



Abschlussbericht

Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen

- Koordination und Leitung: *Dr. Richard Beisecker*
Ingenieurbüro für Ökologie und Landwirtschaft (IfÖL)
Malsfeld/Kassel
- Dr. Jan Evers*
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)
Göttingen
- Bearbeiter:
- Teilgebiet Wald - Stoffausträge
C. Jacobsen, J. Evers, H. Meesenburg
- Teilgebiet Wald – Versauerung
J. Bittersohl, W. Walther
- Teilgebiet Feuchtgebiete
J. Gröger, J. Blankenburg, H. Rupp, J. Schrautzer
- Teilgebiet Brache und Sukzessionsflächen
C. Kubal, R. Beisecker, J. Seeger, R. Meißner, H. Rupp
- Auftraggeber: LAWA-Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Kassel/Göttingen im Mai 2012

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	8
2	Aufgabenstellung und Themenabgrenzung	9
2.1	Zielsetzung	9
2.2	Abgrenzung des Themas und der Teilgebiete.....	9
2.3	Methodik und Vorgehensweise	12
3	Teilgebiet Wald - Stoffausträge	14
3.1	Stickstoffhaushalt und Nitratausträge aus Waldbeständen.....	14
3.1.1	Prozesse des Stickstoffhaushaltes.....	14
3.1.2	Nitrataustragsrisiko unter Wald.....	20
3.1.3	Einfluss forstlicher Maßnahmen auf das Nitrataustragsrisiko	30
3.1.4	Erstaufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen.....	39
3.2	Gefährdungspotenziale durch Schwermetalle	40
3.2.1	Verhalten von Schwermetallen in Waldböden	40
3.2.2	Flüsse und Bilanzen von Schwermetallen im Waldökosystem	45
3.2.3	Größenordnungen des Schwermetallaustrages unter Wald	48
4	Teilgebiet Wald – Versauerung	52
4.1	Einleitung	52
4.2	Probleme der Wasserwirtschaft.....	52
4.3	Stand der Forschung	53
4.4	Entwicklung der Versauerung an ausgewählten Beispielen	55
4.4.1	Beispiel Wingst (Lockergestein, Norddeutsche Geest)	55
4.4.2	Beispiel Waldstein (Granit, Fichtelgebirge)	56
4.5	Entwicklung versauerter Fließgewässer	59
4.6	Trends der Fließgewässerversauerung.....	62
4.7	Zusammenfassende Einschätzung der aktuellen Situation	63
4.8	Fazit zur Versauerung	66
5	Teilgebiet Naturnahe Feuchtgebiete	68
5.1	Datengrundlagen.....	68
5.2	Ergebnisse.....	72
5.2.1	Stoffkonzentrationen in naturnahen Feuchtgebieten	72
5.2.2	Frachten aus naturnahen Feuchtgebieten	78
5.2.3	DOC-Austräge aus naturnahen Feuchtgebieten.....	80

5.2.4	P-Freisetzung bei Wiedervernässung	81
5.3	Zusammenfassung und Ausblick	82
6	Teilgebiet Brachen und Sukzessionsflächen	83
6.1	Einleitung	83
6.2	Datengrundlagen und Datenbankstruktur	83
6.2.1	Datengrundlagen	83
6.2.2	Datenbankstruktur	84
6.3	Kurzfristige Stilllegungsflächen	86
6.3.1	Grundlagen	87
6.3.2	Untersuchte Publikationen	88
6.3.3	Wesentliche Ergebnisse der wichtigsten Publikationen.....	89
6.3.4	Zusammenfassung der Ergebnisse	93
6.4	Sozialbrachen und sonstige langjährige Brachestandorte	94
6.4.1	Grundlagen	95
6.4.2	Untersuchte Publikationen	97
6.4.3	Wesentliche Ergebnisse der Publikationen.....	98
6.4.4	Zusammenfassung der Ergebnisse	106
6.5	Fazit und Ausblick	107
7	Literaturverzeichnis	109
7.1	Teilgebiet Wald – Stoffausträge	111
7.2	Teilgebiet Wald - Versauerung.....	124
7.3	Teilgebiet Feuchtgebiete	126
7.4	Teilgebiet Langjährige Brachen und Sukzessionsflächen.....	130
8	Anhänge	132

Tabellenverzeichnis

Teilgebiet Wald - Stoffausträge

Tabelle 3-1: Regionale Inventuren zur Nitratbelastung unter Wald.....	22
Tabelle 3-2: Ausgewählte Untersuchungen zur Quantifizierung der Nitratausträge in Abhängigkeit der Nutzungseingriffe (Hiebsformen).....	31
Tabelle 3-3: Bindung und Löslichkeit von Schwermetallen in Waldökosystemen (<i>BMVEL 2000, SCHULZ 1988; BRÜMMER ET AL. 1986, 1991; BERGKVIST ET AL. 1989</i>)	42
Tabelle 3-4: Waldbodeneintrag, Sickerwasseraustrag sowie Bilanz für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink [$\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$] aus: <i>HUANG 2004; HUANG ET AL. 2011</i> ; Fichte, Fichtelgebirge, Periode 9/2004-9/2005; <i>KLINCK ET AL. 2011</i> ; übrige Daten; Periode 2002-2009	49
Tabelle 3-5: Konzentrationen von Schwermetallen sandiger Böden unter forstlicher und ackerbaulicher Nutzung [Mediane in $\mu\text{g l}^{-1}$]; aus <i>DUIJNISVELD ET AL. (2008)</i>	50

Teilgebiet Wald - Versauerung

Tabelle 4-1: Häufig verwendete Indikatoren und Kriterien für die Versauerungsgefährdung schwach mineralisierter Wässer (<i>DVWK 1997, QUADFLIEG 1990, BLFW 1997</i>)	54
Tabelle 4-2: Versauerungsrelevante Merkmale der deutschen Großlandschaften	55
Tabelle 4-3: Waldstein (Fichtelgebirge, Einzugsgebiet Lehstenbach), durchschnittliche Sulfatgehalte und geschätzte Sulfat-Speicherung in Böden und verwittertem Untergrund (Daten aus <i>ALEWELL 2003</i>)	59
Tabelle 4-4: Anteil Bäche mit signifikant negativen Trends ($n=79$), Daten aus <i>SUCKER ET AL. 2011</i>	62
Tabelle 4-5: Einstufung nach biologischen Versauerungsklassen (Daten 1999-2008), aus <i>SUCKER ET AL. 2011</i>	63

Teilgebiet Feuchtgebiete

Tabelle 5-1: Struktur der Datenbank, Tabelle "Serien"	70
Tabelle 5-2: Struktur der Datenbank, Tabelle "Metadaten"	71
Tabelle 5-3: Stoffkonzentrationen in allen naturnahen Feuchtgebieten	73
Tabelle 5-4: Stoffkonzentrationen in Hochmoorflächen, allgemein.....	74
Tabelle 5-5: Stoffkonzentrationen in wiedervernässten Hochmoorflächen	75
Tabelle 5-6: Stoffkonzentrationen in Niedermoorflächen, allgemein.....	77
Tabelle 5-7: Frachten aus Feuchtgebieten (allgemein)	78
Tabelle 5-8: Frachten aus Hochmoorflächen (allgemein)	79
Tabelle 5-9: Frachten aus Niedermoorflächen (allgemein)	80

Teilgebiet Brachen und Sukzessionsflächen

Tabelle 6-1: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Daten“	85
Tabelle 6-2: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Literatur“	86
Tabelle 6-3: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Nutzung“	86
Tabelle 6-4: Sickerwassermengen und N-Austrag von Dauerbrachen und intensiv bewirtschafteten Flächen (SEEGER ET AL., 2011)	91
Tabelle 6-5: Organische Substanz [%] im Krumenboden von Dauerbrache-Lysimetern und intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen (SEEGER ET AL., 2011)	91
Tabelle 6-6: C- und N-Gehalte [mg/100g Boden] im Krumenboden von Dauerbrache-Lysimetern und intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen (SEEGER ET AL., 2011)	92
Tabelle 6-7: Bodenchemische Charakterisierung von Böden mit unterschiedlicher Landnutzung (AM-Acker, SF-Sukzession, FM-Wald) auf einem sandigen Boden (LANDGRAF & KLOSE, 2001)	93
Tabelle 6-8: Stoffkonzentrationen im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)	103
Tabelle 6-9: Mittelwerte der Nitrat-Konzentrationen [mg/l] über die Quartale und den gesamten Untersuchungszeitraum im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)	104
Tabelle 6-10: Natrium-Konzentrationen im Fließgewässer [mg/l] aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)	104
Tabelle 6-11: P _{ges} -Konzentrationen [µg/l] im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (Sokollek et al., 1983)	105
Tabelle 6-12: Nährstoffgehalte und Bodenreaktionskennwerte von Sandtrockenrasen und alten und jungen Brachen (GLEMNITZ ET AL., 1998)	106

Abbildungsverzeichnis

Teilgebiet Wald - Stoffausträge

- Abbildung 3-1: Stickstoffflüsse in Waldökosystemen (aus: *BMVEL 2003, verändert MEESENBURG, NW-FVA*) 16
- Abbildung 3-2: Nitrataustrag unter Douglasien-, Eichen- und Kiefernbeständen im Untersuchungsgebiet Cloppenburg (Median; mittlere absolute Abweichungen in $\text{kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$) nach *BMVEL (2000)*; aus *HORVATH ET AL. 2011*..... 25
- Abbildung 3-3: Potenzielle Netto-Stickstoffmineralisation (Mittelwerte und Standardfehler); aus *HORVATH ET AL. 2011*; Laborinkubation gestörter Bodenproben aus Mineralboden und Humusaufgabe 25
- Abbildung 3-3: Nitratkonzentrationen im Bachwasser des Experimentalgebietes A1 und des Kontrollgebietes B1; Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krodorf / Mittelhessen; aus *SCHALER ET AL. 2007* 37
- Abbildung 3-4: Verteilung der Bindungsformen der Metalle Cd, Pb, und Cu in der Bodenlösung einer Braunerde in 15 cm Bodentiefe; aus: *BERGKVIST ET AL. (1989)* 43
- Abbildung 3-5: Gehalte von Blei und Cadmium im Tiefenprofil in $\mu\text{g g}^{-1}$ Feinboden* aus: *FORTMANN ET AL. 2011* 44
- Abbildung 3-6: Blei im Niederschlag Jahresmittelwerte der Jahre 1985-2009 von insgesamt 26 Depositionsmessstellen, aus *KEUFFEL-TÜRK ET AL. (2011)*..... 46
- Abbildung 3-7: Jährliche Flüsse von Schwermetallen in einem von Fichtenbeständen dominierten Wassereinzugsgebiet im Fichtelgebirge, aus : *HUANG ET AL. (2011)*. 48

Teilgebiet Wald - Versauerung

- Abbildung 4-1: Fallstudie Wingst: Tiefenentwicklung des $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wertes der Festphase in drei Bohrprofilen; Dreiecke: Grundwasserstand (*WALTHER ET AL. 2000, 2009*) 56
- Abbildung 4-2: Waldstein (Fichtelgebirge), GwMessstelle 01: saisonale Dynamik von Sulfat, Aluminium und Grundwasserflurabstand (aus: *BLFW 1997*) 57
- Abbildung 4-3: Waldstein (Fichtelgebirge), Messfläche 01: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in Niederschlag, Sickerwasser und Grundwasser (*BLFU 2010A*) .. 58
- Abbildung 4-4: Gräfenbach (Hunsrück): pH-Wert, SO_4 -Konzentration und Makrozoobenthos-Säurezustandsklassen nach *BRAUKMANN & BISS (2004)*, (aus *BLFU 2010B*) 60
- Abbildung 4-5: Lange Bramke (Harz): pH-Wert, SO_4 -Konzentration und Makrozoobenthos-Säurezustandsklassen nach *BRAUKMANN & BISS (2004)*, (aus *BLFW 2010B*)..... 61

Teilgebiet Feuchtgebiete

- Abbildung 5-1: Konzentrationen von Stickstoffspezies in wiedervernässten Niedermooren und deren Spannweiten 76

<u>Abbildung 5-2</u> : Konzentrationen von Ca, Fe(II), Fe-ges. und K in Niedermooren und deren Spannweiten.....	76
<u>Abbildung 5-3</u> : DOC-Konzentrationen in Niedermooren und Hochmooren und deren Spannweiten.....	81
<u>Abbildung 5-4</u> : PO ₄ -P-Konzentration gegen Fe-Konzentration in wiedervernässten Niedermooren.....	82

Teilgebiet Brachen und Sukzessionsflächen

<u>Abbildung 6-1</u> : Ionen-Austräge bei verschiedenen Landnutzungen nach dem 1. und nach dem 3. Jahr Stilllegung (<i>MEISSNER et al., 1998; 1999</i>).....	90
<u>Abbildung 6-2</u> : P _{DL} -Gehalte im Oberboden unterschiedlicher Brachevarianten (<i>KLOSE, S. & MACHULLA, G., 1996</i>)	92
<u>Abbildung 6-3</u> : Entwicklung der pflanzenverfügbaren Kalium- und Phosphorgehalte auf den Sukzessionsflächen.....	99
<u>Abbildung 6-4</u> : Entwicklung der Gehalte an C _{org} [%] und der Bodenacidität auf den Sukzessionsflächen.....	101

1 Veranlassung

Nähr- und Schadstoffe gelangen sowohl aus punktuellen als auch diffusen Quellen in die Gewässer. Die Landwirtschaft gilt dabei als Hauptverursacher der diffusen Nährstoffeinträge (*HEATHWAITE ET AL. 2005, TETZLAFF 2006, BLANKENBURG 2009, UBA 2009, CANDELA ET AL 2009, JARVIE ET AL. 2010, HEATHWAITE 2010*). Während die punktuellen Einträge aus Abwassereinleitungen, Kläranlagen und Direkteinleitungen in den letzten Dekaden deutlich abgenommen haben (*ATV-DVWK 2003*), ist ein Rückgang der diffusen Stoffeinträge bisher kaum zu beobachten. Dies wird auch durch die Ergebnisse der Bestandsaufnahme zur EU-Wasserrahmenrichtlinie bestätigt (*UBA 2006*). Aufgrund dessen sind in der Vergangenheit zahlreiche Studien, Forschungsvorhaben und Projekte zur Reduzierung der diffusen Stoffeinträge, insbesondere der Landwirtschaft, durchgeführt worden.

Neben der Landwirtschaft haben jedoch auch forstlich genutzte Flächen sowie die nicht landwirtschaftlich genutzten Feuchtgebiete und Brachen einen bedeutsamen Flächenanteil in den Flusseinzugsgebieten, zu deren Beitrag und Bedeutung für die diffusen Stoffeinträge aktuell keine zusammenfassenden Auswertungen und Darstellungen vorliegen. Obwohl mittlerweile zahlreiche Ergebnisse aus verschiedenen Forschungsprojekten der Waldökosystemforschung, der Renaturierung von Feuchtgebieten und der Auswirkungen von Flächenstilllegungen und Extensivierungen verfügbar sind, fehlt eine integrierende, den aktuellen Forschungsstand berücksichtigende Bewertung dieser Austragspfade mit Abschätzung der Auswirkungen auf die Gewässer.

Diese Lücke soll durch die vorliegende Literaturstudie geschlossen werden. Aufbauend auf den Ergebnisse dieser Literaturstudie soll anschließend ein DWA-Themenheft „Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen“ veröffentlicht werden, das den aktuellen Wissensstand zu den diffusen Stoffausträgen aus Wald und naturnahen Nutzungen (Feuchtgebiete, Brachen, Sukzessionsflächen) zusammenfassend darstellt und bewertet sowie mögliche Minderungsstrategien aufzeigt.

2 Aufgabenstellung und Themenabgrenzung

2.1 Zielsetzung

Die Literaturstudie soll den aktuellen Wissensstand zu diffusen Stoffausträgern unter Wald und naturnahen Nutzungen (Feuchtgebiete, langjährige Brachen und Sukzessionsflächen) unter besonderer Berücksichtigung der relevanten Prozesse zusammenfassend darstellen. Das Spektrum der betrachteten Inhaltsstoffe umfasst vor allem die Nährstoffe, den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) und bei Wald auch die Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn).

Auf der Grundlage der Ergebnisse dieser Studie sollen dann in der weiteren Arbeit für das DWA-Themenheft Empfehlungen für ein nachhaltiges Flächenmanagement gegeben und ggf. Minderungspotenziale für den diffusen Stoffaustrag aus naturnahen Nutzungen herausgearbeitet werden. Darüber hinaus sollen noch vorhandene Wissensdefizite und der daraus resultierende Forschungsbedarf aufgezeigt werden.

2.2 Abgrenzung des Themas und der Teilgebiete

Neben Waldgebieten werden als weitere naturnahe Nutzungen Feuchtgebiete, Brachen, langjährige Stilllegungen und Sukzessionsflächen behandelt. Die Feuchtgebiete beinhalten die Moore (Niedermoor/Hochmoor) sowie die anmoorigen Standorte. Aufgrund der besonderen hydrologischen Verhältnisse und komplexen Stoffdynamik werden die Auen in dieser Studie bewusst nicht behandelt, da hierzu in den vergangenen Jahren verschiedene (Verbund-)Forschungsvorhaben durchgeführt wurden und aktuelle Kompendien vorliegen.

In dieser Studie werden nur die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen behandelt.

Teilgebiet Wald

Wälder sind für den Natur- und Wasserhaushalt in Deutschland von zentraler Bedeutung. Ungefähr ein Drittel der Landesfläche Deutschlands ist mit Wald bedeckt. Wälder, insbesondere die Waldböden, erfüllen wichtige Funktionen im Stoff- und Wasserhaushalt von Landschaften, in dem sie z. B. Luft und Niederschlag filtern, Kohlenstoff und Wasser speichern

und den Wasserfluss regulieren. Wälder werden grundsätzlich als weitgehend naturnahe Ökosysteme angesehen, deren diffuse Stoffausträge z. B. mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eher gering eingeschätzt werden, zumal die Wälder in der Regel nicht gedüngt werden und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine Ausnahme darstellt.

Die heutigen Waldbilder sind das Ergebnis zurückliegender historischer Nutzungsformen und waldbaulicher Entscheidungen sowie von Industrialisierung und Wirtschaftswachstum mit entsprechender Umweltbelastung durch Luftverunreinigungen geprägt. Diese Einflüsse haben maßgeblich die Stoffumsetzungsprozesse im Wald verändert, die außerdem durch die prognostizierten Klimaänderungen ebenfalls beeinflusst werden. Dies kann dazu führen, dass die Qualitätsziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie auch in Waldgebieten nicht mehr überall zu gewährleisten sind.

Vor dem Hintergrund

- anhaltender, über der jeweiligen Belastbarkeit (Critical-Loads) von Wäldern liegenden Stickstoffeinträgen,
- zurückgehender, doch vielerorts über den Critical-Loads liegenden Säureeinträgen,
- hoher Vorräte eingetragener Säuren in Waldböden,
- in Waldböden akkumulierter Schwermetalle und organischer Schadstoffe,
- zu erwartender Klimaänderungen,
- Unsicherheiten bezüglich der zu erwartenden Veränderungen der organischen Substanz in Waldböden

ist die aktuelle und zukünftige Situation diffuser Stoffausträge unter Wald von besonderem Interesse.

Zu dieser Problematik liegen verschiedenste Publikationen, Studien und Forschungsergebnisse, vor allem von internationalen und nationalen Forschungsvorhaben, Universitäten, Forstverwaltungen, Forstlichen Versuchsanstalten und Umweltbehörden vor, die in dieser Literaturstudie unter dem Aspekt des Gewässerschutzes unter Wald zusammengetragen und ausgewertet werden.

Teilgebiet Feuchtgebiete

Entsprechend dem aktuellen Kenntnisstand können naturnahe Landbewirtschaftungsverfahren einen wirksamen Beitrag zur Verringerung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer leisten. Eine Quantifizierung dieses Verringerungspotenzials liegt derzeit im nationalen Maßstab noch

nicht vor. Sie ist jedoch für die Entwicklung effektiver Strategien zur Minderung der Gewässerbelastung von großem Interesse. Aktuell werden insbesondere im Erzgebirge infolge von umfassender Renaturierungsmaßnahmen von Hochmooren verstärkt Stoffausträge (DOC) beobachtet. Diese Austräge sind aus Sicht des Gewässerschutzes (Oberflächen- und Grundwasser) kritisch zu bewerten. Aufgrund fehlender Phosphatbindungsmöglichkeiten in Hochmooren unterliegen diese Standorte auch einem hohen Phosphataustrag (*BLANKENBURG, 2009*). Auch die Renaturierung und Wiedervernässung von Niedermooren kann die diffusen Stoffeinträge in die Gewässer beeinflussen. So gehen beispielsweise mit der Wiedervernässung von Niedermoorstandorten einerseits Chancen für den Landschaftsschutz und für naturnahe Nachnutzungen landschaftstypischer Strukturelemente einher (*KRATZ & PFADENHAUER 2001, GELBRECHT ET AL 2008*). Andererseits birgt auch die Wiedervernässung von zuvor landwirtschaftlich genutzten degradierten Niedermoorstandorten Risiken für den Nährstoffaustrag in Oberflächengewässer (P, C und N). Lösungen im Zusammenhang mit einer ganzheitlichen Betrachtung unter Einbeziehung der Aspekte des Klimaschutzes (Spurengas-Emissionen) sind z. T. noch offen.

Die Literaturstudie soll den aktuellen Wissensstand zu diffusen Stoffausträgen aus Feuchtgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Wiedervernässung einschließlich der relevanten Prozesse sowie strategische Ansätze für ein nachhaltiges Management und bestehende Entscheidungshilfesysteme zusammenfassend darstellen.

Die Literaturquellen wurden im Hinblick auf Stoffe, die mit dem Wasser transportiert werden, gewertet. Spurengasfreisetzungen können in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden. In einem kurzen Kapitel wird ein Überblick über Problemstandorte gegeben.

Teilgebiet langjährige Brachen und Sukzessionsflächen

Als weitere naturnahe, aber nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen sollen die Brachen, langjährige Stilllegungen und Sukzessionsflächen betrachtet werden, die nicht zu den Auen oder Feuchtgebieten gehören. Besonderer Schwerpunkt dabei sollte die langjährig zu erwartenden Veränderungen im Stoffhaushalt dieser Flächen sein. Hier stehen insbesondere die Abschätzung und Bewertung des Stoffaustragsrisikos aufgrund der umweltbedingten Schadstoffeinträge (Belastungssituation), die Einschätzung und Bewertung (qualitativ) des natürlichen Puffer- und Rückhaltevermögens und die daraus resultierenden Stoffkonzentrationen im Sickerwasser im Vordergrund der Betrachtung.

Verschiedene ältere Studien zeigen, dass in der Regel von diesen Flächen nur ein geringes Stoffaustragsrisiko für die Gewässer ausgeht (z. B. *SCHREIBER & SCHIEFER 1985, MEISSNER 1993, RÖDER 1994, SAUERBECK 1997, LANDGRAF 2001*). Eine zusammenfassende Darstellung dieser Thematik unter Berücksichtigung der aktuellen Forschungsergebnisse liegt nach bisherigem Kenntnisstand jedoch nicht vor. Aus der integrierenden Betrachtung und Bewertung des aktuellen Kenntnisstandes sollen anschließend entsprechende Hinweise und Empfehlungen für das Management und die Bewirtschaftung solcher Flächen unter dem Aspekt des Gewässerschutzes abgeleitet werden.

2.3 Methodik und Vorgehensweise

Zur Bearbeitung der jeweiligen Teilgebiete wurden Werkverträge an Unterauftragnehmer vergeben, welche die erforderlichen Literaturrecherchen sowie die Zusammenstellungen, Auswertungen und Interpretation der Daten und Ergebnisse durchführten. Nachfolgend sind die Bearbeiter der einzelnen Teilgebiete aufgeführt:

- Diffuse Stoffausträge aus Wald: *Carsten Jacobsen, Göttingen*
- Diffuse Stoffausträge aus Feuchtgebieten: *Jens Gröger, Bremen*
- Diffuse Stoffausträge aus langjährigen Brachen und Sukzessionsflächen: *Christine Kubal, Kassel*.

Die wissenschaftlichen Betreuung erfolgte durch die Mitglieder der DWA-Arbeitsgruppe 6.4, die nicht nur die Werkvertragnehmer anleiteten und betreuten sondern auch neben Ihren Bibliotheken und Literaturdatenbanken einschlägige Projekt- und Forschungsergebnisse zur Verfügung stellten.

Die Mitglieder der Arbeitsgruppe sind:

- Dr. Richard Beisecker, IfÖL Malsfeld/Kassel (Sprecher)
- Dr. Jan Evers, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen (stellvtr. Sprecher)
- Dr. Jochen Bittersohl, ehem. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hof
- Dr. Joachim Blankenburg, Geologischer Dienst für Bremen
- Roland Mauden, Thüringer Fernwasserversorgung, Erfurt
- Dr. Henning Meesenburg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
- Dr. Holger Rupp, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Falkenberg
- Prof. Dr. Joachim Schrautzer, Ökologie-Zentrum, CAU Kiel
- Christoph Schulz, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising

-
- Heiko Ihling, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
 - Prof. Dr.-Ing. Wolfgang Walther, Hildesheim; ehemals TU Dresden

Seitens der DWA wird die AG von Herrn Dirk Barion, DWA Hennef betreut.

Für die Teilgebiete „Feuchtgebiete“ und „Brachen“ wurden die gesichtete Literatur und deren Ergebnisse jeweils in einer Access-Datenbank erfasst und verwaltet. Diese Datenbanken sind als Anhang beigefügt.

3 Teilgebiet Wald - Stoffausträge

Von Wäldern wird erwartet, dass sie ein hohes Potenzial für die Trinkwasservorsorge haben und Quellbereiche für wenig belastetes Wasser sind (v. WILPERT & ZIRLEWAGEN, 2003). Wälder haben einen bedeutenden Anteil an Schutzgebieten für die Trinkwassergewinnung. Wälder werden in der Regel nicht gedüngt, zudem stellt der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine Ausnahme dar. Wälder sind deshalb grundsätzlich positiv für die Grundwasserqualität zu bewerten.

Die zentrale Stellung des Stickstoffs im Stoffhaushalt von Waldökosystemen wurde früh erkannt. In den Waldböden haben sich seit den 1980er Jahren durch anhaltend hohe, den Nährstoffbedarf der Waldökosysteme übersteigende atmosphärische Stickstoffeinträge vielerorts hohe Stickstoffvorräte aufgebaut und den einstigen Mangel in Überfluss umgekehrt. Eine fortschreitende Stickstoffanreicherung der Waldökosysteme führt zur "Sättigung" und Freisetzung von überschüssigem Nitrat (NO_3^-) in das Grund- und Quellwasser. Bei hoher Stickstoffsättigung können Waldnutzungen und großflächige Störungen durch Windwurf oder Insektenbefall eine Mobilisierung von akkumuliertem Stickstoff und von Schadstoffen bewirken. Dies kann dazu führen, dass sich die diffusen Stoffausträge aus Waldgebieten soweit erhöhen, dass die Qualitätsziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie auch in Waldgebieten nicht überall zu gewährleisten sind.

3.1 Stickstoffhaushalt und Nitratausträge aus Waldbeständen

Zielsetzung der vorliegenden Teilstudie ist eine Zusammenstellung des aktuellen Wissensstandes zu den diffusen Stoffausträgen unter Wald. Er beinhaltet eine Literaturrecherche mit Darstellung und gutachtlicher Bewertung der Bedeutung von Stickstoff (Nitrat), Kohlenstoff, Schwermetallen und gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC).

3.1.1 Prozesse des Stickstoffhaushaltes

Stickstoff (N) zirkuliert als Nährstoff in Waldökosystemen und wird von Pflanzen und Mikroorganismen als Mineralstickstoff (Ammonium - NH_4^+ bzw. Nitrat - NO_3^-) aufgenommen und für den Aufbau von Biomasse verwendet. Absterbende Pflanzenteile und Mikroorganismen

unterliegen der Zersetzung und Mineralisierung. Der ehemals in Pflanzen und Mikroorganismen gebundene Stickstoff wird als Mineralstickstoff wieder freigesetzt.

Einen Überblick über die Flüsse von Mineralstickstoff in Waldökosystemen gibt Abbildung 3-1. Stickstoffquellen sind die atmosphärische Deposition und die Mineralisierung organischer Substanz. Die Zurückhaltung und der Umbau des Stickstoffs im Waldökosystem erfolgt durch Pflanzenaufnahme und Speicherung (Immobilisierung) in der Humusaufgabe und im Mineralboden.

3.1.1.1 Stickstoffverfügbarkeit im Waldökosystem

Atmosphärische Stickstoff-Deposition

In Waldökosystemen stellt die atmosphärische Deposition von Stickstoff in der Regel die wichtigste Quelle für Stickstoff dar (*ULRICH 1994*). Aufgrund der Filterwirkung der Baumkronen liegen die Eintragsraten wesentlich über denen von Offenlandschaften.

Die Quantifizierung der N-Gesamtdeposition ist aufgrund diverser Prozesse im Kronenraum und des Vorkommens verschiedener N-Spezies schwierig (*DÄMMGEN ET AL. 2005*). Bei der häufig für Wälder angewandten Bilanzierung der N-Deposition mittels Kronenraumbilanzmodellen wird die N-Gesamtdeposition vermutlich unterschätzt (*ULRICH 1994, DRAAIJERS & ERISMAN 1995*). Mikrometeorologische Untersuchungen haben gezeigt, dass die Aufnahme der Stickstoffkomponenten im Kronenraum sehr hoch sein kann (*IBROM 1995; DÄMMGEN ET AL. 2005, MEESENBURG ET AL. 2005*). Dies gilt besonders für Regionen mit intensiver Nutztierhaltung, in denen die Belastung der Atmosphäre mit reduziertem Stickstoff sehr hoch ist.

Die Stoffanreicherung im Kronenraum gegenüber dem Freiflächenniederschlag ist von der Baumart, dem Bestandesalter und der Waldstruktur abhängig und regional je nach atmosphärischer Belastung unterschiedlich. Die Anreicherungsfaktoren liegen in einer Größenordnung von überwiegend 1,5 (Laubholz, Kiefer) bis 2,5 (Fichte).

Stickstoff–Mineralisierung

Das organische Material im Streufall, in der Humusaufgabe und im Mineralboden bildet den Pool für die Mineralisierung von Stickstoff in eine pflanzenverfügbare Form. Es unterscheidet sich hinsichtlich seiner Stabilität gegenüber einer Zersetzung und Mineralisierung. *BAUHMUS & BARTHEL (1995)* unterscheiden zwischen aktiven (labilen), stabilisierten und widerstandsfähigen Pools. Im Verlauf der Streuzersetzung reichern sich die stabilisierten und widerstandsfähigen Fraktionen durch Humifizierung an.

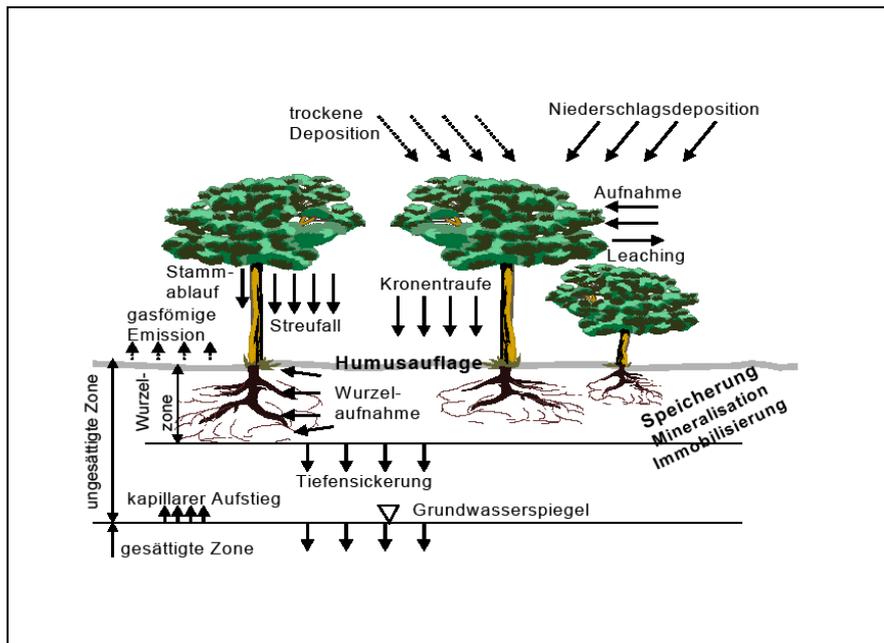


Abbildung 3-1: Stickstoffflüsse in Waldökosystemen (aus: *BMVEL 2003*, verändert *MEESENBURG, NW-FVA*)

Mikroorganismen mineralisieren den organisch gebundenen Stickstoff zunächst zu Ammonium (NH_4^+ ; Ammonifikation). Ein Teil des NH_4^+ wird unmittelbar für den Aufbau mikrobieller Biomasse verwendet (mikrobielle Immobilisierung). Es besteht eine Konkurrenz um Mineralstickstoff (NH_4^+ und NO_3^-) zwischen den Pflanzen und Mikroorganismen (*CORRE ET AL. 2003*).

Die Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- durch Nitrifizierer (Nitrifikation) erlangt dort eine Bedeutung, wo das Angebot an NH_4^+ ausreichend hoch ist und wo die Bedingungen für die Nitrifikation günstig sind. Das gebildete Nitrat wird wiederum von Mikroorganismen verwertet oder von Pflanzen aufgenommen. In reduzierendem Milieu, z. B. bei hoher Bodenfeuchte, kommt es durch Denitrifikation zu gasförmigen Emissionen verschiedener Stickstoffverbindungen (N_2 , N_2O und NO) aus dem Waldboden.

Nitrat kann im Gegensatz zu NH_4^+ im Boden nicht stabil gebunden werden. Wird mehr Nitrat gebildet als die Pflanzen und Mikroorganismen verwerten können (Überschussnitrifikation), kommt es zur Tiefenverlagerung mit dem Sickerwasser und damit zum Austrag in das Grundwasser oder Oberflächengewässer.

3.1.1.2 Retention von Stickstoff im Waldökosystem

Die verschiedenen Speicherkapazitäten für Mineralstickstoff im Waldökosystem werden auch als Retentionskapazität zusammengefasst. Stickstoff wird für den Aufbau von pflanzlicher und mikrobieller Biomasse benötigt. Der Streufall sowie absterbende Feinwurzeln bilden zunächst einen Pool für die Stickstoffmineralisierung in der Humusaufgabe bzw. im Mineralboden. In den stabileren Abbauprodukten wird Stickstoff langfristig festgelegt. Eine abiotische Immobilisierung erfolgt durch Adsorption und Inkorporation von NH_4^+ an organischer Substanz sowie an den Oberflächen bzw. in den Zwischenschichten der aus Zwei- oder Dreischichtpaketen aufgebauten Tonminerale.

Untersuchungen zum Verbleib experimentell erhöhter N-Depositionen (*BERGHOLM & MAJDI 2001; ANDERSSON ET AL. 2001*) zeigten, dass insbesondere die Humusaufgabe ein hohes Speicherpotenzial für eingetragenen Stickstoff hat. Die Stickstoffakkumulation in der Humusaufgabe kann sich in einer Verengung des C/N und/oder in einer anwachsenden Auflagenstärke zeigen (*MEIWES ET AL. 2002*).

Stickstoffretention durch Waldbäume

Die Retention von Stickstoff durch die Waldbäume erfolgt im Aufbau von Baumbiomasse (Blattorgane, Reisig, Rinde, Holz, Wurzeln). Die Stickstoffaufnahme für die *zuwachsende* Biomasse in Waldbeständen wird in einer Größenordnung zwischen 7 – 15 kg $\text{ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ angesetzt (*JACOBSEN ET AL. 2003, MEESENBURG ET AL. 2008*). Die Speicherkapazität der Baumvegetation ist abhängig von Baumart, Wuchsleistung und Altersphase hochgradig variabel. Sie ist standortabhängig für den Waldbestand zu berechnen. Durchschnittliche Werte für die oberirdische Baumbiomasse liegen zwischen 300 kg N ha^{-1} (Kiefer), 800 kg N ha^{-1} (Fichte) und 900 kg N ha^{-1} (Eiche, Buche) (Daten nach *JACOBSEN ET AL. 2003*).

Zusätzlicher Stickstoffbedarf besteht für den zyklischen Ersatz von Blattorganen und Zweigen sowie Feinwurzeln im Mineralboden (*JUSSY ET AL. 2004*). Es bestehen Mechanismen der Verlagerung von Stickstoff aus absterbenden Pflanzenteilen in neu gebildete Pflanzenteile; diese Umlagerungen in der Pflanze können vom zirkulierenden Stickstoffangebot im Waldökosystem beeinflusst sein.

Der Stickstoffbedarf für den zyklischen Ersatz von Blattorganen kann über die Stickstoffflüsse im Streufall abgeschätzt werden. Waldbäume erneuern ihre Blattorgane jährlich (bei Laubbäumen) bzw. in Zeiträumen von zwei bis zehn Jahren (Nadelbäume) und werfen älteres Blattwerk als Streu ab. Mit dem Streufall wird der Stickstoff als Auflagehumus auf dem Wald-

boden akkumuliert. Dort unterliegt die Streu der Mineralisierung. Ein Teil des enthaltenen Stickstoffs wird als Mineralstickstoff freigesetzt, ein anderer Teil in langlebigen Humusbestandteilen festgelegt.

Stickstoffretention durch Bodenvegetation

Die Kapazität der Stickstoffbindung der Bodenvegetation in vollbestockten Waldökosystemen ist unterschiedlich hoch. Die Bandbreite der ermittelten Stickstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse der Bodenvegetation liegt zwischen 0,6 und 4,6 kg N ha⁻¹ in geschlossenen Fichten- und Buchenbeständen sowie zwischen 22 und 70 kg N ha⁻¹ in lichten Kiefernbeständen (BOLTE ET AL. 2004).

Bei Angebotsspitzen erfüllt die Bodenvegetation speziell in Kiefernwaldökosystemen die Funktion einer vorübergehenden Stickstoffsénke. BOLTE ET AL. (2004) verglichen die gesamte ober- und unterirdischen Nährstoffspeicherung von zwei brandenburgischen Kiefernbeständen mit unterschiedlichem Stickstoffeintrag. Die Änderung der Artenzusammensetzung infolge atmosphärischer Stickstoffdeposition von einer von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Himbeere (*Rubus idaeus*) dominierten Bodenvegetation hin zu einer weitgehend reinen Grasdecke aus Reitgras (*Calamagrostis epigeios* bzw. *C. arundinacea*) führte zu einer zusätzlichen Stickstoffbindung von ca. 40 kg N ha⁻¹.

Sättigungserscheinungen in Waldökosystemen zeigten sich in Laubholzbeständen in einer nitrophilen schatten ertragenden Bodenvegetation. Die Brennnessel kann z. B. in einem basenreichen Buchenwald über 40 kg N ha⁻¹a⁻¹ in ihrer oberirdischen Biomasse zirkulieren (EICHHORN 1995).

Die Bodenvegetation kann als vorübergehender Stickstoffspeicher die Stickstoffausträge nach der Entstehung von Kahlfächen im Wald sowie bei der Aufforstung landwirtschaftlicher Nutzflächen reduzieren (s. Kapitel 3.4).

Biologische Immobilisierung in Mikroorganismen

Die Stickstoffmineralisation in der Humusaufgabe und im Mineralboden erfolgt durch Mikroorganismen. Dabei geht Mineralstickstoff (NH₄⁺, NO₃⁻) in Biomasse über. Deren Kapazität ist abhängig vom verfügbaren Kohlenstoff aus dem leicht zersetzbarem organischem Material. Dies wird zu großen Anteilen von der Ektomykorrhiza geleistet und ist an lebende Wurzelsysteme gebunden. Nach dem Absterben unterliegt die Biomasse selbst der Mineralisierung (BAUHHUS & BARTHEL 1995).

Von Bakterien wird vor allem Nitrat als anorganische Stickstoffquelle aufgenommen und mikrobiell umgesetzt (ABER 2002). Ammonium wird stark durch Mykorrhizapilze immobilisiert (ANDERSON ET AL. 2001).

Der Anteil des zirkulierenden Stickstoffs, der einer biologischen Immobilisierung unterliegt, zeigt eine hohe Variabilität zwischen den Standorten. Er ist hoch bei N-limitierten Standorten mit hohen C/N-Verhältnissen im zersetzten organischen Material. Bei steigendem Angebot von Mineralstickstoff in der Bodenlösung nimmt die relative Rate der biologischen Immobilisierung ab (ABER 2002).

Auf Kahlschlägen ohne Vegetation ist im ersten Jahr die mikrobielle Immobilisierung der wichtigste Prozess der Retention des mineralisierten Stickstoffs (VITOUSEK & MATSON 1985).

Abiotische Ammonium-Immobilisierung

Ammonium unterliegt in der Bodenlösung einer abiotischen Immobilisierung. Diese ist in der Regel vollständig, so dass unterhalb von 20 cm Bodentiefe in der Regel kein NH_4^+ mehr gemessen wird (MEESENBURG ET AL. 2004). NH_4^+ wird in der Humusaufgabe oder im oberen Mineralboden entweder inkorporiert oder zu Nitrat umgewandelt.

Austauschbar kann NH_4^+ vor allem im Auflagehumus gebunden werden, wo es vor allem gegen andere Kationen (Ca, Mg, K) ausgetauscht wird (MATZNER ET AL. 1995). Eine weitere Senke für NH_4^+ ist die Bindung an den Oberflächen und in den Zwischenschichten von zwei- oder dreischichtig aufgebauten Tonmineralen (MATZNER ET AL. 1995). Die abiotische Immobilisierung ist neben den Standortbedingungen vor allem von den Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und der Kationenaustauschkapazität (KAK) abhängig (ABER 2002). Auch bei sehr hoher Deposition von 35-50 kg Ammoniumstickstoff wird nahezu kein NH_4^+ in den Unterboden verlagert (BLOCK 1995).

3.1.1.3 Konzept der Stickstoffsättigung

Die atmosphärischen Stickstoffeinträge übersteigen derzeit in weiten Bereichen Deutschlands den langfristigen Stickstoffbedarf der Waldökosysteme. Diese Problematik der anhaltend hohen Stickstoffeinträge wird mit dem Konzept der Stickstoffsättigung umschrieben (ABER 1989, 1998; KÖLLING 1991; EMMETT 2005). In dem Prozess der Stickstoffsättigung entwickeln sich Wälder aufgrund der Überschreitung der Retentionskapazitäten von N-limitierten zu N-gesättigten Systemen, wobei die N-Verfügbarkeit und die N-Flüsse stetig zunehmen. Ab einem bestimmten Grad der Stickstoffsättigung setzen Sickerverluste von Nitrat ein. Dabei kann es in der Nichtvegetationszeit zu einzelnen kurzfristigen Nitrataustragsschüben kom-

men. Im weiteren Prozessverlauf können sich Frequenz, Dauer und Amplitude dieser Nitrataustragsperioden erhöhen.

Der Grad der Stickstoffsättigung kann mit dem Bilanzkonzept eingeschätzt werden, indem der N-Eintrag dem N-Austrag gegenübergestellt wird (*BMVEL 2000*). Von signifikanten Stickstoffverlusten wird ab $5 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ gesprochen (*BMVEL 2000*). Je nach anfallender Sickerwassermenge ($100 - 800 \text{ mm a}^{-1}$) entspricht diese Fracht Nitratkonzentrationen von $2,8 - 22 \text{ mg l}^{-1}$. Als gesättigt auf hohem Niveau gelten Waldökosysteme mit Stickstoffverlusten über $15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$.

Störungen von Waldökosystemen durch Insektenbefall oder Windwurf und forstliche Nutzungen können den Stickstoffbedarf der Waldbäume senken und/oder die Nitrifikationsrate erhöhen. Kalkungen können die Nitrifikationsrate erhöhen, ohne den biologischen Stickstoffbedarf entsprechend mit anzuheben (vgl. Kapitel 3.1.3.4).

Neben Austrägen mit dem Sickerwasser treten in Waldökosystemen gasförmige Stickstoffverluste in Form von N_2O , NO und N_2 durch Denitrifikationsprozesse auf. Die Größenordnung der gasförmigen N-Verluste ist vom Nitratangebot sowie von den Feuchtebedingungen im Boden abhängig. Die festgestellte Bandbreite liegt zwischen "Hintergrundemissionen" von $< 0,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und $> 15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bei hoher Stickstoffsättigung (*BUTTERBACH-BAHL ET AL. 2002; BRUMME ET AL. 2009*).

Nitratbelastung von Quell- und Bachwasser

Der Bachwasserabfluss integriert in räumlicher Hinsicht die qualitativen und quantitativen Verhältnisse eines Wassereinzugsgebietes. Langjährige Zeitreihen mit Beginn in den 1960er Jahre zeigen einen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Quellwasser überwiegend ab den 1970er Jahren (*WILPERT & ZIRLEWAGEN 2003*). Seit den 1980er Jahren ist das Niveau der Nitratkonzentrationen bei der überwiegenden Zahl der Quellen und Bäche im Wald konstant (*SCHELER 2004*). Die Nitrat-Konzentrationen schwanken im Jahresverlauf zwischen $0 - 3 \text{ mg l}^{-1}$ bei gering belasteten Quellen und $11 - 15 \text{ mg l}^{-1}$ bei hoch belasteten Quellen.

3.1.2 Nitrataustragsrisiko unter Wald

3.1.2.1 Aktuelle Belastungssituation

Die Stickstoffanreicherung in Waldökosystemen kann Nitratverluste mit dem Sickerwasser bewirken, wobei eine sehr hohe Variabilität dieser Nitratausträge festzustellen ist. BLOCK

(1995) hat 27 Fallstudien aus Deutschland mit Waldökosystembilanzen (Input-Output-Kalkulation) ausgewertet. Die Nitratausträge beliefen sich dabei zwischen $< 0,1 - 42 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Eine Übersicht zu regionalen Inventuren in Deutschland und angrenzenden Ländern gibt Tabelle 3-1.

Die Ergebnisse verweisen auf eine hohe Nitratbelastung des Sickerwassers an 7-10 % der untersuchten Waldbestände. Dort ist im Sickerwasser der Grenzwert der EU-Trinkwasserverordnung von 50 mg Nitrat je Liter überschritten. In den Niederlanden und im westlichen Niedersachsen zeigt sich eine regional erhöhte Nitratbelastung des Sickerwassers auch unter Wald.

Die Retention des Stickstoff im Waldökosystem wird wesentlich durch Standortbedingungen wie unterschiedliche Nitrifikationsbedingungen, eine standörtlich differenzierte Stickstoffspeicherkapazität sowie durch die historische Nutzung einer Waldfläche (Übernutzung und Stickstoffverarmung, Baumartenwechsel, Neuaufforstung) bestimmt.

Tabelle 3-1: Regionale Inventuren zur Nitratbelastung unter Wald

Region Autoren	Inventurverfahren Anzahl der Standorte ein- oder mehrjährige In- ventur	Median / Mittel / Spanne	Verteilung, Bewertung Hohe Belastung: > 15 kg N-Verluste ha ⁻¹ a ⁻¹ > 50 mg NO ₃ l ⁻¹
Niederlande DE VRIES & JANSEN 1994; DE VRIES et al. 1995	18 Waldbestände im Dauermonitoring 147 Waldbestände einma- lig beprobt Gehalte in Bodenproben bis 60-100 cm Bodentiefe	<u>Median:</u> 30 mg NO ₃ dm ⁻³	Auswahl der Standorte: nicht carbonathaltig, sandig 9,5 % der Waldstandorte > 50 mg NO ₃ dm ⁻³ <u>Austräge nach Baumarten in kg N ha⁻¹a⁻¹</u> Douglasie: 26,4 Buche: 4,9 Fichte: 6,3 Eiche: 6,5 Kiefer: 12,5 Ø: 11,7
Dänemark CALLESEN et al. 1999	111 Waldstandorte (7x7 km-Raster) mehrjährige Nitratinventur (1986-93) Gehalte in Bodenproben bis 75-100 cm Bodentiefe	<u>Median:</u> 6,7 mg NO ₃ dm ⁻³ <u>Spanne:</u> 0 - 625 mg NO ₃ dm ⁻³	30 % der Waldstandorte < 9 mg NO ₃ dm ⁻³ (entspricht 2 - 6 kg N-Verluste ha ⁻¹ a ⁻¹) 7 % der Waldstandorte > 50 mg NO ₃ dm ⁻³
Deutschland BORKEN & MATZNER 2004	57 Level II – Flächen mehrjährige Zeitreihe (1996-2001) Nitratfrachten unterhalb des Wurzelraumes	<u>Median:</u> 1,3 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ <u>Spanne:</u> 0–26 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	71 % (41 Flächen) < 5 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ 21 % (12 Flächen) 5-15 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ 7 % (4 Flächen) > 15 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹
Weser-Ems HORVATH et al. 2005; 2009; 2011	50 Bestände (DGL, KI, EI) Einmalige Inventur Nitratgehalte in Bodenpro- ben unterhalb des Wurzel- raumes (KCl-Extraktion)	<u>Median:</u> 38 mg NO ₃ l ⁻¹ <u>Mittlere Aus- trags-raten:</u> 23 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	13 % < 9 mg NO ₃ l ⁻¹ (gering); 75 % hohe Belastung <u>Regionalisierung (Forstamt Ahlhorn)</u> > 5-15 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ : 52 % der Flächen > 15 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ : 35 % der Flächen
Bayern MELLERT et al. 2005; 2007	399 BZE-Bestände (ohne Alpenraum) Einmalige Inventur Nitratgehalte in Bodenpro- ben unterhalb des Wurzel- raumes (auf FK normiert)	<u>Median:</u> 5 mg NO ₃ l ⁻¹	bis 2,5 mg NO ₃ l ⁻¹ 31 % (unbelastet) 25-50 mg NO ₃ l ⁻¹ 15 % >50 mg NO ₃ l ⁻¹ 7,5 % der BZE-Punkte

3.1.2.2 Einflussfaktoren für das Nitrataustragsrisiko

In empirischen Untersuchungen wird oftmals die Höhe der Stickstoffdeposition als signifikanter Indikator für das Risiko erhöhter Nitratausträge unter Wald identifiziert (*DISE & WRIGHT 1995; GUNDERSEN ET AL. 2006*).

Unter vergleichsweise homogeneren Bedingungen in kleineren regionalen Einheiten (z. B. Bundesländer) erweist sich auch die Waldbestockung als wichtige Einflussgröße (als Baumart, Waldtyp oder Bestandestyp; ggf. Baumalter, Baumhöhe) (*HORVAT ET AL. 2009*), oder sie

wird indirekt als "Größe des Waldgebietes" (CALLESEN ET AL. 1999) oder abgeleitet aus dem "Waldanteil" bzw. der "Wald-Feld-Verteilung" (MELLERT ET AL. 2005; 2007) einbezogen.

Weitere Indikatoren sind bodenkundliche Standortmerkmale wie das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe (BORKEN & MATZNER 2004; GUNDERSEN ET AL. 2006). Das geologische Substrat und der Bodentyp wurden in Untersuchungen in Bayern und Dänemark als signifikante Einflussgrößen für das Nitrataustragsrisiko identifiziert (MELLERT ET AL. 2005; 2007; CALLESEN ET AL. 1999).

Die Einflussfaktoren auf das Nitrataustragsrisiko unterscheiden sich, je nachdem, ob entweder Nitratkonzentrationen oder Nitratflüsse (Frachten) betrachtet werden. So fanden MELLERT ET AL. (2007) in einer landesweiten Studie in Bayern signifikante Unterschiede der Nitratkonzentrationen unterhalb des Wurzelraumes zwischen "Laubholz" und "Fichtenbeständen". Bei Betrachtung der Nitratfrachten konnten diese Unterschiede nicht bestätigt werden, da die unter Laubbäumen in der Regel geringeren Nitratkonzentrationen durch höhere Sickerwasserraten kompensiert werden.

Stickstoffdeposition

Ein Einfluss der Stickstoffdeposition auf das Risiko von Nitratausträgen besteht in der Gesamthöhe des Nitratreintrages und in der Zusammensetzung der Mineralstickstoffkomponenten. Die Gesamthöhe der Deposition steigt tendenziell mit der Niederschlagshöhe und der Geländehöhe an. Sie ist insbesondere durch Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft regional bedingt stark erhöht.

Hinsichtlich der Höhe der Stickstoffdeposition werden atmosphärische Belastungsschwellen diskutiert. GUNDERSEN ET AL. (2006) analysierten 400 europäische Fallstudien. Sie fanden für die Stickstoffdeposition einen Schwellenwert von 8-10 kg N ha⁻¹a⁻¹, unter dem es in der Regel nicht zu Nitratausträgen mit dem Sickerwasser kommt.

Für die bayerischen Waldklimastationen (Level II) fanden KÖLLING & NEUSTIFTER (1997) oberhalb eines N-Eintrages von 15 kg N ha⁻¹a⁻¹ kein nitratfreies Sickerwasser unterhalb des Hauptwurzelraumes mehr. Hohe N-Austräge von über 14 kg N ha⁻¹a⁻¹ treten gehäuft bei N-Einträgen oberhalb von 21 kg N ha⁻¹a⁻¹ auf (BLOCK 1995). Nach BMVEL (2000) ist davon auszugehen, dass bei einem N-Eintrag von 25 kg N ha⁻¹a⁻¹ stets mit einem signifikanten Stickstoffaustrag (> 5 kg N ha⁻¹a⁻¹) zu rechnen ist. N-Einträge von > 25 kg N ha⁻¹a⁻¹ werden allgemein nur bei einem hohen Anteil von NH₄ im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Emissionen erreicht (GUNDERSEN 1995).

Auch das Verhältnis zwischen NH_4 und NO_3 in der N-Deposition hat einen Einfluss auf die N-Retention im Ökosystem. *DISE ET AL. (1998)* fanden bei einem von NH_4 dominierten N-Eintrag eine höhere N-Retention im Ökosystem als bei geringerem Gesamtstickstoffeintrag, welcher im NH_4/NO_3 -Verhältnis ausgeglichen war. NH_4 wird in der Regel im Boden vollständig zurück gehalten oder zu Nitrat umgebildet. Aus der Atmosphäre deponiertes Nitrat kann dagegen, besonders in der Vegetationsruhe, ohne in Aufnahme- und Umsetzungsprozessen im Boden einbezogen zu werden, unmittelbar ausgewaschen werden (*GUNDERSEN & RASMUSSEN 1995*).

Bei experimenteller Steigerung der N-Deposition bestanden die Reaktionen der untersuchten Waldökosysteme auf allen Standorten in erhöhten Nitratausträgen, jedoch in sehr unterschiedlichem Ausmaß und in einer unterschiedlichen Reaktionszeit (*TIETEMA ET AL. 1995; BREDEMEIER ET AL. 1998A*). Eine experimentelle Reduktion der N-Deposition erfolgte in Regionen mit hoher N-Deposition (Solling, Niederlande) mittels Dachkonstruktionen. Nach der dadurch verursachten Reduzierung der N-Frachten zeigte sich ein rascher Rückgang der Nitratausträge unter Wald.

Einfluss der Waldstruktur

In einer empirischen Risikoeinstufung nach Waldtypen und Standorten in Bayern (*MELLERT ET AL. 2005, 2007*) unterliegen Fichtenbestände dem höchsten Nitrataustragsrisiko, vor allem wegen der hohen atmosphärischen Filterwirkung der Fichtenkronen. *ROTHE ET AL. (1998)* interpretieren ein geringeres Nitrataustragsrisiko von Laubbaumarten u.a. mit einer geringeren Ausfilterung von Schadstoffen, höheren Sickerwassermengen (Verdünnungswirkung) und höherer Akkumulation organischer Substanz in den Waldböden. Das tiefergehende Wurzelsystem von Eichen, Buchen und Kiefern gegenüber Fichten ermöglicht eine effektivere Nitrataufnahme entlang der Verlagerungsstrecke im Boden.

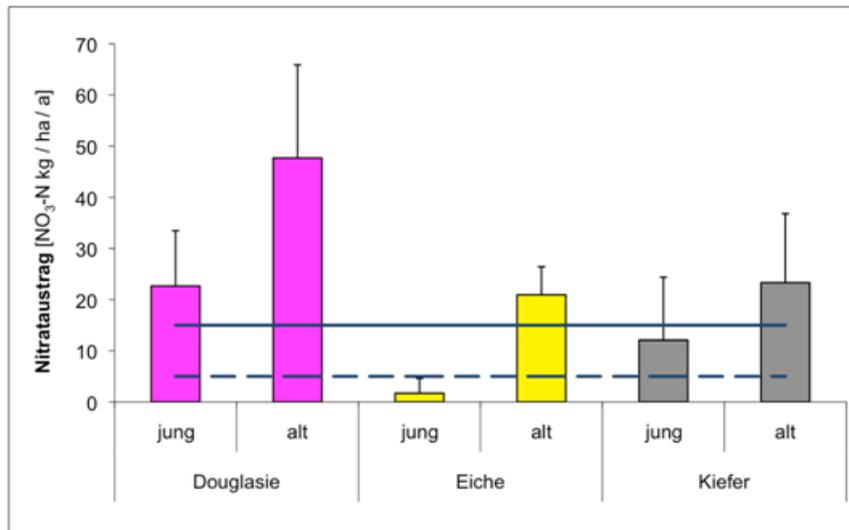


Abbildung 3-2: Nitrateustrag unter Douglasien-, Eichen- und Kiefernbeständen im Untersuchungsgebiet Cloppenburg (Median; mittlere absolute Abweichungen in kg N ha⁻¹a⁻¹).

Die Linien bezeichnen die Schwellenwerte der Stickstoff-Sättigung (5 bzw. 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ N) nach *BMVEL (2000)*; aus *HORVATH ET AL. 2011*

Im landwirtschaftlich intensiv genutzten Raum Weser-Ems mit hoher Nutztierdichte zeigt eine nach Baumart und Altersstufe differenzierte Betrachtung eine geringere Nitratbelastung des Sickerwassers unter Eichen, die jedoch mit einer hohen Stickstoffspeicherung und einem hohen Potenzial für eine spätere Stickstoffmobilisierung in der Humusauflage und im Mineralboden einher geht (*HORVATH ET AL. 2009, 2011*).

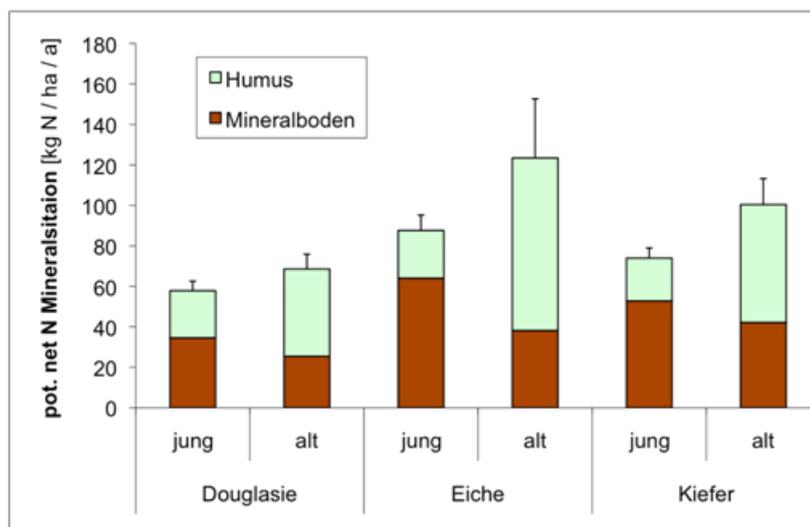


Abbildung 3-3: Potenzielle Netto-Stickstoffmineralisation (Mittelwerte und Standardfehler); aus *HORVATH ET AL. 2011*;

Laborinkubation gestörter Bodenproben aus Mineralboden und Humusauflage

Weil Laubbäume ihr Laub jährlich erneuern, können sie hohe Humusvorräte im Mineralboden aufbauen. Dies begünstigt die Prozesse der mikrobiologischen und der abiotischen Immobilisierung von Mineralstickstoff. Die längerfristig angehäuften Humusvorräte können jedoch nach Nutzungseingriffen oder Störungen in die Zersetzung einbezogen werden und zu Nitratverlusten führen, wenn die nitrifizierenden Bedingungen günstig sind (*KREUTZER 1981*).

In der Regel weisen ältere Waldbestände höhere Nitratkonzentrationen und Frachten im Sickerwasser auf. *ROTHE ET AL. (1999)* und *ROTHE & MELLERT (2004)* fanden bei Fichtenbeständen einen deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit zunehmendem Bestandesalter.

Die akzeptorabhängige Stickstoffdeposition steigt insbesondere in hoch belasteten Regionen mit zunehmender Bestandesoberfläche und mit zunehmender Bestandeshöhe (*MOHR ET AL. 2005*). Mit zunehmendem Alter akkumuliert sich der eingetragene Stickstoff nicht nur im Baumzuwachs, sondern auch in der Humusauflage und im Mineralboden.

Bei jüngeren Beständen können vorangegangene Kahlschläge, die Räumung des Schlagab- raumes und/oder Bodenbearbeitungen zu einem Stickstoffvorratsabbau bzw. zu hohen Stickstoffexporten geführt haben. Nach solchen "tiefgreifenden Störungen" des Nährstoffhaushaltes kann der dann geringer vorhandene Stickstoff ohne nennenswerte Verluste im Ökosystem zirkulieren.

Die jährliche Akkumulation von Stickstoff in der Humusauflage liegt in der Größenordnung der Stickstoffeinträge. In der mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen hoch belasteten Region Weser-Ems ermittelten *HORVATH ET AL. (2011)* eine durchschnittliche Rate der Stickstoffimmobilisierung in der Humusauflage junger Kiefern- und Douglasienbestände von $21 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Die Rate sinkt auch in älteren Beständen nicht ab.

Mit $21\text{--}40 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und in vergleichbarer Größenordnung zur Gesamtdeposition liegt auch die jährliche Festlegung von Stickstoff in der Humusauflage von geschlossenen Buchen- bzw. Fichtenaltbeständen im Solling (*MEIWES ET AL. 2002*). Die dort erfolgten Stickstoffspeicherung drückt sich in der Zunahme der Mächtigkeit der Humusauflage aus.

BRINKMANN & NIEDER (2002) bzw. *NIEDER ET AL. (2003)* ermittelten eine Immobilisierung in der Humusauflage und im Mineralboden von $25\text{--}35 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ für heranwachsende Kiefernbestände im pleistozänen Flachland Niedersachsens. Dabei nahm die Stickstoffakkumulation in der Humusauflage von Kiefernbeständen mit dem Bestandesalter zu. Im Alter zwischen 60, 80 und 120 Jahren stellt sich ein Gleichgewicht zwischen Streuanlieferung und Abbau ein.

Die Humusform verbessert sich und das C/N-Verhältnis sinkt. In älteren Beständen wird das Gleichgewicht infolge natürlicher Auflichtung der Kiefern gestört. Es erfolgt dann ein Humus- und Stickstoffvorratsabbau.

Die Frage, wann die Stickstoffakkumulation in der Humusaufgabe bzw. im Waldboden mit zunehmendem Bestandesalter eine Grenze findet, bleibt offen. Vermutlich akkumuliert sich der Stickstoff im Humusmaterial so lange, bis das Waldökosystem gestört wird (Auflichtung) bzw. bis der Waldbestand eine natürliche Zerfallsphase erreicht.

Die Bestandesstrukturen von Wäldern beeinflussen neben der akzeptorabhängigen Deposition auch über das Waldinnenklima die Gleichgewichte zwischen Mineralisierung und Nitratretenion. CALLESEN ET AL. (1999) ermittelten unter destabilisierten Beständen mit offenem Kronenschirm eine im Median etwa 25 % höhere Belastung des Bodensickerwassers mit Nitrat unterhalb des Wurzelraumes.

Die Auflichtung von Waldbeständen erhöht durch eine verstärkte aerodynamische Rauigkeit des Kronendaches die akzeptorabhängige Stickstoffdeposition (MEIWES 2002B). Eine fortschreitende Auflichtung reduziert jedoch die Akzeptoroberflächen und senkt damit die trockene Deposition (Gase, Partikel). Bei der Durchforstung eines Fichten-Tannen-Buchenbestandes in den bayerischen Alpen wurden 40 % des Stammholzvorrates entnommen. Die Stickstoffdeposition verringerte sich dadurch lediglich um 20 % (BÄUMLER & ZECH 1997).

In Mischbeständen aus Laub- und Nadelbäumen steigen die Stoffeinträge proportional mit dem Nadelbaumanteil (ROTHER ET AL. 1998). Mehrschichtig strukturierte Dauerwälder aus unterschiedlichen Baumarten können aufgrund der Rauigkeit im Kronenraum höheren Depositionsraten unterliegen. Sie speichern jedoch in der Regel auch mehr Stickstoff in verschiedenen Baumschichten und in tieferen Bodenzonen (WEBER ET AL. 1993).

Einfluss der Standorteigenschaften

Die Stickstoffausträge in Waldökosysteme sind an das Niederschlagsregime und die Sickerwasserrate gekoppelt. Hohe Niederschläge haben einen Verdünnungseffekt auf die Nitratkonzentrationen, können aber auch höhere Nitratmengen mobilisieren. Interannuelle Schwankungen des Niederschlags und der Gesamtverdunstung beeinflussen die Jahreshöhe der Nitratausträge stark (KLINCK ET AL. 2009).

Das geologische Ausgangssubstrat bestimmt die Bodenart sowie die Lagerung bzw. Schichtung und bildet damit die Grundlage für die Bodenentwicklung, den Bodenwasserhaushalt und den Säure-Basen-Status (Pufferbereich) des Waldökosystems. Basenreiche und karbonathaltige Standorte weisen infolge hoher pH-Werte hohe Stickstoffumsätze und ein hohes Nitrifikationsniveau auf.

Bei Grundwassereinfluss kann die N-Akkumulation durch den gehemmten Abbau organischer Verbindungen hoch sein, eine hohe Denitrifikation reduziert dabei das Nitrataustragsrisiko. Auenböden können ggf. eine Anreicherung organischer Substanz durch eine Sedimentation aufweisen. In eutrophen Auenböden ergibt sich ein hoher N-Umsatz, das Nitrataustragsrisiko wird wiederum durch Denitrifikation gemindert (MELLERT ET AL. 2007).

Die biologische Aktivität und die Nitrifikation wird durch einen ausgeglichenen Wasserhaushalt und durch ausreichende Bodendurchlüftung begünstigt (HARTMANN 1998). Damit haben gering wasserspeichernde, jedoch nicht stauende lehmige Sande und sandige Lehme ein potenziell hohes Nitrataustragsrisiko, wenn die N-Verfügbarkeit und die N-Retention nicht im Gleichgewicht stehen.

Eine höhere Bodenwasserspeicherung der Lehme gegenüber den Sanden verringert die Sickerwasserrate und verlängert die Verweilzeit von gelöstem Nitrat in der Wurzelzone. Damit bietet sich ein verlängertes Zeitfenster für die Pflanzenaufnahme oder mikrobielle Verwertung. Lehm Böden neigen aber auch zu Pseudovergleyung und Wasserstau mit erhöhter Denitrifikation.

Sandböden unter Wald können aber auch ein geringeres Nitrataustragsrisiko aufweisen. Häufig handelt es sich dabei um nährstoffarme, ehemals übernutzte, mit Kiefern bestockte Standorte mit niedriger Nitrifikationsrate (MELLERT ET AL. 2005, 2007; CALLESEN 1999). In sehr armen, podsolierten Böden ist die Stickstoffmineralisation gehemmt. Ein größerer Anteil des Stickstoffs in der Bodenlösung kann in organischen Bindungsformen verbleiben (MATZNER & HETSCH 1981). Solche Böden verfügen zunächst über eine hohe N-Speicherungsreserve. Unter anhaltend hoher Depositionsbelastung, zum Beispiel in den Niederlanden und in Westniedersachsen (DEVRIES ET AL. 1995; HORVATH ET AL. 2009; 2011), erschöpft sich die N-Speicherkapazität auf Sandböden offenbar rasch.

Bei höheren Tongehalten werden geringere Netto-N-Mineralisationsraten beobachtet (EVERS 2001). Der hohe Feinporenanteil ($< 0,2 \mu\text{m}$) am Gesamtporenvolumen toniger Böden kann von Mikroorganismen nicht besiedelt werden. Die geringe Durchlässigkeit (Wasserleitfähig-

keit) tonreicher Böden hemmt die Auswaschung. Sie begünstigt bei Wasserstau die Denitrifikation. Darüber hinaus weisen Tonböden besondere Bedingungen für eine stabile Bindung und abiotische Immobilisierung von Ammoniumstickstoff auf (*MELLERT ET AL. 2007*).

Die Auflagen aus organischem Material (Auflagehumus) am Waldboden sind die wesentlichen N-Speicher und Kompartimente für Stoffumsetzungen. Die Humusformen Mull, Moder und Rohhumus und deren Übergangsformen werden nach der biologischen Abbaurate gereiht. In der Humusform spiegelt sich ein Einfluss der Trophie, aber auch der Bestockung. Laubbaumbestände und aufgelichtete Bestandesstrukturen erlauben in der Regel biologisch aktivere Humusformen.

Mullhumusformen sind durch eine geringe Auflagenstärke gekennzeichnet; die Streu wird durch eine hohe biologische Aktivität schnell umgesetzt und in den Mineralboden inkorporiert (*BRUMME ET AL. 2009*). Die Nitrifikation wird in Waldbeständen mit Mullhumusformen stark begünstigt. Moderhumusformen können einen großen Anteil des eingetragenen Stickstoffs in der Humusaufgabe speichern (*MEIWES ET AL. 2002*). In stark sauren Rohhumusaufgaben werden geringere Nitrifikationsraten beobachtet (*MELLERT ET AL. 2007*). Dennoch stellen mächtige Auflagehumuslagen ein beträchtliches Risiko für biologische Umsetzungen mit möglichen einhergehenden Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser dar, wenn sich die Bestandesverhältnisse ändern, wie dies z. B. durch Kahlschlag, Durchforstung oder Kalkung möglich ist.

Ein Maximum des Nitrataustragsrisiko erwarten *MELLERT ET AL. (2007)* beim mullartigen Moder. In lückigen Beständen und Kahlfächen mit Graswurzelfilz-Moder können ebenfalls hohe Nitrifikationsraten mit dementsprechend erhöhten Nitratausträgen auftreten.

Die Nutzungsgeschichte eines Waldstandortes kann von Streunutzung und starken Übernutzungen in der Vergangenheit geprägt sein. Solche Standorte sind abgemagert, weisen niedrige Nitrifikationsraten auf und verfügen über hohe Stickstoffspeicherreserven. Umgekehrt können Standorte mit einem Pflughorizont oder auch aufgetragener Einstreu (Eschböden) stark mit Stickstoff angereichert sein und ein entsprechend hohes Potenzial für Stickstoffausträge bergen. Diese Standorte sind unter Wald jedoch eher selten.

Nach *ABER (2002)* ist das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe ein Weiser sowohl für die historische Landnutzung als auch für den aktuellen N-Status. Ein verengtes C/N-Verhältnis stellt eine Langzeit-Reaktion auf angehobene N-Einträge dar (*MATZNER ET AL. 1995*). Als Ursache der verengten C/N-Verhältnisse in der Humusaufgabe gelten die Veränderung der Streuquali-

tät (steigende N-Gehalte im Streufall) sowie die Immobilisierung von eingetragendem Mineralstickstoff in der Humusaufgabe.

Das C/N-Verhältnis charakterisiert die allgemeine Disposition der Systeme zum N-Austrag und wird als Indikator der Stickstoffsättigung diskutiert. *GUNDERSEN (1998)*; *BORKEN & MATZNER (2004)* sowie *GUNDERSEN ET AL (2006)* identifizierten Schwellenwerte für ein erhöhtes Nitrataustragsrisiko bei einem C/N-Verhältnis um 23-25.

3.1.3 Einfluss forstlicher Maßnahmen auf das Nitrataustragsrisiko

Forstliche Nutzungseingriffe können als Störungen in den Waldökosystemen betrachtet werden. Sie bewirken veränderte Gleichgewichte zwischen Stickstoffverfügbarkeit und Stickstoffverwertung im Waldökosystem, je nach Intensität der Nutzungen und dem Status der Stickstoffsättigung.

3.1.3.1 Bewertung unterschiedlicher Verjüngungsformen

Forstliche Nutzungen betreffen einzelne Bäume, kleinere Gruppen (Femel) bis hin zu größeren Schlagflächen. Es entstehen Lücken in den Wäldern, in denen das Mikroklima, der Wasser- und Stoffhaushalt und die Vegetation umso stärker verändert werden, je größer diese Lücken sind.

Bereits die Entnahme eines Einzelbaumes in einem 40-jährigen Fichten-Stangenholz hat die Nitratkonzentrationen im tieferen Unterboden nach zwei Jahren von zuvor $<9 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ auf bis zu $44 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ an dieser Stelle angehoben (*V. WILPERT ET AL. 2000*). Ein Femelhieb in einem Buchenaltbestand bewirkte in den ersten drei Jahren eine Anhebung der Nitratkonzentrationen im Unterboden von zuvor $5 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ auf Einzelwerte über $70\text{-}90 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ (*BAUHUS 1994; BARTSCH ET AL. 1999; VOR 1999*).

Tabelle 3-2: Ausgewählte Untersuchungen zur Quantifizierung der Nitratausträge in Abhängigkeit der Nutzungseingriffe (Hiebsformen)

Autor, Jahr (Region)	Art des Eingriffs / Bestockung	Austrag [kg N ha ⁻¹]	Bemerkungen
KNIGHT et al. 1991 (Wyoming)	Kahlschlag Pinus contorta	49 kg N im ersten Jahr	Auf der Kontrollfläche Verluste von 1,3 kg N N-Deposition: 3 kg ha ⁻¹ a ⁻¹
BARTSCH et al. 1999 (Solling)	Femelschlag? (φ 30 m) in Buchenaltbestand	jährlich 100-120 kg N in den ersten 3 Jahren Insgesamt 850 kg N in den ersten 9 Jahren	Beschränkung auf Bereiche der Femel, die von Randbäumen nicht durchwurzelt sind Kalkung förderte üppige Bodenvegetation sowie die mikrobielle Biomasse und die Meso- und Makrofauna
	mit Kalkung	Insgesamt 340 kg N in den ersten 9 Jahren	
WEIS et al. 2006 (Ebersberger Forst, München)	Kahlschlag Fichte Pflanzung Buche	Insgesamt 230 kg N über eine Zeitspanne von 20 Jahren	85 % dieser N-Austräge erfolgten in den ersten 3 Jahren
	Femelschlag Fichte Pflanzung Buche	Insgesamt 150-230 kg N über eine Zeitspanne von 20 Jahren	Erneuter Anstieg der Nitratverluste nach dem ersten Erweiterungshieb nach 10 Jahren Geringere N-Verluste von 150 kg bei guter N-Abschöpfung der Buchen (nicht abschätzbar)
KLINCK et al. 2009 (Solling)	Kleinkahlschlag Fichte Pflanzung Buche	72 kg N in den Jahren 2-4 nach dem Eingriff	Reduktion der Stickstoffeinträge auf 54 % der Werte in der Fichten-Kontrollfläche. Nitratverluste im Kontrollbestand ebenfalls hoch (37 kg N)

Die Hiebseingriffe können Stickstoffausträge bis über 100 kg N ha⁻¹a⁻¹ bewirken, die jedoch unterschiedlich lang anhalten. Bei Kahlschlägen von Fichtenbeständen (WEIS ET AL. 2006; KLINCK ET AL. 2009) klingen die Nitratausträge nach wenigen Jahren ab. In Femelschlagverfahren können sich anhaltend hohe und entsprechend der Eingriffszyklen wiederholte Nitratbelastungen ergeben, allerdings beschränkt auf die relativ kleinen Flächenanteile des Eingriffs (BARTSCH ET AL. 1999; WEIS ET AL. 2006).

Kahlschlag (und Windwurf)

Mit der Entfernung der Baumschicht auf größerer Fläche ergeben sich waldökologische Veränderungen:

- ein weitgehender Wegfall der Nährstoffaufnahme durch Wurzeln;
- ein Wegfall der Nachlieferung frischer Waldstreu und der darin enthaltenen Nährstoffe an der Bodenoberfläche;

- eine Veränderung im Temperaturgang des Oberbodens. Im Sommer steigen infolge der direkten Sonneneinstrahlung die Oberbodentemperaturen; im Winter bewirken Strahlungsfröste niedrigere Minimum-Temperaturen (*KLINCK ET AL. 2009*);
- eine stark verminderte Gesamtverdunstung, generell erhöhte Wassergehalte im Boden sowie erhöhte Sickerwasserraten;
- eine deutlich geringere (Stickstoff-)Deposition, die akzeptorabhängige trockene Deposition entfällt;
- eine Verringerung der mikrobiellen Biomasse, die auf einen Zerfall der Ektomykorrhiza zurück geführt wird (*BAUHUS & BARTHEL 1995*);
- eine Bildung von Nitrat über den Bedarf der auf den Kahlfleichen zunächst nur spärlichen Vegetation (Überschussnitrifikation);
- eine Entwicklung einer Bodenvegetation mit zunehmender Aufnahmekapazität für Stickstoff, zunehmender Bodenbeschattung und zunehmender Gesamtverdunstung.

Die Raten der Netto-N-Mineralisation und Nitrifikation nach Kahlschlägen werden erhöht, weil die Rate der Immobilisierung von Stickstoff in mikrobieller Biomasse sinkt (*PRESCOT 1997*). Der fehlende Input an organischer Substanz senkt die C-Verfügbarkeit, die Mikroorganismen werden nicht mehr mit leicht verwertbaren (labilen) organischen Verbindungen versorgt (*BAUHUS & BARTHEL 1995; JUSSY ET AL. 2004*).

Die Nitratbildung erfolgt, weil durch fehlende Pflanzenaufnahme und geringere mikrobiologische Verwertung ein Überangebot an NH_4 entsteht und weil die erhöhte Bodentemperatur in Verbindung mit einer guten Bodendurchfeuchtung während der Vegetationszeit gute Bedingungen für die Nitrifikation schaffen (*WEIS ET AL. 2006*).

Die ansteigende Nitratfreisetzung bis hin zur Überschussnitrifikation können nach Kahlschlägen über mehrere Jahre anhalten. Die meisten Untersuchungen bemessen die Phase von Nitratverlusten nach Kahlhiebsen oder ähnlichen Störungen auf bis zu vier Jahre. Danach sinken die Nitratverluste, mitunter auf geringere Werte als zuvor unter der bisherigen Bestockung.

Die Bodenvegetation kann mit zunehmender Entwicklung eine Aufnahmekapazität für Stickstoff generieren, die in ihrer Größenordnung den atmosphärischen Stickstoffeinträgen entspricht. Zu einer rückläufigen Stickstoffmineralisierung kommt es auch, weil die Substratqualität für die mineralisierenden Mikroorganismen nach dem Abbau der Pools leicht mineralisierbarer N-Verbindungen vermindert ist (*WEIS ET AL. 2006*).

Geringere Nitratverluste nach Störungen ergeben sich auf Standorten, auf denen das Wachstum infolge N-Limitierung gehemmt ist (*KNIGHT ET AL. 1991; MELLERT ET AL. 1996*). In kühlen

Klimaten kann die Stickstoffmineralisierung und Nitrifikation reduziert und verzögert sein (NOHRSTEDT ET AL. 1994 ; RING 1995).

Auf Kahlflächen ist infolge Nutzung oder Sturm nicht nur die Pflanzenaufnahme von Stickstoff unterbrochen, sondern auch die biologische Stickstoff-Immobilisierung durch Mikroorganismen reduziert (BAUHUS & BARTHEL 1995; JUSSY ET AL. 2004). Das erhöht die Netto-Stickstoffmineralisation und führt in der Regel zu Nitratverlusten mit dem Sickerwasser. Die Überschussmineralisation von Stickstoff wird in der Folgezeit mit steigender Intensität durch eine aufkommende Schlagvegetation aufgenommen.

Auf Kahlschlägen und in Femellücken entwickelt sich in der Regel eine Schlagvegetation, die überschüssig freigesetzten Stickstoff in der Bodenvegetation bindet und speichert. Die Bodenvegetation hat eine ungleich größere Bedeutung für die Stickstoffspeicherung als eine gepflanzte oder natürlich aufkommende Baumverjüngung. Junge Baumkulturen nehmen erst nach einigen Jahren nennenswerte Stickstoffmengen auf (EVERS 2001).

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sinken parallel zur Wiederbesiedlung einer Kahlfläche mit einer Schlagvegetation. Ein deutlicher Rückgang wird bei Deckungsgraden > 40-50 % erwartet (MELLERT ET AL. 1996; 1998; BARTSCH ET AL. 1999). Dabei erscheint es von untergeordneter Bedeutung, ob sich die Vegetationsdecke aus Vorausverjüngung mit Begleitvegetation oder aus Schlagflurarten zusammensetzt.

MELLERT ET AL. (1998) haben auf Sturmwurfflächen in Bayern eine Stickstoffspeicherung in der oberirdischen Bodenvegetation zwischen 10 und 60 kg N ha⁻¹ vorgefunden, in einzelnen Fällen wurden 200 kg N ha⁻¹ erreicht. Nach einem Kleinkahlschlag in einem Fichtenaltbestand im Solling betragen die Stickstoffvorräte in der krautigen Vegetation im zweiten und dritten Jahr 40 kg N ha⁻¹ (KLINCK ET AL. 2009).

In der Brennessel- und Holundervegetation einer 4 Jahre alten Femellücke in einem mit Stickstoff gesättigten Buchenbestand auf Basalt waren im Zentrum 715 kg ha⁻¹ Stickstoff gespeichert, am Rand 177 kg N ha⁻¹ und im umgebenden Bestand 19 kg N ha⁻¹ (GODT 2002).

Die Wiederbesiedlung von Kahlflächen mit Bodenvegetation konnte durch eine Kalkung stark gefördert werden. LINKE (1994) ermittelte auf einem Kahlschlag im Solling in der ober- und unterirdischen Bodenvegetation (erstes bzw. zweites Jahr) eine Stickstoffbindung von 35 bzw. 50 kg N ha⁻¹. In einer gekalkten Parzelle erreichte die Stickstoffbindung 55 kg N ha⁻¹ bzw. 95 kg N ha⁻¹. Die Stickstoffbindung der aufgekommenen Vegetation in Femellücken in einem Buchenaltbestand im Solling betrug 4 bzw. 7 Jahre nach dem Eingriff 9 kg bzw. 22 kg

N ha⁻¹. Die Kalkung erhöhte die Bindung mit 63 bzw. 118 kg N ha⁻¹ auf ein Vielfaches (*BARTSCH ET AL. 1999,2002*).

Die Belassung des Schlagabraumes auf Kahlflächen stimuliert die mikrobielle Aktivität durch eine höhere und konsistentere Bodendurchfeuchtung sowie durch Schutz vor Frost. Auch die Bodentemperatur ist ausgeglichener. Schlagrückstände mit hohen N-Gehalten (Blätter, Nadeln und Rinden) erhöhen den Pool mineralisierbaren Stickstoffs und unterliegen einer Bioturbation und Pilzbesiedlung. Der Schlagabraum bewirkt eine insgesamt höhere, längerfristig anhaltende Nitratbildung (*STEVENS & HORNING 1990; EMMET ET AL. 1991 A,B*). Der Schlagabraum kann allerdings auch das Aufkommen der Bodenvegetation behindern.

Femelschlagverfahren

Im Femelschlagverfahren erfolgt die Verjüngung (Übergang in eine neue Waldgeneration) über zahlreiche kleinere Schlagflächen. Es entstehen kleinere Teilflächen mit stärkerem Zutritt von Strahlung und Niederschlag, während in andere Teile des Verjüngungsbestandes zunächst kaum eingegriffen wird und diese dann ein weitgehend geschlossenes Kronendach behalten (*RÖHRIG & GUSSONE 1982*). Diese kleinen Schlagflächen werden sukzessiv verbreitert und schließlich ganz vom Altholz geräumt. Der Gesamtverjüngungszeitraum beträgt zumeist über 20 Jahre.

BARTSCH ET AL. (1999) ermittelten in einem Femelschlag in einem Buchenaltbestand im Solling lang anhaltende hohe Nitratverluste. In Bereichen, die von Randbäumen nicht durchwurzelt wurden, summierten sie sich über einen 9-jährigen Untersuchungszeitraum auf 850 kg N ha⁻¹.

Die Stickstoffbilanz eines Femelschlages über die gesamte Fläche und über den gesamten Verjüngungszeitraum ist schwer zu quantifizieren. Das Waldinnenklima wird auch im angrenzenden Altbestand verändert; die mikroklimatischen Übergänge zwischen Lücken und verbleibendem Altbestand sind stetig. Randliche Altbäume beeinflussen den Stickstoffeintrag. In Buchen- und Eichenbeständen kann der freiwerdende Wurzelraum durch Randbäume erschlossen werden; lediglich die Wurzelsysteme von Altfichten erschließen den freiwerdenden Wurzelraum offenbar nicht (*KLINCK ET AL. 2009B*).

Eine Umwandlung von Fichtenbeständen mit Pflanzung von Buchen im Wege eines Kahlschlages und eines Femelschlages haben *WEIS ET AL. (2006)* in einer Chronosequenz gegenüber gestellt. Auf dem Kahlschlag ist die wärmebedingt gesteigerte Nitrifizierung mit höheren Wasserflüssen kombiniert und führt damit zu besonders hohen Nitratverlusten, jedoch be-

grenzt auf die ersten 2 Jahre. Im Femelschlag setzt die Nitrifizierung langsamer ein. Ein Folgehieb nach etwa 10 Jahren führt erneut zu angehobener Nitrifikation und höheren Nitratflüssen im Sickerwasser. In der betrachteten Zeitspanne von 20 Jahren betragen die Stickstoffverluste im Kahlschlag insgesamt 230 kg ha^{-1} , davon 85 % in den ersten 3 Jahren. Die Schätzungen der Stickstoffverluste im Femelhieb liegen für den gleichen Zeitraum bei 150 bis zu 230 kg ha^{-1} . Unsicherheit besteht, inwieweit sich die seitlich beschattete Buchenkultur in Femellöchern zu einer ebenso effektiven Senke für Stickstoff entwickelt wie die Buchenkultur auf der Kahlschlagfläche.

Schirmschlagverfahren und selektive Einzelbaumnutzungen

Im Schirmschlagverfahren wird der Altbestand auf ganzer Fläche etwa gleichmäßig aufgelockert. Dieses Verfahren wird hauptsächlich bei der natürlichen Verjüngung von Buchenbeständen angewendet (*RÖHRIG & GUSSONE 1982*). Der Kronenschirm wird regelmäßig in Hieben im Abstand von mehreren Jahren nachgelichtet und allmählich entfernt.

Durch die Auflichtung wird die Streuzersetzung angeregt. Dies ist einerseits erwünscht, um ein Keimbett für die Buchen zu schaffen, andererseits steigt das Risiko erhöhter Nitratausträge. Die Einleitung der Naturverjüngung der Buche durch Schirmschlag reduziert die Stammzahlen und damit die N-Aufnahme. Eine eventuell aufkommende Bodenvegetation, die überschüssiges Nitrat abschöpfen könnte, wird durch den schnellen Kronenschluss der elastisch reagierenden Buche meist schnell wieder ausgedunkelt (*KREUTZER 1981*).

Nach dem gleichen Prinzip wirken selektive Nutzungen, z. B. Zielstärkennutzungen. Sie vermindern lokal die Abschöpfung von Stickstoff aus der Bodenlösung. Zugleich erhöhen sie die Strahlung und das Wasserangebot am Waldboden.

Bewertung der Verjüngungsformen

Bei der Beurteilung der Stickstoffbilanzen von Kahlschlägen im Vergleich mit anderen Hiebs- und Verjüngungsverfahren (z. B. Zielstärkennutzung, Femelschlag, Schirmschlag) ist es von Interesse, wie sich die Stoffbilanzen über die ganze Phase des Verjüngungsganges entwickeln (*KLINCK ET AL. 2009*). Eine selektive Einzelbaumnutzung ist – auf der gesamten Fläche betrachtet – vermutlich mit gering veränderten Stoffbilanzen verbunden, die Verjüngungsphase zieht sich jedoch über einen sehr langen Zeitraum hin. Beim Kahlschlag ist dagegen die Phase unausgeglichener Stoffbilanzen und Nitratbelastungen des Sickerwassers höher, dafür aber wesentlich kurzfristiger (*MEIWES 2002*).

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass die für die Verjüngung gewählte Hiebsform über die gesamte Dauer nur eine geringere Bedeutung für die Höhe der Stickstoffausträge hat. *WEIS ET AL. (2006)* sowie *KLINCK ET AL. (2009)* verweisen auf die Minderung der Stickstoffdeposition auf größeren Kahlfächen, weil der akzeptorabhängige Anteil der Deposition entfällt. Dadurch werden die Stickstoffflüsse auf Kahlfächen direkt reduziert. Ein zusätzlicher Aspekt der Stickstoffbilanzen könnte sich daraus ergeben, dass selektive Nutzungseingriffe in geschlossenen Beständen die Raten der Stickstoff-Deposition in die Bestände erhöhen können (*KREUTZER, 1994*).

Unter den Bedingungen einer Stickstoffsättigung der Waldökosysteme kann die Bewirtschaftung des Waldes zyklische Nitratverluste im Sickerwasser kaum vermeiden. Nach *VITOUSEK ET AL. (1979, 1985)* bestimmen folgende Faktoren die Nitratverluste auf gestörten Standorten:

- die jährlich mineralisierte N-Menge vor der Störung, sowie das Ausmaß der anwachsenden Mineralisierung infolge der Störung;
- die Interaktionen von Prozessen im Boden, welche den mineralisierten Stickstoff in vergleichsweise immobilen Formen hält, besonders die mikrobiologische Immobilisierung und eine verzögerte NO₃-Bildung;
- die Wiederbesiedlung des Standortes mit Vegetation und die damit einsetzende Pflanzenaufnahme von Stickstoff.

Insgesamt ergeben sich über die gesamte Zeitdauer der Verjüngung keine absicherbaren Unterschiede hinsichtlich der Nitratauswaschung zwischen den verschiedenen Verjüngungsverfahren.

3.1.3.2 Wirkungen von waldbaulichen Eingriffen auf Nitratgehalte in Oberflächengewässern

Die Wirkung von Eingriffen und Störungen in Waldökosystemen zeigen sich im Bachwasser gegenüber dem Sickerwasser in der Regel nur in abgeschwächter Form (*NEAL ET AL. 1992; BÄUMLER & ZECH 1998, 1999*). Hierbei sind der Anteil des gestörten Waldes an der Gesamtgröße des Einzugsgebietes, aber auch dessen Lage von Bedeutung. Ein direkt am Bachlauf gelegener gestörter Wald kann episodisch größere Mengen von Nitrat über den oberflächennahen Abfluss nach Starkregeneignissen oder in Phasen der Schneeschmelze in das Bachwasser gelangen lassen (*KÖLLING & MORITZ 1995*). In peripherer Lage eines Einzugsgebietes ist aufgrund längerer Fließstrecken eine abgeschwächte Wirkung zu erwarten. In der wassergesättigten Zone kommt es zu Verdünnungen und es können sich Denitrifikationsverluste ergeben.

FÜHRER (1990, 2000), HÜSER ET AL. (1996) und SCHELER ET AL. (2007) untersuchten in Krofdorf (Mittelhessen) Hiebsmaßnahmen in Buchenaltbeständen, die jeweils die gesamten Einzugsgebiete bestockten. Nach einer vorhergehenden Eichphase wurde in einem Gebiet eine Räumung des Altbestandes im Wege eines raschen Großschirmschlages (1983-88) vorgenommen (Abbildung 3-4). Die Konzentrationen von Nitrat im Bachwasser reagierten unmittelbar; die Spitzenwerte erreichten in wöchentlichen Probenahmen bis zu $24,4 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$. Aufgrund der sofort aufkommenden dichten Bodenvegetation, Buchenverjüngung und Besiedlung mit Weichlaubbaumarten gingen die Nitratgehalte im Bachwasser innerhalb von 10 Jahren wieder auf das ursprüngliche Niveau zurück.

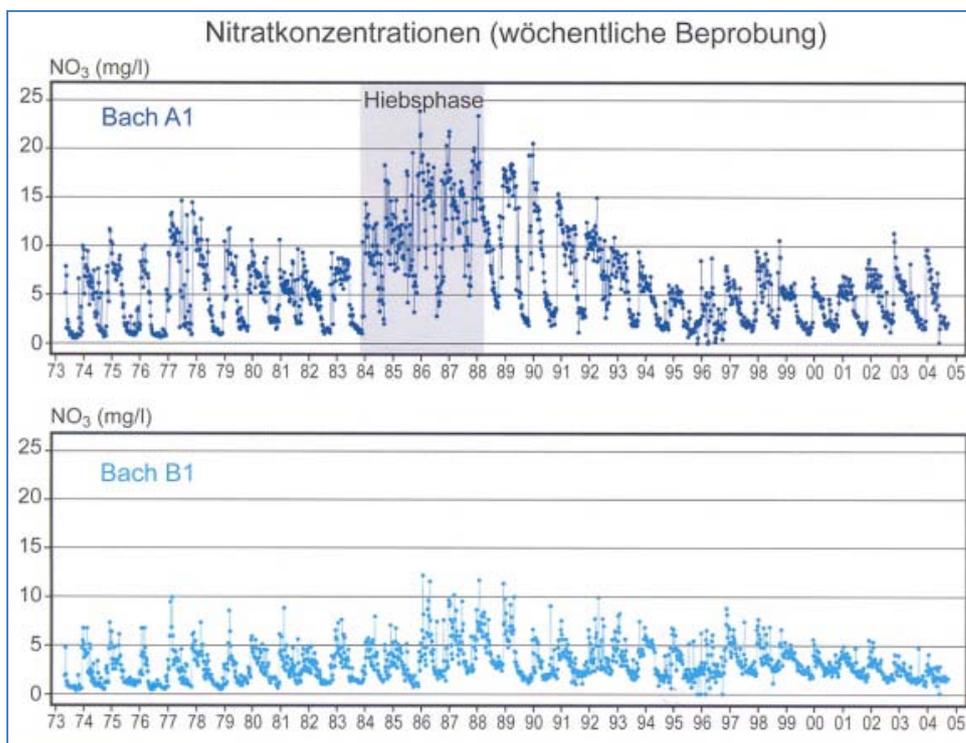


Abbildung 3-3: Nitratkonzentrationen im Bachwasser des Experimentalgebietes A1 und des Kontrollgebietes B1; Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krodorf / Mittelhessen; aus SCHELER ET AL. 2007
 A1: Verjüngung auf dem Wege eines Großschirmschlages
 B: Kontroll-Einzugsgebiet ohne Hiebsmaßnahmen

3.1.3.3 Wirkungen der Waldkalkung

Die Waldkalkung hat die Neutralisation eingetragener Säurebildner aufgrund einer Stärkung der Pufferkapazität des Bodens und die Vermeidung einer weiteren Versauerung zum Ziel. Durch eine moderate Aktivierung der Stoffumsätze im Auflagehumus soll eine Verbesserung der Nährstoffversorgung der Waldbäume erreicht werden (MEIWES 1994).

Eine Kalkung verbessert mit der Anhebung des pH-Wertes die Milieubedingungen der Mikroorganismen, die beim Humusabbau NH_4 freisetzen sowie derjenigen, die das NH_4 zu NO_2 und NO_3 nitrifizieren und damit die NO_3 -Konzentration in der Bodenlösung erhöhen (MARSCHNER 1995; KREUTZER 1995A,B).

In einem Buchenaltbestand stimulierte und erhöhte eine Kalkung die mikrobielle Biomasse (BAUHMUS & BARTHEL 1995) sowie die Stickstoffaufnahme der Vegetation. Das Feinwurzelwachstum der Bäume wurde angeregt und deren Vitalität gefördert. Die Bodenvegetation reagierte mit der Zunahme von nitrataufnehmenden und –speichernden Pflanzen bei gleichzeitigem Rückgang der säuretoleranten Bodenpflanzen (SCHÜLER 1995; BARTSCH ET AL. 1999).

Nach BEESE & MEIWES (1995) bewirkt eine Kalkung eine Strukturveränderung der Humusformen mit einer Verengung des C/N-Verhältnisses. Dabei wird Kohlenstoff unter Konservierung des Stickstoffs freigesetzt. In Paarvergleichen nach 25 Jahren wiesen gekalkte Parzellen geringere Kohlenstoffvorräte im Auflagehumus, aber höhere im oberen Mineralboden auf (EVERS ET AL. 2008).

Eine erhöhte Nitrifizierung führt nicht zwangsläufig auch zu einer höheren Auswaschung von Nitrat aus dem durchwurzelten Mineralboden. BLOCK (1995) hat 23 in der Literatur beschriebene Kalkungen mit Applikationen zwischen 2,5 und 30 t ha^{-1} carbonatischem Kalk oder Dolomit an Standorten in Deutschland ausgewertet. Die Bandbreite der Effekte einer Kalkung ergaben (1) reduzierte Nitratausträge, (2) keine Reaktion der Nitratgehalte in der Bodenlösung, (3) moderat erhöhte Nitratbelastung im Sickerwasser sowie (4) anhaltend erhöhte Nitratbelastungen des Sickerwassers.

Von reduzierten Nitratausträgen nach einer Kalkung berichteten BEESE (1989) bzw. MANDERSCHIEDT (1992). Die Kalkung bewirkte entweder eine erhöhte mikrobielle Immobilisierung und/oder eine erhöhte N-Aufnahme in die Vegetation. In einigen Studien wurde eine Dämpfung einer saisonal auftretende Überschussnitrifikation im Spätsommer/Herbst durch eine erhöhte biologische Immobilisierung nach einer Kalkung beobachtet (WENZEL 1989).

Eine langanhaltende, beträchtliche Erhöhung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser wurde von ROTHE (1994) dort festgestellt, wo bereits vor der Kalkung erhöhte Nitratgehalte im Sickerwasser zu verzeichnen waren. Nach KREUTZER (1995A) und SCHÜLER (1995) kommt es zur erhöhten Nitratbildung in der Bodenlösung vor allem auf Standorten, wo eine reichliche N-Versorgung, eine Humusaufgabe mit niedrigem C/N-Verhältnis und eine gute Bodendurchlüf-

tung zusammentreffen und die Biomasseproduktion und damit eine N-Immobilisierung durch eine Kalkung selbst nicht mehr gefördert werden kann.

3.1.4 Erstaufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen

Landwirtschaftlichen Flächen werden über die Düngung große Stickstoffmengen zugeführt und mit der Ernte wieder entzogen. Die Erstaufforstung (wie auch die Brachlegung und Sukzession) landwirtschaftlicher Nutzflächen kann zum Grundwasserschutz beitragen, indem die regelmäßige Stickstoffdüngung und Bodenbearbeitung eingestellt wird.

Die Standorte sind je nach Art der rezenten landwirtschaftlichen Nutzung unterschiedlich stark aufgedüngt (*PAMPE ET AL. 1999*). Auch nach Einstellung der Düngung stehen oft noch große Mengen an leicht mobilisierbarem Stickstoff zur Verfügung, die den Bedarf junger Forstpflanzen weit übersteigen (*ROTHE ET AL. 1998*).

Nach Bodenbearbeitung und Aufforstung kommt es zunächst zu einer Nitratfreisetzung. Die Austräge von Nitrat mit dem Sickerwasser sind aber bereits in den ersten drei Jahren einer Erstaufforstung bzw. Sukzession geringer als unter landwirtschaftlicher Nutzung (*EVERS 2001, 2003*). Die Höhe sowie die zeitliche Dynamik der Stickstoffauswaschung bzw. Stickstoffretention in den ersten vier Jahren unterschieden sich je nach vorheriger Nutzung, geologischem Ausgangssubstrat, Witterung (Sickerung) sowie einer experimentell begleitend eingebrachten Hilfsvegetation. Nach drei Vegetationsperioden betragen in der Folgezeit die Nitratausträge unter der Variante "Erstaufforstung von Acker" lediglich 6,5 % (Kalkverwitterungslehm) bzw. 26 % (Lößlehm über Buntsandstein) der Nitratausträge benachbarter Flächen mit fortgeführter landwirtschaftlicher Nutzung. Der sukzessive Aufbau von krautiger Biomasse auf Erstaufforstungsflächen begrenzt die Nitratausträge wesentlich.

Allerdings zeigen ehemals landwirtschaftlich bewirtschaftete Waldbestände ein lang anhaltendes Nitrataustragsrisiko. In einer nationalen Nitratstudie für Dänemark (*CALLESEN ET AL. 1999*) wiesen Erstaufforstungen ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen (< 10 Jahre) signifikant höhere Nitratgehalte ($26 \text{ mg NO}_3 \text{ dm}^{-3}$) im Unterboden auf als geschlossene Waldbestände (5,8 mg) sowie übriges Waldland (z. B. Sukzessionen, 3,1 mg). *CALLESEN ET AL. 1999* verweisen auf die häufig hohen Mineralisations- und Nitrifikationsraten auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen, bedingt durch hohe C/N-Verhältnisse im organischen Material, guter Phosphorversorgung und relativ hohe pH-Werte. Ebenso in die Studie einbezogenes Ackerland wies demgegenüber Gehalte von durchschnittlich $80 \text{ mg NO}_3 \text{ dm}^{-3}$ auf.

3.2 Gefährdungspotenziale durch Schwermetalle

Schwermetalle sind geogene Bestandteile der Waldböden, sie werden im Verlauf der Mineralverwitterung freigesetzt. Dazu tritt die überall zu messende Kontamination der Atmosphäre aus anthropogenen Quellen hinzu, wie z. B. durch Bergbau, industrielle Prozesse und Straßenverkehr. In der Atmosphäre unterliegen die anthropogen freigesetzten Schwermetalle dem Ferntransport und werden über Depositionsprozesse in die Waldökosysteme eingetragen.

In Waldböden zeigen sich gegenüber der geogenen Hintergrundbelastungen starke Anreicherungen von Schwermetallen in der Humusaufgabe und im oberen humosen Mineralboden (Ah-Horizont). Die Anreicherungen sind auf erhöhte Depositionsraten infolge der Filtereffekte der Baumvegetation zurückzuführen.

Schwermetalle werden im Waldökosystem in hohem Maße an die organische Substanz adsorbiert. In der Bodenlösung kommen die Schwermetalle gelöst als Kationen sowie komplex oder kolloidal gebunden an organische Substanz vor. Im Bodensickerwasser stellt sich durch die geogenen Bedingungen und die ubiquitäre Belastung des Standorts als Folge depositionsbedingter Schwermetalleinträge eine standortspezifische Hintergrundkonzentration ein (DUIJNISVELD ET AL. 2008).

3.2.1 Verhalten von Schwermetallen in Waldböden

Schwermetallbindung in Waldböden

Die Gesamtkonzentration eines Schwermetalls im Waldboden verteilt sich auf verschiedene chemische Bindungsformen. BRÜMMER ET AL. (1986) geben eine Übersicht über Schwermetallbindungen in Böden und verweisen auf differenzierte Extraktionsverfahren zu deren analytischer Bestimmung.

1. Wasserlöslich (Extraktion mit deionisiertem Wasser).
2. Austauschbar gebunden - die spezifische Adsorption von Schwermetallen an Bodenmineralen ist mit der metallionischen Hydrolyse verknüpft. Die Extraktion erfolgt mit einer Neutralsalzlösung (CaCl_2 ; $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$).

3. Organisch gebunden - Huminstoffe können als polyelektrolytische Liganden mit Metallen stabile Komplexe bilden (Prozesse der Komplexbildung).
4. Als Carbonat oder Phosphat gebunden (im neutralen oder alkalischen Milieu), als Sulfide in reduzierendem Milieu.
5. Okkludiert in Mangan- oder Eisenoxiden.
6. In Silikatstrukturen gebunden (isomorpher Ersatz; fixiert an vakanten Plätzen).

Die (1) wasserlösliche, die (2) austauschbar gebundene sowie (3) die organisch gebundene Fraktion eines Schwermetalls können in der Bodenlösung freigesetzt werden. Zwischen gelösten Verbindungen sowie mit den an mineralischen oder organischen Oberflächen gebundenen Fraktionen (1-3) stellt sich ein Gleichgewicht ein. Die übrigen Fraktionen (4-6) sind mehr oder weniger immobil und chemisch relativ stark an die Mineralphase des Bodens gebunden.

Löslichkeit der Schwermetalle

Die Löslichkeit (Mobilität) und somit auch die Konzentration von Schwermetallen in der Bodenlösung wird insbesondere vom pH-Wert und vom Gehalt an gelöster organischer Substanz (DOC) beeinflusst. Generell zeigen Schwermetalle zwei unterschiedliche Muster der Freisetzung in die Bodenlösung (*BERGKVIST ET AL. 1989*):

1. Die Freisetzung durch Versauerungsprozesse (Freisetzung als hydratisierte Kationen);
2. die Bildung von metallorganischen Komplexen mit gelösten organischen Säuren.

Freisetzung von Schwermetallen durch Versauerungsprozesse

Mit abnehmendem pH-Wert erhöht sich die Mobilität von Schwermetallen (*BRÜMMER ET AL. 1986*). Die an Mineralen und Huminstoffen austauschbar gebundenen Schwermetalle werden im Milieu niedriger pH-Werte (≤ 5) gelöst und als hydratisierte Kationen in der Bodenlösung freigesetzt. Mit abnehmenden Säuregradienten im Mineralboden (B-Horizont) werden die Schwermetall-Kationen wieder absorbiert.

Die Freisetzung der Schwermetalle ist graduell und steht in multiplen Gleichgewichtsreaktionen mit der Bodenlösung. Sie ist abhängig von den Gesamtgehalten der Schwermetalle und deren unterschiedlichen Bindungsformen. Der mobile Anteil der einzelnen Schwermetalle steigt unterhalb eines elementspezifischen Grenz-pH-Wertes stark an (*BRÜMMER ET AL. 1991*; Tabelle 3-4); bei Cadmium bzw. Zink und Nickel liegt dieser Grenz-pH-Wert bereits bei 6,5 bzw. 5,5.

Bildung von metallorganischen Komplexen mit gelösten organischen Säuren

Die Löslichkeit von Huminsubstanzen steigt mit zunehmenden pH-Werten an. Dabei verstärkt sich die Dissoziation von Protonen und die Bildung von Bindungsplätzen für Kationen. Die organischen Säuren perkolieren durch die Humusaufgabe bzw. durch den Ah-Horizont, werden dabei mit Schwermetallen (sowie Eisen und Aluminium) gesättigt und schlagen sich im Ah-Horizont und im oberen Teil des B-Horizontes nieder.

Metallorganische Komplexe höherer Löslichkeit und Mobilität bilden sich bevorzugt im Milieu von pH-Werten über 6. Gelöstes Kupfer liegt bei pH-Werten > 7 nahezu vollständig komplexiert in löslichen organischen Substanzen vor. Metallorganische Komplexe mit Cadmium und Zink besitzen eine geringe pH-Stabilität; bereits bei pH-Werten unter 6 sinkt der komplexierte Anteil stark (*BRÜMMER ET AL. 1986; BERGKVIST ET AL. 1989*; Abbildung 3-3).

Mit höherer Protonenkonzentration in der Bodenlösung (sinkende pH-Werte) sinkt die Löslichkeit von Huminsubstanzen und Fraktion der gelösten, komplex an Huminstoffe gebundenen Schwermetalle. Blei, Kupfer und Chrom bilden dann Komplexe geringer Mobilität im Mineralboden.

Tabelle 3-3: Bindung und Löslichkeit von Schwermetallen in Waldökosystemen (*BMVEL 2000, SCHULZ 1988; BRÜMMER ET AL. 1986, 1991; BERGKVIST ET AL. 1989*)

Element	Element-spezifischer Grenz-pH-Wert	Überwiegende Bindungsform	Anreicherung Verteilung im Tiefenprofil	Überwiegende Tiefenverlagerung
Blei (Pb)	< 4	überwiegend in stabilen metallorganischen Komplexen gebunden	Anreicherung im Auflagehumus und in oberen, organisch beeinflussten Bodenhorizonten	Tiefenverlagerung gering; überwiegend in Verbindung mit gelöster organischer Substanz
Chrom (Cr)	4,5			
Kupfer (Cu)	4,5			
Zink (Zn)	5,5	überwiegend austauschbar gebunden	ausgeglichene Verteilung im Tiefenprofil	Mobilisierung in Perioden niedriger pH-Werte; Tiefenverlagerung überwiegend als Kation
Nickel (Ni)	5,5			
Cadmium (Cd)	6,5			

Sehr hohe Schwermetall-Gesamtgehalte im Boden schlagen sich in höherer Mobilität aller Bindungsformen in der Bodenlösung nieder. Eine stärkere Zunahme der Schwermetallkonzentrationen führt zu sinkenden Anteilen der komplexierten Fraktion an den Gesamtgehalten (insbesondere bei Blei und Kupfer), weil die Bindungsplätze der organischen Säuren mit Kationen zunehmend belegt und aufgesättigt werden. Dadurch steigt der Anteil der Schwermetalle in kationischer Bindungsform (*BERGKVIST ET AL. 1989*).

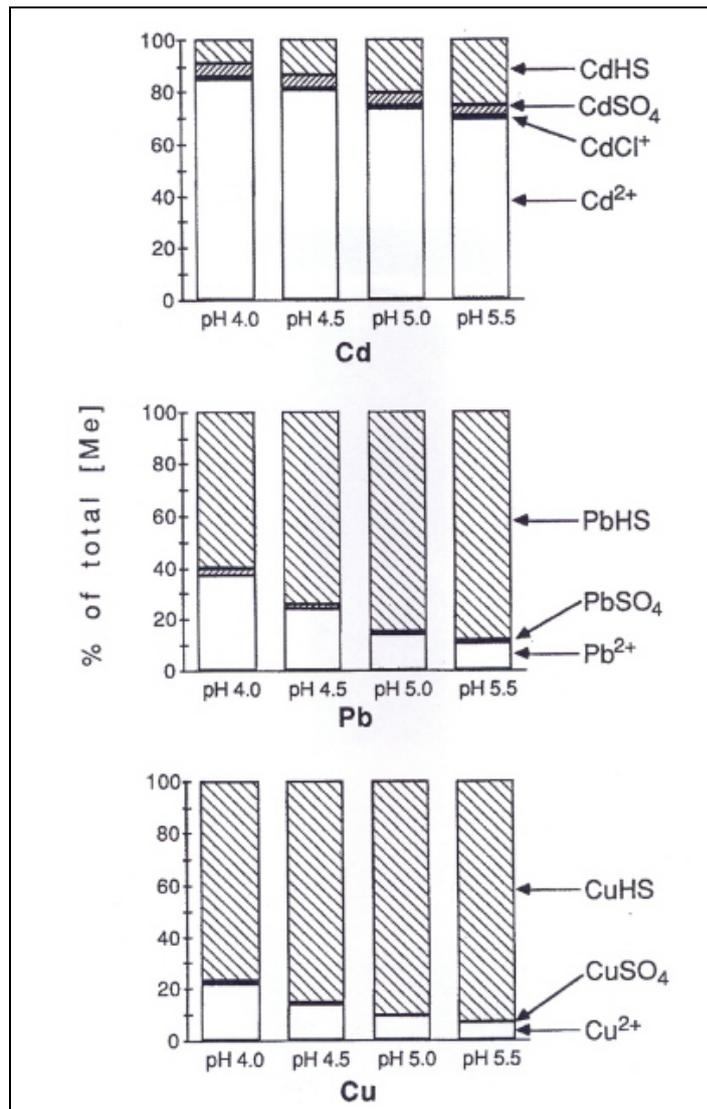


Abbildung 3-4: Verteilung der Bindungsformen der Metalle Cd, Pb, und Cu in der Bodenlösung einer Braunerde in 15 cm Bodentiefe; aus: *BERGKVIST ET AL. (1989)*
 HS = Huminsubstanzen; die Perkolationslösung wurde mit den wesentlichen Kationen und Anionen entsprechend der originären Bodenlösung eingestellt. Sie wurde zudem mit Cadmium (2 µg L⁻¹), sowie Blei und Kupfer (10 µg L⁻¹) angereichert

Tiefenprofile von Schwermetallen

Die vom pH-Wert beeinflusste Löslichkeit von Schwermetallen ist elementspezifisch ausgeprägt. Während die Lösung von Cadmium bereits bei pH-Werten unter 6.5 stark ansteigt, steigt der mobile Anteil von Bleiverbindungen in bedeutendem Ausmaß erst bei pH-Werten unter 4. Oberhalb dieser pH-Bereiche erfolgt eine geringe Tiefenverlagerung der Schwermetalle überwiegend in Bindung an organische Substanz.

Infolgedessen nehmen besonders die Bleigehalte in der Regel mit der Bodentiefe stark ab, während die Cadmiumgehalte eine ausgeglichene Verteilung über das Tiefenprofil der Böden einnehmen (FORTMANN ET AL. 2011; s. Abbildung 3-5).

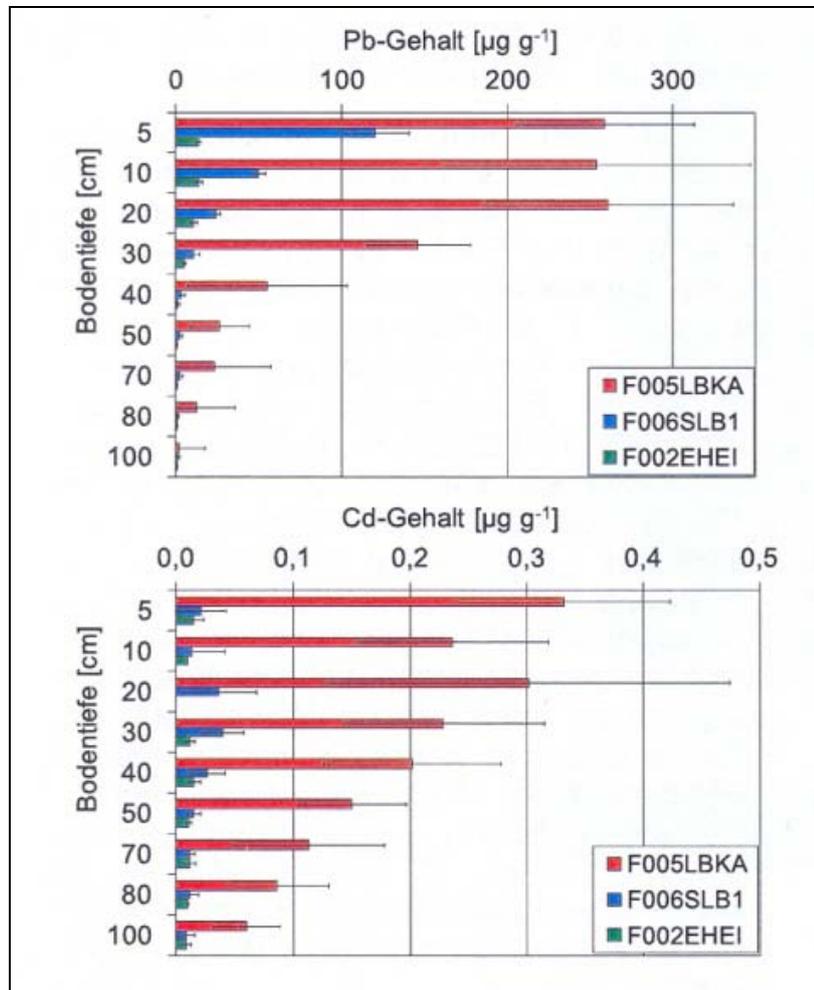


Abbildung 3-5: Gehalte von Blei und Cadmium im Tiefenprofil in µg g⁻¹ Feinboden*
aus: FORTMANN ET AL. 2011

F005LBKA: Fichtenbestand in Kammlage /Harz (lange Bramke)

F006SLB1: Buchenbestand auf Plateau im Solling (500 m)

F002EHEI: Eichenbestand in der Lüneburger Heide (90 m)

*Im Fichtenbestand sind die Werte im Königswasseraufschluss mit ca. 10 % mehr Blei und ca 20 % mehr Cadmiumgehalten ermittelt worden als im EDTA-Extrakt bei den anderen beiden Flächen.

Bedingt durch die Höhenlage und Exposition, unterliegen die bei FORTMANN ET AL. (2011) dargestellten Untersuchungsflächen einer unterschiedlichen Niederschlagsdeposition aus dem Ferntransport. Die Fichtenfläche in Kammlage des Harzes (rot) ist darüber hinaus historisch durch regionalen Bergbau im Harz stark belastet. In der Humusauflage und im Mineralboden sind sehr hohe Vorräte von rund 750 kg Pb je ha ermittelt worden. Die Buchenfläche auf dem Solling-Plateau (blau) erhält infolge hoher Niederschläge und exponierter Lage eine

hohe Niederschlagsdeposition. Der Eichenbestand in der Lüneburger Heide stockt auf durchlässigem Sandboden, was die Tiefenverlagerung organischer Metall-Komplexe begünstigt.

3.2.2 Flüsse und Bilanzen von Schwermetallen im Waldökosystem

Schwermetalle sind differenziert in die internen Elementkreisläufe (Wurzelaufnahme, Auswaschung im Kronenraum) eingebunden. Bei Blei sind die internen Kreisläufe vernachlässigbar gering (*BERGKVIST ET AL. 1989*), jedoch zeigt sich eine sehr starke Oberflächenadsorption von atmosphärisch deponiertem Blei im Kronenraum. Zink und Kupfer unterliegen der Wurzelaufnahme. Sie nehmen als Spurenstoffe am Nährstoffkreislauf teil. Cadmium kann aufgrund seiner pH-abhängigen hohen Verfügbarkeit in der Bodenlösung einer starken Wurzelaufnahme und Auswaschung aus dem Kronenraum unterliegen.

Schwermetalleinträge in die Waldökosysteme

Der atmosphärische Eintrag einzelner Schwermetalle (Blei, Cadmium, Zink, Chrom) in die Wälder konnte in Zentraleuropa im Verlauf der 1980er Jahre durch greifende Umweltschutzanstrengungen stark abgesenkt werden. Damit haben sich auch die waldökosysteminternen Zirkulationsraten und die Stoffausträge verringert. Bei der Bewertung von Elementbilanzen ist auf die jeweilige Untersuchungsperiode zu achten.

Die Belastung des Sickerwassers wird in der vorliegenden Kurzfassung anhand der neueren Untersuchungen dargestellt; ältere Untersuchungen mit Bilanzierungsperioden aus den 1980er Jahren werden nicht dargestellt.

Entwicklung der Schwermetallbelastung im Freilandniederschlag

Da die Schwermetall-Deposition im Freilandniederschlag in der Regel sehr geringe Konzentrationen aufweist und in zahlreichen Wasserproben unter der Bestimmungsgrenze der entsprechenden Parameter liegt, sind Berechnungen der Frachten kaum möglich.

Im Messnetz der Bodendauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen wird die zeitliche Entwicklung der Schwermetall-Belastung im Freiflächenniederschlag in drei Berichtszeiträume (1985-1991, 1992-2000, 2001-2009) aufgegliedert (*KEUFFEL-TÜRK ET AL. 2011*). Die monatlichen Mischproben wurden danach bewertet, ob die enthaltenen Schwermetalle über der jeweiligen laboranalytischen Bestimmungsgrenze liegen, bzw. ob sie eine Qualitätsnorm oder einen Schwellenwert überschreiten. Die Qualitätsnorm bemisst sich an den Schwellenwerten

der *GRUNDWASSERVERORDNUNG 2010* (Pb, Cd, Hg) bzw. an den Geringfügigkeitsschwellenwerten der *LAWA (2004)* (Zn, Cu, Ni und Cr).

Am Beispiel von Blei zeigt sich die rückläufige Schwermetallbelastung des Niederschlages (Abbildung 3-6). Im Zeitraum von 1985-1991 lagen noch 65 % aller Bleijahresmittelwerte über der Qualitätsnorm und kein Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Zeitraum 2001-2009 liegt kein Jahresmittelwert mehr über der Qualitätsnorm, 85 % der Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

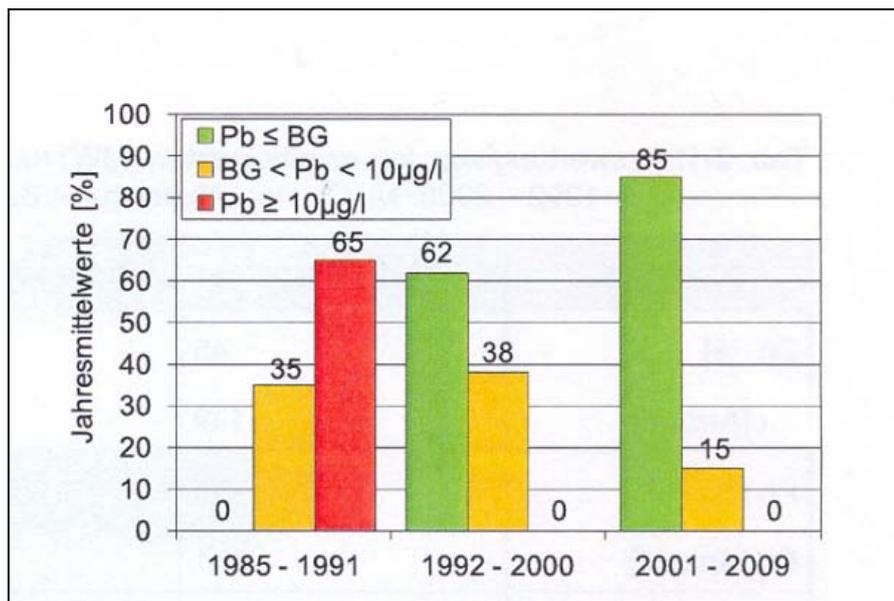


Abbildung 3-6: Blei im Niederschlag Jahresmittelwerte der Jahre 1985-2009 von insgesamt 26 Depositionsmessstellen, aus *KEUFFEL-TÜRK ET AL. (2011)*;
 BG = Bestimmungsgrenze
 $10 \mu\text{g l}^{-1}$ = Qualitätsnorm (Schwellenwert der Grundwasserverordnung 2010)

Entwicklung der Schwermetallbelastung im Waldniederschlag

Anfang der 1990er Jahre wiesen Mittelgebirgsstandorte in Niedersachsen mit Fichtenbestockung Gesamtdepositionen von $80\text{-}140 \text{ g Blei ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und $2,5\text{-}4,5 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ Cadmium auf. Einträge in Tieflandstandorte und Bestände mit Laubbaumbestockung unterlagen einer geringeren Belastung. In den vergangenen 20 Jahren haben die Einträge einzelner Schwermetalle deutlich abgenommen. Sie liegen aktuell zwischen $5\text{-}25 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ Blei und $0,3\text{-}1,7 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ Cadmium (*KEUFFEL-TÜRK ET AL. 2011*).

Im aktuellen Zeitraum (2002-2009) ist die Gesamtdeposition von Blei aufgrund der Filterwirkung der Bäume in Laubbaumbeständen um mehr als das doppelte und in Nadelbaumbe-

ständen um rund das Dreifache gegenüber dem Freilandniederschlag erhöht (*KLINCK ET AL. 2011*).

Schwermetallflüsse in Waldökosystemen

HUANG ET AL. (2011) berechneten den Fluss verschiedener Schwermetalle durch die Waldökosystem-Kompartimente in einem von Fichte dominierten Einzugsgebiet im Fichtelgebirge (Abbildung 3-7). Bei allen untersuchten Metallen entfällt etwas mehr als die Hälfte der Gesamtdeposition auf die trockene Deposition (Filtereffekte). Im Waldniederschlag einschließlich Streufall (Bodeneintrag) sind die Flüsse nochmals erhöht, besonders im Falle von Chrom und Cadmium. Die zusätzliche Fracht entstammt aus internen Prozessen (Pflanzenaufnahme, Verlagerung in die Nadeln, Auswaschung bzw. Ablage am Waldboden mit dem Streufall).

In der Humusaufgabe unterliegt das perkolierende Wasser verschiedenen Prozessen der Sorption bzw. der Lösung und Freisetzung von Schwermetallen. Im Perkolat der Streuaufgabe (L-Lage) kommt es zu Netto-Entzügen, die Schwermetallfracht wird von der gering zersetzten Waldstreu mehr oder weniger stark adsorbiert. Die Of- und Oh-Lagen der Humusaufgabe setzen größere Anteile der in der Vergangenheit atmosphärisch deponierten und gespeicherten Schwermetalle in die Bodenlösung frei. Besonders Cadmium und Chrom werden aus der Oh-Lage mobilisiert.

Im Mineralboden zeigt sich ein deutlich unterschiedliches Lösungsverhalten der einzelnen Schwermetalle. Im oberen Mineralboden wird das aus der Humusaufgabe einsickernde Cadmium adsorbiert und Zink freigesetzt. Demgegenüber unterliegen die Flüsse von Kupfer, Chrom und Nickel kaum tiefenbedingten Änderungen. In den Mineralbodenteufen zwischen 20 und 90 cm wird vorwiegend Cadmium freigesetzt; die übrigen Schwermetalle unterliegen im Mineralboden einer mehr oder weniger starken Adsorption.

Im unteren Mineralboden sind für Zink und Cadmium negative Bilanzen festzustellen: die Austräge in 90 cm Bodentiefe unterhalb der Hauptwurzelzone sind höher als die atmosphärischen Einträge. Im Abfluss des Wassereinzugsgebietes zeigt sich für Cadmium eine ausgeglichene Bilanz zwischen Eintrag und Austrag, alle übrigen Schwermetalle unterliegen einer Netto-Retention.

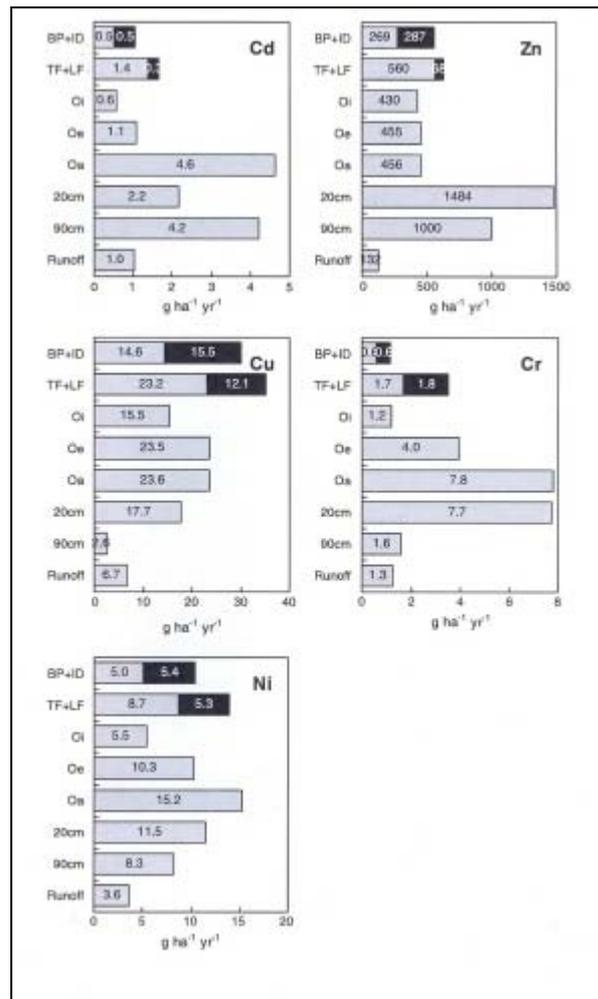


Abbildung 3-7: Jährliche Flüsse von Schwermetallen in einem von Fichtenbeständen dominierten Wassereinzugsgebiet im Fichtelgebirge, aus : HUANG ET AL. (2011).

Gesamtdeposition: Bulk-Deposition (BP)+ Interzeptionsdeposition (ID, schwarz)
 TF + LF (schwarz): Waldniederschlag und Streufall als Input auf den Waldboden
 Humusauflage: Oi: L-Lage; Oe: Of-Lage; Oa: Oh-Lage;
 Mineralboden: 20 cm Bodentiefe, 90 cm Bodentiefe
 Runoff: Abfluss aus dem Wassereinzugsgebiet
 [alle Flüsse in $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]

3.2.3 Größenordnungen des Schwermetallaustrages unter Wald

Die internen Elementkreisläufe von Schwermetallen in Waldökosystemen können je nach Baumart, Standortbedingungen und regionaler Belastung unterschiedlich sein. Die Baumarten beeinflussen die Bodenversauerung und damit die Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle. Auch die Adsorption von Schwermetallen im Kronenraum ist u.a. baumartenspezifisch zu bewerten, da diese unter Säureeinwirkung reversibel ist.

Die Elementbilanzen (Tabelle 3-4) verwenden für die Einträge die Summe aus Waldniederschlag und ggfs. Stammablauf und Streufall. Der Sickerwasseraustrag wird unterhalb des Wurzelraumes berechnet.

Tabelle 3-4: Waldbodeneintrag, Sickerwasseraustrag sowie Bilanz für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink [$\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$]
aus: HUANG 2004; HUANG ET AL. 2011; Fichte, Fichtelgebirge, Periode 9/2004-9/2005; KLINCK ET AL. 2011; übrige Daten; Periode 2002-2009

Baumart Region	Höhenlage [m über NN]	Waldbodeneintrag				Sickerwasseraustrag				Bilanz			
		Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb [%]	Cd	Cu [%]	Zn
Buche Solling	500	56,5	2,02	61,6	325	1,3	2,38	5,4	496	55,3 [98]	-0,36	56,2 [91]	-172
Buche Göttinger Wald	420	32,6	1,44	60,5	200	0,5	2,25	5,3	9	32,1 [98]	-0,81	55,2 [91]	190
Eiche Lüneb. Heide	90	34,6	1,63	64,9	263	0,9	1,74	4,2	79	33,7 [97]	-0,11	60,7 [94]	184
Kiefer Weser- Ems	70	32,2	2,26	35,5	695	1,3	0,14	1,5	250	30,9 96	2,12	34,1 96	445
Fichte Harz	660	120	2,98	35,2	521	9,8	8,50	27,2	587	110 [92]	-5,52	8,0 [23]	-66,5
Fichte Solling	500	104	2,39	44,2	418	4,7	4,22	39,0	732	99,4 [96]	-1,84	5,3 [12]	-314
Fichte Fichtelge- birge	ca. 800	52	1,70	35,3	628	n. b.	4,20	17,7	1000	n. b.	-2,50	17,6 [50]	-372
Abfluss aus dem Wassereinzugsgebiet						2,8	1,0	6,7	132				
Durchschnitt		61,7	2,06	48,2	436	3,08	3,35	14,3	450				
unterer Wert		32	1,4	35	200	0,5	0,1	1,5	9				
oberer Wert		120	3,0	65	695	10	8,5	39	1000				

Hohe Bleieinträge in die Fichtenbestände im Solling und im Harz stehen mit der exponierten Hochlage in Zusammenhang. Das eingetragene Blei wird unabhängig von der Baumart und den Standortbedingungen zu 92-98 % in den Waldbeständen zurückgehalten.

Kupfer zeigt in den Laubholzbeständen und im Kiefernbestand eine Akkumulation von 91-96 % der Waldbodeneinträge; in den Fichtenbeständen liegt die Akkumulationsrate zwischen 12 und 50 % der Einträge.

Die Cadmium-Bilanzen sind in der Regel negativ, da mehr Cadmium das Ökosystem verlässt als eingetragen wird. Besonders Fichtenbestände weisen sehr hohe Cadmium-Austräge auf.

Die Bilanz für Zink ist unterschiedlich, sie ist in den untersuchten Fichtenbeständen negativ. Im Buchenbestand im Göttinger Wald zeigt sich die geringe Mobilität von Zink auf des standortbedingten höheren Carbonatgehaltes.

In der gesättigten Zone haben *DUIJNISVELD ET AL. (2008)* die Schwermetallkonzentrationen sandiger Böden unter forstlicher und ackerbaulicher Nutzung ermittelt (Tabelle 3-5).

Bei Sanden unter forstlicher Nutzung macht sich die höhere atmosphärische Deposition sowie die geringe Pufferkapazität und die damit einhergehende fortschreitende Bodenversauerung bemerkbar. Durch den Einfluss der vergleichsweise niedrigen pH-Werte der Sandböden unter forstlicher Nutzung erhöht sich die Mobilität von Schwermetallen deutlich. Zink überschreitet im Median die Geringfügigkeitsschwelle (*LAWA 2004*), nicht aber den Prüfwert im Pfad Boden-Grundwasser der *BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG 1999* (für Zink $500 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).

Die Konzentrationen im 90%-Perzentil überschreiten unter forstlicher Nutzung die Geringfügigkeitsschwellen bei den Elementen Cadmium, Nickel und Zink.

Tabelle 3-5: Konzentrationen von Schwermetallen sandiger Böden unter forstlicher und ackerbaulicher Nutzung [Mediane in $\mu\text{g l}^{-1}$]; aus *DUIJNISVELD ET AL. (2008)*

Schwermetall [Median $\mu\text{g L}^{-1}$]	Fuhrberg- Hirschegehe Kiefernforst auf Sand	Fuhrberg S2 Acker auf Sand	Geringfügigkeitsschwellen LAWA 2004
Cadmium	0,31	0,05	0,5
Chrom	1,2	1,37	7,0
Kupfer	11,1	5,1	14,0
Nickel	6,0	1,55	14,0
Blei	1,5	0,82	7
Zink	98	11	58*

Schwermetalle können infolge von Störungen der Waldökosysteme mobilisiert werden. In Lochhieben in einem Buchenaltbestand im Solling hat sich durch Überschussnitrifikation von Stickstoff aus der organischen Substanz und dem anschließenden Nitrataustrag eine interne Versauerung im Boden ergeben (*BARTSCH ET AL. 1999*). Der Sickerwasseraustrag war beson-

ders mit Cadmium und Zink belastet. Die Konzentrationen von Cadmium stiegen gegenüber dem geschlossenen Altbestand auf etwa das Doppelte an und erreichte in den ersten drei Jahren den Grenzwert der EU-Trinkwasserverordnung von $5 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Kalkung des Lochhiebes reduzierte den Cadmium-Austrag auf unter $2 \mu\text{g l}^{-1}$ und somit auf ein Niveau unterhalb des Austrages unter dem Altbestand.

Auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten zeigt sich die Gewässerbelastung durch Schwermetalle in stark abgeschwächter Form. Der Einfluss der Versauerung auf die Mobilität der Schwermetalle lässt tendenziell höhere Schwermetallfrachten im Abfluss von Einzugsgebieten in Regionen mit gering pufferfähigen geologischen Substraten erwarten, insbesondere bei Cadmium und Zink. Die Größenordnung der Unterschiede im Bachwasserabfluss hat sich jedoch als gering erwiesen (*FEGER 1986*).

4 Teilgebiet Wald – Versauerung

4.1 Einleitung

Unbelastete Gewässer und qualitativ hochwertige Trinkwasserreserven finden sich gemeinhin in den Waldgebieten, da diese vergleichsweise geringen anthropogenen Eingriffen ausgesetzt sind. In den 1970er Jahren wurde erstmals festgestellt, dass fernverfrachtete Luftschadstoffe, insbesondere Säurebildner, auch in Zentraleuropa erhebliche Schäden an den sensiblen Waldökosystemen und ihren Gewässern verursachen. *ULRICH (1991)* schätzte die akkumulierte Protonendeposition seit Beginn der Industrialisierung auf 60-360 kmol/ha. Gegenwärtig liegt die jährlich Gesamtsäuredeposition bei 1-3 kmol/ha. Nichtwaldgebiete sind weniger versauerungsgefährdet, einerseits wegen geringerer Säuredeposition (schwache Filterwirkung der Vegetation), andererseits wegen regelmäßiger Bodenkalkungen in der Landwirtschaft und großflächig neutralisierender Siedlungseinflüsse.

Seit 1979 wurden stufenweise internationale Luftreinhaltungsmassnahmen wirksam mit dem Ziel der Reduzierung von versauernden und eutrophierenden Schwefel- und Stickstoffemissionen (Industrie, Gewerbe, Haushalte, Verkehr, Landwirtschaft) auf umweltverträglichere Werte (*UBA 2009*). Wesentliche Instrumente der Erfolgskontrolle sind regionalisierte Mess- und Modelldaten des Säureeintrags in Kombination mit Daten zur Belastbarkeit der Ökosysteme nach dem Critical-Loads-Konzept (*UBA 2011*). Seit den späten 1980er Jahren wird ein Rückgang der luftgetragenen Belastungen registriert. Von 1990 bis 2008 beläuft sich der Rückgang für Schwefel (oxidiert) auf 91 %, Stickstoff (oxidiert) auf 92 % und Ammonium-Stickstoff auf 13 % (*UBA 2009*). Insbesondere die starke Abnahme der Schwefeldeposition bewirkt seitdem eine partielle Wiedererholung der Böden und Gewässer. Bisherige Erkenntnisse lassen offen, ob und in welchem Umfang vorindustrielle Zustände je wieder erreicht werden können.

4.2 Probleme der Wasserwirtschaft

Grundwasser ist in Deutschland die Hauptquelle der Versorgung mit Trinkwasser. Entgegen ursprünglicher Annahmen ist das Grundwasser in Mitteleuropa nicht ausreichend durch die Deckschichten gegenüber anthropogenen Verunreinigungen geschützt. Vielmehr reagiert es erheblich verzögert und dann sehr anhaltend auf diffuse Stoffeinträge. Die Versauerung des

Grundwassers erfordert weitergehende Schritte der Rohwasser-Aufbereitung, um die erforderliche Trinkwasserqualität zu garantieren (BLFW 1997, WALTHER & HARTING 2009). Höhere Mengen an (u.U. mit Spurenmetallen belasteten) Filterschlämmen müssen fachgerecht entsorgt werden. Verkrustete Förderanlagen müssen regeneriert, korrodierte Anlagenteile und Leitungen ersetzt werden. Quellen gestützte, kleine Wasserversorgungen der Mittelgebirge mussten vielfach aufgegeben werden, da die erforderliche Aufbereitungstechnik ökonomisch nicht zu vertreten war. Große Versorgungsunternehmen bemühen sich, das Versauerungs geschehen im Trinkwassereinzugsgebiet mittels forstwirtschaftlicher Maßnahmen (Baumarten-Zusammensetzung, Kalkung, schonende Nutzungsformen) positiv zu beeinflussen.

Bei den oberirdischen Gewässern steht deren Schutz bzw. Regeneration als naturnahe Ökosysteme im Vordergrund. Augenfällig ist vielfach ein Totalverlust der Fischpopulation durch Versauerung in quellnahen Bachabschnitten, wobei die ursprüngliche Population oft nicht rekonstruiert werden kann. Wiederbesiedelung wird vereinzelt beobachtet. Gewässernutzungen als Pachtgewässer und in der Fischzucht können dadurch beeinträchtigt sein.

4.3 Stand der Forschung

Auf Grund zahlreicher Forschungsprojekte weltweit sind die bei Versauerung der Ökosysteme wirkenden Prozesse grundsätzlich geklärt. In der Folge wurden systematisch Umwelt-Monitoring-Programme aufgebaut sowie Modelle zur Abschätzung der Versauerungsentwicklungen in Luft, Boden und Gewässern konzipiert bzw. bestehende Modelle weiterentwickelt. Für den Boden-Wasserkomplex werden u.a. die Modelle AcidProgress, MAGIC, POFILE, SAFE, PHREEQC eingesetzt. Seit den 1990er Jahren mehren sich Anzeichen partieller hydrochemischer und hydrobiologischer Wiederholung versauerter Fließgewässer (ECE-Monitoringprogramm für versauerte Gewässer, in BLFU 2010B). Gleichzeitig wird in den oberen Mineralboden-Horizonten eine Verringerung der Vorräte an mobilisierbarem Sulfat-Schwefel, Aluminium und Protonen beobachtet. Im Sickerwasser des Mittelgebirges ist eine allmähliche Tiefenwanderung des Prozesses nachgewiesen (BLFU 2010A). Partielle Wissensdefizite zum Gesamtvorgang Versauerung/Wiedererholung bestehen u.a. noch für

- Wirkungen der Stickstoffdeposition und der Stickstoffumsätze
- Wirkungen der Waldkalkung und waldbaulicher Maßnahmen
- Umfang und Freisetzungsrates der überwiegend anthropogenen Schwefelvorräte im Sickerraum

- Raten der Verwitterung (Basennachlieferung) und der Neubildung von Austauscherkomplexen (Tonminerale)
- Ausdehnung und aktuelle Mobilität von (möglicherweise geologisch alten) Versauerungsfronten
- Bedeutung eventueller reaktiver Zonen und Makroporenflüsse im Sickerraum
- Pufferkapazitäten und Pufferraten in tiefen Fließsystemen und im Grundwasser
- Wirkungen „schneller“ und „langsamer“ Grundwasserabflüsse im Bergland.

GAUGER ET AL. 2008 diskutieren international unterschiedliche Modellansätze (und Rechenergebnisse) zur Ermittlung der Stoffdeposition mittels kombinierter Ausbreitungs- und Depositionsrechnungen und begründen den deutschen Ansatz. Auf diesem beruhen die vom UBA (2011) publizierten Daten zu den Critical-Loads für Versauerung.

Parameter der Gewässerversauerung

Gewässerversauerung erfolgt überwiegend durch Überforderung des natürlichen, bodeninternen Silikat- und Austauscher-Puffersystems durch den anthropogenen Säureeintrag. Die grundsätzlichen bodenchemischen Prozesse sind vielfach beschrieben (u.a. ULRICH 1983, ULRICH 1991, MATZNER & ULRICH 1984, ULRICH & MALESSA 1989). Für die Einstufung der Versauerungsgefährdung bzw. Versauerung von Gewässern wurden chemische und biologische Indikatorsysteme entwickelt (Tab. 4-1 und 4-5). Die biologischen Indikatorverfahren sind im Rahmen des ECE-Monitoringprogramms zur Gewässerversauerung beschrieben (BLFU 2010B).

Tabelle 4-1: Häufig verwendete Indikatoren und Kriterien für die Versauerungsgefährdung schwach mineralisierter Wässer (DVWK 1997, QUADFLIEG 1990, BLFW 1997)

Gefährdungspotenzial	pH-Wert [-]	Alkalinität [mmol/l]	Ca+Mg/ SO ₄ +NO ₃ [-]	Al ³⁺ +) [mg/l]
nicht gefährdet	> 7	> 1,0	> 4,0	0
z.T. gefährdet	7 – 6	1,0 bis 0,2	4,0 bis 1,5	bis 0,05
versauerungsempfindlich	6 – 5	0,2 bis 0,0	1,5 bis 1,0	bis 0,2
versauert	< 5	< 0,0	< 1,0	> 0,2

+) Die Aluminiumkonzentration sollte im Zusammenhang mit der Alkalinität bzw. Acidität bewertet werden, da sie auch in Gegenwart natürlich vorkommender Huminsäuren erhöht sein kann.

Das norddeutsche Flachland sowie die mittel- und süddeutschen Bergländer sind sehr unterschiedlich in ihren versauerungsrelevanten Ausprägungen (Tab. 4-2). Versauerung oberirdischer Gewässer findet sich fast ausschließlich in den bewaldeten Bergländern, hier eng vergesellschaftet mit der Versauerung von Grund- und Quellwasser in den Kluftgesteins-Aquiferen. Den Norden prägen die großen Lockergesteinsareale mit häufig tiefgreifender Versauerung unter den bewaldeten Arealen.

Tabelle 4-2: Versauerungsrelevante Merkmale der deutschen Großlandschaften

Merkmal	Norddeutsches Flachland	Bergland, Mittelgebirge
Versauerungsempfindliche Gesteine	Lockergesteine: Sande, Kiese	Kluftgesteine: Sandsteine, Schiefer, Granite, Gneise, Quarzite, Metamorphite
bisherige Säurebelastung aus S- und N-Verbindungen	S mäßig, N regional sehr hoch	regional wechselnd, mäßig bis sehr hoch
Versauerungsempfindlichkeit Bodenprofil/Sickerraum	teilweise sehr hoch, geringe Verwitterungsraten	stark wechselnd, geringe bis middle- re Verwitterungsraten
Versauerte Gewässer	überwiegend Grundwasser	quellnahe Fließgewässer, Klein- seen, Grundwasser/ Quellen
Versauerungstiefe	einige m bis > 10 m, z.T. Teil im Grundwasser	1 bis 5 m, z.T. im Grundwasser

4.4 Entwicklung der Versauerung an ausgewählten Beispielen

4.4.1 Beispiel Wingst (Lockergestein, Norddeutsche Geest)

Beispielhaft für die Versauerung pleistozäner Lockersedimente steht das Gebiet um die Wingst (WALTHER ET AL. 2009). Es handelt sich um eine Stauchendmoräne. In drei benachbarten Bohrungen, die zu tiefenabgestuften Messstellen ausgebaut wurden, liegt die Versauerungsfront in der Festphase zwischen ca. 11 m und maximal 27 m u GOK (Abb. 4-1). Auf dem weiteren Fließweg erholt sich das Sickerwasser sprunghaft auf pH-Werte > 6,5 und Aluminium-Konzentrationen < 0,1 mg/l. Die Alkalinität erreicht positive Werte. Die Bohrungen bzw. die Messstellen liegen in der Wasserschutzzone II des gleichnamigen Wasserwerkes (Fördermenge im Mittel 3,1 Mio m³/Jahr).

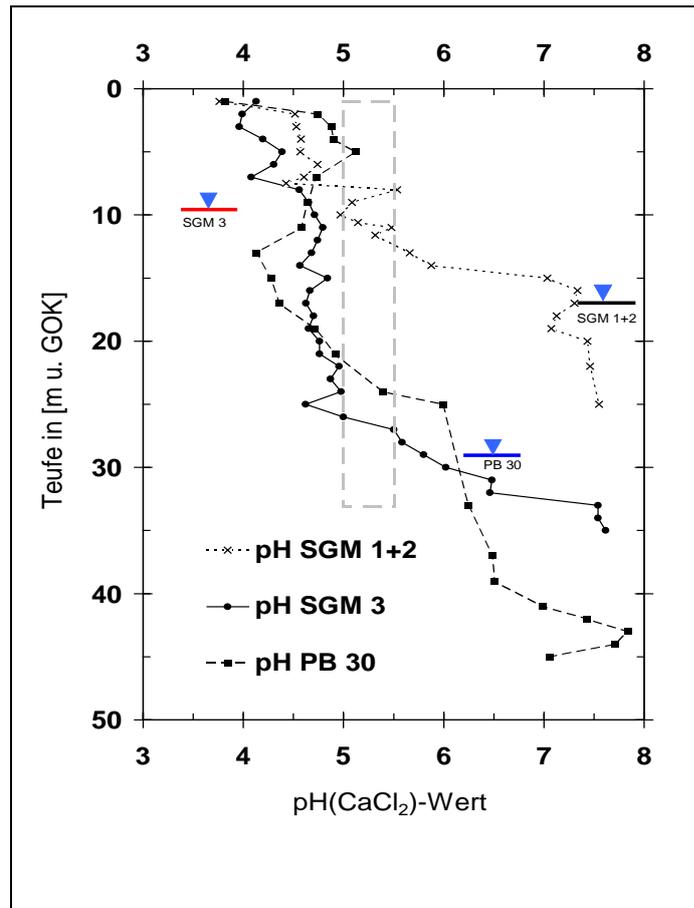


Abbildung 4-1: Fallstudie Wingst: Tiefenentwicklung des pH(CaCl₂)-Wertes der Festphase in drei Bohrprofilen; Dreiecke: Grundwasserstand (WALTHER ET AL. 2000, 2009)

Für die Tiefenwanderung der Versauerungsfront wurden mittels Bilanz-Modell AcidProgress (MALESSA 1994) auf 38 Jahre pro Meter abgeschätzt (WALTHER ET AL., 2000). Das sind im untersuchten Profil 270 Jahre für 7 m unversauerte Sickerstrecke bis zur Grundwasseroberfläche. Die stark variierende Tiefenentwicklung ist im Wesentlichen durch basenreichere Ton- und Lehmeinschaltungen sowie partielle landwirtschaftliche Einflüsse verursacht.

MEIWES ET AL. (1994) fanden an Grundwasserbohrungen der Niedersächsischen Grundwasserüberwachung Versauerungstiefen von 8 m (Solling, Buntsandstein) bis über 12 m (glaziale Lockergesteine).

4.4.2 Beispiel Waldstein (Granit, Fichtelgebirge)

Das Untersuchungsgebiet Waldstein repräsentiert die stark entbasten, oft tiefgründigen Verwitterungsbildungen und Fließerden der Mittelgebirge. Hier liegt die Versauerungsfront meist

tiefer als 2 m und kann mehr als 10 m erreichen. Wegen der starken Vertikaldynamik und Heterogenität der Stoffumsatzfaktoren wird die Versauerungsfront nicht als horizontales Band, sondern als breite, wechselhafte Übergangszone zwischen Austauscher- und Silikat-Pufferbereich angenommen. Lokal, bei Einschaltung unversauerter Gesteinspakete, können sich die Gradienten umkehren. Bei geringem Grundwasserflurabstand kann die Versauerung in den Grundwasser-Schwankungsbereich hineinwirken (Abb. 4-2).

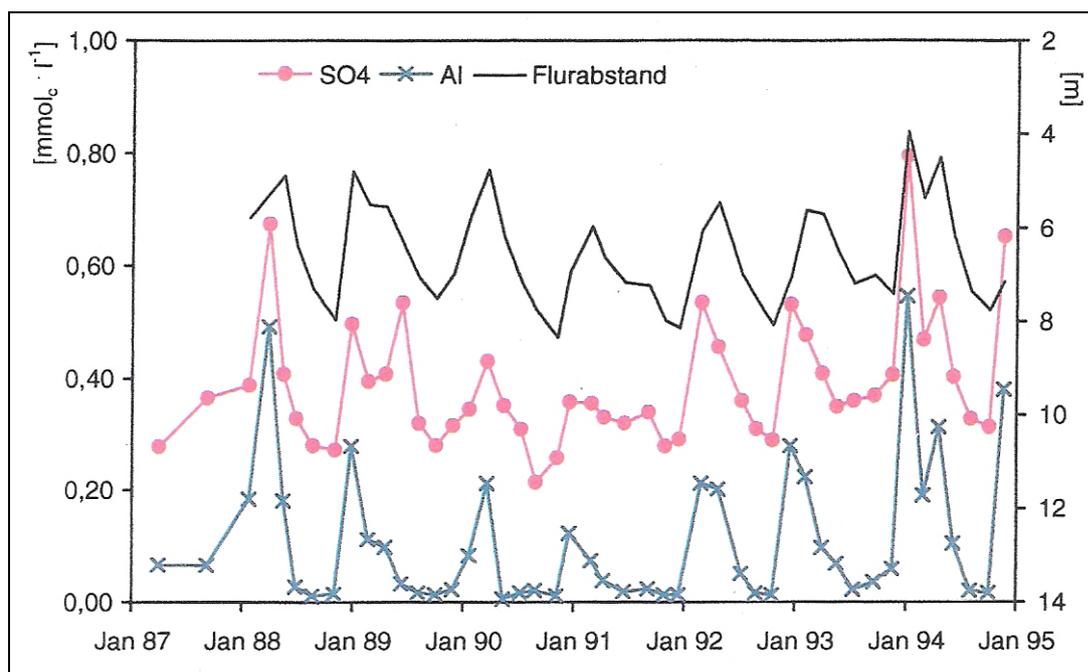


Abbildung 4-2: Waldstein (Fichtelgebirge), GwMessstelle 01: saisonale Dynamik von Sulfat, Aluminium und Grundwasserflurabstand (aus: *BLFW 1997*)

Dabei werden versauerte Bodenschichten zeitweilig angezapft oder auch über schnellen Makroporenfluss versauertes Sickerwasser zugeführt. Die Dynamik solcher Vorgänge ist kleinräumig variierend, abhängig von der standörtlichen Faktorenkonstellation. Sie spiegelt sich in ähnlicher Weise in der hydrochemischen Dynamik von Mittelgebirgsquellen und in den quellnahen Bächen wider.

Das Signal stark abnehmender Säuredeposition wandert von oben nach unten durch den Sickerraum, wobei das Grundwasser im Messzeitraum kaum reagiert. (Abb. 4-3).

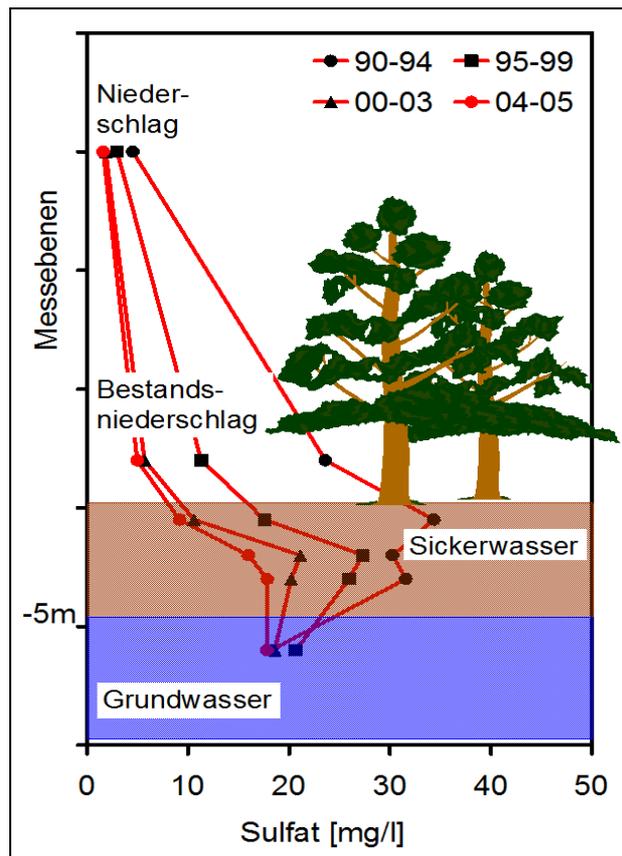


Abbildung 4-3: Waldstein (Fichtelgebirge), Messfläche 01: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in Niederschlag, Sickerwasser und Grundwasser (BLFU 2010A)

Die Tiefenwanderung der Versauerungsfront im unversauerten Sickerraum wurde für das Untersuchungsgebiet Waldstein/ Fichtelgebirge mit 50 Jahren pro Meter (ungünstigste Faktorenkombination) bis 200 Jahren pro Meter (günstigste Faktorenkonstellation) geschätzt (BLFW 1997).

In den tiefgründigen Verwitterungsbildungen der alten Gesteine sind erhebliche Mengen anthropogenen Sulfat-Schwefels gespeichert. Für die Mittelgebirgsbäche ist nachgewiesen, dass dieser Schwefel bei nachlassender Deposition an das Sickerwasser abgegeben wird und dort bzw. im belieferten Grund- und Bachwasser die Entsäuerung verzögert (PRECHTEL ET AL. 2001, ALEWELL ET AL. 2001, 2003). Im Untergrund (- 10 m) des Waldstein-Gebietes sind rund 3.300 kg/ha extrahierbarer Schwefel gespeichert (Tab. 4-3). SCHWEISSER (1998) nimmt an, dass die Sulfat-Austräge noch nach über 100 Jahren erhöht sein werden.

Tabelle 4-3: Waldstein (Fichtelgebirge, Einzugsgebiet Lehstenbach), durchschnittliche Sulfatgehalte und geschätzte Sulfat-Speicherung in Böden und verwittertem Untergrund (Daten aus *ALEWELL 2003*)

	Sulfatgehalt ($\mu\text{mol/g}$)				Sulfatgehalt (kg/ha Schwefel)			
	H ₂ O extrahierbar		NaHPO ₄ extrahierbar		H ₂ O extrahierbar		NaHPO ₄ extrahierbar	
Schicht	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
B-Horizonte (< 0,5 m)	1,19	0,93	2,28	2,33	250	186	474	483
verwitterte Tiefenzone 0,5 – 10 m	0,64	0,53	1,14	1,28	1600	1344	2800	2304

SD = Standardabweichung

4.5 Entwicklung versauerter Fließgewässer

Beispiel Gräfenbach (Hunsrück)

Die Messstelle Gräfenbach liegt quellnah im Bereich der sehr pufferschwachen quarzitären Formationen des zentralen Hunsrück. Trotz eines kräftigen Anstiegs der pH-Werte und Rückgangs der Sulfat-Gehalte bis ca. 2000 ist der Gräfenbach immer noch stark versauert (Abb. 4-4). Starke Versauerungsschübe erreichen bis Ende der 1990er Jahre pH-Werte unter 4,0; danach pH-Werte um 4,5. Für das bis 2003 untersuchte Makrozoobenthos wird nahezu durchgängig die schlechteste Säurezustandsklasse indiziert. Die Zoozönose des Gräfenbachs ist sehr artenarm. Es sind ausschließlich säureresistente oder sehr säureresistente Arten vertreten.

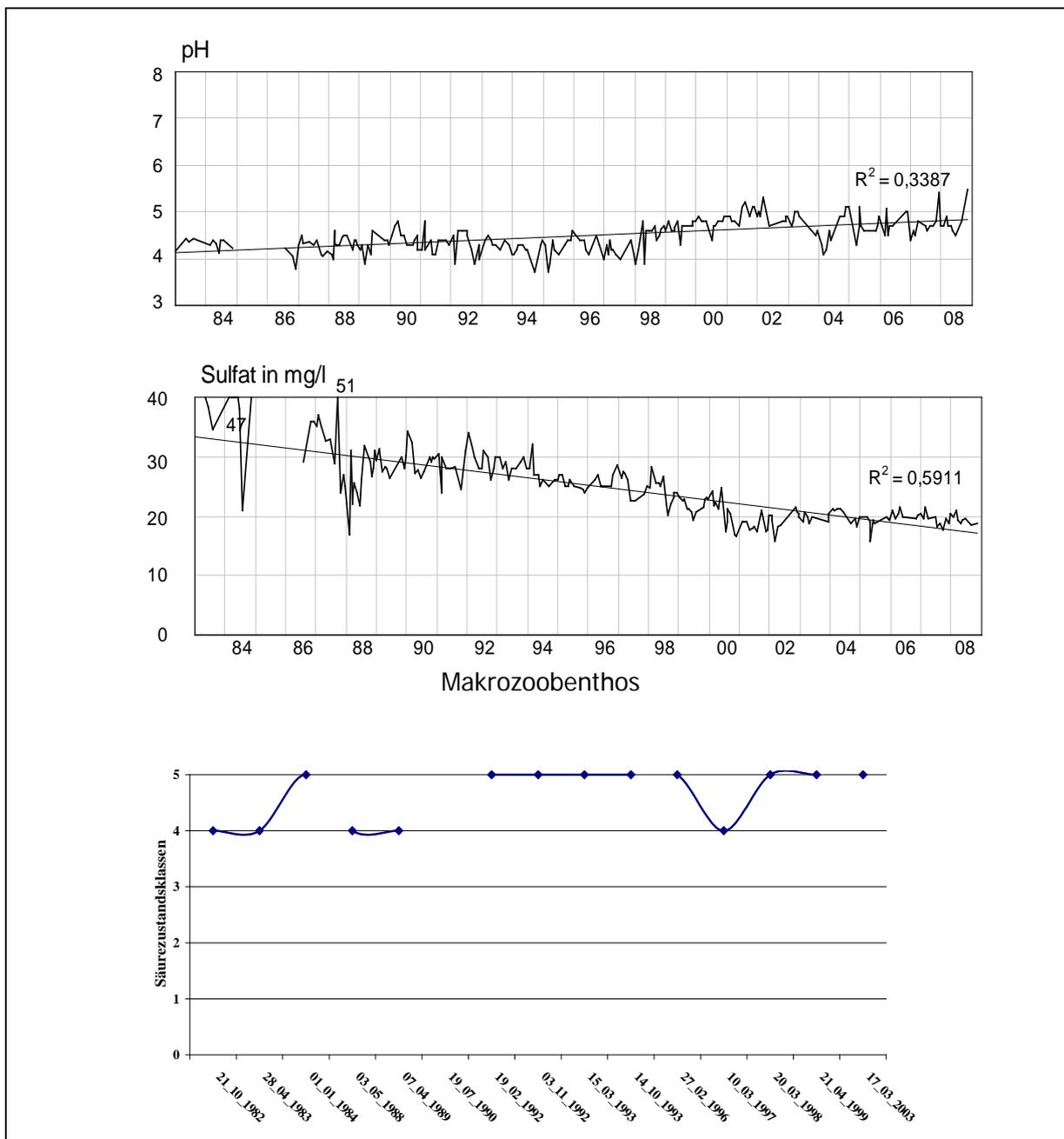


Abbildung 4-4: Gräfenbach (Hunsrück): pH-Wert, SO_4 -Konzentration und Makrozoobenthos-Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004), (aus BLFU 2010B)

Beispiel Lange Bramke (Harz)

Im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz) stehen Quarzite, Tonschiefer und Sandsteine an. Die Waldflächen sind mit Fichte bestockt. Bis mindestens 3 m Tiefe ist die Versauerung des Bodens und Sickerwassers nachgewiesen. Typisch für Mittelgebirgsbäche sind die starken saisonalen und episodischen Schwankungen der Stoffkonzentration, wobei pH-Werte < 5

erreicht werden (Abb. 4-5). Seit etwa 2004 deutet sich eine dauerhafte Abschwächung der Spitzenbelastungen an.

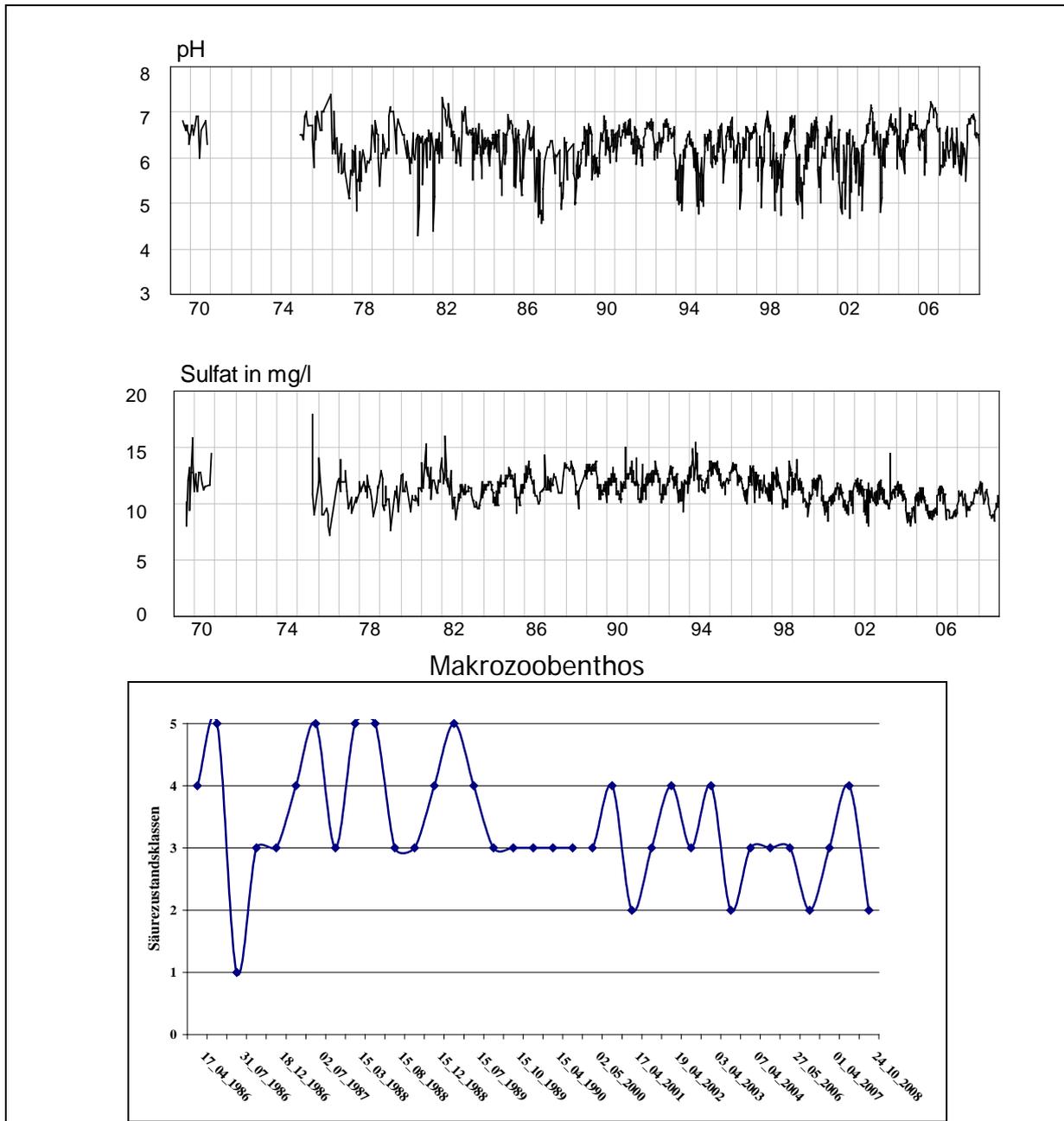


Abbildung 4-5: Lange Bramke (Harz): pH-Wert, SO_4 -Konzentration und Makrozoobenthos-Säurezustandsklassen nach BRAUKMANN & BISS (2004), (aus BLFW 2010B)

In Trockenzeiten (Basisabfluss) liefert das Einzugsgebiet ein weitgehend Kohlensäure-Silikatgepuffertes, dem unversauerten Zustand nahekommendes Wasser. Die Sulfatkonzentrationen nahmen seit 1995 um ca. 20 % ab. Gleichzeitig begannen die ausgetragenen Sulfat-Frachten die Einträge zu übersteigen. Demnach wird der Prozess der Wiedererho-

lung durch die Remobilisierung von bodengespeichertem Schwefel verzögert. Die Zunahme Schwefel-Netto-Austrags ist für weitere Mittelgebirgsbäche nachgewiesen (*PRECHTEL ET AL. 2001*). Die Entwicklung des Makrozoobenthos deutet auf allmähliche Wiedererholung des aquatischen Ökosystems von Klasse 5, permanent sauer, nach Klasse 2, episodisch schwach sauer. Auch die Gesamt-Artenzahl stieg im Untersuchungszeitraum erheblich an.

4.6 Trends der Fließgewässerversauerung

SUCKER ET AL. (2011) untersuchten die Daten von 79 Bächen der Mittelgebirge auf hydrochemische Trends. Generell setzte die Wiedererholung Mitte der 1980er Jahre ein. Die meisten signifikanten Abnahmen wurden für Sulfat festgestellt (Tab. 4-4). Nitrat verhält sich am wenigsten eindeutig, was die unterschiedlichen Einflüsse von Deposition, ökosystemaren Prozessen und Waldbewirtschaftung (einschließlich Kalkung) widerspiegelt.

Tabelle 4-4: Anteil Bäche mit signifikant negativen Trends (n=79), Daten aus *SUCKER ET AL. 2011*

Parameter	SO ₄	pH=>H+	Ca	Mg	Al	Mn	NO ₃
Neg.Trends	89 %	67 %	61 %	46 %	61 %	71 %	53 %
N (Fallzahl)	70	78	69	69	61	52	77

Die Ergebnisse machen deutlich, dass kleinräumige Einflüsse zum Teil stärker differenzierend wirken als die Unterschiede der fünf definierten Mittelgebirgsregionen. Eine weitergehende Auswertung nach diversen regionalen Einflussfaktoren ist vorgesehen. Die Auswertung biologischer Parameter bestätigt die bekannt hohe Säurebelastung des Mittelgebirgsbogens am Rand des böhmischen Beckens (Tab. 4-5).

Tabelle 4-5: Einstufung nach biologischen Versauerungsklassen (Daten 1999-2008),
aus *SUCKER ET AL. 2011*

Region	Anzahl Bäche	Versauerungsklassen Makrozoobenthos (n. BRAUKMANN 2001)			
		I (%)	II (%)	III(%)	IV (%)
Erzgebirge, Fichtelgebirge Bayerischer Wald	27	22	11	11	56
Harz, Spessart	6	33	33	33	
Schwarzwald, Vogesen	8		38	62	
Thüringer Wald	14	71	21	7	
Rhein. Schiefergebirge	21	29	33	19	19
Gesamt	76	32	24	20	24

I = kontinuierlich neutral (nicht sauer)

II = überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer

III = periodisch kritisch sauer

IV = periodisch bis kontinuierlich stark sauer

4.7 Zusammenfassende Einschätzung der aktuellen Situation

Die aktuelle atmosphärische **Schwefeldeposition** ist an der Säurebelastung der Waldökosysteme nur noch marginal beteiligt. Dagegen bestimmt die weiterhin zu hohe **Stickstoffdeposition** den Gesamtsäureeintrag. Die kritischen Belastungsraten für Säuredeposition in Deutschland werden weiterhin überschritten, allerdings in den meisten Regionen nur noch mäßig bis geringfügig (*UBA 2011, GAUGER ET AL. 2008*).

Der europaweite drastische Rückgang der Schwefeldeposition und Anstieg der Niederschlags-pH-Werte führte in allen untersuchten Fließgewässern zu einem **Rückgang der Versauerung**. Dennoch (Messdaten 2007/2008) zeigen alle untersuchten Fließgewässer weiterhin mehr oder weniger starke Symptome der Versauerung.

Parallel zum Rückgang der Depositionsbelastung steigt die Rate der **Auflösung anthropogener Sulfatvorräte**, die bereichsweise in großer Menge in den tiefgündigen Verwitterungsbildungen der mitteleuropäischen Bergländer zwischengespeichert sind. Die Wiederholung der Gewässer (Anstieg von pH-Wert und Alkalinität, Abnahme der Spurenmetall-Gehalte) wird dadurch verzögert.

Korrespondierend mit den Rückgangs-Trends der Säuredeposition verbesserten sich die ursprünglich **stark versauerten Fließgewässer** am meisten. Im Vergleich bleiben diese aber immer noch am stärksten belastet.

Die früher besonders belastenden periodischen und saisonalen **Versauerungsschübe** treten erheblich gedämpft auf, da die Säuregrade des Niederschlags und Direktabflusses (Oberflächenabfluss, Schneeschmelze, lateraler Bodenabfluss) massiv abgenommen haben. Die im Kontakt stehende oberflächennahe Bodenzone hat frühere Vorräte an mobilisierbaren Säurebildnern (Sulfat, Aluminium, Protonen) weitgehend durch Auswaschung verloren. Auch die Auswaschungsrate mobilerer Schwermetalle (vorrangig Cadmium) aus dem Bodenspeicher geht zurück.

Die noch bestehende **Basisversauerung der Fließgewässer** ist zunehmend durch Freisetzung von Säurebildnern im tieferen Sickerraum verursacht. Sie kann besonders langwierig sein, wenn bereits das Grundwasser versauert ist, das im Bergland den Basisabfluss (Trockenwetterabfluss) der Bäche beliefert.

Die anthropogene Versauerung von Seen ist in Mitteleuropa auf meist hochliegende **Kleinseen der Mittelgebirge** beschränkt (*VRBA ET AL. 2000*). An Sedimentprofilen dieser Kleinseen wurden Industrie bedingte Säureeinträge seit dem 19. JH nachgewiesen (*STEINBERG ET AL. 1984*). Versauerungsschemisch dürfte die aktuelle Entwicklung weitgehend den Beobachtungen an Fließgewässern entsprechen.

Im **Bergland** kann das **oberflächennahe Grundwasser** unter den wechselnden Einflüssen aus dem versauerten Sickerraum starke Qualitätsschwankungen aufweisen. Die Wiederholung wird erst beginnen, wenn entsprechende Signale aus dem allmählich entlasteten Sickerraum eintreffen. Ein "plötzlicher Durchbruch" von **Versauerungsfronten** in das Grundwasser konnte bislang nicht beobachtet werden.

Die **norddeutschen Lockergesteine** sind zum Teil extrem pufferschwach. Versauerungsfronten erreichen teilweise mehr als 20 m unter GOK. Grundwasserversauerung erfolgt unter hinreichend großen Waldflächen. Zwischengeschaltete tonreichere Schichten bedingen eine stark wechselnde **Tiefenentwicklung der Versauerung**. Die tonarmen Substrate haben kaum anthropogenen Sulfat-Schwefel gespeichert. Diesbezüglich kann die Wiederholung bodenchemischer und hydrochemischer Zustände unverzögert erfolgen. Tiefreichende Versauerungsfronten und hohe Verweilzeiten des Grundwassers lassen vermuten, dass die gegenwärtigen Zustände längerfristig stabil bleiben. Als wirksame Maßnahme ist eine weitere

Reduzierung der regional **hohen Ammoniak-Emissionen** aus der Viehhaltung dringend erforderlich.

Die Nettoverluste (Austrag überwiegt Eintrag) der **Waldböden** an Nährstoff-Kationen halten trotz verringerter Säuredeposition an. Somit bleibt die Stabilisierung der Böden als Pflanzenstandort und als Transferzone für möglichst unbelastetes Wasser eine wichtige Aufgabe.

Moore und Nassböden wirken vielfach reduzierend auf oxidierten Schwefel und Stickstoff und somit partiell entsauernd auf die im Kontakt stehenden Fließgewässer. Typisch hierfür sind Quellbereiche und Talsenken der Fließgewässer. Für Überwachungsprogramme festgelegte Messpunkte lassen dadurch u.U. nicht den tatsächlichen Status versauerter Gewässerabschnitte erkennen.

Die **Variation der Gewässerversauerung** ist innerhalb der Landschaftseinheiten (vgl. Tab. 4-5) zum Teil stärker als zwischen den (unterschiedlich säurebelasteten) Einheiten. Hierin äußert sich die Kleinteiligkeit der geographischen und hydrogeochemischen Einflussfaktoren der Mittelgebirgslandschaft.

Nach **modellgestützten Prognosen** werden für eine hinreichende Wiedererholung versauerter mitteleuropäischer Bäche mindestens einige Jahrzehnte angenommen.

Der Basenaustausch-Komplex an den Tonmineralen der Waldböden gilt als teilweise irreversibel geschädigt. Zudem weist die Basen-Nachlieferung aus der **Gesteinsverwitterung** geringe bis sehr geringe Raten auf. Es ist daher wahrscheinlich, dass die Entsäuerung der Gewässer in Richtung vorindustrieller Zustände unvollständig bleibt. Modellgestützte Prognosen (z. B. *HINDERER & EINSELE 1997*) machen wahrscheinlich, dass in Folge des massiven Aufbrauchs der ökosystemaren Basen-Puffervorräte mit **langfristig labilen Gewässerzuständen** zu rechnen ist. Damit würden nochmalig erhöhte Säureeinträge (aus Deposition oder destabilisiertem Stoffhaushalt der Wälder) ohne wesentliche Verzögerung wirksam.

Versauerung und Stickstoffhaushalt (siehe auch Kapitel 3: Teilgebiet Wald - Stoffausträge)

Mit zunehmender „**Stickstoffsättigung**“ vieler Waldökosysteme steigt die Gefahr der Nitrat-Auswaschung und Nitrat gebundener Versauerung. Massive Steigerungen des Nitrat-Austrags wurden bisher nur in Ausnahmefällen beobachtet.

Großflächige **Waldkalkung** mit den praktizierten Aufwandsmengen stabilisiert die Waldökosysteme und dient damit dem Gewässerschutz. Kalkungen können andererseits eine stärker-

ren Mobilisierung von Nitrat-Stickstoff verursachen. Umsetzungsstarke Standorte sollen daher nicht gekalkt werden. Unter günstigen Umständen werden entsäuernde Wirkungen in lokalen Bächen beobachtet (*SUCKER ET AL. 2009*). Eine Verbesserung der Grundwasserqualität ist hiermit nicht möglich. Das Ziel direkter Pufferung sauren Niederschlagswassers ist nach dem starken Rückgang der Niederschlags-Acidität hinfällig.

Bestimmte Formen der **Waldbewirtschaftung** (z. B. Kahlschläge), sowie **Kalamitäten** (z. B. Sturmschäden) können erhöhte ökosysteminterne Säureproduktion verursachen (Salpetersäure, Huminsäuren). Etliche Untersuchungen zeigen, dass dieser Prozess i.d.R. auf wenige Jahre begrenzt ist und in seiner Wirkung auf die betroffenen Areale beschränkt bleibt.

Waldumbau mit dem Ziel stabiler, laubbaumreicher Waldökosysteme kann die Auswaschungsgefahr für Nitrat mindern. Auch die Auskämmwirkung für luftgetragene Schadstoffe ist gegenüber reinen Fichtenwäldern verringert. Bezüglich der tatsächlichen Effizienz für einen wirksamen Gewässerschutz bestehen hierbei noch Unsicherheiten.

4.8 Fazit zur Versauerung

Die Prozesse der Versauerung und Wiedererholung sind mit Einschränkung hinreichend bekannt. Quantitative Aussagen zur spezifischen Entwicklung in Einzugsgebieten erfordern aufwendige Zusatzmessungen vor Ort. Empfehlungen zum praktischen Handeln auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes liegen vor (z. B. *NLWKN 2007*).

Der notwendige Umfang der zu reduzierender Schadstoffemissionen und Säuredepositionen ist bekannt. Entsprechende Maßnahmen bezüglich Schwefel sind bereits voll wirksam. Besonders bei den Ammoniak- bzw. Ammonium-Emissionen aus der Landwirtschaft bedarf es allerdings dringend noch stärkeren politischen Handelns.

„End of the Pipe Technologien“ sind im Bereich der Wasserwirtschaft ausgereift, denn die versauerten Gewässer erforderten bereits im natürlich kohlen-sauren Zustand eine nutzungsbezogene Aufbereitung. Die versauerungsbedingten Mehraufwände sind jedoch immens und werden es absehbar bleiben. Angesichts der schwierigen Gestaltung eines effizienten Gewässerschutzes unter Landwirtschaft bleiben die Waldgebiete nach wie vor die bevorzugten Wasserlieferanten.

Es zeichnet sich ab, dass die Gewässerversauerung im Gegensatz zur Bodenversauerung, durch Bewirtschaftungseingriffe in die Waldökosysteme nicht ausreichend beeinflussbar ist.

Dennoch sollte die Förderung stabiler Wälder ein zentrales Anliegen des Gewässerschutzes bleiben. Abgestimmte Strategien für die zukünftigen Waldfunktionen, vom Boden- und Gewässerschutz bis hin zum klimabedingten Waldumbau und zur Biomassennutzung sind hierfür dringend erforderlich (vgl. *GEUPEL ET AL. 2009*).

5 Teilgebiet Naturnahe Feuchtgebiete

Die Abgrenzung der naturnahen Feuchtgebiete basiert auf dem DVWK Merkblatt Feuchtgebiete (248/1998). Bei der Literatur- und Datenauswertung wurden Hoch- und Niedermoore sowie anmoorige Standorte, die nicht genutzt sind bzw. als extensives Grünland genutzt werden, berücksichtigt. Es wurden nur die feuchten Standorte mit den Grundwasserstufen 1 und 2 (*BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 5. AUFL., 2005*) mit naturnaher Nutzung betrachtet.

Auen werden in dieser Studie bewusst nicht behandelt, da in den vergangenen Jahren verschiedene (Verbund-)Forschungsvorhaben zu Auen durchgeführt wurden und etliche aktuelle Kompendien vorliegen.

5.1 Datengrundlagen

Als Datengrundlage für diese Studie diente eine Vielzahl von nationalen und internationalen Publikationen. Berücksichtigt wurden ausschließlich Daten aus naturnahen Feuchtgebieten. Als Abgrenzung für eine naturnahe Nutzung wurde die extensive Grünlandnutzung gewählt. Landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen oder tief drainierte Gebiete sollten hierbei nicht betrachtet werden. Zum Teil wurde die Literatur von den Projektpartnern zur Verfügung gestellt. Eine absolute Vollständigkeit der Datenerhebung kann verständlicherweise nicht gewährleistet werden.

Bezüglich der betrachteten Stoffgruppen wurde die Erhebung der Daten in einem offenen System durchgeführt. Das bedeutet, dass alle verfügbaren Stoffgruppen der erfassten Literatur aufgeführt wurden. Zur Ablage und Gruppierung der Daten wurde eine Datenbank angelegt, deren Struktur nachfolgend beschrieben ist. Einige Stoffgruppen spiegeln jedoch einen anthropogenen Ursprung wieder und sind somit ein Hinweis auf nicht-naturnahe Eigenschaften. Eine klare Differenzierung ist bei einigen Parametern schwierig, da auch regionale Faktoren berücksichtigt werden müssen. Die erfassten Literaturstellen und Daten wurden in einer dafür erstellten Datenbank erfasst und verwaltet.

Datenbank

In den folgenden Abschnitten werden die Struktur und der Umgang mit der Datenbank erläutert. Die Datenbankstruktur erlaubt eine einfache Ergänzung und fortlaufende Pflege des Datenbestandes.

In der Tabelle „Serien“ der Datenbank befinden sich die vollständigen Datensätze mit Verweisen auf Untertabellen, in denen Verfahren, Probenahme, Datentyp, Literaturquellen und weitere Informationen abgelegt sind. Die Serien-ID dient hierbei als eindeutiges Identifikationsmerkmal eines jeden Datensatzes. Die Struktur der Tabelle „Serien“ ist in Tabelle 5-1 dargestellt. Grundsätzlich stehen in der Literatur zu fast keinem Datensatz vollständige Informationen bezüglich der gewünschten Inhalte der Datenbank zur Verfügung.

Die Tabelle "Metadaten" enthält die Daten der verwendeten Literaturquellen, die über die LIT_ID identifiziert werden (Tabelle 5-2). Die LIT_ID ist hierbei ein eindeutiges Identifikationsmerkmal. Zusätzlich zur Ablage in der Datenbank sind die Literaturquellen mit zugehöriger LIT_ID in einer "Endnote"-Datenbank abgelegt (LIT_ID unter dem Punkt "Notes"). Die vollständigen bibliografischen Angaben aller in der Datenbank verwendeten Literaturquellen sind in Kapitel 7 mit aufgeführt und liegen zusätzlich als Datei im RIS-Format vor.

Tabelle 5-1: Struktur der Datenbank, Tabelle "Serien"

Element	Erläuterung
Serien_ID	Jeder Datensatz erhält diese eindeutige Identifikationsnummer
LIT_ID	Identifikationsnummer der Literaturquelle (Tab. Metadaten)
LIT_ID_weitere	Weitere Literaturquellen in denen der Datensatz erschienen ist (Mehrfachnennungen)
Dattyp_ID	Art der Daten: 1. Punktdaten 2. Flächendaten 3. Gebietsdaten
PARAM_ID	Bestimmter chemischer Parameter
PROBENTYP_ID	Art der Probe
Probentiefe_m	Tiefe aus der die Probe entnommen wurde
EINHEIT_ID	Einheit des bestimmten Parameters
BEPROBUNG_ID	Art der Probenahme
ANALYSE_ID	Art der durchgeführten chemischen Analytik für den entsprechenden Parameter
WERTETYP_ID	Art des aufgeführten Wertes: (1) Konzentration (o. anderer Punktdatensatz, z. B. Redoxpotenzial), (2) Fracht
Wert	Ermittelter Wert
Median	Median
Wert_min	Minimalwert
Wert_max	Maximalwert
StAbw	Standardabweichung der Werte
Redoxzustand	Zuordnung: Oxisch/anoxisch (sofern angegeben, oder nach Datenlage möglich)
Kommentar	Kommentare und erweiterte Informationen, die nicht in andere Felder integriert werden können
Land	Staat, in dem die Untersuchungsfläche liegt
Lage	Beschreibung der Lage der untersuchten Fläche, Bundesland, Orts- und Gebietsnamen
Mittelpunkt_Rechts	Koordinaten der Fläche, Rechtswert
Mittelpunkt_Hoch	Koordinaten der Fläche, Hochwert
Feuchtgebietstyp	Art des Feuchtgebiets, z. B. Niedermoor
Einzugsgebiet_km2	Einzugsgebiet in km ²
KWB_mm_a	Klimatische Wasserbilanz in mm/a
Vegetationstypen	Art der Vegetation
Vornutzung	Vorhergehende Nutzungsformen, z. B. intensive landwirtschaftliche Nutzung
Maßnahmen_all	Sämtliche nicht-hydrologischen Maßnahmen, die auf der Fläche durchgeführt wurden
MHW_m_GOF	Mittlerer höchster (Grund)wasserstand in Meter über GOF
MGW_m_GOF	Mittlerer (Grund)wasserstand in Meter über GOF

Fortsetzung Tab. 5-1: Struktur der Datenbank, Tabelle "Serien"

Element	Erläuterung
MNGW_m_GOF	Mittlerer niedrigster (Grund)wasserstand in Meter über GOF (bei Angabe „überstaut“ und ohne weitere Angaben = 0)
Hydro_Moortyp	Hydrologischer Moortyp
Maßnahmen_hydro	Hydrologische Maßnahmen
Feuchtgebietsanteil	Anteil an Feuchtgebieten im Einzugsgebiet
Nutzung_aktuell	Derzeitige Nutzung, z.B. extensives Grünland
Lysimeterversuch	Ja/nein (Standardwert = nein)
Laborversuch	Ja/nein (Standardwert = nein)
Daten fragwürdig	Ja/nein, Daten die fragwürdig erscheinen, (Standardwert = nein)
Da- ten_fragwürdig_Komm entar	Erläuterungen zum vorherigen Punkt, z.B. enorme Schwankung der Messwerte kann auf Messfehler hindeuten
Modell	Verwendete Stofftransportmodelle
Verbindungs_ID	Einzugsgebiet / hydrologisch zusammenhängendes Areal
Verbindungs_level	Höhere Level entwässern in niedrigere (Bsp.: Level 1 (z. B. ein Fluss) kann der Vorfluter zu Level 2 (z. B. Entwässerungsgraben) sein. Diese Level gehören zu jeweils einer Verbindungs_ID.
Zuordnung	Datensätze, die eine Probe darstellen (oder eine gleiche Gruppe von Proben), erhalten die gleiche Zuordnungsnummer.

Tabelle 5-2: Struktur der Datenbank, Tabelle "Metadaten"

Element	Erläuterung
LIT_ID	Identifikationsnummer der Literaturquelle
Verfasser	Verfasser der Quelle
Editor	Hrsg. (z.B. bei Buchkapiteln)
Jahr	Erscheinungsjahr
Titel	Titel der Publikation
Literaturquelle	Zeitschrift/Sammelband/Buch/u.a.
Fundstelle (Seiten)	Seiten, auf denen Daten gefunden wurden
vorliegend als	Form in der die Publikation vorliegt (z.B. PDF, Druck)
Sekundärzitat aus LIT_ID	LIT_ID der Quelle, die die angegebene Quelle zitiert (nur falls Originalquelle nicht verfügbar)

Die Datenbank mit Bibliografie ist auf der beiliegenden CD als Anhang vorhanden.

5.2 Ergebnisse

Die meisten Daten beinhalten Konzentrationsangaben von Stoffen, für relativ wenige Flächen existieren auch Angaben zu Stofffrachten. Es werden daher erst die Stoffkonzentrationen vorgestellt und danach folgen einige Daten zu Stofffrachten. In den Tabellen gibt es zu den einzelnen Stoffen Daten zum Mittelwert, dem minimalen und dem maximalen Wert. Zur Bewertung dienen die Angaben zur Anzahl der Messwerte und der Anzahl der Datenquellen.

5.2.1 Stoffkonzentrationen in naturnahen Feuchtgebieten

Die meisten Untersuchungen beziehen sich auf den Austrag von Nährstoffen, wie Phosphor und Stickstoff, in verschiedenen Bindungsformen. Die Zahl der Quellen ist relativ begrenzt. Vor allem liegen Daten aus Wiedervernässungsprojekten vor (z. B. *ZAK ET AL., 2010*, *GEBHARDT UND KNABKE, 2001*, *GELBRECHT ET AL., 2008*), in denen die Entwicklung zum Teil stark degradierter Flächen nach der Wiedervernässung untersucht wurde. Ein bedeutender Forschungsschwerpunkt ist hierbei die Wiedervernässung von Niedermoorarealen, vor allem in Ostdeutschland (z. B. *ZAK ET AL., 2004*). Eine Übersicht aller Werte mit Angaben der Schwankungsbreite wird in Tabelle 5-3 gegeben.

Tabelle 5-3: Stoffkonzentrationen in allen naturnahen Feuchtgebieten

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl Werte	Anzahl Primärquellen
Al	-	0	1,7	mg/l	4	1
Ammonium-N	5,4	0	265	mg/l	144	15
BSB_2	2,6	0,5	8,5	mg/l*48h	9	2
Ca	96,5	0,3	1185	mg/l	119	6
Chlorid	43	0	121,6	mg/l	22	3
Chlorophyll A	37,6	6,5	107	µg/l	3	1
CSB	55,2	15	180	mg/l	6	1
DIC	80,4	0,3	429,1	mg/l	16	2
DOC	59,1	2,2	313	mg/l	119	7
Fe-ges.	18,7	0	332	mg/l	103	4
Fe-II	7	0,1	98,3	mg/l	16	2
K	4,2	0	37	mg/l	131	7
LF	736	33	4850	µS/cm	116	8
Mg	2,4	0,1	27,4	mg/l	46	4
Mn	-	0,2	7,7	mg/l	7	1
Na	10,5	0,6	80	mg/l	30	3
N-anorg	1,3	0,3	3,4	mg/l	9	2
N-gesamt	2,6	0,1	8,4	mg/l	23	4
Nitrat-N	0,5	0	4,5	mg/l	47	11
Nitrit-N	-	0	0,1	mg/l	3	1
N-org	1	0,3	5	mg/l	14	3
P-gesamt	0,1	0	13,6	mg/l	50	6
pH	5,6	3	9,3	pH	152	14
PO₄-P	0,7	0	18,9	mg/l	189	16
Redoxpotential	-	-231	216	mV	24	1
SAK 254	72,5	3,2	424	m ⁻¹	20	2
SAK 436	6,4	0,2	42	m ⁻¹	20	1
Sauerstoff	5,9	1,2	14,8	mg/l	6	1
Sauerstoff-sättigung	63,8	10	153	%	12	2
Silikat-Si	7,3	0,6	15,7	mg/l	9	2
Sulfat-S	56	0	2186	mg/l	107	10
TOC	27,7	5,5	65,5	mg/l	15	3

Konzentrationen Hochmoor, allgemein

Die Daten aus Hochmooren zeichnen die bekannten Eigenschaften dieses Moortyps nach (Tabelle 5-4). Die Moore weisen zumeist niedrige pH-Werte auf und es sind relativ niedrige Stoffkonzentrationen zu beobachten (vergl. Tabelle 5-3; Feuchtgebiete, allgemein). Dadurch bedingt ist die elektrische Leitfähigkeit ebenfalls gering. Die meisten der zur Verfügung stehenden Untersuchungen in Hochmooren wurden auf wiedervernässten Flächen durchgeführt. Ursächlich dafür ist unter anderem, dass kaum noch unbeeinflusste Hochmoorareale in Zentraleuropa auftreten. Daher unterscheidet sich der Datensatz für wiedervernässte Hochmoorareale (Tabelle 5-5) kaum von jenem für Hochmoorareale ohne weitere Untergliederung (Tabelle 5-4).

Tabelle 5-4: Stoffkonzentrationen in Hochmoorflächen, allgemein

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Al	-	0,0	1,7	mg/l	4
Ammonium-N	1,3	0,0	12,8	mg/l	38
Ca	5,1	0,3	30,4	mg/l	22
Chlorid	-	0,0	35,0	mg/l	10
DOC	15,8	2,2	82,8	mg/l	20
Fe-ges.	-	0,0	2,7	mg/l	10
K	0,8	0,0	4,8	mg/l	34
LF	91,9	33,0	219,0	µS/cm	15
Mg	2,4	0,1	22,2	mg/l	22
Na	10,5	0,6	18,4	mg/l	22
N-gesamt	2,6	0,1	4,8	mg/l	17
Nitrat-N	0,2	0,0	1,4	mg/l	26
N-org	0,9	0,6	1,0	mg/l	8
P-gesamt	0,1	0,0	0,1	mg/l	14
pH	4,4	3,3	6,8	pH	34
PO₄-P	0,2	0,0	1,6	mg/l	19
SAK 254	72,5	3,2	424,0	m ⁻¹	20
SAK 436	6,4	0,2	42,0	m ⁻¹	20
Sulfat-S	4,9	0,0	17,9	mg/l	21

Tabelle 5-5: Stoffkonzentrationen in wiedervernässten Hochmoorflächen

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Al	-	0,0	1,7	mg/l	4
Ammonium-N	1,1	0,0	3,4	mg/l	20
Ca	5,1	0,4	30,4	mg/l	18
Chlorid	-	0,0	35,0	mg/l	6
DOC	15,8	2,2	82,8	mg/l	20
Fe-ges.	-	0,0	2,1	mg/l	6
K	0,6	0,0	3,9	mg/l	18
Mg	2,4	0,2	22,2	mg/l	18
Na	-	0,6	18,4	mg/l	6
N-gesamt	2,7	0,8	4,8	mg/l	14
Nitrat-N	0,2	0,0	1,4	mg/l	20
N-org	0,9	0,6	1,0	mg/l	8
P-gesamt	0,1	0,0	0,1	mg/l	14
pH	4,5	3,8	6,8	pH	18
PO₄-P	0,1	0,0	1,6	mg/l	12
SAK 254	72,5	3,2	424,0	m ⁻¹	20
SAK 436	6,4	0,2	42,0	m ⁻¹	20
Sulfat-S	5,3	0,0	17,9	mg/l	16

Konzentrationen Niedermoor, allgemein

Im Vergleich zu den Hochmooren liegen in Niedermooren erwartungsgemäß deutlich höhere Gehalte an Nährstoffen und weiteren Lösungsinhalten vor, was auch durch die höhere elektrische Leitfähigkeit verdeutlicht wird. So treten z. B. auch höhere Phosphat-P-Konzentrationen mit Maximalwerten bis zu 13,64 mg/l auf, die jedoch nicht die Regel sind. Im Mittel treten in Niedermooren Phosphat-P-Konzentrationen von ca. 1 mg/l auf (Tabelle 5-6).

Die Dominanz reduzierter N-Verbindungen (siehe: wieder vernässte Niedermoore), wie auch das Auftreten hoher Eisen(II)-Konzentrationen spiegeln die Bedingungen in den untersuchten Arealen wieder. Durch Betrachtung naturnaher Räume herrschen vornehmlich wassergesättigte Bedingungen vor, die ein reduzierendes Milieu begünstigen. Die hohe Spannweite der K- und Ca-Konzentrationen (Abbildung 5-2) ist bedingt durch die Genese der verschiede-

nen Moore. Hohe Kalkgehalte, aber auch der Einfluss von Salz-/Brackwasser oder andere geogene Faktoren, können diese verursachen.

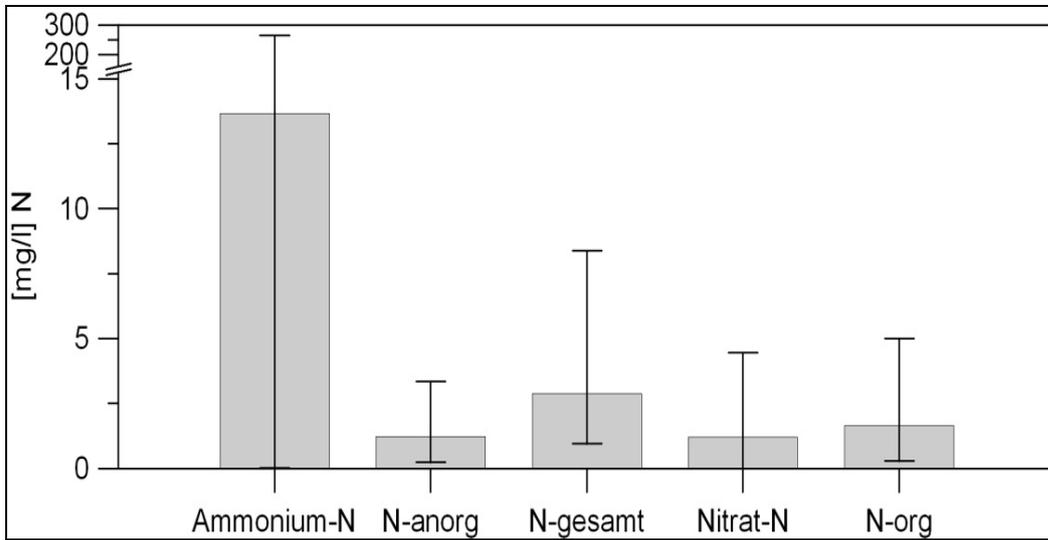


Abbildung 5-1: Konzentrationen von Stickstoffspezies in wiedervernässten Niedermooren und deren Spannweiten

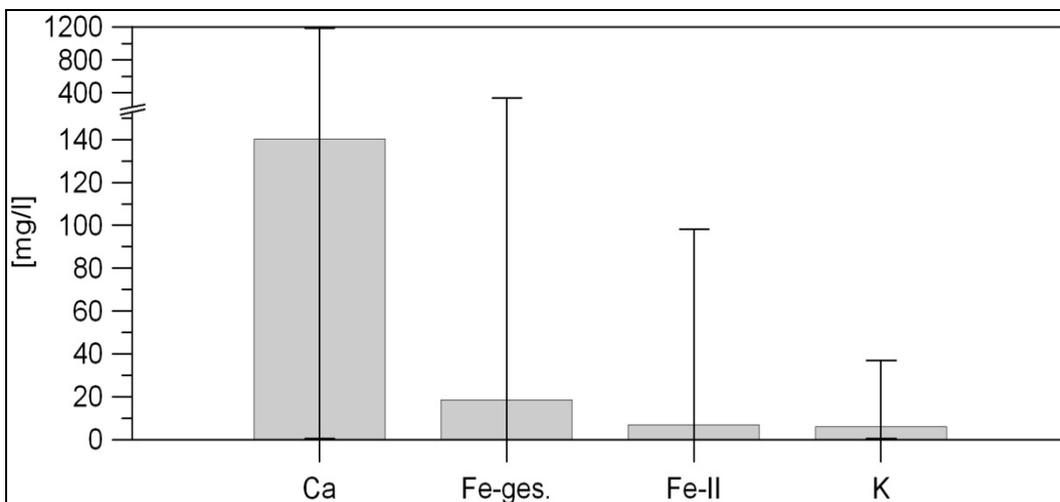


Abbildung 5-2: Konzentrationen von Ca, Fe(II), Fe-ges. und K in Niedermooren und deren Spannweiten

Tabelle 5-6: Stoffkonzentrationen in Niedermoorflächen, allgemein

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Ammonium-N	9,0	0,0	265,0	mg/l	106
BSB_2	2,6	0,5	8,5	mg/l*48h	9
Ca	140,2	0,5	1185,0	mg/l	93
Chlorid	-	1,1	121,6	mg/l	8
Chlorophyll A	37,6	6,5	107,0	µg/l	3
CSB	55,2	15,0	180,0	mg/l	6
DIC	80,4	0,3	429,1	mg/l	16
DOC	71,5	4,0	313,0	mg/l	95
Fe-ges.	18,7	0,1	332,0	mg/l	93
Fe-II	7,0	0,1	98,3	mg/l	16
K	6,0	0,4	37,0	mg/l	93
LF	864,6	43,0	4850,0	µS/cm	97
Mg	-	0,1	27,4	mg/l	24
Mn	-	0,2	7,7	mg/l	7
Na	-	2,2	80,0	mg/l	8
N-anorg	1,2	0,3	3,4	mg/l	6
N-gesamt	2,9	1,0	8,4	mg/l	6
Nitrat-N	1,1	0,0	4,5	mg/l	21
Nitrit-N	0,0	0,0	0,1	mg/l	3
N-org	1,6	0,3	5,0	mg/l	6
P-gesamt	0,2	0,0	13,6	mg/l	36
pH	6,2	3,0	9,3	pH	114
PO₄-P	0,7	0,0	18,9	mg/l	166
Redoxpotenzial	-	-231,0	216,0	mV	24
SAK 254	0,6	0,2	1,6	m ⁻¹	6
Sauerstoff	5,9	1,2	14,8	mg/l	6
Sauerstoff-sättigung	63,8	10,0	153,0	%	12
Silikat-Si	7,3	0,6	15,7	mg/l	9
Sulfat-S	79,2	0,2	2186,0	mg/l	82
TOC	27,7	5,5	65,5	mg/l	15

5.2.2 Frachten aus naturnahen Feuchtgebieten

Für Frachten aus naturnahen Flächen steht nur ein relativ begrenzter Parameterumfang zur Verfügung (Tabelle 5-7). Die meisten Untersuchungen beziehen sich auf den Austrag von Nährstoffen, wie Phosphor und Stickstoff in verschiedenen Bindungsformen. Generell ist festzustellen, dass die Mittelwerte in vielen Fällen nicht belastbar sind, da nur eine sehr geringe Datendichte vorliegt (z. B. bei $\text{SO}_4\text{-S}$, Ca). Hier können dann nur Spannweiten von Wertegruppen angegeben werden.

Tabelle 5-7: Frachten aus Feuchtgebieten (allgemein)

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Ammonium-N	0,6	0,3	0,9	kg/(ha*a)	5
Ca	6,0	0,0	100,0	kg/(ha*a)	10
K	11,3	1,5	50,0	kg/(ha*a)	14
Mg	1,5	0,9	2,2	kg/(ha*a)	2
Na	2,4	2,4	2,4	kg/(ha*a)	1
N-anorg	4,4	2,1	6,7	kg/(ha*a)	2
N-gesamt	11,8	0,0	62,0	kg/(ha*a)	33
Nitrat-N	4,1	0,3	9,4	kg/(ha*a)	5
N-org	6,6	2,2	14,5	kg/(ha*a)	5
P-gesamt	0,9	0,0	3,5	kg/(ha*a)	10
$\text{PO}_4\text{-P}$	0,5	0,0	2,9	kg/(ha*a)	16
P-org	0,3	0,3	0,4	kg/(ha*a)	3
Sulfat-S	4,8	3,6	7,3	kg/(ha*a)	3

Frachten Hochmoor, allgemein

Die Zahl der Datenquellen für Stofffrachten aus Hochmooren ist äußerst gering. Bei den einzelnen Parametern kann maximal auf acht Datenpunkte und sechs Quellen zurückgegriffen werden. Dies schränkt eine Bewertung maßgeblich ein. Trotzdem werden einige bekannte grundlegende Eigenschaften von Hochmooren verdeutlicht. So sind die N- und P-Austräge im Vergleich zu Niedermooren geringer. Ebenso verhält es sich mit den Ca- und K-Austrägen (vergl. Tabelle 5-8 und Tabelle 5-9).

Tabelle 5-8: Frachten aus Hochmoorflächen (allgemein)

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Ammonium-N	0,6	0,4	0,7	kg/(ha*a)	2
Ca	6,0	2,9	45,0	kg/(ha*a)	6
K	3,8	1,5	30,0	kg/(ha*a)	6
Mg	1,5	0,9	2,2	kg/(ha*a)	2
Na	2,4	2,4	2,4	kg/(ha*a)	1
N-gesamt	3,3	1,8	13,0	kg/(ha*a)	8
Nitrat-N	0,4	0,3	0,6	kg/(ha*a)	2
N-org	4,0	2,6	5,4	kg/(ha*a)	2
P-gesamt	1,3	0,1	3,5	kg/(ha*a)	3
PO ₄ -P	0,6	0,0	2,9	kg/(ha*a)	9
P-org	0,3	0,3	0,3	kg/(ha*a)	1
Sulfat-S	4,8	3,6	7,3	kg/(ha*a)	3

Frachten Niedermoor, allgemein

Im Gegensatz zu den Konzentrationsdaten für Niedermoores (Tabelle 5-9), bei denen vor allem viele Datensätze zu Phosphor vorliegen, dominiert in den Daten bezüglich der Stofffrachten der Stickstoffaustrag. Leider ist hier keine detaillierte Differenzierung zwischen N-Spezies möglich, da Stickstoff meistens nur als Summe erfasst wurde und so zum Beispiel nur ein Datensatz zu Nitrat und keine Ammonium-Daten vorliegen. Im Falle von Phosphor ist die Situation etwas besser. Zwar liegen auch hier weniger Daten vor, jedoch ist zumindest eine gute Untergliederung nach PO₄-P und P-Gesamt möglich.

Tabelle 5-9: Frachten aus Niedermoorflächen (allgemein)

Parameter	Mittelwert von „Wert“	Minimum	Maximum	Einheit	Anzahl der Werte
Ammonium-N	0,8	0,8	0,8	kg/(ha*a)	1
Ca	0,0	0,0	100,0	kg/(ha*a)	4
K	18,8	3,0	50,0	kg/(ha*a)	6
N-anorg	4,4	2,1	6,7	kg/(ha*a)	2
N-gesamt	13,5	0,0	62,0	kg/(ha*a)	23
Nitrat-N	1,1	1,1	1,1	kg/(ha*a)	1
N-org	8,3	2,2	14,5	kg/(ha*a)	3
P-gesamt	0,7	0,0	1,3	kg/(ha*a)	7
PO ₄ -P	0,4	0,0	2,0	kg/(ha*a)	7
P-org	0,3	0,3	0,4	kg/(ha*a)	2

5.2.3 DOC-Austräge aus naturnahen Feuchtgebieten

In den letzten Jahren traten vermehrt Berichte über erhöhte DOC-Austräge aus Hochmooren in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren auf (z. B. *BÖHM, 2006; IHLING & MICHALK, 2011; GRUNEWALD & SCHEITHAUER, 2011*). *SCHWALM & ZEITZ (2011)* geben einen aktuellen Literaturüberblick über die DOC-Bildung in Mooren und zum DOC-Austrag. Diese aktuellen Daten von 2011 wie auch die Daten von *KRÜGER ET AL. (2011)* werden in die Datenbank eingearbeitet. Zwar sind keine DOC-Frachten aus Hochmooren vorhanden und zu Niedermooeren liegen nur drei Datensätze aus der Pohnsdorfer Stauung vor, jedoch gibt es einige DOC-Konzentrationsdaten. Deutlich wird, dass die DOC-Konzentrationen in Niedermooeren höher liegen als in den betrachteten Hochmooren und auch eine größere Spannweite aufweisen. Allerdings liegen zu Niedermooeren 42 Datensätze vor, wohingegen zu Hochmooren nur 5 Datensätze in der Datenbank aufgeführt sind. Die neuen aktuellen DOC-Daten von 2011 liegen für Hoch- und Niedermooere in den Schwankungsbereichen der Werte, die in den Tabellen Tabelle 5-5 und Tabelle 5-6 genannt sind. Die Kopplung des DOC-Austrags an verschiedene Drainage-Szenarien lässt sich anhand der Datenbank verständlicherweise nicht nachvollziehen, da diese auf naturnahe Flächen beschränkt ist. Hierzu sei stattdessen auf die Arbeit von *BÖHM (2006)* und *SCHWALM & ZEITZ (2011)* verwiesen.

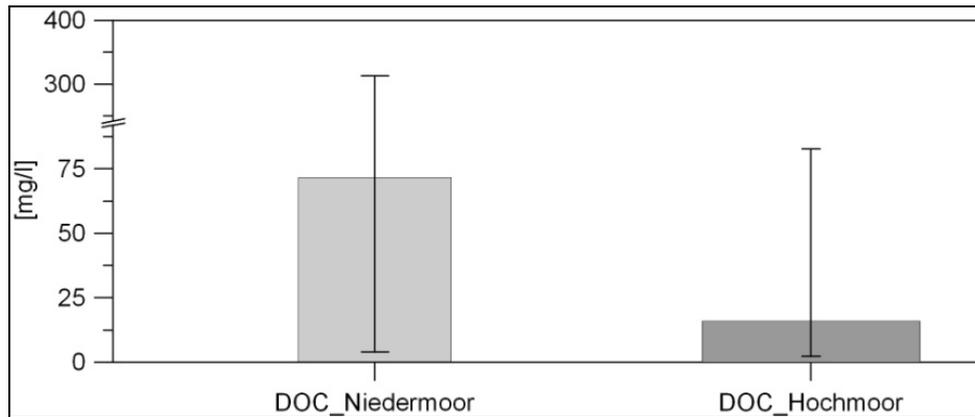


Abbildung 5-3: DOC-Konzentrationen in Niedermooren und Hochmooren und deren Spannweiten

5.2.4 P-Freisetzung bei Wiedervernässung

Bei der Wiedervernässung von Mooren wurden in der Vergangenheit häufig hohe P-Konzentrationen beobachtet (z. B. *GELBRECHT & LENGSELD, 1998*). Eine der wichtigsten P-Quellen in wiedervernässten Mooren stellt die reduktive Lösung von Eisen(oxy)hydroxiden dar (z. B. *GELBRECHT ET AL., 2008*), die zur Freisetzung von Fe(II) und adsorbierten Phosphats führt. Dieser direkte Zusammenhang wird jedoch nicht ersichtlich, wenn man die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in der Bodenlösung wiedervernässter Niedermoore gegen Fe aufträgt. Das spricht allerdings keineswegs gegen diesen Freisetzungsmechanismus, sondern kann verschiedene andere Ursachen haben. Da die Daten aus verschiedenen Gebieten stammen, sind unterschiedliche Randbedingungen gegeben. So kann die zusätzliche P-Freisetzung aus dem Abbau organischer Substanz variieren (z. B. weil die Moore verschieden stark degradiert sind), die vorliegenden Eisen(oxy)hydroxide weisen gegebenenfalls unterschiedliche Fe:P-Verhältnisse auf oder die Vornutzung und damit die Einbringung von P variiert.

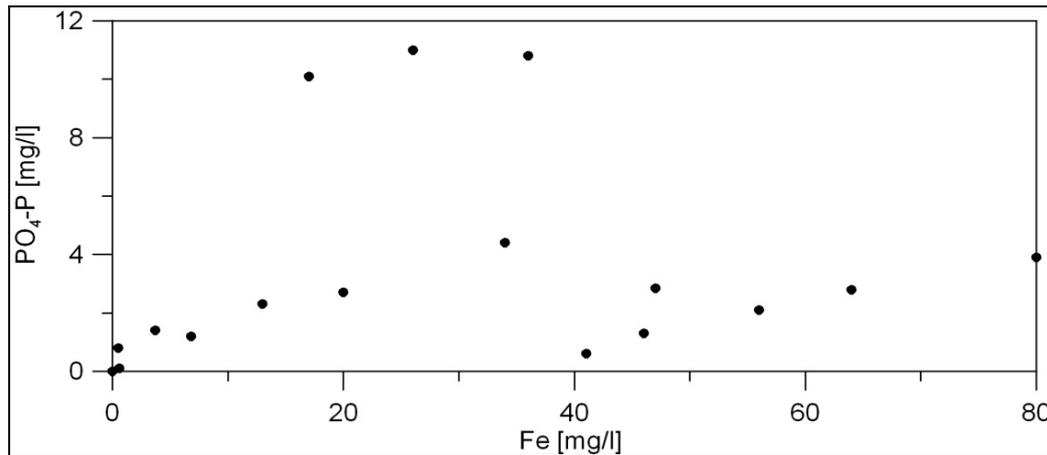


Abbildung 5-4: PO₄-P-Konzentration gegen Fe-Konzentration in wiedervernässten Niedermooren.

5.3 Zusammenfassung und Ausblick

Für die Bearbeitung der Stoffausträge aus naturnahen Flächen wurde eine Datenbank mit den ausgewerteten Daten und den Literaturquellen erstellt. Die Erfassung der Daten erfolgte hierbei in einem offenen System, so dass eine Vielzahl von Parametern aufgenommen werden konnten. Die Daten wurden anschließend gruppiert und Auswertungen zu diversen Themen durchgeführt. Die so entstandene Datenbank ermöglicht eine problemorientierte Auswertung zu diversen Fragestellungen zum Themenkomplex „Stoffaustrag aus naturnahen Feuchtgebieten“.

Die grundlegenden Entstehungsunterschiede zwischen Hoch- und Niedermoor spiegeln sich in den Daten wieder. So liegen die pH-Werte im Hochmoor im Mittel bei pH 4,4 (3,3-6,8) und im Niedermoor bei pH 6,2 (3-9,3). Auch die Daten der elektrischen Leitfähigkeit weisen große Unterschiede zwischen Hochmooren mit 91,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (33-219) und Niedermooren mit 864,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (43-4850) auf. Weiterhin zeigen auch die DOC-Konzentrationen zwischen Hochmoor 15,8 mg/l (2,2-82,8) und Niedermoor 71,5 mg/l (4-313) entsprechende Unterschiede auf. In den Niedermooren sind gegenüber den Hochmooren die Schwankungsbereiche generell viel größer.

Bei den Stofffrachten sind bei Orthophosphat und Nitrat die Austräge aus beiden Feuchtgebietstypen sehr gering. Die P-Austräge erreichen 0,6 bzw. 0,7 kg/(ha*a) und die Nitratausträge 0,4 bis 1,1 kg/(ha*a). Erst bei Entwässerung der Moore werden dagegen deutlich höhere Werte erreicht.

6 Teilgebiet Brachen und Sukzessionsflächen

6.1 Einleitung

Nähr- und Schadstoffe gelangen aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer. Die Landwirtschaft ist dabei einer der Hauptverursacher von diffusen Nährstoffeinträgen. Neben den landwirtschaftlich genutzten Flächen haben auch die nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen (Wald, Feuchtgebiete, Brachen) einen bedeutsamen Flächenanteil in den Flusseinzugsgebieten, zu deren Beitrag und Bedeutung für die diffusen Stoffeinträge aktuell keine zusammenfassenden Auswertungen vorliegen.

Ziel der nachfolgenden Kapitel ist die Zusammenstellung des aktuellen Wissensstandes zu diffusen Stoffausträgen unter langjährigen Brachen und Sukzessionsflächen anhand der zur Verfügung stehenden Literatur. Die Studie konzentriert sich dabei auf Deutschland sowie die Anrainerstaaten.

6.2 Datengrundlagen und Datenbankstruktur

6.2.1 Datengrundlagen

Nachfolgend werden die verfügbaren Veröffentlichungen zu Stoffausträgen und zum (Nähr-) Stoffhaushalt von Brachen und Sukzessionsflächen zusammengestellt und ausgewertet. Dabei sollten Untersuchungen auf extensiv genutzten Grünlandflächen bewusst nicht berücksichtigt werden, da diese sich nach wie vor in landwirtschaftlicher Nutzung befinden.

Im Rahmen dieser Literaturlauswertung konnten allerdings nur sehr wenige Untersuchungen gefunden werden, in denen Stoffausträge unter langjährig nicht genutzten Flächen untersucht wurden.

Der Fokus vieler Studien aus den 90er Jahren lag auf den Auswirkungen von kurzfristigen Flächenstilllegungen (Dauer- und Rotationsbrachen) als Instrument der EU-Agrarpolitik. Es konnten zudem viele Literaturquellen gefunden werden, die sich mit dem durch den Umbau der Landwirtschaft in den Neuen Bundesländern verursachten Flächenstilllegungen und deren Auswirkungen auf die Stoffdynamik beschäftigten. Obwohl solche Studien ursprünglich

nicht Bestandteil dieser Literaturstudie sein sollten, wurden diese zum Teil dennoch mit ausgewertet, um die Datengrundlage und Aussagemöglichkeit zu verbessern.

Seit den 1960er Jahren gibt es viele Dauerbeobachtungsflächen, bei denen sekundäre Sukzessionsprozesse auf Brachland untersucht wurden. In diesen Studien standen jedoch vor allem die vegetationsökologischen Prozesse im Vordergrund. Zu den frühzeitigen und umfangreichen Dauerflächenuntersuchungen zählen die seit 1975 auf Initiative von *K.-F. SCHREIBER* angelegten Sukzessionsflächen in Baden-Württemberg. Neben den Untersuchungen zur Vegetation und Ökologie wurden hier auch die Veränderungen von bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern durch u. a. nährstoffökologische Untersuchungen, Streu- und Humusakkumulation sowie Messungen der mikrobiellen Aktivität und Stickstoffmineralisation durchgeführt. Stoffausträge wurden im Rahmen dieser Untersuchungen jedoch nicht gemessen. Im Rahmen der vorliegenden Literaturstudie wurden die Nährstoffuntersuchungen im Boden trotzdem mit ausgewertet, da sie zumindest bei Kenntnis der Sickerwasserrate einen Rückschluss über die z. B. zu erwartenden Nitratausträge geben können (u. a. *BECHTEL 2008*).

6.2.2 Datenbankstruktur

Alle Informationen zu den Stoffausträgen und zum Stoffhaushalt aus den einzelnen Literaturquellen wurden in eine Access-Datenbank aufgenommen. Die Struktur der Datenbank wird nachfolgend näher erläutert. Die ausgewerteten Literaturquellen wurden darüber hinaus in einer CITAVI-Datenbank abgelegt. Dort sind u. a. die Verfügbarkeiten in den Bibliotheken in Deutschland verzeichnet.

In der Tabelle „Daten“ sind alle aus den einzelnen Literaturquellen entnommenen Informationen zu den untersuchten Parameter und Methodik aufgeführt. Die Auswertung wurde dabei nicht auf bestimmte Stoffgruppen beschränkt, sondern es wurde alle verfügbaren Daten aufgenommen. Darüber hinaus sind wichtige Standortparameter angegeben. Jeder aufgenommene Datensatz ist eindeutig über die Identifikationsnummer Daten_ID zu identifizieren.

Tabelle 6-1: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Daten“

Inhalt	Erläuterung
Daten_ID	Identifikationsnummer des Datensatzes
Lit_ID	Identifikationsnummer der Literaturquelle
Jahre ohne Nutzung	Anzahl der Jahre in denen auf der untersuchten Fläche zum Zeitpunkt der Probenahme/Messung keine Nutzung stattfand, z.B. 2
Bodenart	Bodenart des untersuchten Standortes
Bodentyp	Bodentyp des untersuchten Standortes
Probentyp	z. B. Lysimeter, Bodenprobe, Messung im Vorfluter
Datentyp	Punktdaten, Flächendaten, Einzugsgebiet
Niederschlag (mm)	Jahresniederschlag in mm im Untersuchungsjahr
Sickerwassermenge (mm)	Jahressickerwassermenge in mm im Untersuchungsjahr
Probentiefe (m)	Tiefe der Proben bei Bodenproben z. B. 0 - 0,04
Wertetyp	Fracht, Gehalt, Konzentration
Parameter	Chemischer Parameter der untersucht wurde, z. B. N-Nitrat, pH; alle untersuchten Parameter sind der Tab. "Parameter" zu entnehmen
Wert	Ermittelter Wert
Einheit	Einheit des Parameters, z. B. mg/100g; alle Einheiten sind der Tab. "Einheiten" zu entnehmen
Mittlere Abflussspende (l/s*km ²)	Mittlere Abflussspende in l/s*km ² bei Messung im Gewässer
Jahr	Jahr, in dem Parameter gemessen wurde, z. B. 1978
Information_Werte	genau (in der Literaturquelle wurde genauer Wert angegeben), ungenau (Wert wurde aus einem Diagramm abgelesen)

In der Tabelle „Literatur“ sind die Informationen zu den verwendeten Literaturquellen aufgeführt. Jede Quelle ist über eine Identifikationsnummer „Lit_ID“ eindeutig zu identifizieren. Alle ausgewerteten und sonstige verwendeten Literaturquellen wurden darüber hinaus in einer CITAVI-Datenbank abgelegt. Dort sind u. a. die Verfügbarkeiten in den Bibliotheken in Deutschland verzeichnet.

Tabelle 6-2: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Literatur“

Feldname	Erläuterung
Lit_ID	Identifikationsnummer der Literaturquelle
Land	Land in dem Studie stattgefunden hat, z. B. Deutschland
Region	Region in der Studie stattgefunden hat, z. B. Sachsen-Anhalt

Die Tabelle „Nutzung“ enthält wichtige Informationen zu der früheren und gegenwärtigen Nutzung der in den Publikationen untersuchten Flächen oder Einzugsgebieten. Darüber hinaus ist als Unterscheidung das Feld „Art der Stilllegung“ angelegt wurden. Diesem ist zu entnehmen, ob die Literaturquelle kurzfristige Veränderung der Stoffdynamik bei kurzen Stilllegungen (1-5 Jahre) zum Inhalt hat oder ob es sich um langfristige Stilllegungen (> 5 Jahre) handelt.

Tabelle 6-3: Datenbankstruktur, Struktur der Tabelle „Nutzung“

Feldname	Erläuterung
ID	Identifikationsnummer des Datensatzes
Lit_ID	Identifikationsnummer der Literaturquelle
Nutzung_vorher	Nutzung der Fläche vor Brachlegung z.B. Acker, Grünland
Nutzung_aktuell	z.B. Sukzession, Dauerbrache
Art der Stilllegung	langfristige Stilllegung (> 5 Jahre), kurzfristige Stilllegung (1-5 Jahre)

Neben diesen Tabellen gibt es noch zwei Tabellen mit weiterführenden Informationen. In der Tabelle „Parameter“ sind alle in den verschiedenen Studien untersuchten Parameter abgelegt. Die Tabelle „Einheiten“ gibt Auskunft über die Einheiten in denen die Parameter gemessen wurden.

6.3 Kurzfristige Stilllegungsflächen

Im folgenden Kapitel werden die Literaturquellen ausgewertet, die sich mit den Veränderungen der Stoffdynamik bei kurzfristigen Flächenstilllegungen (1-5 Jahre) beschäftigen.

Nach einem einleitenden Grundlagen- und Methodenkapitel erfolgt eine kurze Auswertung der Veröffentlichungen und abschließend eine Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse.

6.3.1 Grundlagen

Im Rahmen der EU-Agrarpolitik werden Flächenstilllegungen und Extensivierungen von landwirtschaftlichen Flächen gefördert. Grundsätzlich werden die jährlichen Rotationsbrachen sowie die Dauerbrachen unterschieden. Die Mindeststilllegungszeit für die Dauerbrache beträgt 5 Jahre. In den wenigsten Fällen wurden die Fläche dabei vollständig der Sukzession überlassen. Die gesetzlichen Auflagen sehen zur Erhaltung einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft eine Mindestpflege der Flächen vor, z. B. extensiver Beweidung, Mahdnutzung oder Mulchpflege.

Da der Schwerpunkt dieser Literaturstudie auf den langfristig stillgelegten Brachflächen liegt, werden in der vorliegenden Auswertung nur Dauerbrachen untersucht, die der ungestörten Sukzession unterliegen. Rotationsbrachen sowie Dauerbrachen, auf denen eine Form von Nutzung stattfindet, wurden nicht berücksichtigt.

Aufgrund der bereits erwähnten schmalen Datenlage werden neben den Stoffausträge aus Brachen auch Publikationen ausgewertet, die sich mit der Stoffdynamik im Boden beschäftigen. Die vollständige Zusammenstellung aller Ergebnisse ist der Datenbank zu entnehmen.

6.3.2 Untersuchte Publikationen

Publikation	Land, Bundesland	Aktuelle Nutzung	Untersuchter Standorte / Bodentypen	Untersuchte Parameter	Zeitraum n. Stilllegung zum Zeitpunkt der Publikation	Methodik	Stichworte zum Inhalt
<i>Klose, S. & Machulla, G. (1996)</i>	Deutschland, Sachsen-Anhalt	Ackerbrache, (Dauerbrache)	Flachgründiger Porphyrvwitterungsboden (Norm-Ranker)	Bodenphysikalische, bodenchemische und bodenbiologische Kennwerte; u. a. Phosphat, mikrobielle Biomasse	bis 5 Jahre (1991 bis 1995)	Bodenproben im Oberboden (0-10 cm, 0-20 cm)	Entwicklung von Bodeneigenschaften, Bodenkennwerten, Humus- und Nährstoffgehalten nach Flächenstilllegung von unterschiedlichen Brachemanagements
<i>Landgraf, D. & Klose, S. (2002)</i>	Deutschland, Sachsen	Ackerbrache, (Dauerbrache)	Sandboden	u. a. C _{org} , N _{gesamt} , Ammonium, Nitrat, pH-Werte, mikrobielle Biomasse	4 Jahre	Bodenproben im Oberboden (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm)	Auswirkungen von verschiedenen Managementsystemen (landwirtschaftliche Nutzung, Sukzessionsbrache, forstliche Nutzung)
<i>Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., Schnert, P. (1993; 1999)</i>	Deutschland, Sachsen-Anhalt	Ackerbrache (Dauerbrache)	Lysimeterfüllung (lehmiger Sand)	N _{gesamt}	bis 2 Jahre, (1991/1992 bis 1992/1993)	Lysimeteruntersuchung, Frachten	Einfluss Flächenstilllegung auf Stickstoffausträge
<i>Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H. (1998)</i>	Deutschland, Sachsen-Anhalt	Ackerbrache (Dauerbrache)	Lysimeterfüllung (sandiger Lehm)	Anionen (u.a. Phosphat, Chlorid, Sulfat), Kationen (u. a. Calcium, Kalium, Magnesium), pH-Wert	Bis 3 Jahre, (1991/1992 bis 1993/1994)	Lysimeteruntersuchung, Frachten	Einfluss Flächenstilllegung auf Stoffausträge
<i>Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H. Balla, (1999)</i>	Deutschland, Sachsen-Anhalt	Ackerbrache (Dauerbrache)	Lysimeterfüllung (sandiger Lehm, Sand, Lehm, Löss)	N _{gesamt}	Bis 4 Jahre, (1991/1992 bis 1994/1995)	Lysimeteruntersuchung, Frachten	Abhängigkeit der Landnutzung auf die Stickstoffausträge
<i>Seeger, J., Meißner, R., Rupp, H. (2011) (unveröffentlichtes Manuskript)</i>	Deutschland, Sachsen-Anhalt	Ackerbrache (Dauerbrache)	Lysimeterfüllung (lehmiger Sand)	N _{gesamt}	5 Jahre, tlw. 8 Jahre (1991/1992 bis 1998/1999)	Lysimeteruntersuchung, Frachten	Einfluss Flächenstilllegung auf Stickstoffausträge

6.3.3 Wesentliche Ergebnisse der wichtigsten Publikationen

a) *MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. UND SCHONERT, P. (1993)*

Im ersten Jahr der Stilllegung konnten unter den Dauerbrachen (nach Hafer und Grasunter-
saat) deutlich erhöhte N-Austräge von 65,3 kg/ha ermittelt werden. Die ermittelten Mengen
waren ungefähr doppelt so hoch, wie die unter Integriertem Landbau. Im zweiten Jahr wur-
den unter den Brachevarianten die niedrigsten Sickerwassermengen gemessen. Sie waren
ca. 12 bzw. 29 % geringer gegenüber den Flächen mit extensiver Landnutzung bzw. dem
Integrierten Landbau. Auch der N-Austrag war im Vergleich zu den anderen Varianten im
Mittel um 76 bis 78 % verringert und betrug auf der Dauerbrache lediglich 3,1 kg/ha.

Die Form der Dauerbrache hat dabei einen großen Einfluss auf das N-Austragsniveau. Bei
selbstbegrünten Brachen durch Ausfallgetreide und begrünten Brachen mit ausschließlich
Schwarzmulch wurden erhöhte N-Verlagerungen von Stickstoff gemessen. Bei Abfuhr des
Aufwuchses findet dagegen ein Entzug von Nährstoffen in Form einer N-Aushagerung statt.

b) *MEISSNER, R., SEEGER, J. UND RUPP, H. (1998);*

MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. (1998) UND SCHONERT, P. (1999)

Durch das plötzliche Brachfallen von intensiv bewirtschaftetem Ackerland kommt es im ers-
ten Stilllegungsjahr auf den Dauerbrachen zu erhöhten Sickerwassermengen. Es wurden
Austräge von z. B. Nitrat 274,3 kg/ha, Sulfat 217,3 kg/ha und Calcium 260 kg/ha festgestellt.
Nach drei Jahren Stilllegung gehen die Austräge deutlich zurück. Die ermittelten Austräge
wurden dabei größtenteils nicht signifikant von den hydrologischen Bedingungen beeinflusst.

Im Vergleich zu den nach der guten fachlichen Praxis bewirtschafteten Ackerflächen wurden
unter den Dauerbrachen hohe Gehalte an Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium sowie
vergleichsweise niedrige Gehalte an Nitrat, Sulfat und Chlorid ermittelt. Von den untersuch-
ten Kationen wurde Calcium erwartungsgemäß am stärksten ausgewaschen. Der Rückgang
der Calcium-Austräge unter der Dauerbrache resultiert dabei auf dem Ausbleiben von Mine-
raldüngung. Der Austrag von Magnesium ist im Wesentlichen durch das Sickerwasser be-
stimmt, welches durch die, nach erstem Rückgang, erneuten hohen Austräge im 3. Jahr nach
Stilllegung aufgrund der hohen Niederschläge unter der Dauerbrache belegt wird.

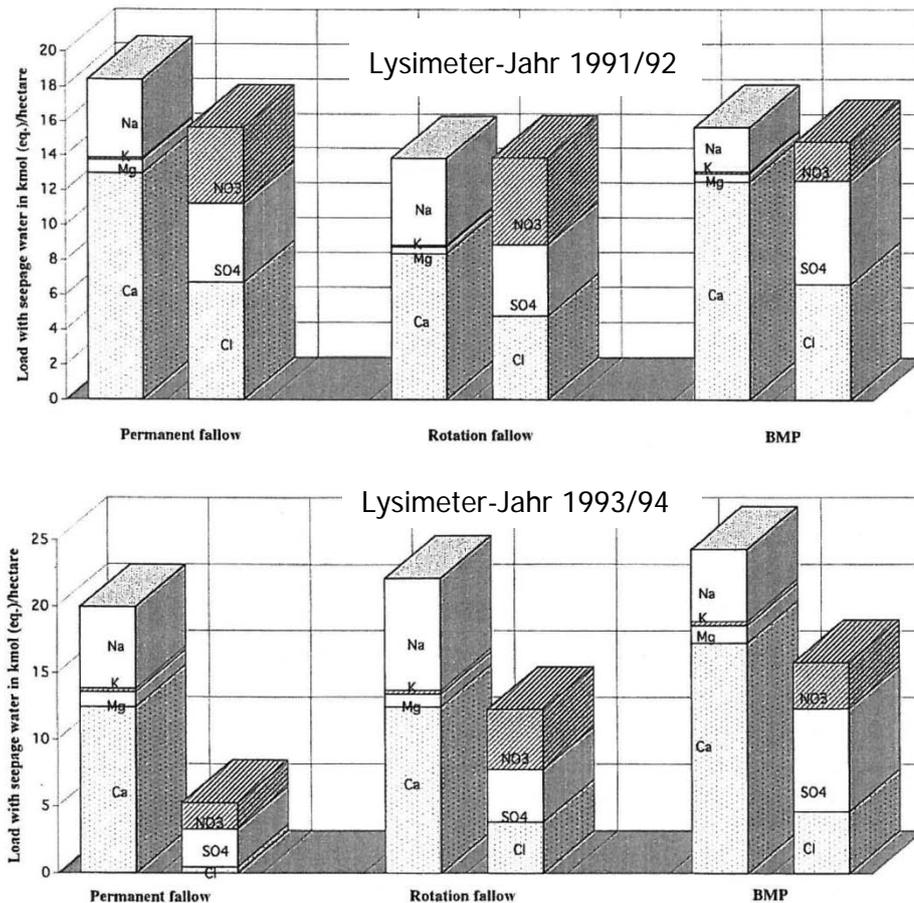


Abbildung 6-1: Ionen-Austräge bei verschiedenen Landnutzungen nach dem 1. und nach dem 3. Jahr Stilllegung (MEISSNER *et al.*, 1998; 1999)

Permanent fallow = Dauerbrache; Rotation fallow = Rotationsbrache; BMP = landwirtschaftliche Bewirtschaftung n. guter fachlicher Praxis

c) MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. UND BALLA, H. (1999)

Im ersten Jahr nach der Flächenstilllegung wurden hohe Austräge an Gesamtstickstoff von ca. 62 kg/ha gemessen. Die Austräge von Stickstoff unter der Dauerbrache gehen danach kontinuierlich jedes Jahr zurück. Nach vier Jahren Dauerbrache wurden nur noch ca. 5 kg/ha Stickstoff im Sickerwasser gemessen.

d) SEEGER, J., MEISSNER, R., RUPP, H. (2011) (UNVERÖFFENTLICHTES MANUSKRIFT)

In der noch nicht veröffentlichten Publikation werden langfristige Lysimeterversuche zur Abschätzung von Wirkungen durch Flächenstilllegungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt ausgewertet. Dabei wurden alle Lysimeter für einen 5-jährigen Stilllegungszeitraum aus der Nutzung genommen. Nach der Stilllegung erfolgte eine Integration der Dauerbrachen in die

Intensivbewirtschaftung, da während der Brachezeit mit einer N-Akkumulation zu rechnen ist und durch eine intensive Bewirtschaftung eine Mobilisierung dieser N-Mengen und in Folge dessen eine verstärkte N-Auswaschung möglich ist. Eine der Varianten wurde dabei nicht wiedereingegliedert, sondern als Langzeitbrache weitergeführt.

Es konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Sickerwassermengen und den Niederschlägen festgestellt werden. Die Höhe des N-Austrages unterschied sich zwischen den Versuchsjahren signifikant und wurde durch die Änderung der Landbewirtschaftung verursacht. Auffällig sind dabei die im ersten Jahr (1991/92) hohen N-Austräge von 62 kg/ha. Bereits im zweiten Jahr gehen die sickerwassergebundenen N-Austräge deutlich zurück. Im Jahr 1995/96 wurden N-Austräge < 0,1 kg/ha gemessen.

Tabelle 6-4: Sickerwassermengen und N-Austrag von Dauerbrachen und intensiv bewirtschafteten Flächen (SEEGER ET AL., 2011)

Bewirtschaftungsregime	Sickerwassermenge [mm]						N-Austrag [kg/ha]					
	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	Σ	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	Σ
Dauerbrachen	67,9	56,3	323,2	122,9	1,1	571,4	62,0	4,4	27,5	4,7	0,0	98,6
Integrierter Landbau	54,0	66,7	275,3	116,4	12,5	524,9	31,3	21,5	48,5	26,8	2,5	130,6

Auswertungen der Mengen an organischer Substanz auf den Dauerbrachen im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Böden des Integrierten Landbaus haben gezeigt, dass es innerhalb des 5-jährigen Untersuchungsraumes trotz fehlender Bodenbearbeitung und Düngung noch nicht zu einer nennenswerten Akkumulation an organischer Substanz kommt. Auch über einen 8-jährigen Stilllegungszeitraum bis 1998 konnte bezüglich der N- und C-Gehalte auf der Langzeitbrache nur eine geringfügige Erhöhung der organischen Substanz festgestellt werden, die nach Aussage der Autoren jedoch kein Indiz für eine bereits eingetretene Zustandsänderung im Boden ist.

Tabelle 6-5: Organische Substanz [%] im Krumboden von Dauerbrache-Lysimetern und intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen (SEEGER ET AL., 2011)

Bewirtschaftungsregime Jahr	Organische Substanz [%]			
	1992	1993	1994	1995
Dauerbrachen	3,24	3,12	3,30	3,42
Integrierter Landbau	3,30	3,20	3,23	3,40

Tabelle 6-6: C- und N-Gehalte [mg/100g Boden] im Krumboden von Dauerbrache-Lysimetern und intensiv bewirtschafteten Versuchsgefäßen
(SEEGER ET AL., 2011)

Bewirtschaftungsregime Jahr	C	N	C	N	C	N	C	N
	1995		1996		1997		1998	
Dauerbrachen	1,379	0,133	1,236	0,139	1,268	0,174	1,491	0,148
Int.Landbau	1,392	0,134	1,275	0,139	1,169	0,164	1,288	0,131

Bei der Wiederintegration von längerfristig stillgelegten Flächen in die Intensivbewirtschaftung konnten keine erhöhten N-Austräge festgestellt werden.

e) KLOSE, S. & MACHULLA, G. (1996)

In der dreijährigen Untersuchung von Acker-Dauerbrachen in Sachsen-Anhalt auf flachgründigen Porphy-Verwitterungsböden wurden die Auswirkungen von verschiedenen Brachemanagements nach Flächenstilllegung auf die Bodeneigenschaften sowie die Humus- und Nährstoffgehalte untersucht.

In der Fläche mit ungestörter Sukzession (BU-Kontrollfläche) haben sich die Gehalte an DL-löslichem Phosphat im Oberboden während der Brachzeit von ca. 3 auf ca. 4 mg/100g erhöht, in allen anderen Varianten deutlich vermindert.

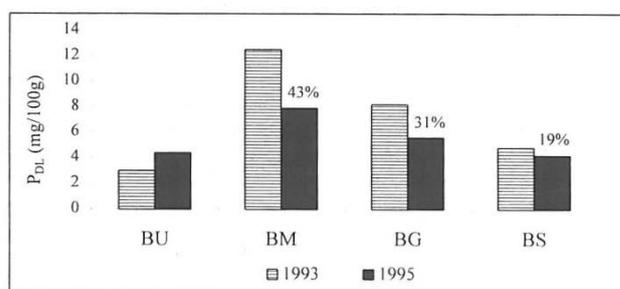


Abb. 2: P_{DL}-Gehalt im Oberboden (0-20 cm) der unterschiedlichen Brachevarianten von April 1993 bis April 1995

Abbildung 6-2: P_{DL}-Gehalte im Oberboden unterschiedlicher Brachevarianten
(KLOSE, S. & MACHULLA, G., 1996)

Die N_{min}-Gehalte haben sich in allen Behandlungsvarianten, wahrscheinlich aufgrund der Reduzierung des Nitrifikationsumsatzes, von 18 bis 37 % vermindert.

Die C_{mic} -Gehalte im Oberboden haben sich im Untersuchungszeitraum auf der Fläche mit ungestörter Sukzession zunächst von ca. 275 (1993) auf 150 $\mu\text{g/g}$ TS reduziert. Danach stiegen die Werte sehr stark auf 425 $\mu\text{g/g}$ TS (1995) an. Nach Aussage der Autoren stiegen die C_{mic} -Gehalte nach 1995 weiter an. Dieses wurde auch bei anderen Autoren nach Flächenstilllegung beobachtet.

f) LANDGRAF, D. & KLOSE, S. (2001)

Der unter allen Nutzungen festgestellte Tiefengradient der untersuchten Parameter ist unter der Sukzessionsbrache am deutlichsten ausgeprägt.

Mit Ausnahme des N_{org} zeigten alle untersuchten C- und N-Fractionen eine klare Abhängigkeit von der Landnutzung. Am deutlichsten erkennbar sind diese Abhängigkeiten in der Tiefenstufe 0-5 cm.

Im Boden unter der 4-jährigen Sukzessionsbrache („SF“, Tiefenstufe 0-5 cm) wurden die höchsten Gehalte an leicht mobilisierbaren C (C_{org}), Ammonium, mikrobiell gebundenem C und N sowie die höchsten Enzymaktivitäten festgestellt. Die Unterschiede waren signifikant. Die hohen Verhältnisse von $C_{mic}:C_{org}$ deuten auf einen intensiveren C- und N-Umsatz als unter den anderen Landnutzungssystemen hin.

Tabelle 6-7: Bodenchemische Charakterisierung von Böden mit unterschiedlicher Landnutzung (AM-Acker, SF-Sukzession, FM-Wald) auf einem sandigen Boden (LANDGRAF & KLOSE, 2001)

Management system	Depth (cm)	pH-value		C_{org}	Nt	C/N
		H ₂ O	CaCl ₂			
AM	0- 5	6.8 (0.1)	6.3 (0.2)	8.7 (0.9)	0.8 (0.08)	10.9
	5-10	6.8 (0.1)	6.3 (0.1)	8.8 (1.0)	0.8 (0.09)	11.1
	10-30	6.8 (0.2)	6.3 (0.2)	8.1 (0.5)	0.7 (0.04)	11.0
SF	0- 5	6.8 (0.2)	6.1 (0.2)	11.7 (0.9)	1.1 (0.08)	10.7
	5-10	6.6 (0.3)	5.9 (0.4)	9.6 (0.7)	0.9 (0.06)	10.2
	10-30	6.5 (0.4)	5.8 (0.4)	7.7 (0.6)	0.8 (0.06)	9.7
FM	0- 5	5.3 (1.0)	4.6 (1.0)	17.5 (6.2)	1.2 (0.65)	14.2
	5-10	5.7 (0.7)	5.0 (0.8)	11.7 (5.3)	0.8 (0.37)	15.1
	10-30	5.3 (1.9)	4.8 (1.9)	9.9 (7.4)	0.6 (0.29)	17.3

Arithmetical mean; figures in parantheses represent SD = standard deviation

6.3.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

SEEGER ET AL. (2011) konnten in ihren langfristigen Lysimeterauswertungen den Zusammenhang zwischen dem Bewirtschaftungsregime im Vorfeld der längerfristigen Flächenstilllegungen auf den über Jahre gemessenen sickerwassergebundenen N-Austrag feststellen.

Im ersten Jahr nach Brachlegung von vormals intensiv bewirtschafteten Ackerflächen kommt es zu einer Erhöhung der Sickerwasserbildung und N-Auswaschung. Der von der früheren Düngergabe akkumulierte bzw. zwischenzeitlich mineralisierte Stickstoff wird durch den fehlenden Entzug nicht oder nur unzureichend über die vorhandenen Pflanzen aufgenommen und folglich ausgewaschen. Aus Gründen des Gewässerschutzes ist eine abrupte Brachlegung daher unbedingt zu vermeiden (u. a. *MEISSNER ET AL. 1993*). Im Vorfeld von planmäßigen Brachlegungen sollte daher die im Boden aus der vorangegangenen intensiven Produktionsphase akkumulierten N-Mengen abgeschöpft werden (u. a. *SEEGER ET AL. 2011*).

Nach fünf Jahren Brachlegung gehen die N-Austräge deutlich zurück. *SEEGER ET AL. (2011)* konnten bis zu 25 % verringerte N-Austräge im Vergleich zu Flächen mit Integrierten Landbau feststellen. Dabei spielt die Bewirtschaftung der Dauerbrache nach *MEISSNER ET AL. (1993)* eine entscheidende Rolle, da selbstbegrünte Brachen durch Ausfallgetreide sowie begrünte Brachen mit ausschließlich Schwarzmulch zu einer erhöhten N-Verlagerung führte. Demgegenüber konnte durch die Abfuhr des Aufwuchses eine Aushagerung erreicht werden. *SEEGER ET AL. (2011)* konstatieren jedoch, dass die Brachebewirtschaftung dabei lediglich eine untergeordnete Wirkung hat und wesentlich durch die Bewirtschaftungsintensität der Vorperiode beeinflusst wird.

Kurze Stilllegungszeiten von fünf Jahren führen nach einigen Autoren zu keiner messbaren Zunahme des Humus- und N-Vorrates im Krumbereich (Oberboden). Erst nach längerer Stilllegung konnten *SEEGER ET AL. (2011)* eine geringfügige Erhöhung der C-Gehalte feststellen, welche mit geringen pH-Werten verbunden ist. *LANDGRAF & KLOSE (2001)* haben dagegen unter einer 4-jährigen Sukzessionsbrache im Vergleich zu anderen Nutzungen signifikant höhere Gehalte an C_{org} , Ammonium, mikrobiell gebundenem C und N sowie die höchsten Enzymaktivitäten festgestellt. Auch bei *KLOSE & MACHULLA (1996)* haben sich die C_{mic} -Gehalte während des Brachezeitraumes deutlich erhöht.

6.4 Sozialbrachen und sonstige langjährige Brachestandorte

Im Folgenden werden die Literaturquellen ausgewertet, die sich mit den längerfristigen Prozessen im Boden und Stoffausträgen im Rahmen von langjährigen Flächenstilllegungen (> 5 Jahre) beschäftigen. Um die klare Abgrenzung der Brachen zu der extensiven Nutzung zu gewährleisten, wurden im Rahmen dieser Literaturstudie nur die Daten von Flächen ausgewertet, welche der ungestörten Sukzession, also keiner weiteren Nutzung unterlagen.

Nach einem einleitenden Grundlagen- und Methodenkapitel werden die untersuchten Publikationen aufgeführt. Anschließend erfolgt eine kurze Auswertung der Veröffentlichungen und abschließend eine Zusammenfassung der wesentlichen Erkenntnisse.

6.4.1 Grundlagen

Sozialbrachen

Nach dem 2. Weltkrieg kam es auf dem Gebiet der Bundesrepublik zu einer Umstrukturierung des Agrarsektors, welcher mit einer zunehmenden Mechanisierung und Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion verbunden war. Die landwirtschaftliche Produktion konzentrierte sich im zunehmenden Maß auf die ertragsstärksten und am leichtesten zu bewirtschaftenden Flächen. Flächen mit ungünstigen Standortfaktoren (Klima, Boden, Hanglage), verstärkt durch agrarstrukturelle (Flurzersplitterung, Parzellengröße, schlechte Erschließung) und/oder sozioökonomische Faktoren (geringes landwirtschaftliches Einkommen, fehlende Hofnachfolge), wurden häufig vollständig aufgegeben und die landwirtschaftliche Arbeitskräfte wanderten durch Landflucht zu Industriestandorten ab (BÜRING 1970).

Der Begriff der „Sozialbrache“ wurde erstmalig 1956 von WOLFGANG HARTKE aufgebracht. Nach RUPPERT (1958; AUS BÜRING 1970) versteht man unter Sozialbrache „das Brachfallen bisher landwirtschaftlich genutzter Flächen infolge einer sozialen Differenzierung“.

Das Statistische Bundesamt hat 1966 eine Fläche von 150 000 ha (davon 43% Ackerland) bzw. 1969 eine Fläche von 180 000 ha (davon knapp 41 % Ackerland) als Sozialbrache ausgewiesen mit Schwerpunkten in Saarland, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und Hessen.

Der Begriff der Sozialbrache wird heutzutage kaum noch verwendet. Die untersuchten Publikationen zu dieser Thematik beziehen sich daher hauptsächlich auf die 60er bis 80er Jahre.

Prozesse auf langjährigen Brachen

Abhängig von der Vornutzung und den Standortfaktoren versäumen und verbuschen aufgegebene landwirtschaftliche Flächen unterschiedlich schnell. Im genutzten Kulturgrünland erfolgt ein dauerhafter Entzug von Biomasse, wohingegen die Biomasse auf Brachen vollständig erhalten bleibt. Zu Beginn der Brachlandsukzession besteht daher ein Ungleichgewicht zwischen Streuakkumulation und -abbau. Die Dichte und Mächtigkeit der Streudecke hängt von der Abbaugeschwindigkeit und diese wiederum von der Streuzusammensetzung ab. Mit der Sukzession nehmen zudem wuchskräftigere und anspruchsvollere Arten zu. Der

interne Stoffkreislauf führt dazu, dass es sich bei Graslandbrachen um ausgesprochene Anreicherungs-systeme/Nährstoffsenken handelt. Die oberirdische Streuakkumulation führt jedoch selten zu einer erhöhten Humusbildung im Boden (*DIERSCHKE & BRIEMLE 2002*).

6.4.2 Untersuchte Publikationen

Publikation	Land, Bundesland	Aktuelle Nutzung	Untersuchter Standorte / Bodentypen	Untersuchte Parameter	Zeitraum nach Stilllegung	Methode, Probentiefe	Stichworte zum Inhalt
Broll, G. & Schreiber, K.-F. (1993, 1994), Broll, G. (1989, 1996), Schreiber et al. (2009) 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg	Deutschland, Baden-Württemberg	Grünlandbrache, ungestörte Sukzession	Kalkstandorte und Standorte aus silikatischem Ausgangsmaterial	Pflanzenverfügbare Phosphor und Kalium, pH, C _{org} , potenzielle Stickstoffmineralisation, Luft- und Bodentemperatur, C/N-Verhältnis, mikrobielle Aktivität	bis 16 Jahre (1975-1991)	Feld, Bodenproben im Oberboden	Veränderungen der Bodenökologie und des Nährstoffhaushaltes nach Flächenstilllegung
Büring, H. (1970)	Deutschland, Hessen	Sozialbrache (Grünland- und Ackerbrachen)	Flach- bis mittelgründige, steinige Böden, z.T. Kalkstandorte	Pflanzenverfügbare Phosphor und Kalium, pH, C _{org} , N _{gesamt} , CaCO ₃ -Gehalt, Summe austauschbarer Metallkationen, Porenvolumen	tlw. bis zu 20 Jahren	Feld, Bodenproben im Oberboden	Abschätzung des zeitlichen Nacheinanders in der Entwicklungsreihe von Flächen mit unterschiedlicher Brachedauer
Glemnitz, M., Wurbs, A., Dieckmann, M. (1998)	Deutschland, Brandenburg	Ackerbrache	Tiefgründige Sandstandorte	N _{gesamt} , C _{gesamt} , pflanzenverfügbare Phosphor und Kalium, pH	30 Jahre	Feld, Bodenproben im Oberboden	Bedeutung von Bodenreaktion und Nährstoffgehalten auf das Vorkommen von Arten der Sandtrockenrasen auf Brachflächen
Sokollek, V., Süßmann, W., Wohlrab, B. (1983)	Deutschland, Hessen (Westerwald)	Einzugsgebiet mit einer Fläche von 0,33 km ² ; davon ca. 50 % Sozialbrache	Flachgründige erodierte Braunerden und Ranker aus sandigem Schluff bis schluffiger Lehm mit hohen Steingehalten	Phosphat, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Gesamthärte, Karbonathärte, Natrium, Kalium, Oxidierbarkeit, Feststoffe	bis 30 Jahre	Abflussmessungen, Wasserproben	Einfluss der Landnutzung auf Wasserqualität

6.4.3 Wesentliche Ergebnisse der Publikationen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Veröffentlichungen kurz vorgestellt. Dazu werden verbal die wichtigsten Ergebnisse beschrieben sowie relevante Tabellen und Graphiken dargestellt. Alle sonstige bei den Untersuchungen ermittelten Ergebnisse sowie weitere Parameter sind der Datenbank zu entnehmen.

- a) Offenhaltungsversuche in Baden-Württemberg (*BROLL, G., 1989, 1996; BROLL, G. & SCHREIBER, K.-F., 1993, 1994; SCHREIBER, K.-F. ET AL., 2009*)

Durch das Brachefallen von ehemals landwirtschaftlich genutztem Grünland konnten in den 35 Versuchsjahren deutlich veränderte Nährstoffgehalte festgestellt werden. Da sich die überwiegende Wurzelmasse im Grünland auf die obersten 10 cm konzentriert, wurden in den Versuchen vor allem die Bereiche 0-4 und 4-8 cm, ausgehend von der Mineralbodenoberfläche, beprobt und ausgewertet.

Entwicklung der Makronährstoffe Phosphor und Kalium

Aufgrund des fehlenden Entzugs an Biomasse werden die pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Oberboden angereichert, so dass auf den Sukzessionsflächen in den ersten 6 bis 9 Jahren nach Flächenstilllegung ein Anstieg der Phosphatgehalte erfolgt. Abhängig vom Standort lagen die Gehalte im Vergleich zum Ausgangswert in den obersten 4 cm 2 bis 3-fach höher. Auch im Bereich 4-8 cm ist diese Entwicklung mit zeitlicher Verzögerung abzulesen. In der Regel wurden auf den Flächen mit silikatischem Ausgangsgestein höhere Phosphatgehalte, als auf Kalkstandorten festgestellt.

Nach 9-12 Jahren sinken die Nährstoffgehalte ab, da die Nährstoffe sowohl in der oberirdischen Phytomasse als auch in der zunehmend schlechter abbaubaren und mächtiger werdenden Streuauflage festgelegt werden („interne Nährstoffverlagerung“). Nach 16 Jahren sind die Nährstoffgehalte unter den Gehalten zu Beginn der Flächenstilllegung. Auf den meisten Flächen wurden diese niedrigen Gehalte auch in den von 2002-2007 durchgeführten Nährstoffuntersuchungen festgestellt. Nur auf der Sukzessionsfläche in Hepsiau stieg der Gehalt an pflanzenverfügbaren Phosphor von 7 mg/kg Boden (0-4 cm) in 1994 wieder auf den Ausgangswert von 13 mg/kg Boden im Jahr 2007 an.

Der Rückgang von Phosphor ist auf den Kalkstandorten stärker als auf silikatischen Standorten, welches auf die Festlegung als Calciumphosphat zurückzuführen ist.

Bild 4: Entwicklung der pflanzenverfügbaren Kaliumgehalte (CAL-Extraktion) im Oberboden (0–4 und 4–8 cm) auf den Sukzessionsparzellen (US) in Bernau, St. Johann und Hepsisau von 1975 bis 2007. Angegeben ist pflanzenverfügbares Kalium pro Kilogramm Trockenboden (mg/kg TB).

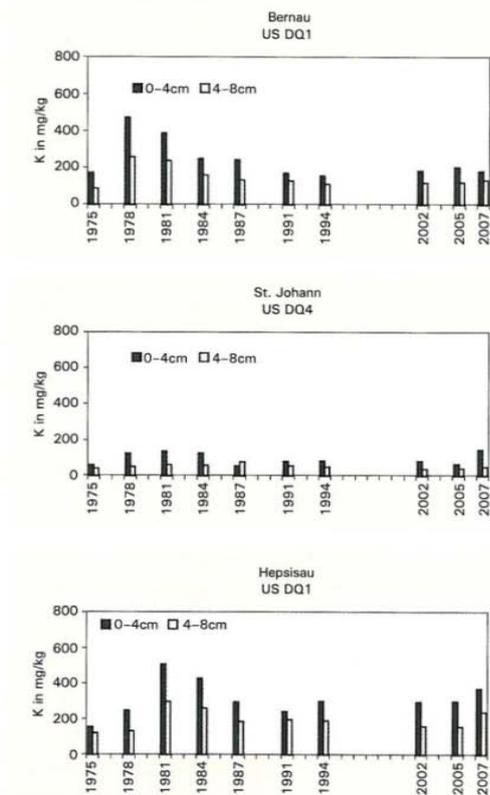


Bild 1: Entwicklung der pflanzenverfügbaren Phosphorgehalte (CAL-Extraktion) im Oberboden (0–4 und 4–8 cm) auf den Sukzessionsparzellen (US) in Bernau, St. Johann und Hepsisau von 1975 bis 2007. Angegeben ist pflanzenverfügbares Phosphor pro Kilogramm Trockenboden (mg/kg TB).

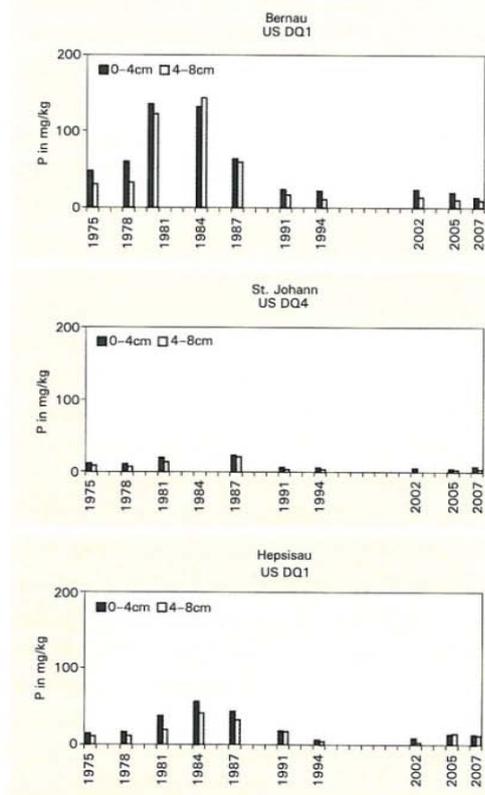


Abbildung 6-3: Entwicklung der pflanzenverfügbaren Kalium- und Phosphorgehalte auf den Sukzessionsflächen

Auch die Kaliumgehalte zeigen diese zweiphasige Verteilung mit einem Anstieg in den ersten 10-15 Jahren und einem späteren Abfall der Werte an. Jedoch führt der Abfall in der zweiten Phase nicht zu dieser deutlichen Unterschreitung der Ausgangswerte wie dies bei den Phosphorgehalten beobachtet wurde.

Die Gründe für den Kaliumanstieg liegen wie beim Phosphor an der Mineralisierung der Phytomasse an der Bodenoberfläche. Das Absinken der Kaliumwerte im Laufe der Jahre ist je nach Standort auch durch die Auswaschung bedingt, besonders auf den Versuchsfeldern mit

hohen Niederschlägen. Bei tonreichen Böden kann eine Fixierung von Kalium an Tonmineralen die Verfügbarkeit für Pflanzen einschränken.

Ausnahme bildet wiederum die mit einem Eschen-Ahornwald bestandene Fläche Hepsiau. Auf dieser erfolgt durch den Laubfall und die schnelle Zersetzung eine Rückführung der Nährstoffe.

Entwicklung der Humus- und Stickstoffgehalte sowie des C/N-Verhältnisses

Auf den Sukzessionsflächen kommt es zu einer Abnahme der mikrobiellen Aktivität und in Folge dessen zu einer Hemmung des Streuabbaus. Neben der ungünstigen Streuzusammensetzung (relativ hoher Ligningehalt, weites C/N-Verhältnis, phenolische Verbindungen) sind dabei auch die aufgrund der hohen Vegetation sowie der mächtigen Streuschicht durchschnittlich niedrigeren Luft- und Bodentemperaturen als Ursache zu nennen.

Im Gegensatz zu Ackerstandorten kommt es auf Grünlandbrachen nur zu einer langsamen Anreicherung von organischer Substanz. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff und die Gesamtstickstoffgehalte im Oberboden haben sich über den langen Zeitraum von > 35 Jahren kaum verändert. Dies resultiert vor allem an den bereits vor Flächenstilllegung hohen Humusgehalten unter Grünland, welche durch die Sukzession nicht beeinflusst wurden.

Auch das C/N-Verhältnis ist auf den meisten Sukzessionsflächen relativ konstant geblieben. Vor allem auf Kalkstandorten ist häufig zwar eine Aufweitung des C/N-Verhältnisses der Streu zu beobachten. Das C/N-Verhältnis im Oberboden verändert sich dadurch jedoch nicht maßgeblich. Eine Akkumulation von schwer abbaubarer N-armer Streu ist daher vor allem auf sauren Standorten und nach vielen Jahren der Sukzession zu erwarten. Bei weit vorangeschrittener Sukzession, sauren Ausgangsgestein und hohen Niederschlägen ist mit einer Ausbildung von Huminstoffen im Zuge einer beginnenden Podsolidierung zu rechnen (*BROLL 1996*).

Im Vergleich zu gemulchten Standorten konnten *BROLL & SCHREIBER (1994)* eine verlangsamte Mineralisierung und Humifizierung auf den Sukzessionsflächen beobachten. Auch auf Feuchtgrünlandgesellschaften in Nordwestdeutschland wurde mit zunehmender Streuakkumulation eine verminderte Mineralisation durch geringere Bodenerwärmung festgestellt. Die Autoren verweisen jedoch darauf, dass auf nährstoffarmen Grünlandbrachen andere Autoren dagegen eine leichte Zunahme der Stickstoffmineralisierung festgestellt haben.

Bodenacidität

Die pH-Werte verändern sich aufgrund der hohen Humusgehalte im Oberboden der Grünlandbrachen nur sehr langsam. Es wurde ein grundsätzlicher Trend zur Abnahme beobachtet auch wenn die Entwicklung stark standortabhängig ist. Teilweise konnten mit zunehmender Brache Versauerungstendenzen beobachtet werden. Dies ist zum einen durch den Anfall von versauernd wirkender Streu, zum anderen durch die reduzierte Bioturbation durch Regenwürmer bedingt. Eine Gefahr der kontinuierlichen Versauerung ist primär auf saure Standorte mit einer geringen Pufferkapazität beschränkt.

Bild 7: Entwicklung der Gehalte organischen Kohlenstoffs im Oberboden (0–4 und 4–8 cm) auf den Sukzessionsparzellen (US) in Bernau, St. Johann und Hepsisau von 1975 bis 2007. Angaben in Prozent organischer Kohlenstoff an Trockenboden.

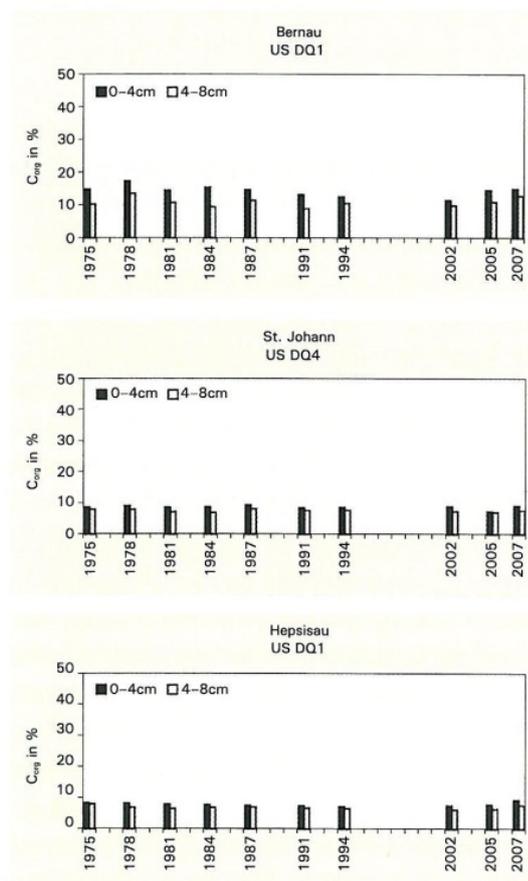


Bild 14: Entwicklung der Bodenacidität (pH CaCl₂) im Oberboden (0–4 und 4–8 cm) auf den Sukzessionsparzellen (US) in Bernau (DQ 1 Heidelbeeren, DQ 2 Gräser), St. Johann und Hepsisau von 1975 bis 2007.

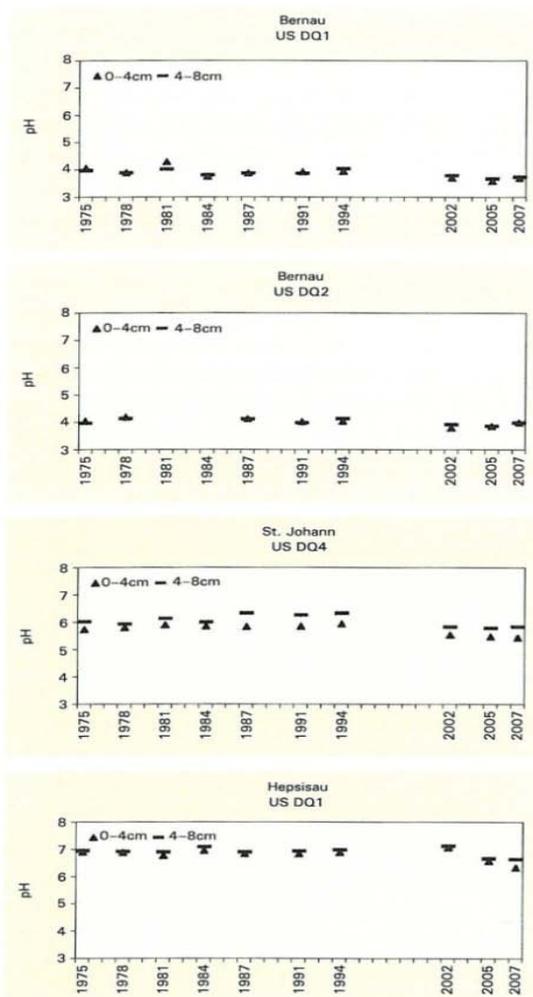


Abbildung 6-4: Entwicklung der Gehalte an C_{org} [%] und der Bodenacidität auf den Sukzessionsflächen

b) Bracheuntersuchungen von *BÜRING, H. (1970)*

Bei *BÜRING (1970)* konnte keine Beziehungen zwischen in der Korngrößenzusammensetzung und der Dauer der Brache beobachtet werden.

Auch im Mittel der pH-Werte ist keine Abhängigkeit von der Brachedauer festzustellen, da das Ausgangssubstrat und standörtliche Bedingungen diesen dominieren.

Der Gehalt an organischer Substanz hat sich über den Zeitraum der Brachlegung für die betrachteten Ackerbrachen nicht geändert. Demgegenüber wurden auf Wiesen mit zunehmender Dauer der Brache deutlich erhöhte Gehalte an organischer Substanz festgestellt.

Die Brachedauer hat dagegen keinen Einfluss auf die Gehalte an Gesamtstickstoff und das C/N-Verhältnis auf den Ackerbrachen. Auf den Grünlandbrachen konnten dagegen auf den älteren Brachen die weitesten C/N-Verhältnisse festgestellt werden.

Die Werte für austauschbare Metallkationen (S-Werte) liegen auf den untersuchten Wiesen höher als den Ackerbrachen. Jedoch lässt sich dabei bezüglich Brachedauer keine eindeutig gerichtete Tendenz erkennen. Lediglich bei einem Standort konnte mit zunehmendem Rückgang von Ackerunkrautgemeinschaften und Ausprägung eines grünlandähnlichen Pflanzenbestandes ein Rückgang der S-Werte beobachtet werden.

c) Einzugsgebietsuntersuchungen von *SOKOLLEK, V., SUBMANN, W., WOHLRAB, B. (1983)*

Das Einzugsgebiet Kroftorf C in der Nähe von Gießen im Lahn-Dill-Bergland hat einen Brachflächenanteil von fast 50 %, von dem Teile stark verbuscht sind und Teile durch Schafe beweidet werden. Weitere Landnutzungen im Einzugsgebiet sind Ackerbau, extensive Wiesenutzung und eine Fischteichanlage.

SOKOLLEK ET AL. (1983) konnten in ihren Untersuchungen aus dem von Sozialbrache dominierten Einzugsgebiet im Vergleich zu land- und forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten geringe Konzentrationen an u. a. Nitrat (2,05 mg N/l), Chlorid (8,9 mg/l), Kalium (0,7 kg/l), Natrium (5,8 mg/l) und P_{ges} (42 mg/l) feststellen (vgl. Tabellen 6-8, 6-9 und 6-10).

Die Nitratkonzentrationen der Gewässer unter Brachenutzung sind 2,5 mal geringer als die unter landwirtschaftlicher bzw. land-/forstwirtschaftlicher Nutzung. Die ermittelten Gesamthärte und Kalium-Konzentrationen stehen in enger Beziehung zum geologischen Substrat.

Als Indiz für die stark nutzungsabhängige Erosionsanfälligkeit der Einzugsgebiete sind die Phosphorwerte zu deuten. Im Einzugsgebiet Krofdorf C mit zum größten Teil dauerhaften Bewuchs ist die Erosion von Bodenmaterial in die Fließgewässer gering und damit auch der Eintrag von sorptiv gebundenem Phosphat, Kalium und Ammonium.

Die Studie hat zudem gezeigt, dass Abfluss und Konzentrationen der verschiedenen Wasserqualitätsparameter voneinander abhängen. So sind z. B. Nitrat und Sulfat positiv zum Abfluss korreliert, d. h. mit höherem Abfluss steigt die Wahrscheinlichkeit von höheren Nitrat- und Sulfat-Konzentrationen. Gesamt- und Karbonathärte, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert korrelieren dagegen überwiegend negativ mit dem Abfluss, d. h. das mit zunehmendem Abfluss ein Verdünnungseffekt der Stoffe eintritt.

Mittelwerte des Gesamtuntersuchungszeitraums

	Nitrat (mg N/l)	Chlorid (mg/l)	Gesamt- härte (°dH)	Schwefel- stoffe (mg/l)	P ges (µg P/l)	ortho- phosphat (µg P/l)	Kalium (mg/l)
LN⁺							
Vo ⁺	5,40	20,0	10,3	83	161	57	1,9
Sg	4,48	25,9	15,0	63	185	56	1,7
Sb	5,21	21,1	12,7	44	112	59	1,9
LN/FN							
Er	5,35	16,0	6,8	70	166	92	2,4
FN							
Hb	2,36	14,7	5,2	15	97	76	1,9
Qu	2,07	16,4	18,7	-	19	6	1,8
BrN							
KC	2,05	8,9	5,7	15	42	8	0,7

⁺LN = überwiegend landwirtschaftliche Nutzung, FN = überwiegend forstliche Nutzung, LN/FN = je zur Hälfte LN und FN, BrN = vorherrschend Sozialbrache;
Vo = Vogelgraben, Sg = Sachsengraben, Sb = Saubach, Er = Erleborn, Hb = Hünenburggraben, Qu = Quelle Selbach, KC = Krofdorf C

Tabelle 6-8: Stoffkonzentrationen im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)

	I. Quartal Nov-Jan	II. Quartal Feb-Apr	III. Quartal Mai-Jul	IV. Quartal Aug-Okt	Gesamt- zeit- raum
Vogel- graben	5,17	6,33	5,11	4,85	5,40
Sachsen- graben	3,97	5,42	4,35	4,17	4,48
Saubach	4,70	7,11	5,13	3,91	5,21
Erleborn	4,95	6,51	5,56	4,39	5,35
Hünenburg- graben	2,53	3,02	2,05	1,82	2,36
Quelle Selbach	1,85	2,13	2,22	2,08	2,07
Krofdorf C	2,64	2,84	1,47	1,23	2,05

Tabelle 6-9: Mittelwerte der Nitrat-Konzentrationen [mg/l] über die Quartale und den gesamten Untersuchungszeitraum im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)

	Vogelgraben	Sachsengraben	Saubach	Erleborn	Hünenburg- graben	Quelle Selbach	Krofdorf C
1976	7,8	8,0	-	8,4	7,4	6,9	-
1977	7,1	7,8	-	7,5	7,3	6,7	-
1978	7,8	7,9	7,0	8,1	7,5	7,0	6,3
1979	7,9	8,5	7,4	8,5	8,1	7,7	7,0
1980	8,1	8,6	7,6	8,9	8,5	8,1	5,0
1981	8,3	8,5	7,9	8,7	8,7	8,1	5,2
I. Quartal Nov-Jan	7,6	8,3	7,0	7,8	7,6	7,4	5,7
II. Quartal Feb-Apr	7,8	8,2	7,1	8,4	7,7	7,2	5,3
III. Quartal Mai-Jul	8,3	8,6	7,9	8,8	8,4	7,6	6,1
IV. Quartal Aug-Okt	7,6	7,8	7,8	8,2	7,9	7,4	6,1
Gesamt- zeitraum	7,8	8,2	7,5	8,3	7,9	7,4	5,8

Tabelle 6-10: Natrium-Konzentrationen im Fließgewässer [mg/l] aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (SOKOLLEK ET AL., 1983)

	Vogelgraben	Sachsengraben	Saubach	Erleborn	Hünenburggraben	Quelle Selbach	Krofdorf C
1978	101	155	86	147	90	18	32
1979	145	183	135	156	103	19	32
1980	193	146	106	173	99	15	33
1981	204	255 171*	116	196	94	21	71
I.Quartal Nov-Jan	135	109	80	140	100	17	(31)
II.Quartal Feb-Apr	192	153	107	161	86	19	(35)
III.Quartal Mai-Jul	164	280 198*	139	191	97	20	61
IV.Quartal Aug-Okt	151	196	121	172	103	19	50
Gesamtzeitraum	161	185 164*	112	166	97	19	42

() Ohne Berücksichtigung der Werte aus 1978

* Ohne Berücksichtigung des Hochwasserereignisses vom 29.6.1981

Tabelle 6-11: P_{ges} -Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] im Fließgewässer aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet Krofdorf C im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten (*Sokollek et al., 1983*)

d) Untersuchung von langjährigen Brachen von *GLENNITZ ET AL. (1998)*

Alle untersuchten Standorte der Sandtrockenrasen im östlichen Brandenburg (östl. Berlin bis Oderbruch) sind durch eine allgemeine Nährstoffarmut gekennzeichnet. *GLENNITZ ET AL. (1998)* konnten auf den ca. 30 Jahre sowie den 5-7 Jahre alten Brachen vergleichsweise geringe N- und C-Gehalte von 0,051/0,049 % (N_t) sowie 0,916/0,670 % (C_t) ermitteln.

Die alten Brachen weisen in der Regel geringe Phosphor- und Kaliumgehalte auf, die mit denen der Sandtrockenrasen zu vergleichen sind. Die jüngeren Brachflächen sind durch erhöhte mittlere K- und P-Gehalte gekennzeichnet. Hierbei variieren die Gehalte zum Teil sehr stark. Neben Standorten mit P- und K-Gehalten, die denen der Sandtrockenrasen vergleichbar waren, konnten auch Standorte mit deutlich erhöhten K- (0,6 bis >1,0 ppm) und P-Gehalten (1,9 bis >2,0 ppm) nachgewiesen werden. Der pH-Wert auf diesen Flächen lag in der Regel über 5, ein Drittel der Werte sogar über 6.

	Nt [%]	Ct [%]	P [mg/100g]	K [mg/100g]	pH
Sandtrockenrasen [n = 16]					
Minimum	0,013	0,206	1,35	0,75	3,6
Maximum	0,078	1,086	7,24	7,45	7,6
Median	0,034	0,568	2,87	1,29	4,2
alte Brachen (30 Jahre) [n = 21]					
Minimum	0,030	0,443	1,14	0,63	3,8
Maximum	0,095	1,538	6,71	5,83	7,2
Median	0,051	0,916	3,07	2,24	4,3
junge Brachen (5-7 Jahre) [n = 23]					
Minimum	0,027	0,389	0,83	1,60	4,0
Maximum	0,077	1,217	11,25	22,54	7,4
Median	0,049	0,670	4,81	4,37	5,0

Tabelle 6-12: Nährstoffgehalte und Bodenreaktionskennwerte von Sandtrockenrasen und alten und jungen Brachen (GLEMNITZ ET AL., 1998)

6.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die 35-jährigen Offenhaltungsversuche in Baden-Württemberg haben gezeigt, dass sich mit dem Brachfallen der Flächen die Nährstoffflüsse zum Teil deutlich ändern.

In den ersten Brachejahren erfolgt aufgrund des fehlenden Entzugs an Biomasse eine Anreicherung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Oberboden. Durch die interne Nährstoffumlagerung sinken im Oberboden die Nährstoffgehalte nach 9-12 Jahren, da die Nährstoffe sowohl in der oberirdischen Phytomasse als auch in der zunehmend schlechter abbaubaren und mächtiger werdenden Streuauflage festgelegt werden. Die Phosphatgehalte erreichen dabei ein Niveau, welches unter dem Ausgangsgehalt liegt. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff, die C/N-Verhältnisse im Oberboden haben sich über den Untersuchungszeitraum dagegen kaum verändert. Bei den pH-Werten wurde ein grundsätzlicher, aber sehr langsamer Trend zu Abnahme festgestellt. Alle beobachteten Veränderungen der Bodeneigenschaften sowie deren Wechselwirkungen mit den abiotischen Kompartimenten sind jedoch sehr stark vom jeweiligen Standort abhängig.

GLEMNITZ ET AL. (1998) konnten unabhängig vom Brachealter auf allen Flächen geringere Gehalte an Gesamtstickstoff und Gesamtkohlenstoff feststellen. Die jüngeren 5-7-jährigen Bracheflächen waren im Vergleich zu den älteren Brachen teilweise jedoch durch erhöhte mittlere Kalium- und Phosphatgehalte gekennzeichnet.

SOKOLLEK ET AL. (1983) konnten in ihren Untersuchungen aus dem von Brache dominierten Einzugsgebiet (Krofdorf C) im Vergleich zu land- und fortwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten geringere Konzentrationen an z. B. Nitrat, Kalium und P_{ges} feststellen. Die Nitratkon-

zentrationen unter Brachennutzung sind 2,5 mal geringer als die unter landwirtschaftlicher bzw. gemischter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung. Durch den dauerhaften Bewuchs ist zudem die Erosion von Bodenmaterial in die Fließgewässer gering und damit auch der Eintrag von sorptiv gebundenem Phosphat, Kalium und Ammonium in die Fließgewässer. Diese Studie hat zudem gezeigt, dass Abfluss und Konzentrationen der verschiedenen Wasserqualitätsparameter stark voneinander abhängen.

6.5 Fazit und Ausblick

Die Literaturrecherche zum Thema „Diffuse Stoffausträge aus Brachen und Sukzessionsflächen“ hat deutlich gemacht, dass es zu dieser Thematik nur sehr wenige auswertbare Veröffentlichungen gibt.

Der Fokus vieler Veröffentlichungen liegt auf den im Rahmen der EU-Agrarpolitik geförderten Rotationsbrachen sowie den Dauerbrachen mit < 5 Jahren Stilllegung. In diesen Studien stehen die Veränderungen der Stoffdynamik bei kurzfristigen Stilllegungen von vorher intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen im Vordergrund. Eine überblicksartige Auswertung dieser Studien hat ergeben, dass im ersten Jahr nach der Flächenstilllegung sehr hohe Austräge an v. a. Nitrat auftreten. Ab dem zweiten Jahr ist ein deutlicher Rückgang der Austräge zu erkennen. In vielen Studien wird das plötzliche Brachfallen von Flächen daher, insbesondere im Hinblick auf den Gewässerschutz, als kritisch gesehen. Flächenstilllegungen sollten daher planmäßig unter vorheriger Reduzierung der Düngung und sofortiger Begrünung der Fläche erfolgen.

Die meisten deutschen Veröffentlichungen zu langjährigen Brachestandorten liegen aus den 70er und 80er Jahren vor. Dort wurde der Begriff Sozialbrache geprägt. Dabei handelt es sich um landwirtschaftlich nicht mehr genutzte Flächen infolge einer sozialen Differenzierung. Langjährige Untersuchungen zur Veränderung der Bodeneigenschaften und dem Stoffhaushalt liegen aus den 35-jährigen Dauerbracheversuchen in Baden-Württemberg vor. Diese haben gezeigt, dass sich die Bodeneigenschaften und Nährstoffgehalte in langjährigen Sukzessionsflächen während der Brachlegung zum Teil deutlich verändern. Die Entwicklungen im Einzelnen hängt jedoch vom jeweiligen Standort ab.

Bezüglich der eigentlichen Fragestellung dieser Literaturstudie sind lediglich die Untersuchungen von SOKOLLEK et al. (1989) als wichtige Quelle zu nennen. Die in dieser Veröffentli-

chung ermittelten Konzentrationen und Frachten an Stoffen im Vorfluter können als wichtige Information für die Belastung der Gewässer aus von Brache dominierten Einzugsgebieten dienen.

Um die Bedeutung diffuse Stoffausträge aus langjährigen Brachen aus Sicht des Gewässerschutzes abschätzen zu können, sind jedoch dringend weitere Studien und Forschungsarbeiten zu den Nährstoffgehalten und Stoffausträge von langjährig nicht mehr genutzten Brachen und Sukzessionsflächen unbedingt erforderlich.

7 Literaturverzeichnis

Einführung

- Ahrends, B., H. Meeseburg, C. Döring, M. Jansen (2009): A spatiotemporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*.
- ATV-DVWK-Information: Diffuse Stoffeinträge in Gewässer. Landwirtschaft. 1. Auflage, ATV-DVWK Hennef, 2003.
- Blankenburg, J. (2009): Renaturierung und Vernässung von Mooren und Auen unter dem Aspekt der diffusen Stoffverlagerung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* (2) Nr. 3: 146-150.
- Böhm, A.-K. (2006): Hochmoore im Erzgebirge : Untersuchungen zum Zustand und Stoffaus-tragsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen . Elektr. Diss./Habilitation, <http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?idn=982677626>; Dresden, Techn. Univ.
- Candela, A., Freni, G., Mannina, G., Viviani, G., 2009: Quantification of diffuse and concen-trated pollutant loads at the watershed-scale: an Italian case study. *Water Science and Technology* 59 (11), 2125-2135.
- Emmet, B.A. (2007): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems: Some recent findings and their implications for our conceptual framework. *Water Air Soil Pollut: Focus* 7, 99-109.
- Evans, C.D., C.L. Goodale, S.J. Caporn, N.B. Dise, B.A. Emmett, I.J. Fernandez, C.D. Field, S.E.G. Finlay, G.M. Lovett, H. Meeseburg, F. Moldan, L.J. Sheppard (2008): Does ele-vated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dis-solved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. *Biogeochemistry* 91: 13-35.
- Fortmann, H., H. Meeseburg (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Nie-der-sachsens. *GeoBerichte* 4, 91 S..
- Gelbrecht, J., Zak, D., Augustin, J., 2008. Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegeta-tionsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Heft 26/2008, Leib-nitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin.
- Gundersen, P., B. Berg et al. (2006): Carbon-nitrogen interactions in forest ecosystems. *For-est & Landscape Working Papers* 17, 62 S..
- Heathwaite, A. L., P.F. Quinn, et al. (2005): Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of Hy-drology* 304(1-4): 446-461.
- Heathwaite, A.L., 2010. Multiple stressors on water availability at global to catchment scales: understanding human impact on nutrient cycles to protect water quality and water availability in the long term. *Freshwater Biology* 55, 241-257.
- Hegg, C., M. Jeisy, Waldner, P. (2004): Wald und Trinkwasser: Eine Literaturstudie. Bir-mensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 60 S..

- Horváth, B., K.J. Meiwes, H. Meeseburg (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandeseigenschaften für die Nitratversickerung unter Wald in der Weser-Ems-Region. Forstarchiv 80, 35-41.
- Jansen, M., C. Döring, B. Ahrends, H. Meeseburg, K.J. Meiwes, F. Beese (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutz–kalkung im Wald. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges. 110 (2), 482-484.
- Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Bowes, M.J., Palmer-Felgate, E.J., Harper, D.M., Wasiak, K., Wasiak, P., Hodgkinson, R.A., Bates, A., Stoate, C., Neal, M., Wickham, H.D., Harman, S.A., Armstrong, L.K., 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 135 (4), 238-252.
- Kratz, R. und J. Pfadenhauer (2001): Ökosystemmanagement für Niedermoore. 317 Seiten, Stuttgart (Ulmer).
- Landgraf, D (2001): Stickstoffhaushalt einer Sand-Braunerde unter verschiedenen Bracheformen. UFZ - Bericht Nr. 2001 (9).
- Meissner, R. (1993): Der Einfluss von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Sonderdruck 1993.
- Meissner, R., Leinweber, P., Rupp, H., Shenker, M., Litaor, M., Robinson, S., Schlichting, A., Köhn, J., 2008. Mitigation of Diffuse Phosphorus Pollution during Rewetting of Fen Peat Soils: A Trans-European Case Study. *Water, Air, & Soil Pollution* 188 (1), 111.
- Meiwes, K.J., B. Horváth, H. Meeseburg, J. Ackermann (2007): Nitratgehalte im Sickerwasser unter Wald im westlichen Niedersachsen. *Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Ges.* 110, 611-612.
- Mellert, K., A. Gensior, A. Göttlein, C. Kölling (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern – Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldoekologie online* 2, 4-24.
- Röder, R. (1994): Stickstoffaustrag in das Grundwasser bei extensivierter Bodennutzung. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, 94 (3).
- Sauerbeck, G. (1997): Zur Stickstoffdynamik selbstbegrünter Ackerbrachen im mittel–deutschen Schwarzerdegebiet. UFZ-Bericht Nr. 1997 (4).
- Schreiber, K & F. Schiefer, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen: 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Schriftenreihe: Münstersche Geographische Arbeiten* 20. In: *Sukzession auf Grünlandbrachen* / Hrsg. K.-F. Schreiber. 1985.
- Succow, M. u. H. Joosten (Hrsg.) (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. – 2. Aufl., 622 S., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt / Environment Band / Volume* 65: 301 S..
- Trepel, M. (2000): Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. – *EcoSys, Suppl. Bd.* 29, 141 S., Kiel.

- Trepel, M. (2009): Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2(4): 211-215.
- UBA (2006): <http://www.env-it.de/umweltdaten/>, Umweltbundesamt Berlin.
- UBA (2009): Integrierte Strategie zu Minderung von Stickstoffemissionen. Umweltbundesamt Berlin, Februar 2009.
- Zak, D., J. Augustin, et al. (2008): Vorhersagen zur P-Mobilisierung in wiedervernässten Niedermooren und zum P-Austragsrisiko in angrenzende Gewässer. Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern - Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. In: J. Gelbrecht, D. Zak and J. Augustin, Leibnitz-Institut für Gewässer-ökologie und Binnenfischerei, Berlin. *Berichte des IGB* 26/2008: 129-141.

7.1 Teilgebiet Wald – Stoffausträge

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Mellilo, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystem. *Bioscience* 39: 378-386.
- Aber, J. D. (2002): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. In: Horst et al. (Eds.), *Progress in Plant nutrition*: 179-188. Kluwer academic Publishers, Netherlands.
- Alewell, C., Bredemeier, M., Matzner, E., Blanck, K. (1997): Soil solution response to experimentally reduced deposition in a forest ecosystem. *J. Environ. Qual.* 26: 658-665.
- Andersson, P., Berggren, D., Johnsson, L. (2001): 30 Years of N fertilization in a forest ecosystem – the fate of added N and effects on N fluxes. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 6637-642.
- Bartsch, N., Bauhus, J., Vor, T. (1999): Auswirkungen von Auflichtung und Kalkung auf das Sickerwasser in einem Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. *Forstarchiv* 70: 218-223.
- Bartsch, N., Bauhus, J., Vor, T. (2002): Effects of group selection and liming on nutrient cycling in an European beech forest on n acidic soil. In: Dohrenbusch, A. and Bartsch, N. (eds): *Forest development – Succession, environmental stress and forest Management*. Springer Berlin S. 109-142.
- Bauhus, J. (1994): Stoffumsätze in Lochhieben. *Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd. 113*.
- Bauhus, J. & Barthel, R. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. II. The role of soil microbial biomass. *Plant and Soil* 168-169: 585-592.
- Bäumler, R. & Zech, W (1997): Atmospheric deposition and impact of forest thinning on the throughfall on mountain forest ecosystems in the Bavarian alps. *Forest Ecol. Managem.* 95, 243-251.
- Bäumler, R. & Zech, W. (1998): Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 108: 231-238.

- Bäumler, R. & Zech, W. (1999): Effects of forest thinning on the streamwater chemistry of two forest watersheds in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 116: 119-128.
- Beese, F. (1989): Wirkungen von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A, Bd.49:27-48.*
- Beese, F. & Meiwes, K. J. (1995): 10 Jahre Waldkalkung. Stand und Perspektiven. *AFZ* 17: 946-949.
- Berg, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 13-22.
- Bergholm, J. & Majdi, H. (2001): Accumulation of nutrients in above and below ground biomass in response to ammonium sulphate addition in a Norway spruce stand in South-western Sweden. *Water, Air, and soil pollution* 130: 1049-1054.
- Bergkvist, B.; Folkesson, L., Berggren, D. (1989): Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest Ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 47: 217-286.
- Block, J. (1995): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: IMA-Querschnittseminar, Wirkungskomplex Stickstoff und Wald 28: 80-96.
- Block, J., Eichhorn, J., Gehrman, J., Kölling, C., Matzner, E., Meiwes, K.-J., v.Wilpert, K., Wolff, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II – Waldökosystem – Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bundesländer Arbeitsgruppe Level II. BML, Bonn, 167 S.
- Bodem, M. (1991): Auswirkungen saurer Depositionen auf Grundwasser und Stoffbilanz im Buntsandstein Nordhessen. *Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Band 14, 126.S.*
- Bolte, A.; Lambertz, B.; Steinmeyer, A.; Kallweit, R., Meesenburg, H. (2004): Zur Funktion der Bodenvegetation im Nährstoffhaushalt von Wäldern – Studien auf Dauerbeobachtungsflächen des EU Level II – Programms in Norddeutschland. *Forstarchiv* 75: 207-220.
- Borken, W. & Matzner, E. (2004): Nitrate Leaching in forest soils: an analysis of long term Monitoring sites in Germany. *J. Plant. Nutr. Soil Sc.* 167: 277-283.
- Borken, W.; Ahrens, B.; Schulz, Ch., Zimmermann, L. (2011): Site-to-site variability and temporal trends of DOC concentrations and fluxes in temperate forest soils. *Global Change Biology* 17:2428-2443.
- Boumans, L.J.M. (1994): Nitraat in het bovenste grondwater onder natuurgebieden op zandgrond in nederland. RIVM, Report no. 712300002.
- Boxman, A. W., Van Dam, D., Van Dijk, H. F. G., Hogervorst, R. F., Koopmans, C. J. (1995): Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *For. Ecol. Management* 71: 7-29.
- Boxman, A. W., Blanck, K., Brandrut, T.E., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hogervorst, R.F., Koopmans, C. J. (1998): Cross-site comparison of vegetation and soil fauna response to experimentally changed nitrogen inputs in coniferous ecosystems in the EC NITREX project. *For. Ecol. Management* 101: 65-79.

- Bredemeier, M., Blanck, K., Lamersdorf, N., Wiedey, G.A. (1995): Response of soil water chemistry to experiment 'Clean Rain' in the NITREX Roof Experiment at Solling, Germany. *Forest Ecology and Management* 71.
- Bredemeier, M., Blanck, K., Xu, Y.-j., Tietema, A., Boxman, A.W., Emmett, B., Moldan, F., Gundersen, P., Schleppei, P., Wright, R.F. (1998a): Input-Output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* 101: 57-64.
- Bredemeier, M., Blanck, K., Dohrenbusch, A., Lamersdorf, N., Meyer, P., Murach, D., Parth, A., Xu, Y.J. (1998b): The Solling roof project – site characteristics, experiments and results. *Forest Ecology and Management* 101: 281-293.
- Brinkmann, S. & Nieder, R. (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff – Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). UBA-Forschungsbericht FB 201 72 207, 115 S.
- Brümmer, G. W.; Gerth, J.; Herms, U. (1986): Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 382-398.
- Brümmer, G. W.; Hornburg, V., Hiller, D.A. (1991): Schwermetallbelastung von Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 63: 31-42.
- Brumme, R., Borken, W., Finke, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical cycles* 134: 1137-1148.
- Brumme, R., Meesenburg, H.; Bredemeier, M.; Jacobsen, C.; Schönfelder, E.; Meiwes, K.-J., Eichhorn, J. (2009): Changes in Soil Solution Chemistry, Seepage Losses, and Input-Output Budgets at Three Beech Forests in Response to Atmospheric Depositions. In: Brumme, R. and Khanna, P. K. (eds): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, *Ecological Studies* 208; S. 303-336.
- Butterbach-Bahl, K., Gasche, R.; Willibald, G., Papen, H. (2002): Exchange of N-Gases at the Höglwald Forest – A summary. *Plant and Soil* 240: 117-123.
- Callesen, I.; Raulund-Rasmussen, K.; Gundersen, P., Stryhn, H. (1999): Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *For. Ecol. Managem.* 114: 71-81.
- Callesen, I.; Borken, W., Klbitz, K., Matzner, E. (2007): Long-term development of nitrogen fluxes in a coniferous ecosystem: Does soil freezing trigger nitrate-leaching? *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences* 170: 189-196.
- Corre, M. D., Beese, F. O., Brumme, R. (2003): Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: changes under nitrogen saturation and liming. *Ecological applications* 13: 287-298.
- Dämmgen, U., Schaaf, S.; Horvath, B.; Meesenburg, H., Mohr, K. (2005): Methoden zur Bestimmung von Stoffflüssen und -Konzentrationen im Answer-Projekt. In: Dämmgen, U. (Hrsg.): *Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme*. FAL Sonderheft 279: 23-44.
- De Keersmaecker, L., Neiryneck, J., Maddelein, D., DeSchrijver, A., Lust, N. (2000): Soil water chemistry and revegetation of a limed clearcut in a nitrogen saturated forest. *Water, Air, and Soil Pollution* 122: 49-62.
- DeVries, W.; van Grinsven, J.J.M.; van Breemen, N.; Leeters, E.E.J.M., Jansen, P.C. (1995): Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* 67: 17-43.

- DeVries, W., Reinds, G.J.; v. Kerkvoorde, M.S.; Hendriks, C.M.A.; Leters, E.E.J.M.; Gross, C.P.; Voogd, J.C.H., Vel, E.M. (2000): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. FIMCI 161 pp.
- Dise, N. B. & Wright, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- Dise, N. B., Matzner, E. and Gundersen, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 143-154.
- Draaijers, G.P.J. & Erisman, J.W. (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253-2258.
- Duijnsveld, W.H.M.; Godbersen, L.; Dilling, J.; Gäbler, H.E.; Utermann, J.; Klump, G., Scheeder, G. (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser, Endbericht. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover. Im Auftrage des Umweltbundesamtes 130 S. und Anlagen.
- Ebermeyer, E. (1876): Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaus. Springer Verlag Berlin, 416 S.
- Eichhorn, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 124.
- Eichhorn, J. (2000): Kennwerte zur Beurteilung eines möglichen Humusvorratsabbaus. In: BMVEL (Hrsg.): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen, S. 81-93.
- Eichhorn, J., Haußmann, T., Paar, U., Reinds, J. G., DeVries, W. (2001): Assessments of Impacts of nitrogen deposition on Beech forest – Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. *TheScientificWorld*, pp. 1-9.
- Emmett, B.A., Anderson, J.M., Hornung, M. (1991a): The controls on dissolved nitrogen loss following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N.Wales). *Forest Ecology and Management* 41: 65-80.
- Emmett, B.A., Anderson, J.M., Hornung, M. (1991b): Nitrogen sinks following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N.Wales) and the effect on the establishment of the next crop. *Forest Ecology and Management* 41: 81-93.
- Emmett, B.A., Brittain, A., Hughes, S., Görres, J., Kennedy, V., Norris, D., Rafarel, B., Reynolds, B., Stevens, P.A. (1995a): Nitrogen additions (NaNO₃ and NH₄NO₃) at Aber Forest, Wales: I. Response of throughfall and soil water chemistry. *For. Ecol. Management* 71.
- Emmett, B.A., Brittain, A., Hughes, S., Kennedy, V. (1995b): Nitrogen addition (NaNO₃ and NH₄NO₃) at Aber Forest, Wales: II. Response of trees and soil nitrogen transformations. *For. Ecol. Management* 71: 61-73.
- Evans, C.D.; Goodale, C.L.; Caporn, S.J.; Dise, N. B.; Emmett, B.A.; Fernandez, I.J.; Field, C.D.; Finlay, S.E.G.; Lovett, G.M.; Meesenburg, H.; Moldan, F., Sheppard, L.J. (2008): Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. *Biogeochemistry* 91: 13-35.

- Evers, J. (2001): Stoffhaushalt und Waldbautechnik bei Erstaufforstungen ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen. Dissertation. LÖBF Schriftenreihe Band 19, 220 S. und Anlagen.
- Evers, J. (2003): Nitratausträge bei Erstufforstungen und Möglichkeiten ihrer Steuerung. Freiburger Forstliche Forschung 49: 71-87.
- Evers, J.; Damman, I.; Noltensmeier, A., Nagel, R.-V. (2008): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.). Beiträge aus der NW-FVA, Band 3: 21-50.
- Feger, K.H. (1986): Biogeochemische Untersuchungen an Gewässern im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge. Freiburger Forstliche Abhandlungen 17; 253 S.
- Feger, K.H. & Brahmer, G. (1992): Wassergüteänderungen durch erhöhte Stickstoff- und Schwefel-Einträge in Waldökosysteme. Wasser + Boden 3: 137-151.
- Fortmann, H. & Meesenburg, H. (2007): Organische Schadstoffe in Waldböden Niedersachsens. GeoBerichte 4, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Hannover, 90S.
- Fortmann, H.; Rademacher, P.; Groh, H., Höper, H. (2011): Stoffgehalte und –Vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Tagungsband 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. NLFb, 48-67, in Vorbereitung.
- Fröhlich, D. (2009): Raumzeitliche Dynamik der Parameter des Energie- Wasser- und Spurengashaushaltes nach Kleinkahlschlag. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen 116 S.
- Führer, H.W. (1990): Einflüsse des Waldes und waldbaulicher Maßnahmen auf Höhe, zeitliche Verteilung und Qualität des Abflusses aus kleinen Einzugsgebieten - Projektstudie im Krofdorfer Buchenforst. Forstliche Forschungsberichte München 106 (327 S.).
- Führer, H.W. (2000): Einflüsse des Waldes auf Hoch- und Niedrigwasserabflüsse im Forsthydrologischen Forschungsgebiet Krofdorf. Jahresberichte der Hess. Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie. HMULF, Wiesbaden: 89-92.
- Gauger, Th.; Anselm, F.; Schuster, H.; Draaijers, G.P.J.; Bleeker, A.; Erisman, J.W.; Vermeulen, A.T., Nagel, H.D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels – Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA. Institut für Navigation, Stuttgart.
- Godt, J. (2002): Canopy disintegration and effects on element budgets in an nitrogen-saturated beech stand. In: Dohrenbusch, A. and N. Bartsch (eds.): Forest development – Succession, environmental stress and forest management. Springer, Berlin, 167 – 181.
- Gundersen, P. (1991): Nitrogen and the forest nitrogen cycle: role of denitrifikation. Forest Ecology and Management 44: 15-28.
- Gundersen, P. & Rasmussen, L. (1995): Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH₄NO₃ addition. Forest Ecology and Management 71.
- Gundersen, P. (1998): Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Klosterhede, Denmark, examined by moderate NH₄NO₃ addition. Forest Ecology and Management 101: 251-268.

- Gundersen, P., Callesen, I., DeVries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N-ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- Gundersen, P.; Berg, B.; W. S., Currie, N.B. Dise, B.A. Emmett, V. Gauci, M. Holmberg, O.J. Kjønnaas, J. Mol-Dijkstra, C. van der Salm, I.K. Schmidt, A. Tietema, W.W. Wessel, L.S.Vestgarden, C. Akselsson, W. De Vries, M. Forsius, H. Kros, E. Matzner, F. Moldan, K. J. Nadelhoffer, L.-O. Nilsson, G.J. Reinds, U. Rosengren, A.O. Stuanes, R.F Wright (2006): Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems. Final Report. Forest and landscape working Papers 17: 62 Seiten.
- Hegg, Ch.; Jeisy, M., Waldner, P. (2004): Wald und Trinkwasser – eine Literaturstudie. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL Birmensdorf. 62 S.
- Hörmann, G.; Scherzer, J.; Suckow, F.; Müller, J.; Wegehenkel, M.; Lukes, M.; Hmml, K.; Knieß, A.; Meesenburg, H. (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II – Flächen. BMVEL 92 S.
- Hornbeck, J.W., Bailey, S.W., Buso, D.C., Shanley, J.B. (1997): Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: variability and management implications. *Forest Ecology and Management* 93: 73-89.
- Horvath, B.; Meesenburg, H.; Meiwes, K.-J. (2005): Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. In: Liesemann, K.; v. Wilpert, K. (Eds.) Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 62: 47-52.
- Horvath, B.; Meiwes, K.-J., Meesenburg, H. (2006): Zunehmende N-Sättigung der Wälder in der Region Weser-Ems. Manuskript 23 S. In: Auswirkungen von Ökosystemmanipulationen auf Vorratsänderung und Freisetzung von C- und N-Verbindungen. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen, 160 S.
- Horvath, B.; Meiwes, K.-J., Meesenburg, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv* 80, Heft 2:35-41.
- Horvath, B.; Meiwes, K.-J., Meesenburg, H. (2011): Stickstoffaustrag und Stickstoffspeicherung in Waldböden bei hohem luftbürtigen Eintrag. NW-FVA Göttingen, 12 S. AFZ, in Vorbereitung.
- Huang, J-H; Ilgen, G.; Matzner, E. (2011) Fluxes and budgets of CD, Zn, Cu, Cr, and Ni in a remote forested catchment in Germany. *Biogeochemistry* 103: 59-70.
- Hüser, R., Führer, H.-W., Rehfuess, K.-E. (1996): Wasserchemische Auswirkungen von Hiebseingriffen im Krofdorfer Buchenforst. *Forst und Holz* 51: 666-672.
- Ibrom, A.; Oltchew, A.; Constantin, J.; Marques, M., Gravenhorst, G. (1995): Die Stickstoffimmission und -deposition in Wäldern. IMA-Querschnittseminar Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Texte 28/95: 20-29.
- Jacobsen, C. & Balazs, A. (1999): Niederschlagsdeposition in hessischen Waldgebieten. Ergebnisse von den Fichtenmesststationen der Waldökosystemstudie Hessen. *AFZ/Der Wald* 11:572-574.
- Jacobsen, C.; Schönfelder, E.; Paar, U., Eichhorn, J. (2001): Die Bodenlösungschemie in einem Stickstoffgesättigten Buchenwaldökosystem in Nordhessen (Fallstudie Zierenberg). *Allg. Forst- u. J.-Zeitung* 7: 117-126.

- Jacobsen, C.; Rademacher, P.; Meesenburg, H., Meiwes, K.-J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 68, 81 S.
- Jussy, J. H.; Ranger, J.; Bienaime, S., Dambrine, E. (2004): Effects of a clear-cut on the in situ nitrogen mineralisation and the nitrogen cycle in a 67-year-old Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) plantation. *Ann. For. Sci.* 61: 397–408.
- Keuffel, A.; Jankowski, A.; Scheler, B.; Rademacher, P., Meesenburg H. (2011): Stoffeinträge durch Deposition. In: Tagungsband 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. NLFb, 19-37. In Vorbereitung
- Klinck, U. (2009): Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenbestände. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen 71 S.
- Klinck, U.; Bergstermann, A.; Meiwes, K.-J.; Fröhlich, D., Beese, F. (2009a): Temperature dependent CO₂-C flux of mor-humus and fresh Norway spruce needles and twigs litter. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen S. 26-36.
- Klinck, U.; Fröhlich, D.; Meiwes, K.-J., Beese, F. (2009b): Stoffbilanz von Ein- und Austrägen 2 bis 4 Jahre nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. In: Kohlenstoffvorrat, Nährstoffvorräte und Wasserdynamik nach forstlichen Eingriffen in Fichtenbestände. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen 71 S.
- Klinck, U.; Rademacher, P.; Scheler, B.; Wagner, M.; Fleck, S. Ahrends, B., Meesenburg, H. (2011): Ökosystembilanzen auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen In: Tagungsband 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung. NLFb, 141-152. In Vorbereitung.
- Knight, D.H., Yavitt, J.B., Joyce, G.D. (1991): Water and nitrogen outflow from lodgepole pine forest after two levels of tree mortality. *Forest Ecology and Management* 46: 215-225.
- Kocher, B. (2007): Einträge und Verlagerung straßenverkehrsbedingter Schwermetalle in Sandböden an stark befahrenen Außerortsstraßen. Dissertation an der Technischen Universität Berlin, 152 S und Anlagen.
- Kölling, C. (1991): Stickstoffsättigung in Waldökosystemen. *AFZ* 10: 513-517.
- Kölling, C. (1993): Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (*Picea abies*(L.) Karst.) – Ökosystem. *Forstliche Forschungsberichte München* 133: 134 S.
- Kölling, C. & Moritz, K. (1995): Episodische Versauerung eines Fließgewässers (Metzenbach/Spessart) nach schweren Waldschäden durch Sturmwurf. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 3/95.
- Kölling, C. & Neustifter, H. (1997): Stickstoffeintrag in Wälder und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. *AFZ/Der Wald* 20: 1107-1110.
- Kohlpainter, M.; Huber, Ch.; Weis, W., Göttlein, A. (2009): Spatial and temporal variability of nitrate concentration in seepage water under a mature Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] stand before and after clear cut. *Plant Soil* 314:285–301.
- Koopmans, C. J., Tietema, A., Verstraten, J. M. (1997): The impact of experimentally reduced N deposition on litter decomposition in two nitrogen saturated forest ecosystems. *Soil Biol. Biochem.*

- Kreutzer, K. (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. Mitteilungen Dtsch. Bodenk. Gesellschaft 32: 273-286.
- Kreutzer, K., Deschu, E., Hösl, G. (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluss von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstw.Cbl. 105: 364-371.
- Kreutzer, K. (1994): Folgerungen aus der Höglwaldforschung. AFZ 14: 769-774.
- Kreutzer, K. (1995a): Möglichkeiten und Grenzen forstlicher Maßnahmen zum Schutz vor Grundwasserversauerung. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 3/95.
- Kreutzer, K. (1995b): Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168-169: 447-470.
- Lamersdorf, N.P., Bredemeier, M., Beese, F. (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 Sollin, Germany. In: W.J. Horst et al. (Eds.) Plant nutrition – Food security and sustainability of agro ecosystems 910-911. Kluwer Academic Publishers, Netherland.
- Lawrence, G.B., Lovett, G.M., Baevisky, Y.H. (2000): Atmospheric deposition and watershed nitrogen export along an elevational gradient in the Catskill Mountains, New York. Biogeochemistry 50: 21-43.
- Likens, G.E., Bormann, F.H.; Johnson, N.M.; Fischer, D.W., Pierce, R.S. (1970): Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed- ecosystem. Ecological Monographs 40, 1, 23-47.
- Linke, J. (1994): Untersuchungen zu Vegetationsökologie und Stoffhaushalt der Sekundärsukzession auf einer Meliorationsfläche im Solling. Dissertationes Botanicae 224, 1-249.
- Manderscheidt, B. (1992): Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. Ber. Des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd.87, 233 S.
- Manderscheid, B. & Matzner, E. (1995): Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway-spruce (*Picea abies* (L) Karst) stand. Biogeochemistry 30:99–114.
- Marschner, B. (1995): Wirkungen von Kalkungen auf Bodenchemismus und Stoffausträge. AFZ 17: 932-935.
- Matejek, B.; Kohlpaintner, M.; Gasche, R.; Huber, C.; Dannenmann, M., Papen, H. (2008): The small-scale pattern of seepage water nitrate concentration in an N saturated spruce forest is regulated by net N mineralization in the organic layer. Plant Soil 310:167–179.
- Matzner, E. und Hetsch, W. (1981): Beitrag zum Elementaustrag mit dem Sickerwasser unter verschiedenen Ökosystemen im nordwestdeutschen Flachland. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144: 64-73.
- Matzner, E., Stuhmann, M., Manderscheidt, B. (1995): Wirkung von N-Einträgen auf Bodenprozesse des N-Haushalts von Waldökosystemen. In: IMA Querschnittseminar, Wirkungskomplex Stickstoff und Wald 28: 59-67.

- Matzner, E. & Grosholz, C. (1997): Beziehung zwischen NO₃-Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. *Forstw.Cbl.*116: 39-44.
- Mayer, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 70, 152 S.
- Mayer, R. (1983): Schwermetalle in Waldökosystemen der Lüneburger Heide. *Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 38, 251 S.
- Mayer, R. (1986): *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 85: 71.
- Meesenburg, H.; Meiwes, K.-J., Rademacher, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in Northwest German forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 611-616.
- Meesenburg, H., Rademacher, P., Meiwes, K.-J. (1998): Stoffeintrag über atmogene Deposition in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. *Arb. H. Boden* 1: 67-77.
- Meesenburg, H.; Merino, A.; Meiwes, K.-J., Beese, F.O. (2004): Effects of long term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a Beech ecosystem at Solling, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 4: 415-426.
- Meesenburg, H.; Jacobsen, C.; Khanna, P.K., Meiwes, K.-J. (2004b): Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden. Vorstudie im Auftrag des BMVEL 39 S.
- Meesenburg, H.; Mohr, K.; Dämmgen, U. ; Schaaf, S.; Meiwes, K.-J., Horvath, B. (2005): Stickstoffeinträge und Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. In: Dämmgen, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme. *FAL Sonderheft* 279: 95-107.
- Meesenburg, H.; Jansen, M.; Döring, C.; Beese, F.; Rüping, U.; Möhring, B.; Hentschell, S.; Meiwes, K.-J., Spellmann, H. (2007): Konzept zur Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Gewässerzustand nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* 62: 171-180.
- Meesenburg, H.; Meiwes, K.-J.; Fortmann, H.; Scheler, B., Eichhorn, J. (2008): Nährstoffhaushalt von Buchenbeständen auf Muschelkalk, Basalt und Buntsandstein. *Beiträge aus der NW-FVA, Band 3*: 1-19 S.
- Meiwes, K.J. (1994): Kalkungen. In: Matschullat, J., Heinrichs, H., Schneider, J., Ulrich, B. (Hrsg.): *Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität*. Springer-Verlag, S. 415-431.
- Meiwes, K. J., Meeseburg, H., Büttner, G., Bartens, H., Rademacher, P. (1999): Stoffliche Belastung der Waldböden in Niedersachsen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 90: 95-99.
- Meiwes, K. J., Meeseburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst und Holz* 57: 428-433.
- Meiwes, K. J. (2002a): Amelioration of an acid forest soil by surface and subsurface liming and fertilizer application. In: Dohrenbusch, A and Bartsch, N. (eds.): *Forest development*. Springer, pp. 167-181.

- Meiwes, K. J. (2002b): Die Bedeutung des Kahlschlages für den Nitrataustrag mit dem Sickerwasser. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, 18 S., unveröffentlicht.
- Mellert, K.-H., Kölling, C., Rehfuess, K.E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. Forstw. Cbl. 115, 363-377.
- Mellert, K.-H., Kölling, C., Rehfuess, K.E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlf lächen in Bayern. Forstarchiv 69: 3-11.
- Mellert, K. H.; Gensior, A.; Göttlein, A., Kölling, C. (2005): Risiko erhöhter Nitratausträge unter Wald in Bayern – Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. Waldökologie online Heft 2: 4-24.
- Mellert, K. H.; Gensior, A.; Göttlein, A., Kölling, Ch. (2007): Prädiktoren des Nitrataustrages aus Wäldern – Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur im mitteleuropäischen Vergleich. Forstarchiv 78: 139-149.
- Meuser, H. & Wegner, F. (1995): Beschaffenheit der Bodenlösung nach einer praxisüblichen Waldkalkungsmaßnahme im Ruhrgebiet. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 76: 377-380.
- Michalzik, B.; Kalbitz, K.; Park, J.-H.; Solinger, S., Matzner, E. (2001): Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. Biogeochemistry 52: 173-205.
- Mohr, K.; Schaaf, S.; Horvath, B.; Meesenburg, H., Dämmgen, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. In: Dämmgen, U. (Hrsg.): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme. FAL Sonderheft 279: 69-93.
- Moldan, F., Hultberg, H., Nyström, U, Wright, R.F. (1995): Nitrogen saturation at Gardsjön, SW Sweden, induced by experimental addition of ammonium nitrate. Forest Ecology and Management 71: 89-97.
- Neal, C., Fisher, R., Smith, C.J., Hill, S., Neal, M., Conway, T., Ryland, G.P., Jeffrey, H.A. (1992): The effects of tree harvesting on stream-water quality at an acidic and acid-sensitive spruce forested area: Plynlimon, mid-Wales. Journal of Hydrology 135: 305-319.
- Nieder, R.; Wachter, H., Isermann, K. (2000): Erhöhte Stoffausträge bald auch aus Waldböden ? AFZ/Der Wald 11: 594-599.
- Nieder, R.; Brinkmann, S., Böttcher, J. (2003): C and N sequestration and depletion in Pine forest floors: Impacts on drainage water quality ? Mitteilungen d. Instituts für Grundwasserwirtschaft 3: 335-340.
- Nilsson, S.I., Andersson, S., Valeur, I., Persson, T., Bergholm, J., Wiren, A. (2001): Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Forest Ecology and management 146: 55-73.
- Nohrstedt, H.-Ö., Ring, E., Klemedtsson, L., Nilsson, A. (1994): Nitrogen losses and soil water acidity after clearfelling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand. Forest Ecology and Management 66: 69-86.
- Olsson, B.A., Staaf, H., Lundkvist, H., Bengtsson, J., Rosen, K. (1996): Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvest of different intensity. Forest Ecology and Management 82: 19-32.

- Pampe, A.; Meiwes, K.-J.; Röker, B.; Wagner, S. (2001): Nitratausträge nach Ackeraufforstung. *Forst und Holz* 21: 681-686.
- Peterjohn, W.T., Foster, C.J., Christ, M.J., Adams, M.B. (1999): Patterns of nitrogen availability within a forest watershed exhibiting symptoms of nitrogen saturation. *Forest Ecology and Management* 119: 247-257.
- Pirner, F. (1985): Anthropogene Einflüsse auf das Wasser aus dem Wald. Literaturstudie. Diplomarbeit Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortlehre der Maximilian-Universität München, 63 S.
- Prescot, C.E. (1997): Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 95: 253-260.
- Raspe, S., Feger, K.H., Armbruster, M., Lorenz, K., Zimmermann, L. (1997): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. Statuskolloquium des PEF, Karlsruhe, S. 65-75.
- Ring, E. (1995): Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand in Central Sweden. *Forest Ecology and Management* 72: 151-166.
- Ritter, R. (1986): Wasserwirtschaftliche Begleitung der Praxisdüngungsversuche zur Minderung von Waldschäden. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Robertson, S.M.C., Hornung, M., Kennedy, V.H. (2000): Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecology and Management* 129: 101-117.
- Röhrig, E. & Gussone, H.A. (1982): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Zweiter Band. Parey Hamburg und Berlin, 280 S..
- Rothe, A. (1994): Saure Beregnung und Kalkung: Auswirkungen auf Bodenchemie und Wasserqualität. *Allg. Forstzeitschrift* 14: 754-758.
- Rothe, A. (1997): Einfluss des Baumartenanteils auf Durchwurzelung, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt und Zuwachsleistung eines Fichten-Buchen-Mischbestandes am Standort Höglwald. *Forstliche Forschungsberichte München* 163, 174 S.
- Rothe, A., Kölling, C., Moritz, K. (1998): Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. *AFZ/Der Wald* 6: 291-295.
- Rothe, A., Brandt, S., Hurler, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers. *AFZ/Der Wald* 10: 531-533.
- Rothe, A., Huber, C., Kreuzer, K., Weis, 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.
- Rothe, A. & Mellert, K.H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 156: 337-355.
- Scharenberg, D. (o.J.): Auswertung hydrochemischer Daten zum Auftreten von Schwermetallen im Grundwasser Nordrhein-Westfalens unter besonderer Berücksichtigung des Ni-

- ckels. Diplomarbeit am Institut für Geologie, Mineralogie und Geophysik der Ruhr-Universität Bochum.
- Scheffer, F. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Stuttgart, 494 S..
- Scheler, B. (2004): Bodenwasserqualität unter dem Einfluss atmosphärischer Stoffeinträge. In: FIV Hessen-Forst, Jahresbericht 2002/03, S. 62-67.
- Scheler, B.; Schönfelder, E.; Schmidt, M.; Gawehn, P.; Paar, U., Eichhorn, J. (2007): Forsthydrologische Forschung im Wandel. In: FIV Hessen-Forst, Jahresbericht 2005, S. 41-45.
- Schleppi, P., Bucher-Wallin, I., Siegwolf, R., Saurer, M., Müller, N, Bucher, J.B. (1999): Simulation of increased nitrogen deposition to an montane forest ecosystem: partitioning of the added 15N. *Water, Air, and Soil pollution* 116: 129-134.
- Schleppi, P., Hagedorn, F., Feyen, H., Müller, N, Mohn, J., Bucher, J.B., Flühler, H. (2000): Nitrate leaching from a forest ecosystem with simulated increased N-Deposition. In Elias, V., Littlewood, I.G. (eds.): *Catchment hydrological and biogeochemical processes in changing environment*. Intern. Hydrol. Progr., Techn. Doc. Hydrol., UNESCO.
- Schmidt, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben A Band 34*:174 S.
- Schüler, G. (1995): Waldkalkung und Bodenschutz. *AFZ* 8: 430-433.
- Schulte, A.; Balazs, A., Gehrman, J. (1996): Entwicklung der Niederschlagsdeposition von Schwermetallen in Westdeutschland. 1. Blei und Cadmium. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159:377-383.
- Schulte, A. & Gehrman, J. (1996): Entwicklung der Niederschlagsdeposition von Schwermetallen in Westdeutschland. 2. Arsen, Chrom, Kobalt und Nickel. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159:385-389.
- Schultz, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushaltes verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 32, Universität Göttingen* 217 S..
- Schultz, R.; Lamersdorf, N.; Heinrichs, H.; Mayer, R.; Ulrich, B. (1988): Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Band 7*: 129 S.
- Spangenberg, A. & Kölling, C. (2004): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water Air, and Soil Pollution* 152:1-23.
- Stevens, P.A. & Hornung, M. (1990): Effect of harvest intensity and ground flora establishment on inorganic-N leaching from a Sitka spruce plantation in north Wales, UK. *Biogeochemistry* 10: 53-65.
- Strebel, O., Böttcher, J., Duynisveld, W.H.M. (1992): Identifizierung und Quantifizierung von Stoffumsetzungen in einem Sand-Aquifer (Beispiel Fuhrberger Feld). *DVGW-Schriftenreihe Wasser* 73: 55-72.
- Stuanes, A.O., Kjonaas, O.J., van Miegroet, H. (1995): Soil solution response to experimental addition of nitrogen to a forested catchment at Gardsjön, Sweden. *Forest Ecology and Management* 71.

- Tietema, A., Wright, R.F., Blanck, K., Boxman, A.W., Bredemeier, M., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hultberg, H., Kjonaas, O.J., Moldan, F., Roelofs, J.G.M., Schleppi, P., Stuanes, A.O., van Bremen, N. (1995): Nitrex: The timing of response of coniferous forest ecosystems to experimentally-changed nitrogen deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 1623-1628.
- Ulrich, B. (1981): Zur Stabilität von Waldökosystemen. *Forstarchiv* 52, 165-170.
- Ulrich, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann, A. und Godbold, D.L. (eds.): *Effects of acid rain on forest processes*. New York, Wiley. P. 1-50.
- Van Breemen, N, De Visser, P.H.B., Van Grinsven, J.J.M. (1986): Nutrient and proton budgets in four soil-vegetation systems underlain by Pleistocene alluvial deposits. *Journal of the Geological Society, London* 143: 659-666.
- Vitousek, P.M., Grosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A., Todd, R.L. (1979): Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science* 204: 469-474.
- Vitousek, P.M. & Matson, P.A. (1985): Disturbance, nitrogen availability, and nitrogen losses in an intensively managed Loblolly Pine plantation. *Ecology* 66: 1360-1376.
- Vitousek, P.M., Andariese, S.W., Matson, P.A., Morris, L., Sanford, R.L. (1992): Effects of harvest intensity, site preparation, and herbicide use on soil nitrogen transformations in a young Loblolly Pine plantation. *Forest Ecology and Management* 49: 277-292.
- Wagner, M. (2007): *Analyse und Modellierung langfristiger Auswirkungen einer hochdosierten Kalkungsmaßnahme auf den Stoffaustrag im Einzugsgebiet der Steilen Bramke (Oberharz)*. Cuvillier Verlag Göttingen, 131 S. und Anlagen.
- Weber, G., Rehfuess, K.E., Kreutzer, K. (1993): Über den Einfluss naturnaher Waldwirtschaft auf den chemischen Bodenzustand. *AFZ* 2: 68-71.
- Weis, W.; Rotter, V., Göttlein, A. (2006): Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. *Forest Ecology and Management* 224: 304–317.
- Wenzel, B. (1989): *Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation*. Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 51. 276 S.
- Wienhaus, S; Höper, H.; Eisele, M.; Meesenburg, H., Schäfer, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Anweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz. *Geoberichte* 9. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Hannover 31 S.
- Wilpert, K. v., Zirlwagen, D., Kohler, M. (2000): To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe? *Water, Air, and Soil Pollution* 122: 105-120.
- Wilpert, K. v. & Zirlwagen, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrages an BZE-Standorten im Schwarzwald. *Freiburger Forstliche Forschung* 49: 125-135.
- Wolff, B.; Riek, W.; Baritz, R., Hennig, P. (1997): *Deutscher Waldbodenbericht 1996*. BMELF Bonn, 141 S.
- Wright, R.F. & Tietema, A. (1995): Ecosystem response to 9 years of nitrogen addition at Sogndal, Norway. *Forest Ecology and Management* 71: 133-142.

- Wu, Y. ; Clark, N., Mulder, J. (2010): dissolved organic carbon concentrations in throughfall and soil waters at Level II monitoring plots in Norway: short- and long-term variations. *Water, Air and soil pollution* 205: 273-288.
- Xu, Y.-J., Blanck, K., Bredemeier, M., Lamersdorf, N.P. (1998): Hydrochemical input-output budgets for a clean rain and drought experiment at Solling. *Forest Ecology and Management* 101: 295-306.

7.2 Teilgebiet Wald - Versauerung

- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSOHL, J., EVANS, C., MEESENBURG, H., MORITZ, K., PRECHTEL, A. (2001): Are there signs of aquatic recovery after two decades of reduced acid deposition in the low mountain ranges of Germany? *Hydrology and Earth System Science*, 5. 367-378.
- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSOHL, J., EVANS, C., MEESENBURG, H., MORITZ, K., PRECHTEL, A. (2003): Status of freshwater acidification in Germany compared to the European scale - Results from the EU project RECOVER: 2010, In: Diffuser Eintrag von Chemikalien in Boden und Grundwasser - Bewertung & Management. Werkstattgespräch 26. – 28. Februar, 2003. Mitt. Institut für Grundwasserwirtschaft, TU Dresden, Heft 3, 157-158.
- BLFW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1995): Internationales Symposium, Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition, Ursachen – Auswirkungen – Sanierungsstrategien. Informationsberichte Heft 3, Muenchen, 429 S.
- BLFW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. Informationsberichte Heft 1/97, Muenchen, 179 S.
- BLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2010a): Integriertes Hydrologisches Messnetz, MSGw, (interne Daten).
- BLFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (2010b): Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen. Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 2007-2009.
- BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macro invertebrates. *Limnologia* 34: 433-450.
- DVWK (1997): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten – Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 243/1997, Bonn.
- GAUGER, T., HAENEL, H.D., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U. BLEEKER, A., ERISMANN, J.W., VERMEULEN, A.T., SCHAAP, M., TIMMERMANN, R.M.A., BUILTJES, P.J.A., DUY-ZER, J.H. (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects) – Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. In: Umweltbundesamt, Texte, Nr. 38/2008, 217 S.
- GEUPEL, JERING, FREY, GOHLISCH, LAMBRECHT, JASCHINSKI, KOPPE, MÖNCH, MÄDER, NISSLER, STROGIES, MATHAN, SCHNEIDER, MOHAUPT, GLANTE, DOMINIK, MAU-

- SCHERNING, SCHULZ, HUMMEL, KACSÓH, TRUKENMÜLLER, GRAFF, SPRANGER, AUGUSTIN, NEUMANN, HOFMANN, BERNICKE, PLICKERT, BECKERS, BEHNKE, BRAHNER, WEISS, BUTZ, HERRMANN, FRICKE, GALANDER (2009): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoff – Emissionsminderungsstrategie, Bericht Umweltbundesamt, 116 Seiten.
- HINDERER, M & EINSELE, G. (1997): Groundwater acidification in Triassic sandstones: Prediction with MAGIC modelling. *Geol. Rundschau* 86, 372-388.
- LENHARD, B. & STEINBERG, C. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft*, 4/84.
- MALESSA, V., (1994): AcidProgress - ein quantitativer Modellansatz zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung auf mittlerer Maßstabsebene. *Geoökodynamik* 2, 105-132.
- MATZNER, E. & ULRICH, B. (1984): Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldoekosystemen. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 147, 290-308.
- MEIWES, K.J.; MERINO, A.; FORTMANN (1994): Untersuchung der Versauerung in Bohrprofilen von Messstellen des Grundwassergütemessnetzes (GÜN) des Landes Niedersachsen. - *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, Reihe B, 34, 86 S.
- PRECHTEL, A.; ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; CULLEN, J.M.; EVENS, C.D.; et al. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Science*, 5(3): 311-325.
- QUADFLIEG, A. (1990) : Zur Geohydrochemie der Kluftgrundwasserleiter des nord- und osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen. *Geol. Abh. Hessen*, Band 90.
- SCHWEISSER, T. (1998): Sulfatsorptions- und -desorptionsverhalten des oberflächennahen, geologischen Untergrundes im Wassereinzugsgebiet Lehstenbach (Fichtelgebirge. Diplomarbeit Geoökologie, Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, 93 S..
- STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1981): *Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. John Wiley and Sons, New York.
- SUCKER, C., PUHLMANN, H., ZIRLEWAGEN, D., V.WILPERT, K., FEGER, K.H. (2009): Bodenschutzkalkungen in Wäldern zur Verbesserung der Wasserqualität – Vergleichende Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4, 250-262.
- SUCKER, C.; V.WILPERT, K; PUHLMANN, H. (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. *Environ. Monit. Assess* 174: 65-69.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (Ed.) (2009): National trend tables for the German atmospheric emission reporting 1990 – 2008, [http://www.umweltbundesamt.de/emissions / archiv7EM_Entwicklung_in_D_Trendtabelle_Luft_v2.1.2_EUSubmission_2010.xls.zip](http://www.umweltbundesamt.de/emissions/archiv7EM_Entwicklung_in_D_Trendtabelle_Luft_v2.1.2_EUSubmission_2010.xls.zip).
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2011): Critical Loads für Versauerung. [http://www.umweltbundesamt-daten- zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=3670](http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=3670)

- ULRICH, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B24, 204-210.
- ULRICH, B. (1983): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 647-659.
- ULRICH, B. & MALESSA, V. (1989): Tiefengradienten der Bodenversauerung, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 81-84.
- VRBA, J. (edit., 2000): Acidified Lakes in the Bohemian/Bavarian Forest – History, Present and Future. Proceedings of the International Workshop, Ceske Budejovice, March 21-23 2000, Silva Gabreta, 4, Vimperk.
- WALTHER, W.; CRAMER, T.; HEBLACK, K.; REINSTORF, F (2000): Säureeinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser im Bereich der Wingst / Niedersachsen, Abschlussbericht im Auftrag Niedersächsisches Umweltministeriums, Hannover, TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft.
- WALTHER, W., HARTING, H., (2009): Versauerung von Grundwasser im Lockergestein, Beispiele aus Norddeutschland. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2. Jg., Nr. 2, 89-94.

7.3 Teilgebiet Feuchtgebiete

- Ambus, P. & C. C. Hoffmann (1990). Kvaestofomsaetning og stofbalance i anare omrader. NPo research from the Danish Environmental Protection Agency. 13: 68.
- Balla, D. & J. Quast (2001). Kapitel 10: Wassergüte in Niedermooren. In: Ökosystemmanagement für Niedermoore - Strategien und Verfahren zur Renaturierung. R. Kratz and J. Pfadenhauer. Stuttgart, Eugen Ulmer GmbH & Co: 317.
- Blankenburg, J. (2001). Moorkundlich-hydrologische Untersuchungen im Leegmoor 1989-1996. In: Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung. K. J. Nick, L. F.-J., H. Schiff, J. Blankenburg, H. Gebhardt, C. Knapke, H. E. Weber, H. Främbis and D. Mossakowski. Bonn-Bad Godesberg.
- Blankenburg, J. (2009). Renaturierung und Vernässung von Mooren und Auen unter dem Aspekt der diffusen Stoffverlagerung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2(3): 146-150.
- Blankenburg, J. & B. Scheffer (2008). Nährstoffausträge gedränkter landwirtschaftlicher Flächen Nordwest-Deutschlands. DWA-Themen: Dränung-Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management.
- Böhlmann, N. (2004). Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores. Halle-Wittenberg, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Dissertation.
- Böhlmann, N., S. Bernsdorf, H. Borg und U. Wegener (2001). Einfluss anthropogener Belastungen auf chemische Kennwerte des Wassers in Mooren des Hochharzes. Landnutzung und Landentwicklung 42 (5): 213-218.
- Böhm, A. K. (2006). Hochmoore im Erzgebirge – Untersuchungen zum Zustand und Stoffausstragsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen. Dresden, Technische Universität Dresden. Dissertation.

- Breuer, V., K. Wohlrab und J. Schrautzer (2007). Empfehlungen zur Pflege und Restitution von Quellmooren im Oberen Eidertal. Bericht i. A. der Stiftung Naturschutz Schleswig Holstein, CAU Kiel.
- DVWK (1998). Feuchtgebiete - Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte - Fallbeispiele. DVWK-Materialien 1/1998.
- Fier, A. & W. Schäfer (2007). Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. Geoberichte 2. E. u. G. L. Landesamt für Bergbau. Hannover, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG): 33-77.
- Frankl, R. & H. Schmeidl (1998). Naturschutzbezogene Langzeituntersuchungen in einem südbayerischen Hochmoor: Vegetationsdynamik und Veränderungen in Wasser- und Nährstoffhaushalt. In: Die Bedeutung ökologischer Langzeitforschung für Naturschutz: Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums auf der Insel Vilm. B. f. Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg: 115 - 127.
- Gebhardt, H. & C. Knabke (2001). Ökophysiologisch-bodenkundliche Untersuchungen. In: Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung. K. J. Nick, L. F.-J., H. Schiff, J. Blankenburg, H. Gebhardt, C. Knabke, H. E. Weber, H. Främbis and D. Mossakowski. Bonn-Bad Godesberg.
- Gelbrecht, J. & H. Lengsfeld (1998). Phosphorous in fens adjacent to surface waters. Berichte des IGB (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei). I. Berlin. Berlin. 5: 94-100.
- Gelbrecht, J., H. Lengsfeld, D. Zak (2003). Stoffrückhalt und -freisetzung in grundwassergespeisten Mooren des nordostdeutschen Tieflandes. Schriftenreihe des LUNG.
- Gelbrecht, J. & D. Zak (2004). Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. Wasserwirtschaft 5: 15-18.
- Gelbrecht, J., D. Zak, J. E. Augustin (2008). Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässenen Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Berichte des IGB (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei) 26, IGB Berlin: 190.
- Gierk, M. & L. Kalbe (2001). Ökologische Bewertung von Wiedervernässungsgebieten in Brandenburg - dargestellt am Beispiel der Nuthe-Nieplitz-Niederung. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10(2): 52-61.
- Grunewald, K., J. Scheithauer, et al. (2011). Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten mit degradierten Hochmooren im oberen Erzgebirge, Talsperre Carlsfeld. TELMA 41: 171-190.
- Hendriks, R. F. A. (1993). Nutrientbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden Rapport 251 Wageningen., DLO-Staring Centrum: 164.
- Hoffmann, C. C., M. Dahl, L. Kamp-Nielsen, H. Stryhn (1993). Vand- og stofbalance i en natureng. Environmental Project No. 231. Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency.
- Höhne, L. (2000). Auswirkungen der Überstauung einer Niedermoorfläche auf die Wasserbeschaffenheit eines angrenzenden Fließgewässersystems. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht. T. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), 1999 Rostock, Tutzing, S. 449-452. Rostock, Tutzing: 449-452.

- Ihling, H. & R. Michalk (2011). Auswertung von Beschaffenheitsdaten an Grundwassermessstellen der oberen Hanglagen des mittleren Erzgebirges mit relevantem Wald- und Feuchtgebietseinfluss in Hinblick auf das Vorliegen diffuser Schwermetall- und Nährstoffbelastungen. *Grundwasser – Altlasten – Boden aktuell - Schriftenreihe* 45: 5-23.
- Kieckbusch, J., J. Schrautzer, M. Trepel (2006). Spatial heterogeneity of water pathways in degenerated riverine peatlands. *Basic and Applied Ecology* 7(5): 388-397.
- Kieckbusch, J. J. (2003). Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Kiel, CAU Kiel. Dissertation.
- Kieckbusch, J. J. & J. Schrautzer (2007). Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of The Total Environment* 380(1-3): 3-12.
- Kieckenbusch, J. J. & J. Schrautzer (2004). Nährstoffdynamik flach überstauter Niedermoorflächen am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung (Schleswig-Holstein). *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 43(1): 15-29.
- Kløve, B. (1997). Environmental impact of peat mining - Development of storm water treatment methods. Dissertation. Department of Water Resources Engineering, Lund Institute of Technology. Lund, Lund University, Schweden. PhD.
- Koerselman, W., S. A. Bakker, M. Blom (1990). Nitrogen, phosphorous and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78: 428-442.
- Koerselman, W. & J. T. A. Verhoeven (1992). Nutrient dynamics in mires of various trophic status: Nutrient inputs and outputs and the internal nutrient cycle. In: *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation*. J. T. A. Verhoeven. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 397-432.
- Koerselman, W. & J. T. A. Verhoeven (1995). Eutrophication of Fen Ecosystems: External and Internal Nutrient Sources and Restoration Strategies. In: *Restoration of Temperate Wetlands*. B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt and R. A. Robertson. Chichester, John Wiley & Sons Ltd.: 91-112.
- Koppisch, D., S. Roth, M. Knapp, J. Blankenburg, D. Eschner (2001). Einfluss von Vernässung und Bewirtschaftung auf pflanzenverfügbare Nährstoffe. *Ökosystemmanagement für Niedermoore - Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. R. Kratz and J. Pfadenhauer. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer GmbH &Co: 92-104.
- Krüger, A., H. Neumeister, et al. (2011). Hydrologisch-hydrochemisches Monitoring zu den Folgen der Renaturierung Hochmoor Große Säure, Oberes Westergelbgebirge. *TELMA* 41: 191-208.
- Lode, E. (2001). Natural Mire Hydrology in Restoration of Peatland Functions. Department of Forest soils. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Meissner, R., P. Leinweber, H. Rupp, M. Shenker, M. Litaor, S. Robinson, A. Schlichting, J. Koehn (2008). Mitigation of Diffuse Phosphorus Pollution during Rewetting of Fen Peat Soils: A Trans-European Case Study. *Water, Air, & Soil Pollution* 188(1): 111-126.
- Novitzki, R. P. (1978). Hydrology of the Nevin Wetland near Madison, Wisconsin. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations* 78-48: 25.
- Page, S. E. & R. J.O. (1992). Eutrophication and rehabilitation of Wybunbury Moss National Nature Reserve, Cheshire. In: *Peatland Ecosystems and Man: an Impact Assessment*. .

- O. M. Bragg, P. D. Hulme, H. A. P. Ingram and R. A. Robertson. Dundee, Department of Biological Sciences, University of Dundee, UK.
- Rupp, H., R. Meissner, P. Leinweber (2004). Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas—results from a case study in the Drömling catchment, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167(4): 408-416.
- Ruville-Jackelen, F. (1996). Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster*, zugl. *Mitt. d. Landschaftsökologischen Forschungsstelle Bremen*. 17: 252.
- Sach, W. (1999). *Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes*. *Dissertationes botanicae* ; 308. Kiel. Dissertation: 311.
- Scheffer, B. & J. Blankenburg (1983). Phosphoraustrag aus Niedermoorböden - Ergebnisse eines Lysimeterversuches ohne Pflanzenbewuchs. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 146: 277-284.
- Scheffer, B. & J. Blankenburg (2004). Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer. *Wasserwirtschaft* 3: 30-34.
- Schlichting, A. & P. Leinweber (2004). Results and evaluation of field measurements. In: *UFZ-Bericht 5/2004 - Prevention of diffuse water pollution with phosphorous from degraded and re-wetted peat soils* (R. Meissner & P. Leinweber).
- Schrautzer, J. (2004). *Niedermoore Schleswig Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt*. Kiel.
- Schwalm, M. & J. Zeitz (2011). DOC-Bildung und -Austrag in Mooren - Ein Literaturüberblick. *TELMA* 41: 137-154.
- Tiemeyer, B., B. Lennartz, A. Schlichting & K. Vegelin (2005). Risk assessment of the phosphorus export from a re-wetted peatland. *Physics and Chemistry of the Earth* 30: 550-560.
- Tomassen, H. B. M., A. J. P. Smolders, L. P.M., J. G. M. Roelofs (2004). Development of floating rafts after the rewetting of cut-over bogs: the importance of peat quality. *Biogeochemistry* 71: 69-87.
- Twenhöven, F. L. (1992). *Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren*. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*. K. Dierßen, Kiel. 44.
- Urbanová, Z., T. Pícek und J. Bárta (2011). Effect of peat re-wetting on carbon and nutrient fluxes, greenhousegas production and diversity of methanogenic archaeal community. *Ecological Engineering* 37(7): 1017-1026.
- van Wirdum, G. (1991). *Vegetation and hydrology of floating rich-fens*. Amsterdam, University of Amsterdam. PhD.
- Verry, E. S. & D. R. Timmons (1982). Waterborne Nutrient Flow Through an Upland-Peatland Watershed in Minnesota. *Ecology* 63(5): 1456-1467.
- Wassen, M. J. & H. Olde Venterink (2006). Comparison of nitrogen and phosphorous fluxes in some European fens and floodplains. *Applied vegetation Science* 9213-222: 213-222.

- Wild, U. & J. Pfadenhauer (1997). Stickstoffhaushalt auf Niedermoor-Renaturierungsflächen im Donaumoos. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 27: 235-242.
- Zak, D. & J. Gelbrecht (2002). Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters. Jahresbericht des IGB Berlin (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei). I. Berlin. Berlin.
- Zak, D., J. Gelbrecht, U. Lenschow (2004). Die Wiedervernässung von Mooren im Peenetal - Erste Ergebnisse zur Freisetzung von Nährstoffen. Wasserwirtschaft 5: 29-34.
- Zak, D., J. Gelbrecht, C. E. W. Steinberg (2004). Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany. Biogeochemistry 70: 357-368.
- Zak, D., C. Wagner, B. Payer, J. Augustin, J. Gelbrecht (2010). Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration properties and implications for their restoration. Ecological Applications 20(5): 1336–1349.
- Zauft, M. & J. Zeitz (2011). DOC-Austräge aus wiedervernässten Niedermooren - eine Fallstudie. TELMA 41: 155-170.

7.4 Teilgebiet Langjährige Brachen und Sukzessionsflächen

- Bechtel, A. (2008): Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von Nmin-Daten. Karlsruhe.
- Broll, G. (1996): Einfluß von Extensivierung und Flächenstilllegung auf bodenökologische Prozesse. Ein Beispiel zur Bedeutung der Bodenökologie für die Angewandte Landschaftsökologie. In: Arb. Inst. Landschaftsökol. Münster, Bd. 2, S. 331–334.
- Broll, G. (1991): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Abbau der organischen Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. In: Verh. Ges. Ökol. (Hg.), 19/3, S. 105–114.
- Broll, G. (1996): Bodenökologische Untersuchungen auf Grünlandbrachen in Baden-Württemberg. In: Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 81, S. 225–228.
- Broll, G., Schreiber, K.-F (1993): Auswirkungen der Stilllegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium. In: Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 72, S. 73–76.
- Broll, G., Schreiber, K.-F (1994): Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. In: Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 73, S. 31–34.
- Büring, H. (1970): Sozialbrache auf Äckern und Wiesen in pflanzensoziologischer und ökologischer Sicht. Dissertation. Gießen.
- Dierschke, H., Briemle, G., Kratochwil, A. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Stuttgart.
- Gerdes, P. (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer. Nähr- und Feststoffe. Bonn.
- Glemnitz, M., Wurbs, A., Diekmann, M. (1998): Bedeutung von Bodenreaktion und Nährstoffgehalt für das Vorkommen von Arten der Sandtrockenrasen auf Brachflächen. In:

- Ludger Kappen und Jörg Pfadenhauer (Hg.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 28. Stuttgart. S. 529–535.
- Klose, S.; Machulla, G. (1996) Einfluß der Flächenstilllegung auf abiotische und biotische Bodenparameter. In: Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 81, S. 233–236.
- Landgraf, D.; Klose, S. (2002): Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk 165 (1), S. 9–16.
- Meißner, R.; Seeger, J.; Rupp, H.; Balla, H. (1999): Assessing the impact of agricultural land use changes on water quality. In: Water Science and Technology 40 (2), S. 1–10.
- Meißner, R. (1993): Der Einfluß von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser. Geesthacht: GKSS.
- Meißner, R.; Seeger, J.; Rupp, H. (1998): Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 67 (2-3), S. 161–173.
- Meißner, R.; Seeger, J.; Rupp, H.; Schonert, P. (1999): Estimating the effects of set-aside on water quality: scaling-up of lysimeter studies. Land degradation & Development 10, 13–20.
- Richter, G. M; Beblík, A. J; Schmalstieg, K.; Richter, O. (1998): N-dynamics and nitrate leaching under rotational and continuous set-aside—a case study at the field and catchment scale. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 68 (1-2), S. 125–138.
- Seeger, J.; Meißner, R.; Rupp, H. (2011): Die Wirkung von Landnutzungsänderungen - Brachlegung unterschiedlich vorbelasteter Ackerlysimeter und ihre Wiedereingliederung in die Intensivbewirtschaftung - auf den Wasser- und Stoffhaushalt. unveröffentlichtes Manuskript.
- Wikipedia (2011). <http://de.wikipedia.org/wiki/Sozialbrache>. Abgerufen am 10.12.2011.
- Wohlrab, B.; Sokollek, V., Süßmann, W. (1983): Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung sowie von Sozialbrache auf die Wasserqualität kleiner Wasserläufe im ländlichen Mittelgebirgsraum.

8 Anhänge

1. Datenbank mit Literatur und Ergebnisse zum Teilgebiet "Feuchtgebiete"
2. Datenbank mit Literatur und Ergebnissen zum Teilgebiet "Langjährige Brachen und Sukzessionsflächen"