht lediglich in der Vermeidung von Maßnahmen, die zu Sanktionen führen könnten. Der Vorteil regulativer Instrumente ist, dass sie, da sie bindendes Recht darstellen, eine direkte Verhaltenssteuerung bedingen und so in der Regel eine hohe Effektivität haben. Als nachteilig kann gewertet werden, dass sie vergleichsweise unflexibel sind.

2.2 Ökonomische Instrumente

Neben dem ordnungsrechtlichen Instrumentarium werden im Umweltrecht sogenannte indirekte Steuerungsmaßnahmen vorgeschlagen. Sie verzichten auf die Illegalisierung bestimmter Verhaltensweisen sowie auf Zwangsmittel und wollen stattdessen durch wirtschaftliche Anreize verhaltensbestimmend sein (RIESE 1997, S. 21). Zu den möglichen ökonomischen Instrumenten zur Umsetzung von wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft zählen die forstliche Förderung und die Wasserentnahmeabgaben.

Nach KROTT (2001, S. 146 ff.) sind ökonomische Instrumente alle politischen Regelungseingriffe, die auf formaler Ebene durch den Austausch von „ökonomischen Werten“ die Handlungen der Forstbetriebe beeinflussen. Der Staat ist ein wesentlicher Akteur, da durch ihn die finanziellen Mittel für die Vergütung von Wasserschutzleistungen bereitgestellt werden. Es handelt sich in der Regel um Geldzahlungen des Staates an die Forstbetriebe zur Förderung betrieblicher Aktivitäten, die den staatlichen Zielsetzungen entsprechen.

2.2.1 Forstliche Förderung

Unter förderpolitischen Instrumenten werden allgemein diejenigen, i. d. R. staatlichen Maßnahmen subsumiert, bei denen dem Gemeinwohl dienende Aktivitäten veranlasst werden sollen und die durch öffentliche Ausgaben subventioniert werden. Im Hinblick auf Maßnahmen des forstlichen Gewässerschutzes bzw. zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie kommt der forstlichen Förderung eine große Bedeutung zu.

Die Untersuchung der institutionellen Regelungen zum Gewässerschutz hat ergeben, dass auf europäischer Ebene derzeit in erster Linie die Verordnung über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER-Verordnung) von Bedeutung ist. Die Förderperiode läuft von 2007 bis 2013 und wird in Niedersachsen durch das Förderprogramm „Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen“ (PROFIL) umgesetzt (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2008, S. 2).

Die Maßnahmen, die unter finanzieller Beteiligung von EU, Bund und Land der nationalen Rahmenregelung Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK) entsprechen, werden in Niedersachsen durch die „Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen“ umgesetzt. Diese Richtlinie ist von erheblicher Bedeutung, da die meisten in der Untersuchung identifizierten Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität oder -quantität, wie Waldumbau oder Kalkungen, in der Regel durch diese Förderung finanziert werden. Auswertungen der forstlichen Förderung für den Zeitraum zwischen 2002 und 2006 ergeben, dass insgesamt rund 26.480 ha mit Hilfe der forstlichen Förderung gekalkt wurden. Im Mittel betrug die Förderung in Niedersachsen in diesem Zeitraum 211 Euro je Hektar und die mittlere Förderungssumme pro Jahr über 1 Mio. Euro. Diese Zahlen zeigen die Bedeutung der forstlichen Förderung für den Wasserschutz, da angenommen werden kann, dass hauptsächlich gekalkt wurde, um depositionsbedingte Säureeinträge zu kompensieren und die Puffer- und Filterfunktion des Bodens zu erhalten. Hinsichtlich des Waldumbaus zeigen die Fördersummen ähnliches. In den Jahren 2002 bis 2006 wurden rund 9.700 ha in Laubholz- oder Laubmischwälder umgebaut. Die Fördersumme pro Hektar betrug durchschnittlich 2.400 Euro je Hektar, wobei pro Jahr rund 4,3 Mio. Euro für den Waldumbau zur Verfügung standen (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2007).

Bei der Untersuchung der institutionellen Regelungen zur Umsetzung von forstlichen Wasserschutzleistungen konnte ein einziges LEADER+ Projekt¹ „Modellhafter Waldumbau unter besonderer Berücksichtigung der Steigerung der Grundwasserneubildungsrate“ identifiziert werden. Hier wurde von 2006 - 2007 die Überführung von 60 ha Kiefernreinbeständen in Laub-Nadel-Mischbestände finanziert. Das Projekt hatte insbesondere Bedeutung für die regionale Trinkwasserversorgung, da das Ziel der Erhöhung der Grundwasserneubildungsrate angestrebt wurde.

¹ Mit LEADER+ konnten in der letzten Förderperiode (2000 bis 2006) innovative Projekte im ländlichen Raum finanziert werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch die Förderkulisse der EU, des Bundes und des Landes durchaus Möglichkeiten geboten werden, Wasserschutzleistungen zu finanzieren, wenngleich die dargestellten Finanzierungsquellen nicht in erster Linie das Ziel des Wasserschutzes haben. Die Befragungen der Forstbetriebe haben jedoch ergeben, dass in der Praxis diese Finanzierungsmöglichkeiten zur Durchführung von Maßnahmen, die auch dem Wasserschutz dienen, genutzt werden. Der nicht durch die Förderung abgedeckte Eigenanteil (zwischen 10 % bei Bodenschutzkalkungen und 30 % bei waldbaulichen Maßnahmen) wird bei der Durchführung von forstlichen Wasserschutzleistungen meist durch die Wasserentnahmegebühr finanziert.

2.2.2 *Wasserentnahmegebühr*

In Niedersachsen wird seit 1992 eine Gebühr für Wasserentnahmen (§ 47 ff. NWG) erhoben, die nach § 47 h Abs. 3 Satz 1 NWG teilweise zweckgebunden für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Wasserhaushalts, für sonstige Maßnahmen der Wasserwirtschaft und für Maßnahmen des Naturschutzes zu verwenden ist. Im Zeitraum 1994 bis 2004 betragen die Einnahmen aus der Wasserentnahmegebühr durchschnittlich ca. 63,8 Mio. Euro pro Jahr (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ 2007). Die Wasserentnahmegebühr ist in Niedersachsen die wichtigste Finanzierungsquelle für Wasser- und Naturschutzmaßnahmen, insbesondere dient sie zur Kofinanzierung verschiedener Förderprogramme. Die Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007 ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: *Verwendung der Wasserentnahmegebühr in Niedersachsen (GUTSCHE 2008)*

Ausgabentitel		2005	2006	2007 ²
Nds. Kooperationsmodell Trinkwasserschutz		17.399.464	17.681.094	16.431.000
Naturschutzprogramme zum Schutze der Gewässer und des Wasserhaushaltes		4.037.915	4.250.397	4.969.000
Sonstige Gewässerschutzmaßnahmen	Sonstige Maßnahmen des Naturschutzes	6.922.216	8.762.287	7.066.000
	Sonderabfalldéponie Múnchehagen	3.359.617	3.187.673	3.285.000
	Zuweisung an Verbände zur Unterhaltung Gewässer II. Ordnung	1.916.750	750.000	750.000
	Zuschüsse an die Deichverbände	500.000	473.000	495.000
	Zuführung für Betrieb und Unterhaltung landeseigener Gewässer	1.063.000	1.063.000	1.063.000
	Zuschüsse an die Landwirtschaftskammern zur Bisambekämpfung	449.895	415.813	424.000
	Küstenschutz	16.146.286	15.543.966	13.273.000
	Förderung länderübergreifender Programme	33.600	37.271	38.000
	Gewässerkundlicher Landesdienst	1.800.380	1.817.401	2.269.000
	Verwaltungskosten		3.332.985	2.810.472
Gesamtausgaben in €		56.962.108	56.792.374	53.500.000

2.3 Organisatorische Instrumente

Die niedersächsischen Wasserschutzkooperationen beinhalten Bestandteile der ökonomischen und informationellen Instrumente, die im Rahmen von regulativen Instrumenten erst ermöglicht werden und hier den organisatorischen Instrumenten zuzuordnen sind. In Wasserschutzgebieten und in sonstigen Gebieten, die in einer Bewilligung oder Erlaubnis zur Entnahme von Wasser für die öffentliche Wasserversorgung als Einzugsgebiet dargestellt sind (Trinkwassergewinnungsgebiete), sieht das Niedersächsische Wassergesetz sogenannte freiwillige Vereinbarungen zum Wasserschutz nach § 47 h Abs. 3 Satz 2 Nr. 4b NWG vor. Diese freiwilligen Vereinbarungen erfolgen meistens im Rahmen von Trinkwasserschutzkooperationen, die sich vor allem aus betroffenen Landbewirtschaftern, Vertretern des Landvolkes, der Landwirtschaftskammer, des Landkreises, der Wasserversorgungsunternehmen und des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) zusammensetzen.

² Die Ausgaben für das Jahr 2007 beziehen sich auf den Haushaltsplan und entsprechen nicht den tatsächlich ausgegebenen Mitteln.

Die Trinkwasserschutzkooperationen werden zum einen aus der Wasserentnahmegebühr³ (vgl. vorangehenden Abschnitt) und zum anderen von der Europäischen Gemeinschaft durch den ELER-Fonds (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums) finanziert (Richtlinie zum Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz).

Die Mittelvergabe der Wasserentnahmegebühr wird auf der Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der Kooperation bereitgestellt (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 2006, S. 15 f.). So standen im Haushaltsjahr 2006 unter Berücksichtigung aller öffentlichen Mittel einschließlich eventueller EU-Kofinanzierungsmittel 17,5 Mio. Euro zur Finanzierung von Wasserschutzmaßnahmen innerhalb von Wasserschutzkooperationen zur Verfügung. Die Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen zum Trinkwasserschutz ist jeweils einzelfallbezogen mit dem Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz abzustimmen (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 2006, S. 9). Bei der Untersuchung von institutionellen Regelungen zur Umsetzung von Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft zeigte sich, dass im Rahmen von Wasserschutzkooperationen besonders die Landwirtschaft an dem Aufkommen der Wasserentnahmegebühr partizipiert. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen werden den verschiedenen Handlungsbereichen, die vor dem Hintergrund einer gebietspezifischen Prioritätensetzung, die in der Regel auf der Grundlage der Nitratbelastung des Sickerwassers, des Grund- und Rohwassers festgesetzt werden, zugeordnet. Somit erhalten Wasserschutzkooperationen in Gebieten mit hohem Anteil landwirtschaftlicher Bewirtschaftung höhere Zuwendungen als solche, in denen die Waldfläche dominiert. Im Bereich der Lüneburger Heide wurde 2006 der Umbau von ca. 350 ha Nadelholzreinbeständen in Laubholzgemischbestände durch die Wasserentnahmegebühr im Rahmen des Niedersächsischen Kooperationsmodells Trinkwasserschutz finanziert (GUTSCHE 2008, S. 62 f.).

2.4 Informationelle Instrumente

Informationelle Instrumente sind alle politischen Regelungseingriffe, die auf formaler Ebene ausschließlich über Information – Veränderung oder Erhöhung der Informationsbasis – die Handlungen von Gesellschaft und Wirtschaft beeinflussen (KROTT 2001, S. 115). Zu den informationellen Instrumenten gehören Beratungsleistungen, Umweltbildung oder auch Öffentlichkeitsarbeit. In Bezug auf den Wasserschutz bzw. Wasserdienstleistungen ist das Ziel, die Bewusstseinsbildung, die Ursachen-Wirkungs-Zusammenhänge und die Markttransparenz zu erhöhen. Informationelle Instrumente können jedoch nur unterstützend zu den

³ Das Aufkommen der Wasserentnahmegebühr nach § 47h Abs. 3 Satz 2 Nr. 4 NWG ist in Wasserschutz- und Trinkwassergewinnungsgebieten für Beratungsleistungen der Land- und Forstwirtschaft sowie des Erwerbsgartenbaus und für Einschränkungen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung aufgrund freiwilliger Vereinbarungen zu verwenden.

anderen Instrumenten eingesetzt werden, da sich hier nur auf die Verbreitung von Informationen beschränkt wird, wengleich die Durchsetzung der ökonomischen und besonders regulativen Instrumente so begünstigt wird. Nachteilig sind jedoch die nur indirekt und schwer abschätzbaren Wirkungen sowie die zusätzlichen Kosten.

Neben dem Erreichen des guten Zustandes von Oberflächengewässern und Grundwasser und der Einbeziehung ökonomischer Aspekte spielt die Einbindung der Öffentlichkeit in die EG-WRRL eine wesentliche und wichtige Rolle (Art. 14 EG-WRRL). Die Öffentlichkeit soll nicht nur in der dreistufigen Anhörung zum Bewirtschaftungsplan, sondern bei allen Umsetzungsschritten mit eingebunden werden. Eine aktive und umfassende Beteiligung der Öffentlichkeit sorgt für eine frühzeitige Identifikation und Lösung von Konflikten, schafft eine Akzeptanz für die neuen Regelungen, erhöht die Transparenz des Planungsprozesses und lässt das Wissen öffentlicher Interessensgruppen in diesen Planungsprozess einfließen. Auch wenn die EG-WRRL keine genauen Aussagen über das „Wie, Wer und Wann einer Öffentlichkeitsbeteiligung“ macht, sind in Niedersachsen bereits unterschiedliche Maßnahmen, wie Informationsveranstaltungen (u. a. Regional- und Gebietsforen), Vorträge, Broschüren, und Informationsplattformen im Internet realisiert worden. Beispielhaft ist hier die Maßnahme „PartizipA – Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen“ zu nennen, die den informationellen Instrumenten zugeordnet werden kann.

Weiterhin können auch die Gebietskooperationen zur Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie in Niedersachsen zu den informationellen Instrumenten gezählt werden. In den Gebietskooperationen sind Mitglieder aus Landkreisen, Gemeinden, Unterhaltungsverbänden, Land- und Forstwirtschaft, Wasserversorgern, Industrievertretern, Umweltverbänden und dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) vertreten. Das Ziel der Gebietskooperationen ist, in gewässerspezifischen und regionalen Einheiten die erfolgreiche Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen zu erreichen. Dabei bestehen die wesentlichen Aufgaben der Gebietskooperationen in der aktiven Mitwirkung bei der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen (Art. 11 EG-WRRL) und im Informationsaustausch (Art. 14 EG-WRRL). Auch die Pilotprojekte zur Umsetzung der EG-WRRL können Grundlagen für die Wasserschutzberatung sein. Insbesondere sind hier das EG-WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA „Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten“ und dessen Ergänzungsprojekt SILVAQUAplus „Untersuchung institutioneller Regelungen und deren Instrumente zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft“ zu nennen, in deren Rahmen auch die vorliegende Untersuchung zustande gekommen ist.

2.5 Privatwirtschaftliche Vereinbarungen

Bei den privatwirtschaftlichen Vereinbarungen werden zwischen den Waldbewirtschaftern und den am Wasserschutz interessierten privatwirtschaftlichen oder auch kommunalen Institutionen Vereinbarungen getroffen, durch die sich Bewirtschafter gegen Gewährung einer finanziellen Leistung verpflichten, ihre Grundstücke nur nach Maßgabe bestimmter Bewirtschaftungsregeln zu nutzen. Dazu zählen beispielsweise Unterlassungspflichten in Form von Nutzungsbeschränkungen, aber auch Handlungspflichten wie z. B. Maßnahmen, die zumindest schwerpunktmäßig das Ziel verfolgen, einen Beitrag zum Wasserschutz zu leisten. Hier handelt es sich um Zahlungen an die Waldbewirtschaftler als Entgelt für wasserschützende Gegenleistungen, welche Ertragseinbußen herbeiführen. Die Zahlungen werden vermutlich auch eine gewisse Anreizkomponente enthalten, also etwas mehr bewirken als „nur“ die Ertragseinbußen auszugleichen. Es treffen sich problembewusste und einigungswillige Vertragspartner, welche sich der Bedeutung der anvisierten Wasserschutzmaßnahme bewusst sind und einen als fair empfundenen Ausgleich für diese aushandeln (HAMPICKE 1996, S. 67 ff.). Direkte Verhandlungen zwischen Forstbetrieben und Wassernutzern werden häufig propagiert, da der Staat lediglich die Verfügungsrechte festzulegen hat, ohne darüber hinaus instrumentell einzugreifen. Sucht man nach Aspekten, die für privatwirtschaftliche Regelungen sprechen, so stellt man fest, dass diese zum Teil mit den Argumenten übereinstimmen, die im Zusammenhang mit dem umweltpolitischen Kooperationsprinzip (siehe organisatorische Instrumente) angeführt werden. Im Vergleich dazu beanspruchen privatwirtschaftliche Regelungen eine rechtliche Verbindlichkeit und sind nicht den unter dem Stichwort „Kooperationsprinzip“ diskutierten Absprachen zuzuordnen. Vertragliche Regelungen zu Wasserschutzleistungen stellen ein geeignetes Instrument dar, um einen sachgerechten Ausgleich zwischen den wasserrechtlichen Zielen und den Interessen der Betroffenen zu erreichen. Mit Hilfe der freiwilligen Vereinbarungen kann die Bereitschaft der Forstbetriebe erhöht werden, Nutzungsbeschränkungen der Waldbewirtschaftung aus Gründen des Wasserschutzes zu akzeptieren. Im Rahmen von regulativen Instrumenten lassen sich hoheitliche Anordnungen wesentlich schwieriger durchsetzen, weil sich die Betroffenen gegenüber einseitigen Maßnahmen wegen der fehlenden oder nur geringen Einbindung in den Entscheidungsprozess ablehnend verhalten. Den privatwirtschaftlichen Verträgen wird dagegen eine Art „Appellfunktion“ an die Verantwortung des Nutzungsberechtigten zugesprochen (RIESE 1997, S. 95). Neben der Akzeptanz trägt auch das Fachwissen der betroffenen Bewirtschafter, das sie in die vertraglichen Verhandlungen einbringen können, zu einer erhöhten Effizienz der privatwirtschaftlichen Regelungen bei.

Die Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen zur Umsetzung des forstlichen Gewässerschutzes durch GUTSCHE (2008) hat ergeben, dass in Niedersachsen bisher nur ein privatwirtschaftlicher Vertrag entstanden ist. Dabei wurden dem Forstbetrieb von einem Wasserbeschaffungsverband neben den Maßnahmen-

kosten des Laubholzunterbaus auch die langfristigen Ertragsverluste aus dem Baumartenwechsel vergütet.

3 Folgerungen aus der Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen

Im Rahmen der empirischen Untersuchungen institutioneller Regelungen zur effizienten Umsetzung von nachhaltigen Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft (vgl. GUTSCHE 2008) konnte gezeigt werden, dass in Niedersachsen bisher nur vereinzelt und lokal begrenzt (Lüneburger Heide, Harz und Weser-Ems Region) forstwirtschaftliche Wasserschutzleistungen umgesetzt werden. Es wurde deutlich, dass die Forstbetriebe nur bereit sind, Wasserschutzleistungen durchzuführen, wenn sie diese auch vergütet bekommen. Dabei stehen unterschiedliche institutionelle Regelungen zur Verfügung, die bei der Umsetzung wasserwirtschaftlicher Leistung unterstützend wirken (s. Abb. 1). Ergebnis der Befragung und Einordnung der Wasserschutzleistungen in den Instrumentenkontext ist, dass meistens mehrere Instrumente parallel verwendet werden. So werden Wasserschutzkooperationen erst ermöglicht, wenn ein entsprechender ordnungsrechtlicher Rahmen (Ausweisung von Wasserschutzgebieten oder Trinkwassergewinnungsgebieten) vorhanden ist. Außerdem erfolgt die Finanzierung des Kooperationsprogramms über verschiedene ökonomische Instrumente (forstliche Förderung und Wasserentnahmegebühr). Auch werden privatwirtschaftliche Vereinbarungen zwischen Forstbetrieb und Wasserversorgungsunternehmen zumeist herangezogen, um den Eigenanteil z. B. von Waldkalkungen oder Waldumbaumaßnahmen, der nicht durch die forstliche Förderung abgedeckt wird, zu finanzieren.

Als Ergebnis kann festgestellt werden, dass insbesondere die forstliche Förderung und die Wasserentnahmegebühr (somit die ökonomischen Instrumente) die wichtigste Rolle bei der Umsetzung von Wasserschutzleistungen spielen. Häufig dient die Wasserentnahmegebühr zur Kofinanzierung von Maßnahmen der EU-Förderung zur Entwicklung des ländlichen Raums bzw. Maßnahmen der nationalen Rahmenregelung im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK)“.

Im Hinblick auf die institutionellen Regelungen lässt sich folgendes festhalten: Monetäre Anreize, die durch die ökonomischen Instrumente geboten werden, spielen bei der Durchführung von Wasserschutzleistungen im Vergleich zu anderen Instrumenten die bedeutendste Rolle. Dies ist zunächst darauf zurückzuführen, dass landwirtschaftliche Betriebe oder Forstbetriebe wasserschutzorientierte Maßnahmen nur anbieten, wenn sie sich dadurch wirtschaftlich besser bzw. nicht schlechter stellen als ohne diese Maßnahmen. Zum anderen wird ein Anreiz zur Eigeninitiative der handelnden Akteure gegeben, über gesetzliche Anforderungen hinaus zu handeln.

Die Bereitstellung von wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft sollte unter den Aspekten der wasserwirtschaftlichen Effektivität und betriebswirtschaftlichen Effizienz erfolgen. Effizienz ist unter anderem abhängig von „the degree to which the organizational structure matches the environment in which it operates“ (WEITZ u. ANDERSON 1981, S. 134). Generell ist davon auszugehen, dass es nicht nur eine einzige „erfolgreiche“ institutionelle Regelung für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gibt, die für jede Situation und Eventualität die effizienteste Lösung darstellt.

Zusammenfassend lassen sich die folgenden beiden Grundaussagen zur Strategieempfehlung für die Umsetzung von forstlichen Wasserschutzmaßnahmen im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL formulieren (RÜPING 2009, S. 78 f.):

Aus Sicht der Forstbetriebe sollten hinsichtlich der Verteilung der Verfügungsrechte Umsetzungsinstrumente gewählt werden, die die Verfügungsrechte der Waldbesitzer an der Bereitstellung der Wasserschutzleistungen nicht bzw. nur in geringem Umfang einschränken. Bei privatwirtschaftlichen Instrumenten gibt es keine direkte Einflussnahme auf die wasserschutzbezogene Handlungsweise. Der Forstbetrieb hat einen hohen Anreiz, seine wasserwirtschaftlichen Leistungen über marktliche Koordinationsmechanismen anzubieten und so einen höheren finanziellen Ausgleich zu verhandeln.

Unter Einbeziehung der Transaktionskosten wächst die Tendenz zu stärker hierarchisch geprägten Koordinationsformen, um opportunistischen Verhaltens-tendenzen der Transaktionspartner Einhalt zu bieten. Aufgrund der spezifischen Investitionen in die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist der Forstbetrieb an einer langfristigen Absicherung und an festgelegten Regelungen für die Abwicklung und die Organisation des Transfers von Wasserschutzleistungen interessiert.

Einerseits erscheinen also privatwirtschaftliche Regelungen für die Umsetzung von wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft geeignet zu sein, andererseits sind auch regulative Elemente unabdingbar. Somit haben kooperative Koordinationslösungen eine besondere Bedeutung, denn sie können als „Hybridmodelle“ sowohl Aspekte privatwirtschaftlicher wie auch staatlicher Regelungen aufnehmen. Dabei erscheinen insbesondere kooperative Instrumente für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie geeignet. In den Wasserschutzkooperationen können verschiedene Koordinationsinstrumente (wie ökonomische Instrumente, privatwirtschaftliche Vereinbarungen, Wasserschutzberatung) genutzt werden, damit ohne zusätzliche Suchkosten immer genau die passende wasserwirtschaftliche Leistung am richtigen Ort, in der den Wasserschutzzielen entsprechenden Art und Weise bereitgestellt werden kann. Zudem gelingt die Koordination leichter, weil eine gemeinsame Sprache entwickelt wird und ein gemeinsames Ziel verwirklicht werden soll. Die festen Vereinbarungen bieten hohe Sicherheit im Vergleich mit den privatwirtschaftlichen Vereinbarungen und außerdem entwickelt sich zwischen den Kooperationspartnern ein Wir-Gefühl und Vertrauen durch die stabilen, nicht durch Wettbewerb geprägten Beziehungen. Insbesondere auf lokaler

Ebene können Kooperationslösungen zwischen Landbewirtschaftern und Wasserversorgern oder Landbewirtschaftern und Naturschützern zu einem gebietspezifisch effizienten Schutzstatus beitragen.

4 Ausblick

Forstwirtschaft und Wasserschutz ist eine Thematik, die auf der einen Seite eng miteinander verknüpft ist, auf der anderen Seite jedoch mindestens genauso viel Konfliktpotenzial in sich birgt. Die positive Wirkung des Waldes auf die Wasserqualität und -quantität ist unbestritten, jedoch müssen besonders vor dem Hintergrund steigender Nutzungskonflikte, auch zwischen Wasserwirtschaft und Forstwirtschaft, effiziente Instrumente ausfindig gemacht werden, die Nutzungskonflikte entschärfen und zum Vorteil aller sind.

Mit Hilfe der Bestandsaufnahme der derzeitigen Regelungen zum Interessenausgleich zwischen Wassernutzern und Wasserschützern in Niedersachsen konnten bereits etablierte Instrumente aufgezeigt werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigten, dass bisher nur recht vereinzelt und lokal begrenzt Maßnahmen durchgeführt werden, die von Forstbetrieben freiwillig erbracht und entsprechend entgolten werden.

Es hat sich gezeigt, dass die Forstbetriebe ebenso wie die Wasserwirtschaft in aller Regel Interesse daran haben, Wasserschutzmaßnahmen durchzuführen. Jedoch ist auch zu konstatieren, dass der bisherige institutionelle Rahmen nicht die Möglichkeiten bietet, forstliche Wasserschutzmaßnahmen flächendeckend und ohne hohen bürokratischen Aufwand durchzuführen, wie es z. B. bei den landwirtschaftlichen Gewässerschutzleistungen der Fall ist (vgl. Blaubuch der Landwirtschaft, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2008).

Hinsichtlich der Umsetzung von wasserwirtschaftlichen Leistungen im Wald ist davon auszugehen, dass Forstbetriebe diese erst anbieten, wenn sie dafür eine entsprechende Vergütung erhalten. In Niedersachsen bietet die Wasserentnahmegebühr eine geeignete Finanzierungsquelle für Wasserschutzmaßnahmen. Der größte Anteil wird derzeit für die Finanzierung des Niedersächsischen Kooperationsmodells Trinkwasserschutz verwendet, wobei die Mittelvergabe auf der Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der Kooperation erfolgt. Aus der Untersuchung der institutionellen Regelungen konnte abgeleitet werden, dass Wasserschutzkooperationen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie als sehr geeignet erscheinen. Für die strategische Positionierung der Forstwirtschaft im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist es daher erstrebenswert, dauerhafte Kooperationen zwischen Forst-, Land- und Wasserwirtschaft zu gründen. Für bestimmte Regionen (Wasserschutzgebiete bzw. Wassereinzugsgebiete) können durch die Einbeziehung forstlicher Wasserschutzleistungen und Optimierung auf Raumebene Kombinationen aus forst- und landwirtschaftlichen Maßnahmen gefunden werden, die im Verhältnis zu den Kosten die höchste öko-

logische Wirkung erzielen und damit als kosteneffiziente Kombination in die Maßnahmenprogramme (nach Art. 11 EG-WRRL sowie Anhang III (b)) aufgenommen werden können.

Literatur

- BONUS, H. (1993): Marktwirtschaft – Feind der Ökologie? In: MAINZER, K. (Hrsg.): Ökonomie und Ökologie unter besonderer Berücksichtigung der Alpenregion. Bern; Stuttgart; Wien: Haupt. 81-103
- DI FABIO, U. (1995): Rechtliche Instrumente zum Schutz von Boden, Wasser und Luft vor landwirtschaftlichen Umweltbelastungen. *Natur und Recht*, 3, 123-129
- GUTSCHE, C. (2008): Untersuchung institutioneller Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft. Masterarbeit am Burckhardt-Institut der Universität Göttingen, Abteilung Forstökonomie und Forsteinrichtung. 111 S.
- HAMPICKE, U. (1996): Perspektiven umweltökonomischer Instrumente in der Forstwirtschaft insbesondere zur Honorierung ökologischer Leistungen. Materialien zur Umweltforschung herausgegeben vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 164 S.
- KROTT, M. (2001): Politikfeldanalyse Forstwirtschaft: eine Einführung in Studium und Praxis. Berlin: Parey Verlag, 254 S.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2008): Blaubuch Erntejahr 2007: Teil I: Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten gemäß § 51a NWG; Teil II: Katalog der freiwilligen Vereinbarungen und die Berechnungsgrundlagen. Berechnungsgrundlagen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Veröffentlicht unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/197/article/10429.html>
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (2007): Daten zur Wasserentnahmegebühr. Mitteilungen des NLWKN. Unveröffentlicht
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (ML) (2007): Daten zur forstlichen Förderung in Niedersachsen. Mitteilungen des ML. Unveröffentlicht
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (ML) (2008): Förderwegweiser: PROFIL – Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 bis 2013, Hannover, 20 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (2008): Wasserschutzgebiete. Veröffentlicht unter http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C780850_I.20_D0_I598_h1.html. Eingesehen am 23. April 2008
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (2006): Prioritätenprogramm Trinkwasserschutz. Hannover. 17 S.
- RIESE, K.-U. (1997): Subventionen, Entschädigungen und Entgelte für Naturschutzmaßnahmen der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Institutes für Landwirtschaftsrecht der Universität Göttingen, 48. Köln, Berlin, Bonn, München: Heymann
- RÜPING, U. (2009): Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente. Frankfurt/M: J. D. Sauerländer's Verlag, 256 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch. Texte 02/04
- WEITZ, B. u. ANDERSON E. (1981): Organizing the Marketing Function. In: ENIS, B.M. u. ROERING K.J. (Hrsg.): Review of Marketing 1981. Chicago: American Marketing Association. 134-142

Gesetze, Richtlinien, Verordnungen

- Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK-Gesetz - GAKG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 21.07.1988 (BGBl. I, S. 1055), zuletzt geändert durch Art. 189 der Verordnung vom 31.10.2006 (BGBl. I, S. 2407), sowie Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ für den Zeitraum 2006 bis 2009. Wahlperiode 04.09.2006. Deutscher Bundestag Drucksache 16/2522 16
- Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25.07.2007 (Nds. GVBl., Nr. 23, S. 345), unter Berücksichtigung der Bekanntmachung vom 10.06.2004 (Nds. GVBl., Nr.17, S.171), geändert durch Art. 2 des Gesetzes vom 5.11.2004 (Nds. GVBl. Nr.31, S.417), Art. 2 des Gesetzes vom 17.12.2004 (Nds. GVBl., Nr. 44, S.664) und Art. 1 des Gesetzes vom 26.4.2007 (Nds. GVBl., Nr. 10, 144)
- Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007-2013 (PROFIL 2007-2013). Entwicklungsprogramm der Länder Niedersachsen und Bremen für den ländlichen Raum gemäß Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20.09.2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER)
- Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen in den Ländern Niedersachsen und Bremen. Runderlass des ML vom 01.04.2003 (Nds. MBl., S. 339), Runderlass vom 01.09.2006 (Nds. MBl., S. 919) zuletzt geändert durch den Runderlass vom 16.10.2007 (Nds. Mbl., 1379)
- Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Vorhaben zum Trinkwasserschutz in Trinkwassergewinnungsgebieten im Rahmen der Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums (Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz) vom 23. November 2007 (Nds. MBl. Nr. 52, 1727-1732)
- Verordnung über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) vom 20.09.2005 (EG Nr. 1698/2005; ABl. L 277 vom 21.10.2005), zuletzt geändert durch Verordnung Nr. 2012/2006 vom 19.12.2006 (AbI. EG NR. L 384/8)

Korrespondierende Autorin:

Dr. Ursula Rüping

Vormals:

Georg-August-Universität Göttingen
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
Abteilung Forstökonomie und Forsteinrichtung

Aktuell:

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
Abteilung 2 - Nachhaltige Entwicklung, Forsten und Naturschutz
Paulshöher Weg 1
D-19061 Schwerin
E-Mail: u.rueping@lu.mv-regierung.de
URL: www.regierung-mv.de

SILVAQUA – Bewertung forstlicher Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und die nachhaltige Waldbewirtschaftung

SILVAQUA – Evaluation of whether silvicultural
strategies achieve the objectives of the
European Water Framework Directive and
sustainable forestry

*Henning Meesenburg, Martin Jansen, Sven Hentschel, Johannes Suttmöller,
Bernd Ahrends, Claus Döring und Ursula Rüping*

Zusammenfassung

Ziel des Projekts SILVAQUA war die vergleichende Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsmaßnahmen wie Baumartenwahl, Durchforstungs- und Nutzungsintensität, Kalkung sowie spezieller Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur auf den Wasser- und Stoffhaushalt und den Gewässerzustand vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Einzugsgebiets der Oker im Nordharz.

Für die Regulation des Wasserhaushalts wird empfohlen, nur moderate Veränderungen der Bestandesstruktur vorzunehmen, da ansonsten eine Verschärfung

des Niedrigwasser- bzw. Hochwasserrisikos eintreten könnte. Forstliche Maßnahmen wie beispielsweise die Erhöhung der Nutzungsintensität können das Stickstoffaustragsrisiko nur begrenzt mindern. Zusätzlich ist eine Reduktion der Emissionen notwendig. Für die Randbereiche der Waldgewässer im Untersuchungsgebiet wurde ein Vorschlag für den Umbau der bestehenden vorwiegend standortsfremden Nadelholz- in naturnahe Laubholzbestände erstellt. Die ökonomischen Konsequenzen der verschiedenen untersuchten Waldbewirtschaftungsszenarien wurden quantifiziert. In dem angegliederten Projekt SILVAQUAplus wurden für die verschiedenen forstlichen Wasserschutzmaßnahmen institutionelle Regelungen und deren Instrumente zur Umsetzung verglichen und bewertet.

Stichworte: EG-Wasserrahmenrichtlinie, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Baumartenwahl, Harz

Abstract

The aim of the project SILVAQUA was to undertake a comparative analysis of effects of various silvicultural measures such as tree species selection, thinning and harvesting intensity, liming, and special measures for the improvement of water and nutrient budgets as well as the ecological status of watercourses in the Oker River Catchment, in the northern Harz Mountains, according to the European Water Framework Directive.

For the regulation of the water budget, management options which produce only moderate changes of stand structure are recommended in order to avoid the intensification of low flows or floods. Forest practices, for example increasing the harvesting intensity, can reduce the risk of nitrogen leaching to a limited extent only. Additional emission reduction measures are necessary. For the riparian areas in the study area, the conversion of existing, largely introduced coniferous stands to near-natural deciduous stands is proposed. The economic implications of the management options investigated were quantified. In the supporting project SILVAQUAplus, institutional regulations and the instruments for the implementation of silvicultural measures designed for water protection were compared and assessed.

Keywords: European Water Framework Directive, water budget, nutrient budget, tree species selection, Harz Mountains

1 Einleitung

Im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen ist der Einfluss des Waldes und der forstlichen Bewirtschaftung auf den Zustand der Gewässer als insgesamt günstig anzusehen. Wald erfüllt dabei wichtige Funktionen im Hinblick auf die

Qualität und Quantität von Oberflächengewässern und Grundwasser. Mit einer angepassten Waldbewirtschaftung können diese Funktionen erhalten und verbessert werden (SCHÜLER 2005).

Ziel des Projekts SILVAQUA „Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten“ und des angegliederten Projekts SILVAQUAplus „Untersuchungen institutioneller Regelungen und deren Instrumente zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft“ war die vergleichende Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien auf die Bilanzen des Wasser- und Stoffhaushalts und den Gewässerzustand vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL; EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT 2000, MEESENBURG et al. 2005). Dabei sollten sowohl die Maßnahmen identifiziert werden, die negative Auswirkungen auf den Gewässerzustand nach sich ziehen und im Sinne des Verschlechterungsverbots vermieden werden müssen, als auch die Flächen, auf denen sich forstliche Maßnahmen besonders effektiv auf die Verbesserung des Gewässerzustands auswirken. Durch die Verknüpfung mit einer ökonomischen Bewertung wurden daraus kosteneffektive Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands abgeleitet. Folgende forstliche Maßnahmen sind geeignet, den Zustand von Gewässern im Wald, ihrer Quellgebiete sowie der wasserabhängigen Waldökosysteme zu beeinflussen (RÜPING et al., in diesem Band S. 1 ff.):

- Baumartenwahl
- Bestandesbegründung (Naturverjüngung, Pflanzung, Saat)
- Bestandesbehandlung und Hiebssystem
- Umtriebszeiten
- Nutzungsintensität
- Walderschließung (Wegebau, Holzlagerung etc.)
- Bodenschutzkalkung
- Bodenbearbeitung
- Verzicht auf Pflanzenschutzmittel
- Verwendung spezieller Schmierstoffe/Bioöle/Kraftstoffe
- spezielle Maßnahmen zum Gewässerschutz (Verbesserung der Gewässerstruktur, Anlage von Flutmulden etc.)

Die Ergebnisse aus SILVAQUA und SILVAQUAplus zeigen Auswirkungen von Handlungsoptionen auf. Letztere können in die Entwicklung von Bewirtschaftungsplänen zur Umsetzung der EG-WRRL einbezogen werden. Dabei werden mit Hilfe der Simulation von verschiedenen Waldentwicklungsszenarien forstliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Eignung zur Erreichung des Umweltziels „guter Zustand“ der Gewässer beurteilt. Die EG-WRRL führt mit dem „ökologischen Zustand“ einen neuen Bewertungsmaßstab ein, der sich an der Biodiversität und Naturnähe der Gewässer orientiert (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT 2000, BISS et al. 2002). Bis zum Jahr 2015 soll für den überwiegenden

den Teil der natürlichen Fließgewässer mit Hilfe geeigneter Maßnahmen der gute Zustand erreicht werden, für erheblich veränderte natürliche oder künstliche Gewässer entsprechend das gute ökologische Potenzial (BMU 2004).

Für die verschiedenen forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen erfolgte eine ökonomische Bewertung. Diese liefert die Datengrundlage, mit deren Hilfe kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen abgeleitet werden können, welche der Erreichung der Ziele der EG-WRRL dienen. Weiterhin wurde untersucht, welche institutionellen Regelungen geeignet sind, die entsprechenden Maßnahmen zu realisieren (RÜPING 2009). Im niedersächsischen Landeswald sind durch das LÖWE-Programm bereits Bewirtschaftungsmaßnahmen vorgesehen, die Gewässerschutzkriterien berücksichtigen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2006).

Für das Teileinzugsgebiet „Nordharz“ der Oker mit den seit vielen Jahrzehnten hydrologisch und biogeochemisch intensiv untersuchten Teileinzugsgebieten der „Langen“, „Dicken“ und „Steilen Bramke“ wurden zur Ableitung unterschiedlicher Handlungsalternativen vier forstliche Bewirtschaftungsszenarien verglichen, die sich in der Auswahl der Baumarten und Intensität der Eingriffe unterscheiden (HENTSCHEL, in diesem Band). Für die Simulation verschiedener forstlicher Bewirtschaftungsszenarien wurde ein modulares Modellsystem entwickelt. Im Szenario LÖWE erfolgt die waldbauliche Behandlung nach dem Konzept der „Langfristigen ökologischen Waldentwicklung“ der Niedersächsischen Landesforsten (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 1991). Im Szenario PNV (potenziell natürliche Vegetation) ist die Waldbehandlung auf die Erreichung der potenziell natürlichen Waldgesellschaften ausgerichtet. Das Szenario PROZESS (Prozessschutz) unterstellt eine durch Nutzungsverzicht weitgehend gewährleistete unbeeinflusste Waldentwicklung. Im Szenario ERTRAG (ertragsorientierte Waldbewirtschaftung) wird eine Waldbehandlung im Hinblick auf eine stärkere Produktionsorientierung simuliert. Die Szenarien der Bestandentwicklung dienen als Grundlage für die Simulation des Wasser- und Stoffhaushalts sowie für die ökonomische Bewertung.

Zusätzlich zu den von der EG-WRRL vorgegebenen Zeitpunkten (2015, 2021 und 2027) wurde eine Simulation bis zum Jahr 2053 gerechnet, da Waldentwicklungsprozesse langsam ablaufen und daher die Zieltermine der EG-WRRL eher nur Zwischenschritte auf dem Weg zu einem an Gewässerschutzziele angepassten Waldaufbau sind.

Das gesamte Modellsystem mit hydrologischen, waldwachstumskundlichen, stoffhaushaltlichen und ökonomischen Modulen ist durch die Verwendung von statistischen oder auf physikalischen und chemischen Gesetzmäßigkeiten beruhenden Methoden auf andere Regionen Niedersachsens und darüber hinaus übertragbar. Die Verfügbarkeit der benötigten Eingangsdaten kann die Anwendung jedoch einschränken.

2 Regulation des Wasserhaushalts durch forstliche Bewirtschaftung

Im Bereich der Wasserhaushaltsanalyse standen Fragen der Wassermenge und Abflussdynamik im Vordergrund. Für den mengenmäßig guten Zustand der Gewässer im Sinne der EG-WRRL sind insbesondere Extremereignisse wie Hochwasser und Trockenperioden von Relevanz. Forstliche Maßnahmen, die in den bewaldeten Bereichen des Okereinzugsgebietes durchgeführt werden, sind vor diesem Hintergrund dahingehend zu bewerten, ob sie eine Verschlechterung in der Abflussdynamik und Grundwasserneubildung zur Folge haben („Verschlechterungsverbot“).

Mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH wurde für das Untersuchungsgebiet „Teilbereich Nordharz“ der Landschaftswasserhaushalt simuliert. Das verwendete Modell wurde bereits in verschiedenen anderen Einzugsgebieten erfolgreich angewendet (ETH ZÜRICH 2005). Neben hochalpinen Wassereinzugsgebieten wurde das Modell auch in überwiegend grundwasserbeeinflussten Gebieten eingesetzt (GURTZ et al. 2003, KRAUSE u. BRONSTERT 2005). Auf unterschiedlichen räumlichen Skalen (< 1 bis > 1.000 km²) werden dabei die Prozesse des Wasserhaushaltes regional differenziert abgebildet (FIEBIGER et al. 2008, JASPER u. KAUFMANN 2003). Die Übertragbarkeit auf Einzugsgebiete unterschiedlicher Größe und Gebietsausstattung ist somit gewährleistet (SUTMÖLLER et al. 2007).

In Bezug auf die EG-WRRL liefern die Wasserhaushaltsmodellierungen Aussagen zu:

- den Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Gebietswasserhaushalt (Abfluss, Verdunstung) und dessen Veränderung infolge von Nutzungseingriffen und Änderungen in der Baumartenzusammensetzung
- flächendifferenzierten Bilanzierungen der Wasserhaushaltskomponenten, um Veränderungen der Wasserflüsse durch Maßnahmen auf der Planungsebene (Forsteinrichtung) quantifizieren zu können
- der Bewertung waldbaulicher Maßnahmen unter den Vorgaben der EG-WRRL

Die Ergebnisse von Wasserhaushaltssimulationen in Hessen zeigen, dass Wälder positiv für den Gewässerschutz anzusehen sind, da sie eine ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt ausüben (SUTMÖLLER et al. 2009). Wie die Szenariensimulationen zu unterschiedlichen Waldbehandlungsstrategien jedoch auch belegen, können forstliche Maßnahmen zu mehr oder weniger starken Veränderungen des Wasserhaushalts führen (MEESENBURG et al. 2010, SUTMÖLLER u. MEESENBURG, in diesem Band). Insbesondere die Baumartenwahl und die Bestandesbehandlung können eine nachhaltige Veränderung im Wasserhaushaltsgefüge bewirken, wie die hier untersuchten Waldentwicklungsszenarien belegen.

Aus wasserwirtschaftlichen Gründen sollten Waldumbaumaßnahmen nach den Bewirtschaftungsrichtlinien ökologischer Waldbaukonzepte langfristig angelegt werden, um nachhaltige Wirkungen zu erzielen. Aus hydrologischer Sicht stellen die beiden Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV gemäßigte Varianten dar, da bei beiden Bewirtschaftungskonzepten aufgrund der moderaten Nutzungseingriffe und Waldumbaumaßnahmen keine übermäßigen Veränderungen im Wasserhaushalt des Untersuchungsgebietes zu erwarten sind (SUTMÖLLER u. MEESENBURG, in diesem Band). Das Szenario ERTRAG und insbesondere das PROZESS-Szenario führen dagegen im Vergleich zum Status quo zu stärkeren Veränderungen im Wasserhaushalt. Eine Verminderung der Grundwasserneubildung (PROZESS) bzw. eine Zunahme des Hochwasserrisikos (ERTRAG) kann demnach nicht ausgeschlossen werden.

Aus dem Vergleich der Wasserbilanzen bei unterschiedlichen forstlichen Bewirtschaftungsstrategien lässt sich die Empfehlung nach ausgewogenen Bestandesdichten ableiten. Zu lichte Bestände begünstigen das verstärkte Aufkommen der Bodenvegetation, deren Konkurrenz um Licht und die Bodenwasservorräte die natürliche Verjüngung behindern kann (SUTMÖLLER et al. 2009). Zu dichte Bestände führen infolge erhöhter Interzeption und Transpiration zur Verminderung der Grundwasserneubildung (FIEBIGER et al. 2008). Generell ist der Aufbau und Erhalt stabiler Bestände anzustreben, die auch gegenüber zukünftigen Klimaänderungen widerstandsfähig sind (SPELLMANN et al. 2007).

Die Untersuchungen zum Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der Oker, „Teilbereich Nordharz“ konnten zeigen, wie forstliche Bewirtschaftung den Gewässerhaushalt verändern kann. Unter Berücksichtigung der Zielsetzung der EG-WRRL können für das Untersuchungsgebiet Empfehlungen für das forstliche Management gegeben werden, die einen nachhaltig guten Zustand der Gewässer im wasserwirtschaftlichen Sinn gewährleisten. Mit dem gewählten Modellansatz lassen sich ohne weiteres Fragen des Klimawandels klären und auf dieser Basis Anpassungsstrategien für die Forstwirtschaft ableiten (SUTMÖLLER et al. 2009, MEESENBURG et al. 2010).

3 Optimierung der Nachhaltigkeit der Stoffkreisläufe

Ein zentrales Ziel der EG-WRRL ist die Reduzierung von Schadstoffbelastungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer. Schadstoffeinträge in die Gewässer können entweder als direkte (punktuelle Einträge) oder aber als diffuse Einträge erfolgen (WIENHAUS et al. 2008). Bei den Stoffeinträgen aus den Wäldern und infolge der forstlichen Bewirtschaftung handelt es sich fast ausschließlich um diffuse Eintragungspfade. In den letzten Dekaden des vorigen Jahrhunderts galt das Augenmerk besonders der depositionsbedingten Boden- und Gewässerversauerung. Hierbei stand insbesondere die Sorge vor erhöhten Mangan- und Aluminiumbelastungen des Grundwassers im Fokus (JANKOWSKI et al. 2007). Auch

wenn Emissionsminderungsmaßnahmen zu einer drastischen Reduktion der Säuredepositionen geführt haben, schreitet die Versauerung der Sickerwasserleiter z. T. immer noch voran, da zusammen mit den Schwefeldepositionen auch die Depositionen basischer Kationen stark zurückgegangen sind und remobilisierter Schwefel zu einer zusätzlichen Säurebelastung führt (ALEWELL et al. 2000). Somit ergibt sich die Notwendigkeit, Kompensationsmaßnahmen wie z. B. Kalkungen für die entsprechenden Standorte zu prüfen (JANSEN et al. 2007).

Neben der starken Säurebelastung unserer Waldökosysteme wurde in den letzten Jahrzehnten beobachtet, dass die Stickstoffausträge in das Grundwasser z. T. deutlich zugenommen haben. In einigen Regionen werden aktuell die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung in den Sickerwässern unter Wald überschritten (HORVATH et al. 2005, HORVATH et al. 2009, MELLERT et al. 2005). Da die Critical Loads für Stickstoff in Mitteleuropa weiterhin weiträumig überschritten werden, ist auch in Zukunft mit einer zunehmenden Stickstoffsättigung der Wälder und einem damit erhöhten Risiko von unerwünschten Nitratausträgen zu rechnen (MACDONALD et al. 2002).

Im EG-WRRL Pilotprojekt SILVAQUA wurde ein flächenhaft anwendbarer modularer Modellansatz zur Simulation der Wirkungen forstlicher Maßnahmen auf diffuse Stoffausträge aus Wäldern entwickelt (AHRENDTS, in diesem Band S. 95 ff. und AHRENDTS, in diesem Band S. 115 ff.). Dabei werden die wesentlichen Stoffumsatzprozesse in bewaldeten Einzugsgebieten wie Stoffeinträge und -austräge, Nährstoffaufnahme des Bestandes, Silikatverwitterung und Immobilisation berücksichtigt. Die Parametrisierung erfolgt auf der Basis verfügbarer Bestandes- und Standortskenngrößen. In dem Modellansatz sind zahlreiche Modelle (VSD, MAKEDEP, PROFILE, A2M), Verfahren (DEPOSILVA) und Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS[®]) miteinander gekoppelt, so dass zu den Fragestellungen der EG-WRRL für Waldflächen flächendeckende Aussagen getroffen und mögliche zukünftige Entwicklungen aufgezeigt werden können. So ermöglicht z. B. der Regionalisierungsansatz zur Schätzung der atmosphärischen Deposition eine verbesserte räumliche Differenzierung der Stickstoffeinträge auf Bestandesebene (AHRENDTS et al. 2007). Der Modellansatz ermöglicht die Lokalisierung von prioritären Suchgebieten für eine Maßnahmenoptimierung im Sinne der EG-WRRL und ermöglicht, waldbauliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen und Erfolgsaussichten für den Gewässerschutz zu bewerten. Dieses wurde beispielhaft für die Baumartenwahl, die Umtriebszeit und Nutzungsvarianten durchgeführt (AHRENDTS et al. 2010).

Für die Forstwirtschaft sollen die Modellrechnungen den Rahmen vorgeben, in dem sich die Planungen forstlicher Maßnahmen bewegen können, um eine Minimierung der stofflichen Belastung des Sickerwassers zu erreichen. Dabei sollen forstliche Bewirtschaftungseinheiten identifiziert werden, die durch ein erhöhtes Versauerungs- und Auswaschungsrisiko von Nitrat gekennzeichnet sind (AHRENDTS et al. 2008, 2009). In diesen Gebieten können in Zukunft anstehende

waldbauliche Maßnahmen im Hinblick auf ihre Wirkung auf die Gewässerqualität bewertet und ausgewählt werden (AHRENDTS et al. 2010).

Die Stoffhaushaltssimulationen ermöglichen in Bezug auf die EG-WRRL folgende Abschätzungen:

- Die Lokalisierung und Einschätzung der Belastungssituationen durch Stickstoff- und Säureeinträge (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 1.4)
- Die Ausweisung von Einzugsgebieten mit erhöhtem Grundwassergefährdungspotenzial durch Abschätzung der mittleren Stickstofffrachten im Sickerwasser für forstwirtschaftlich genutzte Flächen (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.1)
- Die Einschätzung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität und damit auch indirekt die Auswirkungen anthropogener Landnutzungsänderungen auf die Qualität der Grundwasserneubildung (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.2g)
- Die Bewertung von forstlichen Maßnahmen (Baumartenwahl, Bestandesstruktur, Nutzungsintensität, Kalkung, Kahlschlag, usw.) in Hinblick auf die Gewässerqualität

Hinsichtlich der atmosphärischen Stoffeinträge lässt sich das Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ in drei Bereiche untergliedern: einen relativ gering belasteten Bereich im Nord-Osten und an den nördlichen Grenzen des Untersuchungsgebietes, den nördlichen und mittleren Teil mit mittleren Belastungen und den Süden des Gebietes mit stärksten Beeinträchtigungen durch atmosphärische Stickstoffeinträge. Auf den nährstoffarmen Standorten ist mit einer weiteren Versauerung der Böden und in deren Folge mit dem Risiko einer Versauerung des Grundwassers zu rechnen. Auf diesen Standorten können bereits geringe Nutzungsintensitäten langfristig zu kritischen Situationen hinsichtlich der Baumernährung führen, so dass hier weitere Kalkungen zum Ausgleich der versauerungsbedingten Nährstoffverluste notwendig erscheinen.

Entsprechend der Belastungssituation zeigen auch die modellierten Stickstoffausträge für die Waldflächen des Untersuchungsgebietes vorwiegend auf den südlichen und zentral gelegenen Flächen erhöhte Stickstofffrachten im Sickerwasser (AHRENDTS, in diesem Band S. 115 ff.). Die Simulationen für die verschiedenen Waldentwicklungsszenarien lassen für die Zukunft im Mittel leicht abnehmende Stickstoffausträge erwarten. Eine positive Entwicklung der Stickstofffrachten ist im Wesentlichen aufgrund von zwei Faktoren zu erwarten: zum einen durch die Reduzierung der Stickstoffdeposition aufgrund von Emissionsminderungsmaßnahmen, zum anderen aus der Erwartung einer auch zukünftig hohen Stickstoffimmobilisation im Auflagehumus und Oberboden. Diese Annahme ist jedoch mit großen Unsicherheiten belastet. Sollte sich die N-Retention durch veränderte Umweltbedingungen (Temperatur, Feuchtigkeit) zukünftig abschwächen, so ist mit einer zunehmenden flächenhaften Belastung der Gewässer mit mineralischen Stickstoff zu rechnen. Daher sind die Ergebnisse der Simulationen keinesfalls als

Entwarnung für die zukünftige Entwicklung der Sickerwasserqualität anzusehen, da die zunehmende Anreicherung von Stickstoff im Boden ein langfristiges Gefährdungspotenzial darstellt.

Durch die Verknüpfung der ermittelten Stickstofffrachten mit den Abflussmengen können zusätzlich Aussagen hinsichtlich einer Veränderung der chemischen Qualität der Oberflächengewässer durch forstliche Maßnahmen getroffen werden.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen zeigen, dass Baumartenwechsel nach Erreichen der ökonomisch optimalen Umtriebszeit insgesamt nur geringe Auswirkungen hinsichtlich der Gewässerqualität haben. Bei einem Wechsel von fichten- zu buchendominierten Beständen stehen geringere Nitratausträge aus Buchenaltbeständen erhöhten Austrägen im Zeitraum nach dem Umbau gegenüber. Diese Erhöhung resultiert überwiegend aus der geringen Stickstoffaufnahme von jungen Buchen. Der Bestandesstruktur kommt im Vergleich zum Baumartenwechsel eine größere Bedeutung hinsichtlich der Gewässerqualität zu. Nach den Ergebnissen der Simulationen hat die Bestandeshöhe als strukturbeschreibende Größe einen größeren Einfluss auf die Stickstoffdeposition als die Baumart. So liegen die Stickstoffeinträge in Altbeständen je nach Baumart etwa um den Faktor 2 höher als in Jungbeständen.

Auf nährstoffarmen Standorten sind, soweit noch nicht geschehen, zusätzliche Kalkungen notwendig, um die Basensättigung in den Böden wieder anzuheben und somit der Gefahr einer Versauerung des Grundwassers zu begegnen. Damit können gleichzeitig kritische Situationen hinsichtlich der Baumernährung vermieden werden. Nach Untersuchungen in der „Steilen Bramke“ ergeben sich selbst bei einer hochdosierten Kalkung von 16 t ha^{-1} keine zusätzlichen Gewässerbelastungen durch mobilisierten Stickstoff (MEESENBURG et al. 2002).

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass es in den ersten Jahren nach Kahlschlägen häufig zu starken Anstiegen der Stickstoffbelastungen im Sickerwasser kommt (PARDO et al. 1995, ROTHE u. MELLERT 2004). Daher sollte diese Hiebsform, wie auch starke Störungen der Humusaufgaben, auf bestimmte waldbauliche Ausgangssituationen beschränkt bleiben.

Durch die zusätzliche Nutzung weiterer Biomassekompartimente wie z. B. Astholz und Reisig wird die Gefahr des Stickstoffaustrags reduziert (ASCHE et al. 2007). Da sich jedoch bei einer solchen Maßnahme auch der Export anderer Nährstoffe (z. B. K, Mg, Ca, P) erhöht, sollte diese Maßnahme nur auf nährstoffreichen Standorten oder in Kombinationen mit Kalkungen – evtl. mit Beigabe von P – durchgeführt werden.

4 Forstliche Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer

Neben forstlichen Maßnahmen zur Minderung von diffusen Stoffeinträgen in Gewässer sind insbesondere Maßnahmen zur Entwicklung der Gewässerstruktur geeignet, den ökologischen Zustand kleinerer Waldbäche und ihrer Quellgebiete sowie wasserabhängiger Waldökosysteme zu verbessern. Eine wesentliche Komponente ist dabei der Umbau von als naturfern einzustufenden Waldbeständen in Gewässernähe in naturnähere Bestockungen (BMU 2007, UMWELTBUNDESAMT 2008). Für den niedersächsischen Landeswald sind entsprechende Maßnahmen bereits durch das LÖWE-Waldbauprogramm vorgesehen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 2006).

Einen bedeutsamen Einfluss auf den ökologischen Gewässerzustand haben dabei Waldbestände im unmittelbaren Gewässerrandbereich und in den Auenbereichen der Fließgewässer. Positive Wirkungen sind insbesondere zu erwarten, wenn ausreichender Raum für eine eigendynamische oder gelenkte Gewässerentwicklung vorhanden ist. Der Aufbau naturnaher Bestandesstrukturen, eine angepasste Bewirtschaftungsintensität und ein erhöhtes Totholzaufkommen können den ökologischen Gewässerzustand verbessern, zumal sich Maßnahmen auch auf die unterliegenden Gewässerabschnitte auswirken (BMU 2007). Bei allen Maßnahmen sind allerdings mögliche forstliche Mindererträge zu beachten.

Im Sinne eines Maßnahmenkonzeptes sollten in die Planung auch strukturelle Beeinflussungen durch Waldwegebau, Befahrung, Gewässerausbau und Unterhaltung einbezogen werden. Der forstliche Wegebau kann effektive Beiträge zum Erosionsschutz leisten, indem die Befestigungen so durchgeführt werden, dass keine Einträge von gebietsfremden oder gewässerschädigenden Stoffen erfolgen. Gewässerquerungen müssen so ausgeführt werden, dass die Durchgängigkeit langfristig sichergestellt ist.

Für einen kosteneffizienten Mitteleinsatz im Sinne der EG-WRRL sind prioritär solche Gewässerabschnitte auszuwählen, in denen eine hohe ökologische Wirkung erzielt werden kann (INTERWIES et al. 2004). Je höher der Anteil naturferner Baumarten ist, desto höher ist das Potenzial, durch einen ökologischen Waldumbau zu einer Verbesserung der Gewässerqualität beizutragen. Da Teile der Oker als überregional bedeutsame Wanderrouden für die Fischfauna ausgewiesen sind, sollten Waldumbaumaßnahmen prioritär im Bereich der – potenziellen – Laich- und Entwicklungshabitate stattfinden.

Die Untersuchung spezieller forstlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz ermöglichen in Bezug auf die EG-WRRL folgende Abschätzungen:

- Die Identifizierung von naturfernen Bestockungen im Gewässerrand- bzw. Auenbereich der Gewässer
- Vorschläge für den zeitlichen Ablauf von möglichen Waldumbaumaßnahmen im Gewässerrandbereich

- Eine Abschätzung der ökonomischen Kosten von Waldumbaumaßnahmen im Gewässerrandbereich
- Die Abschätzung der Relevanz forstlicher Maßnahmen für den Gewässerschutz

Für die Waldgewässer im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ wurden im Rahmen von SILVAQUA mit einem GIS-gestützten Modellierungsansatz der Umbau von Gewässerrandstreifen mit naturfernen Waldbeständen zu naturnahen Bestockungen simuliert. Auf der Basis eines Modells der potenziell natürlichen Vegetation wurden zunächst die Flächen identifiziert, die für einen Umbau in Frage kommen. Darauf aufbauend wurde schrittweise ein Umbau dieser Flächen im Umfang von 506 ha in naturnahe Gewässerrandstreifen mit Erlenbestockung simuliert. Naturnah bestockte Gewässerrandstreifen sind insbesondere für kleinere Fließgewässer ökologisch wertvolle Pufferbereiche. Neben ihrer Filterfunktion verbessern sie die Gewässerstruktur und dienen zudem der Habitatvernetzung.

5 Einsatz ökonomischer Instrumente

Die EG-WRRL ist eine der ersten umweltpolitischen Richtlinien der EU, die explizit auf ökonomische Instrumente verweist, um die von ihr gesetzten Ziele zu erreichen. Ökonomische Instrumente umweltrechtlicher Steuerung sind dadurch gekennzeichnet, dass für ein bestimmtes gewünschtes Verhalten ein wirtschaftlicher Vorteil in Aussicht gestellt und schließlich auch gewährt wird. Der Einzelne kann nunmehr – anders als im ordnungsrechtlichen gesteuerten Umweltrecht – zwischen verschiedenen Varianten legalen Verhaltens unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten eigenverantwortlich wählen (HENDLER 2001). Grundlagen dafür werden in der von der EG-WRRL geforderten wirtschaftlichen Analyse geschaffen (INTERWIES u. KRAEMER 2002).

Durch die Bestandsaufnahme für alle Wasserkörper wurden der Zustand, die signifikanten Belastungen und die Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung der EG-WRRL bis 2015 festgestellt. Darauf aufbauend müssen Maßnahmen identifiziert werden, die zur Erreichung der Umweltziele oder zum Erhalt des guten Zustands führen können. Bis Ende 2009 waren für jede Flussgebietseinheit Maßnahmenprogramme aufzustellen. Die Maßnahmen müssen bis spätestens Ende 2012 in die Praxis umgesetzt sein. Das Geschehen in den Flussgebietseinheiten wird über umfassende Bewirtschaftungspläne (Art. 13 und Anhang VII EG-WRRL) gesteuert. Die Richtlinie nennt Qualitätsziele, die auf Flusseinzugsgebiete bezogene Bewirtschaftungspläne erfordern. Die Bewirtschaftungspläne waren bis Ende 2009 zu erstellen und zu veröffentlichen (vgl. Art. 13 EG-WRRL). Diese müssen u. a. Maßnahmenprogramme (Art. 11 EG-WRRL) als zentrale Elemente zur Erreichung dieser Qualitätsziele beinhalten.

Waldbewirtschaftung kann in besonderem Maße der Zielsetzung der EG-WRRL dienen. Gezielte und effiziente Maßnahmen der Waldbewirtschaftung im

Sinne der EG-WRRL, die die Anforderungen an eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft übersteigen, begründen jedoch einen Anspruch auf Ausgleich der zusätzlichen Kosten bzw. Ertragsverluste (RÜPING u. MÖHRING 2008). Das im Rahmen des Projektes SILVAQUA entwickelte ökonomische Bewertungskonzept schafft die Voraussetzungen für die Quantifizierung forstlicher Wasserschutzleistungen und dient damit insbesondere zur Herleitung der kosteneffizientesten Kombination der in das Maßnahmenprogramm aufzunehmenden forstlichen Maßnahmen.

Ziel des ökonomischen Teilprojektes war die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens, mit dem forstliche Wasserschutzmaßnahmen und alternative Bewirtschaftungsstrategien der Forstwirtschaft, die unterschiedliche Auswirkungen auf die Quantität und Qualität der Gewässer haben, betriebswirtschaftlich quantifiziert werden (MÖHRING u. RÜPING 2006). Mit Hilfe des entwickelten Bewertungsmodells können speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete waldbauliche Maßnahmen der Forstwirtschaft, hinsichtlich der Maßnahmenkosten, Mehraufwendungen bzw. Mindererträge des Forstbetriebes bewertet werden. Das forstliche Bewertungskonzept bildet eine Grundlage für eine leistungsorientierte kosteneffiziente Honorierung von Gewässerschutzmaßnahmen bei einer nutzungsübergreifenden Betrachtung. Somit können die bereits etablierten und standardisierten landwirtschaftlichen Gewässerschutzmaßnahmen (s. sog. Blaubuch der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2008) um forstliche Maßnahmen ergänzt werden, so dass eine Herleitung einer kosteneffizienten Maßnahmenkombination für gesamte Einzugsgebiete möglich wird.

Weiterhin lassen sich aus den Ergebnissen einer Untersuchung von institutionellen Regelungen zur Umsetzung von forstlichen Gewässerschutzmaßnahmen Instrumente ableiten, die die Umsetzung von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie unterstützen (GUTSCHE 2008, RÜPING 2009, RÜPING et al., in diesem Band S. 189 ff.).

In Bezug auf die EG-WRRL ermöglichen das SILVAQUA-Teilprojekt „Ökonomische Bewertung“ sowie das Projekt SILVAQUAplus „Untersuchungen institutioneller Regelungen und deren Instrumente zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft“ insbesondere:

- Die Herleitung der Kosten der forstlichen Wasserschutzleistungen (forstliche Maßnahmen wie u. a. Baumartenwahl, waldbauliche Behandlungsstrategie, Steuerung der Nutzungsintensität, Kalkung, Gewässerstrukturmaßnahmen) und damit Berücksichtigung des Grundsatzes der Deckung der Kosten nach Artikel 9 EG-WRRL
- Einen Beitrag zur Herleitung einer kosteneffizienten Kombination (Anhang III, b) der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 EG-WRRL aufzunehmenden forstlichen Maßnahmen

- Die Darstellung von institutionellen Regelungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und Beschreibung lokal angepasster marktconformer Instrumente zur Steigerung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen

Speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete forstliche Maßnahmen führen meistens zu Abweichungen von der planmäßigen forstlichen Bewirtschaftung und demzufolge zu zusätzlichen Maßnahmenkosten oft in Verbindung mit zukünftigen Mindererträgen für die Forstbetriebe, also zu Ertragsverlusten für die Forstbetriebe, die als Grenzpreise für die wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft interpretiert werden können. Ein Vergleich der durchschnittlichen Ertragsverluste, die sich im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ aufgrund von unterschiedlichen Bewirtschaftungsstrategien ergeben, verdeutlicht, dass ein vorzeitiger Umbau der Nadelbaumbestände (Verkürzung der Produktionszeit) und der anschließende Baumartenwechsel zu Buche zu den größten Ertragsverlusten führt. Auch ein Baumartenwechsel von Fichte zu Buche nach Erreichen der ökonomischen Umtriebszeit führt zu hohen Ertragsverlusten für den Forstbetrieb. Geringere Ertragsverluste entstehen, wenn sich die Umtriebszeiten verschieben (wie z. B. eine 10 %ige Verlängerung der Umtriebszeiten oder auch 20 %ige Verkürzung der Umtriebszeiten). Eine Umstellung auf Vollbaumnutzung im gesamten Untersuchungsgebiet führt im Vergleich zu den anderen Bewirtschaftungsszenarien zu mittleren Ertragsverlusten (RÜPING 2009).

Die Ergebnisse der ökonomischen Betrachtung einer Gewässerstrukturmaßnahme im Einzugsgebiet der Oker „Teilbereich Nordharz“ zeigen, dass ein sofortiger Waldumbau in einen naturnahen Uferbewuchs auf einem 30 m breiten Gewässerrandstreifen zu relativ hohen Ertragsverlusten führt. Dabei wurde unterstellt, dass die derzeitigen noch nicht hiebsreifen Nadelbaumbestände vorzeitig genutzt werden. Die Ertragsverluste für den Forstbetrieb würden sich um den Ertragsverlust aufgrund vorzeitiger Ernte reduzieren, wenn die entsprechenden Nadelbaumbestände erst bei Erreichen der ökonomischen Umtriebszeit in Erlenbestände umgewandelt werden. Auch würde sich der Ertragsverlust verringern, wenn der Forstbetrieb die gepflanzten Erlen auch zukünftig weiter nutzen würde. Bei Umwandlung nach Erreichen der Umtriebszeit und extensiver Nutzungen der Erlenbestände würden sich beispielsweise die Kosten für den Umbau der 506 ha Gewässerränder im Einzugsgebiet der Oker im Nordharz auf ca. 2,1 Mio. € belaufen. Das entspricht einem jährlichen Ertragsverlust für den Forstbetrieb von 84 €/ha für einen Zeitraum von 90 Jahren. Wenn der Forstbetrieb die Kulturkosten von 2.500 €/ha z. B. im Rahmen einer forstlichen Förderung oder aus Mitteln der Wasserentnahmegebühr erstattet bekommt, dann reduziert sich der Ertragsverlust aufgrund des Erlenanbaus auf den 30 m breiten Gewässerrandstreifen auf ca. 830.000 €.

Hinsichtlich der Umsetzung von wasserwirtschaftlichen Leistungen im Wald ist davon auszugehen, dass Forstbetriebe diese anbieten, wenn sie dafür eine ent-

sprechende Vergütung erhalten. In Niedersachsen bietet die Wasserentnahmegebühr eine wichtige Finanzierungsquelle für Wasserschutzmaßnahmen. Der größte Anteil wird derzeit für die Finanzierung des Niedersächsischen Kooperationsmodells Trinkwasserschutz verwendet, wobei die Mittelvergabe auf der Grundlage der landwirtschaftlichen Nutzfläche innerhalb der Kooperation erfolgt. RÜPING (2009) leitete aus der Untersuchung der institutionellen Regelungen mithilfe des Transaktionskostenansatzes ab, dass Wasserschutzkooperationen zur Umsetzung der wasserwirtschaftlichen Leistungen der Forstwirtschaft als geeignet erscheinen. Für die strategische Positionierung der Forstwirtschaft im Bereich des Wasserschutzes ist es daher erstrebenswert, dauerhafte Kooperationen zwischen Forst-, Land- und Wasserwirtschaft zu gründen. Für bestimmte Regionen (Wasserschutzgebiete bzw. Wassereinzugsgebiete) können durch die Einbeziehung forstlicher Wasserschutzleistungen und Optimierung auf Raumbene Kombinationen aus forst- und landwirtschaftlichen Maßnahmen gefunden werden, die im Verhältnis zu den Kosten die höchste ökologische Wirkung erzielen. Damit kann die Finanzierung der Wasserschutzmaßnahmen aus der Wasserentnahmegebühr unter den Aspekten der wasserwirtschaftlichen Effektivität und betriebswirtschaftlichen Effizienz erfolgen.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse der Modellrechnungen im Rahmen von SILVAQUA zeigen, dass bei anhaltend hohen atmosphärischen Stoffeinträgen die waldbaulichen Möglichkeiten zum Schutz und Erhalt der Gewässerqualität beschränkt sind. Eine langfristige Reduzierung der Stickstoffeinträge kann nur durch entsprechende Emissionsminderungen erreicht werden. Durch forstliche Maßnahmen (Baumartenwahl, Nutzungsintensität) besteht allerdings die Möglichkeit, die Einträge zu begrenzen und die Stickstoffentzüge durch angepasste Nutzungsintensitäten zu erhöhen und somit das Stickstoffretentionspotenzial möglichst langfristig zu nutzen und Austragsspitzen im Abfluss zu mildern.

Das Modellkonzept schließt eine integrierte Kalkungsplanung ein (JANSEN et al. 2007), die eine flächendifferenzierte Bestimmung des Kalkungsbedarfes ermöglicht, weil sie an die Standortsbedingungen und die bestandsspezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen angepasst ist, um die Nachhaltigkeit der Stoffkreisläufe zu erhalten.

Die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen sollten immer in Bezug auf die konkrete Fläche bzw. den konkreten Bestand ausgerichtet werden. In Abhängigkeit standörtlicher und waldbaulicher Gegebenheiten sowie der Lage im Einzugsgebiet können die Maßnahmen unterschiedliche Auswirkungen auf die Gewässerqualität und Grundwasserneubildungsrate haben (LORZ et al. 2007). Die Auflistung von forstbetrieblichen Wasserschutzleistungen (s. o.) kann insofern nur als potenzieller Handlungsrahmen gesehen werden. Die Integration von ökonomischen und öko-

logischen Kennwerten des Stoff- und Wasserhaushaltes sowie eine räumliche Optimierung ermöglichen die Herleitung von kosteneffizienten Wasserschutzmaßnahmen im Wald.

Die Planung forstlicher Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität sollte sich nicht nur an dem von der EG-WRRL vorgegebenen Zeitrahmen orientieren, sondern auch längerfristige Planungsziele beinhalten. Aufgrund der langen Produktionszeiträume der Forstwirtschaft und der ebenfalls langen Wirkzeiträume von Eingriffen in den Stoffhaushalt von Waldökosystemen lassen sich viele Maßnahmen nur langfristig ökonomisch sinnvoll umsetzen (BfN 2008). Insbesondere die flächenhaften Maßnahmen des ökologischen Waldumbaus wirken sich erst auf einer längerfristigen Zeitskala aus. Die Integration spezieller Maßnahmen zum Gewässerschutz in die zukünftige betriebliche Planung der Forstbetriebe wird empfohlen, um Synergieeffekte zu ermöglichen.

Durch den modularen Bearbeitungsansatz in SILVAQUA ist es möglich, einzelne Modellbausteine sowie den vollständigen Untersuchungsansatz sowohl räumlich auf andere Untersuchungsgebiete als auch thematisch auf zusätzliche Fragestellungen zum Wasser- und Stoffhaushalt von Wäldern zu übertragen. Eine Anwendung in anderen Einzugsgebieten in Niedersachsen erscheint für das Bergland wie für das Tiefland möglich. Zusätzliche Aspekte wie beispielsweise Auswirkungen des Klimawandels sowie daran ausgerichtete Anpassungsstrategien oder naturschutzfachliche Fragestellungen lassen sich in das Modellsystem integrieren.

Literatur

- AHRENDTS, 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, 32-36
- AHRENDTS, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBURG, H. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges.*, 110, 421-422
- AHRENDTS, B.; MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2009): Assessment of forest management effects on N-cycling at three basins in the Upper Harz Mountains, Germany. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 50, 3-7
- AHRENDTS, B.; MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. *IAHS Publ.*, 336, 32-37
- ALEWELL, C.; MANDERSCHIED, B.; MEESENBURG, H. u. BITTERSÖHL, J. (2000): Is acidification still an ecological threat? *Nature*, 407, 856-857
- ASCHE, N.; DOHMEN, H.; DAME, G.; NOLTE, N. u. HUSEMANN, T. (2007): Grundwasserschutz durch intensivierete Biomassenutzungen: Ein Praxisversuch zum Stickstoffexport aus dem Klever Reichswald. *AFZ/DerWald*, 11, 594-597
- BfN (Hrsg.) (2008): Ökonomische Effizienz im Naturschutz. BfN, Bonn, 216 S.
- BISS, R.; KÜBLER, P.; PINTER, I. u. BRAUKMANN, U. (2002): Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. *Texte*, 62/02, 162 S.

- BMU (2004): Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Umweltpolitik, Kennnummer 3044. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), UBA, Paderborn, 119 S.
- BMU (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Reihe Umweltpolitik, 1. Auflage. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin, 178 S.
- ETH ZÜRICH (2005): WaSiM-Workshop, ETH Zürich, 17./18.März 2005. Homepage: <http://www.wasim.ch/dialog/events.htm>
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND EUROPÄISCHER RAT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000
- FIEBIGER, C.; SUTMÖLLER, J.; MEESEBURG, H. u. EICHHORN, J. (2008): Wald in der Rhein-Main-Ebene – Risiken und Anpassungsmaßnahmen für die Forstwirtschaft als Folge der prognostizierten Klimaveränderung in Hessen. Abschlussbericht INKLIM 2012 Baustein II plus, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 46 S.
- GURTZ, J.; ZAPPA, M.; JASPER, K.; LANG, H.; VERBUNT, M.; BADOUX, A. u. VITVAR, T. (2003): A comparative study in modelling runoff and its components in two mountainous catchments. *Hydrol. Process.*, 17, 297-311
- GUTSCHE, C. (2008): Untersuchung institutioneller Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen in der Forstwirtschaft. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen
- HENDLER, R. (2001): Ökonomische Instrumente des Umweltrechts unter besonderer Berücksichtigung der Umweltabgaben. In: DOLDE, K.-P. (Hrsg.) (2001): *Umweltrecht im Wandel: Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU)*. Berlin: Schmidt
- HORVÁTH, B.; MEESEBURG, H. u. MEIWES, K.J. (2005): Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. *Freiburger Forstl. Forschung*, 62, 47-52
- HORVÁTH, B.; MEIWES, K.J. u. MEESEBURG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv*, 80, 35-41
- INTERWIES, U. u. KRAEMER, R.A. (2002): Ökonomische Aspekte der EU-Wasserrahmenrichtlinie. von Keitz, S. u. Schmalholz, M. (Hrsg.): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Berlin: Schmidt, 293-319
- INTERWIES, E.; KRAEMER, R. A.; KRANZ, N.; GÖRLACH, B.; DWORAK, T.; BORCHARDT, D.; RICHTER, S. u. WILLECKE, J. (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. *Texte - Umweltbundesamt*, 02/04, Berlin, 250 S.
- JANKOWSKI, A.; SCHÜLTKEN, H.; HÖLSCHER, J.; WALTHER, W.; CRAMER, T.; REINSTORF, F.; HEBBLACK, K.; MEESEBURG, H.; MEIWES, K.J.; BÖTTCHER, J.; MÜLLER, U.; MALESSA, V. u. AHRENDTS, B. (2007): Grundwasserversauerung: Methoden zur Gefährdungsabschätzung und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen. *Grundwasser* 7, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, 39 S.
- JANSEN, M.; DÖRING, C.; AHRENDTS, B.; MEESEBURG, H.; MEIWES, K.J. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. *Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges.*, 110, 483-484
- JASPER, K. u. KAUFMANN, P. (2003): Coupled runoff simulations as validation tools for atmospheric models at the regional scale. *Quart. J. Royal Meteorol. Soc.*, 129, 673–692
- KRAUSE, S. u. BRONSTERT, A. (2005): An advanced approach for catchment delineation and water balance modelling within wetlands and floodplains. *Adv. Geosci.*, 5, 1–5

- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2008): Blaubuch Erntejahr 2007: Teil I: Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten gemäß § 51a NWG; Teil II: Katalog der freiwilligen Vereinbarungen und die Berechnungsgrundlagen. Berechnungsgrundlagen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Veröffentlicht unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/6/nav/197/article/10429.html>
- LORZ, C.; VOLK, M. u. SCHMIDT, G. (2007): Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. *Forest Ecology and Management*, 248, 17-25
- MACDONALD, J. A.; DISE, N. B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M. u. GUNDERSEN, P. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biol.*, 8, 1028-1033
- MEESENBURG, H.; JANSEN, M.; DÖRING, C.; BEESE, F.; RÜPING, U.; MÖHRING, B.; HENTSCHEL, S.; MEIWES, K.J. u. SPELLMANN, H. (2005): Konzept zur Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Wasserversorgung in bewaldeten Einzugsgebieten, *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 171-180
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; WAGNER, M. u. PRENZEL, J. (2002): Ecosystem effects after ameliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany. Horst, W.J. et al. (eds.), *Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems*. Kluwer, *Development Plant Soil Sci.*, 914-915
- MEESENBURG, H.; SUTMÖLLER, J. u. HENTSCHEL, S. (2010): Retrospective and prospective evaluation of water budgets at Lange Bramke, Harz Mountains, Germany: Effects of plant cover and climate change. *IAHS Publ.*, 336, 239-244
- MELLERT, K.-H.; GENSIOR, A. u. KÖLLING, C. (2005): Nitratinventur Bayern offenbart zunehmende Stickstoffsättigung: Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ/DerWald*, 4, 168-171
- MÖHRING, B. u. RÜPING, U. (2006): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen, *Schriften zur Forstökonomie*, Band 32, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main
- MÖHRING, B. u. RÜPING, U. (2008): A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. *Forest Policy and Economics*, 10, 98-107
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN (2006): 15 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung. Das LÖWE-Programm, *Niedersächsische Landesforsten*, Braunschweig, 31 S.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG (1991): Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Programm der Landesregierung, *Niedersächsische Landesregierung Hannover*, 49 S.
- PARDO, L.H.; DRISCOLL, C.T. u. LIKENS, G.E. (1995): Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 1659-1664
- ROTHE, A. u. MELLERT, K.H. (2004): Effects of Forest Management on Nitrate Concentrations in Seepage Water of Forests in Southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156, 337-355
- RÜPING, U. (2009): *Wasserschutz im Wald: Betriebswirtschaftliches Bewertungskonzept und institutionelle Umsetzungsinstrumente*. Frankfurt/M: J.D. Sauerländer's Verlag
- RÜPING, U. u. MÖHRING, B. (2008): A Concept for the Calculation of Financial Compensations caused by changing the Forest Management Strategy – particularly with regard to Water Protection. In: KHARAZIPOUR A.; SCHÖPPER C. u. MÜLLER, C. (Ed.): *Review of forests, wood products and wood biotechnology of Iran and Germany - Part II*. Universitätsdrucke Göttingen
- SCHÜLER, G. (2005): Auswirkungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf den Wald und die Waldbewirtschaftung. *Forst u. Holz*, 60, 316-320
- SPELLMANN, H.; SUTMÖLLER, J. u. MEESENBURG, H. (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels: Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ/Der Wald*, 23, 1246-1249

- SUTMÖLLER, J.; FIEBIGER, C. u. MEESENBURG, H. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Wäldern – Modellgestützte Risikoabschätzung für ausgewählte Waldbestände im Hessischen Ried. Freiburger Forstl. Forschung, 82, 111-121
- SUTMÖLLER, J.; HENTSCHEL, S.; MEESENBURG, H. u. SPELLMANN, H. (2007): Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten. In: MIEGEL, K.; TRÜBNER, E.-R. u. KLEEBERG, H.-B. (Hrsg.): Einfluss von Bewirtschaftung und Klima auf Wasser- und Stoffhaushalt von Gewässern. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 20.07 (1), 235-246
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Der „gute ökologische Zustand“ naturnaher terrestrischer Ökosysteme - ein Indikator für Biodiversität? Texte Umweltbundesamt, 29/08, 186 S.
- WIENHAUS, S.; HÖPER, H.; EISELE, M.; MEESENBURG, H. u. SCHÄFER, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz: Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie. GeoBerichte, 9, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 56 S.

Korrespondierender Autor:

Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2
D-37079 Göttingen
E-Mail: henning.meesenburg@nw-fva.de
URL: www.nw-fva.de

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
Abs.	Absatz
Ake	Effektive Kationenaustauschkapazität
ALh	Anderes Laubholz mit hoher Umtriebszeit
ALn	Anderes Laubholz mit niedriger Umtriebszeit
Art.	Artikel
ATKIS	Amtlich Topographisches-Kartographisches Informationssystem
BHD	Brusthöhendurchmesser (Durchmesser in 1,3 m Höhe)
BMP	Best Management Practices
BT	Bestandestyp
CORINE	Coordinated Information on the European Environment
DGM	Digitales Geländemodell
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
DWD	Deutscher Wetterdienst
Efm	Erntefestmeter ohne Rinde
EG	Europäische Gemeinschaft
ekfr.	erntekostenfrei
Ekl.	Ertragsklasse
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EU	Europäische Union
FAL-AOE	Bundesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie (jetzt: Johann Heinrich von Thünen-Institut)
GAK	Gemeinschaftsaufgabe zur Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes
GIS	Geographisches Informationssystem
ha	Hektar
IDW	Inverse Distance Weighting

LAI	Leaf Area Index (Blattflächenindex)
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Lbh	Laubholz
lfm	Laufende Meter; Maßeinheit
LGN	Landesvermessung und Geobasisinformation Niedersachsen
LWG	Landeswassergesetz
Nds.	Niedersachsen
NFP	Niedersächsisches Forstplanungsamt
NIBIS [®]	Niedersächsisches Bodeninformationssystem
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
pF-Kurve	Wasserspannungskurve
PNV	Potenziell natürliche Vegetation
SAI	Stem Area Index (Stammflächenindex)
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
Vfm	Vorratsfestmeter
WBR	Waldbewertungsrichtlinie
WET	Waldentwicklungstyp
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
Z-Baum	Zukunftsbaum

Kontaktdaten der Autorinnen und Autoren

Dr. Bernd Ahrends

Nordwestdeutsche Forstliche
Versuchsanstalt

Abt. Umweltkontrolle

Grätzelstraße 2

D-37079 Göttingen

bernd.ahrends@nw-fva.de

(normals:

Georg-August-Universität Göttingen

Abt. Ökopedologie der gemäßigten
Zonen)

Prof. em. Dr. Friedrich Beese

Georg-August-Universität Göttingen

Büsgen-Institut

Abt. Ökopedologie der gemäßigten
Zonen

Büsgenweg 2

D-37077 Göttingen

fbeese@gwdg.de

Claus Döring

Georg-August-Universität Göttingen

Büsgen-Institut

Abt. Ökopedologie der gemäßigten
Zonen

Büsgenweg 2

D-37077 Göttingen

cdoerin@uni-goettingen.de

Claudia Gutsche

Georg-August-Universität Göttingen

Burckhardt-Institut

Abt. Forstökonomie und
Forsteinrichtung

Büsgenweg 3

D-37077 Göttingen

cgutsch@gwdg.de

Dr. Swen Hentschel

Nordwestdeutsche Forstliche

Versuchsanstalt

Abt. Waldschutz

Grätzelstraße 2

D-37079 Göttingen

swen.hentschel@nw-fva.de

Dr. Martin Jansen

Georg-August-Universität Göttingen

Büsgen-Institut

Abt. Ökopedologie der gemäßigten
Zonen

Büsgenweg 2

D-37077 Göttingen

mjansen@gwdg.de

Dr. Henning Meesenburg

Nordwestdeutsche Forstliche
Versuchsanstalt
Abt. Umweltkontrolle
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
henning.meesenburg@nw-fva.de

Dr. Ursula Rüping

Ministerium für Landwirtschaft,
Umwelt und Verbraucherschutz
Mecklenburg-Vorpommern
Abt. 2 – Nachhaltige Entwicklung,
Forsten und Naturschutz
Paulshöher Weg 1
D-19061 Schwerin
u.rueping@lu.mv-regierung.de
(*vormals:*
Georg-August-Universität Göttingen
Abt. Forstökonomie und
Forsteinrichtung)

Johannes Sutmöller

Nordwestdeutsche Forstliche
Versuchsanstalt
Abt. Umweltkontrolle
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
johannes.sutmoeller@nw-fva.de

Prof. Dr. Bernhard Möhring

Georg-August-Universität Göttingen
Burckhardt-Institut
Abt. Forstökonomie und
Forsteinrichtung
Büsgenweg 3
D-37077 Göttingen
bmoecri@gwdg.de

Prof. Dr. Hermann Spellmann

Direktor
Nordwestdeutsche Forstliche
Versuchsanstalt
Grätzelstraße 2
D-37079 Göttingen
hermann.spellmann@nw-fva.de

Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt

Band

- 1 (2007) **Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen.** Burkhard Rüther, Jan Hansen, Agatha Ludwig, Hermann Spellmann, Jürgen Nagel, Bernhard Möhring, Matthias Dieter. 92 S.
- 2 (2008) **Die Waldkiefer – Fachtagung zum Baum des Jahres 2007.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 98 S.
- 3 (2008) **Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 343 S.
- 4 (2008) **Ergebnisse des westdeutschen IUFRO-Küstentannen-Provenienzversuches im Alter 27.** Hans-Martin Rau, Armin König, Wolfhard Ruetz, Hendrik Rumpf, Egbert Schönfelder. 62 S.
- 5 (2010) **Fichtenherkunftsversuch von 1962 und IUFRO-Fichtenherkunftsversuch von 1972. Ergebnisse von mehr als 30-jähriger Beobachtung in Deutschland.** Mirko Liesebach, Hans-Martin Rau, Armin O. König. 467 S.
- 6 (2011) **Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen.** René Würdehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Jürgen Nagel. 92 S.
- 7 (2012) **Das digitale Luftbild. Ein Praxisleitfaden für Anwender im Forst- und Umweltbereich.** Arbeitsgruppe Forstlicher Luftbildinterpreten (Hrsg.). 84 S.
- 8 (2012) **Züchtung und Ertragsleistung schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb. Erkenntnisse aus drei Jahren FastWood, ProLoc und Weidenzüchtung. Fachtagung vom 21. bis 22.09.2011 in Hann. Münden.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 430 S.
- 9 (2012) **SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten am Beispiel der Oker im Nordharz.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 226 S.

Alle Bände der „Beiträge aus der NW-FVA“ sind auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA (www.nw-fva.de), des Verlages sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar und dürfen gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

Mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist ein neuer Rahmen für das wasserwirtschaftliche Handeln in Europa festgelegt worden. Damit werden erstmals auch für forstwirtschaftlich genutzte Gebiete Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer verbindlich vorgeschrieben. In diesem Band sind in 10 Beiträgen die Ergebnisse des Pilotprojekts SILVAQUA und des angegliederten Projekts SILVAQUAplus zusammengefasst. Darin werden die Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Qualität und Quantität von Sickerwasser und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten untersucht und die ökonomischen Konsequenzen der verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien quantifiziert. Daran schließt sich ein Vergleich und eine Bewertung institutioneller Regelungen und Instrumente zur Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft an. Untersuchungsraum ist das Einzugsgebiet der Oker im Nordharz. Der Band richtet sich sowohl an die Praxis als auch an die Wissenschaft, Verwaltung und Politik.



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN

ISBN: 978-3-86395-079-8

ISSN: 1865-6994

Universitätsdrucke Göttingen