

Pilotprojekt zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen

SILVAQUA & SILVAQUA_{plus}

Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von
Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten

Abschlussbericht 2. Projektphase
01.06.2006 – 30.09.2007

Untersuchung institutioneller Regelungen und deren Instrumente zur effizien-
ten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft

Abschlussbericht 1. Projektphase

Antragsteller: Unterhaltungsverband Oker

Bearbeiter: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
Dr. H. Meesenburg, Dr. S. Hentschel, Dipl. Geogr. J. Suttmöller

Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen
Dr. M. Jansen, Dipl. Biol. C. Döring, Dipl. Geogr. B. Ahrends

Institut für Forstökonomie, Universität Göttingen
Ass. d. Fd U. Rüping

gefördert durch: Niedersächsisches Umweltministerium
Harzwasserwerke

Projektträger: Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Küsten- und
Naturschutz

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	3
2 Ziele und Bearbeitungskonzept	7
3 Datengrundlagen und -organisation	11
3.1 Einzugsgebiet Oker	12
3.2 Gebiet Nordharz	13
3.3 Teileinzugsgebiet Lange Bramke	14
4 Simulation der Waldentwicklung	19
4.1 Einleitung	19
4.2 Methodik	19
4.3 Aktueller Stand / Ergebnisse	21
4.4 Zusammenfassung / Ausblick	29
5 Wasserhaushalt	35
5.1 Einleitung	35
5.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung	36
5.3 Modellauswahl und Modellbeschreibung	36
5.4 Modellkalibrierung	38
5.5 Ergebnisse der Bestandesrekonstruktion „Lange Bramke“	39
5.6 Ergebnisse Bewirtschaftungsstrategien	42
5.7 Fazit und Ausblick	45
6 Simulation des Stoffhaushalts	47
6.1 Einleitung und Modellvorstellungen	47
6.2 Modellierung und Regionalisierung der vergangenen und der zukünftigen Deposition	48
6.2.1 Flächendeckende Risikobewertung für den Nordharz	50
6.2.2 Einfluss der Baumartenwahl und der Bestandesstruktur auf die Höhe der Stoffeinträge	51
6.2.3 Fazit und Nutzen	52
6.3 Sickerwassergebundener Stickstoffaustrag unter verschiedenen waldbaulichen Szenarien	52
6.3.4 Einleitung und methodischer Ansatz	52
6.3.5 Diskussion Stickstoffeinträge	54
6.3.6 Stickaufnahme und Festlegung im Bestand	54
6.3.7 Berechnung der Denitrifikation	55
6.3.8 Dynamische Abschätzung der N-Immobilisation (NI)	55
6.3.9 Regionalisierung der Belastungssituation durch Stickstoffausträge	56
6.3.10 Waldbauliche Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffausträge	57
6.4 Nachhaltiges Nährstoffmanagement bei der Maßnahmenplanung	58
6.5 Zusammenfassung/Ausblick	60
7 Forstliche Maßnahmen und der Gewässerzustand	63
7.1 Einleitung	63
7.2 Wissensmanagement	63
7.3 Die Schlüsselrolle des Bodens	65

7.4	Forstliches Management und waldbauliche Planung	67
7.5	Die betriebliche Ebene	67
7.6	Forstlicher Wegebau und Erschließung	69
7.7	Spezielle Maßnahmen zum Gewässerschutz	73
7.8	Zusammenfassung Ausblick	78
8	Ökonomische Bewertung	81
8.1	Bewertungskonzept für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen	83
8.1.1	Datenbasis	84
8.1.2	Berechnung von Werttabellen	85
8.1.3	Beispielhafte Anwendung des Bewertungskonzeptes	86
8.1.3.1	Änderung der Baumartenwahl	87
8.1.3.2	Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur	87
8.1.3.3	Vollbaumnutzung	88
8.1.4	Diskussion und Perspektiven für das ökonomisch Bewertungskonzept	89
8.2	Institutionelle Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft	90
8.2.1	Bestandsaufnahme etablierter Instrumente zur unterstützenden Umsetzung von Wasserschutzmaßnahmen	90
8.2.1.1	Regulative Instrumente	91
8.2.1.2	Informationelle Instrumente	91
8.2.2	Ökonomische Instrumente	92
8.2.3	Folgerungen aus der Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen	97
8.3	Zusammenfassung und Ausblick	97
9	Öffentlichkeitsarbeit	99
9.1	Website mit „Mini-Web-GIS“	99
9.2	Präsentationen	99
9.3	Publikationen	101
10	Einsatz von SILVAQUA im Hinblick auf die Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie	103
10.1	Guter Chemischer Zustand	104
10.2	Guter ökologischer Zustand	105
10.3	Einsatz ökonomischer Instrumente	106
10.4	Zusammenfassung	107
11	Ausblick	109
	Literatur	111
	Gesetze und Verordnungen	121

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1.1: Zielerreichung der Kriterien der EG-WRRL für Grund- und Oberflächengewässer in Deutschland sowie Kriterien, die eine Zielerreichung unwahrscheinlich machen (Quelle: www.umweltbundesamt.de/wasser/ themen/downloads/wrrrl-bestand.ppt) 3

Abb. 2.1: Untersuchungsansatz für das Projekt SILVAQUA 8

Abb. 3.1: Waldflächenverteilung im Einzugsgebiet der Oker, im niedersächsischen Teil mit Schummerung des digitalen Reliefs auf Basis des DGM50..... 13

Abb. 3.2: Gebiet „Nordharz“ 14

Abb. 3.3: Orographie und Bodeneinheiten im Teileinzugsgebiet Lange Bramke 15

Abb. 3.4: Potenziell natürliche Waldgesellschaften im Einzugsgebiet der Langen Bramke 16

Abb. 3.5: Bestandestypen im Einzugsgebiet der Langen Bramke 17

Abb. 3.6: Lage der drei Teileinzugsgebiete Lange Bramke, Dicke Bramke und Steile Bramke der Großen Bramke 18

Abb. 4.1: Verteilung der Waldflächenanteile im Nordharz-Untersuchungsgebiet auf die niedersächsischen Forstämter..... 19

Abb. 4.2: Untersuchungsgebiet; Forstliches Abteilungsnetz 20

Abb. 4.3: Beispiel für die Darstellung des Status quo im WaldPlaner 23

Abb. 4.4: Beispiel für die Darstellung eines Einzelbestandes im WaldPlaner (links: 2-dimensional, rechts 3-dimensional) 23

Abb. 4.5: Datenbank mit den Ergebnissen der Beispielsimulation bis zum Jahre 2053 25

Abb. 4.6: Dynamik des mittleren Bestandes-Derbholzvolumens (flächengewichtetes Mittel aller Waldbestände des UG) 26

Abb. 4.7: Modellbestand Abteilung 1289 A 2 (Abb. 4.8)..... 27

Abb. 4.8: Beispiel für die WaldPlaner-Entwicklung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes von 2003 bis 2053 (Beispielszenario mit der Zielvorgabe: Waldentwicklungstyp = aktueller Bestandestyp). 32

Abb. 4.9: Beispiel für die WaldPlaner-Entwicklung im gesamten Untersuchungsgebiet von 2003 bis 2053 (auf Basis der jeweilig aktuellen Bestandestypen 33

Abb. 5.1: Modellschema WaSiM-ETH (verändert nach Schulla, 1997) 37

Abb. 5.2: Modellerte Interzeptions- und Transpirationsverdunstung sowie Sickerwassermenge im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ (in der Legende sind die Mittelwerte angegeben). 40

Abb. 5.3: Regionalisierte Niederschläge und simulierte Evapotranspiration und Abflussmenge im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ für die Jahre 1991 und 1998 (in der Abbildung sind die Jahressummen der Wasserbilanz aufgeführt) 42

Abb. 5.4: Forstliche Bewirtschaftungsstrategien..... 43

Abb. 5.5: Modellerte Interzeptionsverdunstung, Transpiration und Sickerwassermenge für verschiedene forstliche Szenarien (in der Legende sind die Mittelwerte angegeben)..... 44

Abb. 6.1: Schematische Darstellung der im Stoffhaushaltsmodell berücksichtigten Bilanzgrößen. 47

Abb. 6.2: Modellkonzeption des Moduls „Stoffhaushalt“..... 48

Abb. 6.3: Schematische Darstellung der im Depositionsmodul kombinierten Einflussfaktoren zur räumlich optimierten Bewertung verschiedener Maßnahmenkombinationen..... 49

Abb. 6.4: Räumliche Verteilung der potenziellen Netto-Säuredeposition im Einzugsgebiet der Oker für die Jahre 1990, 1995 und 1999 im 1x1 km Raster. Datengrundlage: Gauger et al. (2002). .. 50

Abb. 6.5: Lokalisierung und Einschätzung der Stickstoffbelastungssituation durch Deposition im Nordharz. 51

Abb. 6.6: Beziehung zwischen der N-Gesamtdeposition, dem Bestandesalter und der Baumart. 52

Abb. 6.7: Schematische Darstellung der N-Flächenbilanzierung und der beteiligten Prozesse 53

Abb. 6.8: Regionalisierte Stickstofffrachten in den Einzugsgebieten der Großen Bramke im Jahre 1990 57

Abb. 6.9: Szenarien verschiedener forstlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz – Beispielhaft dargestellt am Abfluss der Lange Bramke 58

Abb. 6.10: Mit Profile regionalisierte Silikatverwitterungsrate (kmolc ha-1 a-1) in den Einzugsgebieten der Großen Bramke 59

Abb. 6.11: Regionalisierte durchschnittliche jährliche Stickstofffestlegung im Derbholz..... 60

Abb. 7.1: Kenntnisstand der Befragten zu verschiedenen Themenbereichen aus: Warneck, S. (2007) FVA-einblick, 1, S. 16-17. 65

Abb. 7.2: Potentielle Gewässerquerungen durch das forstliche Gewässernetz im Revier Schulenberg .. 72

Abb. 7.3: Anteil der Strukturgüteklassen in den bewaldeten Gewässerabschnitten aus: Rinderspacher, H. (2004): Strukturgüte ausgewählter Waldbäche. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 64. 73

Abb. 8.1:	Einnahmen aus der Wasserentnahmegebühr 2005 bis 2007 (Quelle: NLWKN 2007c).....	94
Abb. 8.2:	Ausgaben für den Trinkwasserschutz von 1994 bis 2006 (Quelle: NLWKN 2007c).	96
Abb. 8.3:	Ausgaben für Beratung und Ausgleichsleistungen von 1994 bis 2006 (Quelle: NLWKN 2007c).	96

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 3.1:	Geodatenbasis im Pilotprojekt SILVAQUA	11
Tab. 3.2:	Waldverteilung im Einzugsgebiet der Oker (ausgewiesen nach Corine, Bezugsjahr 2000)	12
Tab. 4.1:	Bestandesbeschreibende Ausgabegrößen der WaldPlaner-Simulationen	26
Tab. 4.2:	Entwicklung der Baumartengruppenanteile am Gesamtvorrat im Untersuchungsgebiet (in Prozent)	29
Tab. 4.3:	Bestandesbezogene Rahmenwerte zu den Strategien: Naturnaher Waldbau, PNV, Ertrag und Prozess.....	30
Tab. 4.4:	Artenbezogene Rahmenwerte zu den Strategien: Naturnaher Waldbau, PNV, Ertrag und Prozess.....	31
Tab. 7.1:	Potenzielle Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau im Revier Schulenberg	71
Tab. 8.1:	Werttabelle für den jährlichen Holzproduktionswert – Fichte (I. Ertragsklasse)	86
Tab. 8.2:	Daten der Forsteinrichtung - Hauptbestand „Lange Bramke“ (Stichtag 2003):.....	87
Tab. 8.3:	Zusammenstellung Ertragsverluste „Lange Bramke“	87
Tab. 8.4:	Vergleich der Erntemassen, Kosten und Erlöse der „konventionellen Holzernte“ mit der Stammholz-Plus Variante für die Baumart Fichte.....	89
Tab. 8.5:	Fördersummen und Flächen für Waldumbau und Waldkalkung in Niedersachsen	93
Tab. 8.6:	Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007 (Quelle: NLWKN 2007c)	95

Zusammenfassung

Ziel des Pilotprojekts SILVAQUA ist die Erstellung eines Entscheidungsunterstützungssystems, mit dem sich die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerschutz im Hinblick auf die EG-WRRL bewerten lassen.

Waldgebiete haben aufgrund ihres großen Flächenanteils eine erhebliche Bedeutung für die Gewässer in Niedersachsen. Zudem werden sie überproportional für die Trinkwassergewinnung genutzt. Trotz überwiegend guter ökologischer Zustände von Waldgewässern können sich aber Einträge aus der Luft, die Wirkungen des Klimawandels oder Veränderungen des Waldaufbaus und der Waldnutzung auf den Zustand der Gewässer auswirken, indem sie Qualität, Menge und Dynamik des Wasserabflusses beeinflussen. Insbesondere die zunehmende Sättigung der Waldböden mit Stickstoff stellt ein hohes Gefährdungspotenzial dar, das vielerorts bereits zu einer Verschlechterung des chemischen Gewässerzustands beigetragen hat. Auch mit der weiter fortschreitenden Versauerung der Waldböden durch zu hohe Säureinträge ist ein Risiko für den Zustand der Gewässer verbunden, das die Zielerreichung der EG-WRRL gefährdet.

Im Rahmen von SILVAQUA wurde ein integriertes Modellsystem entwickelt, mit dem Defizite des Gewässerzustands im Sinne der EG-WRRL räumlich differenziert identifiziert und forstliche Handlungsoptionen zur Erreichung der Ziele aufgezeigt werden können. Das System ist in der Lage, die Auswirkungen der forstlichen Bewirtschaftung, diffuser Stoffbelastungen und langfristiger klimatischer Entwicklungen auf den Gewässerzustand abzuschätzen. Die entwickelten Werkzeuge wurden im Bearbeitungsgebiet Oker mit einem Schwerpunkt auf den bewaldeten Teileinzugsgebieten des Harzes getestet.

Als zentrales Werkzeug zur Modellierung der Waldentwicklung wurde ein an der NW-FVA entwickelter Wachstumssimulator genutzt, mit dem sich die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungskonzepte auf die Waldbestände prognostizieren lassen. Er liefert getrennt nach Baumarten die Veränderungen von Baum- und aggregierten Bestandesmerkmalen (Durchmesser, Höhe, Dichte, Volumen), die als Eingangsgrößen für die anderen Teilmodelle dienen. Als forstliche Bewirtschaftungsstrategien wurden die Grundsätze der langfristigen, ökologischen Waldentwicklung in den Landesforsten (LÖWE), die Fortsetzung der bisherigen Waldbewirtschaftung, die Annäherung an die potenzielle natürliche Vegetation (PNV) und eine an einem möglichst hohen forstlichen Reinertrag orientierte ökonomische Variante regelbasiert abgebildet.

Zur Abschätzung der Wasserflüsse wurde ein Wasserhaushaltsmodell an das Bearbeitungsgebiet angepasst, welches die wichtigsten physikalischen Prozesse abbildet und die Wasserhaushaltskomponenten in Abhängigkeit von Baumarten und Bestandesbehandlung berechnet. Mit dem Bestandessimulator gekoppelte Simulationen zeigen, dass ein Baumartenwechsel von der Fichte zur Buche die Abflussmenge um ca. 15% erhöhen kann.

Im Teilmodell zum Stoffhaushalt werden Prozesse der atmogenen Stoffdeposition, der Stoffaufnahme in die Waldbestände, der Verwitterung, der Stickstoffumsätze, und des Stoffaustrags aus Waldböden in die Gewässer bilanziert. Im Depositionsmodell werden auf der räumlichen Skala der Bestände in Abhängigkeit von deren Strukturen die Einträge für N, S, Na, Ca, Mg und K regionalisiert. Damit konnten beispielsweise Bereiche gegenwärtiger und zukünftiger Nitratbelastung lokalisiert und Maßnahmen zur N-Reduktion wie beispielsweise die Vollbaumnutzung anstelle der sonst üblichen Stammnutzung empfohlen werden.

Forstliche Bewirtschaftung, insbesondere der Wegebau haben gerade durch die hohe Erschließungsdichte mit einem engmaschigen Wegenetz die Durchgängigkeit, die Struktur und den ökologischen Zustand vieler Waldgewässer negativ beeinflusst. Dazu wurde ein Katalog effizienter Maßnahmen erstellt, um den Gewässerzustand im Wald zu verbessern. Neben speziellen Empfehlungen zum Bodenschutz erscheint die eigenständige Bepflanzung der forstlichen Gewässerränder und Auenflächen sowie der wasserabhängigen Waldökosysteme besonders zielführend.

Um die Wirtschaftlichkeit der aus wasser- und stoffhaushaltlicher Sicht notwendigen Maßnahmen zu überprüfen, wurde ein Bewertungskonzept auf der Basis der dynamischen Investitionsrechnung aufgebaut. Es lassen sich damit Mehraufwendungen bzw. Ertragsverluste der Waldbewirtschaftung für Maßnahmen berechnen, die der Zielerreichung der EG-WRRL dienen. Weiterhin erfolgte eine Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen zur Umsetzung von forstlichen Gewässerschutzmaßnahmen, so dass Instrumente abgeleitet werden können, die die Umsetzung der Maßnahmen unterstützen, in dem diese für die relevanten Akteure Anreize für Verhaltensänderungen schaffen.

In der dritten Projektphase ist es notwendig, die Ergebnisse der Wasser- und Stoffhaushaltsbilanzierung für die verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien mit der ökonomischen Bewertung zu verknüpfen und diejenigen Waldflächen zu identifizieren, in denen ausgewählte Maßnahmen den größten Nutzen erbringen. Als Ergebnis soll ein Handlungsleitfaden entwickelt werden, der in Abhängigkeit von den standörtlichen Bedingungen (wie z.B. Niederschlagsmenge, Relief, Bodenbeschaffenheiten etc.) forstliche Maßnahmen beschreibt, die dem Gewässerschutz dienen und damit zur Umsetzung der EG-WRRL im Wald beitragen.

Darüber hinaus ist es durch den modellorientierten Bearbeitungsansatz möglich, einzelne Bausteine sowie das Gesamtsystem sowohl räumlich in andere Wassereinzugsgebiete in Niedersachsen als auch thematisch zu übertragen. Zusätzliche Aspekte wie beispielsweise Auswirkungen des Klimawandels oder naturschutzfachliche Fragestellungen lassen sich in das Bewertungssystem integrieren.

1 Einleitung

Mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (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. Danach soll 2012 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.

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% (Abb. 1.1). Bei den Flüssen ist die Zielerreichung durch den hydromorphologischen Zustand und den Nährstoffeintrag gefährdet, beim Grundwasser eher durch den chemischen Zustand. Ein weiteres Ergebnis der Bestandsaufnahme ist auch, dass es unerwartet viele Unsicherheiten und Unklarheiten gibt. Dies betrifft sowohl die Datenlage als auch in Teilen die Wissensbasis und Handlungskonzepte.

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 Gewässer in Europa sicher.

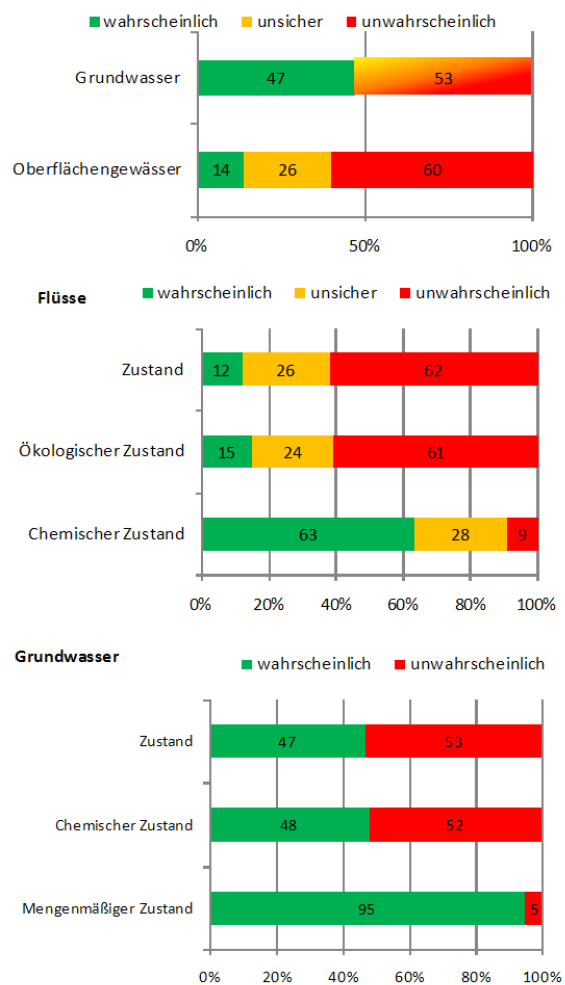


Abb. 1.1: Zielerreichung der Kriterien der EG-WRRL für Grund- und Oberflächengewässer in Deutschland sowie Kriterien, die eine Zielerreichung unwahrscheinlich machen (Quelle: www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/wrrrl-bestand.ppt)

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. Andererseits stellen Waldgewässer einen erheblichen Anteil der Gewässer in Niedersachsen und erfüllen wichtige Funktionen im Naturhaushalt der jeweiligen Einzugsgebiete:

- Waldgewässer sind vielfach als relativ naturnah einzustufen und dienen damit als wertvolles Referenzsystem für die Gewässerentwicklung.
- 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 aber auch auf den Zustand der Gewässer im Wald auswirken, indem sie Qualität, Menge und Dynamik des Wasserabflusses beeinflussen. Dazu sind auch Konsequenzen zu rechnen, die sich aus dem Nutzungsverzicht unter naturschutzfachlichen Aspekten ergeben. 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. 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 die Schneeschmelze beschleunigt oder durch Walderschließungsmaßnahmen der Oberflächenabfluss erhöht wird.
- **Versauerung:** Die depositionsbedingte Versauerung der Sickerwasserleiter schreitet trotz abnehmender Säureinträge fort, da die Critical Loads für Säure in weiten Bereichen (insb. im Harz) weiter überschritten werden (Meiwes und Meesenburg 2007). Als direkte Kompensationsmaßnahme kommt insbesondere die Waldkalkung in Betracht.
- **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.
- **Stickstoffsättigung der Wälder:** Die Stickstoffbelastung der Wälder liegt in ganz Niedersachsen deutlich über dem Bedarf, d. h. die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff sind überschritten (Meiwes und Meesenburg 2007). Dies induziert eine zunehmende Sättigung der Wälder mit dem Risiko erhöhter Nitrateinträge ins Grundwasser.
- **Schwebstoffmobilisierung:** Das Risiko erhöhter Schwebstoffeinträge in Gewässer ist in bewaldeten Einzugsgebieten generell gering. Der Bodenschutz und der vermehrte Einsatz schwerer Holzernemaschinen erfordert die Anlage permanenter Rückegassen, die die Bodenerosion im Bergland ggf. fördern können. Auch das relativ dichte Wegenetz im Wald kann bei starkem Befahren zu Abflussbahnen führen, 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 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 und Meesenburg 2007).
- **Gewässerstruktur:** In der Vergangenheit sind die Gewässerstrukturen und die Auenvegetation verändert worden. Der Wirtschaftswald 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, auch 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 einzubeziehen. 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, strukturellen und chemischen Zustands oberirdischer Fließgewässer im Wald, und
- der Schutz, Erhalt und die Förderung des guten ökologischen, strukturellen und chemischen Zustands wasserabhängiger Land-Ökosysteme.

Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem Verschlechterungsverbot zu, da forstliche Maßnahmen oft erst nach langen Zeiträumen wirksam werden. Als mögliche forstliche Handlungsoptionen zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL kommen folgende Maßnahmen in Betracht (Schüler 2004, Meesenburg et al. 2005, Lorz et al. 2007):

- Baumartenwahl
- Hiebssystem
- Regenerationssystem (Naturverjüngung, Pflanzung, Saat)
- Nutzungsintensität
- Walderschließung (Wegebau, Holzlagerung etc.)
- Umtriebszeiten
- Kalkung
- Bodenbearbeitung
- spezielle Maßnahmen zum Gewässerschutz (Anlage von Flutmulden etc.)

Quantitative Erkenntnisse zu den Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen und Kombinationen von Maßnahmen liegen nur vereinzelt für spezifische Standorte vor. Aufgrund der langen Wirkzeiträume ist es zudem nur in Ausnahmefällen möglich, Effekte von forstlichen Maßnahmen messend zu beobachten. Soll der Einfluss von forstlichen Maßnahmen zum Gewässerschutz für größere Gebiete (z.B. Bearbeitungsgebiete nach EG-WRRL) abgeschätzt werden, ist es daher erforderlich, diese in Form von Szenarienbetrachtungen modellhaft zu beschreiben. Zusätzliche Einflussgrößen (z.B. Klimawandel) lassen sich bei einem solchen Bearbeitungsansatz relativ problemlos einbeziehen. Zudem ermöglicht eine flächendetaillierte Betrachtung die Analyse der räumlichen Verteilung der Maßnahmenprogramme und eine leichtere Übertragbarkeit in andere Gebiete.

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 eine flächendetaillierter Ansatz gewählt, in dem die Effekte von verschiedenen forstli-

chen Handlungsoptionen auf den mengenmäßigen und chemischen Gewässerzustand in Wäldern modellhaft beschrieben werden. Die verschiedenen forstlichen Maßnahmen werden ökonomisch bewertet, um daraus konkrete Empfehlungen für die Aufstellung von Managementplänen für das Einzugsgebiet Oker abzuleiten.

2 Ziele und Bearbeitungskonzept

Ziel des Verbundprojektes SILVAQUA ist der Aufbau eines Werkzeugs, mit dem die Auswirkungen von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Qualität und Quantität der Oberflächen- und Grundwässer unter Wald beschrieben werden können. Das Instrument soll als raumbezogenes Wissens- und Modellierungssystem Konsequenzen von Handlungsalternativen aufzeigen, die in die Entwicklung von 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.

In dem Pilotprojekt wird exemplarisch das Einzugsgebiet der Oker bearbeitet. Die Entwicklung erfolgt 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 chemische Kenngrößen sowie gelöste und partikelgebundene prioritäre Schadstoffe. Dazu gehören trophiekennzeichnende Parameter wie Gesamt-Stickstoff, $\text{NO}_3\text{-N}$, Kennwerte des Säure-Base-Status (pH, Al^{3+} , Na, K, Mg, Ca, SO_4 und Alkalinität). Zum anderen werden strukturelle Probleme im Einzugsgebiet beschrieben und strukturverbessernde Maßnahmen vorgeschlagen.

Das Vorhaben bezieht sich:

1. auf den Anhang II der EG-WRRL, wo 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 wird die Lokalisierung und Einschätzung der Belastungssituationen durch Stickstoff- und Säureinträge (EG-WRRL, Anhang II, 1.4) in einer verbesserten räumlichen Differenzierung ermöglicht und zudem eine Abschätzung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität vorgenommen.
2. auf der Basis der Analyse werden forstliche Maßnahmen abgeleitet, die zu einer Verbesserung des Zustandes der Gewässer beitragen und somit in das Maßnahmenprogramm (Artikel 11 EG-WRRL) aufgenommen werden können.
3. Das ökonomische Teilvorhaben bezieht sich auf den Artikel 11 und Anhang III der EG-WRRL, bei denen es um das Maßnahmenprogramm zur Verwirklichung der Ziele der EG-WRRL und die wirtschaftliche Analyse geht. Dieses Teilprojekt liefert Datengrundlagen, mit deren Hilfe Kosten von forstlichen Maßnahmen und kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen abgeleitet werden können.

Durch die Einbeziehung der Ergebnisse von und die Kooperation mit anderen Pilotprojekten zur Umsetzung der EG-WRRL werden Synergieeffekte genutzt. Das Pilotprojekt SILVAQUA bezieht nach den Anforderungen der EG-WRRL neben wasserwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Akteuren auch die Öffentlichkeit in die Entwicklungsarbeiten ein.

Das Pilotprojekt SILVAQUA ist vorwiegend modellorientiert. Für die Teilbereiche Bestandes-simulation, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Ökonomie werden jeweils eigenständige Modelle eingesetzt, die über eine GIS-Datenbasis verknüpft werden (Abb. 2.1).

Zentraler Bestandteil des Modellierungssystems ist ein flächendifferenzierter Bestandessimulator. Aufbauend auf Daten der Forsteinrichtung wird die Entwicklung der Waldbestände für verschiedene forstliche Behandlungsszenarien simuliert. Die Wuchscharakteristika des Bestandessimulators stützen sich auf umfangreiche Datenbestände ertragskundlicher Versuchsflächen in Niedersachsen und anderen Bundesländern. Als Ausgabeparameter zur Weiterverarbeitung in den anderen Teilmodellen werden auf Bestandesebene Daten zu Baumart, Stammzahl, Durchmesser-, Höhen- und Volumenentwicklung sowie zur Überschirmung geliefert (Abb. 2.1). Der Bestandessimulator nutzt die GIS-Datenbasis, in der die Eingabe- und Ausgabeparameter verwaltet werden.

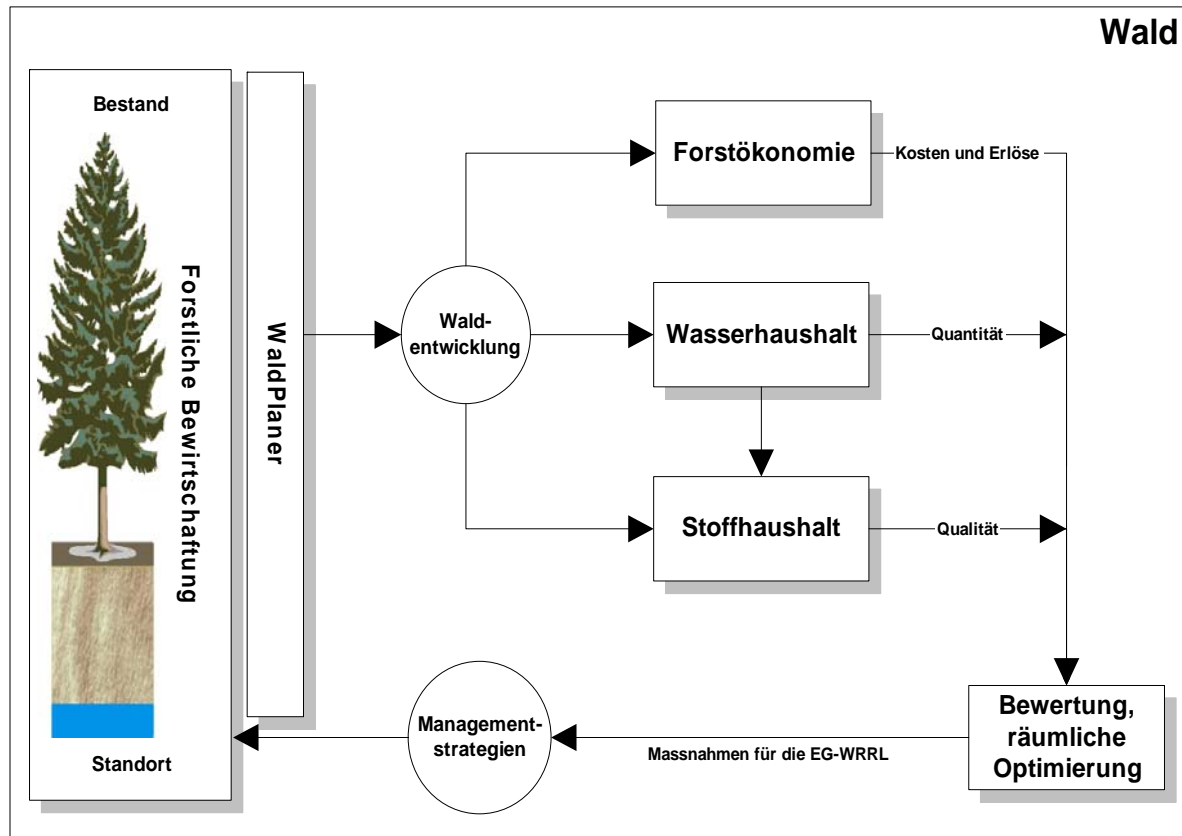


Abb. 2.1: Untersuchungsansatz für das Projekt SILVAQUA

Im Wasserhaushaltsmodell werden die wesentlichen Komponenten des Wasserhaushalts räumlich differenziert auf physikalischer Grundlage abgebildet. Die Wasserhaushaltssimulation wird auf täglicher Basis durchgeführt, um Unterschiede der forstlichen Szenarien sowohl für mittlere Bilanzgrößen als auch für Extremereignisse wie Hochwässer abzuschätzen. Neben meteorologischen Antriebskräften (z. B. Niederschlag, Strahlung, Temperatur, Feuchte) und Standortdaten werden vom Bestandessimulator Informationen zu Stammzahl, Bestandeshöhe und Überschirmung übernommen, um Prozesse wie Interzeption und Bestandestranspiration zu beschreiben. Zeitreihen des Bestandesniederschlags und der Sickerwasserbildung werden an das Stoffhaushaltsmodell übergeben (Abb. 2.1).

Das Stoffhaushaltsmodell setzt sich aus verschiedenen Teilmodellen zusammen, in denen Prozesse wie Deposition, Verwitterung, Stoffaufnahme des Bestandes, Denitrifikation, Stickstoffmobilisation und Sickerwasseraustrag flächenbezogen auf jährlicher Basis modelliert wer-

den. Dabei wurden teilweise bestehende Modelle angepasst, teilweise mussten einzelne Module neu entwickelt werden. Das Stoffhaushaltsmodell greift auf Daten zur Bestandesentwicklung (Baumarten, Bestandeshöhe, Holzmassen etc.) aus dem Bestandessimulator sowie auf Daten zum Bestandesniederschlag und zur Sickerwasserbildung aus dem Wasserhaushaltsmodell zurück (Abb. 2.1). Daneben werden Informationen zur atmosphärischen Deposition und zu Standortseigenschaften benötigt. Das Modellsystem verfügt über eine Schnittstelle zur GIS-Datenbank.

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

Die alternativen Waldentwicklungsszenarien werden im ökonomischen Modell auf der Basis der dynamischen Investitionsrechnung mit Hilfe der Annuitätenmethode bewertet (Möhring & Rüping 2006). Eingangsdaten sind dabei Informationen zur Bestandesentwicklung (Abb.2.1) wie u.a. Baumarten, Durchmesser, Höhen, Biomassevolumen etc. jeweils des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes. Als Referenz für die Bewertung der veränderten waldbaulichen Behandlungsmethoden wird jeweils die konventionelle (ertragsorientierte) forstliche Bewirtschaftung verwendet.

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

3 Datengrundlagen und -organisation

Im Pilotprojekt SILVAQUA wird ein flächenbasierter Ansatz zugrunde gelegt. Damit ist eine wesentliche Teilaufgabe zu Projektbeginn der Aufbau und die Organisation der Daten in einem Geographischen Informationssystem (GIS). Zusätzlich integriert werden Messreihen klimatischer und hydrologischer Untersuchungen.

Für den niedersächsischen Teil des Einzugsgebiets der Oker konnte bereits eine umfangreiche Geodatenbasis aufgebaut werden (Tab. 3.1).

Landnutzungsinformationen sind für den niedersächsischen Teil verfügbar aus dem Amtlichen Topographischen-Kartographischen Informationssystem ATKIS, sowie für das gesamte Einzugsgebiet aus dem CORINE-Landcover der DLR, das im Raster- und Vektorformat vorliegt. Die detailliertesten Landnutzungsinformationen für die niedersächsischen Waldflächen sind in den Forsteinrichtungsdaten enthalten, die bisher für den Staatswald und die Betreuungforsten vorliegen.

Tab. 3.1: Geodatenbasis im Pilotprojekt SILVAQUA

Thema	Daten	räuml. Auflösung	Quelle
Landnutzung	ATKIS		LGN
	CORINE	Vektor/Raster	DLR
	Forsteinrichtung	1:10.000	Nds. Forstplanungsamt
Geologie/Boden	Standortskartierung	1:10.000	Nds. Forstplanungsamt
	Bodenübersichtskarte	1:50.000	LBEG
	Geologische Karten	1:50.000/1:25.000	LBEG
Dig. Geländemodell	SRTM	80x80 m	DLR
	DGM50	50x50 m	LGN
	DGM5	12,5x12,5 m	LGN (Lange Bramke)
Hydrologie	Hydrogeologische Übersichtskarte	1:500.000	LBEG
	Hydrogeologische Übersichtskarte	1:200.000	LBEG
Deposition	Feuchtdeposition	1x1 km	FAL-AOE - Institut für Agrarökologie Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig
	Trockendeposition	1x1 km	
	Stoffkonzentration im Niederschlag	1x1 km (1990 bis 94, 5 x 5 km)	

Geologische Karten und Bodenübersichtskarten werden vom ehemaligen Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB, heute: 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 Standortskartierung verfügbar.

Digitale Geländeinformationen sind aus verschiedenen Quellen vorhanden. Für das gesamte Einzugsgebiet der Oker liegen die SRTM -Daten vom Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR-EOWEB) vor. Diese haben allerdings nur eine Auflösung von ca. 80 m. Mit einer etwas höheren räumlichen Auflösung liegen die Daten des DGM50 für den niedersächsischen

Teil vor. Die entsprechenden Daten für Sachsen-Anhalt sind angefordert. Hoch aufgelöste DGM5-Daten sind nur für das Einzugsgebiet der Langen Bramke vorhanden.

Eingangsdaten für die Abschätzung der Stoffeinträge in die Waldökosysteme sind berechnete Depositionen in 1x1 km²-Auflösung. Für den Zeitraum 1990-95 liegen die Stoffkonzentrationen lediglich im 5x5 km²-Raster vor.

3.1 Einzugsgebiet Oker

Das Einzugsgebiet der Oker umfasst ca. 1830 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.

Im Einzugsgebiet der Oker liegen nach den Corine Landnutzungsdaten im Jahr 2000 ca. 50.660 ha Wald, das entspricht 28% der Gesamtfläche (s. Tab. 3.2). 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. 3.1). 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 Corine Landnutzung im Jahr 2000 als Mischwald ausgewiesen.

Tab. 3.2: 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

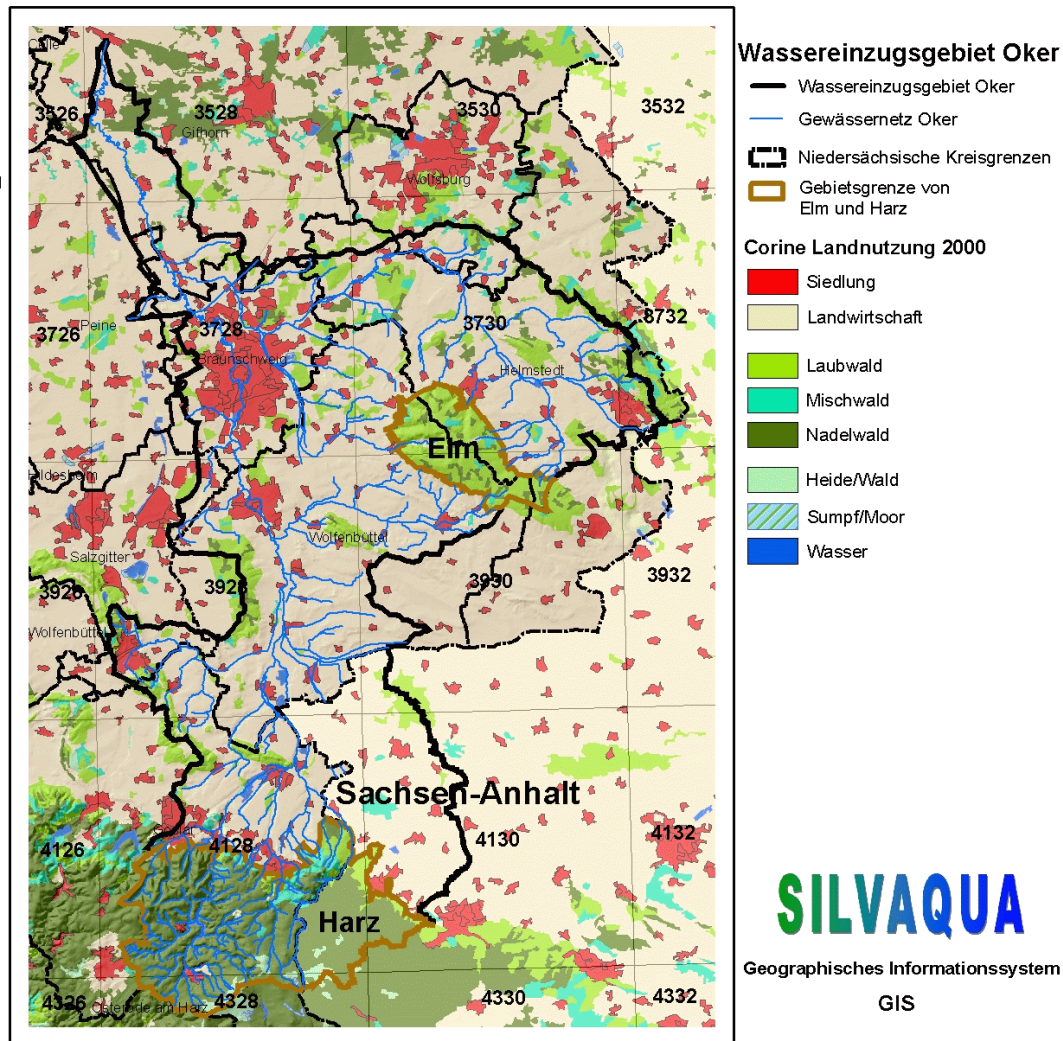


Abb. 3.1: Waldflächenverteilung im Einzugsgebiet der Oker, im niedersächsischen Teil mit Schummerung des digitalen Reliefs auf Basis des DGM50.

3.2 Gebiet Nordharz

Um die Modelle auf Gültigkeit zu testen und Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf Landschaftsebene zu beschreiben, sind die drei Teileinzugsgebiete der Großen Bramke zu klein. Für Fragen der Modellüberprüfung, Gewässerrandgestaltung und des Stoffhaushaltes wurde deshalb nach einem größeren, sinnvoll abgrenzbaren Gebiet gesucht, das überwiegend aus Waldflächen bestand und für das geeignete Eingangsdaten vorlagen. Ergebnis dieser Überlegung ist das Gebiet Nordharz“.

Ausgehend von den 1x1 km Geometrien der UBA-Depositionsdaten wurde ein 18 x 21 km großer Ausschnitt so gewählt, dass er die Landeswaldflächen des Harzes im Okergebiet komplett mit einschließt. In der Abbildung 3.2 ist das Gebiet mitsamt dem 1 km Gitternetz der Depositionsdaten abgebildet. Für die Darstellung der Landesforsten innerhalb des Gebietes wurde die Geländeform nach der Wasserhaushaltsziffer der niedersächsischen Standortkartierung (Berglandschema) ausgewählt.

Mit Ausnahme der nördlichen Harzrandbereiche ist das Gebiet fast vollständig bewaldet. Das insgesamt 378 km² große Gebiet ist nach den CORINE 2000 Daten zu 80 % bewaldet wobei der

Nadelwald wiederum 80 % des gesamten Waldes ausmacht, Dreiviertel des gesamten Kartenausschnitts gehören zum Einzugsgebiet der Oker.

Die Datenlage in diesem Gebietsausschnitt ist heterogen. Für den sachsenanhaltinischen Teil des Einzugsgebiets liegen nur CORINE-Daten vor. Für den Stadtforst Goslar liegen zwar Standortdaten vor, aber keine Forsteinrichtungsdaten. Forsteinrichtungsdaten liegen für knapp 55% Landeswaldfläche vor. Diese 15.359 Hektar 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 (siehe auch Abbildung 4.1). Zusätzlich wurde in der Abbildung 3.2 die Lage der FFH-Gebiete eingezeichnet. Erkennbar ist, dass damit der Großteil der gerade im Hinblick auf Wiedervernässung interessanten Moorflächen außerhalb der Gebiete mit „uneingeschränkter“ forstlicher Bewirtschaftung liegt.

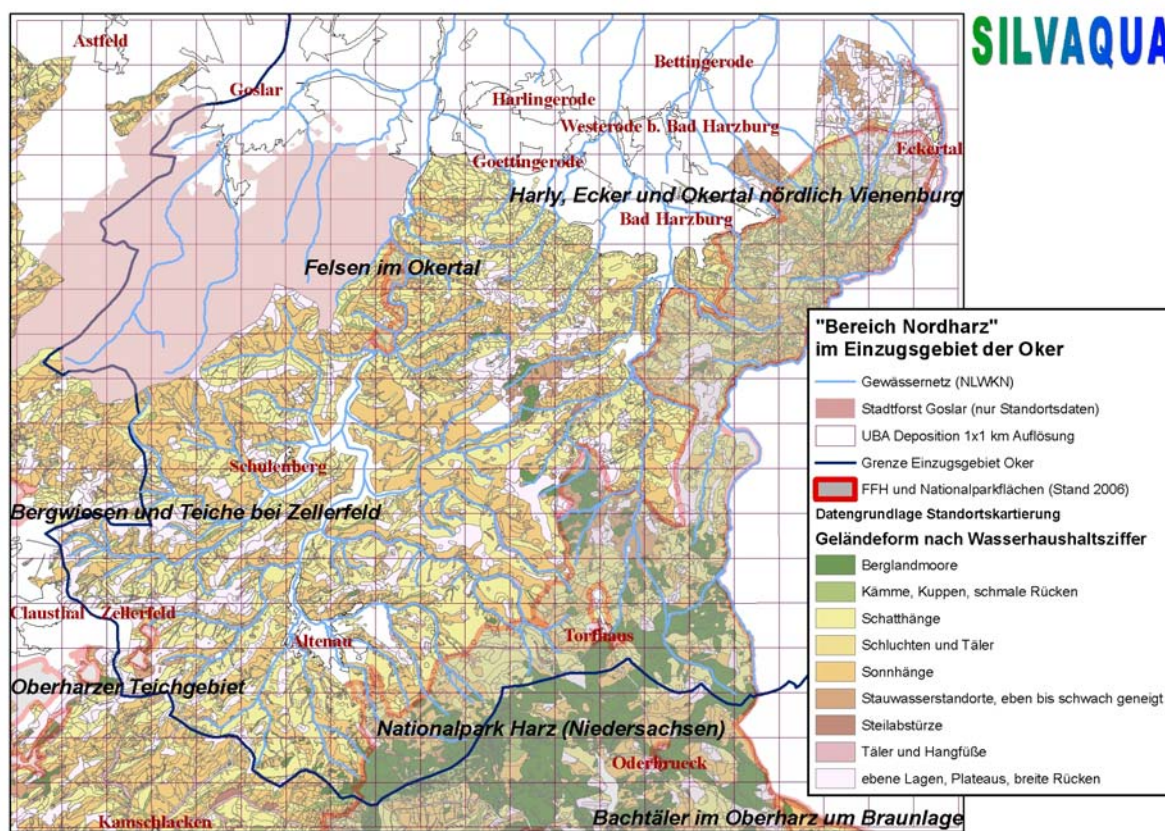


Abb. 3.2: Gebiet „Nordharz“

3.3 Teileinzugsgebiet Lange Bramke

Das Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ ist 76 ha groß und liegt am Oberlauf der Oker im nord-westlichen Teil des niedersächsischen Harzes. Es verläuft hauptsächlich in Ost-West-Richtung mit der Talöffnung nach Osten. Es ist so gegen die Luftmassen aus der westlichen Hauptwindrichtung geschützt. Nach der Exposition kann das Einzugsgebiet in nord- und südexponierte Hänge sowie den Kambereich gegliedert werden, die jeweils 1/3 der Fläche einnehmen (Abb. 3.3). 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)

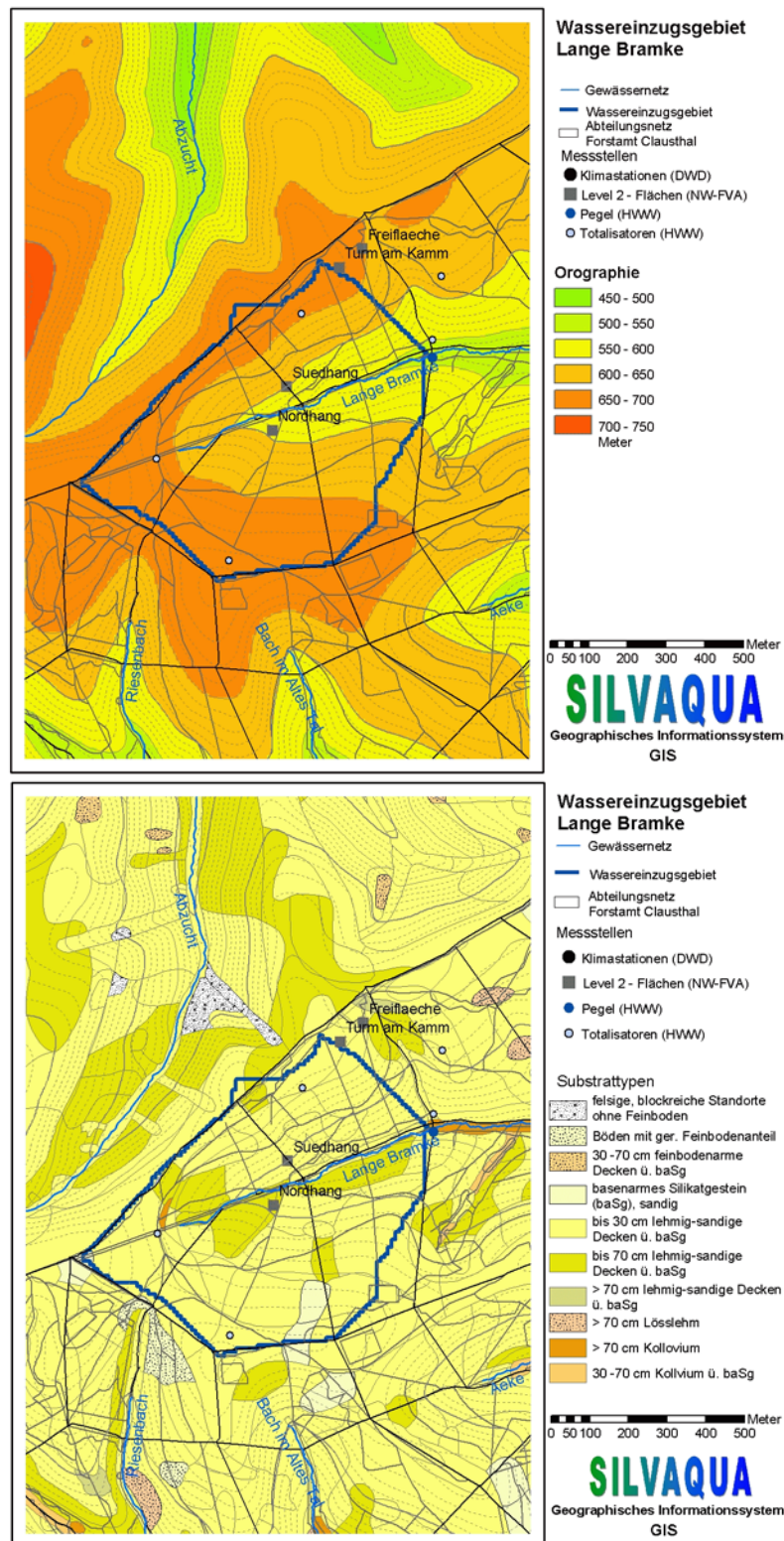


Abb. 3.3: Orographie und Bodeneinheiten im Teileinzugsgebiet Lange Bramke

Die geologischen Ausgangssubstrate der Langen Bramke bilden quarz- und illitreiche-Sandsteine und Tonschiefer des Unterdevon. Auf Grundlage der Forstlichen Standortskartierung können drei unterschiedliche Bodeneinheiten ausgegliedert werden, die sich in ihrer Substratzusammensetzung unterscheiden (Abb. 3.3). Das Ausgangssubstrat bildet eine überwiegend

schluffig-lehmige Fließerde, die von einer skelettreichen Hangschuttdecke (Skelettanteil > 50%) unterlagert wird. 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 1·10⁻³m/s und 5·10⁻⁴m/s. In tieferen Bodenschichten werden 5·10⁻⁴m/s bis 1·10⁻⁴m/s erreicht bevor beim Übergang in den Verwitterungshorizont mit zunehmendem Skelettgehalt wieder höhere Durchlässigkeiten auftreten (Deutschmann, 1987).

Das Gebiet der „Langen Bramke“ liegt in der montanen bis obermontanen Stufe des Harzes. Die Abbildung 3.4 zeigt die modellierte potenzielle natürliche Vegetation im Einzugsgebiet (Jansen et al. 2002). Die ärmere Ausprägung der Buchenwälder, der Hainsimsen-Buchenwald, 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 einnehmen würde. Nur auf kleinen, eng begrenzten Standorten ist es zu feucht für die Buche.

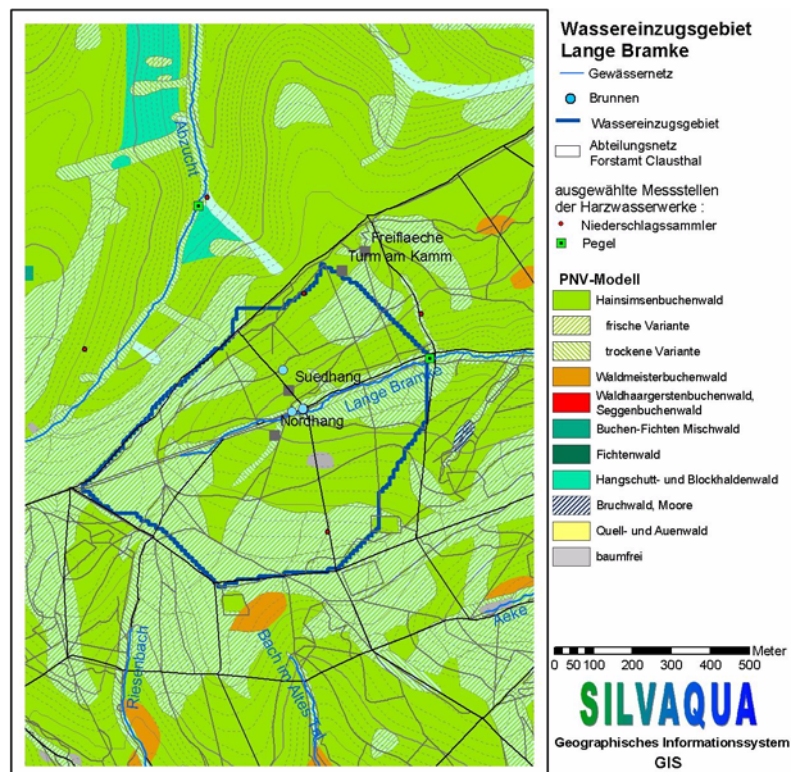


Abb. 3.4: Potenziell natürliche Waldgesellschaften im Einzugsgebiet der Langen Bramke

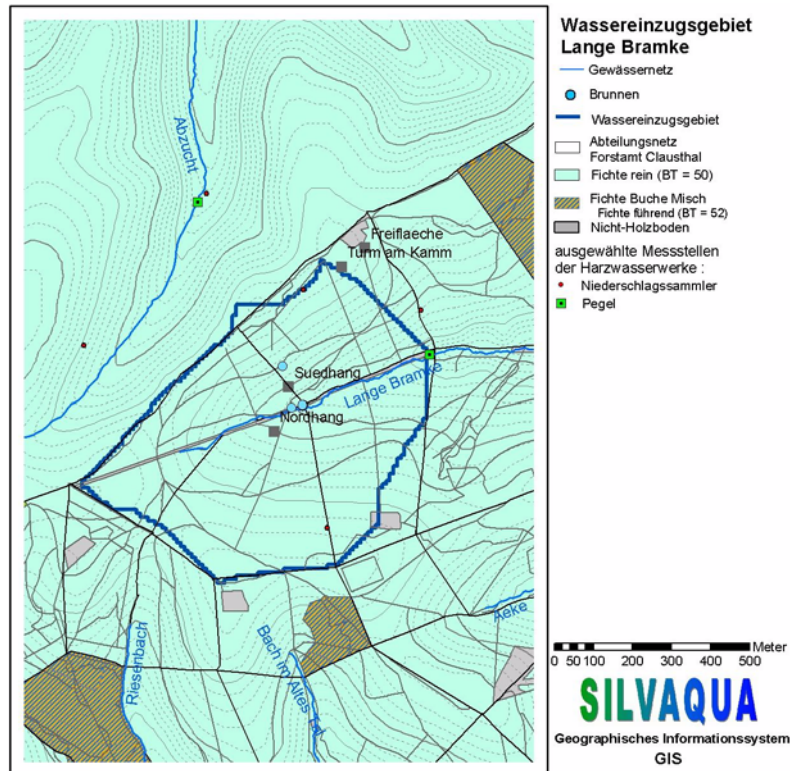


Abb. 3.5: Bestandestypen im Einzugsgebiet der Langen Bramke

Die aktuelle Bestockung weicht deutlich vom naturnahen Zustand ab (Abb. 3.5). 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 mit Gras bestandenen Freiflächen des Untersuchungsgebietes (s. Abb. 3.5). Der Vorbestand aus 120 jähriger Fichte wurde im Jahr 1947 im Rahmen von Reparationsmaßnahmen kahl geschlagen. Seit 1949 wurde wieder aufgeforstet und bis in die Mitte der 50er Jahren nachgebessert. Bis in die 60er Jahren wurden die bis dahin lückigen und mit einer dichten Grasschicht bedeckten Bestände als Viehweide genutzt.

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 zu Beginn auf Fragen der Erosion und Niederschlags-Abfluss-Beziehungen. In den 70er Jahren traten 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 ist das Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ Grundlage für die Anpassung der Modelle.

Für die Überprüfung oder 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 Dicke Bramke (0,32 km²) und Steile Bramke (0,38 km²) zurückgegriffen (Abb. 3.6), die 1951/52 als Untersuchungsflächen eingerichtet wurden. Die Steile Bramke wurde im Mai 1989 mit einer hohen Dosierung von 16 t/ha gekalkt.

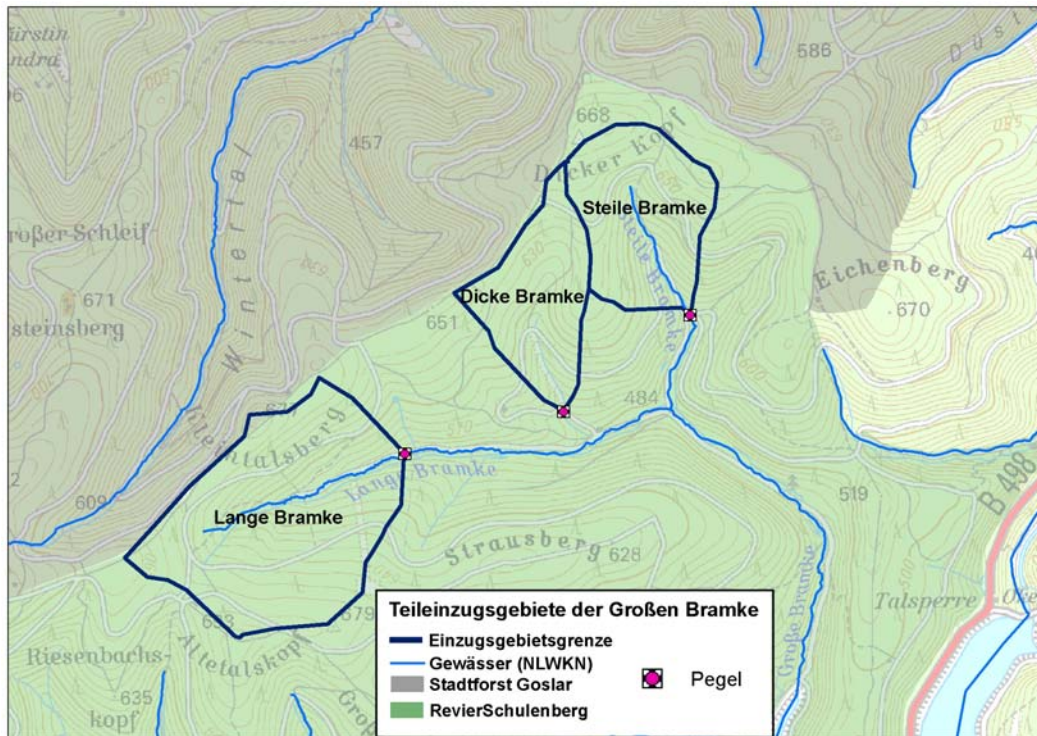


Abb. 3.6: Lage der drei Teileinzugsgebiete Lange Bramke, Dicke Bramke und Steile Bramke der Großen Bramke

4 Simulation der Waldentwicklung

4.1 Einleitung

Um die Auswirkungen forstwirtschaftlichen 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 wird das Waldwachstum mit dem *WaldPlaner* – einem auf *BWINPro* bzw. *TreeGrOSS* aufbauenden Einzelbaumsimulator – modelliert.

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.

4.2 Methodik

Nachdem während der ersten Projektphase die Grundzüge des methodischen Vorgehens durch beispielhafte Waldwachstumsmodellierungen im Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ geschaffen, verifiziert und angepasst wurden, war es das Ziel der sich anschließenden zweiten Projektphase, 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:

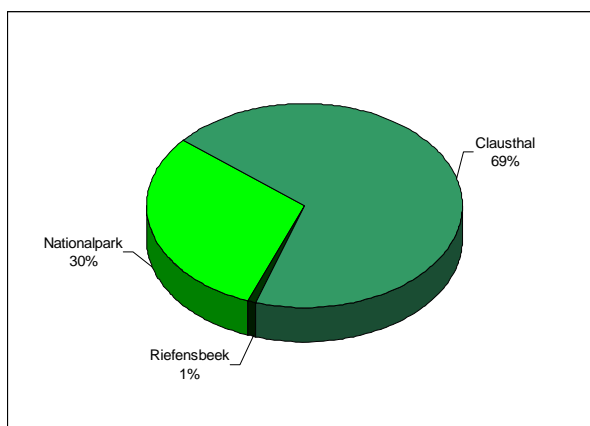
- Einzugsgebiet der Oker
- Waldflächen
- Verfügbarkeit der notwendigen Ausgangsdaten

Unter Einbeziehung aller Restriktionen wurde im GIS das in Abbildung 4.2 dargestellte Untersuchungsgebiet definiert.

Es umfasst demnach eine relativ große, zusammenhängende Waldfläche des in Niedersachsen gelegenen nördlichen Harzes im Oker-Einzugsgebiet. Die Gesamtfläche von 15.359 Hektar verteilt 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 (Abbildung 4.1, Stichjahr 2003).

Abb. 4.1: Verteilung der Waldflächenanteile im Nordharz-Untersuchungsgebiet auf die niedersächsischen Forstämter.

Für dieses Gebiet sind sowohl die vollständigen Sachdaten der Forsteinrichtung flächendeckend mit aktuellem Stand (Stichjahr 2003) verfügbar, als auch die erforderlichen Geoinformationen (digitale Bestandskarte, digitales Höhenmodell usw.).



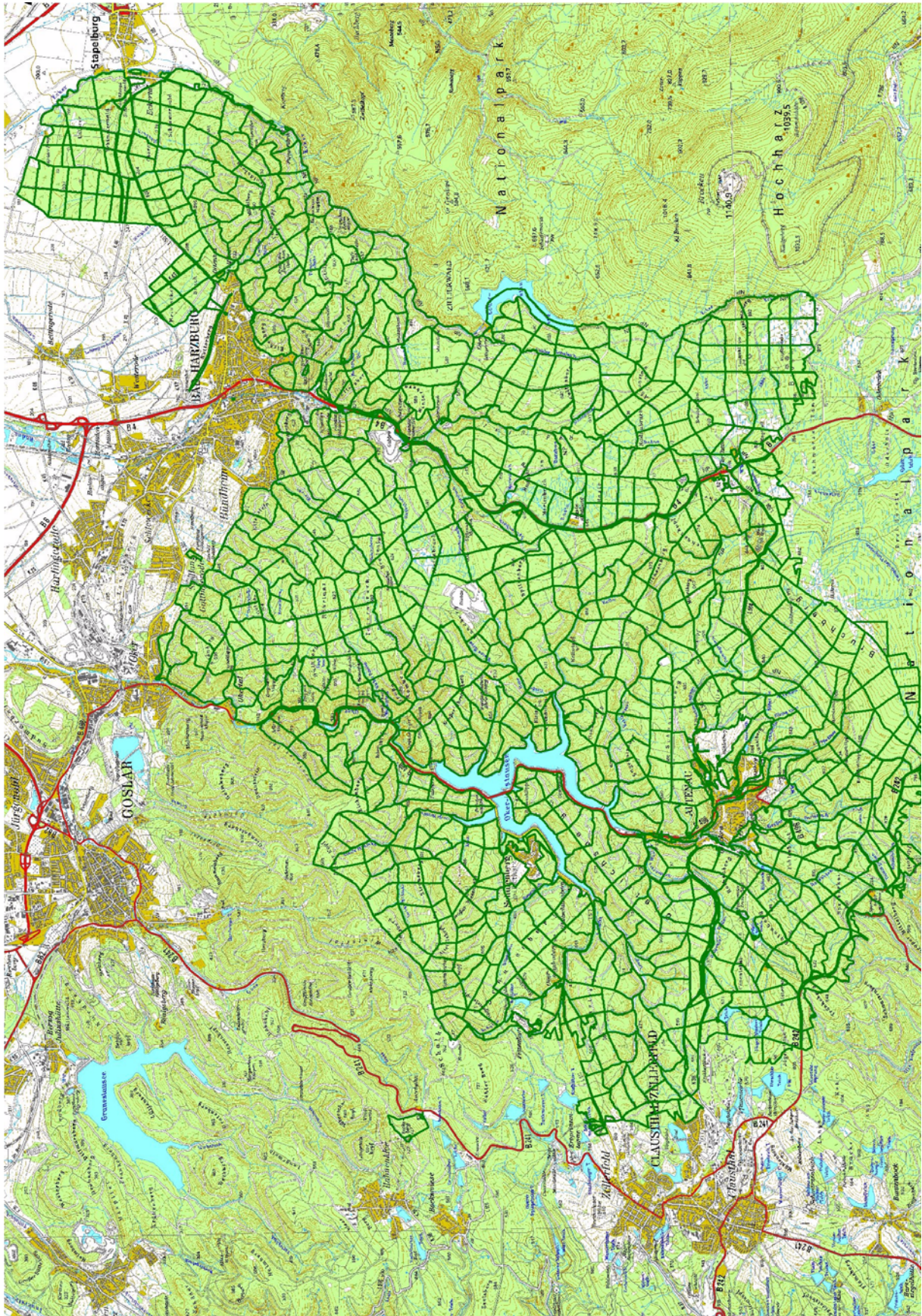


Abb. 4.2: Untersuchungsgebiet; Forstliches Abteilungsnetz

Nach dem Zusammenführen der notwendigen Ausgangsinformationen in einer *Microsoft Access* - Datenbank wurde die Schnittstelle zum Generieren der Waldbestände im *WaldPlaner* (*FoEConverter*) angepasst. Dieses Interface ermöglicht den auf Einzelbäumen basierenden Aufbau von Modellbeständen direkt aus den Daten der Forsteinrichtung im niedersächsischen Landeswald unter spezieller Berücksichtigung folgender Besonderheiten:

- mit Durchmesserkorrektur nach WOLLBORN und BÖCKMANN (1998),
- Zielgröße beim Generieren der Bestände: Vorrat

Gleichzeitig wurde entsprechend den Erfordernissen der anderen Teilprojekte die Struktur der Datenausgabe definiert und umgesetzt. Somit war es in einem ersten Schritt möglich, den Ausgangszustand der Bewaldung im Untersuchungsgebiet (im Jahre 2003) auf Einzelbaumebene nachzubilden. Dieser Status quo repräsentiert die Basis für alle folgenden Berechnungen im Rahmen der Waldwachstumssimulation.

4.3 Aktueller Stand / Ergebnisse

Stoff- und Wasserhaushaltsmodell müssen vor dem Start der eigentlichen Szenarien-Rechnungen an die Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes angepasst werden. Für diese Kalibrierung ist es erforderlich, die historisch reale Waldentwicklung nachzubilden. Der *WaldPlaner* ist für eine solche retrospektive Betrachtung mit der Vorgabe, den gegenwärtigen Waldzustand möglichst genau zu treffen, nicht konzipiert und stößt daher auf eine Reihe von Problemen (eingeschränkte Verfügbarkeit historischer Daten zur Waldentwicklung insbesondere die lückenlose Dokumentation über Zeitpunkt und Mengen von Bestandespflege- und Holzerntemaßnahmen, Simulation der Jungbestandesentwicklung (mittlerer Bestandes-BHD $\leq 7\text{cm}$) usw.).

Für das ca. 76 Hektar große Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ ist die (historische) Datenbasis vergleichsweise noch am besten. Die Kalibrierung der Modelle zum Stoff- und Wasserhaushalt beschränkt sich deshalb zunächst auf eine – trotz aller Unzulänglichkeiten – mit dem *WaldPlaner* für dieses Gebiet näherungsweise nachmodellierete Waldentwicklung. Nicht vorhandene dendrometrische Basisdaten (Baumart, Alter, Durchmesser, Höhe, Stammzahl) werden dabei – wie auch unvollständige Informationen zu Holzentnahmemengen – gutachterlich ergänzt. Hierbei werden sowohl die „Ertragstafeln wichtiger Baumarten“ (SCHÖBER, 1987), als auch die Informationen aus den Forsteinrichtungswerken mit den Stichjahren 1977, 1987 und 1997 als Orientierungsrahmen benutzt.

Die Ergebnisse dieser Rekonstruktion der Waldentwicklung für die „Lange Bramke“ wurden jahresweise – für den Zeitraum vom Beginn der Nachkriegsaufforstungen an, bis zum Jahr 2005 – bereitgestellt. Somit liegen für ein Teileinzugsgebiet flächendeckend Daten zur historischen Waldentwicklung vor, welche die Justierung der Einzelmodelle auf ein breiteres Fundament stellen. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse dieser exemplarischen Berechnungen (Rekonstruktion der Bestandesentwicklung und Szenarienrechnungen bis 2050) vor dem Hintergrund der hydrologischen Modellierung erfolgt im Kapitel 5 Landschaftswasserhaushalt.

Für das unter Kapitel 4.2 näher beschriebene gesamte Untersuchungsgebiet diente eine erste Szenarienrechnung mit dem *WaldPlaner* bis zum Jahre 2053 einerseits dazu, die Plausibilität der Modellergebnisse 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) = aktueller Bestandestyp (BT)¹,
- mit Pflanzung, Naturverjüngung und Mortalität².

Das Einlesen der bestandesbeschreibenden Forsteinrichtungsdaten in den *WaldPlaner* 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* ermöglicht.

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 Strukturelementen³ gewährleistet eine Zuordnungstabelle, die in die Ausgangsdatenbasis 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 zu betrachtenden 4.001 Bestände zeigte sich, dass eine Modellbestandsgröße von 0,25 Hektar den Anforderungen genügt.

Optional kann anschließend eine von *WOLLBORN UND BÖCKMANN (1998)* vorgeschlagene Durchmesserkorrektur aktiviert werden, die den Umstand berücksichtigt, dass der Ertragstafel-

-
1. 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.
 2. 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 der Folge natürlicher Wachstumskonkurrenz simuliert werden.
 3. Strukturelement: speziell in Niedersachsen in die Forsteinrichtungspraxis eingeführte zusätzliche Kategorie der räumlichen Ordnung des Waldes

durchmesser auf Grund des stärkeren Behandlungsregimes der letzten Dekaden vom realen Bestandesdurchmesser i.d.R. deutlich abweicht.

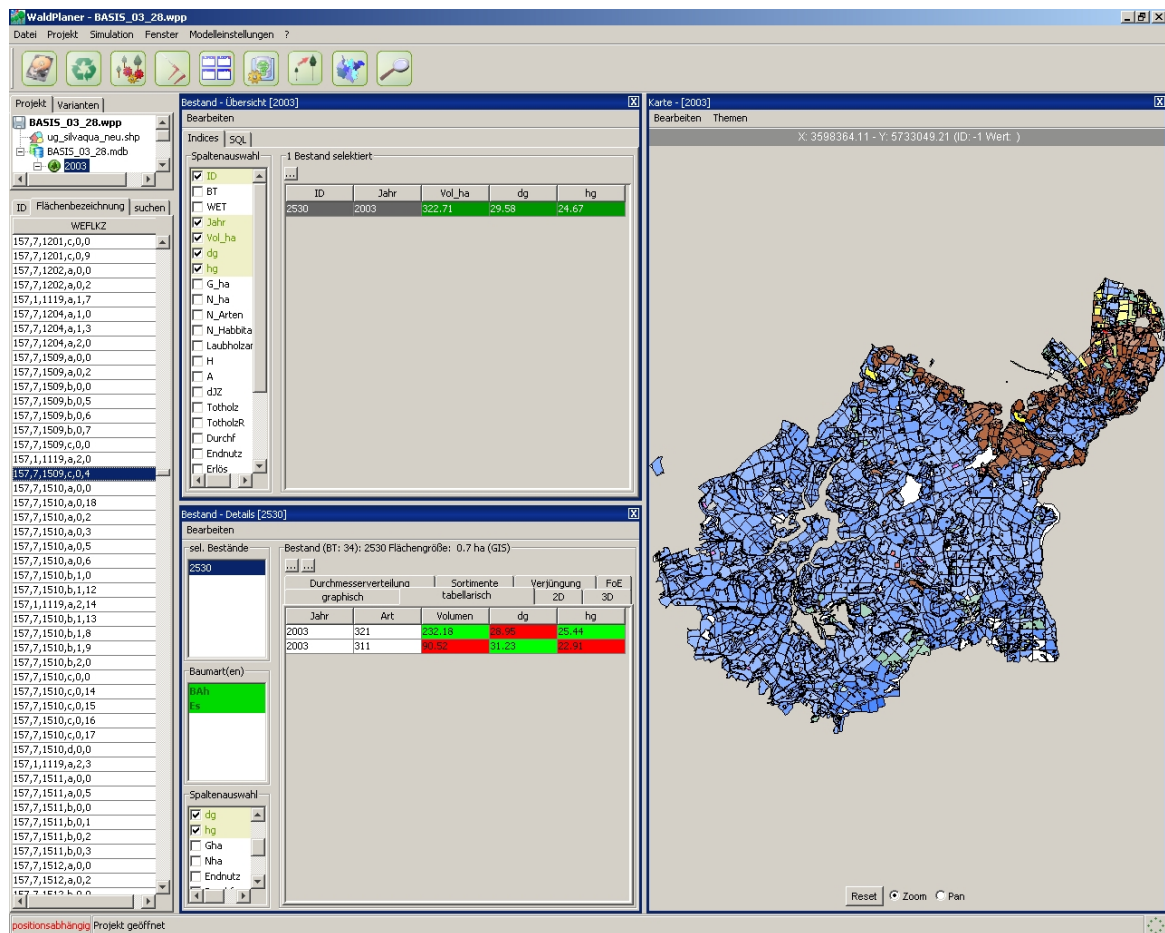


Abb. 4.3: Beispiel für die Darstellung des Status quo im *WaldPlanner*

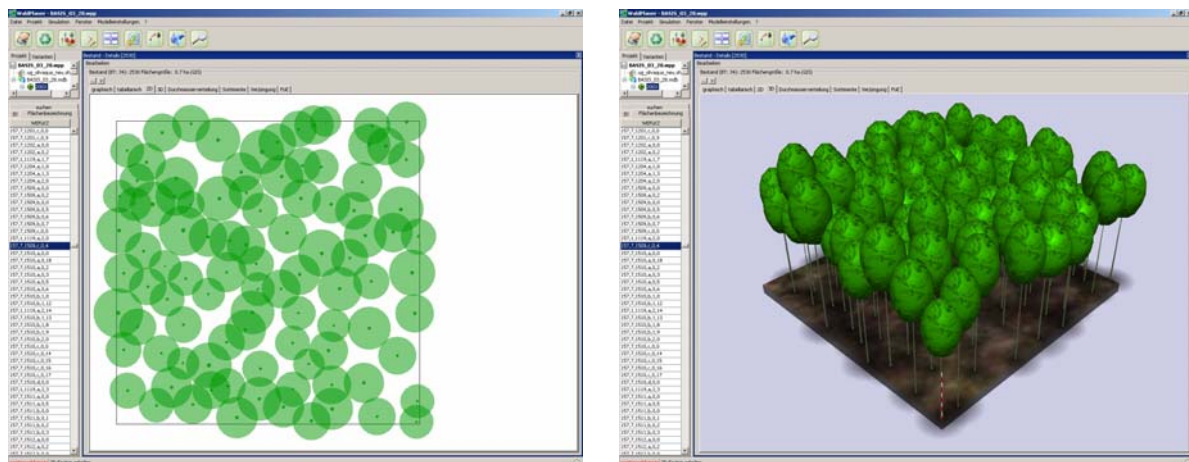


Abb. 4.4: Beispiel für die Darstellung eines Einzelbestandes im *WaldPlanner* (links: 2-dimensional, rechts 3-dimensional)

Eine weitere Einstellmöglichkeit beim Generieren des Status quo bezieht sich auf die Zielgröße aus der Forsteinrichtung, die möglichst genau getroffen werden soll. Es stehen Kreisfläche oder Vorrat zur Auswahl. 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 ausgewählt.

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 (Abbildungen 4.3 und 4.4).

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 Teilprojekte in der projektübergreifenden Struktur.

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) für das hydrologische Modell, der periodische Zuwachs im Stoffhaushaltsmodell oder Angaben zu Durchforstungs- bzw. Holzerntemengen im ökonomischen 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 bereits erwähnten Beispielsimulation bis zum Jahre 2053 enthält exemplarisch für die „genormte“ Datenausgabe die folgenden drei Tabellen (Abbildung 4.5):

- „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 a Microsoft Access database:

ID_Tabelle: Tabelle

ID	WEFLKZ	COUNT	AREA	PERIMETER	KEY	FOA	REF	ABT	UABT	UFL	ID_ohne_x	Ha												
10	157_1,1037,a,2,0	37	391016,885	16215,989	157_1_1037_A_2	157	1	1037 A	2	157	1	1037 X	2	14741,608	647,224	157_1_1037_X_0	157	1	1091 X	0	0	0	-99	39,10
100	157_1,1091,x,0,0	1	2919,019	212,864	157_1_1091_X_0	157	1	1091 X	0	0	0	0	9	1,47										
1000	157_3,1353,a,0,7	2	11846,374	444,419	157_3_1353_A_0	157	3	1353 A	0	0	0	772	1,18											
1001	157_3,1353,a,0,8	3	3287,658	342,02	157_3_1353_A_0	157	3	1353 A	0	0	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	0	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	0	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	0	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	0	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	0	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	0	0	778	4,56											

Tab_statisch: Tabelle

WEFLKZ	KEY	Stj	Wuchsbezirk	1-Bodenfrische	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: Tabelle

ID	Jahr	Siteindex	Bestandesschicht	BTYP	Baumart	Alter	Hoeh	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	

Abb. 4.5: Datenbank mit den Ergebnissen der Beispielsimulation bis zum Jahre 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 ihren grundlegenden Eigenschaften in 5-Jahres-Intervallen beschrieben (Tab. 4.1).

Ein Beispiel für die Analysen, die auf der Basis dieser Simulationsergebnisse durchgeführt werden können, zeigt Abbildung 4.6. Hier wird die Dynamik des mittleren Bestandes-Derbholzvolumens¹ (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 Abgängen (roter Balken) während der Periode. Als Abgänge werden sowohl die in der Folge von forstlichen Eingriffen in Form von Bestandspflege- und Holzerntemaßnahmen (Vor- und Endnutzung) als auch die durch natürliche Wachstumskonkurrenz absterbenden Volumina (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 konsequente Nutzung der zielstarken Bestände zurückzuführen. Hinzu kommt, dass die der Nutzung folgende Verjüngung im *WaldPlaner*-System zeitverzögert widerspiegelt wird, was wiederum darauf beruht, dass Einzelbäume erst ab der forstlichen Kluppschwelle von 7 cm Brusthöhdurchmesser mit Rinde generiert werden.

1. Derbholz: Masse aller oberirdischen Baumkompartimente (Schaft und Äste) mit einem Durchmesser über 7cm mit Rinde

Tab. 4.1: Bestandesbeschreibende Ausgabegrößen der WaldPlaner-Simulationen

ID	Flächenschlüssel
Jahr	Bezugsjahr
SiteIndex	Parameter zur Charakterisierung der Standortsgüte
Bestandesschicht	Hauptbestand, Nachwuchs, Unterstand, Überhalt, Blöße
BTYP	aktueller Bestandesstyp
Baumart	"Niedersachsen-Schlüssel"
Alter	[Jahre]
Hoehe	[Meter]
Durchmesser	[Zentimeter]
Stammzahl	[Stück]
Kreisflaeche	[Quadratmeter]
Deckungsgrad	einfache Überschirmung ("0" = Blöße bis "1" = vollständig überschirmt)
Mischungsanteil_ha	absoluter Baumartenanteil [Hektar]
Mischungsanteil_proz	relativer Baumartenanteil [Prozent]
Entstehung	künstlich (z.B. Pflanzung) oder natürlich (Naturverjüngung)
Zuwachs_je_Hektar	[Festmeter je Hektar]
Vorrat_je_Hektar	[Festmeter je Hektar]

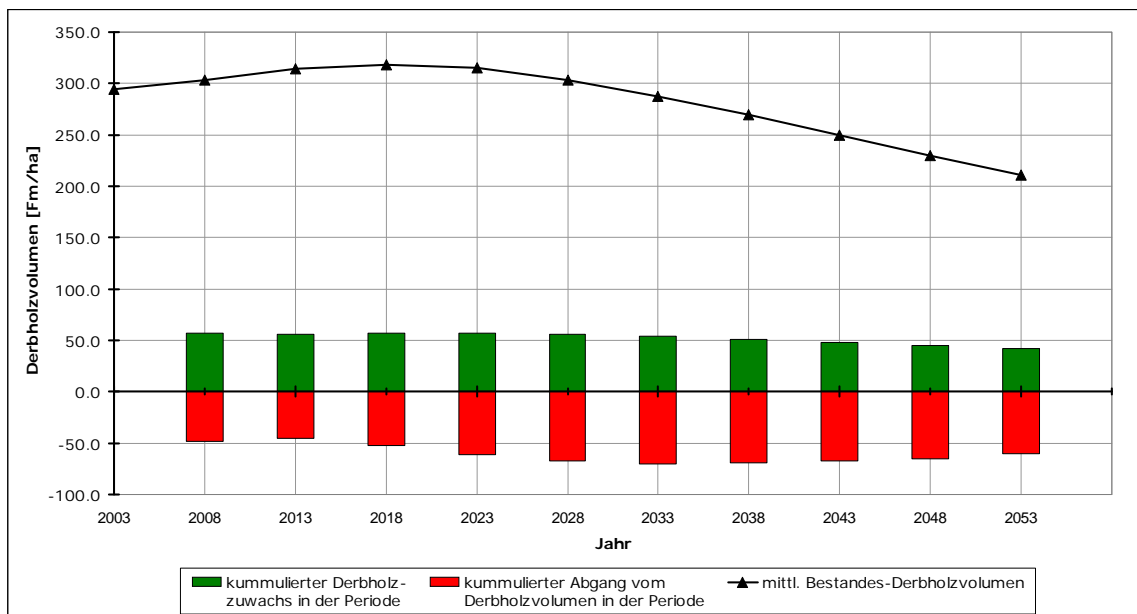


Abb. 4.6: Dynamik des mittleren Bestandes-Derbholzvolumens (flächengewichtetes Mittel aller Waldbestände des UG)

Abbildung 4.8 (Seite 32) zeigt ein Beispiel für die *WaldPlaner*-Entwicklung eines Fichten-Buchen Mischbestandes von 2003 bis 2053. Anhand des Wachstumsganges dieses Modellbestandes lassen sich stellvertretend für alle Bestände des Untersuchungsgebietes die im *WaldPlaner* wirksamen Basis-Algorithmen anschaulich verdeutlichen. Es handelt sich um die 3,3 Hektar große Abteilung 1289 A 2 des Reviers Radauberg im Niedersächsischen Forstamt Clausthal.

Der Ausgangszustand 2003 wird direkt aus den Daten der Forsteinrichtung generiert. Dabei greift die bereits erwähnte Durchmesserkorrektur nach *WOLLBORN UND BÖCKMANN*

(1998). Als Zielgröße (Abbruchkriterium) beim Generieren der Einzelbäume dient der Bestandesvorrat.

Auf der im Folgenden näher analysierten 2,2 ha großen Hauptfläche (189 A 2 0, s. Abbildung 4.7) stockt ein 165-jähriger Mischbestand mit 90% Flächenanteilen Fichte und 10% Flächenanteilen Buche. Darunter wächst in Bestandesschicht 2 ein aus Naturverjüngung entstandener 15 Jahre alter Nachwuchs mit 85% Flächenanteilen Fichte und 15% Flächenanteilen Buche. Dieser Nachwuchs wird – aufgrund des unterhalb der 7cm-Kluppschwelle liegenden mittleren Bestandes-Brusthöhendurchmessers beider Baumarten – vom *WaldPlaner* nicht einzelbaumweise abgebildet. Stattdessen werden die Verjüngungsinformationen (Baumart, Alter, Flächenanteile, mittlere Höhe, Entstehung) separat für jeden Bestand in einer eigenen Tabelle der Simulations-Datenbank vorgehalten. Die 3D-Darstellung des Status quo (2003) des Modellbestandes (189 A 2 0) in Abbildung 4.8 (Seite 32) zeigt demzufolge nur den 165-jährigen Hauptbestand, nicht jedoch den Nachwuchs in Bestandesschicht 2.

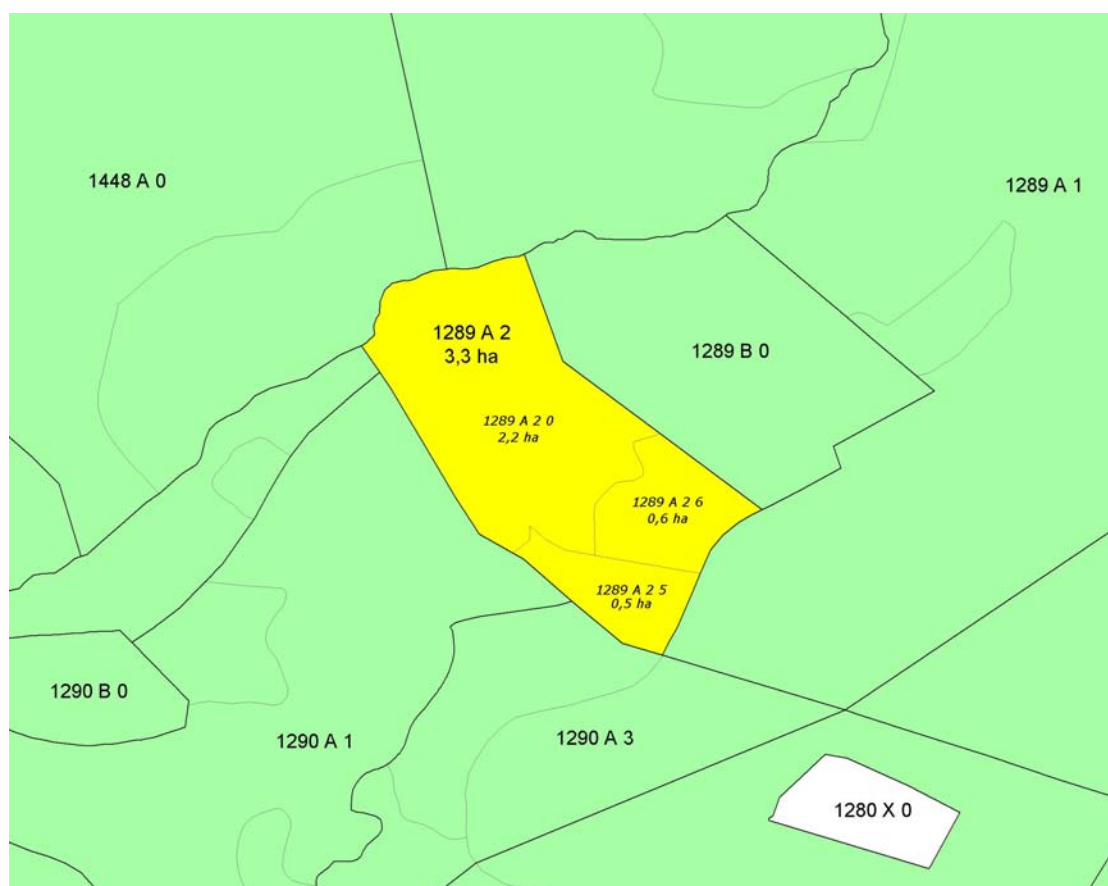


Abb. 4.7: Modellbestand Abteilung 1289 A 2 (Abb. 4.8)

Bei den beiden anderen ebenfalls zur Abteilung 1289 A 2 gehörenden Flächen (1289 A 2 5 mit 0,5 ha und 1289 A 2 6 mit 0,6 ha Fläche, s. Abb. 4.7) handelt es sich um Strukturelemente, die jeweils zu 100% mit Fichte bestockt sind. Im Falle des Strukturelementes Nr. 5 wurde das Alter der Fichten auf 23 Jahre taxiert. Die auf Strukturelement Nr. 6 wachsenden Fichten waren im Stichjahr der Forsteinrichtung (2003) 6 Jahre alt. Diese beiden Flächen werden bei den folgenden Erläuterungen nicht weiter berücksichtigt.

Mit dem Generieren des Ausgangszustandes aus den Daten der Forsteinrichtung ist die Basis geschaffen, auf der im Weiteren die Prognosen der Waldentwicklung aufbauen. Zunächst wer-

den 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
- Waldbehandlungs-Regime: naturnaher Waldbau in Anlehnung an LÖWE (vgl. Tab. 4.3/4.4)
- angestrebter Waldentwicklungstyp: Erhaltung des aktuellen Bestandestyps
- 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 der 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 gegenüber der 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 Wuchsraum gewährleisten. Diese Entwicklung setzt sich bis zum Ende des hier betrachteten Prognosezeitraumes fort, so dass sich – gemäß der Zielsetzung (Waldentwicklungstyp = Bestandestyp) – im Jahre 2053 ein 65-jähriger Fichten-Buchen-Mischbestand mit Resten des sich aus den gleichen Baumarten zusammensetzenden Altbestandes etabliert hat.

In der Abbildung 4.9 wird diese Entwicklung 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 Laubholzanteilen abgebildet. Die in den kartographischen Übersichten jeweils braun dargestellten Bestandestypengruppen der Buche nehmen im Verlauf der Simulation auf Kosten der Fichtenflächen (blau dargestellt) zu.

Betrachtet man zusätzlich die Vorratsanteile der Baumartengruppen, dann bestätigen sich diese Verschiebungen hin zu mehr Laubholz (Tab. 4.2). 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 zum Laubholz gehörenden, zum Teil überaus deutlich zu.

Tab. 4.2: Entwicklung der Baumartengruppenanteile am Gesamtvorrat im Untersuchungsgebiet (in Prozent)

Baumartengruppe	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	0.4	0.5	0.9	1.6	2.4	3.6
ALn	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

4.4 Zusammenfassung / Ausblick

Eine der wichtigsten Variablen im Rahmen der SILVAQUA-Untersuchungen zu Qualität und Quantität von Grund- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten ist die Landnutzungsform (Waldstruktur). Diese Variable kann durch aktive menschliche Beeinflussung (Waldbewirtschaftung) gesteuert werden, mit entsprechenden Folgen für den Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes.

Der Nutzen des SILVAQUA-Projektes in Bezug auf die EG-WRRL besteht u.a. darin, konkrete waldbauliche Handlungsempfehlungen (Baumartenzusammensetzung, Verjüngung, Pflege, Holzernte usw.) für die forstliche Praxis zu formulieren, die den Gewässerzustand positiv beeinflussen. Hierbei ist der Einsatz eines Waldwachstumssimulators ein zentraler Baustein des Gesamtkonzeptes von SILVAQUA. Er ist das Werkzeug, mit dem Veränderungen der Landnutzungsform über einen mittelfristigen Zeitraum prognostiziert werden können und liefert wichtige Eingangsdaten sowohl für Stoff- und Wasserhaushaltsmodell als auch für die ökonomische Bewertung.

Die programmiertechnischen Weiterentwicklungsarbeiten am Simulator (*WaldPlaner*) wurden weitgehend abgeschlossen. Seine Funktionalität wurde u.a. am Beispiel des Modelluntersuchungsgebietes „Lange Bramke“ überprüft und es wurde ein flächendeckendes Szenario für das gesamte Untersuchungsgebiet mit einem Prognosezeitraum von 50 Jahren berechnet. Die Ergebnisse wurden den Teilprojekten in einer „genormten“ Datenstruktur zur Verfügung gestellt.

Die im Rahmen von SILVAQUA betrachteten waldbaulichen Basisszenarien *LÖWE* (Langfristige Ökologische Waldentwicklung = naturnaher Waldbau), *PNV* (Potentielle Natürliche Vegetation), *Ertragsorientierung* (Maximaler Waldreinertrag, ökonomische Variante) und *Prozessschutz* wurden mit einem die jeweilige Strategie abbildenden Parameterset im *WaldPlaner* definiert. Die Rahmenwerte zu den einzelnen Strategien richten sich nach den Vorschlägen von *DUDA* (2006, Tabelle 4.3 und 4.4), können aber bei Bedarf spezifisch angepasst werden.

Das weitere Vorgehen im Teilprojekt „Simulation der Waldentwicklung“ sieht eine Integration der Standortsinformationen in das *WaldPlaner*-Datenbanksystem vor und darauf aufbauend das automatisierte Ableiten von Zielzuständen (Waldentwicklungstypen) gemäß der vorgegebenen Entwicklungsszenarien. Nach dem Rechnen der verschiedenen Szenarien stehen umfangreiche, projektübergreifende Analysen zur Auswertung der Ergebnisse an, die – vor dem Hintergrund der EG-WRRL – konkrete Vorschläge für eine „wasseroptimierte“ Waldbehandlung zum Ziel haben. Dabei sollen die Auswirkungen der verschiedenen Nutzungsstrategien zeitlich und räumlich dynamisch quantifiziert und visualisiert werden.

Tab. 4.3: Bestandesbezogene Rahmenwerte zu den Strategien: Naturnaher Waldbau, PNV, Ertrag und Prozess

<i>Rahmenwerte Bestand (Einheit)</i>	<i>Bestandes- typ</i>	<i>Naturnaher Waldbau</i>	<i>PNV</i>	<i>ERTRAG</i>	<i>PROZESS</i>
<i>Eingriffsturnus (Jahre)</i>	<i>alle</i>	5	5	10	10
<i>Maximales Endnutzungsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>Eiche</i>	100	100	400	200
	<i>Buche</i>	100	100	160	100
	<i>Alh</i>	80	80	160	80
	<i>Aln</i>	80	80	200	80
	<i>Fichte</i>	100	100	200	100
	<i>Douglasie</i>	100	100	200	100
	<i>Kiefer</i>	70	70	150	70
	<i>Lärche</i>	70	70	150	70
<i>Minimales Endnutzungsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>Eiche</i>	50	50	200	50
	<i>Buche</i>	40	40	80	40
	<i>Alh</i>	40	40	80	40
	<i>Aln</i>	40	40	100	40
	<i>Fichte</i>	50	50	100	50
	<i>Douglasie</i>	50	50	100	50
	<i>Kiefer</i>	35	35	75	35
	<i>Lärche</i>	35	35	75	35
<i>Maximales Durchforstungsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>Eiche</i>	70	70	100	70
	<i>Buche</i>	70	70	140	70
	<i>Alh</i>	70	70	140	70
	<i>Aln</i>	70	70	140	70
	<i>Fichte</i>	70	70	140	70
	<i>Douglasie</i>	70	70	140	70
	<i>Kiefer</i>	70	70	100	70
	<i>Lärche</i>	70	70	140	70
<i>Minimales Durchforstungsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>Eiche</i>	20	20	50	20
	<i>Buche</i>	20	20	70	20
	<i>Alh</i>	20	20	70	20
	<i>Aln</i>	20	20	70	20
	<i>Fichte</i>	20	20	70	20
	<i>Douglasie</i>	20	20	70	20
	<i>Kiefer</i>	20	20	50	20
	<i>Lärche</i>	20	20	70	20
<i>Maximales Eingriffsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>alle</i>	Maximales Durchforstungsvolumen oder Endnutzungsvolumen (der größere Wert)			
<i>Minimales Eingriffsvolumen (Vorratsfestmeter je Hektar)</i>	<i>alle</i>	Minimales Durchforstungsvolumen oder Endnutzungsvolumen (der kleinere Wert)			
<i>Endnutzungszeitraum (Jahre)</i>	<i>Eiche</i>	∞	∞	10	∞
	<i>Buche</i>	∞	∞	30	∞
	<i>Alh</i>	∞	∞	30	∞
	<i>Aln</i>	∞	∞	10	∞
	<i>Fichte</i>	∞	∞	20	∞
	<i>Douglasie</i>	∞	∞	20	∞
	<i>Kiefer</i>	∞	∞	20	∞
	<i>Lärche</i>	∞	∞	20	∞
<i>Anzahl Habitatbäume (n)</i>	<i>alle</i>	1	0	0	1
<i>Schutz von Minderheiten (ja/nein)</i>	<i>alle</i>	ja	nein	nein	nein
<i>Angestrebter Zieltyp (keine Einheit)</i>	<i>alle</i>	abhängig von Standort und Bestandestyp	abhängig von der pnV- Karte	abhängig von Standort und Bestandestyp	keiner

Tab. 4.4: Artenbezogene Rahmenwerte zu den Strategien: Naturnaher Waldbau, PNV, Ertrag und Prozess

<i>Rahmenwerte Baumarten (Einheit)</i>	<i>Baumarten- gruppe</i>	<i>Naturnaher Waldbau</i>	<i>PNV</i>	<i>ERTRAG</i>	<i>PROZESS</i>
<i>Mindesthöhe für ersten Eingriff (m)</i>	Eiche	14	14	16	16
	Buche	16	16	18	18
	Alh	12	12	14	14
	Aln	10	10	12	12
	Fichte	14	14	16	16
	Douglasie	14	14	16	16
	Kiefer	13	13	16	16
	Lärche	12	12	14	14
	<i>Zielstärke bzw. Ziel-Dg für die Variante ERTRAG (cm)</i>	Eiche	70	70	60
Buche		60	60	50	60
Hainbuche		45	45	45	45
Alh		60	60	60	60
Aln		45	45	40	45
Fichte		45	45	40	45
Douglasie		60	60	50	60
Kiefer		45	45	40	45
Lärche		60	60	50	60
<i>Freistellungsgrad (keine Einheit)</i>	allgemein	normal	stark	stark	gering
	Eiche	-0,1	0	0	-0,15
	Buche	-0,3	-0,2	-0,2	-0,35
	Alh	-0,2	-0,1	-0,1	-0,25
	Aln	-0,1	0	0	-0,15
	Fichte	-0,2	-0,1	-0,1	-0,35
	Douglasie	-0,3	-0,2	-0,2	-0,35
	Kiefer	-0,1	0	0	-0,15
	Lärche	-0,1	0	0	-0,15
<i>Ziel-Artenanteil (% der Kronenschirmfläche)</i>	alle	Laut Zieltyp	Laut Zieltyp	Laut Zieltyp	keine Vorgabe

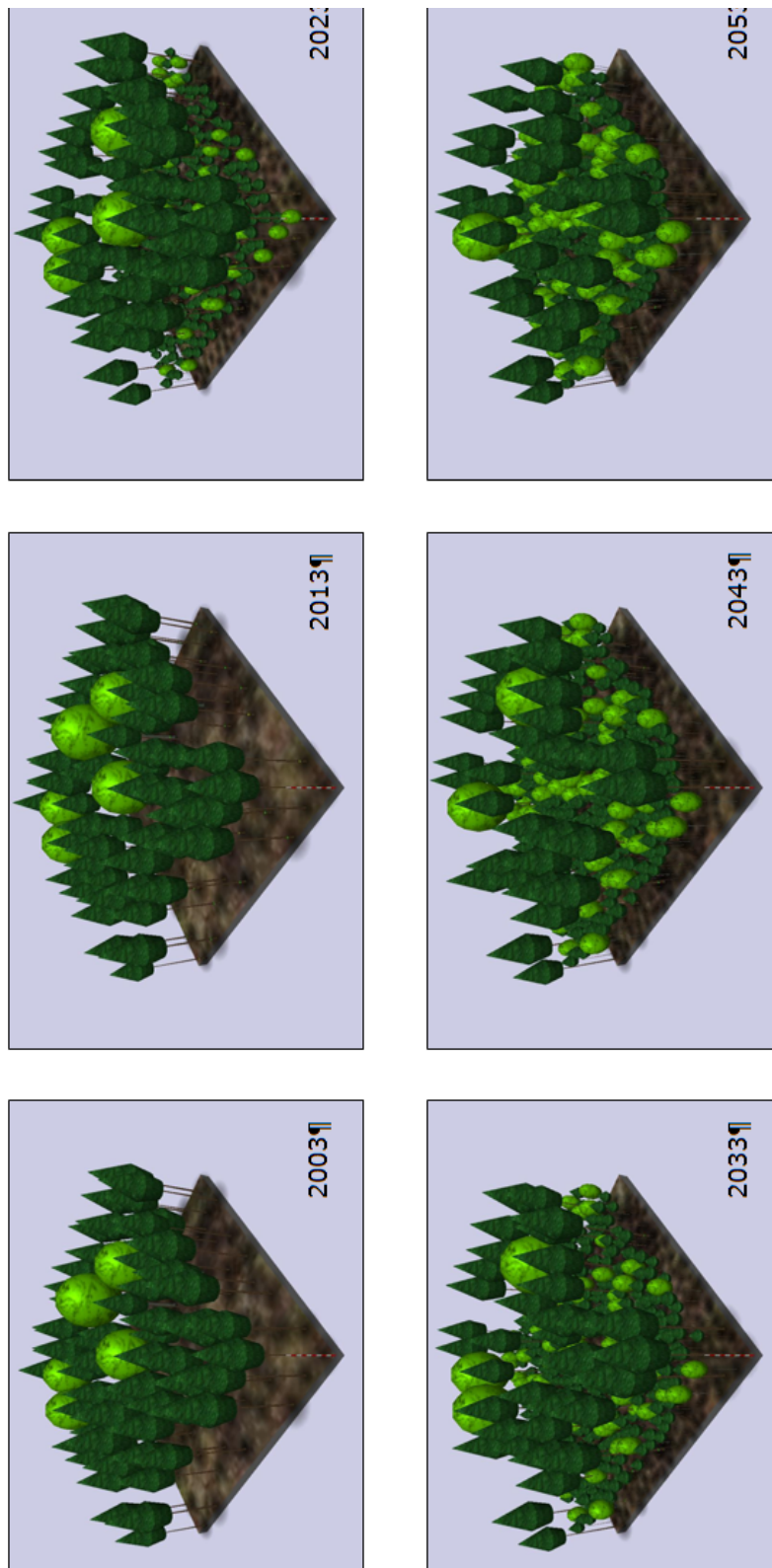


Abb. 4.8: Beispiel für die WaldPlaner-Entwicklung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes von 2003 bis 2053 (Beispielszenario mit der Zielvorgabe: Waldentwicklungstyp = aktueller Bestandestyp)

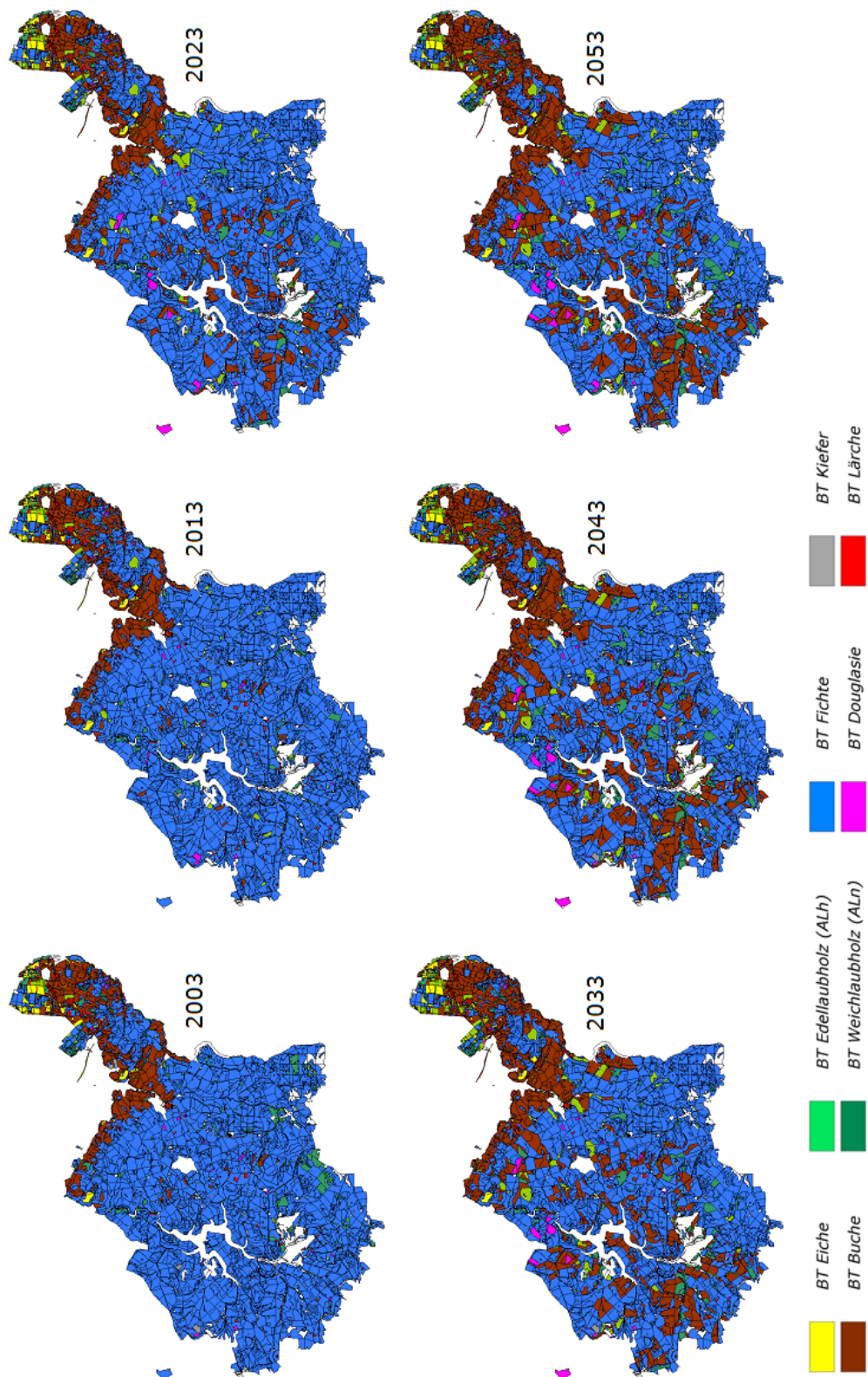


Abb. 4.9: Beispiel für die WaldPlaner-Entwicklung im gesamten Untersuchungsgebiet von 2003 bis 2053 (auf Basis der jeweilig aktuellen Bestandestypen)

5 Wasserhaushalt

5.1 Einleitung

Veränderungen des Waldaufbaus und der Waldnutzung können sich auf den Zustand der Gewässer im Wald auswirken, indem sie die Menge und Dynamik der Abflussbildung beeinflussen. So kann durch einen Baumartenwechsel oder durch Walderschließungsmaßnahmen die ausgleichende Wirkung der Wälder auf die Abflussdynamik nachhaltig verändert werden. Dies kann beispielsweise zu einer Verschärfung von Hochwasserereignissen führen oder eine Verminderung der Grundwasserneubildung zur Folge haben.

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. 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 (großmaßstäbliche Informationen im Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“, mittlere Maßstäbe im Einzugsgebiet der Oker), muss das Modell in der Lage sein, die Daten skalenunabhängig zu verarbeiten. Grundlage der Modellierung bilden Flächendatensätze der Forst- und Umweltverwaltung.

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 unterschiedlicher forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe eines Waldwachstumsmodells simuliert. Die Ergebnisse der forstlichen Szenarien werden dem Wasserhaushaltsmodell zur Verfügung gestellt, um die Wasserflüsse im Untersuchungsgebiet unter den veränderten Randbedingungen zu modellieren. Durch diese Vorgehensweise können Veränderungen im Wasserhaushalt (z.B. erhöhte Grundwasserneubildungsraten etc.) quantifiziert und flächendifferenziert zugeordnet werden. Der gewählte Untersuchungsansatz erlaubt somit neben einer allgemeinen Bewertung forstlicher Maßnahmen auch deren gezielte räumliche Optimierung.

Bestandteil dieses Kapitels ist die Beschreibung der verwendeten Methoden und Parametrisierungsvorschriften sowie die Verknüpfung der Simulation der Waldbestandesentwicklung mit dem Wasserhaushaltsmodell. Der methodische Ansatz wurde exemplarisch auf Intensiv-Monitoringflächen (BDF-F) im Lange Bramke-Einzugsgebiet getestet und nachfolgend auf das Gesamtgebiet „Lange Bramke“ übertragen. Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation für verschiedene forstliche Szenarien werden vorgestellt und die Auswirkungen auf das hydrologische Prozessgeschehen untersucht.

5.2 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Der Datenbedarf ergibt sich aus den Erfordernissen des hydrologischen Modells und der Genauigkeit, mit der das Untersuchungsgebiet im Modell abgebildet wird (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 Daten zur Orographie (digitales Geländemodell), Landnutzung und zum Boden benötigt. Die Geodatenbasis setzt sich folgendermaßen zusammen:

- Digitales Höhenmodell
- Forsteinrichtungskarten
- Forstliche Standortskartierung und Bük50

Für den Pegel „Lange Bramke“ liegen die Messwerte als Tagesmittelabfluss für den Zeitraum von 1950 bis heute lückenlos vor. Die Abflusszeitreihe wurde vom ehemaligen Betreiber des Pegels (Harzwasserwerke) zur Verfügung gestellt. Als meteorologischer Antrieb werden Angaben zum Niederschlag und Wind, zur Temperatur, Globalstrahlung und relativen Feuchte benötigt. Ein großer Anteil der meteorologischen Antriebsdaten kann durch eigene im Untersuchungsgebiet befindliche Monitoringnetze der NW-FVA gedeckt werden. Die Messreihen werden durch Niederschlags- und Klimastationen des DWD und der Harzwasserwerke ergänzt (s. Anhang 1, Tab. 1). Die meteorologischen Zeitreihen fließen als Tagesmittelwerte bzw. als Tagessumme in die hydrologische Modellierung ein.

5.3 Modellauswahl und Modellbeschreibung

Mit Hilfe eines gebietsdifferenzierten hydrologischen Einzugsgebietsmodells werden die komplexen Prozesse des Wasserhaushaltes abgebildet. Die wesentlichen Kriterien für die Modellauswahl sind:

- skalenunabhängige Anwendbarkeit und Übertragbarkeit („Lange Bramke“ => Einzugsgebiet Oker; niedersächsischer Harz)
- frei wählbare zeitliche und räumliche Auflösung der Modellparameter und frei wählbare räumliche Gebietsdiskretisierung
- Ableitung der Modellparameter aus allgemein verfügbaren Datensätzen
- ‚open source‘-Konzept
- modulare Modellstruktur
- bereits erfolgreiche Anwendung des Modells in anderen Untersuchungsgebieten
- direkte oder indirekte Anbindung an ein Geographisches Informationssystem (GIS)
- Implementierung von Modellbausteinen zur Schneeakkumulation und -schmelze, Grundwasserneubildung, Wellenverformung (Routing), Drainage und Bewässerung
- Talsperrenmodul

Nach einer Vorauswahl wurden die Einzugsgebietsmodelle ARC/EGMO (Pfützner et al., 1997), WaSiM-ETH (Schulla, 1997) und SEROS (Mengelkamp et al., 1998) einer eingehenden Prüfung hinsichtlich der Eignung für die Projektziele unterzogen. Das Wasserhaushalts-Simulationsmodell WaSiM-ETH erwies sich dabei als am besten geeignet, um die Projektziele zu erreichen.

Es wird die aktuelle Modellversion 7.2.7 verwendet, die im Vergleich zu älteren Versionen als wesentliche Erweiterung die Abbildung mehrschichtiger Vegetationsbestände erlaubt.

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- ($< 1\text{km}^2$) bis zur Mesoskala ($\pm 10.000\text{km}^2$) 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, Bewässerung und Routing 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 die hydrologische Prozesskette 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 Abb. 5.1 entnommen werden. Der Simulation vorgeschaltet ist eine windabhängige Korrektur der Stationsniederschläge. Der meteorologische Antrieb der Klimastationen wird mit Hilfe verschiedener Verfahren (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 (s. Anhang 2, Abb. 1). Eine detaillierte Modellbeschreibung ist bei Schulla (1997) zu finden.

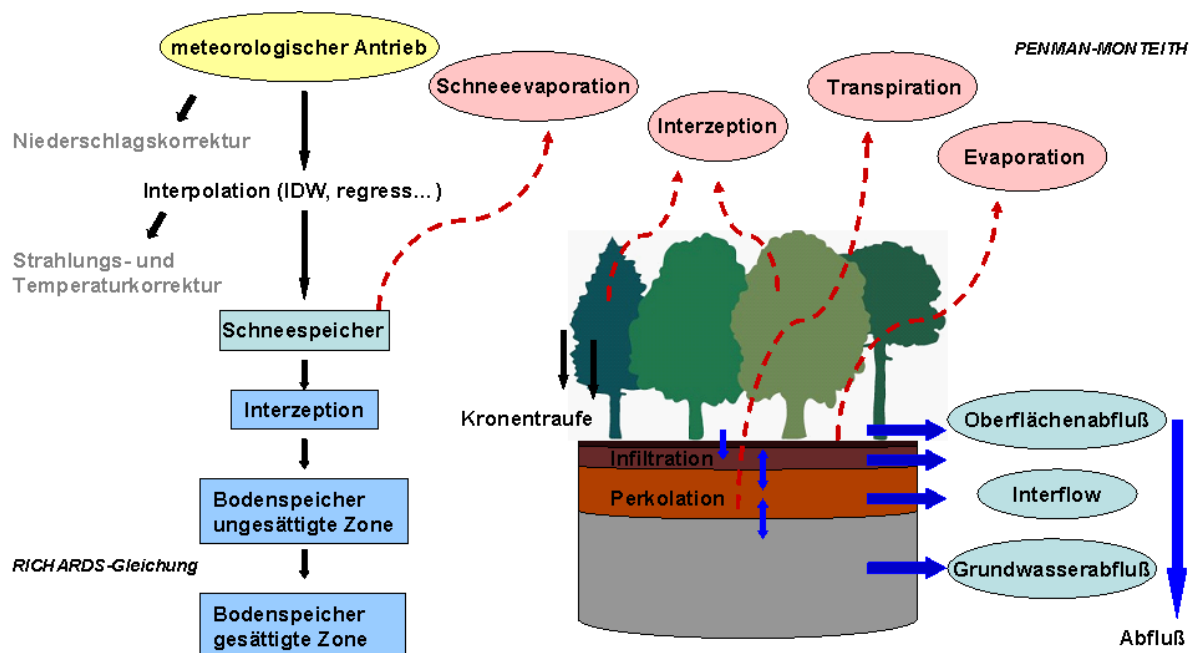


Abb. 5.1: Modellschema WaSiM-ETH (verändert nach Schulla, 1997)

Die Evapotranspiration beschreibt die Verdunstungsprozesse der Transpiration, Interzeption und Evaporation. Die Interzeption wird von WaSiM/ETH über einen einfachen Speicheransatz ermittelt. Die potentielle Evapotranspiration wird nach der Methode von Penman-Montheith berechnet. Vegetationsspezifische Parameter wie LAI, Übershirmungsgrad und Bestandeshö-

he, die für die Berechnung der Verdunstungsprozesse benötigt werden, werden über die Simulation des Bestandeswachstums mit dem WaldPlaner abgeleitet.

Die Verknüpfung zwischen WaldPlaner und hydrologischem Einzugsgebietsmodell erfolgt ‚offline‘. So wird anhand des Brusthöhendurchmessers (BHD) und der Stammzahl die langfristige Veränderung des Blattflächenindex (LAI) berechnet (Hammel u. Kennel 2001). Durch Laub- bzw. Nadelabwurf entstehen jahreszeitliche Schwankungen im Bestandes-LAI. Der LAI für einen Fichtenbestand beträgt im Winter in Anlehnung an Hammel u. Kennel (2001) 80% des maximalen LAI. Für einen Buchenbestand 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.

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 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 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. Anhand von 1850 an Waldböden ermittelten Wasserretentionskurven wurden für die 10 Texturklassen die van Genuchten-Parameter berechnet (Teepe et al. 2003).

5.4 Modellkalibrierung

WaSiM-ETH berechnet die Wasserumsätze auf einem Modellgitter mit quadratischen Zellen und simuliert die Abflussganglinie im Gewässer mit Hilfe eines Routingschemas. Das Modellgebiet „Lange Bramke“ wird mit einer Auflösung von 12,5 m modelliert, was bei einer Einzugsgebietsgröße von 76 ha 4823 Modellzellen ergibt. Die Modellkalibrierung erfolgt auf Grundlage der Jahre 1990 bis 1999. Der Validierungszeitraum umfasst den Zeitraum von 1980 bis 1989. Der gesamte Simulationszeitraum beginnt mit den Wiederaufforstungsmaßnahmen im Jahr 1950 und endet im Jahr 2005 (s. Anhang 1, Abb. 2).

Die langjährige Wasserbilanz (1950-2005) kann aus den am Pegel gemessenen Abflüssen und den gemessenen und in die Fläche interpolierten Niederschlägen berechnet werden. Daraus ergibt sich für das Einzugsgebiet „Lange Bramke“ eine durchschnittliche Abflusshöhe von 840 mm und eine Niederschlagssumme von knapp 1250 mm. Damit bleiben rund 400 mm als Verdunstungsleistung übrig. Die Evapotranspiration wird damit eindeutig unterschätzt. Untersuchungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (1988) nennen für das Einzugsgebiet „Lange Bramke“ mittlere Verdunstungssummen von knapp 600 mm (1950-1980). Vor diesem Hintergrund wurden die Niederschläge in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit einer ‚konservativen‘ Korrektur unterzogen. Die korrigierten Niederschläge betragen für den Messzeitraum von 1950-2005 im Flächenmittel 1390 mm, die Evapotranspiration erhöht sich dadurch auf 550 mm.

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 Gebieteigenschaften 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 das 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 das Einzugsgebiet „Lange Bramke“ erfolgt in mehreren Schritten. Aufgrund der detaillierten Gebietskenntnis und der langjährigen und intensiven Messungen ist bekannt, dass die Abflüsse im Einzugsgebiet überwiegend aus dem Basis- (Grundwasser-) Abfluss gebildet werden (Hermann et al., 1989). Stärkere Niederschlagsereignisse werden vollständig vom Boden aufgenommen und stark verzögert über den Basisabfluss an den Vorfluter abgegeben. Erst bei intensiven und länger andauernden Niederschlägen oder bei einsetzender Schneeschmelze wird Oberflächenabfluss gebildet, 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. Der für Mittelgebirgseinzugsgebiete typische Interflow spielt im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ nur eine untergeordnete Rolle (s. Anhang 1, Abb. 3-1 bis Abb. 3-5).

Über die Festlegung der festen Parameter aus den Boden- und Vegetationskarten wurde in einem ersten Schritt versucht, das hydrologische Prozessgeschehen in seiner Gesamtheit grob zu erfassen („Grobkalibrierung“). Insbesondere die Abflussbildung sollte in der Zusammensetzung aus Oberflächenabfluss, Interflow und Basisabfluss möglichst realistisch nachgebildet werden. Durch diesen ersten Kalibrierungsschritt wurde ein Gütemaß von rund 60% oder 0,6 (Erklärte Varianz) erzielt (vollständige Übereinstimmung 100% bzw. 1,0).

In der zweiten Phase der Kalibrierung („Feinkalibrierung“) werden die Parameter der einzelnen Modellbausteine nacheinander in Anlehnung an das Ablaufschema angepasst. Beginnend mit der Schneeakkumulation und –schmelze über die Interzeption und den Bodenwasserhaushalt bis zur Abflussbildung werden die Parametersätze entsprechend den Gebieteigenschaften kalibriert. Hierbei stehen mit Daten zur Schneedecke (Schneehöhe, Wasseräquivalent), zur Interzeption und Bodenfeuchte (Saugspannung) zusätzliche unabhängige Datensätze zur Verfügung. In jedem Schritt wird versucht, die Parameterkalibrierung auf die effektiven Parameter zu reduzieren. Um eine möglichst objektive Parameterbelegung zu bekommen, wurde eine automatische Kalibrierung mit dem Programm PEST Surface Water Utilities (Doherty et al. 1994) durchgeführt. Die Simulationsgüte konnte sowohl beim Bestimmtheitsmaß wie auch der Erklärten Varianz auf über 0,7 verbessert werden.

5.5 Ergebnisse der Bestandesrekonstruktion „Lange Bramke“

In einem ersten Szenario wurde die Entwicklung der Fichtenbestände im Einzugsgebiet der „Langen Bramke“ mit dem Beginn der Wiederaufforstung im Jahr 1950 bis heute rekonstruiert. Zum Vergleich wurde dieses Szenario dahingehend verändert, dass die Bestandesentwicklung von Beginn an als reiner Buchenbestand simuliert wird. Die Randbedingungen sind für beide Szenarien identisch. Für den meteorologischen Antrieb werden die bis zum Jahr 2005 gemessenen Stationsdaten verwendet.

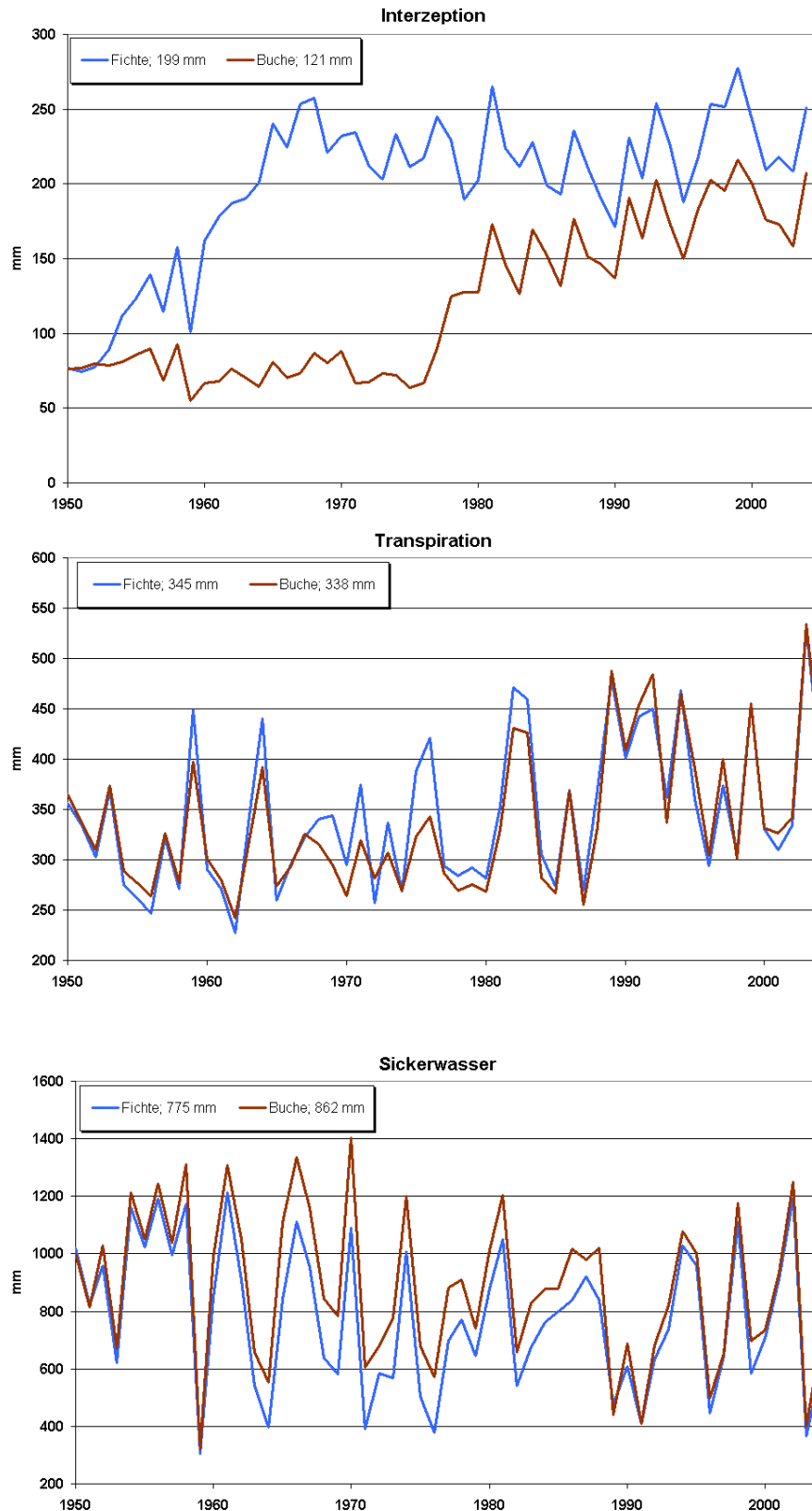


Abb. 5.2: Modellierte Interzeptions- und Transpirationsverdunstung sowie Sickerwassermenge im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ (in der Legende sind die Mittelwerte angegeben).

Zur Beurteilung der Wirkung der forstlichen Nutzung auf den Wasserhaushalt bietet sich ein Vergleich der jährlichen Interzeptions- und Transpirationverdunstung sowie der Sickerwassermenge für die Nutzung mit Fichte oder Buche an (s. Abb. 5.2). Zu Beginn der Simulationsperiode erfolgt die Parametrisierung der überwiegend jungen Fichten- und Buchenbestände einheitlich als Gras- und Krautvegetation. Dies erklärt die relativ geringen Unterschiede in der berechneten Verdunstungsleistung. Aufgrund der hohen Zuwachsraten nimmt ab Mitte der 50er Jahre die Interzeption der Fichtenbestände im Einzugsgebiet der „Langen Bramke“ deutlich zu und erreicht mit rund 200 bis 250 mm Jahressumme bereits nach 20-25 Jahren Bestandesentwicklung seine höchsten Werte. Dieses Niveau wird trotz durchgeführter Eingriffe in den verschiedenen Abteilungen bis zum Ende des Simulationszeitraumes gehalten. Die rekonstruierten Buchenbestände weisen aufgrund des langsameren Einwuchses in den ersten dreißig Jahren der Simulationsperiode mit 50 bis 100 mm Interzeptionsverdunstung ein deutlich geringeres Niveau auf. Erst in der weiteren Bestandesentwicklung steigt die Interzeption in Abhängigkeit vom meteorologischen Antrieb auf 150 und 200 mm an und liegt dann nur noch um ca. 40 mm unter den Werten der Fichte. Im Mittel liegt die Interzeptionsleistung bei den Buchenbeständen während der Simulationsperiode von 1950 bis 2004 um knapp 80 mm niedriger als bei den Fichtenbeständen der „Langen Bramke“.

Die Transpirationsverdunstung weist zwischen beiden Bestandestypen keine signifikanten Unterschiede auf. Mit knapp 350 mm Jahressumme (Mittelwert 1950-2004) trägt die Transpiration zu rund 60% der Gesamtverdunstung bei. Die im Vergleich zu den Fichtenbeständen der „Langen Bramke“ geringere Interzeptionsleistung der rekonstruierten Buchenbestände hat eine entsprechend im Mittel rund 80 mm erhöhte Sickerwassermengenbildung zur Folge, die aufgrund der hohen Bodendurchlässigkeiten fast vollständig zur Grundwasserneubildung betragen.

Neben der Gebietsbilanz ist die flächendifferenzierte Abbildung der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration und Abfluss von Interesse. Dabei werden die räumlichen Verteilungsmuster der Bilanzgrößen analysiert und der Einfluss der jährlichen Niederschlagssumme auf die Verdunstung und Abflusshöhe untersucht, indem am Beispiel eines für den Oberharz relativ trockenen Jahres (1991) und des niederschlagsreichen Jahres 1998 die Flächenbilanzen miteinander verglichen werden (s. Abb. 5.3).

Die regionalisierten Niederschläge zeigen in beiden Jahren eine ähnliche räumliche Verteilung. Die höchsten Niederschlagssummen werden auf dem westlichen Kammbereich gemessen, ein lokales Minimum befindet sich auf den nordexponierten Hanglagen. Innerhalb des Einzugsgebietes „Lange Bramke“ treten Unterschiede in der jährlichen Niederschlagssumme von knapp 100 mm auf. Die simulierte Evapotranspiration weist größere räumliche Unterschiede im Vergleich zur Niederschlagsverteilung auf. Das räumliche Verteilungsmuster bildet überwiegend die unterschiedliche Bestandesentwicklung im Untersuchungsgebiet nach. Die höchsten Verdunstungssummen werden auf den südexponierten Hängen berechnet (s. Abb. 5.3). Hier sind die ältesten Bestände mit der höchsten Bestandesdichte anzutreffen. Die Freiflächen fallen durch ihre unterdurchschnittliche Verdunstungsleistung auf. Folglich werden auf diesen Flächen die höchsten Abflusssummen erzeugt, die allerdings aufgrund der bodenphysikalischen Eigenschaften nahezu komplett versickern und als Grundwasserabfluss dem Vorfluter zugeführt werden. Oberflächenabfluss tritt im Untersuchungsgebiet selten auf und wird bei einzelnen Ereignissen als Sättigungsflächenabfluss im Bereich der Talauere simuliert.

Der Vergleich der Jahresbilanzen zeigt, dass auch in relativ trockenen Jahren der Boden ausreichend pflanzenverfügbares Wasser bereitstellt, so dass die Evapotranspiration während der Vegetationsperiode kaum eingeschränkt wird. So ist es nicht überraschend, dass die Verdunstungssumme im Jahr 1991 mit 624 mm rund 100 mm über der Evapotranspiration des Jahres

1998 liegt. Vielmehr wird die Verdunstungsleistung maßgeblich durch den strahlungs- und temperaturabhängigen Energieeintrag gesteuert. Infolgedessen werden im Jahr 1998 trotz hoher Niederschläge von 1719 mm nur 510 mm über die Evapotranspiration aus dem Gebiet abgeführt. Der überwiegende Anteil gelangt über den Grundwasserabfluss in den Vorfluter.

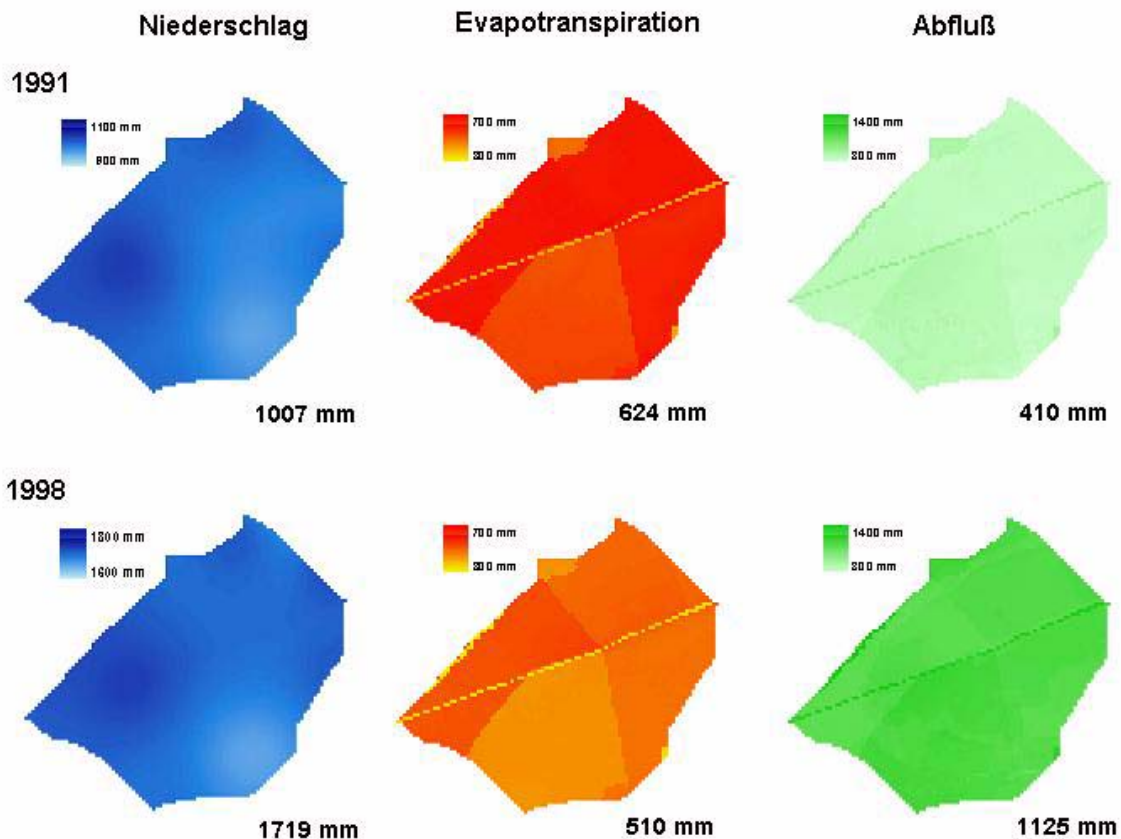


Abb. 5.3: Regionalisierte Niederschläge und simulierte Evapotranspiration und Abflussmenge im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ für die Jahre 1991 und 1998 (in der Abbildung sind die Jahressummen der Wasserbilanz aufgeführt)

5.6 Ergebnisse Bewirtschaftungsstrategien

Die untersuchten Waldbaukonzepte sollen exemplarisch einen Eindruck über die Variationsbreite möglicher forstlicher Strategien vermitteln. Das naturnahe Waldbaukonzept stellt die aktuelle Zielvorgabe für die Bewirtschaftung der niedersächsischen Landesforsten dar (Niedersächsische Landesforstverwaltung 1991). Das Konzept verfolgt den Ausgleich zwischen ökonomischem Nutzen und Ökologie, indem die Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes den gleichen Stellenwert erhalten (Duda 2006). Viele Wälder entsprechen heute aufgrund anthropogener Einflüsse nicht mehr der natürlichen Vegetation. Durch die Simulationsvariante PNV (Potentiell Natürliche Vegetation) wird die Baumartenzusammensetzung so verändert, dass die Bestände langfristig in einen naturnahen Zustand überführt werden. Die dritte Variante verfolgt einen mehr ökonomisch orientierten Ansatz (Ertragsorientierung). Hierbei werden Baumarten bevorzugt, die in Abhängigkeit der Standortfaktoren den größten wirtschaftlichen Nutzen versprechen. Forstliche Eingriffe erfolgen seltener als bei der naturnahen Waldbauvariante, werden dann aber intensiver durchgeführt. Wälder, die ertragsorientiert bewirtschaftet werden, sind häufig Reinbestände, die eine wenig geschichtete Struktur aufweisen (Duda 2006).

In Abbildung 5.4 ist die Umsetzung der vorgestellten Bewirtschaftungsszenarien am Beispiel eines knapp 60 Jahre alten Fichtenbestandes im Untersuchungsgebiet „Lange Bramke“ dargestellt. Der Bestand befindet sich im Jahr 2050 in der Endnutzung und wird nach dem naturnahen Waldbaukonzept durch die Zielstärkennutzung bewirtschaftet. Bei der ertragsorientierten Variante wird die erntereife Bestandesschicht komplett genutzt. Die dritte Variante stellt die drastische Umsetzung des PNV-Konzeptes dar. Der aktuelle Bestand wurde im Jahr 2005 komplett kahl geschlagen und mit Buche wieder aufgeforstet, so dass im Jahr 2050 auf diesem Standort ein reiner Buchenbestand vorzufinden wäre.

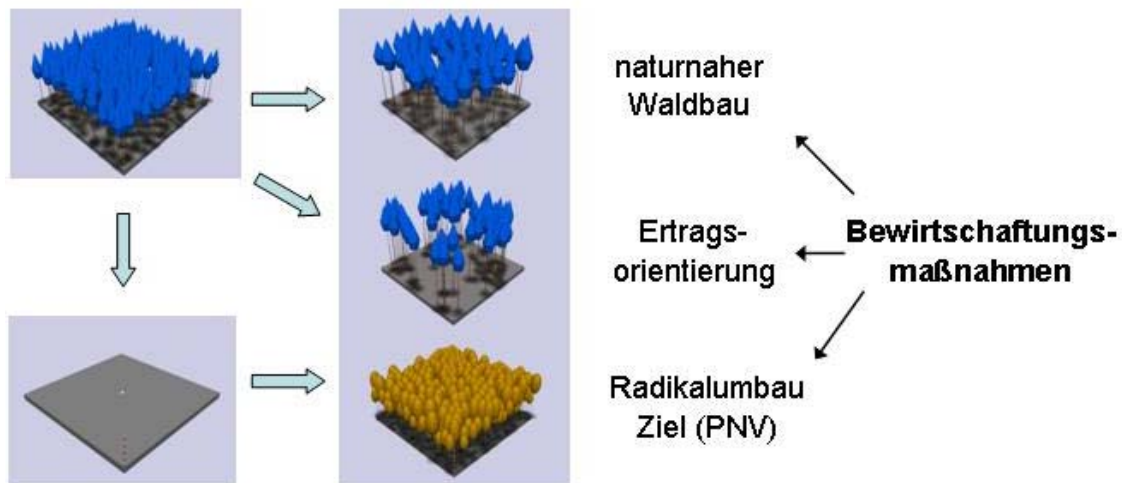


Abb. 5.4: Forstliche Bewirtschaftungsstrategien

Zwischen der ertragsorientierten Variante und der naturnahen Waldbaustrategie sind die Unterschiede zwischen der simulierten Interzeption, Transpiration und Sickerwassermengenbildung gering (s. Abb. 5.5). Die Interzeptionsverdunstung der ertragsorientierten Variante liegt dabei um knapp 20 mm höher als bei der naturnahen Waldbaustrategie. Aufgrund geringerer durchschnittlicher Holzvorräte fallen bei der naturnahen Waldbauvariante die Interzeptionsverluste niedriger aus als bei der ertragsorientierten Variante. Beide Konzepte zeigen über den gesamten Simulationszeitraum von 2005 bis 2050 einen ähnlichen Verlauf in den modellierten Bilanzgrößen. Allerdings findet in der Endnutzungsphase der Fichte zwischen beiden Varianten eine Angleichung in der Verdunstungsleistung statt.

Die PNV-Strategie zeigt einen anderen Verlauf. In den ersten 30 Jahren der Simulationsperiode schwankt die Interzeptionsleistung zwischen 50 und 100 mm pro Jahr. Erst mit dem Einwachsen der jungen Buchenbestände in das geringe Baumholz (BHD > 14 cm) ist eine Zunahme der Interzeptionsverdunstung auf 150 bis 200 mm zu verzeichnen. Die Transpirationsverdunstung liegt in den ersten 30 Jahren des Prognosezeitraumes ebenfalls deutlich unter den Werten der Fichte. Dementsprechend wäre bei einem Umbau des Fichtenbestandes in einen reinen Buchenbestand mit einer deutlich erhöhten Sickerwassermenge (Grundwasserneubildung) zu rechnen (s. Abb. 5.5). Zwischen der ertragsorientierten Variante und dem naturnahen Waldbaukonzept sind die Unterschiede in der simulierten Sickerwassermenge mit rund 30 mm deutlich geringer.

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.

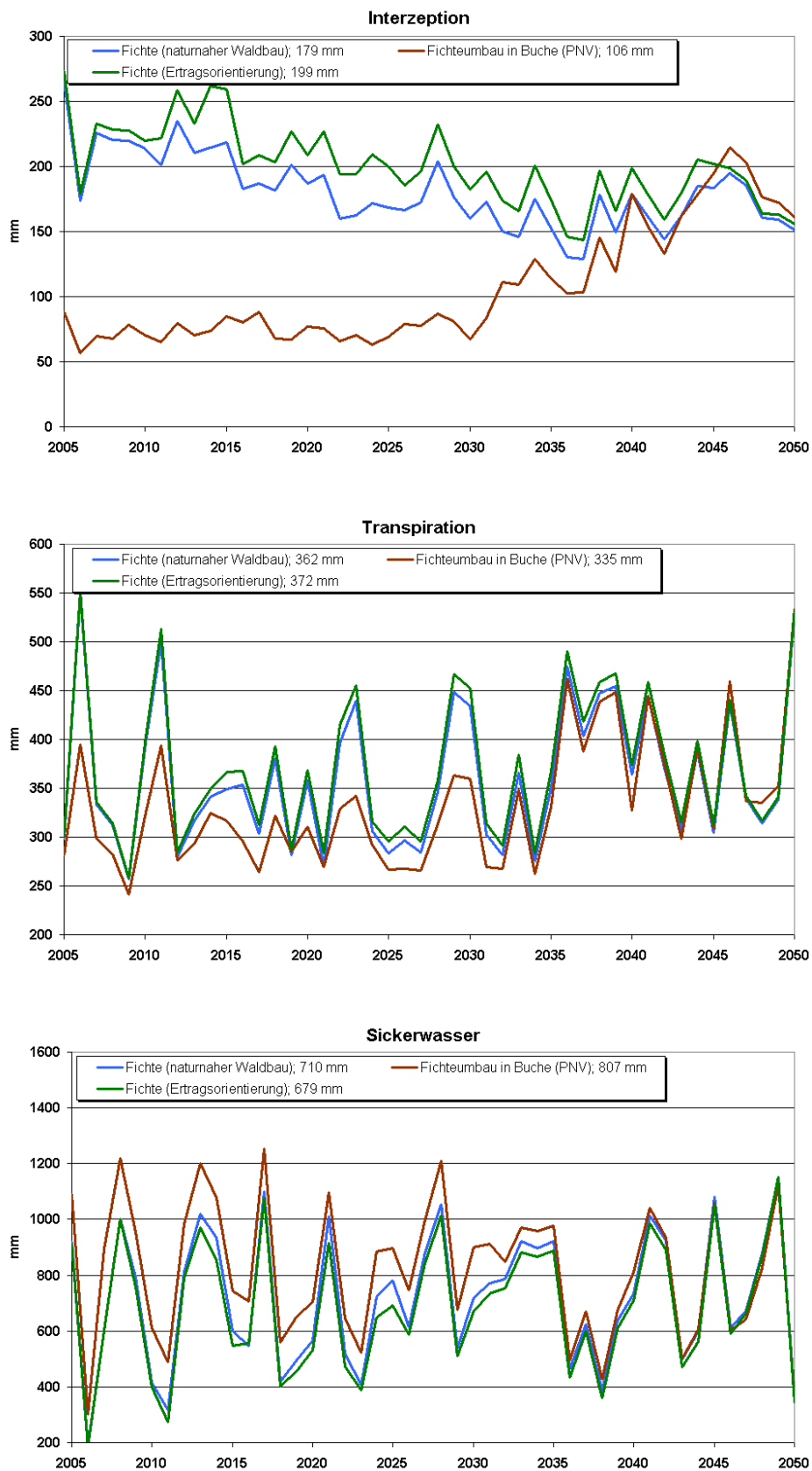


Abb. 5.5: Modellierte Interzeptionsverdunstung, Transpiration und Sickerwassermenge für verschiedene forstliche Szenarien (in der Legende sind die Mittelwerte angegeben)

5.7 Fazit und Ausblick

Die Art und Intensität der Waldbewirtschaftung hat einen direkten Einfluss auf den Gebietswasserhaushalt. Die Forstwirtschaft muss zukünftig unter Einbeziehung der EG-WRRL die Auswirkungen ihrer Maßnahmen im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung optimieren. In Bezug auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten bedeutet dies, dass mit Hilfe von Szenarienanalysen die Auswirkungen verschiedener Nutzungsstrategien zeitlich und räumlich quantifiziert werden müssen.

Am Beispiel des Teileinzugsgebietes „Lange Bramke“ werden die Folgen möglicher Nutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt detailliert untersucht. Grundlage bildet das kalibrierte und validierte hydrologische Modell, welches das hydrologische Prozessgeschehen in seinem jetzigem Zustand (Ist-Zustand) beschreibt. Aus waldbaulicher Sicht werden folgende Szenarien gerechnet, die eine direkte Anbindung an das Waldwachstumsmodell WaldPlaner erfordern:

- naturnaher Waldbau
- Potenzielle Natürliche Vegetation (PNV)
- maximaler Waldreinertrag

Die historische Bestandesentwicklung im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ ermöglicht es, auch drastische Nutzungsänderungen wie einen flächenhaften Kahlschlag (Ausgangssituation 1950) unter realen Randbedingungen nachzubilden. Dieses Extremszenario stellt zwar kein wahrscheinliches Zukunftskonzept dar, doch erlaubt es Aussagen, die den Einfluss reiner Waldnutzung auf das hydrologische Prozessgefüge in Wassereinzugsgebieten betreffen.

Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation zeigen, dass Wälder positiv für den Gewässerschutz anzusehen sind, da sie eine ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt ausüben. Wie die Szenariensimulationen jedoch auch belegen, können forstliche Maßnahmen zu Veränderungen im Wasserhaushalt führen. So weisen Buchenbestände im Vergleich zu Fichtenbeständen geringere Interzeptionsverluste auf und tragen damit zu einer erhöhten Grundwasserneubildung bei.

Der nach den aktuellen Bewirtschaftungsrichtlinien des naturnahen Waldbaukonzepts forcierte Waldumbau sollte aus wasserwirtschaftlichen Gründen langfristig und nachhaltig angelegt sein. Für das Einzugsgebiet „Lange Bramke“ ist im Wesentlichen darauf zu achten, dass durch forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen im Sinne der EG-WRRL keine Verschlechterung des Gewässerzustandes erfolgt („Verschlechterungsverbot“).

Durch die umfangreichen Arbeiten im Testgebiet „Lange Bramke“ steht nun ein methodisch ausgereiftes und modellbasiertes Instrumentarium zur Verfügung, das eine umgehende Übertragung auf das Zielgebiet erlaubt. Mit der Datenaufbereitung für die bewaldeten Bereiche der Okereinzugsgebietes im niedersächsischen Teil des Harzes wurde begonnen. Analog zur Vorgehensweise im Einzugsgebiet „Lange Bramke“ werden die Schritte des Präprozessing (Parametrisierung), Modellkalibrierung und Szenariensimulation durchgeführt.

6 Simulation des Stoffhaushalts

6.1 Einleitung und Modellvorstellungen

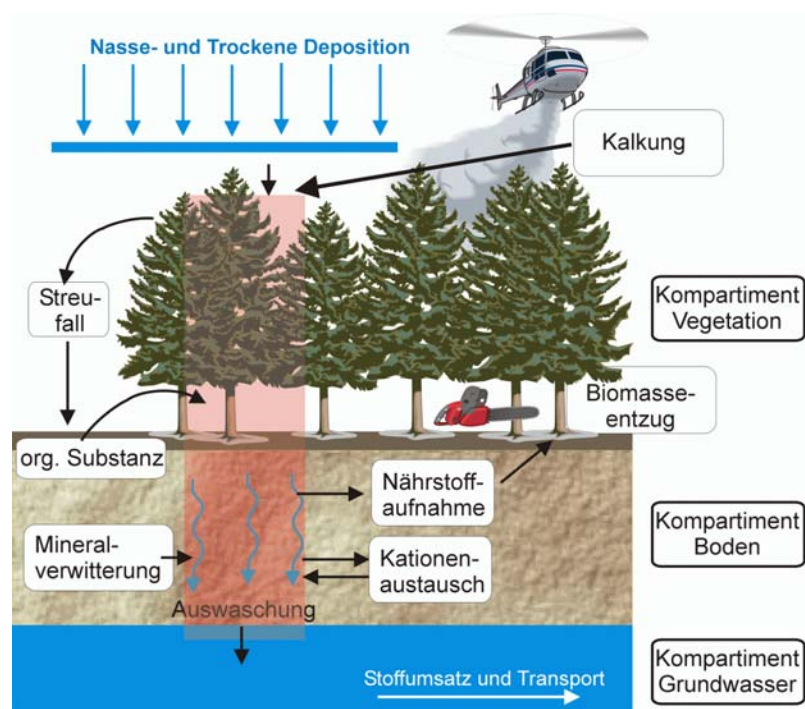
Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) gibt einen verbindlichen Rahmen für das wasserwirtschaftliche Handeln vor. Um den „guten Zustand“ der Gewässer bis 2015 zu erreichen, ist neben der mengenmäßigen und der ökologischen Qualität der Nährstoffstatus und die Belastung mit prioritären Schadstoffen entscheidend. Für die Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität ist die Abschätzung stoffhaushaltlicher Größen unverzichtbar. Hierzu ist ein flächendifferenziertes, dynamisches GIS-basiertes Modellierungssystem (SILVAQUA) zum Stoffhaushalt aufgebaut worden. Dieses Stoffhaushaltsmodell ist grundsätzlich auf beliebige Standorte anwendbar (Übertragbarkeit) und für die Prognose zukünftiger Entwicklungen des Stoffhaushalts – unter der Berücksichtigung verschiedener Waldentwicklungsszenarien – geeignet (Prognosefähigkeit).

In dem Modellansatz werden ausschließlich flächenhafte Stoffeinträge mit dem Sickerwasser berücksichtigt. Wenn die Gewässerversauerung und die Nitratbelastung des Grundwasser im Fokus der Untersuchungen stehen, dann sind besonders die diffusen Einträge zur nachhaltigen Reduzierung der Belastungssituation des Grundwassers von großer Bedeutung (Zweig et al. 2006).

Das übergeordnete Modellkonzept besteht aus der Kopplung dynamischer und semidynamischer Bilanzmodelle. Entscheidende Bilanzgrößen für das Waldökosystem sind die atmosphärischen Einträge, die Mineralverwitterung aus dem Boden, der Nährstoffexport durch Biomasseentzug, der Austrag mit dem Sickerwasser und die Stoffzufuhr durch Kalkungen (vgl. Schematische Darstellung der im Stoffhaushaltsmodell berücksichtigten Bilanzgrößen.1). Hierbei werden die Bilanzgrößen durch dynamische Modelle fortgeschrieben (z. B. WaldPlaner; Make-Dep, VSD), so dass eine Extrapolation in Raum (GIS) und Zeit (dynamische Modellierung) erfolgen kann.

Abb. 6.1: Schematische Darstellung der im Stoffhaushaltsmodell berücksichtigten Bilanzgrößen.

Für die Wasser- und Forstwirtschaft sowie die umweltpolitischen Entscheidungsträger ist besonders die zeitliche Dynamik von entscheidender Bedeutung, um die Auswirkungen möglicher Maßnahmen abschätzen zu können. Bei der Auswahl der für das Gesamtsystem einbezogenen Modelle und Methoden wurden die folgenden Kriterien zu Grunde gelegt:



- Modelle und Methoden müssen mit flächenhaft verfügbaren und routinemäßig vorhandenen Eingangsdaten auskommen und somit einen geringen Bedarf an Eingangsdaten haben.
- Die weiteren Eingangsdaten sollen für routinemäßige Modellanwendungen flächenhaft leicht über Transferfunktion und –modelle ableitbar sein.
- Sie müssen hinreichend genaue Aussagen auf die jeweiligen stoffhaushaltlichen Zielgrößen ermöglichen.
- Die Anwendung der ausgewählten Modelle und Methoden sollte möglichst bereits in anderen Planungs- und Entscheidungsverfahren hinreichend erprobt sein.

Diese Vorgaben legen es nahe, sich stark an den Methoden und Modellen der Critical Loads-Ansätze (Nagel u. Gregor 1999, Spranger et al. 2004) zu orientieren, da diese über flächendeckend anwendbare Methoden und regionalisierte Kenngrößen verfügen (Gauger et al. 2002). Aus diesen Vorgaben ergibt sich das in der Abb. 6.2 dargestellte übergeordnete Konzept der Modellkopplung. Nähere Informationen zu den einzelnen Modellen und Abkürzungen sind den jeweiligen Teilkapiteln und dem Anhang 2 zu entnehmen.

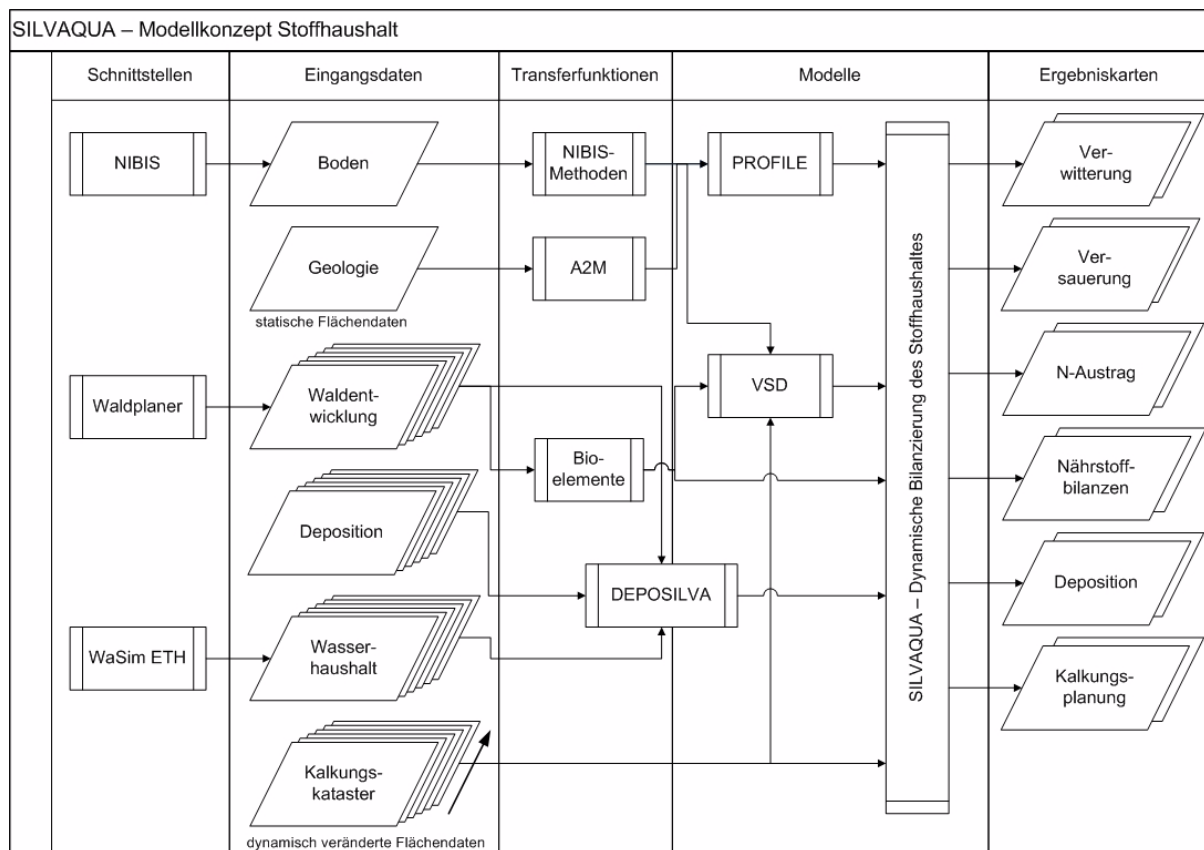


Abb. 6.2: Modellkonzeption des Moduls „Stoffhaushalt“.

6.2 Modellierung und Regionalisierung der vergangenen und der zukünftigen Deposition

Die Wasserwirtschaft sucht zusammen mit der Forstwirtschaft nach Möglichkeiten, die diffusen Stoffeinträge und damit auch die potentiellen Austräge durch waldbauliche Maßnahmen zu beeinflussen. Aus verschiedenen Untersuchungen geht hervor, dass hierfür vor allem die Baumartenwahl (Spangenberg u. Kölling 2004, Rothe 1997, Rothe et al. 2002), die Alterstruktur (Rothe et Mellert 2004, Mohr et al. 2005, Stevens et al. 1994) und die Bestandesstruktur (Ahrends et al. 2005, Jenssen 2002, Simon u. Westendorff 1990) den Stoffeintrag der Waldökosysteme

me beeinflussen können. Folglich sollten diese Einflussfaktoren bei der Modellierung hinreichend genau berücksichtigt werden.

Ein grundsätzliches Problem bei der planerischen Umsetzung der Anforderungen der EG-WRRL stellt die mangelnde räumliche Differenzierung der Maßnahmenebenen dar. So gibt z.B. die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) einen Maßstab von 1:50.000 für das Berichtswesen vor (LAWA 2003). Demgegenüber greifen und wirken oben beschriebene waldbauliche Maßnahmen auf der Maßstabsebene 1:5.000 bis 1:10.000 (Jansen et al. 2002). In dieser Maßstabsebene sind bisher Informationen zur Stickstoff- und Säuredeposition in dieser Maßstabsebene bisher nicht flächendeckend verfügbar, wie es unter anderem vom NLWKN gefordert wird (Schäfer et al. 2005).

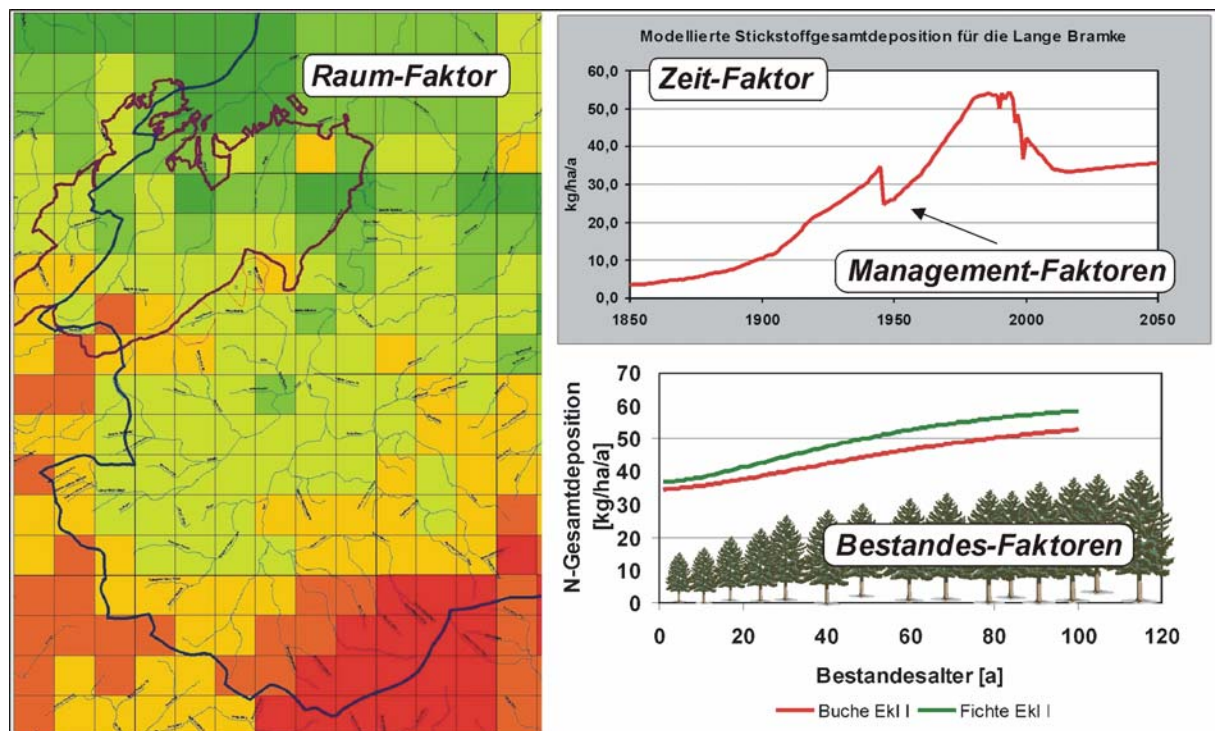


Abb. 6.3: Schematische Darstellung der im Depositionsmodul kombinierten Einflussfaktoren zur räumlich optimierten Bewertung verschiedener Maßnahmenkombinationen.

Der einzige aktuelle, räumlich detaillierte und flächendeckend verfügbare Datensatz über Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in Deutschland sind die Daten des Umweltbundesamtes (Gauger et al. 2002). Diese Daten liegen in einer räumlichen Auflösung von 1x1 km vor. Neben den hohen räumlichen Anforderungen ist die zeitliche Auflösung von entscheidender Bedeutung. So zeigt z.B. die Abb. 6.4 die zeitliche Entwicklung der Netto-Säuredeposition im Einzugsgebiet der Oker. Der zeitliche Bezug bei den dynamischen Modellierungen ist die Grundvoraussetzung, um die waldbaulichen Maßnahmen und Entwicklungsszenarien zu simulieren und anschließend in Hinblick auf die Eintragsituation und die Gewässerqualität bewerten zu können. Daher war es zunächst notwendig, räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Depositionsdaten für die forstlichen Bewirtschaftungseinheiten bereitzustellen. Dieses erfolgt nach dem im Anhang 2 beschriebenen neu entwickelten Verfahren DEPOSILVA. In diesem sind die verschiedenen Ebenen, die das Depositionsgeschehen bestimmen (vgl. Abb. 6.3), integriert. Hierbei handelt es sich um das Zusammenspiel von bestandesspezifischen Faktoren (Baumart, Baumhöhe, Bestandesstruktur) einerseits und zeitlicher sowie räumlicher Aspekte andererseits. Auch besondere Managementstrategien wie z. B. der Kahlschlag in der Langen Bramke sind mit dem beschriebenen Verfahren modellierbar.

Die Abbildung 6.3 zeigt die Bedeutung der zeitlichen Veränderung des Depositionsgeschehens mit einem ausgeprägten Maximum in den 90er Jahren. Um das Risiko von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser unter Waldstandorten und den Kalkungsbedarf abschätzen zu können, ist es notwendig, die Einträge an Säure und Stickstoff gerade dieses Zeitraumes der Vergangenheit möglichst sicher quantifizieren zu können. Dies erfordert zunächst eine modellgestützte Rekonstruktion der vergangenen Bestandesentwicklung. Über die dann auf jährlicher Basis vorliegenden Daten zu Baumart, Bestandestyp und Baumhöhe kann unter Berücksichtigung des jeweiligen Raumbezugs die flächenhafte Belastungssituation abgebildet und somit die Eingangsdaten für alle weiteren Modelle bereitgestellt werden.

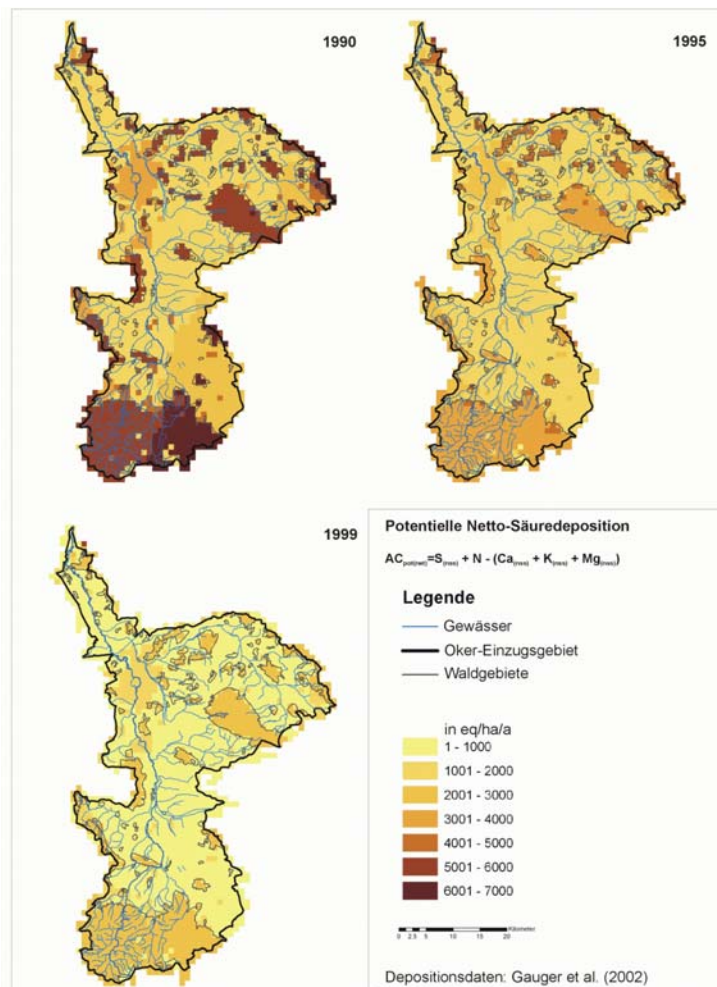


Abb. 6.4: Räumliche Verteilung der potenziellen Netto-Säuredeposition im Einzugsgebiet der Oker für die Jahre 1990, 1995 und 1999 im 1x1 km Raster. Datengrundlage: Gauger et al. (2002).

6.2.1 Flächendeckende Risikobewertung für den Nordharz

Mit dem oben und im Anhang 2 detailliert beschriebenen Verfahren wurden alle im Nordharz des Okereinzugsgebietes liegenden Bestände hinsichtlich ihrer Höhen- und Bestandesentwicklung von 1950 bis zum Zeitpunkt der Forsteinrichtung (1997) rekonstruiert. Anschließend wurde mit DEPOSILVA die jährliche Stoffdeposition auf Bestandesebene regionalisiert. Durch die Aufsummierung der jährlichen Werte erhält man einen Indikator für die bestandesspezifische Belastungssituation von Säure und eutrophierenden Stickstoff.

Die Abb. 6.5 zeigt das planerische Potenzial, dass sich aus diesem Verfahren für die Umsetzung der EG-WRRL in der Praxis ergibt. Mit DEPOSILVA ist es möglich, gezielt Einzugsgebiete und Teilbereiche von Einzugsgebieten zu lokalisieren, in denen waldbauliche Maßnahmen (Baumartenwechsel, Nutzungsintensität, Kalkung usw.) zur Unterstützung der Zielsetzung der WRRL besonders effektiv sind. Der Vergleich mit dem Bereich des Stadtforst Goslar, für keine Bestandesdaten vorliegen, macht deutlich, wie wichtig detaillierte flächenhafte Bestandesinformationen für eine flächendifferenzierte und kosteneffiziente Maßnahmenplanung sind.

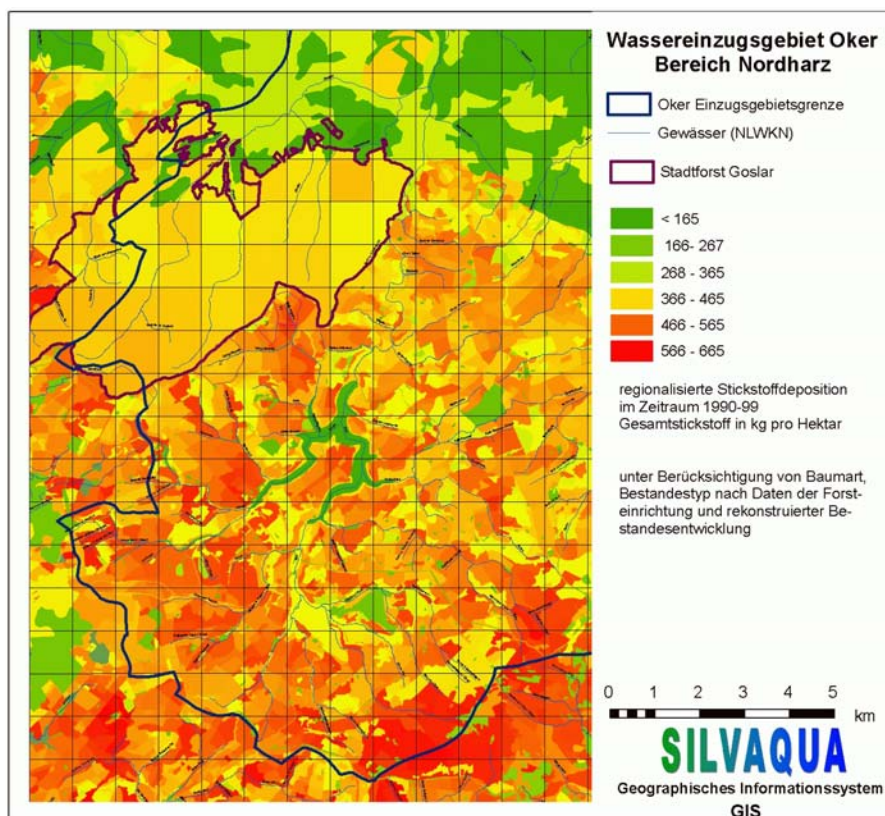


Abb. 6.5: Lokalisierung und Einschätzung der Stickstoffbelastungssituation durch Deposition im Nordharz.

6.2.2 Einfluss der Baumartenwahl und der Bestandesstruktur auf die Höhe der Stoffeinträge

Die Abb. 6.6 zeigt die waldbaulichen Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffeinträge. Nach den dargestellten Ergebnissen weist die Bestandeshöhe einen größeren Einfluss auf die N-Deposition auf als die Baumart. So liegen die N-Einträge in den Altbeständen je nach Baumart etwa um den Faktor 2 höher als in den Jungbeständen. Diese Ergebnisse werden durch die von Mohr et al. (2005) angegebenen Größenordnungen bestätigt. Aufgrund des großen Einflusses der Bestandeshöhe ergibt sich zwangsläufig, dass die Stickstoffeinträge bei unterschiedlichen Ertragsklassen derselben Baumart größer sein können, als bei verschiedenen Baumarten. Entsprechende Zusammenhänge gelten auch für die Säureeinträge. Diese Ergebnisse verdeutlichen zum einen die Notwendigkeit einer standortspezifischen Betrachtung bei den durchzuführenden Maßnahmenplanungen. Zum anderen zeigen die Ergebnisse, dass nicht nur ein Baumartenwechsel, sondern auch gezielte Eingriffe in die Bestandesstruktur sinnvolle Maßnahmen zur Reduzierung der atmosphärischen Stoffeinträge darstellen.

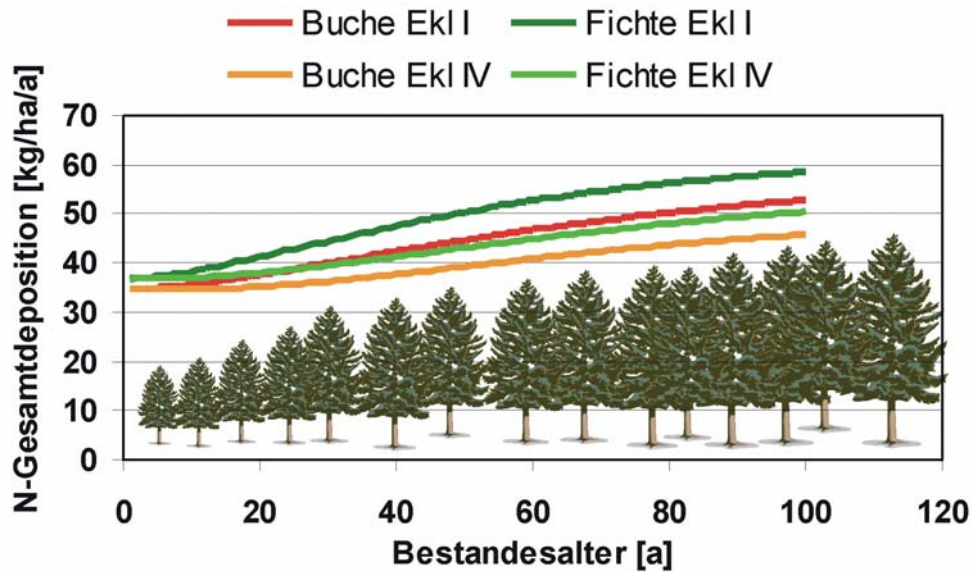


Abb. 6.6: Beziehung zwischen der N-Gesamtdeposition, dem Bestandessalter und der Baumart.

6.2.3 Fazit und Nutzen

Die Verwendung der Daten zur atmosphären Deposition nach Gauger et al. (2002) lässt innerhalb des 1x1 km Rasters keine Differenzierung hinsichtlich waldbaulicher Szenarien zu. Mit den im Modell DEPOSILVA durchgeführten Disaggregierungsverfahren auf Grundlage der Daten von Gauger et al. (2002) wird es möglich, eine GIS-basierte flächendifferenzierte Berechnung der Stoffdeposition für waldbauliche Szenarien auf Ebene der forstlichen Bewirtschaftungseinheiten durchzuführen. Somit ist es möglich, die Deposition durch forstliche Maßnahmen gezielt zu beeinflussen. Eine solche Differenzierung ist ebenfalls für eine flächendifferenzierte und bestandesspezifische Planung von Kalkungsmaßnahmen notwendig. Eine solche Differenzierung ist ebenfalls für eine flächendifferenzierte und bestandesspezifische Planung von Kalkungsmaßnahmen notwendig.

Darüber hinaus bildet dieser Regionalisierungsansatz die Grundlage für ein effektives Flächenmanagement, da es die Lokalisierung von Standorten ermöglicht, an denen waldbauliche Maßnahmen einen besonders effektiven Einfluss auf die Gewässerqualität aufweisen.

6.3 Sickerwassergebundener Stickstoffaustrag unter verschiedenen waldbaulichen Szenarien

6.3.4 Einleitung und methodischer Ansatz

Während bei hohen Stickstoffeinträgen die Nitratausträge mit dem Sickerwasser direkt mit der Deposition in Verbindung gebracht werden können (Borken u. Matzner 2004, Gundersen et al. 1998b), sind die Austräge bei geringer N_{Ges} -Deposition sehr variabel und folglich von anderen Faktoren abhängig. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass das C:N-Verhältnis der Humusaufgabe ein guter Indikator für die Austragsgefahr von Nitrat aus Waldökosystemen sein kann (Ahrends et al. 2005, Borken u. Matzner 2004, Gundersen et al. 1998a, Rowe et al. 2006). Langanhaltende N-Depositionen führen zu einer Verengung der C:N-Verhältnisse (Whitehead et al. 2002), so dass beide Faktoren (Deposition / C:N-Verhältnis) nicht unabhängig von einander betrachtet werden dürfen. Neuere Untersuchungen (Rowe et al. 2006) zeigen, dass die Austrags-

intensitäten bei gleichem C:N-Verhältnis, bei Laubbaumarten intensiver ausfallen können. Die starke Verengung der C:N-Verhältnisse ist das Resultat einer an stark versauerten Waldstandorten stattfindenden Netto-Stickstoffimmobilisierung (Brinkmann u. Nieder 2002, Meiwes et al. 2002). Im Hinblick auf eine langfristige Bilanzierung des Stickstoffkreislaufes von bewirtschafteten Waldökosystemen sind ebenfalls die gewählten Nutzungs-/Bewirtschaftungsvarianten von Bedeutung (Asche et al. 2007). Daher erfordert eine Bewertung des potenziellen Auswaschungsrisikos die dynamische Modellierung aller vorab beschriebenen Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes unter Berücksichtigung der vergangenen Eintrags- und Nutzungssituation (vgl. Kapitel 6.2).

Die derzeit in der Literatur verfügbaren Modelle zur Abschätzung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser sind meistens mit der Zielsetzung entwickelt worden, die am Stickstoffhaushalt beteiligten Prozesse möglichst detailliert zu beschreiben. Nachteil für flächenhafte Abschätzungen im Zusammenhang mit der EG-WRRL ist der hohe Bedarf an Eingangsdaten, welche nur für intensiv erforschte Untersuchungsgebiete vorliegen.

Es wurde daher für die flächenhafte Modellierung des N-Haushalts auf das Modell VSD (Very-Simple Dynamic Model, Posch et al. 2003), zurückgegriffen. Der methodische Ansatz ist eine dynamische Erweiterung der einfachen Stickstoffbilanzmodelle, wie sie für die flächenhafte Bestimmung der Belastungsgrenzen (Critical Loads) für Stickstoff in Deutschland und anderen europäischen Ländern verwendet werden. In der statischen Variante wird dieser methodische Ansatz auch in Sachsen im Rahmen einer Bilanzierung für die EG-WRRL angewendet (Zweig et al. 2006). Auch im Projekt SILVAQUA erfolgte die Abschätzung des Sickerwasseraustrages (N_{Si}) in Anlehnung an den Massenbilanzansatz mit Hilfe der Gleichung 1. Bei der Bilanzierung werden die Stoffeinträge über die atmosphärische Deposition (N_{dep}), der Stickstoffaustrag durch die Denitrifikation (N_{De}) und die fixierenden Prozesse (N-Immobilisierung (N_I) im Boden und Auflagehumus, N-Festlegung in der Biomasse (N_A) berücksichtigt (vgl. auch Abb. 6.7).

$$N_{Si} = N_{dep} - N_A - N_I - N_{De} \quad \text{Gl. 1}$$

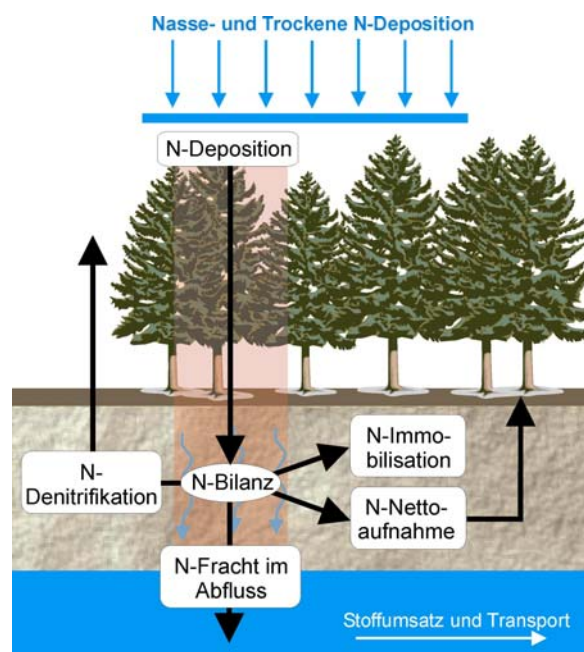


Abb. 6.7: Schematische Darstellung der N-Flächenbilanzierung und der beteiligten Prozesse

6.3.5 Diskussion Stickstoffeinträge

Die Stickstoffdeposition wird nach dem im Kapitel 6.2 und im Anhang 2 beschriebenen und dokumentierten Verfahren berechnet (DEPOSILVA). Daher sollen im Folgenden nur ergänzende Aussagen zu den Modellannahmen und -unsicherheiten getroffen werden. Die flächenhafte Abschätzung der Stickstoffdeposition ist bis heute in der Wissenschaft ein nur unbefriedigend gelöstes Problem, da die unterschiedlichen Flüsse der Stickstofffraktionen in die Waldökosysteme noch nicht hinreichend quantifiziert sind (Dämmgen et al. 2003, Zimmerling et al. 1999). Zahlreiche Untersuchungen weisen darauf hin, dass bei der Berechnung der Stickstoffdeposition nach dem Kronenraummodell von Ulrich (1991) die tatsächlichen Stickstoffeinträge erheblich unterschätzt werden können (Brinkmann u. Nieder 2002, Gehrman et al. 2001).

Daher wurden für die dargestellten Berechnungen die Depositionsdaten des Umweltbundesamtes verwendet (Gauger et al. 2002). Es muss jedoch an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass auch die diesen Karten zugrunde liegende Widerstandsmodellierung der Trockendeposition mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet ist. Weitere Informationen sind bei (Erisman u. Draaijers 1995, Erisman et al. 2005, Gauger et al. 2002, Gauger et al. 1997, Gauger et al. 2001) nachzulesen.

6.3.6 Stickaufnahme und Festlegung im Bestand

Nach de Vries (1991) kann die Stoffaufnahme der Waldbestände als Funktion der Wachstumsraten und Elementgehalte in den unterschiedlichen Baumkompartimenten (Derbholz, Derbrinde, Zweige) quantifiziert werden. Je nach Nutzungsverfahren (Vollbaum, Derbholz, usw.) müssen die Festlegung in den jeweils genutzten Baumkompartimenten berücksichtigt werden, um die Entzüge durch Erntemaßnahmen zu bestimmen. Diese Unterscheidung ist von großer Bedeutung, da z.B. durch die zusätzliche Nutzung des Kronenholzes der Stickstoffexport gegenüber der ausschließlichen Nutzung des Stammholzes ungefähr verdreifacht werden kann (Asche 2007). Bei den hier dargestellten Ergebnissen wurden die Wachstumsraten aus den Ertragstabellen nach Schober (1995) genommen. Dabei ist zu beachten, dass viele der Ertragstabellen auf gemessenen Bestandesdaten der Vergangenheit (60iger Jahren und früher) beruhen (Schober 1995). Somit basieren sie streng genommen auf den damaligen Durchforstungspraktiken und vergangenen Umweltbedingungen. Zahlreiche neuere waldwachstumskundliche Untersuchungen stellten ein verändertes Wachstum der europäischen Wälder in den vergangenen Jahrzehnten fest (Badeau et al. 1995, Pretsch 1999, Spiecker 1999, Spiecker et al. 1996), Pretsch 1999, Spiecker 1999).

Die N-Gehalte in den unterschiedlichen Baumkompartimenten (Derbholz, Derbrinde, Zweige) wurden nach den Angaben und mit den Funktionen aus Jacobsen et al. (2003) in Abhängigkeit vom Baumalter ermittelt. Die Abschätzung der Biomasseverteilung auf die einzelnen Baumkompartimente erfolgt ebenfalls mit Hilfe der Regressionsgleichungen nach Jacobsen et al. (2003). Die Berechnung der Netto-N-Festlegung in die Kompartimente erfolgt mit Hilfe der Gleichung 2:

$$N_{A,t} = \sum_t^K ZW \cdot p \cdot N_G \quad \text{Gl. 2}$$

- NA: N-Nettoaufnahme aller Kompartimente [kg ha^{-1}]
 ZW: Zuwachs des Kompartiments [m ha^{-1}]
 p: Dichte [kg/m] des Kompartiments (Wagenführ 2000)
 NG: N-Gehalt des Kompartiments [kg kg^{-1}]
 t: Zeitintervall der Berechnung (a)

6.3.7 Berechnung der Denitrifikation

Der Begriff der Denitrifikation fasst eine Reihe dissimulatorischer Nitratreduktionsreaktionen zusammen (Nagel u. Gregor 1999). Die Denitrifikation ist deshalb von Bedeutung, da sie, wenn sie bis zum reinen Stickstoff verläuft, eine Stickstoffsenke für das Ökosystem bei gleichzeitiger Entlastung des Säurestatus des Bodens darstellt (Beese 1986). Die Abschätzung der Denitrifikation erfolgt nach der folgenden Gleichung (Spranger et al. 2004):

$$N_{de,t} = \begin{cases} f_{de} (N_{dep,t} - N_{A,t} - N_{i,t}) & \text{wenn } N_{dep,t} > N_{A,t} + N_{i,t} \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases} \quad \text{Gl. 3}$$

- f_{de} Denitrifikationsfaktor (Wert zwischen 0 und 1)
 N_{dep} atmosphärische Stickstoffdeposition [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
 N_A Stickstoffnettoaufnahme in der Biomasse [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
 N_I Stickstoffimmobilisierung in der Humusschicht [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Die Abschätzung des Denitrifikationsfaktors f_{de} erfolgt über den Bodentyp und die Texturklasse (Spranger et al. 2004). Für die Lange Bramke ergab sich ein Faktor von 0,1.

6.3.8 Dynamische Abschätzung der N-Immobilisation (N_I)

Im Critical-Loads-Ansatz wird die langfristige N-Immobilisation in Waldböden in Abhängigkeit von der Jahresdurchschnittstemperatur pauschal mit 1 ($> 8^\circ\text{C}$) bis 5 ($< 5^\circ\text{C}$) $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ berücksichtigt (Nagel u. Gregor 1999). Es wird jedoch gleichzeitig von den Autoren darauf verwiesen, dass die reale N-Immobilisation unter den gegenwärtigen Bedingungen mit versauerten Böden und sehr hohen N-Einträgen diese Werte um ein vielfaches überschreiten kann. So ermittelten Brinkmann u. Nieder (2002) für Kiefernbestände in Niedersachsen Immobilisierungsraten von 25-30 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Bei Matzner (1988) wurden für einen Fichtenbestand im Solling N-Immobilisierungsraten bis maximal 82 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ angegeben, Meiwes et al. (2002) zeigten für den Buchen- und Fichtenbestand im Solling durchschnittlich 21 bzw. 42 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

Aufgrund der Erkenntnisse des NITREX Projektes, kommen Gundersen et al. (1998b) zu dem Ergebnis, dass der Auflagehumus und die Vegetation eine entscheidende Rolle im N-Kreislauf spielen. Entsprechende Zusammenhänge zeigen auch die Untersuchungen von Magill et al. (2000). Nach den Ergebnissen von Gundersen et al. (1998a) und Borken u. Matzner (2004) wird das C/N-Verhältnis der Humusaufgaben verwendet, um das Risiko der Nitratauswaschung zu berechnen. Gundersen et al. (1998) schlagen folgende Klassifikation für das Auswaschungsrisiko vor: > 30 (gering), 25 to 30 (mittel) und < 25 (hoch). Diese Informationen wurden in verschiedenen Modellen, wie SMART und MAGIC verwendet (Spranger et al. 2004), um die N-Immobilisation als Anteil des Netto N-Inputs zu berechnen, und zwar in linearer Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der Humusaufgabe.

Die dynamische N-Immobilisationen zu einem bestimmten Zeitpunkt ($N_{i,t}$) werden nach der Gleichung 3 modelliert und bei der Bilanzierung berücksichtigt.

$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{in,t} & \text{wenn } CN_t \geq CN_{\max} \\ \frac{CN_t - CN_{\min}}{CN_{\max} - CN_{\min}} \cdot N_{in,t} & \text{wenn } CN_{\min} < CN_t < CN_{\max} \\ 0 & \text{wenn } CN_t \leq CN_{\min} \end{cases} \quad \text{Gl. 4}$$

mit: $N_{in,t}$: Der zum jeweiligen Zeitpunkt verfügbare Stickstoff.

Richtwerte für die Parametrisierung von CN_{\min} und CN_{\max} für unterschiedliche Standortverhältnisse sind bei Nagel et al. (2004) zu finden.

6.3.9 Regionalisierung der Belastungssituation durch Stickstoffausträge

Zur Regionalisierung der Nitratausträge wird das Modell VSD (Very Simple Dynamic, Posch et al. 2003) im Projekt SILVAQUA eingesetzt, in das die oben beschriebenen Gleichungen implementiert sind. Dieses Modell ist in der VSD-Studio-Version im Internet (www.mnp.nl/cce/methmod/) frei verfügbar und wird laufend weiterentwickelt und aktualisiert. Das Modell wurde über mehrere Schnittstellen (PROFILE, DepoSilva, WASIM-ETH, Kalkungsmodul) direkt in das accessbasierte Steuerzentrum des Stoffhaushaltsmodell integriert, so dass eine Berechnung der Modellparameter für beliebig viele Standorte in automatisierter Form durchführbar ist.

Welche Möglichkeiten sich aus diesem Modellansatz ergeben, zeigt die Abb. 6.8. Der Wasserwirtschaft dient er für eine Bestandesaufnahme und Lokalisierung der aktuellen Belastungssituation des Sickerwassers und möglicher Szenarien seiner Qualitätsentwicklung. Der Forstwirtschaft gibt er Hinweise für die Planung der forstlichen Maßnahmen in Hinblick auf eine Minimierung der Nitratausträge. Welche Maßnahmen ergriffen werden können, wird im folgenden Kapitel dargestellt.

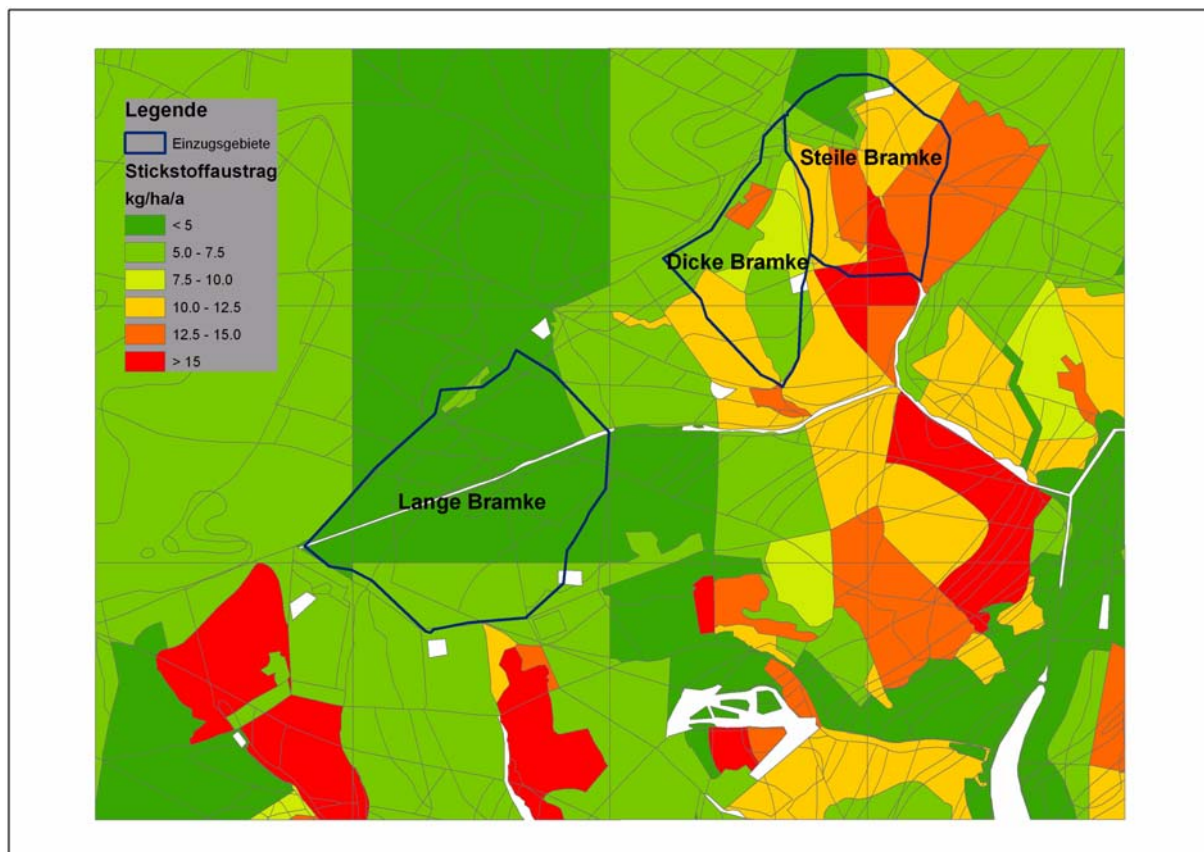


Abb. 6.8: Regionalisierte Stickstofffrachten in den Einzugsgebieten der Großen Bramke im Jahre 1990

6.3.10 Waldbauliche Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffausträge

Die hier dargestellten waldbaulichen Maßnahmen beziehen sie auf die direkte Beeinflussung des Stickstoffhaushaltes, also die Reduzierung der Einträge in das Waldökosystem oder die Erhöhung der Entzüge durch Nutzung, so dass weniger Stickstoff im System für einen potenziellen Austrag zur Verfügung steht. Eine Reduzierung der Einträge kann nach den Ergebnissen aus Kapitel 6.2.2 durch die Baumartenwahl oder eine Veränderung der Alterstruktur erfolgen. Die Baumart spielt hierüber hinaus auch eine entscheidende Rolle bei der N-Festlegung in der Biomasse. Neben der Baumartenwahl sind die Nutzungs-/Bewirtschaftungsvarianten von großer Bedeutung, wenn es um die Reduzierung der Stickstoffausträge geht (Asche et al. 2007). Daher erfordert eine zweckmäßige Bewertung verschiedener forstlicher Maßnahmen die dynamische Modellierung aller vorab beschriebenen Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes unter Berücksichtigung der vergangenen Eintrags- und Nutzungssituation.

Die Abbildung 6.9 zeigt die Zeitreihen der modellierten flächengemittelten Stickstofffrachten im Abfluss der Langen Bramke für verschiedene forstliche Maßnahmen. Die dargestellten Effekte machen deutlich, dass ein sehr großer Anteil der Stickstoffvorräte in Reisig und Ästen gespeichert wird. Die Simulationen zeigen, dass durch die zusätzliche Nutzung des Holzes der Baumkronen der Stickstoffexport aus den Beständen gegenüber der konventionellen Nutzungsvariante deutlich erhöht werden und somit die Austragsgefährdung reduziert werden kann. Eine Reduzierung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser kann auch eine Beschleunigung der Bodenversauerung und damit die Weiterverlagerung von Schwermetallen und Aluminium Richtung Grundwasser verhindern. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand kann gesagt werden, dass eine intensivierete Biomassenutzung als Mittel angesehen werden kann, um hochwertiges Trinkwasser in stark belasteten Einzugsgebieten auch langfristig zu erhalten.

Der Effekt der intensivierten Biomassenutzung kann in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen auch wirtschaftlich und energiepolitisch (energetische Nutzung des exportierten Holzes) attraktiver sein als ein kostenintensiver vorzeitiger Waldumbau. In besonders stark belasteten Gebieten kann durch einen zusätzlichen Umbau mit zuwachsstärkeren (Douglasien) und immissionsmindernden Baumarten (Buchen) der Stickstoffentzug weiter erhöht werden, so dass eine zusätzliche Option zur nachhaltigen Sicherung der Qualität der Gewässer besteht. Diese Maßnahmen sollten zielgerichtet eingesetzt werden (vgl. Kapitel 6.2.1) und auf nährstoffschwachen Standorten nur in Verbindung mit meliorativen Maßnahmen (vgl. Kapitel 6.4) durchgeführt werden. Hierbei durch auch Synergieeffekte durch die Erhöhung der Grundwasserspende bei einem Baumartenwechsel zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 5).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass bei den simulierten Szenarien des Baumartenvergleiches ausschließlich Effekte durch Veränderungen der Deposition und der unterschiedlichen N-Aufnahme durch die Baumarten berücksichtigt wurden. Daher besteht in Zukunft großer Bedarf an der Weiterentwicklung dieser dynamischen Modellansätze. Dieses betrifft insbesondere baumartenspezifische Untersuchungen in der Beziehung zwischen dem C/N-Verhältnis und der Austragsituation (vgl. auch Rowe et al. 2006).

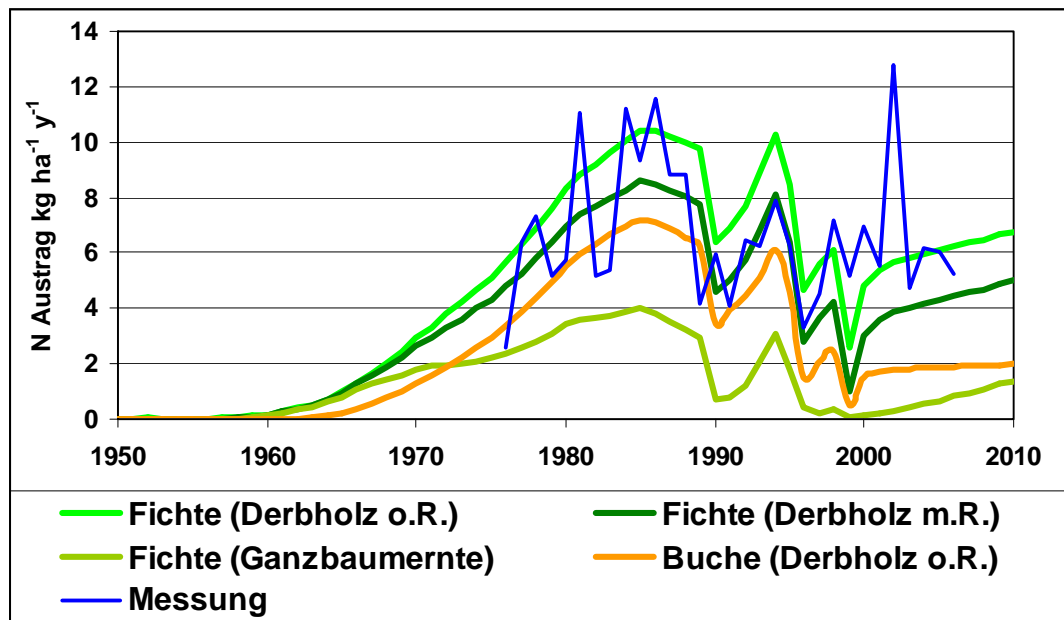


Abb. 6.9: Szenarien verschiedener forstlicher Maßnahmen zum Gewässerschutz – Beispielhaft dargestellt am Abfluss der Lange Bramke.

6.4 Nachhaltiges Nährstoffmanagement bei der Maßnahmenplanung

Ohne ein integriertes Nährstoffmanagement ist auf großen Teilen der bewirtschafteten Wälder vielfach keine stoffhaushaltliche Nachhaltigkeit mehr gewährleistet ist. Diese Tatsache sollte bei Managementempfehlungen im Zusammenhang mit der EG-WRRL berücksichtigt werden.

So besteht bei einer intensivierten Biomassenutzung – als Maßnahme, um die Gewinnung hochwertigen Trinkwassers in bewaldeten Einzugsgebieten langfristig zu sichern – die Notwendigkeit die forstliche Nutzung unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit zu bewerten und zu optimieren. Die Nährstoffentzüge mit der Holzernte werden bei alleinigen Stammholznutzungen meist als nachhaltig eingeschätzt, da sie in der Größenordnung der Silikatverwitterungsraten

liegen (Ulrich 1994). Die Silikatverwitterung als einzige „nachschaaffende Kraft“ (Seibt u. Witlich 1965) ist zunächst von elementarer Bedeutung zur Bewertung einer nachhaltigen Bewirtschaftung. Die Abb. 6.10 zeigt die Regionalisierung der Silikatverwitterung mit dem Modell CL-PROFILE (Becker 1999).

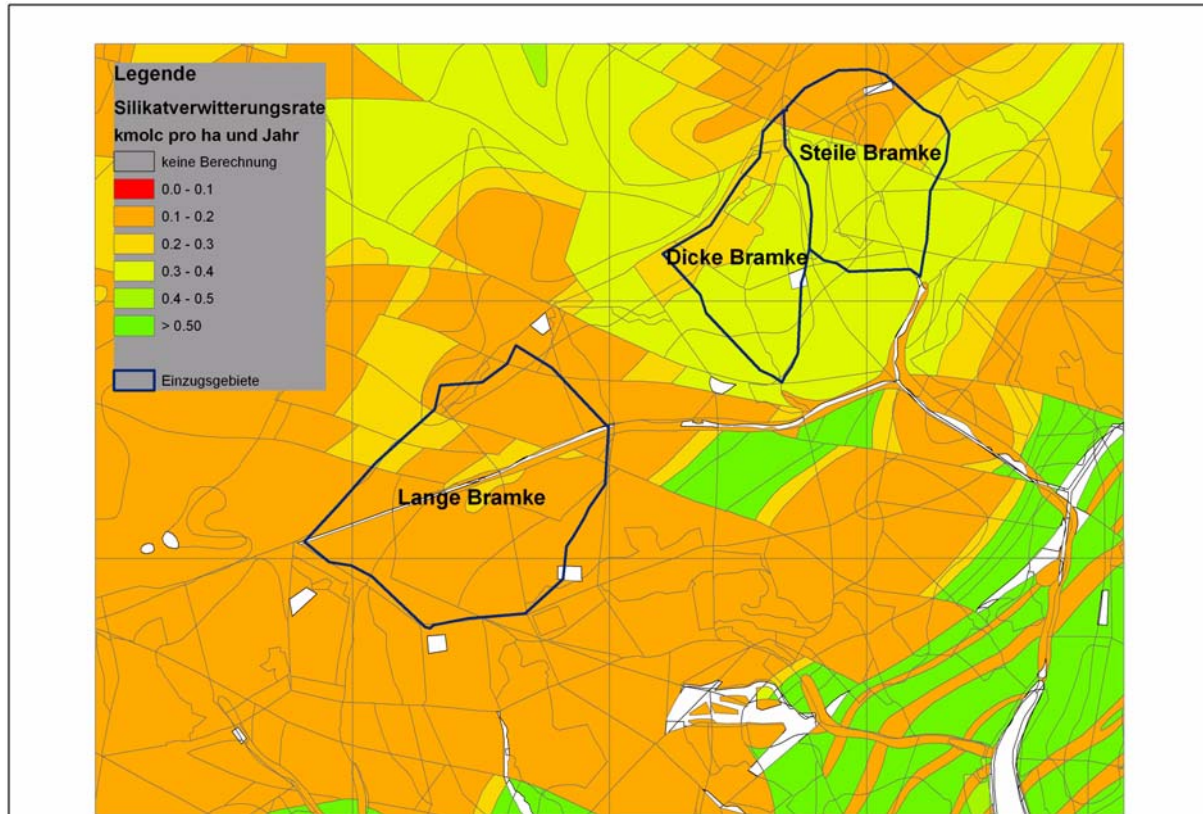


Abb. 6.10: Mit PROFILE regionalisierte Silikatverwitterungsrate ($\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in den Einzugsgebieten der Großen Bramke

Angepasste Baumartenwahl oder veränderte Nutzungsintensitäten zur Energieholzgewinnung (Stüber et al. 2007) oder zum vorbeugenden Gewässerschutz (Asche et al. 2007), erfordern eine fundierte Grundlage für die Schätzung der Nährstoffentzüge bei unterschiedlichen Szenarien. Mit den Arbeiten von Jacobsen et al. (2003), Joosten u. Schulte (2003), Møller (2000), Rademacher et al. (1999, 2001) und Rademacher u. Müller-Using (2001) wurden in den letzten Jahren die Voraussetzungen für flächenhafte Modellierungen geschaffen, die im Rahmen des Pilotprojektes SILVAQUA für die Wasserwirtschaft umgesetzt wurden. Bei den flächenhaften Modellierungen können baumartenspezifisch die folgenden drei Nutzungsvarianten berücksichtigt werden:

- Derbholz ohne Rinde
- Derbholz mit Rinde
- Vollbaumernte (alle oberirdischen Baumkompartimente)

Die Abb. 6.11 zeigt beispielhaft die regionalisierte Stickstoffaufnahme bei der Nutzungsvariante *Derbholz ohne Rinde* für den Nordharz im Einzugsgebiet der Oker.

Nährstoffdefizite aufgrund erhöhter Nährstoffexporte, hoher luftbürtiger Säureinträge und damit verbundener Auswaschung basischer Kationen oder geringer Silikatverwitterung müssen durch geeignete Maßnahmen kompensiert werden. Entsprechende Maßnahmen sind z.B. die Kalkung, die Ausbringung von Holzasche oder Kompost. Sie stellen das Bündel von Maßnah-

men dar, mit dem Forstbetriebe ihr Nährstoffmanagement steuern können. Die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln machen deutlich, dass diese Maßnahmen standortspezifisch und zeitlich differenziert geplant und durchgeführt werden müssen. Hierfür ist in SILVAQUA ein Verfahren zur flächendifferenzierten GIS-gestützten Planung der Kalkung entwickelt worden (vgl. Anhang). Hierbei sind im Sinne einer dynamischen Erweiterung eines einfachen Massenbilanzansatzes die vorab beschriebenen Modelle und Verfahren so miteinander gekoppelt worden, dass die Basensättigung bilanziert und darauf aufbauend Kalkungsempfehlungen gegeben werden können. Diese Kalkungen dienen jedoch nicht nur der Kompensation von Nährstoffverlusten, sondern auch als eine direkte Kompensationsmaßnahme, um der depositionsbedingte Versauerung der Sickerwasserleiter entgegenzuwirken.

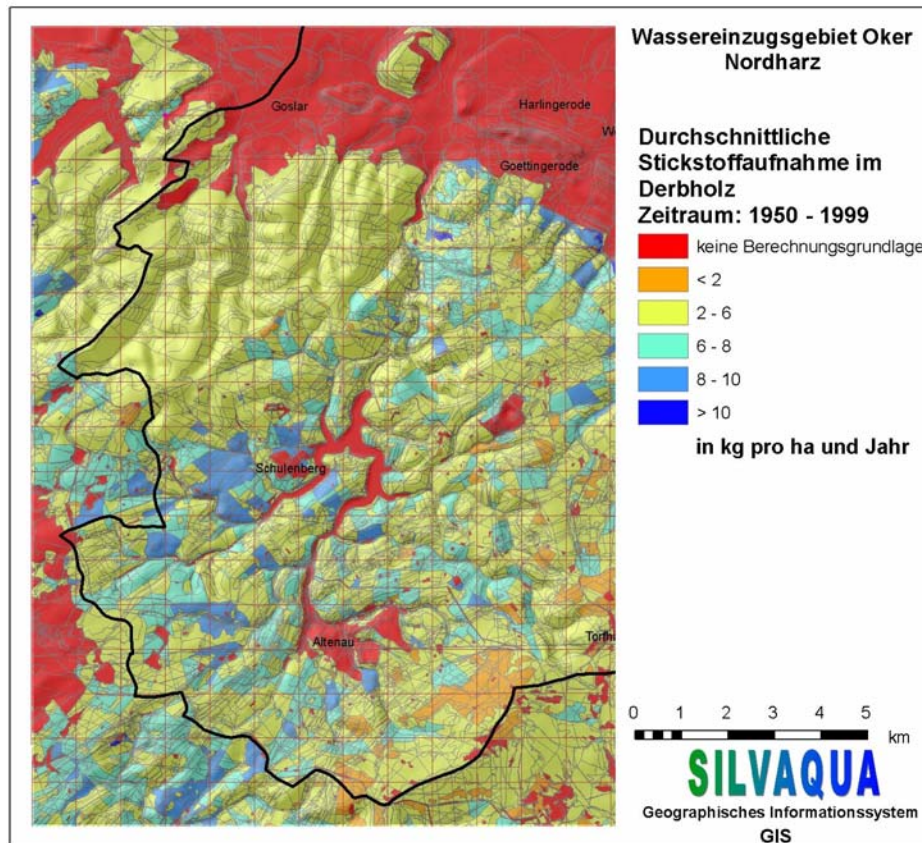


Abb. 6.11: Regionalisierte durchschnittliche jährliche Stickstofffestlegung im Derbholz.

6.5 Zusammenfassung/Ausblick

Für die qualitative und quantitative Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die flächenhafte Stoffbelastung der Gewässer im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde für die bewaldeten Teile des Einzugsgebietes der Oker ein Modellkonzept entwickelt und durch die Kopplung mehrerer dynamischer und semidynamischer Modelle realisiert. Die wesentlichen Meilensteine des Arbeitspaketes *Stoffhaushalt* der Projektphase 2 waren die regionale Ableitung von Stoffhaushaltsgrößen für Einzugsgebiete und die Kopplung mit dem Wasserhaushaltsmodell. Eine „Offline“-Kopplung des Stoffhaushaltsmodells mit dem hydrologischen Modell WASIM-ETH ist erfolgreich durchgeführt worden. Auch die regionale Ableitung der Stoffhaushaltsgrößen als Grundlage für eine Maßnahmenoptimierung ist erfolgt.

In einem ersten Schritt ermöglicht der Modellansatz die Lokalisierung von prioritären Suchgebieten für eine Maßnahmenoptimierung im Sinne der EG-WRRL. Hierbei geht es insbesondere um die Stickstoffbelastung der Wälder, da mit zunehmender Sättigung das Risiko erhöhter Nitratreinträge ins Grundwasser steigt. Eine differenzierte Abschätzung der Depositionsbelastung wurde für den gesamten Nordharz durchgeführt. Die Plausibilität und Übertragbarkeit des neu entwickelten Ansatzes wurde anhand der drei Einzugsgebiete der Großen Bramke (Lange Bramke, Steile Bramke und Dicke Bramke) überprüft und dokumentiert. Der zugrunde liegende Ansatz der Depositionsregionalisierung berücksichtigt die Forderung nach einer verbesserten räumlichen Differenzierung bei der Deposition von Stickstoff auf Bestandesebene (Schäfer et al. 2005).

Neben der Lokalisierung stellt das Modellkonzept weitere Modelle und Methoden bereit, um einzelne waldbauliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen und Erfolgsaussichten für den Gewässerschutz zu bewerten. Dieses wurde beispielhaft für die Baumartenwahl, die Altersstruktur oder Nutzungsvarianten dargestellt. Die Ergebnisse zeigen auch, dass bei anhaltend hohen atmosphärischen Einträgen die waldbaulichen Möglichkeiten zu zum Schutz und Erhalt der Gewässerqualität beschränkt sind. Es kann jedoch mit dem hier präsentierten Instrumentarium eine maßnahmenoptimierte Planung für besondere Risikogebiete durchgeführt werden. Diese schließt auch eine effiziente Kalkungs- und Düngungsplanung ein.

Insgesamt kann vor dem derzeitigen Erfahrungsstand gesagt werden, dass das integrierte Kalkungsmodul eine verbesserte, weil an die Standorte und deren Nutzungen angepasste, Bodenschutzkalkung ermöglicht. Somit kann eine weitere Maßnahme zur direkten Kompensation der Versauerung des Sickerwasserleiters im sinnvollen Kontext mit den übrigen Maßnahmen modellhaft abgebildet und bewertet werden.

Ziel der dritten Phase des Pilotprojektes Silvaqua ist die Identifizierung von Beständen, die angesichts des bereits heute schon erhöhten oder zu erwartenden Austragsrisikos für qualitätsrelevante Stoffe als prioritär eingestuft werden können. Für diese Bereiche werden gezielte Maßnahmen vorgeschlagen damit die forstliche Bewirtschaftung den Zielen der EG-WRRL gerecht wird. Neben den zu entwickelnden Managementempfehlungen werden auch die Kosten in Zusammenarbeit mit dem ökologischen Teilprojekt ermittelt.

Als weitere abschließende Arbeiten sind eine intensiviertere Überprüfung und Anpassung, eine verbesserte Automatisierung, insbesondere der Datenaufbereitung und -auswertung für eine bessere Übertragbarkeit des Modellansatzes anzuführen. Weiterhin sollen die erzielten Ergebnisse intensiver der Wasser- und Forstwirtschaft sowie dem Naturschutz vorgestellt werden, um den notwendigen Diskussionsprozess voranzutreiben.

7 Forstliche Maßnahmen und der Gewässerzustand

7.1 Einleitung

Forstlichen Maßnahmen wirken sich nicht nur auf den Zustand unserer Wälder, sondern fast immer auch auf den der Gewässer aus (Bönecke 2004). Bereits die Baumartenwahl und Festlegung von Bewirtschaftungszielen wirken sich nachhaltig und langfristig auf den Zustand der Gewässer aus. Dies betrifft zunächst die Grundwasserneubildung, aber auch die Stoffeinträge über die Deposition, sowie die Stoffausträge mit dem Sickerwasser. Im Laufe der Waldentwicklung ändert sich zudem der Einfluss in gerichteter Art und Weise infolge des Bestandeswachstums und der Bestandesentwicklung. Wie stark, und ob sich diese Einflüsse positiv oder negativ für Ziele der Wasserwirtschaft und der EG-WRRL (guter Zustand) auswirken werden, das hängt einerseits von der Größe der Bewirtschaftungseinheit und zum anderen von den gebiets-spezifischen und standörtlichen Bedingungen ab.

Die meisten Fließgewässerabschnitte für die jetzt Maßnahmen für die Erreichung der Ziele der EG-WRRL geplant werden müssen, liegen außerhalb des Waldes. Aus ökologischer Sicht dürfen aber die kleineren Fließgewässer im Wald nicht vernachlässigt werden. Die z. T. zahlreichen Beeinträchtigungen dieser kleineren Fließgewässer und des Grundwassers können dazu beitragen, dass auch die Ziele der eigentlich EG-WRRL-relevanten Gewässer nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand erreicht werden kann. Die „sehr guten“ und „guten“ Qualitäten vieler kleiner Gewässer leisten insgesamt einen wichtigen Beitrag zum Zustand aller Gewässer.

Ein weiterer für die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässer wichtiger Faktor ist die Lage der Bestände zum Gewässer. Die Baumarten, die direkt entlang der Ränder der meist kleineren Fließgewässer stocken, bestimmen darüber, ob Laub- oder Nadelstreu in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Der Zustand der Ufer und die Gewässerrandzone können große Bedeutung dafür haben, welche Stoffe überhaupt und in welchen Mengen und Formen in das Gewässer gelangen können.

Dieses Faktorengefüge beeinflusst sich wechselseitig, es gibt hemmende und verstärkende Mechanismen. Deshalb ist der im EG-WRRL Pilotprojekt SILVAQUA gewählte räumlich explizite, dynamische (GIS-) Ansatz wichtig, weil damit ein Instrumentarium geschaffen werden konnte, um zunächst kritische Belastungen zu identifizieren, und zu lokalisieren. Eine derartige Bestandsaufnahme ist die notwendige Voraussetzung, um effektive und kostengünstige flächendifferenzierte Maßnahmen, falls erforderlich, die Erhaltung oder die Verbesserung des Gewässerzustands ableiten zu können.

7.2 Wissensmanagement

In vielen Landesforstverwaltungen wurden in den letzten Jahren verstärkt Anstrengungen unternommen, den Zustand der Gewässer im Wald mit gezielten Maßnahmen zu verbessern und zu fördern, als Beispiele seien das Waldfließgewässer-Programm und das Projekt „Naturnahe Waldbäche und lichte Waldlebensräume“ in Thüringen sowie in Baden-Württemberg z.B. das DBU-Projekt 22388 „Erhalt und Entwicklung naturnaher Bachläufe im Wald“ und das INTERREG IIIA-Projekt „Optimierung wasserwirtschaftlicher und gewässerökologischer Belange in der Waldwirtschaft“ genannt. Es gibt eine Vielzahl von verschiedenen Berichten, Empfehlungen, Maßnahmenprogrammen, Leitfäden die teils ganz unterschiedliche, teils ganz spezielle Aspekte des Gewässerschutzes zum Thema haben. In der Vergangenheit wurde der Einfluss

forstlicher Maßnahmen auf die Gewässer häufig aus sehr spezifischen, sektoralen Blickwinkeln betrachtet (Versauerung; Diversität; Erhaltung, Schutz, Förderung von Mooren und Feuchtgebieten; Hochwasserschutz; Klimaschutz).

In Baden-Württemberg haben sich verschiedene Projekte und Untersuchungen 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).

Die EG-WRRL bietet die besondere Chance, die unterschiedlichen Aspekte unter einem integrativen Ansatz zusammen zu bringen. In Deutschland befinden sich die Nutzungsansprüche zur Zeit wieder im Wandel, im Zuge der Klimaveränderungsdiskussion und auf der Suche nach Anpassungsstrategien zeichnen sich wieder verstärkte Ansprüche an die Holznutzung ab, bzw. sind bereits deutlich ablesbar (Charta für Holz, Statistische Monatsberichte des BMVEL, BUND 2007)

Neben der quantitativen Modellierung von Stoff- und Wasserhaushalt und der ebenfalls quantitativen ökonomischen Bewertung sollte das umfangreiche, vorhandene Wissen im Teilprojekt Wissensmanagement in die Modellentwicklung aber auch in die Bewertung und Empfehlung von kostengünstigen und effektiven (forstlichen) Maßnahmen zum Schutz der Gewässer eingehen.

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

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

Eine wichtige Voraussetzung für einen möglichst breiten und erfolgreichen Einsatz forstlicher Maßnahmen mit positiven Auswirkungen auf den Gewässer- und Bodenschutz ist das Vorhandensein des notwendigen Problembewusstseins. Und hier bestehen noch große Chancen, bessere Einsicht und besseres Verständnis zu schaffen. Bei einer Umfrage zu einem zielgruppenspezifischem Fortbildungsangebot (Mitarbeiter der Forstämter) zum Thema „Forstwirtschaft und Fließgewässer im Wald“ wurde deutlich, dass die Hälfte der Mitarbeiter noch nichts von der EG-WRRL gehört hatte, obwohl der eigene Kenntnisstand zum Naturschutz überwiegend als gut und sehr gut eingestuft wurde (Warneck 2007).

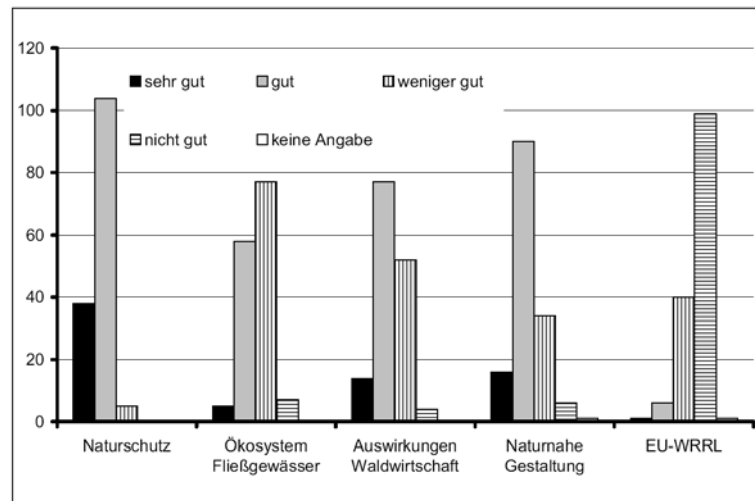


Abb. 7.1: Kenntnisstand der Befragten zu verschiedenen Themenbereichen aus: Warneck, S. (2007) FVA-einblick, 1, S. 16-17.

In den USA werden große Anstrengungen unternommen, den Gewässerzustand mit Hilfe der sogenannten BMP (Best Management Practices), also freiwilligen Maßnahmen, die auf Einsicht beruhen und über die einfache gute fachliche Praxis hinausgehen, in entscheidender Form zu verbessern. Im Abschnitt (Section) 208 des bereits 1977 in den USA verabschiedeten Clean Water Act wird bereits das Aufstellen von Bewirtschaftungsplänen und das Ergreifen von Maßnahmen gefordert, um diffuse Stoffeinträge im Rahmen der Forstwirtschaft soweit wie möglich zu vermeiden. Die Section 319 des 1987 verabschiedeten Water Quality Act fordert bereits die Einrichtung von Programmen, um diffuse Stoffeinträge in einem Umfang zu reduzieren, der als "maximum extent practicable" bezeichnet wird.

In den USA werden BMP als praktikable und kosteneffektive Maßnahmen zur Verhinderung, bzw. Reduzierung von diffusen Stoffeinträgen gesehen. Selbst in einem Bundesstaat wie Wisconsin mit überwiegend flachem Relief, wo die diffusen Stoffeinträge aus der Forstwirtschaft nur ungefähr 5% der Stoffeinträge in die Gewässer ausmachen, gibt es einen eigenständigen, vorbildlichen Leitfaden zur Reduzierung von Stoffeinträgen mit insgesamt 143 BMP's. Als Begründung wird dort angeführt, dass die kumulativen Wirkungen aller Quellen ernsthaft die Wasserqualität in Einzugsgebieten beeinträchtigen können und das auf keine positiven Einwirkungsmöglichkeiten verzichtet werden sollte.

7.3 Die Schlüsselrolle des Bodens

Dem Boden kommt eine Schlüsselrolle zu, sowohl im Hinblick auf das Wachstum der Bäume als auch auf die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf Wassermenge und Wasserqualität.

Die Bäume sind mit ihren Wurzeln im Boden verankert. Wie wirksam diese Verankerung ist, hängt einerseits von der Baumart (artspezifische typische Wurzelbildung), dem Alter der Bäume und den Bodeneigenschaften ab. Durch die Wurzelkonkurrenz ist das Wachstum und die Wurzelverteilung in (gleichaltrigen) Reinbeständen anders als in Mischbeständen.

Die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit, die Lagerungsdichte und Horizontierung, Skeletgehalt und vor allem auch stauende Schichten wirken sich auf die Ausbildung des Wurzelsystems und die Effektivität und damit auf die Vitalität der Bäume aus, in umgekehrter Richtung werden allerdings auch die Bodeneigenschaften durch die Durchwurzelung verändert.

Für den Wasserhaushalt sind das Infiltrationsvermögen, die Wasserspeicherkapazität und die Leitfähigkeit von entscheidender Bedeutung die selbst wiederum alle von mehreren, verschiedenen Bodeneigenschaften abhängig sind (vergleiche Ableitung von Bodengrößen mit Hilfe von z. B. Pedotransferfunktionen in den Kapiteln 5 und 6).

Viele der forstlichen Maßnahmen wirken sich auf den Boden, seinen Zustand und seine Eigenschaften aus. Deshalb ist es fachlich wichtig, die Rolle des Bodens bei der Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand zu berücksichtigen. Eine größere Zahl der waldbaulichen Maßnahmenempfehlungen zielen zuerst auf den Bodenschutz, weil nur mit dem Erhalt und der Verbesserung von Bodeneigenschaften ein effektiver Beitrag zum Gewässerschutz gewährleistet werden kann.

Erosion

Erst die Kombination mehrerer Faktoren wie potentiell leicht erodierbarer Boden, freiliegende Böden mit hohen Niederschlägen, zunehmender Reliefenergie, ungünstigem Wege-, Schneisen- und Rückegassenverlauf oder vorhandene Abflussrinnen und Gräben bedeuten ein hohes Risiko von Erosion und überhöhten Stoffeinträgen in die Oberflächengewässer.

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.

Wenn der erodierte Boden in die Gewässer gelangt, dann führt das zu einer Trübung, die empfindliche Organismen, insbesondere aber Jugendstadien vieler Fische schädigen kann.

Den zur Zeit diskutierten klimatischen Veränderungen mit der erwarteten Zunahme von Extremwetterereignissen auch des Niederschlags in Mitteleuropa sollte rechtzeitig mit angepassten Bewirtschaftungsstrategien entgegen gewirkt werden (Schlott 2004).

Besondere Belastungen

Sofern bekannt, sollten lokale und regionale besondere Belastungen in die betriebliche Planung mit einbezogen werden. Im Harz stellen die Schwermetalle, eine Folge des ehemaligen Bergbaus solch eine besondere Belastung dar (vergl. Kap. 6 Stoffhaushalt, dort gibt es eigene Depositionskurven für die historische Deposition im Harz). Stoffeinträge infolge von Erosion in die Gewässer sind hinsichtlich ihrer ökologischen Wirkung sehr viel kritischer zu beurteilen, als gleichhohe Stoffeinträge ohne zusätzliche Belastung (Eyring 2006). Auch durch die Faktoren Relief und Klima (Niederschlagsmenge und Intensität) bedingt, ist das Erosionsrisiko im Harz unter Wald deutlich gegenüber anderen Waldgebieten in tieferen Lagen erhöht.

7.4 Forstliches Management und waldbauliche Planung

Die Stärke des Ansatzes der EG-WRRL liegt im einheitlichen Ziel und dem dabei gleichzeitig zugrunde gelegten Ansatz. Ziel ist der „gute Zustand“, den es innerhalb kurzer Zeiträume zu erreichen gilt. Durch die Typisierung der Gewässer und das Erstellen von zugehörigen Leitbildern und Steckbriefen ist es gleichzeitig gelungen, das pauschale Ziel des guten Zustands jederzeit auf der operationalen Ebene konkret handhaben zu können (Rasper 2001). Dieser neuartige Ansatz hat durchgreifende Konsequenzen auf vielen Ebenen (Friske 2004).

Die niedersächsische Forsteinrichtung beispielsweise berücksichtigt heute schon viele verschiedene Schutzbelange und Schutzziele, die Besonderheiten der EG-WRRL finden aber noch keine unmittelbare Berücksichtigung innerhalb der Planung.

Festlegungen wie die Baumartenwahl wirken sich bei ungestörter Wald- und Bestandesentwicklung über Jahrzehnte bis Jahrhunderte aus. Die Wahl der Baumarten und die Festlegung von Bewirtschaftungszielen sollte standortsgerecht erfolgen. Der depositionsbedingte, allerdings lokal sehr unterschiedlich hohe Stoffeintrag steigt in der Reihenfolge Laub-, Misch-, Nadelwald. In dieser Reihenfolge steigt auch der Wasserverbrauch durch Interzeption und Transpiration, entsprechend sinkt die Grundwasserneubildungsrate. Für die Gewässerqualität verstärkt sich dadurch der positive Effekt des ökologischen Waldumbaus. Denn die geringeren Stoffeinträge werden mit einer größeren Wassermenge verdünnt.

7.5 Die betriebliche Ebene

Auf der betrieblichen Ebene muss oder sollte der Gewässerschutz bereits in die Planung einbezogen werden und Berücksichtigung in den betrieblichen Managementplänen wie der Forsteinrichtung finden (Bönecke 2004). Für den Gewässerschutz und die Zielerreichung der EG-WRRL wäre eine eigenständige Ausweisung von Aue- und Feuchtwäldern als separat zu beplanende und zu bewirtschaftende Einheiten optimal. Bisher gehören Wasserläufe mit einer Breite von weniger als 5 Metern noch zur so genannten Holzbodenfläche. Die Ausweisung als größere, zusammenhängende lineare Flächen erleichtert die Planung und Durchführung sowohl von gewässerschutzbezogenen als auch forstlichen Maßnahmen.

Flächen mit besonderem Schutzstatus

Zu den Aufgaben der Betriebe gehört es, die Bewirtschaftung auf vorhandene Schutz- und Managementzonen abzustimmen und dabei alle rechtlichen Vorschriften und gesetzlicher Auflagen zu beachten.

Dabei gilt es den z. T. recht unterschiedlichen Schutzstatus, bzw. die speziellen Schutzziele des Trinkwasserschutz, von FFH/Natura 2000, dem Natur- und Artenschutz, Landschaftsschutz sowie spezieller Programme wie beispielsweise das Moorschutzprogramm oder aber auch den in Eigenbindung ausgewiesenen Waldschutzgebieten zu berücksichtigen. Durch mehrfache Flächenbindung können auch Zielkonflikte auftreten.

Die Gestaltung technischer Abläufe auf der Betriebsebene wie die Festlegung von Zeitpunkten und Zeiträumen, sowie Art und Umfang des Maschineneinsatzes, aber auch der Einsatz von speziellen wasser- und bodenschützenden Betriebsstoffen, Schmiermitteln, Pflanzenschutzmitteln usw. sollte im Hinblick auf den Gewässerschutz optimiert werden.

Forstschutz

In Deutschland dürfen Pflanzenschutzmittel (PSM) nur nach der guten fachlichen Praxis angewendet werden (§6 (2) PflSchG), d. h. nach dem Konzept des Integrierten Pflanzenschutz. Die Anwendung von PSM setzt vorbeugende Maßnahmen voraus und verlangt, alle alternativen nicht-chemischen Maßnahmen vorher auszuschöpfen. Die Wahl standortgerechter Baumarten mit Naturverjüngung örtlich bewährter Bestände oder mit herkunftsgesichertem, angepassten Vermehrungsgut ist Teil der guten Praxis. Mischwald kann die Widerstandskraft gegen Befall zusätzlich stärken. Angepaßte Kultur- und Pflegemaßnahmen dienen der Entwicklung gesunder, stabiler und leistungsfähiger Bestände.

Der Einsatz von PSM ohne fachliche Prüfung der Bekämpfungsnotwendigkeit entspricht nicht der guten fachlichen Praxis. Die Entwicklung von Schädlingen muss überwacht werden, damit im Fall von drohenden Gradationen die Bekämpfungsmaßnahmen rechtzeitig erfolgen. Die besten Maßnahmen des Forstschutzes sind alle Maßnahmen die von vorneherein der Entstehung gefährlicher Situationen entgegenwirken, bzw. eine weitere Ausbreitung bei ersten eingetretenen Schäden verhindern.

Der Einsatz von PSM muss auf ein Minimum beschränkt bleiben, die geltenden gesetzlichen Regelungen sowie die Regeln der guten fachlichen Praxis müssen eingehalten werden. Größere Holzlagerplätze sollten nicht in Gewässernähe oder Grundwasserschutzzonen liegen, Schutzbehandlung und Berieselung sollten nicht im Wald erfolgen, ein zügiger Abtransport ist sicher zu stellen. Außerhalb des Waldes müssen bauliche Maßnahmen an den Lagerplätzen Abschwemmungen und Versickerungen verhindern.

Maschineneinsatz

Intensiver Maschineneinsatz zum falschen Zeitpunkt kann erhebliche Schäden am Boden verursachen und das Erosionsrisiko drastisch erhöhen. Der Einsatz von schweren Maschinen sollte immer nur bei passenden Witterungsbedingungen und dafür geeigneten Böden erfolgen. Oberstes Ziel muss die Vermeidung von Bodenschäden und Gewässerbelastungen sein. Verträge mit Unternehmern müssen diesen genug zeitliche Spielräume lassen und zur Einhaltung von Mindeststandards verpflichten. Die Erschließungslinien sind so zu planen, dass es keine linearen Strukturen gibt, die Wasser und Sedimente direkt in Oberflächengewässer transportieren können. Auch nach dem Maschineneinsatz muss gewährleistet sein, dass das Niederschlagswasser an Ort und Stelle im Boden versickern kann. Die Bodenoberfläche und tiefere Bodenhorizonte müssen durchlässig bleiben.

Der Einsatz von biologisch schnell abbaubaren Schmierstoffen auf pflanzlicher Basis ist vor allem in Gewässernähe geboten, sowie besondere Vorsichtmassnahmen beim Umgang mit wassergefährdeten Substanzen (Treibstoff, Schmiermittel, PSM) in Gewässernähe und Grundwasserschutzzonen.

Bodenvorbereitung, Bestandesbegründung und -pflege

Die Bodenbearbeitung im Wald sollte auf ein absolutes Minimum beschränkt bleiben und eine wohlbegründet Ausnahme darstellen. Falls Bodenbearbeitung zwingend erforderlich ist, sollte sie pfleglich und immer nur auf kleineren Flächen erfolgen.

Die Bestandesbegründung sollte über Naturverjüngung unter Schirm erfolgen. Falls aufgrund eines Waldumbaus neue Baumarten eingebracht werden müssen, dann sollte Saat den Vorzug gegenüber Pflanzung bekommen. Flächige Kahlschläge sollten aus Gründen des Boden- und Gewässerschutzes vollständig vermieden werden und gehören auch nicht zur guten fachlichen Praxis (Güthler et al. 2005). Lichtbaumarten können mit anderen Verfahren erfolgreich verjüngt werden.

Für die erfolgreiche Etablierung des Jungwuchses ist es in vielen Regionen aufgrund der hohen Wilddichten und dem Verbisrisiko immer noch nicht möglich, auf teure Zäunungen zu verzichten. Diese Kosten müssen externalisiert werden, oder aber die Wilddichten soweit reduziert werden, dass in der Regel eine Verjüngung ohne besondere Schutzmaßnahmen möglich ist.

Ernte

Schonende Holzernte gehört zu den zentralen forstlichen Maßnahmen, die zum Gewässerschutz beitragen. Sie sollte mit der Verbindung von natürlicher Verjüngung oder Voranbauten unter dem Schirm der Altbestände erfolgen, denn so bleibt der geschlossene Bestandescharakter gewahrt.

Holzernterückstände und Schlagabraum sollten flächenhaft verteilt bleiben, um punktuell erhöhte Nährstoffauswaschungen zu verhindern. Der Verzicht auf großflächige Schläge beugt flächenhaftem Nitrataustrag vor und vermindert auch das Erosionsrisiko. In potentiell erosionsgefährdeten Hanglagen und in Gewässernähe sollten Bestandes- und Bodenschonende Ernteverfahren eingesetzt werden (LWF 2002).

Bodenschutzkalkung und Melioration

Den hohen Säureeinträgen durch die Deposition wurde und wird in Bundesländern wie Niedersachsen bis heute mit Bodenschutzkalkungen im Wald entgegen gewirkt. Zur Kompensation von Säuren ist die Kalkung ein vergleichsweise einfaches, kostengünstiges und effizientes Verfahren, das auch dazu dienen kann, die stoffliche Nachhaltigkeit zu wahren. Die standortsbezogene Bodenschutzkalkung stellt in der Regel eine sinnvolle und zugleich auch kosteneffektive Maßnahme für den Boden- und den Gewässerschutz dar. Eine umfangreiche Darstellung zur modellgestützten, flächenhaften Kalkungsplanung und den damit verbundenen Auswirkungen findet sich im Anhang 2, Kapitel „Kalkungsplanung“.

7.6 Forstlicher Wegebau und Erschließung

Die forstliche Bewirtschaftung setzt heute in Deutschland eine entsprechende Erschließung der Wirtschaftsbestände durch Wege voraus, die sich nach Befahrbarkeit und Funktion in befestigte Forststraßen und Wege, sowie unbefestigte Rücke- und Maschinenwege gliedern lässt. Im Vergleich zum Offenland ist die Wege- und Rückegassendichte gerade in den Mittelgebirgslagen sehr hoch. Daraus resultiert im Wald ein entsprechend höheres Konfliktpotential mit den Belangen des Gewässerschutzes (Rinderspacher 2004).

Fahrzeuge, Menschen und Material müssen in den Wald gelangen, das Holz muss dort zwischengelagert und schließlich aus dem Wald abtransportiert werden. Wegbau, Pflege und Unterhaltung sowie die Befahrung der Wege und im Gelände können zu maßgeblichen Gewässerbeeinträchtigungen und (vermeidbaren) Schäden führen, vor allem durch Stoffeinträge und Erosion insbesondere in Abhängigkeit von der Lage im Relief und der Lage zum Gewässer.

Das forstliche Wegenetz dient aber heute auch zunehmend der Freizeit- und Erholungsnutzung und dem Tourismus.

Stoffeinträge in Gewässer können entweder als direkte, punktuelle Einträge oder aber als diffuse Einträge erfolgen. Bei den Stoffeinträgen aus den Wäldern und infolge der forstlichen Bewirtschaftung handelt es sich fast ausschließlich um diffuse Eintragspfade. Punktuelle Einträge sind vor allem durch Oberflächenabfluss von steil auf die Gewässer zulaufenden Wegen und Gräben sowie von in unmittelbarer Gewässernähe gelegenen größeren Holzlagerplätzen möglich.

In vielen Bundesländern, aber auch auf betrieblicher Ebene oder im Rahmen von Zertifizierungssystemen existieren daher eine Vielzahl von Richtlinien, Regelungen, Empfehlungen zum Wegebau, die Erschließung und Befahrung. Von vielen Autoren werden die Regelungen in Baden-Württemberg zur Befahrung und Erschließung als vorbildlich betrachtet (FVA 2003, BUND 2007).

Durch den verstärkten Maschineneinsatz bei der Durchforstung und der Holzernte in den letzten Jahrzehnten hat die Feinerschließung zunehmend an Bedeutung gewonnen. Heute ist in vielen Beständen eine Erschließung im Abstand von 20 m vorhanden. Bei einer angenommenen Breite von etwa 4 m bedeutet das, dass etwa ein Fünftel der Bestandesfläche für die Befahrung "reserviert" sind. Die "technische" Befestigung mit Hilfe von Reisisgmatten oder punktuell durch Schotterung kann zwar dem Bodenschutz dienen, gehört aber nicht in die Nähe von Fließgewässern.

Der Abfluss vom Weg gehört auf möglichst kurzem Wege in den Bestand, Einleitungen in Gewässer sind unbedingt zu vermeiden, bestehende Einleitungen sollten bevorzugt zurück gebaut werden. Je nach Relief und Boden sind eine Reihe von baulichen Konstruktionen empfehlenswert (Bönecke et al. 2004, LWF-Aktuell 2005).

Gewässerquerungen

Typischerweise ist es vor allem der ökologische Zustand, der bei den kleineren Fließgewässern im Wald beeinträchtigt ist (Schaber-Schoor 2007). Spätestens seit den Untersuchungen der letzten Jahre in Baden-Württemberg und der Entwicklung von ESTRUKA (= Einzelstrukturkartierung, Adler 2007, Schaber-Schoor u. Rinderspacher 2006), einem speziell an die Belange von kleineren Fließgewässern im Wald angepassten Kartierverfahren ist deutlich geworden, dass der forstliche Wegebau die strukturelle Durchgängigkeit der Gewässer und die ökologische Gewässergüte im Wald erheblich beeinträchtigen kann, es aber auch positive Beispiele für erfolgreiche Gegenmaßnahmen gibt (Ostermann 2007).

Dolen, Durchlässe und Uferverbauungen die im Rahmen des Wegebaus angelegt worden sind, können für viele Tiere im Fließgewässer effektive Wanderungshindernisse und Barrieren darstellen, wenn sie nicht fachgerecht angelegt worden sind. Mit der Strömung wird regelmäßig ein Teil der Tiere talwärts verdriftet, diese Drift versuchen sie mit bachaufwärtsgerichteten Wanderungen wieder auszugleichen (Bönecke et al. 2004). Die biologische Durchgängigkeit ist eine Grundvoraussetzung für die ökologische Funktion und den (guten) Gewässerzustand.

Im GIS können mit einfachen Abfragen die Anzahl potenzieller Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau ermittelt werden. Durch die in Niedersachsen übliche Verschlüsselung der Wege im Forsteinrichtungswerk (Landeswald) mit weiteren Eigenschaften (Befahrbarkeit und

Breite), kann eine weitere Differenzierung erfolgen. Im Harzteil des Oker Einzugsgebiet gibt es kaum noch längere Fließgewässerabschnitte, die nicht vom Wegenetz gequert werden. Viele Querungen verlaufen auch nicht in einem annähernd rechten Winkel, sondern sind ungünstiger ausgeführt. Eine eigene, stichprobenartige Kontrolle ergab wiederholt Hinweise darauf, dass die Wegquerungen oft vermeidbare Durchgängigkeitsbarrieren darstellen.

Die Abb. 7.3 zeigt potentielle Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau exemplarisch für das Revier Schulenberg. In der Tabelle 7.1 werden die Ergebnisse der GIS - Abfrage für die Gewässer im Revier Schulenberg zusammengefasst. Die Angaben für die Gewässerlänge in der Tabelle 7.1 beziehen sich ausschließlich auf die Gewässerabschnitte innerhalb des Waldes. Die Länge aller Oberflächengewässer (17 Gewässerabschnitte) beträgt zusammen 20,7 km, die Durchschnittslänge ohne Querungen 1,2 km. Durch die Verschneidung mit dem forstlichen Wegenetz ergeben sich 91 Gewässerabschnitte. Dies entspricht einer potentiellen Anzahl von 74 Gewässerquerungen im Revier Schulenberg durch den forstlichen Wegebau. Bewusst wird hier der Begriff "potentiell" verwendet, da es sich teilweise um digitale Unstimmigkeiten und Ungenauigkeiten handeln wird. Die Durchschnittslänge aller Gewässerabschnitte sinkt auf weniger als 280 Meter. Anders ausgedrückt, sind im Durchschnitt im Revier Schulenberg fast 3,6 Gewässerquerungen pro km Fließgewässerlänge zu erwarten.

Tab. 7.1: Potenzielle Gewässerquerungen durch den forstlichen Wegebau im Revier Schulenberg

Gewässer	Anzahl		Durchschnitt		neue Anzahl		Durchschnitt	
	Abschnitte	Gesamtlänge	Länge (m)	Mit Wegen	Länge (m)			
Aeke	1	1.564,4	1.564,4	7	223,5			
Bach im Altes Tal	1	1.283,4	1.283,4	5	256,7			
Bach im Mertenstal	1	1.345,7	1.345,7	4	336,4			
Große Bramke	1	1.555,8	1.555,8	8	194,5			
Kleine Bramke	2	790,2	395,1	4	197,6			
Kleines Birkental	1	1.371,2	1.371,2	6	163,7			
Lange Bramke	1	2.215,0	2.215,0	14	158,2			
Riesenbach	3	2.764,9	921,6	14	197,5			
Schalke	3	3.381,0	1.127,0	11	307,4			
Silberbach	1	805,4	805,4	2	402,7			
Steile Bramke	1	1.069,2	1.069,2	7	152,7			
Zellerfelder Kunstgraben	1	2.557,8	2.557,8	9	284,2			
Gesamtergebnis	17	20.704,0	1.217,9	91	279,8			

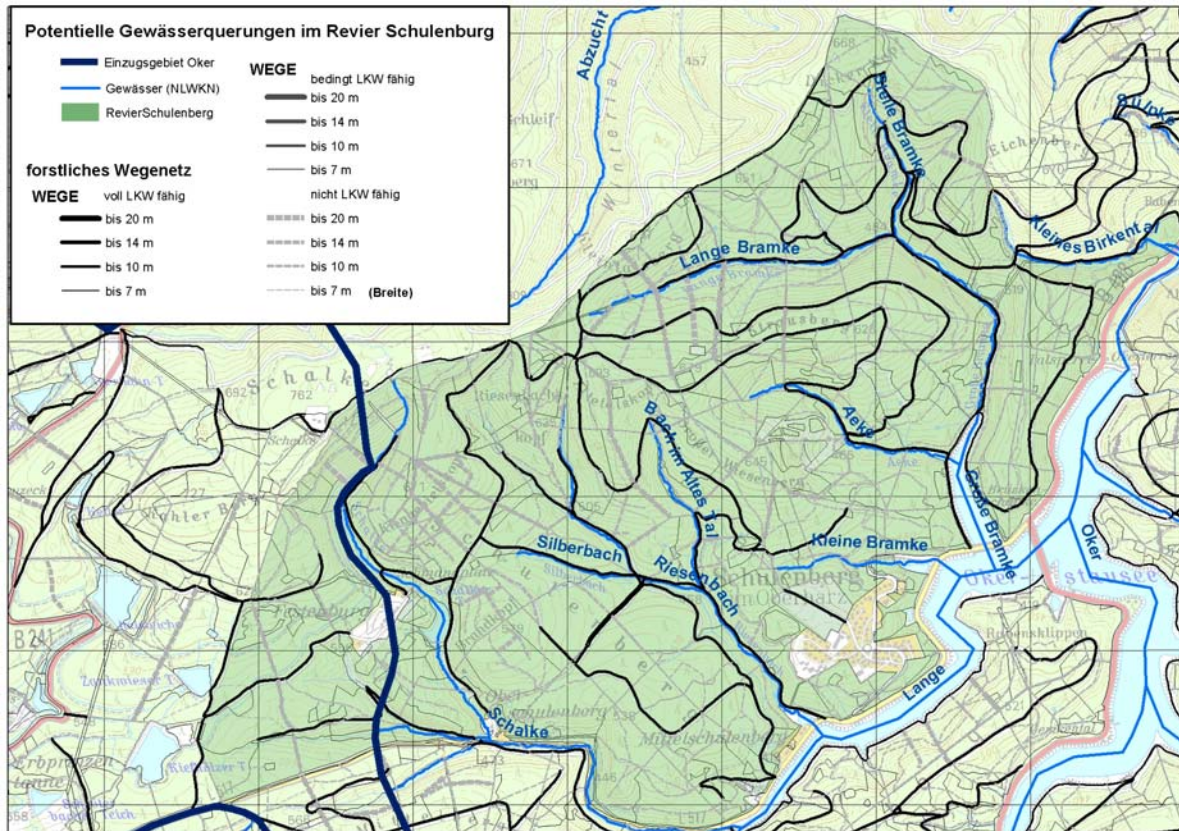


Abb. 7.2: Potentielle Gewässerquerungen durch das forstliche Gewässernetz im Revier Schulpberg

Bönecke (2004) ermittelte für die in Baden-Württemberg untersuchten kleineren Fließgewässer im Wald eine durchschnittliche, nicht durch Wege unterbrochene Gewässerabschnitte eine Länge von etwa 300 Meter, bei 36 % der Verdolungen waren am Ablauf Abstürze von 10-80 cm ausgebildet. Rinderspacher (2004) konnte zeigen, dass die Strukturgüte (vergl. Abb. 7.3) der von ihm untersuchten Gewässerabschnitte stark mit dem forstlichen Wegebau und den damit verbundenen Gewässerquerungen verbunden ist.

Die Auswirkungen von Querbauwerken und Abstürzen sind immer artspezifisch. Gerade die kleineren und kleinsten Arten können höhere Abstürze nicht mehr passieren. Sie machen aber den Großteil der Arten innerhalb der Lebensgemeinschaften der Fließgewässer aus und übernehmen auch wichtige ökologische Funktionen und nehmen Plätze im Nahrungsnetz ein.

Die Durchgängigkeit der Fließgewässer ist eine zentrale Voraussetzung für eine hohe ökologische Qualität. Viele Fließgewässerorganismen benötigen im Laufe ihrer Entwicklung sehr unterschiedliche Lebensräume (Lachse und Aale als „extreme“ Beispiele) und sind für eine ungestörte Entwicklung auf Wanderungen angewiesen. Gerade für die Laichwanderungen müssen viele Fischarten längere Gewässerabschnitte frei durchqueren können, um die notwendigen Laichplätze in den Oberläufen der Bäche und Flüsse aufzusuchen (Maier 2004).

7.7 Spezielle Maßnahmen zum Gewässerschutz

Zwar zielt die EG-WRRL „nur“ auf die größeren Fließgewässer mit einer Einzugsgebietsgröße von mindestens 10 Quadratkilometern. Ob entsprechende Fließgewässerabschnitte im Wald in die Maßnahmenplanung einbezogen werden müssen, hängt dann vom gegenwärtigen Zustand ab. Erst wenn signifikante Belastungen vorliegen (Zustand „mäßig“ oder schlechter), gibt es entsprechenden Handlungsbedarf. Waldeinzugsgebiete befinden sich oft im Oberlauf der Gewässer. Dem entsprechend liegen auch viele Quellgebiete, die zu den von Oberflächen- oder Grundwasser abhängigen (Land-)Ökosystemen gehören, im Wald. Auch im Oker EZG findet sich ein überproportional hoher Anteil der von Oberflächen- oder Grundwasser abhängigen (Land-)Ökosysteme und lange Gewässerabschnitte der kleineren Fließgewässer im Wald. Die meisten dieser Gewässerabschnitte weisen heute eine hohe ökologische Qualität auf. Gleichzeitig gehören sie aber in der Regel zu den besonders empfindlichen aquatischen Ökosystemen, deren Wertigkeit auch durch vergleichsweise geringe Störungen nachhaltig beeinträchtigt werden kann (Bostelmann 2004). Zudem wirken sie sich positiv auf die flussabwärts gelegenen Flussabschnitte auch der größeren Gewässer aus, so dass z. B. von hier auch ein Wiederbesiedlungspotential nach Störungen ausgeht.

Im Wald gibt es das ganze Spektrum der Degradation von naturnah bis naturfern bei den kleineren Fließgewässern (vergl. Abb. 7.3). Deshalb sollte dem Schutz, der Erhaltung und der Verbesserung dieser Gewässerabschnitte ein hoher Stellenwert bei der Erstellung von (betrieblichen) Bewirtschaftungsplänen beigemessen werden.

Eine interessante Möglichkeit zur Finanzierung von speziellen den Gewässerschutz betreffenden Maßnahmen ist angesichts der zum Teil hohen Kosten auch das Konzept des Ökokontos (Bönecke et al. 2004, Gilly 2004).

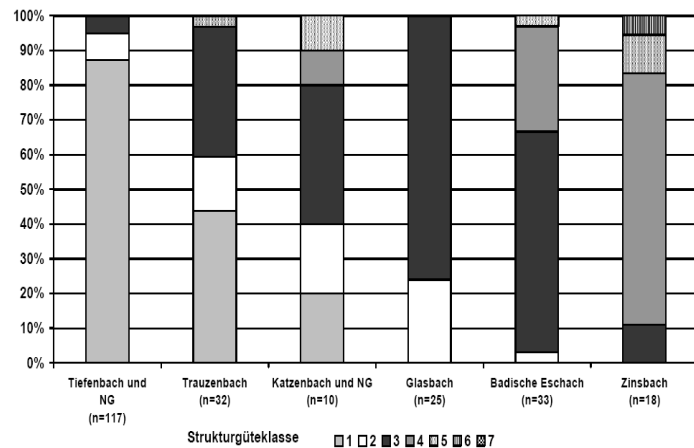


Abb. 7.3: Anteil der Struktur Güteklassen in den bewaldeten Gewässerabschnitten aus: Rinderspacher, H. (2004): Struktur Güte ausgewählter Waldbäche. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 64.

Randstreifen, Auenrenaturierung und Bewirtschaftung

Auen sind wichtige, natürliche Retentionsräume der Flüsse in denen sich der Wasserüberschuss während eines Hochwassers ausbreiten kann. Um aber einen effektiven Beitrag zum Hochwasserschutz leisten zu können, muss die Retentionsfläche schon recht groß sein. Die hochwasserreduzierende Wirkung von Auen unter 1.000 ha ist für größere Ströme wie die Elbe eher gering (Landesumweltamt Brandenburg 2004). Auch die Effektivität der Selbstreinigung durch Sedimentation ist stark von der Flächengröße und den auftretenden Fließgeschwindigkeiten abhängig.

Die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen können auf einer längeren Zeitskala sowohl positive und negative Auswirkungen auf die Gewässerqualität haben. Kurzfristige Verschlechterungen

stehen nicht im Zielkonflikt mit der EG-WRRL, solange langfristig eine entsprechende Verbesserung erreicht werden kann. Werden im Bereich einer ehemaligen Aue die heute dort stehende Fichten, die an diesem Ort nicht zur potentiell natürlichen Vegetation (PNV) gehören, eingeschlagen und anschließend dort naturnahe Baumarten gepflanzt, dann ist dies zunächst als Störung der Gewässerqualität zu bewerten. Zusätzliche Nährstoffe können in das Gewässer gelangen, durch veränderte oder fehlende Beschattung kann es zu Temperaturveränderungen kommen. Bereits kurze Zeit nach diesem Eingriff werden jedoch die positiven Auswirkungen überwiegen. Deren Effekt durch extensive Nutzung oder gar Nutzungsverzicht und eigendynamische, langfristig ungestörte Entwicklung über Jahrzehnte und länger erhöht werden kann.

Naturferne Bestockungen entlang der Ufer der kleineren Waldfließgewässer können sich auf verschiedene Weise negativ auf die ökologische Gewässerqualität auswirken. Die insbesondere unter Wassereinfluss flach wurzelnde Fichte kann keinen in die Gewässer hineinragenden Wurzelsäume wie z. B. Erlen oder Weiden ausbilden. Damit fällt sowohl der Ufer stabilisierende positive Einfluss aus, zudem bilden naturnahe Wurzelsäume wichtige Mikrohabitate für viele der ökologisch besonders wertvollen Arten (Wurm 2004). Der Eintrag von Nadelstreu in Gewässer hat Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Gewässerfauna. Die Häufigkeit von Arten die zum Ernährungstyp der Zerkleinerer zählen, ist in mit Nadelholz bestockten Abschnitten deutlich geringer, als in mit Laubholz bestockten, weil die Nadelstreu nur schlecht abbaubar ist. Diese Veränderungen wirken dann im gesamten Nahrungsnetz fort (Bönecke, G. 2004). Zu den durch den Nahrungsmangel bedingten Veränderungen kommen weitere Effekte durch ein geändertes Temperatur- und Lichtregime hinzu. Insbesondere die spätere Erwärmung im Frühjahr wirkt sich ungünstig auf die Entwicklung naturnaher Populationen aus. Dicht geschlossene Fichtenbestände entlang der Ufer können auch die Kompensationsflüge adulter Insekten wie z. B. von Eintagsfliegen, Köcherfliegen und teilweise auch Libellen behindern. Wirtschaftsbedingt hat sich auch der Totholz anfall entlang der Gewässer im Vergleich zu naturnahen Wäldern verändert. Totholz übernimmt gerade in den Fließgewässern eine wichtige ökologische Funktion (vergl. Anhang 4, Gewässerstruktur).

Prinzipiell steigt die Wirksamkeit und Effektivität von Gewässerrandstreifen auf Stickstoffrückhalt und Abbau, Minderung von Stoff- und Sedimenteinträgen, aber auch die gesamte ökologische und naturschutzfachliche Wertigkeit mit der Breite und Ausdehnung von naturnahen Gewässerrändern (EPA 2005).

Ehemalige (morphologische) Auenflächen sollten bevorzugtes Ziel von Waldumbaumaßnahmen des ökologischen Waldumbaus sein. Je naturferner die aktuelle Bestockung und je stärker die Böden bis heute vom Wasser beeinflusst sind, um so mehr eignen sich diese Flächen auch für vorgezogene Waldumbaumaßnahmen.

Um die Funktionsfähigkeit und die ökologische Wertigkeit zu maximieren, sollte direkt entlang der Ufer und auf den nächsten Metern überhaupt keine Bewirtschaftung mehr stattfinden, sondern die Schutzansprüche dominieren. Die Bewirtschaftung der weiteren Aueflächen sollte aufgrund der besonders empfindlichen Böden immer nur extensiv und ohne Befahrung erfolgen. Solange nur eine selektive Gehölzentnahme erfolgt, ist sie i. d. R. als gewässer- und naturverträglich anzusehen.

Obwohl die Gestaltung und Bewirtschaftung solcher Randzonen sich positiv auf Arten- und Naturschutz auswirkt, sollten Planung und Bewirtschaftung mehr auf das Ökosystem und nicht auf speziell auf einzelne Leitarten abgestimmt werden. Weil die Fließgewässer lineare Struktu-

ren sind, wird durch die naturnahe Gestaltung von Ufer- und Auenbereichen auch eine effektive Biotop-Vernetzung erreicht. Auf Landschaftsebene sollte langfristig immer ein entsprechender Anteil derartiger Flächen eine bereits langjährig ungestörte und eigendynamische Entwicklung aufweisen.

Um einen maximalen ökologischen Gewinn zu erzielen, gehören in der Regel in derartige Bereiche auch keine Forstwege und Strassen. Existierende Wege sollten ein bevorzugtes Ziel für den Rückbau sein, damit ergeben sich auch Potentiale für eine eigenständige Entwicklungsdynamik. Dauerhaft empfehlenswert wäre auch, für ausgewählte Standorte ein Monitoring-Konzept zu etablieren, um Bewirtschaftung und Management langfristig kosteneffektiv zu optimieren.

Wiedervernässung

In unseren heutigen Landschaften sind ausgedehnte und naturnahe Feuchtgebiete selten geworden und bereits fast ausnahmslos unter Schutz gestellt worden. Über lange Zeiträume war es genau umgekehrt, galt es mit Hilfe von Entwässerung und Melioration die Feuchtgebiete (vor allem Moore und Auen) zu entwässern, um sie anschließend intensiver bewirtschaften zu können (LfU 2003).

Feuchtgebiete nehmen wichtige ökologische Funktionen wahr. So können sie dem Wasser bis zu 2 kg Stickstoff/ha d durch Denitrifikation und Assimilation „entziehen“ (Nitratbericht Europäische Kommission 2002). Darüber hinaus sind sie auch für den Naturschutz wichtig, denn sie bieten Lebensraum für eine Reihe von besonders spezialisierten Arten. Deshalb ist der Erhalt und die Renaturierung von Feuchtgebieten ein wichtiges Anliegen geworden (Landesumweltamt Brandenburg 2004).

Da im Einzugsgebiet der Oker der überwiegende Teil der für eine Wiedervernässung geeigneten Standorte im Nationalpark Harz liegt und sich dort bereits fertig ausgearbeitete Konzepte in der Umsetzung befinden, kamen diese Flächen für eine differenzierte Betrachtung im Projekt SILVAQUA nicht weiter in Frage.

Von praktischer Relevanz für die EG-WRRL ist allerdings der derzeit verfolgte Einsatz für die Bestimmung wasserabhängiger Waldökosysteme auf Basis der forstlichen Standortskartierung. Die hohe Auflösung der Daten der forstlichen Standortskartierung erlaubt nämlich wesentlich genauere Aussagen, als die bisher in Niedersachsen oder den meisten anderen Bundesländern eingesetzten Verfahren (Vergleiche auch die Diskussion über Eingangsdaten im Kapitel 6 Stoffhaushalt).

Natürliche Dynamik

Fließgewässer sind nicht gleichmäßig in der Landschaft verteilt. Sie können immer nur bei einem Wasserüberschuss in der Landschaft entstehen, der Verlauf paßt sich dann den Tiefenlinien des Reliefs an. Ihre Gestalt ist unter natürlichen Bedingungen veränderlich, wechselnde dynamische Vorgänge wie Hochwasser, Überflutungen und Erosion genau wie Ablagerung und Sedimentation verändern permanent das Erscheinungsbild von Fließgewässern und ihrer Auen.

Damit Fließgewässer heute den guten oder sehr guten ökologischen Zustand erreichen, müssen naturnahe Lebensgemeinschaften in den Gewässern existieren können. Gerade im Wald fällt es

deutlich leichter, den Gewässern mehr Raum für die eigendynamische, naturnahe Entwicklung zu überlassen. Damit verbessert sich auch die hydromorphologische Gewässergüte. Wenn die kleinsten Fließgewässer im Wald verstärkt den guten und sehr guten ökologischen Zustand besitzen, dann wirkt sich das auch auf die tiefer gelegenen, größeren Gewässer positiv aus.

Hochwasserschutz

„Wald ist ein guter Schutz gegen Hochwasser“ ist eine allgemein akzeptierte Meinung. Trotzdem hat es in der Vergangenheit auch verheerende Hochwasserereignisse gegeben, die aus überwiegend bewaldeten Einzugsgebieten gespeist worden sind. Dabei handelt es sich bisher um seltene Extremereignisse. Im Sinne eines vorbeugenden Hochwasserschutzes sollte man sich aber auch vor dem Hintergrund der zu erwartenden Klimaänderungen mit den Gründen für die Hochwasserentstehungen und das Rückhaltevermögen im Wald beschäftigen. Angesichts der Langfristigkeit forstlicher Entscheidungen wie der Baumartenwahl sollten möglichst frühzeitig flächenhaft angepasste Strategien entwickelt werden.

Grundsätzlich gibt es im Wald einen deutlich größeren Zwischenspeicher als bei anderen Formen der Landnutzung. Die Bäume bieten mit ihren großen Kronenoberflächen Raum für die Interzeption, ergänzt durch eine mehr oder weniger starke Kraut- und oder Strauchschicht und die Streu- und Humusschicht. Daraus erklärt sich die ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt (hohe Verdunstung und geringer Oberflächenabfluss). Allerdings sind viele forstliche Böden nicht so tiefgründig und skelettreicher als landwirtschaftlich genutzte Böden und können daher teilweise weniger Wasser aufnehmen.

Die Bedeutung des Waldes bei der Bildung von Hochwassern hängt von vielen Faktoren ab. Die Bedeutung des Interzeptionsspeichers nimmt mit Wind und zunehmender Dauer der Niederschlagsereignisse ab. Dafür spielen die Ausgangsbedingungen (Austrocknung, aktueller Wassergehalt in den Bodenhorizonten) sowie der zur Verfügung stehende Porenraum und die Verteilung der Poren, insbesondere auch das Vorhandensein von Makroporen durch die boden- und baumartenspezifische Durchwurzelung sowie die Bodenbiologie (Bioturbation) eine wichtige Rolle (Meesenburg et al. 2004).

Bodenverdichtungen infolge forstlicher Nutzungen, ungeeignete Erschließung durch den Wegbau und die Wasserableitung von den Wegen und Rückegassen können das Abflussgeschehen zusätzlich beschleunigen. Struktureiche Mischbestände aus standortsangepassten Baumarten mit einer auf Gewässerschutzbelange abgestimmten Bewirtschaftung und das Vorhandensein naturnaher Auen können das Rückhaltevermögen für Wasser deutlich erhöhen.

Die Muster der räumlichen Verteilung des Waldes sind für das Verständnis von Hochwasserbildung wichtig (Schüler 2004).

Entwicklung spezieller Bewirtschaftungskonzepte zur Stickstoffrückhaltung und Reduktion

Wie in vielen Ländern Europas liegt auch in der Bundesrepublik der Anteil des Trinkwassers, der aus bewaldeten Einzugsgebieten gewonnen wird, weit über dem Anteil der Wälder an der jeweiligen Landesfläche. Aufgrund der geringen Belastung dieser Wasservorkommen mit Schadstoffen sind die Aufbereitungskosten für die Wasserwirtschaft gering. Dieser Vorteil gerät jedoch zunehmend durch die Einträge von Schadstoffen aus der Luft in Gefahr. Zwar konnten

gerade bei den Schwefelverbindungen die Eintragungssituation in den letzten Jahrzehnten in entscheidendem Ausmaß verbessert werden. Die Stickstoffeinträge liegen aber nach wie vor auf einem viel zu hohen Niveau und übertreffen die kritischen Eintragsraten teils um ein Mehrfaches. Wenn die Sättigungsgrenze für Stickstoff erreicht ist, dann steigt die Gefahr von Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser (Block 2006; s. Kap. 6 und s. Anhang 2 und 3).

Der Eintrag von Stickstoff wirkt einerseits düngend und wachstumsfördernd, andererseits potenziell versauernd. Dies kann zu einer verstärkten Auswaschung von Nährstoffen führen und damit zu einer Verschlechterung der Nährstoffversorgung und zur Gefährdung der Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung beitragen. Die Bäume werden anfälliger für Krankheiten, sind stärker durch Trockenstress und Windwurf gefährdet.

Ein wichtiger "Leitparameter" für Schadstoff- und Nährstoffbelastungen von Gewässern ist die Stickstoffkonzentration. Nach dem bayrischen Waldzustandsbericht 2006 (LWF 2006) ist mittlerweile bei einem Drittel der Waldböden eine Stickstoffsättigung eingetreten. Im Sickerwasser unter diesen Standorten finden sich heute schon Nitratkonzentration von mehr als 10 mg/l. Bereits der bayrische Nitratbericht hat für einen Teil der Waldstandorte Stickstoffausträge von mehr als 50 mg/l, also oberhalb des Trinkwassergrenzwertes ausgewiesen. Hohe Stickstoffeinträge und infolge von eingetretener Stickstoffsättigung nun auch verstärkt auftretende Stickstoffausträge sind aber kein spezifisch bayrisches Problem. Auch in Niedersachsen sind die kritischen Stickstoffeintragsraten der meisten Waldstandorte schon lange überschritten, so dass vermehrte Stoffausträge in Grund- und Oberflächengewässer zu befürchten sind. Ein solcher Anstieg der Nitratausträge steht im Widerspruch zum Verschlechterungsverbot (Art. 4 Abs. 1) der EG-WRRL. Dieser Effekt wird potenziell durch die aktuell prognostizierten Klimaveränderungen noch verstärkt, wenn zukünftig weniger Wasser aus den Waldbeständen zur Verfügung steht, um im Gebietsmittel eine ausreichende Grundwasserqualität sicherzustellen. Daher ist es notwendig, mit effizienten forstlichen Maßnahmen eine konsequente Verminderung diffuser Stoffeinträge in die Oberflächengewässer einzuleiten und die Wasserspende unter Wald zu erhöhen.

Zur flächenhaften Kompensation von Stickstoff gibt es kein der Kalkung vergleichbares Verfahren. Eine mögliche und sinnvolle flächenhafte forstliche Maßnahme ist die Maximierung der Biomasseentzüge durch Umstellung auf intensivere Nutzungsverfahren und Nutzung nicht nur von Derbholz und Rinde, sondern die restlose Verwertung (Vollbaumernte, vergl. Kapitel 6 Stoffhaushalt und Kap 8 Ökonomie). Schnellwachsende und tiefwurzelnde Nadelbaumarten wie Douglasie und Weißtanne können mehr Stickstoff in kürzerer Zeit binden, als flacherwurzelnde Baumarten wie die Fichte (Länge bzw. Tiefe der Aufnahmestrecke). Dafür kann die Verwendung dieser Baumarten Konflikte mit dem Naturschutz schaffen, so sieht beispielsweise die niedersächsische Forstverwaltung einen „Sicherheitsabstand“ von 400 Metern zu Schutzgebieten bei der verjüngungsfreudigen, konkurrenzstarken Douglasie vor. Einen weiteren Nachteil der Biomassenutzung durch Vollbaumernte zeigten die Bilanzierungen der mineralischen Nährstoffe bei Modellierungen zum Stoffhaushalt auf (s. Kap. 6). Intensive Bewirtschaftungsformen sind auf vielen Standorten für die Nährstoffe K, Ca und Mg nicht nachhaltig, hier sind effektive Ausgleichsmaßnahmen wie Düngung und Kalkung notwendig.

Durchforstung und Auflichtungen zur Verjüngung sollten dosiert erfolgen. So können z. B. bei zu starken Durchforstungsintensitäten reduzierte Raten der Stickstofffestlegung in der Biomasse zu einer langfristigen Verschlechterung der Wasserqualität betragen (Rothe u. Mellert 2004). Weithin erhöht die Auflichtung der Bestände die Rauigkeit der Bestandesoberfläche (=Grenzschicht zur Atmosphäre), was wiederum den Eintrag durch die Deposition in die Bestände fördert (Jenssen 2002, Simon u. Westendorff 1990). Aus immissionsökologischer Sicht sollte daher

die Auflichtung (besonders bei Kiefernbeständen) so gering wie möglich gehalten werden. Ein starker Anstieg des turbulenten Massenaustausches konnte auch bei zweischichtigen Umbaubeständen beobachtet werden (Ahrends et al. 2005). Um diesen Effekt zu reduzieren, sollten die Kiefern im zweischichtigen Mischbestand spätestens dann entnommen werden, wenn die Buchenkronen den unteren Rand der Kiefernkronen erreicht.

Bei entwässerten Standorten könnte die Erhöhung der Grundwasserstände als Maßnahme erwogen werden, um damit die Leistung der Denitrifikation zusätzlich zu erhöhen. Dies bewirkt allerdings lediglich eine Verschiebung des Problems von den aquatischen zu den atmosphärischen Systemen. Sollen Stoffausträge in Oberflächengewässer zielgerichtet minimiert werden, dann kommt es auf „leistungsfähige“ Ufer- und Gewässerrandgestaltung an, die eine Stickstoffretention bewirken können (vgl. Abschnitt Auen).

Die wirksamste Maßnahme zur Reduzierung des Nitratproblems im Sickerwasser ist die Reduktion der lokalen oder regionalen Stoffeinträge mit der Deposition. Dies ist allerdings keine forstliche, sondern eine umweltpolitische Aufgabe. Die unmittelbaren Auswirkungen der Reduktion von Stoffeinträgen auf den Wald(boden) und die Sickerwasserausträge hat konnte im Dachprojekt im Solling gezeigt werden. Dort gingen die Nitratausträge bereits kurze Zeit nach dem Dachbau und der damit verbundenen Reduktion der Einträge auf ein vorindustrielles Maß zurück (Lamersdorf et al. 2001, LWF 2000).

7.8 Zusammenfassung Ausblick

Im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen ist der Einfluss des Waldes und der forstlichen Bewirtschaftung als insgesamt günstig anzusehen. Eine nachhaltige Forstwirtschaft hat bereits über die Helsinki-Kriterien heute einen Bezug zum Gewässerschutz. Die gute fachliche Praxis und zusätzliche, freiwillige Maßnahmen im Rahmen von Zertifizierungen oder Kooperationen leisten einen wichtigen Beitrag zur Vermeidung unnötiger Belastungen und dienen gleichzeitig dem Gewässerschutz. Trotzdem sollte der Gewässerschutz noch stärker in die betrieblichen Bewirtschaftungspläne einbezogen werden.

Waldumbau ist eine Maßnahme, um vor allem die Grundwasserneubildung nachhaltig zu beeinflussen, der ökologische Waldumbau erhöht die Grundwasserspende und dient damit auch der Verdünnung von (Schad-) Stoffkonzentrationen. Im Sinne von kosteneffektiven Maßnahmen eignen sich nicht alle Standorte gleichermaßen, deshalb sollten prioritär solche Bestände umgebaut werden, wo die Summe der positiven Auswirkungen am höchsten sind.

Da dem Boden und seinen Funktionen eine Schlüsselrolle auch für den Gewässerschutz zukommt, sollten forstliche Maßnahmen immer die Aspekte des Bodenschutzes berücksichtigen, Verdichtung vermeiden, Schutz vor Erosion (Bodenbedeckung, Bodenverwundung) gewährleisten und der Förderung der Bodenfunktionen dienen.

Der forstliche Wegebau sollte einen effektiven Beitrag zum Erosionsschutz leisten. Die Befestigung sollte so durchgeführt werden, dass keine Einträge von gebietsfremden oder wasserschädigenden Stoffen erfolgen kann. Gewässerquerungen müssen so ausgeführt sein, dass die Durchgängigkeit sichergestellt ist. Die Befahrung im Gelände sollte möglichst wenig Boden- und Gewässerbelastungen verursachen und die Witterungsverhältnisse berücksichtigen (Bodenverdichtung und Erosion). Es sollte eine an Relief und Boden angepasste Technik eingesetzt

werden und Durchquerungen der Gewässer mit Maschinen an nicht dafür vorgesehen Stellen unterbleiben.

Mögliche Maßnahmen wirken sich nicht nur auf die unmittelbar im Wald gelegenen Abschnitte der Gewässer aus. Von einer hohen ökologischen Wertigkeit und Gewässerqualität profitieren auch die tiefer liegenden Gewässerabschnitte.

8 Ökonomische Bewertung

Die Wasserrahmenrichtlinie 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 Wasserrahmenrichtlinie 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 Wasserrahmenrichtlinie. Grundlagen dafür werden in der von der Wasserrahmenrichtlinie 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 sind 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 (Artikel 13 und Anhang VII WRRL) gesteuert. Die Richtlinie nennt Qualitätsziele, die auf Flusseinzugsgebiete bezogene Bewirtschaftungspläne erfordern. Die Bewirtschaftungspläne sind bis spätestens Ende 2009 zu erstellen und zu veröffentlichen (vgl. Art. 13 WRRL). Diese müssen u.a. Maßnahmenprogramme (Artikel 11 WRRL) als zentrale Elemente zur Erreichung dieser Qualitätsziele beinhalten.

Die Bedeutung der wirtschaftlichen Analyse hierbei ist in Artikel 11 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 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 WRRL. Diese muss nach Anhang III (b) WRRL genügend Informationen in ausreichender Detailliertheit enthalten, damit

b) „die in Bezug auf die Wassernutzung *kosteneffizienteste Kombination der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 WRRL aufzunehmenden Maßnahmen* auf der Grundlage von Schätzungen ihrer potentiellen Kosten beurteilt werden können.“

Eine weitere zentrale Norm hinsichtlich der ökonomischen Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie ist der Artikel 9 Abs. 1 Satz 1 WRRL:

„Die Mitgliedstaaten berücksichtigen unter Einbeziehung der wirtschaftlichen Analyse gemäß Anhang III und insbesondere unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips den Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten.“

Wald besitzt wichtige Funktionen im Hinblick auf die Qualität, Quantität sowie Struktur von Oberflächengewässern und Grundwasser. Zudem kann der Wald einen wichtigen Beitrag zur Minderung von Überschwemmungen und Dürren leisten. 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 Wasserrahmenrichtlinie dienen. Gezielte und effiziente Maßnahmen der Waldbewirtschaftung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie, 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 Wasserdienstleistungen 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 Wasserrahmenrichtlinie eine große Chance für die Wasserwirtschaft darstellt, Effizienz und Transparenz im Gewässerschutz weiter zu erhöhen.

Ziel des ökonomischen Teilprojektes ist 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. Mit Hilfe des Bewertungsmodells können speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete waldbauliche Maßnahmen der Forstwirtschaft, hinsichtlich der Maßnahmekosten, Mehraufwendungen bzw. Mindererträge des Forstbetriebes bewertet werden. Niedersachsen ist zu rund einem Viertel mit Wald bedeckt. 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 (siehe sog. Blaubuch, LWK 2007) um die forstlichen Maßnahmen ergänzt werden, so dass eine Herleitung einer kosteneffizienten Maßnahmenkombination für gesamte Einzugsgebiete erstmalig möglich wird.

Weiterhin lassen sich aus den Ergebnissen einer Bestandsaufnahme (IST-Analyse) von institutionellen Regelungen zwischen Wasserschützenden und Wassernutzenden Instrumente ableiten, die die Umsetzung von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie unterstützen.

In Bezug auf die EG-WRRL ermöglicht das SILVAQUA Teilprojekt „Ökonomische Bewertung“ insbesondere

- die Herleitung der Kosten der forstlichen Wasserdienstleistungen (forstliche Maßnahmen wie Baumartenwahl, Nutzungsintensität, Kalkung, Vollbaumnutzung) und damit Berücksichtigung des Grundsatzes der Deckung der Kosten nach Artikel 9 WRRL
- einen Beitrag zur Herleitung einer kosteneffizienten Kombination (Anhang III, b) der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 WRRL aufzunehmenden forstlichen Maßnahmen
- die Darstellung von institutionellen Regelungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und Beschreibung lokal angepasster marktkonformer Instrumente zur Steigerung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen.

8.1 Bewertungskonzept für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen

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. Mit Hilfe des im ökonomischen Teilprojekt entwickelten Bewertungskonzept 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 (näheres zur Bewertung nach dem Ertragswertprinzip siehe Anhang 4, Kapitel 1)

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 ha bezogene Beträge verwendet werden.

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

Formel 1: Berechnung einer Annuität aus der forstlichen Produktion einer Umtriebszeit

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

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 (detaillierte Ausführungen zu den rechnerischen Grundlagen siehe Anhang 4, Kapitel 2). Diese jährliche Erfolgsgröße, die im Prinzip bei der Holzproduktion laufend jährlich entnommen werden könnte, wird hier als „**jährlicher Holzproduktionswert**“ bezeichnet. Die-

se 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, Läuterung 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 inkl. 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. Die Ertragsverluste können dann durch die Saldierung der Holzproduktionswerte zwischen der normalen forstlichen, als Referenz anzusehende Maßnahme und der spezifischen, gewünschten wasserschutzorientierte Maßnahme ermittelt werden.

8.1.1 Datenbasis

Für die Berechnungen werden folgende Daten benötigt:

1. Naturales Produktionsmodell

Für die Berechnungen innerhalb des Bewertungsmodells wird ein angepasstes naturales Produktionsmodell benötigt, welches das Volumen sowie der Brusthöhendurchmesser (BHD) des ausscheidenden und verbleibenden Bestandes im zeitlichen Produktionsverlauf darstellt. Die in Niedersachsen verwendeten Ertragstafeln liefern Informationen über die naturale Datenbasis (vgl. Schober 1975). Zur Anpassung des Bestandesmitteldurchmessers an die heutigen waldbaulichen Verhältnisse erfolgte eine Kalibrierung des Ertragstafeldurchmessers mit Hilfe der Richards-Funktion, wobei die Parameter für diese Kalibrierungsfunktion aus Ergebnissen der Forsteinrichtung und Niedersächsischen Kontrollstichprobe abgeleitet wurden (vgl. Wollborn u. Böckmann 1998 und siehe Anhang 4, Kapitel 3). Wenn veränderte Ausgangssituationen vorliegen, wie z.B. bei nicht vollbestockten Bestände oder Mischbeständen werden sogenannte Anpassungsfaktoren verwendet (vgl. Anhang 4, Kapitel 4).

Bei dem alternativen Holzernteverfahren der Vollbaumnutzung wird zusätzlich zum nutzbaren Derbholz das Reisholz geerntet. Als Reisholz wird das oberirdische Holz mit einem Durchmesser unter 7 cm bezeichnet (Dauber u. Kreutzer 1979, S. 290). Die Schätzung des Reisholzpotentials erfolgte mit Hilfe der Ergebnisse der Untersuchungen von u.a. Burger (1941, 1947, 1948, 1950), zusammenfassend dargestellt von Dauber u. Kreutzer (1979) (Einzelheiten zur Schätzung des Reisholzanteils siehe Anhang 4, Kapitel 5).

2. Erlös- und Kostensätze

Erst die holzerntekostenfreien Holzerlöse in Verbindung mit den Volumenangaben der naturalen Datenbasis erlauben eine ökonomische Bewertung forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Dafür müssen Erlös- und Kostenfunktionen in Abhängigkeit vom BHD entwickelt werden.

Holzerlöse

Bei der Ermittlung der Holzpreise wurde von einem regionalem Durchschnitt der Holzpreise ausgegangen (Holzpreisentwicklung der Niedersächsischen Landesforsten), die in den drei vorgegangenen Jahren (2004-2006) erzielt wurden. Damit sollen die allgemeine Entwicklungstendenz der Holzpreise und die besonderen gegendüblichen Verhältnisse berücksichtigt werden

(zur detaillierten Beschreibung der Herleitung und der aktuellen Holzerlösentwicklung siehe Anhang 4, Kapitel 6).

Holzerntekosten

Die Holzerntekosten wurden jeweils differenziert für das Niedersächsische Flachland und das Niedersächsische Bergland hergeleitet. Damit können bei den Berechnungen regionale Bedingungen, die besonderen Einfluss auf die Holzerntekosten haben, berücksichtigt werden. Weiterhin wurden die mit der Vollbaumnutzung verbundenen zusätzlichen Holzerntekosten, wie Rücken und Hacken des Reisigmaterials im Bewertungsmodell berücksichtigt (zur detaillierten Beschreibung der Herleitung und Darstellung der Holzerntekosten siehe Anhang 4, Kapitel 7).

Bestandesbegründungskosten

Als Bestandesbegründungskosten werden die in der niedersächsischen Waldbewertungsrichtlinie gebräuchlichen Kulturkosten verwendet (die konkreten Kulturkosten sind im Anhang 4, Kapitel 8 dargestellt). Da für die Bestandesbegründung oftmals Förderungen gezahlt werden oder Naturverjüngungen ohne aufwendige Pflanzungen gelingen, werden die Berechnungen mit und ohne Berücksichtigung von Kulturkosten durchgeführt.

Bestandespflegekosten

Für alle Baumarten wurden für das Alter 10 und 20 Jahre Läuterungsmaßnahmen mit Kosten von jeweils 250 EUR/ha unterstellt.

Sonstige Kosten

Sonstige Kosten (insbes. der Verwaltung, des Forstschutzes etc.) werden zunächst nicht berücksichtigt, da davon ausgegangen wurde, dass sie im Sinne von Fixkosten unverändert anfallen.

3. Zinsrate

Es wird eine Zinsrate festgelegt, die die innerbetriebliche bzw. forstübliche Grenzverzinsung des Kapitaleinsatzes bei nachhaltiger Waldbewirtschaftung abbildet. Der für die Kalkulationen maßgebliche Zinsfuß wurde auf 1,5% fixiert, wobei es sich um einen Realzins handelt, da inflationsbedingte Preis- und Kostenveränderungen nicht berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Berechnungen wurde die Konstanz all dieser Daten in der Zeit unterstellt. Auf der Basis dieser Datengrundlagen wurden für die Produktionsmodelle sowohl die laufenden Aus- und Einzahlungen für 5-jährige Perioden berechnet als auch die jeweils gegebenen Werte des verbleibenden Bestandes. Eine Bewertung des verbleibenden Bestandes erfolgte allerdings nur, wenn positive erntekostenfreie Abtriebserlöse gegeben waren.

8.1.2 Berechnung von Werttabellen

Aufbauend auf der beschriebenen Datengrundlage wurden mit Hilfe der eingangs erläuterten Annuitätenrechnung für die verschiedenen Baumarten und für die unterschiedlichen Ertragsklassen die „jährlichen Holzproduktionswerte je ha“ ermittelt. Die Berechnungen erfolgten sowohl für die gesamte Produktionsdauer von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung (Dauer der Betrachtungsperiode entspricht der Umtriebszeit), als auch für unterschiedlich alte Bestände mit jeweils unterschiedlicher Betrachtungsperiode.

Die Ergebnisse für die Fichte (I. Ertragsklasse) sind in der Tab. 8.1 dokumentiert. Die erste Spalte gibt das jeweilige Bestandesalter, die Kopfzeile gibt die Dauer der jeweiligen Betrachtungsperiode an, wobei die Betrachtungsperiode jeweils 10 Jahre oder ein Vielfaches davon umfassen.

Tab. 8.1: Werttabelle für den jährlichen Holzproduktionswert – Fichte (I. Ertragsklasse)

von Alter...	bis Alter...: jährlicher Holzproduktionswert in Euro/ha/Jahr (Fichte I. Ekl.)											
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120
0 (mit Kulturkosten)	-267	-154	-54	22	64	85	94	96	95	92	88	84
0 (ohne Kulturkosten)	-23	-23	40	97	128	142	146	145	141	136	130	125
10		-23	79	151	182	192	192	187	179	170	162	154
20			198	260	274	270	257	244	229	215	202	191
30				332	321	302	279	258	237	219	203	190
40					309	283	255	231	208	189	171	157
50						253	222	197	172	152	134	119
60							186	162	136	116	98	83
70								133	105	85	66	52
80									73	55	37	22
90										34	14	0
100											-9	-21
110												-35

Die Zahlen der Tabelle lassen sich beispielhaft für Fichte (I. Ertragsklasse) wie folgt interpretieren: Ausgehend von dem Bestandesalter von 0 Jahren treten bei kurzen Betrachtungsperioden jeweils negative jährliche Holzproduktionswerte auf. Bei Fichte ergeben sich bei Berücksichtigung der Kulturkosten erstmals bei einer Produktionsdauer (Umtriebszeit) von 40 Jahren positive jährliche Holzproduktionswerte, bei einer Produktionsdauer von 80 Jahren ist mit 96 Euro/ha deren Maximum erreicht. Die höchsten laufenden jährlichen Holzproduktionswerte mit 332 Euro/ha entstehen bei der Fichte in der Altersphase von 30 auf 40 Jahren, hier findet eine besonders hohe Wertproduktion statt. Danach fallen die jährlichen Holzproduktionswerte wieder ab. In den hohen Altersphasen (ab 100 Jahre) werden nur noch negative Holzproduktionswerte erzielt. Dies ist darin begründet, dass in den Altbeständen zunehmend Kapital gebunden wird, dessen Produktivität die Zinsforderung jedoch unterschreitet. Die ökonomische Hiebsreife ist dann bereits überschritten. Die ökonomisch optimale Produktionszeit der Bestände ist jeweils dort gegeben, wo die durchschnittlichen jährlichen Holzproduktionswerte, von der Bestandesbegründung an ihr Maximum aufweisen. Für die vorstehende Tabelle lässt sich eine optimale Produktionszeit (Umtriebzeit) für die Fichte (I. Ertragsklasse) bei 80 Jahren ableiten.

Im Anhang (Anhang 4, Kapitel 9) sind die Werttabellen für die jährlichen Holzproduktionswerte der unterschiedlichen Baumarten und Ertragsklassen zusammenfassend dargestellt. Die in den Tabellen beschriebenen Zusammenhänge und Beträge sollen nun beispielhaft genutzt werden, um die Änderungen der forstlichen Bewirtschaftung im Hinblick auf die gewünschte wasserschutzorientierte Bewirtschaftung zu bewerten. Das beschriebene Bewertungskonzept beschränkt sich dabei auf die Bewertung der Maßnahmenkosten, die im Forstbetrieb aus der Veränderung der langfristigen „biologischen Produktion“ entstehen. Dazu zählen die langfristigen Entscheidungen z. B. über die Baumartenwahl, Bestandesbehandlung oder Erntezeitpunkte. Ertragsverluste, die aus Veränderung der „technischen Produktion“ entstehen, werden über die Veränderungen der Kosten (also durch einen Kostenvergleich) bewertet.

8.1.3 Beispielhafte Anwendung des Bewertungskonzeptes

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Beispielsberechnungen vorgestellt und auf typische Fälle im Zusammenhang mit Änderungen der Bewirtschaftung aufgrund von speziell auf dem Gewässerschutz ausgerichteten forstlichen Maßnahmen angewendet. Eine Auflistung möglicher forstbetrieblicher Gewässerschutzmaßnahmen ist im Anhang (Anhang 4, Kapitel 10) dargestellt.

8.1.3.1 Änderung der Baumartenwahl

Beispielhaft für die *Lange Bramke* (detaillierte Beschreibung des Einzugsgebietes siehe Kap. 3.3 und Tab. 8.2 wird die Änderung der Baumartenwahl berechnet. Häufig liegt es im Interesse nichtforstlicher Partner (insbesondere der Wasserversorger), die Baumartenwahl zu beeinflussen. Dies bedeutet in der Regel den Ersatz von nicht standortheimischen, aber produktiven Nadelbaumarten durch standortheimische, aber weniger produktive Laubbaumarten. Ein solcher Baumartenwechsel beeinflusst die Holzproduktion sehr langfristig, im Prinzip bis zum Zeitpunkt der Erreichung der Hiebsreife der gewünschten Baumart. Diesen langfristigen Ertragsverlust gilt es durch die Bewertung abzubilden. Das soll nun beispielhaft für die Alternative „Buche statt Fichte“ erläutert werden.

Tab. 8.2: Daten der Forsteinrichtung - Hauptbestand „Lange Bramke“ (Stichtag 2003):

Abteilung	Baumart	Alter (Jahre)	Leistungsklasse	Ertragsklasse	Bestockungsgrad
360a	Fichte	55	8	II,8	0,8
361a	Fichte	51	9	II,3	0,8
366a	Fichte	58	9	II,3	0,8
367a	Fichte	55	8	II,8	0,8

Für den Baumartenwechsel von Fichte nach Buche in der *Langen Bramke* müsste der Waldbesitzer als Folge von Abweichungen von der betriebswirtschaftlich optimalen Waldbewirtschaftung die in Tab. 8.3 dargestellten Ertragsverluste erstattet bekommen (konkrete Herleitung der Ausgleichsbeträge siehe Anhang 4, Kapitel 11).

Tab. 8.3: Zusammenstellung Ertragsverluste „Lange Bramke“

Abteilung	Baumart (Referenz)	Baumart (gewünschte Bestockung)	Jährlicher Ertragsverlust (ohne Kulturkostenerstattung)	Jährlicher Ertragsverlust (mit Kulturkostenerstattung 5000 EUR/ha)	Ausgleichsdauer
360a	Fichte	Buche	-1074 EUR/ha/Jahr	-29 EUR/ha/Jahr	5 Jahre
361a	Fichte	Buche	-1089 EUR/ha/Jahr	-44 EUR/ha/Jahr	5 Jahre
366a	Fichte	Buche	-1089 EUR/ha/Jahr	-44 EUR/ha/Jahr	5 Jahre
367a	Fichte	Buche	-1074 EUR/ha/Jahr	-29 EUR/ha/Jahr	5 Jahre

Die Tab. 8.3 zeigt, dass, wenn der Waldbesitzer die Kulturkosten erstattet bekommt, der finanzielle Ausgleich für den Baumartenwechsel und die Ausgleichsdauer verhältnismäßig gering ist. Die Erstattung der Kulturkosten durch die forstliche Förderung und die Übernahme des zu erbringenden Eigenanteils aus der Wasserentnahmegebühr (näheres dazu später) führen dazu, dass der finanzielle Ausgleich für die Waldbewirtschaftler die beschriebenen Größenordnungen annimmt. Das dargestellte Bewertungskonzept zur Ermittlung des Ertragsverlustes ermittelt nur einen Mindestpreis, der gezahlt werden müsste, damit der betroffene Waldbesitzer bei einer vertraglich vereinbarten alternativen Bewirtschaftung nicht schlechter gestellt ist als bei einer ertragsorientierten (konventionellen) forstlichen Bewirtschaftung.

8.1.3.2 Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur

Zu den Gestaltungsmerkmalen eines natürlichen bzw. naturnahen Fließgewässers gehört u.a. eine standortgerechte Ufervegetation und eine ausreichende Beschattung. Im Rahmen der Gewässerstrukturverbesserung werden häufig das Zurückdrängen der Fichte (bzw. anderer nicht standortgerechter Baumarten) und die Etablierung von Erlenwäldern als natürliche Pflanzengesellschaften des die Gewässer begleitenden Uferstreifens empfohlen (vgl. Einordnung der Gewässerstrukturmaßnahmen in die Wasserrahmenrichtlinie sowie kurzer Beschreibung siehe

Anhang 4, Kapitel 12). Gleichzeitig wird diskutiert, dass die Bäume am direkten Gewässerrand nicht genutzt werden sollen. Dieser Nutzungsverzicht wirkt positiv auf die Beschattung der Gewässer und liefert den wichtigen gewässerökologischen Faktor Totholz. Die ökonomische Bewertung dieser Gewässerstrukturmaßnahme beinhaltet dabei zwei Bewertungstatbestände - den Baumartenwechsel und den Nutzungsverzicht des Erlenbestandes.

Wenn ein Fichtenbestand durch einen Erlenbestand ersetzt werden soll, beträgt der Ausgleich für den Ertragsverlust bei diesem Baumartenwechsel 134 EUR/ha und Jahr. Wenn auch auf die Nutzung der Erle vollständig verzichtet wird, erhöht sich der Ertragsverlust um 62 EUR/ha und Jahr auf insgesamt 196 EUR/ha und Jahr für die Dauer von 90 Jahren. Eine andere Argumentationsweise, die aber zu den gleichen Ausgleichsbeträgen führt, wäre ein Ausgleich für den Forstbetrieb für die entgehende Nutzung der Fichte (jährlicher Holzproduktionswert von 145 EUR/ha und Jahr für die Dauer der Produktionszeit der Erle) plus die einmalige Erstattung der Bestandesbegründungskosten der Erle in Höhe von 2500 EUR/ha (detaillierte Rechenschritte siehe Anhang 4, Kapitel 13).

8.1.3.3 Vollbaumnutzung

Intensivierte Biomassenutzung wird aktuell als ein Mittel angesehen, um hochwertiges Trinkwasser in stark belasteten Einzugsgebieten auch langfristig zu erhalten (Asche et al. 2007). Im Kapitel 6 (Stoffhaushalt) konnte gezeigt werden, dass bei einer Vollbaumernte erhebliche Mengen an Stickstoff dem Waldökosystem entzogen werden und somit keine potentielle Gefahr mehr für das Grundwasser darstellen. Im Folgenden wird das Bewertungsbeispiel Vollbaumnutzung für die Baumart Fichte vorgestellt. Dabei werden die Kosten und Erlöse der „konventionellen Holzernte“ mit denen der „Stammholz-Plus Variante“ verglichen. Der Unterschied besteht hauptsächlich darin, dass bei der Stammholz-Plus Variante neben dem Stammholz (als herkömmliches Holzsortiment), das Industrieholz und zusätzlich die Reisigmasse als Energieholz aufgearbeitet werden. Die zu erntende Masse steigt dabei um ca. 10% (gemittelt aus Vor- und Endnutzung). Das entspricht dem zusätzlichen Reisiganteil der im Laufe einer Umtriebszeit geerntet werden könnte. Es wird allerdings eingehend darauf hingewiesen, dass Vollbaumernten und der damit verbundene starke Biomassenentzug auch mit einer großen Anzahl von ökologischen Nachteilen verbunden sind. Je nach standörtlichen Gegebenheiten sollte überprüft werden, ob bei Vollbaumnutzung nicht eine zusätzliche Düngung erforderlich ist. Der durchschnittliche Holzerlös sinkt bei Vollbaumernte um 5%, denn es werden verstärkt Sortimente mit geringerer Qualität aufgearbeitet. Die durchschnittlichen Holzerntekosten hingegen steigen um 24% aufgrund des zusätzlichen Rücken und Hacken des Reisigmaterials. Steigende Holzerntekosten und sinkende Holzerlöse führen zu einem geringeren Deckungsbeitrag aus der Vollbaumnutzung (21% weniger, siehe Tab. 8.4).

Tab. 8.4: Vergleich der Erntemassen, Kosten und Erlöse der „konventionellen Holzernte“ mit der Stammholz-Plus Variante für die Baumart Fichte

	konventionelle Holzernte	Stammholz-Plus	Diff. [%]
Vornutzungsmasse (fm/ha/U)	524	582	111
Endnutzungsmasse (fm/ha/U)	614	663	108
durchschnittlicher Holzerlös (€/fm)	44,7	42,3	95
durchschnittliche Holzerntekosten (€/fm)	18,6	23,2	124
durchschnittlicher Deckungsbeitrag Vornutzung (€/fm)	26,7	18,7	70
durchschnittlicher Deckungsbeitrag Endnutzung (€/fm)	33,0	28,1	85
durchschnittlicher Deckungsbeitrag (€/fm)	30,1	23,7	79
jährlicher Holzproduktionswert bei U=80 (€/ha/a)	145	111	77

Der jährliche Holzproduktionswert ist bei der Vollbaumnutzung 23% geringer als bei der konventionellen Holzernte. Die Differenz der jährlichen Holzproduktionswerte von 34 EUR/ha und Jahr für die gesamte Produktionszeit der Fichte (es wird unterstellt, dass bei jeder Holzernemaßnahme Vollbaumnutzung durchgeführt wird) müsste der Forstbetrieb ersetzt bekommen, damit er durch Erhöhung seiner Holzernteintensität die vermehrte Stickstoffmenge den Waldbeständen entzieht.

Gleichzeitig soll dieses Bewertungsbeispiel auch aufzeigen, dass Abweichungen vom durchschnittlichen Deckungsbeitrag fast proportional zu Abweichungen vom jährlichen Holzproduktionswert führen. Diese Angaben können zur Adjustierung der entsprechenden Holzproduktionswerte verwendet werden und erleichtern die praktische Anwendung des Bewertungskonzeptes (weitere Erläuterungen siehe Anhang 4, Kapitel 15).

8.1.4 Diskussion und Perspektiven für das ökonomisch Bewertungskonzept

Abschließend sollen noch die Vorteile und Nachteile des hier vorgeschlagenen Bewertungskonzeptes kurz diskutiert werden. Das vorgestellte Bewertungskonzept baut auf dem Ertragswertkonzept auf und befindet sich in Übereinstimmung mit den Methoden der dynamischen Investitionsrechnung und ist durch die ökonomische Theorie fundiert. Die Bewertung der Erträge in verschiedenen Altersphasen (Teilzeiträumen) steht im unmittelbaren Zusammenhang mit sequentiellen Entscheidungen, wie sie im Forstbetrieb anfallen, wenn über die Fortsetzung der Produktion mit einem vorhandenen Bestand oder dessen Ernte zu entscheiden ist. Das Bewertungskonzept knüpft insofern unmittelbar an die laufende Wertproduktion an. Die „jährlichen Holzproduktionswerte“ können für standardisierte Fälle berechnet und tabellarisiert werden und können auch leicht in der Praxis angewandt werden. Jährliche Holzproduktionswerte, die im Prinzip jährliche Deckungsbeiträge je ha darstellen, lassen sich leicht kommunizieren und erscheinen als geeignete Basis für die Berechnung von jährlichen Ausgleichszahlungen, wie sie von der Praxis im Zusammenhang mit Vereinbarungen des Vertragsnaturschutzes zunehmend nachgefragt werden. Sie entsprechen Deckungsbeitragsdifferenzen, die bei der Bewertung landwirtschaftlicher Nutzungseinschränkungen bereits verbreitet Verwendung finden. Derartige jährliche Werte können, sofern das für Festsetzung konkreter Ausgleichszahlungen notwendig ist, durch Kapitalisierung leicht in einmalig zu zahlende Barwerte überführt werden.

Den genannten Vorteilen stehen jedoch auch einige Nachteile gegenüber, die hier auch erwähnt werden sollen. Der hier praktizierte Ansatz, auf der Basis von Annuitäten „jährlichen Holzproduktionswerte“ zu ermitteln, ist bisher in der Bewertungspraxis nicht üblich und insofern ist die Methodik wie auch Terminologie noch ungebräuchlich. Die Nichtberücksichtigung der flächenbezogenen Fixkosten stellt bei sehr langfristigen Zeiträumen ein methodisches Problem dar, denn auf Dauer sind (zumindest nennenswerte Bestandteile) der „Fixkosten“ gestaltbar. Es

gehen nur die Holzerträge in die Bewertung ein, sonstige ertragsbestimmende Faktoren (wie Jagd, Nebennutzungen etc.) wurden hier nicht beachtet. Auch wurden Bestandesrisiken nicht gesondert in die Berechnung einbezogen.

Trotz der erwähnten Einschränkungen besteht die Erwartung, dass sich das hier vorgestellte Bewertungskonzept für die Praxis im Zusammenhang mit der Bestimmung von Ausgleichbeträgen für den speziell auf den Gewässerschutz ausgerichtete Maßnahmen als nützlich erweisen wird. Bei der Berechnung, aber insbesondere auch bei der Kommunikation der Bewertungsergebnisse, dürften jährliche Erfolgsgrößen Vorteile gegenüber Kapitalgrößen aufweisen. Die leichtere Kommunizierbarkeit der Ergebnisse dürfte darüber hinaus auch die Abwägungsprozesse bei alternativen Maßnahmen erleichtern und insofern zu einer verstärkten ökonomischen Rationalität bei der Auswahl von Maßnahmen zur Verwirklichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie beitragen. Die politische Bereitschaft zur Finanzierung von forstlichen Wasserdienstleistungen dürfte durch die im Verhältnis zu Beträgen der Agrarumweltmaßnahmen eher „bescheidenen“ Größenordnungen gefördert werden.

8.2 Institutionelle Regelungen zur effizienten Umsetzung nachhaltiger Wasserschutzleistungen der Forstwirtschaft

Das WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA hat das Ziel, ein Modell aufzubauen, mit dem die Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Grund- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten beschrieben werden können. Damit lassen sich Maßnahmen ableiten, die zur Verwirklichung der Ziele der WRRL beitragen. Im Rahmen des Teilprojektes „SILVAQUAplus“ stehen die institutionellen Regelungen und deren Umsetzungsinstrumente im Vordergrund. In diesem Zusammenhang erscheint 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, in dem sie für die relevanten Akteure Anreize für Verhaltensänderungen schaffen. Sowohl die Maßnahmen als auch die Instrumente sind jedoch als „Maßnahmen“ im Sinne der WRRL, Artikel 11, zu verstehen¹. Ziel des ergänzenden Teilprojektes SILVAQUA plus ist die Identifikation und Entwicklung effizienter Instrumente zur Umsetzung forstlicher Maßnahmen des Gewässerschutzes. Sie sollen eine effiziente Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ermöglichen.

8.2.1 Bestandsaufnahme etablierter Instrumente zur unterstützenden Umsetzung von Wasserschutzmaßnahmen

Zuerst erfolgte eine Bestandsaufnahme (IST-Analyse) etablierter Instrumente zum Interessenausgleich zwischen Nutzern und Schützern von Gewässern (zur Methodik der empirischen Untersuchung siehe Anhang 4, Kapitel 15). Die Ergebnisse der mit Hilfe eines strukturierten Interviews durchgeführten Befragung resultieren in einer Auflistung der vorhandenen Maßnahmen und Projekte zum forstlichen Gewässerschutz und deren Ausgestaltung bzw. Finanzierung so-

1. Die 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 WRRL keine klare terminologische Abgrenzung zwischen Maßnahmen und Instrumenten vorgenommen wird (vgl. Umweltbundesamt 2004).

wie der sich daraus abzuleitenden Folgerungen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie¹. Im Anschluss an die empirische Untersuchung wurden die ermittelten Maßnahmen verschiedenen Instrumenten folgender Kategorien zugeordnet:

- Regulative Instrumente
- Informationelle Instrumente
- Ökonomische Instrumente

8.2.1.1 *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 so genannten 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 Umweltministerium 2007).

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 unflexibel sind.

8.2.1.2 *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 anderen Instrumenten eingesetzt werden, da sich hier nur auf die Verbreitung von Informationen beschränkt wird, wenngleich 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.

1. Den Leitfaden zum strukturierten Interview siehe im Anhang 4, Kapitel 16.

Neben dem Erreichen des guten Zustandes von Oberflächengewässern und Grundwasser und der Einbeziehung ökonomischer Aspekte spielt die Einbindung der Öffentlichkeit in der Wasserrahmenrichtlinie eine wesentliche und wichtige Rolle (Artikel 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, Informationen im Internet realisiert worden. Eine ausführliche Beschreibung einer beispielhaften Maßnahme „PartizipA – Partizipative Modellbildung, Akteurs- und Ökosystemanalyse in Agrarintensivregionen“, die den informationellen Instrumente zugeordnet ist, ist im Anhang (Anhang 4, Kapitel 17) detailliert beschrieben.

8.2.2 Ökonomische Instrumente

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 (weiteres zu ökonomischen Instrumenten siehe Anhang 4, Kapitel 18). Bei der Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen zur Umsetzung von Wasserschutzzielen im Wald stehen die ökonomischen Instrumente forstliche Förderung, die Wasserentnahmeabgabe und privatwirtschaftliche Vereinbarungen im Vordergrund.

Forstliche Förderung

Unter förderpolitische Instrumente werden allgemein diejenigen, i.d.R. staatlichen Maßnahmen subsumiert, bei denen umweltverbessernde Aktivitäten veranlasst werden sollen und dabei durch öffentliche Ausgaben subventioniert werden. Sie sollen einen Anreiz insbesondere für umweltverbessernde Aktivitäten geben. Im Hinblick auf Maßnahmen des Gewässerschutzes bzw. zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie kommt der forstlichen Förderung eine große Bedeutung zu (weitere Ausführungen dazu siehe Anhang 4, Kapitel 18.1).

Zu Erhöhung der Wasserqualität und –quantität werden häufig die forstlichen Maßnahmen Waldumbau (Umwandlung von Nadelholzbeständen in Laubholzbestände) und Waldkalkung durchgeführt. In Tab. 8.5 sind die ausgezahlten Fördersummen und die geförderte Fläche von 2002 bis 2006 für Niedersachsen dargestellt.

Tab. 8.5: Fördersummen und Flächen für Waldumbau und Waldkalkung in Niedersachsen

	Waldumbau			Kalkung		
	ha	€	€/ha	ha	€	€/ha
2002	1.300	3.270.000	2.515,38	12.830	2.382.000	185,66
2003	960	3.058.000	3.185,42	3.550	631.000	177,75
2004	3.130	4.628.000	1.478,59	4.640	900.000	193,97
2005	2.260	5.223.000	2.311,06	2.770	667.000	240,79
2006	2.050	5.172.000	2.522,93	2.690	697.000	259,11
Mittelwert	1.940	4.270.200	2201,00	5.296	1.055.400	199,00
Summe	9.700	21.351.000		26.480	5.277.000	

Quelle: Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML 2007b)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch die Förderkulisse der EU, des Bundes und des Landes durchaus Möglichkeiten geboten werden, Wasserschutzleistungen zu finanzieren. Die dargestellten Finanzierungsquellen haben nicht in erster Linie das Ziel des Wasserschutzes. Die Befragungen haben jedoch ergeben, dass in der Praxis diese Finanzierungsmöglichkeit zur Durchführung von Maßnahmen, die auch dem Wasserschutz dienen, genutzt wird. Der nicht durch die Förderung abgedeckte Eigenanteil (zwischen 10% bei Bodenschutzkalkungen und 30% bei waldbaulichen Maßnahmen) wird bei der Durchführung von Wasserdienstleistungen meist durch die Wasserentnahmegebühr finanziert.¹

Wasserentnahmeentgelte

Die Befragung hat ergeben, dass Wasserentnahmeentgelte in Niedersachsen den wichtigsten Beitrag zur Finanzierung von Wasserdienstleistungen darstellen². Wasserentnahmeentgelte lassen sich den ökonomischen Instrumenten zuordnen. Ihnen wird eine Lenkungsfunktion (Krott 2001, S. 156 f.) zugeschrieben, da Marktkräfte genutzt werden sollen. In Bezug auf Wasserentnahmeentgelte bedeutet dies, dass die Wasserentnahme bzw. der Wasserverbrauch mit einem Preis belegt wird und somit eine effiziente Nutzung erreicht werden soll. Es ist fraglich, inwieweit von einer Lenkungsfunktion gesprochen werden kann und inwieweit Anpassungsmechanismen stattfinden. Auch Stehling (1999, S. 21) weist darauf hin, dass der Lenkungseffekt von Gebühren sehr zurückhaltend beurteilt werden muss, da meist die Finanzierungsfunktion im Vordergrund steht. In Bezug auf die Finanzierungsfunktion ist festzuhalten, dass Wasserentnahmeentgelte stets ein Gebührenaufkommen generieren. Es ist jedoch in Deutschland nicht einheitlich geregelt wie dieses Aufkommen verwendet wird. So weichen Höhe und die Aufkommensverwendung in den einzelnen Bundesländern stark voneinander ab (siehe Tabelle Wasserentnahmeentgelte der Bundesländer im Anhang 4, Kapitel 18.3, Tabelle 9). In Niedersachsen wird seit 1992 eine Wasserentnahmegebühr erhoben. Rechtsgrundlage für die Erhebung der Wasserentnahmegebühr ist § 47 NWG.

1. Eine ausführliche Maßnahmenbeschreibung zum Fallbeispiel Leader+ siehe Anhang 4, Kapitel 18.2.
2. Die Funktion von Wasserentnahmeentgelten ist im Anhang (Anhang 4, Kapitel 18.3) erläutert.

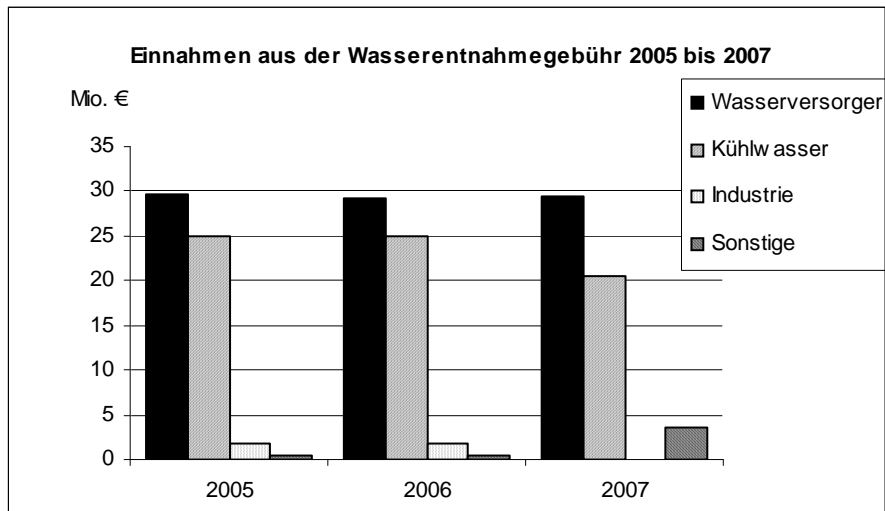


Abb. 8.1: Einnahmen aus der Wasserentnahmegebühr 2005 bis 2007¹ (Quelle: NLWKN 2007c).

Aus Abb. 8.1 wird ersichtlich, dass die Haupteinnahmen durch die Wasserversorger und durch die Gebühren für Kühlwasser erzielt werden. Die Entnahmen der Industrie machen mit durchschnittlich 1,8 Mio. € ebenso wie die Einnahmen aus der Wasserentnahme von Gewerbe und Industrie, Wasserhaltung, Beregnung und Fischhaltung einen vergleichsweise geringen Anteil aus. Es stehen durchschnittlich 55,6 Mio. € für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer zur Verfügung.

Die Verwendung der Wasserentnahmegebühr ist in Niedersachsen zweckgebunden. Entsprechend §47h Satz 3 NWG ist das Aufkommen aus den Entgelten für Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes auszugeben. Die Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007 ist in Tab. 8.6 dargestellt.

1. Die Einnahmen in 2007 beziehen sich auf den Haushaltsplan.

Tab. 8.6: Verwendung der Wasserentnahmegebühr von 2005 bis 2007 (Quelle: NLWKN 2007c¹)

Ausgabentitel		2005	2006	2007
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 Maßnahmen des Naturschutzes		6.922.216	8.762.287	7.066.000
Sonstige Vorhaben des Gewässerschutzes	Sonderabfalldeponie Mönchehagen	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	3.437.000
Gesamtausgaben in €		56.962.108	56.792.374	53.500.000

Die Verwaltungsaufwand, der dem Land und den zuständigen kommunalen Körperschaften aus dem Vollzug des § 47 NWG und sowie des § 91b Abs. 2 und des §93 Abs. 6 NWG entsteht, ist vorab zu decken. Das verbleibende Einkommen ist für die Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes zu verwenden und muss mindestens 40% betragen. Der größte Ausgabentitel ist das Niedersächsische Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz (§ 47h Abs. 3 NWG). Mit diesem Programm werden Vorhaben zum Schutz der Gewässer und des Gewässerhaushaltes in Wasservorranggebieten gefördert, um vorbeugend und nachträglich schädliche Einflüsse auf das Grundwasser und den Wasserhaushalt zu verringern. Darunter fallen Ausgaben für Beratungsleistungen der Land- und Forstwirtschaft und des Erwerbsgartenbaus, Ausgaben für Einschränkungen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung aufgrund freiwilliger Vereinbarungen (§ 47h Absatz 3, Satz 4b NWG) und Ausgleichsleistungen bei Schutzbestimmungen gemäß § 51 NWG. In der folgenden Abbildung 8.2 sind die Ausgaben für den Trinkwasserschutz zwischen 1994 und 2006 dargestellt.

1. Die Ausgaben in 2007 beziehen sich auf den Haushaltsplan.

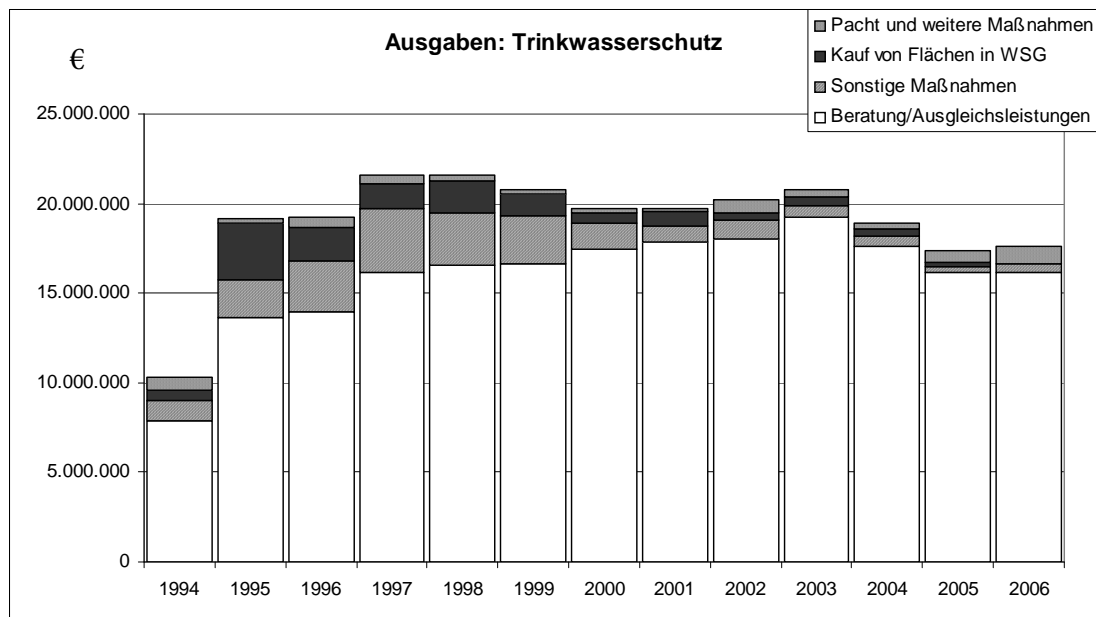


Abb. 8.2: Ausgaben für den Trinkwasserschutz von 1994 bis 2006 (Quelle: NLWKN 2007c).

Es wird deutlich, dass der größte Anteil (ca. 80%) der Mittel in Maßnahmen fließt, die einen Ausgleich für Bewirtschaftsaufgaben ermöglichen, die über das Niveau der ordnungsgemäßen Land- und Forstbewirtschaftung in Wasserschutzgebieten hinausgehen. Darunter fallen die Dienstleistungen Außenstehender, meist unabhängiger Wasserschutzberater, Zuschüsse an die Landwirtschaftskammer für die Wasserschutzberatung und Ausgleichsleistungen sowie Entschädigungen gemäß §51 und §55 NWG. Die Ausgaben für die Beratungs-, Ausgleichsleistungen und Entschädigungen sind in der nachfolgenden Abb. 8.3 differenziert dargestellt.

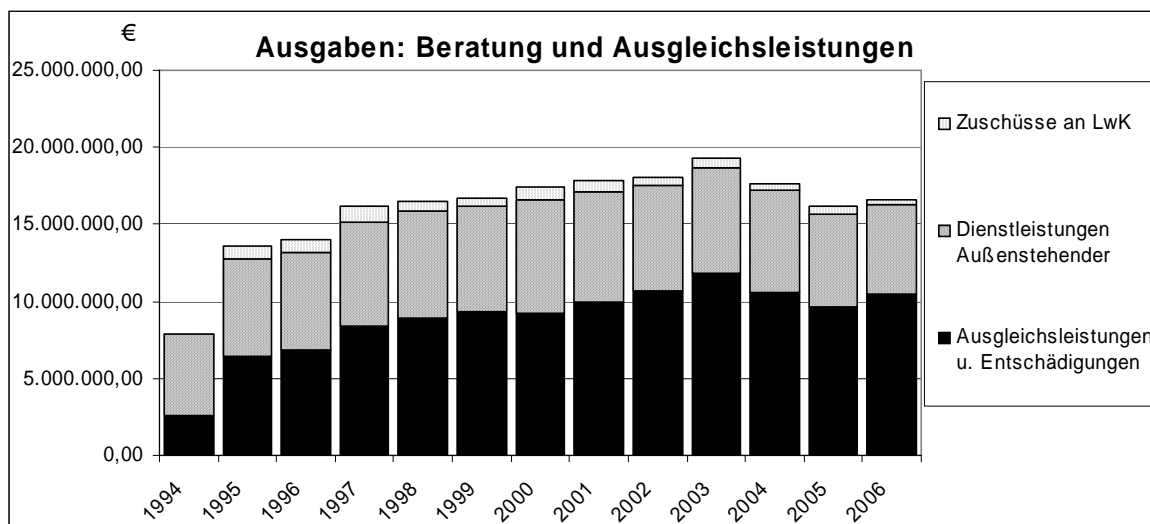


Abb. 8.3: Ausgaben für Beratung und Ausgleichsleistungen von 1994 bis 2006 (Quelle: NLWKN 2007c).

Es kann davon ausgegangen werden, dass die Hauptausgaben für Entschädigungs- bzw. Ausgleichsleistungen für landwirtschaftlich genutzte Flächen gezahlt wurden. Die Befragungen haben jedoch weiter ergeben, dass diese Finanzierungsquelle auch für die forstliche Seite von erheblicher Bedeutung ist. So konnte festgestellt werden, dass die Mehrzahl der Forstakteure, sofern Wasserdienstleistungen getätigt werden, an der Wasserentnahmegebühr partizipieren.

Häufig waren sich die Forstakteure allerdings nicht bewusst, dass diese Gelder aus der Wasserentnahmegebühr stammen.

Privatwirtschaftliche Vereinbarungen

Privatwirtschaftliche Vereinbarungen sind dadurch gekennzeichnet, dass Wasserdienstleistungen und die entsprechende Vergütung von dem Waldbesitzer und dem nachfragenden Unternehmen ohne rechtliche Auflagen frei ausgehandelt werden. Häufig übernimmt dabei das Wasserversorgungsunternehmen oder der Trinkwasserverband entweder die tatsächlichen Kosten von Kalkungen oder Waldumbau bzw. gibt einen festgesetzten Zuschuss. Außerdem besteht die Möglichkeit, dass das Wasserversorgungsunternehmen die Restfinanzierung der forstlichen Förderung übernimmt.

Die empirische Untersuchung hat ergeben, dass nur wenige Fälle von privatwirtschaftlichen Vereinbarungen in Niedersachsen gefunden werden konnten (im Anhang 4, Kapitel 18.7 werden zwei dieser Beispiele eingehender behandelt). Privatwirtschaftliche Verträge, die zwischen Wasserschützer und Wassernutzer gehandelt werden und die Freiheit ihrer Gestaltung eignen sich vermutlich am ehesten zur Regelung regionaler oder lokaler Verhältnisse und Interessen. Dafür ist es aber notwendig, dass der Waldbesitzer über eine Verhandlungsposition verfügt und nicht durch den ordnungsrechtlichen Rahmen beschnitten wird. Ein dargestelltes Beispiel (Waldumbau in einem Wasserschutzgebiet, Anhang 4, Kapitel 18.7) zeigt eindrucksvoll, dass neben den tatsächlichen Kosten, die von dem Wasserversorgungsunternehmen übernommen wurden, auch die langfristigen Ertragsverluste vergütet werden konnten. Ob solche Verträge allerdings häufiger ausgehandelt werden können, ist sehr ungewiss und in hohem Maße abhängig von den regionalen Bedingungen (u.a. die Flächenanteile der Land- und Forstwirtschaft sowie die jeweiligen Belastungen des Grundwassers) und den handelnden Personen.

8.2.3 Folgerungen aus der Bestandsaufnahme der institutionellen Regelungen

Der Verlauf dieses Teilprojektes war besonders gekennzeichnet durch die schwierige Informationsgewinnung. Die Befragungen der Akteure stellten sich als sehr zeitintensiv heraus, ebenso verläuft die Zusendung von Informationsmaterial, Vereinbarungen oder Verträgen schleppend. Weiterhin ist zu bemerken, dass Wasserschutzdienstleistungen gegen Entgelte häufig unbekannt sind. Lediglich die Akteure, die sich mit dem Thema Ausgleich für Wasserschutzleistungen intensiv beschäftigen, erhalten auch eine entsprechende Vergütung (weiteres siehe Anhang 4, Kapitel 18.9).

Im Hinblick auf die institutionellen Regelungen lässt sich folgendes festhalten: monetäre Anreize (und damit ökonomische Instrumente) spielen in Niedersachsen bei der Durchführung von Wasserdienstleistungen im Vergleich zu anderen Instrumenten die bedeutendste Rolle. Dies ist zunächst darauf zurückzuführen, dass Waldbesitzer wasserschutzorientierte Maßnahmen nur anbieten, wenn sie sich dadurch wirtschaftlich nicht schlechter stellen als ohne diese Maßnahmen. Zum anderen wird so ein Anreiz zur Eigeninitiative der handelnden Akteure gegeben, über gesetzliche Anforderungen hinaus zu handeln.

8.3 Zusammenfassung und Ausblick

Die Analyse der Belastungssituation führt zunächst zur Identifikation potentieller Maßnahmen und unterstützender Instrumente. Mit Hilfe des dargestellten Bewertungskonzeptes können Gewässerschutzmaßnahmen im Wald monetär bewertet werden. Damit wird die Voraussetzung für die Herleitung der kosteneffizienten Kombination der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 WRRL aufzunehmenden Maßnahmen (vgl. Anhang III b und Artikel 11 der

WRRL) geschaffen. Zudem werden institutionelle Regelungen aufgezeigt, die die Umsetzung dieser Maßnahmen und damit die Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie unterstützen.

In der nächsten Phase soll eine flächendifferenzierte ökonomische Bewertung der verschiedenen Gewässerschutzmaßnahmen vorgenommen werden. Die Charakterisierungen der Maßnahmen aus Sicht des Wasser- und Stoffhaushalts erlauben eine Prognose des zukünftigen Gewässerzustands. Mit den unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen ist aber auch eine Veränderung der Aufwands- und Ertragsverhältnisse der Forstbetriebe verbunden. Aus diesem Grund ist bei einem Vergleich alternativer forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen, die unterschiedliche wasserschutzorientierte Standards im Wald realisieren, auch eine Analyse und Bewertung der betriebswirtschaftlichen Konsequenzen, zwingend erforderlich. Erst eine raumbezogene ökonomische Bewertung der Maßnahmenbündel erlauben eine Ermittlung der kosteneffizienten Kombination der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 aufzunehmenden Maßnahmen (vgl. Anhang IIIb und Artikel 11 WRRL). In einen abschließenden mehrstufigen Abwägungsprozess wird dann unter Berücksichtigung der ökologischen Wirksamkeit dieser Maßnahmenkombination, der Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung bis 2015, des Zeithorizontes für deren Umsetzung und einer Priorisierung mittels betriebswirtschaftlicher Kosten die kosteneffizienteste Kombination für Maßnahmen im bewaldeten Einzugsgebiet der Oker ermittelt. Diese Vorgehensweise stellt eine wichtige Empfehlung für die Entscheidungsebene in der Wasserwirtschaft dar. Das vorgeschlagene Vorgehen, welches auf den Grundsätzen der Wasserrahmenrichtlinie basiert, wird zukünftig dazu beitragen, dass die Abwägungen bei der Maßnahmenwahl und unter Beteiligung der relevanten Akteure vollzogen werden können.

9 Öffentlichkeitsarbeit

Nach Art. 14 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Öffentlichkeit bei der Umsetzung der Richtlinie aktiv zu beteiligen. Aktive Beteiligung bedeutet, dass Interessierte durch die Erörterung von Problemen und durch Beiträge zur Lösung der Probleme aktiv am Planungsprozess mitwirken. Auch das WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA hat während des gesamten Projektverlaufes eine aktive Öffentlichkeitsarbeit durchgeführt. Durch die Beteiligung der wesentlichen Akteure insbesondere der Wasserwirtschaft und der Forstwirtschaft als Projektpartner von SILVAQUA ist der Transfer der Projektergebnisse in die Öffentlichkeit gewährleistet. Darüber hinaus wird durch eine Mitarbeit in der Gebietskooperation Oker jeweils der aktuelle Stand des Projektes dargestellt sowie aktuelle Fragen der Umsetzung der WRRL in die Projektinhalte einbezogen.

Eine zeitnahe Information zu den Projektergebnissen wird ferner durch die Einrichtung einer eigenen Website unter www.silvaqua.de erreicht. Informationen zu SILVAQUA werden auch in verschiedenen Informationsportalen zur Wasserrahmenrichtlinie bereitgestellt wie z. B.:

- Wasserrahmenrichtlinien InfoBörse WIB www.wrrl-kommunal.de/content,36.html?project_id=41, WasserBLiCK www.wasserblick.net/servlet/is/38243,
- Flussgebietsgemeinschaft Weser www.fgg-weser.de/pilotprojekte_laender.html

9.1 Website mit „Mini-Web-GIS“

Die Website <http://www.silvaqua.de> soll sowohl über den Hintergrund des Projekts informieren als auch den Entwicklungsstand und die Ergebnisse für eine breite Öffentlichkeit bereitstellen.

Um das Untersuchungsgebiet Oker und das Teileinzugsgebiet „Lange Bramke“ sowie die allgemeine Herangehens- und Arbeitsweise eines GIS möglichst effektiv darzustellen, wurde ein eigenständiges „Mini-Web-GIS“ implementiert. Hier kann der Benutzer vorgegebene einzelne thematische Aspekte gemeinsam zu Karten zusammenstellen.

9.2 Präsentationen

Um die Modelle und Konzepte von SILVAQUA vorzustellen und mit einer breiten Öffentlichkeit zu diskutieren wurden zahlreiche Präsentationen durchgeführt. Dabei wurden einerseits wissenschaftliche Vorträge gehalten, um den innovativen Charakter des von SILVAQUA aufgebauten Instruments, mit dem die Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten beschrieben werden kann, vorzustellen.

Zudem erfolgten zahlreichen Vorstellungen des Projektes für Vertreter der Wasserwirtschaft wie auch der Forstwirtschaft, um über die Zusammenhänge der forstlichen Bewirtschaftung und deren Auswirkungen auf die Gewässer zu informieren.

Im Folgenden sind die einzelnen Präsentationen dargestellt:

Rüping, U.: Rechtliche Bestimmungen und ökonomische Bewertung von Wasserschutzdienstleistungen der Forstwirtschaft. Seminar Wald und Wasser der Niedersächsischen Landesforsten am 8.9.2005 in Münchehof.

- Meesenburg, H., M. Jansen, C. Döring:* WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA: Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. 1. Sitzung Gebietskooperation Oker am 10.11.2005 in Wolfenbüttel.
- Möhring, B. und U. Rüping:* Die Annuität – ein „missing link“ der Forstökonomie? Forstökonomisches Kolloquium Trippstadt, 19.-21.09.2005 in Trippstadt.
- Rüping, U.:* SILVAQUA – Vorstellung des WRRL – Pilotprojektes. Seminar Wald und Wasser der Niedersächsischen Landesforsten, 8.3.2006 in Münchehof.
- Rüping, U.:* A Concept for the Calculation of Financial Compensations for Contract-based Forest Management Regimes. IUFRO – Symposium, 17.–20.5.2006 in Rottenburg.
- Ahrends, B.; Suttmöller, J.; Hentschel, S.; Döring, C.; Meesenburg, H.; Jansen, M.; Beese, F.; Spellmann, H.; Rüping, U.; Möhring, B.:* Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten: Erste Ergebnisse des WRRL-Pilotprojektes SILVAQUA. Forstwissenschaftliche Tagung 2006 „Ökosystem Wald – Rohstoff Holz – Prinzip Nachhaltigkeit“, 20.-22.09.2006 in Dresden/Tharandt.
- Rüping, U.:* A Concept for the Calculation of Financial Compensations caused by changing the Forest Management Strategy – particularly with regard to Water Protection. ConForest Meeting, 8.–10.10.2006 in Évora, Portugal.
- H. Meesenburg, B. Ahrends, J. Suttmöller, C. Döring, S. Hentschel:* Effects of forest management on aquatic ecosystems: Development of strategy plans for the implementation of the European Water Framework Directive. Tagung “The Role of Forests and Forest Management in the Water Cycle”, 27.-30.11.2006 in Dresden
- Suttmöller, J., Hentschel, S., Meesenburg, H., Spellmann, H.:* Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten. Tag der Hydrologie, 22./23.03.2007 in Rostock.
- Meesenburg, H.:* Möglichkeiten und Grenzen forstlicher Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL. 7. Sitzung Beirat zur Wasserrahmenrichtlinie, 12.04.2007 in Hannover,
- Meesenburg, H., B. Ahrends, J. Suttmöller, C. Döring, S. Hentschel, U. Rüping:* Die EU-Wasserrahmenrichtlinie: Möglichkeiten und Grenzen forstlicher Maßnahmen zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes. Jahrestagung der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald am 12.03.07 in Hannover-Isernhagen.
- Ahrends B., H. Meesenburg, J. Suttmöller, C. Döring, S. Hentschel:* Waldbewirtschaftung und Gewässerqualität – Ehe oder flüchtige Beziehung? Jahrestagung der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald am 12.03.07 in Hannover-Isernhagen.
- Rüping, U.:* Gewässerschutzmaßnahmen im Wald und ihre ökonomischen Konsequenzen. Jahrestagung der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald am 12.03.07 in Hannover-Isernhagen.
- Möhring, B.:* Pilotprojekt zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Auswirkungen auf die Qualität und Quantität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. Sitzung des BWL-Ausschusses des Deutschen Forstwirtschaftsrates (DFWR) am 3. Mai 2007 in Kassel
- Ahrends, B., C. Döring, M. Jansen:* Kopplung dynamischer Modelle des Bestandeswachstums, der Deposition und des Nährstoffhaushaltes von Wäldern. Tagung „Standörtliche Nachhaltigkeit im Wald und Nutzung von Restholz zur Energiegewinnung“ der Sektionen Waldernährung und Wald u. Wasser im DVFFA, 11./12. Juni 2007 in Göttingen.
- Ahrends B., H. Meesenburg, J. Suttmöller, S. Hentschel, C. Döring and M. Jansen:* Simulating the effects of forest management on nitrogen retention at Lange Bramke, Germany.

Gordon Research Conference on Catchment Science, 08.-13.07.07 in New London NH.

Jansen, M., B. Ahrends, C. Döring, H. Meesenburg u. F. Beese (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. Poster DBG-Tagung, Dresden, 03.-09.07.2007

Ahrends, B., C. Döring, M. Jansen, H. Meesenburg & F. Beese (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. Poster DBG-Tagung, Dresden, 03.-09.07.2007

9.3 Publikationen

Meesenburg, H., M. Jansen; C. Döring; F. Beese; U. Rüping; B. Möhring; S. Hentschel; K.J. Meiwes; H. Spellmann (2005): Konzept zur Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten, Freiburger Forstliche Forschung 62, 171-180.

Ahrends, B.; J. Suttmöller, S. Hentschel; C. Döring; H. Meesenburg; M. Jansen; F. Beese; H. Spellmann; U. Rüping; B. Möhring (2006): Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten: Erste Ergebnisse des WRRL-Pilotprojektes SILVAQUA. Tagungsband zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2006 in Dresden/Tharandt „Ökosystem Wald – Rohstoff Holz – Prinzip Nachhaltigkeit, 42.

Möhring, B. u. U. Rüping (2006): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen, Schriften zur Forstökonomie, Band 32, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.

Suttmöller, J.; S. Hentschel; H. Meesenburg; H., H. Spellmann (2007): Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Wasserhaushalt in bewaldeten Einzugsgebieten. In: Miegel, K, Trübner, E.-R., 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.

Möhring, B. u. U. Rüping (2007): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen. AFZ-Der Wald, Heft 9/2007, 487-489.

Möhring, B. u. U. Rüping (2007): A Concept for the Calculation of Financial Losses when Changing the Forest Management Strategy. Forest Policy and Economics, article in press.

10 Einsatz von SILVAQUA im Hinblick auf die Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie

Der natürliche Zustand der Gewässer mit Blick auf die drei Komponenten Wasserqualität, Gewässerökologie und Gewässerstruktur dient als Leitbild der EG-WRRL für die Wasserressourcen. Die Waldbewirtschaftung kann bei entsprechender Bewirtschaftung dazu beitragen, die Vorgaben der EG-WRRL umzusetzen, um einen guten Zustand der Wasserressourcen zu erhalten bzw. günstig zu beeinflussen.

Im Folgenden sind die wesentlichen forstbetrieblichen Gewässerschutzmaßnahmen aufgelistet, wobei die Aufzählung als nicht abschließend zu betrachten ist.

- Baumartenwahl
- Bestandesbehandlung
 - Durchforstungsintensität (Absenkung des Bestockungsgrades)
 - Nutzungsverzicht (vgl. Nationalpark Harz)
 - Vorzeitige Ernte (verkürzte Umtriebszeit)
- Verzicht auf Kahlschlag
- Bodenbearbeitung
 - Vollumbruch
 - Streifenweise Bodenbearbeitung
 - Plätzweise Bodenvorbereitung
 - Keine Bodenvorbereitung (Erhalt eines geschlossenen Nährstoffkreislaufes)
- Bestandesbegründung
 - Saat
 - Pflanzung
 - Naturverjüngung
- Melioration
 - Düngung
 - Kalkung
 - Ascherückführung
- Nutzungsintensitäten (Holzernteverfahren)
 - Derbholz
 - Vollbaumnutzung
- Verwendung spezieller Schmierstoffe/Bioöle/Kraftstoffe
- Verzicht auf Pflanzenschutzmittel
- Forstlicher Wegebau
 - Wegedichte
 - Erosion
 - Schotterart/Oberfläche
 - Befestigung
 - Unterhaltung
 - Gräben
 - Gewässerquerungen
 - Entfernung zum Gewässer
 - Befahrungintensität
- Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur
- Gewässerrandgestaltung

Aufgrund der sehr unterschiedlichen und vielfältigen Standortbedingungen und differenzierten Waldstrukturen müssen Waldstandorte mit Bezug zu den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie abgegrenzt werden. Über das Expertensystem SILVAQUA, das den Datenbestand der forstlichen Standortkartierung und Forsteinrichtung verwendet, kann die Sensitivität von einzelnen Standorten im Hinblick auf das jeweilige Entwicklungs- und Schutzziel der Wasserressource mit Hilfe eines Geoinformationssystem effektiv herausgearbeitet und räumlich differenziert visualisiert werden.

Ziel des EG-WRRL-Pilotprojektes SILVAQUA ist der Aufbau eines Instrumentes, mit dem die Auswirkungen von forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Qualität und Quantität der Sicker- und Oberflächengewässer in bewaldeten Einzugsgebieten beschrieben werden können. Das Instrument soll als raumbasiertes Wissen- und Entscheidungsstützungssystem Konsequenzen von Handlungsalternativen aufzeigen, die in die Entwicklung von Bewirtschaftungsplänen zur Umsetzung der EG-WRRL einbezogen werden können. Dabei werden forstliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Eignung zur Erreichung des Umweltziels „guter Zustand“ der Gewässer beurteilt. Weiterhin erfolgt für die verschiedenen forstlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen, die unterschiedliche wasserschutzorientierte Standards im Wald realisieren, eine ökonomische Bewertung. Diese liefert die Datengrundlage, mit deren Hilfe kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen abgeleitet werden können. SILVAQUA liefert somit ein wichtiges Instrumente zur Herleitung von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen und damit zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL.

Im Projekt SILVAQUA wurde in den ersten zwei Phasen ein umfangreiches (methodisches) Werkzeug (Waldwachstumssimulator, Wasserhaushaltsmodell, Stoffhaushaltsmodell und ökonomisches Bewertungsmodell) aufgebaut und an Teileinzugsgebieten der Oker erprobt. In der dritten Phase sollen die verschiedenen Modelle miteinander gekoppelt und die räumliche Anwendung vollzogen werden. Damit wird auch die Eignung der Modelle auf Übertragbarkeit auf andere Regionen Niedersachsen (Deutschlands) unter Beweis gestellt. Als Ergebnis sollen konkrete Maßnahmenempfehlungen für bewaldete Einzugsgebiete abgeleitet werden, die die Wasserwirtschaft bei der Umsetzung der EG-WRRL als Entscheidungsunterstützung verwenden kann.

10.1 Guter Chemischer Zustand

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. Bei den Stoffeinträgen aus den Wäldern und infolge der forstlichen Bewirtschaftung handelt es sich fast ausschließlich um diffuse Eintragspfade. Bei den stofflichen Belastungen der Gewässer durch Wälder und Forsten bildet heute und besonders in der Zukunft die Nitratbelastung des Grundwassers einen Schwerpunkt.

In den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts galt das Augenmerk besonders der depositionsbedingten Boden- und Gewässerversauerung. Auch wenn die Maßnahmen zur Reduktion der Säureeinträge eine klare Wirkung gezeigt haben, schreitet die Versauerung der Sickerwasserleiter weiter voran (Notwendigkeit von Kalkungen). Zusätzlich wurde aber im letzten Jahrzehnt beobachtet, dass die Stickstoffausträge ins Grundwasser z.T. deutlich zugenommen haben. Von Seiten der Wasserwirtschaft besteht im Zusammenhang mit dieser Fragestellung ein großes Interesse für eine Bestandesaufnahme der aktuellen Belastungssituation des Sickerwassers und

möglicher Entwicklungsszenarien der Sickerwasserqualität (vgl. hierzu auch das Projekt des NLWKN „Regionalisierungsmodell zur Vorhersage von Nitrat austrägen unter Forst“).

Ein derartiger und flächendeckend anwendbarer modularer Modellansatz ist im EG-WRRL Pilotprojekt SILVAQUA entwickelt worden. In dem Modellansatz sind zahlreiche Modelle (VSD, MAKEDEP, PROFILE, A2M), Verfahren (DepoSilva) und Methoden des NIBIS miteinander gekoppelt, so dass zu den Fragestellungen der EG-WRRL flächendeckende Aussagen getroffen werden können. So berücksichtigt z.B. der zugrunde liegende Ansatz der Depositionsregionalisierung die Forderung des NLWKN nach einer verbesserten räumlichen Differenzierung bei der Deposition von Stickstoff auf Bestandesebene (Schäfer et al. 2005).

Neben zahlreichen weiteren Fragestellungen im Zusammenspiel zwischen Forst- und Wasserwirtschaft ermöglicht das SILVAQUA Stoffhaushaltsmodul in Bezug auf die EG-WRRL:

- die Lokalisierung und Einschätzung der Belastungssituationen durch Stickstoff- und Säureeinträge (EG-WRRL, Anhang II, 1.4) in einer verbesserten räumlichen Differenzierung.
- die Abschätzung der mittleren Nitratkonzentration in der Grundwasserneubildung unter forstwirtschaftlich genutzten Flächen und damit die Ausweisung von Einzugsgebieten mit erhöhtem Grundwassergefährdungspotenzial (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.1)
- Abschätzung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Grundwasserqualität und damit auch indirekt die Auswirkungen anthropogener Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildungsqualität (vgl. EG-WRRL, Anhang II, 2.2g)
- Bewertung von forstlichen Maßnahmen (Baumartenwahl, Bestandesstruktur, Kalkung, Kahlschlag, Vollbaumnutzung usw.) in Hinblick auf die Gewässerqualität

10.2 Guter ökologischer Zustand

Fließgewässer im Wald sind hinsichtlich der ökologischen Qualität in der Regel deutlich besser als andere Fließgewässer. Chemische und physikalische Beeinträchtigungen treten fast nicht auf. Trotzdem gibt es gerade bei den kleineren, für die WRRL nicht unmittelbar relevanten Fließgewässern alle Übergänge von naturnahen bis hin zu vollständig degradierten, naturfernen Gewässern.

Da die Vernetzung der Gewässer für die ökologische Funktionsfähigkeit eine hohe Bedeutung hat, sollten auch hier verstärkt Anstrengungen unternommen werden, um das Ziel des guten ökologischen Zustands für alle Gewässer zu erreichen.

Beeinträchtigungen der ökologischen Wasserqualität durch forstliche Maßnahmen und Bewirtschaftung sind vor allem bei der ökologischen Durchgängigkeit und Struktur gegeben. Hier sind zukünftig verstärkte gemeinsame Anstrengungen von Forstwirtschaft und Naturschutz notwendig, um vorhandene Beeinträchtigungen abzustellen.

Ein weiterer wichtiger Faktor sind die Stoffeinträge aus dem Wald in die Gewässer. Wenn entlang der Gewässerränder nicht naturnahe Bestände stocken, dann führen die veränderten Stoffeinträge meist in Verbindung mit einem veränderten Lichtregime (in der Regel Nadel- statt Laubstreu) zu einer qualitativ bedeutsamen Veränderung der Lebensgemeinschaften im Fließgewässer. Durch eine für Gewässerschutzbelange ungeeignete Form der Erschließung und mangelnde Berücksichtigung von Bodenschutzaspekten können durch wasserbedingte Erosion vermehrt Boden und Nährstoffe in die ökologisch meist besonders sensiblen Fließgewässerabschnitte eingetragen werden.

Im Projekt SILVAQUA wurden Methoden entwickelt, um die potenziellen Beeinträchtigung der Gewässer durch den forstlichen Wegebau abzuschätzen. Mit dem flächenhaft anwendbaren PNV-Modell können Bestände entlang der Gewässer, bzw. die wasserabhängigen Waldökosysteme identifiziert werden, in denen ein ökologischer Waldumbau bevorzugt stattfinden sollte, um den Gewinn für die ökologische Gewässerqualität und auch den Naturschutz zu maximieren. Aufgrund der vielfältigen Schutzfunktionen muss die Entwicklung naturnaher Auen entlang der Gewässer im Wald eine vordringliche Aufgabe werden. Dies darf allerdings nicht mit Hilfe pauschaler Konzepte erfolgen, sondern bedarf der Berücksichtigung der gewässertypspezifischen Leitbilder unter Berücksichtigung aller einwirkenden Faktoren, was mit dem GIS-basierten Ansatz im Projekt SILVAQUA sichergestellt werden kann.

10.3 Einsatz ökonomischer Instrumente

Die EG-WRRL hat das Ziel bei der Umsetzung, Ökologie und Ökonomie in Einklang zu bringen. Dieses Ziel spiegelt sich auch in den EG-WRRL-Pilotprojekten SILVAQUA und SILVAQUAplus wieder. Hier werden die von den ökologischen Teilprojekten identifizierten forstlichen Maßnahmen einer ökonomischen Analyse und Bewertung unterzogen.

Die Europäische Kommission hat in seiner Mitteilung „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung in der Europäischen Union – Erste Stufe der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie“ (Europäische Kommission, 2007 an das Europäische Parlament und den Rat kürzlich berichtet, dass die derzeit größten Mängel bei der Durchführung der EG-WRRL die unzureichende Umsetzung in innerstaatliches Recht und die fehlende wirtschaftliche Analyse sind. Es heißt: „Größter Schwachpunkt ist die wirtschaftliche Analyse. Dies gilt insbesondere für die ordnungsgemäße Bestimmung der Wasserdienstleistungen und –nutzungen und die Bewertung des Kostendeckungsgrads.“ Das ökonomische Bewertungskonzept kann die speziell auf den Gewässerschutz ausgerichteten Wasserschutzdienstleistungen monetär quantifizieren. Es werden die mit diesen Maßnahmen in Verbindung stehenden Maßnahmenkosten, Mehraufwendungen bzw. Mindererträge der Forstbetriebe ermittelt und mit der „konventionellen ertragsorientierten“ Waldbewirtschaftung verglichen. Die Differenz entspricht dem Ertragsverlust, der aus der wasserorientierten Waldbewirtschaftung resultiert. Die betriebswirtschaftlichen Kosten werden mit der ökologischen Wirksamkeit der forstlichen Maßnahmen (abgeleitet aus den Teilprojekten Wasser- und Stoffhaushalt) in Verbindung gebracht. Damit wird die Möglichkeit geschaffen, die Maßnahmen mit einer hohen ökologischen Wirksamkeit und geringen Maßnahmenkosten zu ermitteln. Diese können dann bei der Aufstellung der Maßnahmenpläne besondere Berücksichtigung finden (Artikel 11 EG-WRRL). Zudem können die forstlichen Maßnahmen mit den Wasserdienstleistungen anderer Landnutzungsformen verglichen werden. Somit können unter Einbeziehung aller relevanten Akteure die Wasserschutzmaßnahmen eines gesamten Einzugsgebietes miteinander verglichen werden und daraufhin die Maßnahmen ausgewählt werden, die ökologische Vorteile für die Wasserressourcen aufweisen und kosteneffizient sind (Anhang III b EG-WRRL). Damit würde eine leistungsorientierte kosteneffiziente Honorierung von Gewässerschutzmaßnahmen unter gesamtträumlicher Betrachtung ermöglicht.

Aufgrund der Verpflichtung zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit (Artikel 14 EG-WRRL) wird mehr Transparenz und Rechenschaft darüber notwendig sein, welche Maßnahmen notwendig und kostenwirksam und welche Maßnahmen vertretbar sind. Das ökonomische Teilprojekt gibt somit wichtige Empfehlung für die Entscheidungsebene in der Wasserwirtschaft.

Mit den Bewirtschaftungsplänen, die bis Ende 2009 vorliegen sollen, werden weitere spürbare Verbesserungen für das gesamte Wassersystem erreicht, indem Maßnahmenprogramme erarbeitet werden, die ab 2012 einsatzbereit sein sollen und die Umweltziele bis 2015 verwirklichen müssen. Es ist unabdingbar, dass bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne in den Flussgebietseinheiten auch die Belange des Waldes und der Forstwirtschaft Berücksichtigung finden. SILVAQUA kann aufzeigen, dass durch zielgerichtetes Handeln im Wald ein Beitrag zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL geleistet werden kann. Die Untersuchung hat ergeben, dass für die konkrete Auswahl von Maßnahmen auf Ebene der Bearbeitungsgebiete detaillierte Informationen, z.B. über die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Qualität und Quantität der Gewässer in bewaldeten Einzugsgebieten, notwendig sind. Der gewählte ökonomische Untersuchungsansatz erlaubt neben einer flächendifferenzierten Bewertung forstlicher Maßnahmen auch deren gezielte räumliche Optimierung. Das ökonomische Bewertungsmodell kann somit als Teil des raumbasierten Wissens- und Entscheidungsunterstützungssystems betriebswirtschaftliche Konsequenzen von forstlichen Handlungsalternativen aufzeigen. Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Prozess einer nachvollziehbaren Auswahl von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen nach der EG-WRRL der Wasserwirtschaft die Möglichkeit gibt, Effizienz und Transparenz im Gewässerschutz weiter zu erhöhen.

Weiterhin fordert die EU Kommission in seiner Mitteilung „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung in der Europäischen Union“ die Mitgliedstaaten auf, sich u.a. darauf zu konzentrieren, dass angemessene Finanzmittel für die Maßnahmen bereitgestellt werden. Zu diesem Zweck sollten sowohl die nationalen Finanzierungsinstrumente, als auch die der EU (wie z.B. die Gemeinsame Agrarpolitik) bestmöglich genutzt werden. Bislang werden die nationalen Zuteilungen dieser EU-Mittel im Bereich Wasser nicht alle Erfordernisse erfüllen können, die durch die Ergebnisse der Umweltanalyse im Zusammenhang mit der EG-WRRL identifiziert wurden. Ziel des ökonomischen Teilprojektes SILVAQUAplus ist die Identifikation und Entwicklung effizienter Instrumente zur Umsetzung forstlicher Maßnahmen des Gewässerschutzes. Aus der Bestandsaufnahme (IST-Analyse) von institutionellen Regelungen für die Umsetzung von Wasserschutzmaßnahmen im Wald wurde ersichtlich, dass derzeit insbesondere ökonomische Instrumente etabliert sind. Auch zeigte sich, dass die forstliche Förderung, die zum Teil von der EU kofinanziert wird, eine wichtige Finanzierungsquelle für forstliche Wasserschutzmaßnahmen darstellt. Ökonomische Instrumente bieten Anreize für die Umsetzung von Maßnahmen zur Zielerreichung der EG-WRRL. Dieses Ergebnis entspricht auch den Vorgaben der EU-Kommission, die in der Umsetzung die Anwendung ökonomischer Instrumente favorisiert. Im weiteren Projektverlauf von SILVAQUA gilt es, diese und eventuell neu zu entwickelnde ökonomische Instrumente des forstlichen Gewässerschutzes detailliert darzustellen.

Insgesamt bietet das ökonomische Teilprojekt Informationen zur Herleitung effizienter forstlicher Maßnahmen, die zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie betragen. Es können Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen vorgeschlagen werden, die im Verhältnis zu den Kosten einen möglichst hohen ökologischen Standard der Gewässer erzielen. Weiterhin werden Instrumente vorgeschlagen, die die Umsetzung der Maßnahmen unterstützen, in dem sie für die relevanten Akteure Anreize für Verhaltensänderungen schaffen.

10.4 Zusammenfassung

Mit den im EG-WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA zusammengetragenen und gekoppelten Modellen und Methoden liegt ein umfangreiches Werkzeug vor, um damit auf der Ebene von Einzugsgebieten durch den Vergleich der Auswirkungen unterschiedlicher Waldbewirtschaftungsszenarien Empfehlungen für kosteneffektive Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands abzuleiten.

Aufgrund der hohen Komplexität konnte in den jeweiligen einzelnen Kapiteln aufgezeigt werden, warum Maßnahmenempfehlungen immer räumlich explizit und nicht in pauschaler, generalisierender Form gegeben werden müssen.

Damit die Umweltziele der EG-WRRL in möglichst vielen Gewässern umgesetzt werden können, erscheint es notwendig, dass bei der Aufstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne in den Flussgebietseinheiten forstwirtschaftliche Maßnahmen mehr als bisher berücksichtigt werden. Ansonsten bleibt ein großer Teil der niedersächsischen Landesfläche für die Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL ungenutzt. SILVAQUA bietet Methoden und Modelle, die zeigen, dass auch der Wald und die Forstwirtschaft bei der Umsetzung der EG-WRRL einbezogen werden sollten. Erst dann wird durch die Berücksichtigung aller relevanten Akteure der verschiedenen Landnutzungsformen in den Einzugsgebieten eine effiziente Umsetzung der EG-WRRL ermöglicht.

11 Ausblick

Zentrale Aufgabe der dritten Phase des Projekts SILVAQUA ist die vergleichende Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsszenarien auf die Bilanzen des Wasser- und Stoffhaushalts und den ökologischen Gewässerzustand. Damit lassen sich sowohl die Maßnahmen identifizieren und lokalisieren, die negative Auswirkungen auf den Gewässerzustand nach sich ziehen und im Sinne des Verschlechterungsgebots vermieden werden müssen, als auch die Flächen, auf denen sich forstliche Maßnahmen besonders effektiv auf die Verbesserung der Gewässer auswirken. Durch die Verknüpfung mit der ökonomischen Bewertung lassen sich dann daraus die wichtigsten kosteneffektiven Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands ableiten.

Im Teilprojekt GIS/Simulation der Bestandesentwicklung sollen weitere forstliche Bewirtschaftungsszenarien für das Teileinzugsgebiet Harz berechnet werden. Die Ausgaben des Waldwachstumssimulators sind die Eingangsdaten für die Berechnung der Wasser- und Stoffhaushaltsbilanzen. Die Wasser- und Stoffhaushaltsbilanzen werden hinsichtlich der Identifizierung von Waldflächen ausgewertet, die kritische Auswirkungen und Austräge in die Gewässer aufweisen oder in denen Maßnahmen besonders förderlich für den guten Zustand der Gewässer sind. Im Teilprojekt Ökonomie sollen die verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien ökonomisch bewertet und kosteneffiziente forstwirtschaftliche Maßnahmenkombinationen entwickelt werden. Darüber hinaus sollen Empfehlungen für den Einsatz institutioneller Regelungen erarbeitet werden und geeignete Umsetzungsinstrumente für forstliche Gewässerschutzmaßnahmen abgeleitet werden.

Durch den modularen Bearbeitungsansatz ist es möglich, einzelne Modellbausteine sowie das Gesamtsystem sowohl räumlich als auch thematisch zu übertragen. Eine Anwendung in anderen Einzugsgebieten in Niedersachsen erscheint sowohl für das Bergland wie für das Tiefland möglich. Zusätzliche Aspekte wie beispielsweise Auswirkungen des Klimawandels oder naturwissenschaftliche Fragestellungen lassen sich in das Bewertungssystem integrieren. Ansätze zur Übertragung des in SILVAQUA entwickelten Instrumentariums gibt es bereits. Angepasste Strategien der Waldbewirtschaftung unter dem Einfluss des Klimawandels werden für das hessische Rhein-Main-Gebiet und den Hohen Fläming (Sachsen-Anhalt) entwickelt. In Niedersachsen ist eine Ausweitung des Untersuchungsansatzes auf den gesamten Harz und die Lüneburger Heide ebenfalls unter Einbeziehung der zu erwartenden Klimaänderungen vorgesehen. Im Rahmen des Klimazwei-Programms der Bundesregierung wird im Projekt DSS-WuK ein Entscheidungsunterstützungssystem zum Thema Klimaänderungen und Waldbewirtschaftung aufgebaut.

Literatur

- Abels, G., & M. Behrens (2002): ExpertInnen-Interviews in der Politikwissenschaft. Geschlechtertheoretische und politikfeldanalytische Reflexion einer Methode. In: Bogner, A. (Hrsg.) (2002): Das Experteninterview: Theorie, Methode, Anwendung. VS, Verlag für Sozialwiss., Wiesbaden. 278 Seiten.
- Aber, J. D. (1992): Nitrogen Cycling and Nitrogen Saturation in Temperate Forest Ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 7, 220-224.
- Aber, J. D. (2002): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. *Plant and Soil*, 247, 178-188.
- Adler, P. (2007): Kostenschätzung der Strukturkartierung von Fließgewässern in Wälder nach dem EStuKa-Verfahren. *FVA-einblick*, 1, S. 13-15.
- Ahrends, B., J. Böttcher & W. H. M. Duijnsveld (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 221-234.
- Akselsson, C., H. Sverdrup & J. Holmqvist (2005): Estimating Weathering Rates of Swedish Forest Soils in Different Scales, Using the PROFILE Model and Affiliated Databases. *Journal of Sustainable Forestry*, 21, (2/3): 117-129.
- Alewell, C. (2001): Predicting Reversibility of Acidification: The European Sulfur Story. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 1271-1276.
- Alewell, C., M. Armbruster, J. Bittersohl, C. D. Evans, H. Meesenburg, K. Moritz & A. Pechtel (2001): Are the signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth System Science*, 5, (3): 367-378.
- Alveteg, M. (1998): Dynamics of Forest Soil Chemistry. Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lind. 77 S.
- Alveteg, M., C. Walse & P. Warfvinge (1998): Reconstructing Historic Atmospheric Deposition and Nutrient uptake from Present Day Values Using MAKEDEP. *Water, Air, and Soil Pollution*, 104, 269-283.
- Arbeitsgemeinschaft forstwirtschaftlicher Lohnunternehmer Niedersachsen e.V. (AFL) (2006): AFL-Info 06/07: Richtpreise Tarife Kalkulation Adressen.
- Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). – 4. AUFL., 392 S.; Hannover.
- Asche, N., H. Dohmen, G. Dame, N. Nolte & T. Husemann (2007): Grundwasserschutz durch intensivierete Biomassennutzungen. Ein Praxisversuch zum Stickstoffexport aus dem Klever Reichswald. *AFZ/Der Wald*, 11/2007, 594-597.
- Asche, N.; H. Dohmen, G. Dahme, N. Nolte und T. Husemann (2007): Grundwasserschutz durch intensivierete Biomassennutzungen. *AFZ-Der Wald* 11/2007, S. 594-596.
- Assmann, E. & F. Franz (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern, Institut für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanstalt, München, 2.Auflage 1972. 13-43.
- Atteslander, P. (2003): Methoden der empirischen Sozialforschung. 10. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Walter de Gruyter Verlag, Berlin. 411 Seiten.
- Autorenkoollektiv (1986a): Vergleichende Geochemie basischer Magmatite auf dem Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik. *Freiberger Forschungshefte C* 406, VEB. Leipzig. 159 S.
- Autorenkoollektiv (1986b): Vergleichende Geochemie basischer Magmatite auf dem Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik, Teil II. *Freiberger Forschungshefte C* 407, VEB. Leipzig. 117 S.
- Badeau, V., J.-L. Doupouey, M. Becker & J.-F. Picard (1995): Long-term growth trends of *Fagus sylvatica* L. in northeastern France. A comparison between high and low density stands. *Acta Oecologica*, 16, 571-583.
- Becker, R. (1999): Critical Load-Profile 4.2. Dokumentation (Deutsche Version). Strausberg. 48 S.
- Becker, R., J. Block, C.-G. Schimming, T. Spranger & N. Wellbrock (2000): Critical Loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML). Bonn. 71 S.
- Beese, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. *Göttinger Bodenkdl. Ber.* 90, 344 S.
- Bezirksregierung Hannover (Hrsg.) (2000): Der gemeinsame Weg von Wasserwirtschaft und Landwirtschaft. Ein Baustein des Trinkwasserschutzes im Regierungsbezirk Hannover. Bezirksregierung Hannover, Dezernat für Wasserwirtschaft und Wasserrecht, Hannover. 51 Seiten.
- Bitz, M. (1998): Kapitel „B.1. Investition“ in Vahlens Kompendium der Betriebswirtschaftslehre, Bd. 1 – 4. Auflage; Verlag Franz Vahlen, München, S. 107-173.
- Blfw (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 97. 179 S.

- Block, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, 60. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Trippstadt. 154 S.
- Bogner, A., & W. Menz (2002): Das theoriegenerierende Experteninterview. Erkenntnisinteresse, Wissensformen, Interaktion. In: Bogner, A. (Hrsg.), 2002: Das Experteninterview: Theorie, Methode, Anwendung. VS, Verlag für Sozialwiss., Wiesbaden. 278 Seiten.
- Bönecke, G. (2004): Wirkungen forstwirtschaftlicher Maßnahmen auf Fließgewässer. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Bönecke, G., P. R. Wattendorf & F. (Hrsg.) (2004): Fließgewässer im Wald, Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen. FVA. Freiburg. 160 S.
- Bönecke, G.; Gilly, I. und Rinderspacher, H. (2004): Empfehlungen für Gestaltungsmaßnahmen zur besseren Durchwanderbarkeit von Fließgewässern. In: Fließgewässer im Wald: Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.), Freiburg, S. 139-152
- Borken, W. & E. Matzner (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (3): 277-283.
- Borken, W. (2005): Der Stickstoffhaushalt deutscher Waldökosysteme - eine tickende Zeitbombe? *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 41-46.
- Bostelmann, R. (2004): Ökologische Funktionen kleiner Fließgewässer im Wald und ihre Bedeutung. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Brahmer, G. (1990): Wasser- u. Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattung u. atmogener Einträge. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, 25. Freiburg. 295 S.
- Bredemeier, M., K. Blanck, Y. J. Xu, A. Tietema, A. W. Boxman, B. A. Emmett, F. Moldan, P. Gundersen, P. Schleppi & R. F. Wright (1998): Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology Management*, 101, 57-64.
- Breemen, N. van, C.T. Driscoll & J. Mulder (1983): Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil*, 75, S. 283-308.
- Brinkmann, S. & R. Nieder (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). Braunschweig. 116 S.
- Buchy, M. & S. Hoverman (2000): Understanding public participation in forest planning: a re-view. *Forest Policy and Economics*, 1, (1): 15-25.
- BUND (2007): Forstwirtschaft in den Niedersächsischen Landesforsten. Defizitanalyse 2007. Landesverband Niedersachsen e.V., 34 S.).
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (1988): Oberharzer Untersuchungsgebiete – Bericht über die Untersuchungen in den Jahren 1981 – 1985. Mitteilungen 2 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMVEL) 2007: Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“. Online unter:http://www.bmelv.de/cln_044/nn_751002/DE/04-Landwirtschaft/Foerderung/GAK/GAK-Einfuehrung.html_nnn=true, abgerufen am 26.07.2007.
- Burger, H. (1941): Holz, Blattmenge und Zuwachs: Fichten und Föhren verschiedener Herkunft auf verschiedenen Kulturorten. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Band 22, Heft 1, S. 10-62.
- Burger, H. (1947): Holz, Blattmenge und Zuwachs - Die Eiche. In: Burger, H.: Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Kommissionsverlag von Beer & CIE. Zürich. S. 211-279.
- Burger, H. (1948): Holz, Blattmenge und Zuwachs: Die Föhre. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Band 25, Heft 2, S. 435-493.
- Burger, H. (1950): Holz, Blattmenge und Zuwachs: Die Buche. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Band 26, Heft 2, S. 419-497.
- Cerny, M. (1990): Biomass of *Picea abies* (L.) Karst. in Midwestern Bohemia. *Scandinavian Journal of Forest Research. Scand. J. For. Res.*, 5, (83-95):
- Correns, C. W. (1968): Einführung in die Mineralogie (Kristallographie und Petrologie). Springer. Berlin. 458 S.
- Cronan, C.S. (1985): Chemical weathering and solution chemistry in acid forest soils: differential influence of soil type, biotic processes and H⁺ deposition. In: J.I. Drever (Hrsg.): the chemistry of weathering, D. Reidel Publ. C. Dordrecht, Holland, S. 175-195.
- Dämmgen, U., S. Schaaf & L. Grünhage (2003): Stickstoff-Einträge in einen Kiefernforst im Weser-Ems-Gebiet. BIOMET-Tagung: Forstmeteorologie. Tagungsband Tharandter Klimaprotokolle, 98, 42-44.

- Dauber, E. u. Kreuzer, K. (1979): Die Ermittlung des Potentials forstlicher Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Forstw. Cbl., Nr. 98, S. 289-297.
- Deutschmann, G. (1987): Bodenhydrologische Eigenschaften der Waldstandorte der Oberharzer Untersuchungsgebiete auf der Grundlage der forstlichen Standortskartierung. Diplomarbeit am Inst. F. Geographie, Braunschweig, unveröff.
- Di Fabio, U. (1995): Rechtliche Instrumente zum Schutz von Boden, Wasser und Luft vor landwirtschaftlichen Umweltbelastungen. Natur und Recht, Heft 3, S. 123-129.
- Doherty, J., Brebber, L., Whyte, P. (1994): PEST Model-independent parameter estimation.- Watermark Computing; Corinda, Australien.
- Droste Zu Hülshoff, B. V. (1969): Struktur und Biomasse eines Fichtenbestandes auf Grund einer Dimensionsanalyse an oberirdischen Baumorganen. Ludwig-Maximilian-Universität, München. 209 S.
- Duda, H. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Homepage: <http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl/?webdoc-1300>.
- DVS Leader + Deutsche Vernetzungsstelle (2007): Leader+. Online unter: <http://www.leaderplus.de/>, abgerufen am 26.06.2007.
- DVWK – Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1997): Uferstreifen an Fließgewässern: Funktionen, Gestaltung und Pflege. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Nr. 244/1997, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- 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. H. Hooge, H. Meesenburg, B. Müller-Using, P. Rademacher, V. Stüber, H. Wachter (1999): Forstliche Standortserkundung und Ökosystemforschung im niedersächsischen Harz. Exkursion G4: Forstliche Standortserkundung und Ökosystemforschung im niedersächsischen Harz. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges., Bd. 90, S. 279-306.
- Erismann, J. W. & G. P. J. Draaijers (1995): Atmospheric Deposition in relation to acidification and eutrophication. Studies in Environmental Science, 63. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 405 S.
- Erismann, J. W., A. Vermeulen, A. Hensen, C. Flechard, U. Dammen, D. Fowler, M. Sutton, L. Grunhage & J. P. Tuovinen (2005): Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. Environmental Pollution, 133, (3): 403-413.
- ETH Zürich (2005): WaSiM-Workshop, ETH Zürich, 17./18.März 2005. Homepage:
- Eyring, J. (2006): Feststoffeintrag aus Bodenerosion in die Fließgewässer - Risikoabschätzung und Monitoringstrategien für das obere Rotbach-Einzugsgebiet. Geographisches Institut, Bonn, Diplomarbeit, Bonn. 98 S
- Falk, W. (2007): Bewertung von Bodenfunktionen in Bayern - Stand und Weiterentwicklung der Bewertungsmethoden. In: Joneck, M.: Bodenschutz - die europäische Dimension. Marktredwitzer Bodenschutztag; Bd. 4. - S. 94-99
- Feger, K. H. (1989): Hydrologische und chemische Wechselwirkungsprozesse in tieferen Bodenhorizonten und im Gestein in ihrer Bedeutung für den Chemismus von Waldgewässern. In: BRECHTEL, H.-M: Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer? DVWK Mitteilungen, 17. S. 185-204.
- Feger, K. H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 31. 237 S.
- Fischer A. (2003): Forstliche Vegetationskunde: eine Einführung in die Geobotanik. 3. aktualisierte Auflage, Stuttgart: Ulmer
- Fiske, 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, S. 31-39.
- Folster, H. (1985): Proton consumption rates in holocene and present-day weathering of acid forest soils. In: J.I. Drever (Hrsg.): the chemistry of weathering, D. Reidel Publ. C. Dordrecht, Holland, S. 197-209.
- Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2004): Fließgewässer im Wald: Beiträge und Untersuchungsergebnisse zu ökologischen Funktionen, zur Gewässerstruktur und Gewässerfauna von Waldbächen, Freiburg, 152 S.
- Fowler, D., R. Smith, J. Muller, J. N. Cape, M. Sutton, J. W. Erismann & H. Fagerli (2007): Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in europe and the cause of non-linearities. Water, Air and Soil Pollution: Focus, 7, 41-47.
- Friedrichs, J. (1990): Methoden der empirischen Sozialforschung. 14. Auflage. Westdeutscher Verlag, Opladen, 429 Seiten.
- Friske, V. (2004): Wasserrahmenrichtlinie und Entwicklungsziele für kleine Fließgewässer. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.

- FVA (Hrsg.) (2003): Richtlinie der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg zur Feinerschließung von Waldbeständen. 27 S.
- Gauger, T., F. Anshelm, H. Schuster, G. P. J. Draaijers, A. Bleeker, J. W. Erisman, A. T. Vermeulen & H.-D. Nagel (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., R. Köble & G. Smiatek (1997): Kartierung kritischer Belastungskonzentrationen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderer ECE-Länder. Teil 1: Deposition Loads. Institut für Navigation der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes, 126 S.
- Gehrmann, J., H. Andreae, U. Fischer, W. Lux & T. Spranger (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II - Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), 94 S.
- Gerhard, M. und M. Reich (2001): Totholz in Fließgewässern: Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. Mainz: Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung (GFG) u.a., 84 S.
- Giesen, T. (2004): Wald und Wasser: Ein Beitrag zur Einbeziehung der Forstwirtschaft in die Wertschöpfungskette Wasser, Gutachten, unveröffentlicht.
- Gilly, I. (2004): Ökokonto - Möglichkeiten für Kompensationsmaßnahmen an Fließgewässern im Wald. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Götze, U. u. J. Bloech (1995): Investitionsrechnung: Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsentscheidungen; 2. Aufl., Springer-Verlag Berlin
- Grammel, R. (1988): Holzernte und Holztransport: Grundlagen. Pareys Studentexte, Nr. 60. Hamburg; Berlin: Paul Parey.
- Großkurth, G.F. (1999): FTIR-spektrometrische, röntgendiffraktometrische und geochemische Untersuchungen an Korngrößenfraktionen der Bodenprofile Fichte 1 (Solling) und Lange Bramke (Harz): Erkenntnisse zur Illitverwitterung in stark versauerten Waldböden. Göttingen, Univ., Diss., 126 S.
- Gundersen, P., B. A. Emmett, O. J. Kjonaas, C. J. Koopmans & A. Tietema (1998b): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37-55.
- Gundersen, P., I. Callesen & W. De Vries (1998a): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407.
- Güthler, W., R. Market, A. Häusler & M. Dolek (2005): Vertragsnaturschutz im Wald - Bundesweite Bestandsaufnahme und Auswertung. BfN-Skript, 146. Bonn - Bad Godesberg. 179 S.
- Hammel, K. & M. Kennel (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München, 185. Heinrich Frank. München. 148 S.
- Harmon, M.E.; Franklin, J.F.; Swanson, F.J.; Sollins, P.; Gregory, S.V.; Lattin, J.D.; Anderson, N.H.; Cline, S.P.; Aumen, N.G.; Sedell, J.R.; Lienkaemper, G.W.; Cromack, K. und Cummins, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* (15), S. 133-302
- Hartwich, R., J. Behrens, W. Eckelmann, G. Haase, A. Richter, G. Roeschmann & R. Schmidt (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Hannover. 43 S.
- Hauhs, M. (1989). Lange Bramke: An Ecosystem Study of a Forested Catchment. Acidic Precipitation. Volume I: Case Studies. D. C. Adriano and M. Havas: 275-305.
- Hendler, R. (2001): Ökonomische Instrumente des Umweltrechts unter besonderer Berücksichtigung der Umweltabgaben, in: Dolde, K.-P. (Hrsg.), *Umweltrecht im Wandel. Bilanz und Perspektiven aus Anlass des 25-jährigen Bestehens der Gesellschaft für Umweltrecht (GfU)*, 2001, S. 285.
- Hennies, H. (2002): Die Rolle der Zusatzberatung Wasserschutz bei der Umsetzung des niedersächsischen Kooperationsmodells. In: Bezirksregierung Hannover (Hrsg.), 2000: *Der gemeinsame Weg von Wasserwirtschaft und Landwirtschaft. Ein Baustein des Trinkwasserschutzes im Regierungsbezirk Hannover*. Bezirksregierung Hannover, Dezernat für Wasserwirtschaft und Wasserrecht, Hannover. S. 95-98.
- Hering, D. und M. Reich (1997): Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. *Natur und Landschaft*; 72. Jg. Heft 9, S. 383-389.
- Hering, D.; Reich, M. und H. Plachter (1993): Auswirkungen von gleichaltrigen Fichten-Monokulturen auf die Fauna von Mittelgebirgsbächen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* (2), S. 31-42
- Hermann, A.; Koll, J.; Leibundgut, C. Maloszewski, P.; Rau, R.; Raupert, W.; Schöniger, M.; Stichler, W. (1989): Wasserumsatz in einem kleinen Einzugsgebiet im paläozoischen Mittelgebirge (Lange Bramke, Ober-

- harz). Eine hydrologische Systemanalyse mittels Umweltisotopen als Tracer, Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, Braunschweig.
- Hodson, M. E., S. J. Langan & M. J. Wilson (1997): A critical evaluation of the use of the profile model in calculating mineral weathering rates. *Water, Air and Soil Pollution*, 98, 79-104.
- Horvath, B. (2006): Auswirkungen von Ökosystemmanipulationen auf Vorratsänderung und Freisetzung von C- und N-Verbindungen = Effects of ecosystem manipulations on stock change and flux of N- and C-compounds in soil. Forstwiss. Fak., Göttingen. 160 S.
- Hostetler, S. W. (1994): Hydrologic and atmospheric models: the (continuing) problem of discordant scales. *Climatic Change*, 27, 345-350.
- [http:// homepage.hispeed.ch/wasim/index.html](http://homepage.hispeed.ch/wasim/index.html).
- Interwies, E. & R.A. Kraemer (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.
- Jacobsen, C., P. Rademacher, H. Meesenburg & K. J. Meiwes (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B. 81 S.
- Jansen, M., M. Judas & J. Saborowski (2002): Spatial Modelling in Forest Ecology and Management. Springer. Berlin Heidelberg New York. 225 S.
- Jenssen, M. (2002): Wirkung der Kronendächer auf Interzeptionsverdunstung und Niederschlagsverteilung in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflandes. In: Anders, S.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eiche- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde. S. 93-99.
- Jenssen, M. (2002): Wirkung der Kronendächer auf Interzeptionsverdunstung und Niederschlagsverteilung in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflandes. In: Anders, S.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eiche- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde. S. 93-99.
- Johansson, M., M. Alveteg, C. Walse & P. Warfvinge (1996): Derivation of Deposition and Uptake Scenarios. In: Knoflacher, M., J. Schneider & G. Soja: Exceedance of critical loads and levels. Conference Papers, 15. Wien/Vienna. S. 318-324.
- Jönsson, C., P. Warfvinge & H. Sverdrup (1995): Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. *Water, Air and Soil Pollution*, 81, 1-23.
- Joosten, R. & A. Schulte (2003): Schätzung der Nährstoffexporte bei einer intensivierten Holznutzung in Buchenwäldern (*Fagus sylvatica*). *Allg. Forst- u. J. Ztg.* 174, 157-168. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 174, 157-168.
- Jürging, P. & H. Patt (2005): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Springer. 499 S.
- Kail, J. (2005): Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective. Duisburg-Essen.
- Kail, J. und M. Gerhard (2003): Totholz in Fließgewässern: eine Begriffsbestimmung. *Wasser & Boden* (55), S. 49-55
- Köhler, K., W. H. M. Duynisveld & J. Böttcher (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, 185-195.
- Kramer, H. (1982): Nutzungsplanung in der Forsteinrichtung; J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Kraus, W. (1994): Uferstreifen – unverzichtbare Bestandteile der Tallandschaften. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, Heft 35
- Kreutzer, K. (1979): Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstw. Cbl.*, 98, 298-308.
- Kreutzer, K. (1995): Effect of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, 168-169, 447-470.
- Kromrey, H. (1998): Empirische Sozialforschung. 8. Auflage, Leske und Budrich, Opladen, 538 Seiten.
- Krott, M. (2001): Politikfeldanalyse Forstwirtschaft: eine Einführung in Studium und Praxis. Parey Verlag Berlin, 254 Seiten.
- Kunze, U. (1998): Zur Bedeutung der Habitatsdiversität und Totholz in Fließgewässern. *Österreichs Fischerei: mit Salzburgs Fischerei*; 51. Jg, S. 156-166
- Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik e.V. (KWF) (2004): Prozessorientierung in der Forstwirtschaft – neue Technik, neue Partner, neues Denken. Tagungsführer zur 14. KWF-Tagung 2004 Groß-Umstadt/Hessen.
- Kuratorium für Waldarbeit und Forsttechnik e.V. (KWF) (2007): Der Erweiterte Sortentarif (EST). http://www.kwf-online.de/deutsch/mensch/lohn/tld_index.htm vom 02.04.2007.
- Lamersdorf, N. P., M. Bredemeier & F. Beese (2001): Changes in the nitrogen budget of forest ecosystems under sustained reduction of inputs - analysis of state and prognoses based on a case study in a Norway spruce

- forest at Solling, Germany. In: al., Horst et: Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems. Kluwer. S. 910-911.
- Lamnek, S. (2005): Qualitative Sozialforschung. 4. vollständig überarbeitete Auflage. Beltz Verlag, Weinheim, Basel. 808 Seiten.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1999): Die heutige potentielle natürliche Vegetation an Fließgewässern. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 57, Karlsruhe, 139 S.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden, Teil 1: Grundlagen, 1. Auflage, 52 S.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2006a): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden, Teil 2: Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke, 1. Auflage, 247 S.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2006b): Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden, Teil 3: Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren, 1. Auflage, 78 S.
- Landesforstverwaltung, N. (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung - Richtlinie zur Baumartenwahl. Aus dem Walde, 54. 145 S.
- Landesumweltamt Brandenburg (2004): Leitfaden zur Renaturierung von Feuchtgebieten in Brandenburg. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes. 87S
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2007): Blaubuch. Ausgleichsleistungen in Wasserschutzgebieten gemäß § 51 a NWG für das Erntejahr 2006: Berechnungsgrundlage der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. 110 S.
- Lawa (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. 135 S.
- Lechner, H; Becker G. und M. Bücking (2004): Effiziente Bereitstellung von Energieholz: Durchforstungs- und Aushaltungspraxis anpassen. AFZ-Der Wald, Nr. 18, S. 988-990.
- Lelong, F. C. Dupraz, P. Durand & J.F. Didon-Lescot (1990): Effects of vegetation type on the biogeochemistry of small catchments (Mont Lozere, France). J. Hydrol. 116, S. 125-145.
- Lenz, R. (1991): Charakteristika und Belastungen von Waldökosystemen NO-Bayerns - eine landschaftsökologische Bewertung auf stoffhaushaltlicher Grundlage. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 80, 200.
- LfU (Hrsg.) (2003): Moorentwicklungskonzept Bayern (MEK) Handlungsschwerpunkte der Moorrenaturierung. Bayer. Landesamt für Umweltschutz. Augsburg. 47 S.
- Liebscher, H.-J. (1977): Water balance studies in the experimental basins of the upper harz mountains. Hydrological Sciences - Bulletin-des Sciences Hydrologiques, XXII, (2): 283-296.
- Likens, G.E., F.M. Boramann, R.S. Pierce, J.S. Eaton & N.M. Johnson (1977): Biochemistry of a Forest Ecosystem. Springer, New York, 146 S.
- Lükewille, A. (1995): Rekonstruktion der Boden- und Gewässerversauerung in der Langen Bramke (Harz) - Modellierung der Sulfat-Dynamik mit MAGIC (Adsorption) und dem LB-Modell (Ausfällung). Bayreuther Forum Ökologie, 21, 189.
- LWF (2000): Luftverunreinigungen und Auswirkungen in den Wäldern Bayerns. Berichte aus bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nummer 22. LWF, 34 S.
- LWF (2002): Aktuelle Holzernnteverfahren am Hang. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nummer 36. LWF, 80 S.
- LWF (2006): Bericht über den Zustand des Waldes 2006. 64 S.
- LWF-Aktuell (2005): Forstwege: Bau und Unterhalt. 50, (3): 48 S.
- Macdonald, J. A., N. B. Dise, E. Matzner, M. Armbruster & P. Gundersen (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. Global Change Biology, 8, 1028-1033.
- Maier, K.-J. (2004): Bedeutung von Durchwanderbarkeit für die Fischfauna. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Malessa, V. & B. Ahrends (2001): Algorithmus der Silikatverwitterungsrate durch Implementierung des Modells "Profile" von Sverdrup & Warfinge in das Verfahren AcidProgress. Arbeitshefte Boden, (2): 144-155.
- Malessa, V. & B. Ahrends (2001): Erfassung des Tiefengradienten der physikalisch-chemischen Bodeneigenschaften, Lage der Versauerungsfront. Arbeitshefte Boden, (2): 53-68.
- Maser, C. & J.R. Sedell (1994): From the Forest to the Sea: The Ecology of Wood in Streams, Rivers, Estuaries and Oceans. Delray Beach: St. Lucie Press.
- Matschullat, J., H. Heinrichs, J. Schneider & B. Ulrich (1994). Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität. Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag. S. 478
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Reihe A. Universität Göttingen. Göttingen. 217 S.

- Mederer, J., R. Hindel, F. Rosenberg, E. Linhard & M. Martin (1997): UAG "Hintergrundwerte" der Ad-hoc-AG Geochemie. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe G, H. 6, 161 S. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, (6): 161.
- Meesenburg, H. (2005): WRRP-Pilotprojekt SILVAQUA - Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. 25
- Meesenburg, H., K.-J. Meiwes & P. Rademacher (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest german forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 611-616.
- Meesenburg, H., C. Jacobsen, P. K. Khanna & K. J. Meiwes (2004): Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden. Vorstudie Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden, 41 S.
- Meiwes, K.-J., H. Meeseburg, H. Bartens, P. Rademacher & P. K. Khanna (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst und Holz*, 57, 428-433.
- Mellert, K. H., A. Gensior & C. Kölling (2005): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ/Der Wald*, (4): 168-171.
- Mengelkamp, H.-T., K. Warrach, E. Raschke, (1998): SEWAB - a parameterization of the surface energy and water balance for atmospheric and hydrologic models, *Advances in Water Resources*, 23, 2.
- Meuser, M. & U. Nagel (2002): Vom Nutzen der Expertise. *ExpertInneninterviews in der Sozialberichterstattung*. In: A. Bogner, B. Littig, W. Menz (Hrsg.), 2002: *Das Experteninterview. Theorie, Methode, Anwendung*. VS, Verl. für Sozialwiss., Wiesbaden. S. 257-272.
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (1999): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, 5. völlig neu bearbeitet Auflage, Düsseldorf, 86 S.
- Mohr, K., H. Meeseburg, B. Horvath, K. J. Meiwes, S. Schaaf & U. Dämmgen (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). *Landbau-forschung Völkenrode Sonderheft*, 279. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL). Braunschweig, 113 S.
- Möhring, B. & U. Rüping (2006): Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen; *Schriften zur Forstökonomie*, Band 32; J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Möhring, B.; Rüping U.; Leeften, G. u. M. Ziegeler (2006): Die Annuität – Ein „missing link“ der Forstökonomie; *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 177, S. 21-29.
- Moller, I. S. (2000): Calculation of biomass and nutrient removal for different harvesting intensities. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 30, 29-45.
- Moog, M. & H. D. Brabänder (1994): *Vertragsnaturschutz in der Forstwirtschaft*; *Schriften zur Forstökonomie*, Band 3; J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Moxter, A. (1983): *Grundsätze ordnungsgemäßer Unternehmensbewertung*; 2. Aufl., Gabler Verlag, Wiesbaden
- Müller, G. & E. Braun (1977): Methoden zur Berechnung von Gesteinsnormen. *Clausthaler Tektonische Hefte*, 15, 126.
- Müller, G. (1980): Die Sedimentgesteine des Harzes. *Claustaler Geol. Abh.*, Bd. 37, 83 S. *Claustaler Geol. Abh.*, 37, 83 S.
- Müller, U. (2004): *Auswertungsmethoden im Bodenschutz: Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS)*. 7. erweiterte und ergänzte Aufl. *Arbeitshefte Boden*, H. 2004/2. 409 S.
- Nagel, H.-D. & H.-D. Gregor (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik*. Springer. Berlin. 259 S.
- Nagel, H.-D., R. Becker, H. Eitner, P. Hübener, F. Kunze, A. Schlutow, G. Schütze & R. Weigelt-Kirchner (2004): *Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff*. *Förderkennzeichen 200 85 212*. Strausberg. 172 S.
- Nagel, J. (2002): *Das Open Source Entwicklungsmodell - eine Chance für Waldwachstumssimulatoren*. *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde*, Jahrestagung Schwarzburg 13-15. Mai 2002, 1-6.
- 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 und Holz* (57/15-16), S. 486-493
- Nebe, W. & U. J. Herrmann (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.
- Niedersächsische Landesforstverwaltung (1991): „Langfristige Ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten“, *Programm der Landesregierung, Niedersächsische Landesregierung Hannover*, 49 S.

- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), (2007a): Aktuelles zum Thema: „Nichts ist so stetig wie der Wandel“. Vortragsmanuskript.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), (2007b): Wasserschutzgebiete. Online unter: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C13749234_N5742079_L20_D0_I5231158.html, abgerufen am 15.05.2007.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), (2007c): Aufstellung der Wasserentnahmegebühr und Statistik Kooperationsmodell. Unveröffentlicht.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), (2007d): Waldumbau im Raum Lüneburg. Unveröffentlicht. Niedersächsisches Gesetz über den Wald und die Landschaftsordnung (NWaldLG) vom 21.03.2002, (Nds.GVBl. S. 112), zuletzt geändert am 10. 11.2005, (Nds.GVBl. S. 334).
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (2005): Waldbewertungsrichtlinien (WBR 86), Hrsg. Niedersächsische Landesforstverwaltung. <http://www.landesforsten.de/index.php?id=47> vom 02.04.2007
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2001): Gewässerstrukturkartierung in Niedersachsen: Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Hildesheim, 100 S.
- Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML) (2007b): Forstliche Förderung – Waldumbau und Kalkungen. Unveröffentlicht.
- Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2003): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Runderlass des ML vom 1. 4. 2003 (Nds. MBl. S. 339), zuletzt geändert durch den Runderlass vom 1.09.2006 (Nds. MBl. S. 919)
- Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ML) (2007a): Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Online unter: http://www.ml.niedersachsen.de/master/C15823839_N15849400_L20_D0_I655.html, abgerufen am 26.06.2007.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1987): Anweisung zur Betriebsregelung (Forsteinrichtung) in den Niedersächsischen Landesforsten vom 1.10.1987 (B.A.87).
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1991): Waldbewertungsrichtlinien (WBR 86). RdErl. D. ML v. 01.09.1986 – 408 F 64310 – 30- GültL 84/483 (Nds. MBl. S. 936) mit Änderungen gemäß RdErl. D. ML v. 31.05.1991 – 408 F 64310 – 30 – GültL 84/539.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1992): Die Rohholzsortierung in Niedersachsen. Stand 1. Oktober 1992. Hannover.
- Oliver, C. D. & B. C. Larson (1990): Forest stand dynamics. Biological Resource management, S.
- Ostermann, R. (2007): Erhalt und Entwicklung naturnaher Bachläufe im Rahmen der Waldbewirtschaftung. FVA-einblick, 1, S. 6-8.
- Patt, H., Jürging, P. und W. Kraus (1998): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Berlin u.a.: Springer.
- Pausch, R. (2002): Ein System-Ansatz zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumina und Kosten der technischen und biologischen Produktion in Forstrevieren ost- und nord-bayerischer Mittelgebirge, München, Techn. Univ, Online-Ressource, <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=969621574>
- Pfützner, B., Lahmer, W.; Becker, A. (1997): ARC/EGMO Version 2.0 – Programmsystem zur GIS-gestützten hydrologischen Modellierung, Kurzdokumentation, 29 S.
- Posch, M. (2007): A2M-A program to compute all possible mineral modes from geochemical analyses. Computers & Geosciences, 33, 563-572.
- Posch, M., J.-P. Hettelingh & J. Slootweg (2003): Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands. 69 S.
- Pretsch, H. (1999): Waldwachstum im Wandel. Forstw. Cbl., 118, 228-250.
- Rademacher, P. & B. Müller-Using (2001): Bioelemententzug bei der Holznutzung in Rein- und Mischbeständen aus Buche und Fichte. In: Beese, F.: Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung - Fallstudie Waldlandschaft Solling -. 64. Forschungszentrum Waldökosysteme. Göttingen. S. 43-55.
- Rademacher, P., B. Buß & B. Müller-Using (1999): Waldumbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst und Holz, 54, 330-335.
- Rademacher, P., H. Meesenburg & B. Müller-Using (2001): Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des nordwestdeutschen Pleistozäns. Forstarchiv, 72, 43-54.
- Rasper, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen. Leitbilder und Referenzgewässer. NLO (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hrsg.). – Hannover: 98 S.
- Richards, F. J. (1959): A flexible growth function for empirical use. Journal of Experimental Botany, 10, 290-300.

- Riek, W. & B. Wolff (1996): Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level 1). Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, 65 S.
- Rinderspacher, H. (2004): Strukturgröße ausgewählter Waldbäche. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Rothe, A. & K. H. Mellert (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.
- Rothe, A. (1997): Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachseleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. *Forstliche Forschungsberichte München*, 163. 189 S.
- Rothe, A., C. Huber, K. Kreuzer & W. W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240, 33-45.
- Rowe, E. C., C. D. Evans, B. A. Emmett, B. Reynolds, R. C. Helliwell, M. C. Coull & C. J. Curtis (2006): Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air and Soil Pollution*, 177, 335-347.
- Sagl, W. (1995): *Bewertung in Forstbetrieben*; Blackwell-Wissenschafts-Verlag, Oxford u.a.
- Sander, H.-H. (2006): Novelle des Wassergesetzes. Sander: Mit der Novelle bauen wir Reglementierungen ab. Kabinetspressemittteilung Nr. 144/2006. Online unter: http://www.umwelt.niedersachsen.de/master/C27816740_L20_D0_I598_h1.html, abgerufen am 12.06.2007.
- Schaber-Schoor, G. & H. Rinderspacher (2006): Anleitung zur Strukturkartierung nach dem Verfahren Einzelstruktur-Kartierung an Fließgewässern im Wald (EStruka-FVA). Version 1.2. 6 S.
- Schaber-Schoor, G. (2007): Die Wasserrahmenrichtlinie der EU: Ziele und Stand der Umsetzung in Baden-Württemberg. *FVA-einblick*, 1, S. 3-5.
- Schlott, W. (2004): Schutzgebiete, Waldwirkungen & Forstwirtschaft vor dem Hintergrund veränderter klimatischer Bedingungen. Rechtliche Regelungen – Expertenvoten – Statistische Daten – Simulationskonzept. Fachgebiet für Raumordnung und Umweltrecht, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Dissertation, 412 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.
- Schnell, R., Hill, P. B., E. Esser (1995): *Methoden der empirischen Sozialforschung*. 5., völlig überarbeitete und erweiterte Auflage. R. Oldenbourg Verlag, München. 506 Seiten.
- Schnug, E., W. H. O. Ernst, S. Kratz, F. Knolle & Haneklaus (2004): Aspects of ecotoxicology of sulphur in the Harz region - a guided excursion. *Landbauforschung Völkenrode*, 53, (3): 129-143.
- Schober, R. (1972): *Die Rotbuche 1971*. Sauerländer. Frankfurt a.M. 112 S.
- Schober, R. (1975): *Ertragstabellen wichtiger Baumarten*; J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Schober, R. (1995): *Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung*. 4. Aufl. Sauerländer. Frankfurt am Main. 166 S.
- Schöpfer, W., G. Kändler u. D. Stöhr (2003): Entscheidungshilfen für Forst- und Holzwirtschaft. *Forst u. Holz*, 58. Jhrg., Nr. 18, S. 545-550.
- Schöpp, W., M. Posch, S. Mylona & M. Johansson (2003): Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Science*, 7, (4): 436-446.
- 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“. S. 67-75
- Schüler, G. (2005): Auswirkungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf den Wald und die Waldbewirtschaftung. *Forst und Holz*, 60. Jg., Nr. 8, S. 316-320.
- Schulla, J. (1997): *Wasserhaushalts-Simulationsmodell WaSiM-ETH*, Anwender-Handbuch, Geogr. Inst. ETH Zürich, unveröff.
- Seibt, G. & W. Wittich (1965): Ergebnisse langfristiger Düngungsversuche im Gebiet des nordwestdeutschen Diluviums und ihre Folgerungen für die Praxis. *Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 27/28. Sauerländer. Frankfurt a.M. 156 S.
- Simon, K. H. & K. Westendorff (1990): Ergebnisse von Depositionsmessungen in Waldgebieten des Tieflandes der DDR. *Beitr. Forstwirtschaft*, 24, (3): 109-112.
- Siuda, C. (2002): Erstellung von Umsetzungskonzepten der Moorrenaturierung im Rahmen des Moorentwicklungskonzepts Bayern: Umsetzungskonzept Breitfilz, Landkreis Weilheim-Schongau. 26 S.
- Spangenberg, A. & C. Kölling (2004): Nitrogen Deposition and Nitrate Leaching at Forest Edges Exposed to High Ammonia Emissions in Southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution*, 152, 233-255.

- Spellmann, H. (1997): „Ertragsentwicklung im „LÖWE“-Wald der Niedersächsischen Landesforstverwaltung“, Forst und Holz (52/24), S. 711-718
- Spiecker, H. (1999): Overview of recent trends in European forests. Water, Air, and Soil Pollution, 116, 33-46.
- Spiecker, H., K. Mielikäinen, M. Köhl & J. P. Skovsgaard (1996): Growth Trends in European Forests. Studies from 12 Countries. European Forest Institute Research Report., 5. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 372 S.
- Spranger, T., K. Lorenz & H.-D. Gregor (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.
- Stehling, F. (1999): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen. Universität Ulm, Abteilung Wirtschaftswissenschaften. Herausgeber Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. 191 Seiten.
- Strebel, O., J. Böttcher & W. H. M. Duijnsveld (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.
- Stüber, V., K.-J. Meiwes & M. Mindrup (2007): Forstliche Standortskartierung und Bewertung der Nachhaltigkeit der Restholznutzung zu Energiezwecken. Tagung der Sektionen Waldernährung und Wald und Wasser im Deutschen Verband der Forstlichen Forschungsanstalten (DVFFA): "Standörtliche Nachhaltigkeit im Wald und Nutzung von Restholz zur Energiegewinnung". 19.
- Succow, M. & H. Joosten (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. neu bearbeitete Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 622 S.
- Sverdrup, H. (1996): Geochemistry, the key to understanding the environmental chemistry. The Science of the Total Environment, 183, 67-87.
- Sverdrup, H., W. Devries & A. Hendriksen (1990): Mapping Critical Loads. 124 S.
- Tarrah, J., K.-J. Meiwes & H. Meesenburg (2000): Normative calculation of minerals in North German loess soils using the modified CIPW norm. J. Plant Nutr. Soil Sci., 163, 307-312.
- Teepe, R., Dilling, H. & F. Beese (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, 111-119.
- Temesgen, H. & K. V. Gadow (2004): Generalized height-diameter models - an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. Eur. J. Forest Res., 123, 45-51.
- Tröger, W. E. (1969): Spezielle Petrographie der Eruptivgesteine. 360 S. Stuttgart. Stuttgart. 360 S.
- Ulrich, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, 24. Göttingen. 204-210 S.
- Ulrich, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. In: Godbold, D. & A. Hüttermann: Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. New York. S. 1-50.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombination zur Aufnahme nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie - Handbuch. Texte 02/04.
- Umweltbundesamt (UBA) (2005a): Ökonomische und verfassungs- und europarechtliche Aspekte. Wasserentnahmeentgelte. Online unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oekonomie/Wasserentnahmeentgelte.pdf>, abgerufen am 11.05.2007.
- Umweltbundesamt (UBA) (2005b): Die ökonomischen Elemente der Wasserrahmenrichtlinie. Online unter: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oekonomie/oekonomische_elemente.pdf, abgerufen am 11.05.2007.
- Umweltministerium Baden-Württemberg (1994): Gehölze an Fließgewässern. Handbuch Wasserbau, Heft 6, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Van Genuchten (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am., 44, 892-898.
- Velbel, M. (1986): The mathematical basis for determining rates of geochemical and geomorphic processes in small forest watersheds by mass balance. Examples and implications. In: Coleman, S. & D. Dethier: Rates of Chemical Weathering of Rocks and Minerals. Academy Press. S. 439-451.
- Vries De, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen. 109 S.
- Vuori, K.-M. und I. Joensuu (1996): Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? Biological Conservation (77), S. 87 – 95
- Warneck, S. (2007): Ergebnisse einer Umfrage zum Thema „Forstwirtschaft und Fließgewässer im Wald“ zur Erstellung eines zielgruppenspezifischen Fortbildungsangebotes. FVA-einblick, 1, S. 16-17.
- Wedepohl, K. H. (1969): Handbook of geochemistry. I. Springer-Verlag. 442 S.

- Wicke, L. (1993): Umweltökonomie. 4., überarbeitete, erweiterte und aktualisierte Auflage. Vahlers Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, München. 716 Seiten.
- Wimmenauer, W. (1985): Petrographie der magmatischen und metamorphen Gesteine. Enke Verlag. Stuttgart. 382 S.
- Wollborn, P. u. T. Böckmann (1998): Ein praktikables Modell zur Strukturierung des Vorrates aus Ertragstafelschätzungen, Forst und Holz, 53. Jg., Nr. 18, S. 547-550.
- Wurm, K. (2004): Makrozoobenthon und Gewässergüte von Waldbächen in Südwestdeutschland. In: FVA(HRSG.): Fließgewässer im Wald. FVA. Freiburg. S. 160.
- Zellmer, H. (1996): Stratigraphie und Petrographie der Kieselschiefer-Fazies im Harz (Mitteldevon bis Unterkarbon). Braunschweiger Geowiss. Arb., 19. Braunschweig. 72 S.
- Zimmerling, R., U. Dämmgen, U. Behrens & H.-D. Haenel (1999): Quantifizierung der Flüsse von Stickstoffspezies zwischen Atmosphäre und Wald- und Forstökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. Abschlussbericht zum Vorhaben für das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF). Förderkennzeichen 0339654, Baunschweig. 163 S.
- Zweig, M., J. Bufe & H. Andreae (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. Wasserwirtschaft, 6, 28-33.

Gesetze und Verordnungen

- Berliner Wassergesetz (BWG) in der Fassung vom 17. Juni 2005, GVBl., 61. Jg, Nr. 24 vom 8. Juni 2005, S. 357.
- Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 8. Dezember 2004, GVBl. I, Nr. 05, S. 50.
- Gesetz über die Erhebung einer Gebühr für Grundwasserentnahmen (Grundwassergebührengesetz – GruwaG) vom 26. Juni 1989, Hamb.GVBl., S. 115, zuletzt geändert am 14. Dezember 2005, Hamb.GVBl., S. 519.
- Gesetz über die Erhebung einer Abgabe auf die Entnahme von Wasser aus oberirdischen Gewässern (Oberflächenwasserabgabengesetz - OWAG) vom 13. Dezember 2000, GVOBl., S. 610.
- Gesetz über die Erhebung einer Grundwasserentnahmeabgabe (Grundwasserabgabengesetz - GruWAG) vom 14. Februar 1994, GVOBl., S. 141, zuletzt geändert durch das Gesetz vom 14. Dezember 2006, GVOBl., S. 309.
- Gesetz über die Erhebung einer Wasserentnahmegebühr – Bremen - (BremWEGG) vom 23.04.2004, GBl. Nr. 22 vom 23.04.2004, S. 189.
- Gesetz über die Erhebung eines Entgelts für die Entnahme von Wasser aus Gewässern (Wasserentnahmeentgeltgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen – WasEG) vom 27.01.2004, GV.NRW, Nr. 3 vom 30. Januar 2004, S. 30, geändert am 12. Dezember 2006, GV. NRW, S. 622.
- Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes (GAK-Gesetz - GAKG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juli 1988 (BGBl. I S. 1055), zuletzt geändert durch Art. 189 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407).
- Gesetz über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz (HdlKHolzG) vom 25. Februar 1969, BGBl. I 1969, S. 149.
- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts - Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 27. Juli 1957, BGBl. I, Nr. 57, S. 1110.
- Gesetz zur Erhaltung des Waldes und Förderung der Forstwirtschaft (BWaldG) vom 2. Mai 1975 (BGBl. I 1975, 1037), zuletzt geändert durch Art. 213 V vom 31.10.2006, BGBl. I S. 2407.
- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts - Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 19. August 2002, BGBl. I, Nr. 59 vom 23.8.2002, S. 3245.
- Hessisches Wassergesetz (HWG) vom 6. Mai 2005, GVBl. I, S. 305, verkündet am 12. Mai 2005.
- Hessisches Gesetz über die Erhebung einer Abgabe für Grundwasserentnahmen (Hessisches Grundwasserabgabengesetz - HGruWAG) vom 17. Juni 1992, GVBl. I S. 209.
- Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 11.04.1994 (Nds. GVBl. S. 155), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 23.05.2005 (Nds. GVBl. S. 210)
- Niedersächsisches Wassergesetz (NWG) in der Fassung vom 25. Juli 2007, GVBl., 61. Jg, Nr. 23 vom 31. Juli 2007, S. 345.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. EG 2000, Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.
- Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, ABl. EG 2006, Nr. L 372/19 vom 27.12.2006.
- Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18. Juni 2002, BGBl. I, Nr. 37 vom 24.6.2002, S. 1914.

- Sächsisches Wassergesetz (SächsWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Oktober 2004 (SächsGVBl., S. 482), zuletzt geändert am 9. Juli 2007, SächsGVBl., S. 310.
- Thüringer Wassergesetz (ThürWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Februar 2004, GVBl. S. 244.
- Verordnung über das Entgelt für Wasserentnahmen (Wasserentnahmeentgeltverordnung - WaEntgVO M-V) vom 13. Dezember 1996, GVOBl. M-V, S. 672, geändert durch Artikel 7 der Verordnung vom 11. Februar 2002, GVOBl. M-V, S. 114, geändert durch Verordnung vom 27. Januar 2003, GVOBl. M-V, S. 133.
- 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; Amtsblatt L 277 vom 21.10.2005
- Verordnung über die Gewährung einer Finanzhilfe zur Förderung des kooperativen Schutzes der Trinkwassergewinnungsgebiete (Kooperationsverordnung, KoopVO), Entwurf vom 30.04.2007
- Verordnung über Zuständigkeiten auf dem Gebiet des Wasserrechts (ZustVO-Wasser) vom 29.11.2004 (Nds. GVBl. Nr. 38, S. 550).
- Verordnung über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz (HdlKlHolzV) vom 31. Juli 1969, BGBl. I 1969, S. 1075.
- Verordnung über Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten (SchuVO) vom 24.05.1995 (Nds. GVBl. S. 133). Auf Grund des § 49 Abs. 3 und des § 50 Abs. 5 NWG in der Fassung vom 20. 08.1990 (Nds. GVBl. S. 371), zuletzt geändert durch Artikel II des Gesetzes vom 02.11.1994 (Nds. GVBl. S. 486).
- Verwaltungsverfahrensgesetz (VwVfG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 23.01.2003 (BGBl. I S. 102), geändert durch Artikel 4 Abs. 8 des Gesetzes vom 05.05.2004 (BGBl. I S. 718).
- Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (LWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 1995, GV.NW. S. 926, zuletzt geändert am 3. Mai 2005, GV.NW. S. 463.
- Wassergesetz für das Land Rheinland-Pfalz (Landeswassergesetz - LWG -) in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. Januar 2004, GVBl 2004, S. 54, zuletzt geändert durch Gesetz vom 5.4.2005, GVBl. 2005, S. 98.
- Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WG LSA) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. April 2006, GVBl. LSA, S. 248, 429.
- Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG) vom 30. November 1992, GVOBl. M-V, S. 669, zuletzt geändert durch Gesetz vom 14.7.2006, GVOBl. M-V, S. 568.
- Wassergesetz von Baden-Württemberg (WG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Januar 2005, GBl. 2005, Nr. 5 vom 30.3 2005, S. 219-273.