

7. ZUSAMMENFASENDE DISKUSSION UND BEWERTUNG

Seit Beginn der 1960er Jahre kommt es neben den Einträgen in unmittelbarer Nähe von Stickstoffquellen - im wesentlichen werden Ammoniak und Stickstoffoxide emittiert und in der Folge in Ammonium und Nitrat umgewandelt - zu einer bedeutsamen flächigen Stickstoffbelastung aller Ökosysteme, da die Hintergrundbelastung in Mitteleuropa stark zugenommen hat (Rehfuss, 1990). Lag der vorindustrielle Eintrag bei 2-4 kg/ha*Jahr (Aber et al., 1989; Bowen und Valiela, 2001), so kann bis heute von einem Anstieg auf das 2- bis 5-fache ausgegangen werden, auch wenn im Vergleich zu Hüser und Rehfuss (1988) bereits wieder ein leichter Rückgang eingetreten ist. Hinsichtlich des Umfangs des Stickstoffeintrags am Nordalpenrand führte eine Reihe von Untersuchungen zu voneinander abweichenden Befunden. Während Sladkovic et al. (1995), Liu et al. (1995) und Ewald et al. (2000) von einer eher geringen Deposition von Stickstoff insbes. am Wank und am Hörmle (GAP) ausgingen, kamen Kolb (1995), Bäumler et al. 1995 und Schleppi et al. (1999) zu einer anderen Einschätzung; die Messungen der LWF (2000) ergaben an der Waldklimastation Kreuth ebenfalls erhöhte Einträge. Hinsichtlich des Bulkniederschlags, der meist trotz konzeptioneller Schwächen, insbes. bei längeren Expositionszeiten, als Grundlage für den Eintrag herangezogen wird, kann für den unmittelbaren Alpenrand (Kochel (TÖL)) ein ähnlicher Verlauf wie bei Ewald et al. (2000), d.h. eine Zunahme bis zu den Vorbergen (12 bis 15 kg/ha*Jahr) und anschließend ein leichter Abfall, festgestellt werden; in niederschlagsreichen Jahren (2002) sollten entsprechend den Ergebnissen in Antdorf (WM) die N-Einträge den in 2003 und 2004 gemessenen Eintrag überschreiten.

Mit der vorliegenden Studie kann so über ein rd. 80 km langes Nord-Süd-Transekts die Datenlücke von der Münchener Schotterebene bis zum Alpenrand geschlossen werden; frühere Messreihen von Melzer et al. (1992) in bayerischen Mooren lieferten nur Werte in der schneefreien Zeit.

Der in den genannten Studien (Sladkovic et al., 1995; Ewald et al.; 2000) nicht berücksichtigte trockene Anteil im Niederschlag konnte entlang des Transektes über die Interferentielle Methode (Sutton et al., 1994) für niedrigwüchsige Vegetation (Streuwiese, Hochmoor) abgeschätzt werden; dieses Verfahren basiert einerseits auf der Heranziehung von Depositionsgeschwindigkeiten aus der Literatur und andererseits auf der Messung der Immissionskonzentration von NO₂ und NH₃, die im Jahresmittel quellenfern zwischen 2 und 7 bzw. 1 und 3 µg/m³ betragen. Die Summe dieser trockenen (gasförmigen) Deposition und des aus dem Bulkniederschlag abgeleiteten nassen Anteils nimmt an quellenfernen Stellen zwar ebenfalls von der Schotterebene (10-15 kg/ha*Jahr) nach Süden zu, hat aber in den Landkreisen mit höherer Viehdichte (TÖL, WM) ihr Maximum (18-23 kg/ha*Jahr) und verringert sich danach zum Alpenrand wieder etwas. Hierbei sind die staubförmigen Anteile bei der Deposition und weitere nur mit erheblichem Aufwand zu messenden N-Komponenten noch gar nicht erfasst (Zimmerling et al., 2000).

Werden nicht gering beeinflusste Hintergrundgebiete, sondern das Umfeld von Stickstoffquellen aus der Landwirtschaft untersucht, so werden Ammoniakkonzentrationen bis weit über 10 µg/m³ im Jahresmittel erreicht, wie ein Wiesenstandort bei Sindelsdorf (WM) am Rande der Loisach-Kochelsee-Moore mit nur extensiver Gültbewirtschaftung zeigt. Während der nasse Eintrag nur wenig zur möglichen Quelle zunimmt, ergeben sich über die starke Zunahme des (gasförmigen) trockenen Anteils um Faktor 2 bis 3 höhere Gesamteinträge (40 kg/ha*Jahr) als in Hintergrundgebieten. Frühere eigene Untersuchungen in der Nähe von Ställen und Intensivtierhaltungen erbrachten noch weit höhere theoretische Einträge (Kirchner et al., 1999; Kirchner et al., 2002).

Während sich frühere Untersuchungen meist mit Emittenten aus der Landwirtschaft beschäftigten (Tjepkema et al., 1981; Beier und Gundersen, 1989; Flessa et al., 1996; Kirchner et al., 1999; Spangenberg und Kölling 2004), behandelt die vorliegende Untersuchung schwerpunktmäßig den Bereich Verkehr. Seitdem der Nachweis erbracht wurde, dass auch Katalysatorfahrzeuge Ammoniak emittieren (Kean und Harley, 2000; Baum et al., 2001; Löflund et al., 2002), und sogar in einigen Gebieten der USA dem Verkehr bei der Ammoniakentstehung eine ähnliche Rolle wie der

Landwirtschaft zugeteilt wird (Fraser und Kass, 1998), finden vermehrt Untersuchungen entlang von Straßen statt (Cape et al., 2004).

Erfolgten bisher im Verkehrsbereich nur Immissionsmessungen (Kirchner et al., 2001; Perrino et al., 2002), so wurden im Rahmen der vorliegenden Studie entlang von Transekten quer zu verschiedenen Autobahnen auch Depositionsmessungen durchgeführt. Hierbei wurden die Verhältnisse auf einer Streuwiese bei Antdorf (WM) östlich der Autobahn München–Garmisch-P. sowie entlang von Transekten östlich derselben Autobahn im Forstenrieder Park (Ldkr. M) und quer zur Autobahn München–Salzburg beiderseits der Trasse im Hofoldinger Forst (MB) untersucht. Entlang aller Transekten nimmt die NH₃-Konzentration von Hintergrundwerten exponentiell auf 3-5 µg/m³ zu; das Transekt im Lee der Salzburger Autobahn fällt durch besonders hohe NO₂-Konzentrationen auf. Statistische Untersuchungen zeigten einerseits signifikant höhere Immissionen bei beiden Gasen östlich der Fahrbahn, andererseits hinsichtlich NH₃ einen deutlicheren Abfall in Fichtenbeständen im Vergleich zum Freiland. Für nicht bewaldete Randbereiche kann die von Cape et al. (2004) abgeleitete Beziehung, wonach die NH₃-Konzentration pro 10000 Fahrzeuge/Tag um 1 µg/m³ gegenüber der Hintergrundbelastung ansteigt, in erster Näherung bestätigt werden. Bei stärkerem Bewuchs und generell für NO₂, dessen Bildung aus NO auch von der Ozonkonzentration abhängt, erweist sich die Datenlage als zu gering, um Aussagen zur Abhängigkeit von der Verkehrsdichte treffen zu können.

Während bei niedriger Vegetation (Wiesen, Hochmoore) an Autobahnen der Gesamteintrag an der Verkehrsquelle um 20-40% im Vergleich zur Hintergrunddeposition zunimmt, ergeben sich bei Autobahnschneisen durch Waldbestände Mehreinträge von 40-130% relativ zum Bestandesinneren. Die an den Bestandesrändern entlang der beiden Autobahnen durchgeföhrten Messungen ergaben jährliche N-Einträge von ca. 20 bis 46 kg/ha mit Schwerpunkt im Nassjahr 2002, in dem am Autobahnrand im Hofoldinger Forst noch höhere Werte vorstellbar sind (vgl. Tab. 9). An der stark belasteten Autobahn München–Salzburg wurde dabei knapp doppelt so viel eingetragen wie an der Vergleichsstrecke München–Garmisch-Partenkirchen. Würden die hier nicht gemessenen N-Depositionen (HNO₃, partikelförmiges NH₄) aus der Literatur (Andersen und Hormand, 1999) abgeschätzt und aufaddiert, so ergäben sich noch um rund 15% höhere Einträge. Der Anteil der gasförmigen Einträge liegt dabei in unmittelbarer Verkehrsnähe bei 70-85, im Bestandesinneren 55-75%.

Die Abschätzung der Gesamteinträge (Tab. 57 und Tab. 58) erfolgte an dem Intensivmesstransekt Forstenrieder Park (F) zum einen über die Interferentielle Methode (Sutton et al., 1994), zum anderen über die Kronenraumbilanzmethode (Devlaeminck et al., 2005). Das zweite Verfahren nutzt die durchgeföhrten Bestandesniederschlagsmessungen, schätzt die Aufnahme des reduzierten Stickstoffs (Ammonium) in die Krone aus dem Kronenleaching von Kationen ab und führt so zu einer Bewertung der trockenen Deposition. Beide Verfahren dienen auch zur Abschätzung der trockenen Deposition. Bei Verwendung von konservativen Werten für die Depositionsgeschwindigkeiten für NO₂ und NH₃ und nach Durchführung einer Parametrisierung von Interzeption bzw. Benetzung liefern die Verfahren vergleichbare Ergebnisse. Die während der drei Jahre 2002 bis 2004 stark variierenden meteorologischen Verhältnisse, die sich vor allem in den Messergebnissen zum Bestandesniederschlag manifestierten, führten zu einer Absicherung der Ergebnisse und lieferten den Rahmen für Nass- und Trockenjahre. Die Ergebnisse an den Autobahntransekten im Bestand zeigen, dass im Forstenrieder Park und im Besonderen im Hofoldinger Forst die Stickstoffeinträge ähnlich hoch wie in der Nähe von landwirtschaftlichen Emittenten (Spangenberg und Kölling, 2004) sein können. Die einjährigen Immissions- und Depositionsmessungen in der Echinger Lohe, die hauptsächlich im Einflussgebiet von landwirtschaftlichen Aktivitäten liegt, bestätigen den Befund.

Methodisch gesehen unterschätzen Bestandesniederschlagsmessungen (TF) wegen der Gleichheit der Summen [DD+WD=CU+TF] aus trockener Deposition (DD) plus nasser Deposition (WD) bzw. Kronenaufname oder -abgabe (CU) plus Traufniederschlag (TF) in der Regel den Gesamteintrag TD (=DD+WD) mehr oder weniger; eine Witterungsabhängigkeit scheint vorzuliegen. Witterungsabhängig ist auch das Verhältnis aus Bestandesniederschlag (TF) und Freilandniederschlag bzw. Bulkniederschlag (BD); in Nassjahren, wie 2002, ist es höher als in Trockenjahren (z.B. 2003);

ein Vergleich mit den Daten der Bayerischen Waldklimastationen (WKS) Sonthofen, Schongau und Ebersberg führt zu demselben Ergebnis (LWF, 2003 bis 2005). Die geringen Abweichungen der vorliegenden Ergebnisse beim Bestandesniederschlag im Vergleich zu den WKS sind durch die organisatorisch erforderlichen, längeren Sammelzeiten bedingt; eine Kühlung der Proben in elektrischen Bulksammeln (LFU, 2006) erweist sich an trockenen Standorten in heißen Sommern (z.B. in 2003) als vorteilhaft. An feuchten Standorten und in nicht-extremen Sommern (z.B. 2002 und 2004) sind die Ammoniumverluste eher gering.

Während die in zusammenhängenden Fichtenbeständen des Untersuchungsgebiets auftretenden N-Überschusseinträge angesichts mittlerer Austräge durch Nutzung und Auswaschung (Hüser und Rehfuss, 1988) rund 10 kg/ha im Jahr betragen, und somit insbesondere in Beständen mit früherer Streunutzung noch Jahre bis zu einer Übersättigung vergehen, gestalten sich die Verhältnisse an Bestandesrändern und dem angrenzenden Bereich völlig anders. Hier werden die im Critical-Load-Konzept festgelegten Eintragsgrenzen (Nagel und Gregor, 1999) massiv überschritten. Entlang der Autobahnschneise im Forstenrieder Park, wo sich durch erhöhten Lichtgenuss, aber auch durch erhöhte N-Einträge die Bestandesstruktur deutlich geändert hat, was sich in größerem Zuwachs und Kronenschluss darstellt, liegen Hinweise auf erhöhte Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser vor. Dagegen lieferten aufwändige Lachgasemissionsversuche keinen klaren Unterschieden zwischen autobahnnahen und -fernen Bereichen. Gedüngte Parzellen (Gauting-Weiherbuchet) scheinen mehr N₂O zu emittieren als ungedüngte. Weitere Untersuchungen sind hierzu nötig, um die durch bodenspezifische und meteorologische Faktoren entstehenden kleinräumigen und zeitlichen Variabilitäten besser verstehen zu können.

Tab. 57: Gesamtdeposition TD (nach der Kronenraumbilanzmethode bestimmt) aus nasser Deposition WD (aus Bulkdeposition abgeleitet, trockener Deposition DD (berechnet), Bestandesniederschlag TF (gemessen) und Kronenaufnahme CU (berechnet) für Forstenrieder Park (autobahnnah: F1; autobahnfern: F2), Gauting-Weiherbuchet (G1); Herrenbergleiten (H1)

	WD-NH4-N	WD-NO3-N	DD-NH4-N (cb)	DD-NO3-N(cb)	TF-NH4-N	TF-NO3-N	CU-NH4-N	CU-NO3-N(cb)	TD-N(cb)
F1-2002	4,6	3,7	13,5	5,0	12,0	8,7	6,1	0,0	26,8
F1-2003	3,7	3,2	9,7	4,1	10,8	7,3	2,6	0,0	20,7
F1-2004	3,8	4,3	5,7	2,4	6,6	6,7	2,8	0,0	16,2
<hr/>									
F4-2002	4,0	3,7	8,7	2,9	5,8	6,6	6,9	0,0	19,3
F4-2003	3,2	3,2	9,3	1,6	5,5	4,8	7,0	0,0	17,4
F4-2004	3,3	4,3	6,1	-0,3	3,7	4,0	5,6	0,0	13,4
<hr/>									
G1-2003	3,3	3,2	13,5	3,2	3,8	6,4	13,0	0,0	23,2
G1-2004	3,5	3,1	11,7	1,2	4,0	4,3	11,2	0,0	19,5
<hr/>									
H1-2003	4,3	3,5	10,4	2,0	5,8	5,6	8,9	0,0	20,3
H1-2004	5,7	4,3	6,4	2,5	6,2	6,8	5,9	0,0	18,9

Tab. 58: Gesamtdeposition TD (nach der Kronenraumbilanzmethode bestimmt) aus nasser Deposition WD (aus Bulkdeposition abgeleitet, trockener Deposition DD (berechnet), Bestandesniederschlag TF (gemessen) und Kronenaufnahme CU (berechnet) für Forstenrieder Park (autobahnnah: F1; autobahnfern: F2), Gauting-Weiherbuchet (G1); Herrenbergleiten (H1) und Hofoldinger Forst (autobahnfern: O4; autobahnnah: O1; westlich: w; östlich: o)

	WD-NH4-N	WD-NO3-N	DD-NH3-N (int)	DD-NO2-N (int)	DD-NO3-N(int)	TD-N(int)
F1-2002	4,6	3,7	15,8	4,2	2,5	30,8
F1-2003	3,7	3,2	12,7	3,4	1,4	24,5
F1-2004	3,8	4,3	8,3	3,7	1,7	21,8
F4-2002	4,0	3,7	7,0	2,0	1,3	18,0
F4-2003	3,2	3,2	6,0	1,7	0,8	14,9
F4-2004	3,3	4,3	4,6	2,1	1,1	15,4
G1-2003	3,3	3,2	8,1	2,1		16,8
G1-2004	3,5	3,1	8,5	2,7		17,8
H1-2003	4,3	3,5	9,6	1,0		18,3
H1-2004	5,7	4,3	8,0	1,5		19,5
Ow4-2004	3,5	3,9	7,0	2,6		17,1
Ow1-2004	4,1	3,9	10,6	5,8		24,3
Oo1-2004	4,1	3,9	19,9	11,0		38,9
Oo4-2004	3,5	3,9	8,6	5,0		21,0

Die Ergebnisse der Vergleichsuntersuchungen zwischen Nadel- und Laubwaldbeständen führten zur Einschätzung, dass infolge der saisonalen Teilentlaubung in Buchenbeständen deutlich weniger Stickstoff als unter ganzjährig ausfilternden Fichten deponiert wird. Bei der Gegenüberstellung zweier von Nahemittenten kaum beeinflusster Buchenbestände bei Gauting (STA) und Herrenbergleiten/Schwaiganger (GAP) ergaben sich trotz der deutlich höheren Niederschläge am Alpenrand ähnliche N-Einträge (19-23 kg/ha*Jahr). Die in Gauting regelmäßig durchgeföhrten Sickerwasseruntersuchungen führten zu deutlich geringeren Werten als im emittentenfernen Teil des Forstenrieder Parks.

Während außer am unmittelbaren Bestandsrand kaum Auswirkungen auf Waldbäume selbst nachzuweisen waren, die auf erhöhten Stickstoffeintrag zurückzuführen wären, konnte in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden, dass Stickstoffeintrag Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Waldbodenvegetation hat. So konnte festgestellt werden, dass es zum einen zu Dominanzverschiebungen bei den vorhandenen Arten, zum anderen zum Auftreten von stickstoffzeigenden Arten kommt; dieses ist unabhängig von der Art der Stickstoffquelle:

Für den Forstenrieder Park konnte aus der Kombination von Vegetationsdaten, Bodenparametern und Depositionswerten ein Einfluss der Autobahn auf die Waldbodenvegetation bis zu mindestens 230 m Entfernung nachgewiesen werden. So besteht ein deutlicher Unterschied zwischen autobahnnahen und -fernen Bereichen. Im autobahnnahen Bereich wird die Waldbodenvegetation durch stickstoff- und störungszeigende Arten wie z.B. *Rubus fruticosus* agg., *Mycelis muralis* und *Eurhynchium striatum* bestimmt. Im autobahnfernen Bereich dominieren *Vaccinium myrtillus* und *Hylocomium splendens*. Im Lee der Salzburger Autobahn im Hofoldinger Forst zeigten sich noch deutlichere Veränderungen als bei der nur etwa halb so stark frequentierten Autobahn München-Garmisch-Partenkirchen.

In der Nähe von landwirtschaftlichen Nutzflächen wird die Waldbodenvegetation vor allem am Waldrand beeinflusst, und zwar durch Eintrag von Dünger (wie in der Echinger Lohe). Mit Hilfe einer Vegetationskartierung konnte gezeigt werden, dass die Vegetationseinheit in Waldrandnähe durch Stickstoffzeiger (*Arum maculatum*, *Corydalis cava*, *Aegopodium podagraria*) bestimmt wird. Im Zentrum dominieren Arten, die auf eine geringere Stickstoffverfügbarkeit hinweisen, z. B. *Carex montana* und *Carex alba*.

Auch im zeitlichen Verlauf konnte in der Echinger Lohe mit Hilfe des Vergleichs der Vegetationskarten von 1961, 1985 und 2003 nachgewiesen werden, dass es zu einer Ausbreitung der durch Stickstoffzeiger dominierten Vegetationseinheit (*Corydalis cava*-Einheit) während der letzten vier Jahrzehnte kam; eine durch Stickstoffmangelzeiger ausgezeichnete Vegetationseinheit (*Melampyrum pratense*-Einheit) verschwand sogar ganz. Die Eintragsmessungen ergaben auch, dass als Folge des Laubwaldcharakters und der geringen Fläche der Echinger Lohe der Rückgang der Deposition in Richtung Bestandesmitte geringer ausgeprägt ist als in den übrigen Beständen.

Wie erneut in dieser Studie gezeigt, konnten zahlreiche Autoren nachweisen, dass es in Wäldern bei einer erhöhten Stickstoffverfügbarkeit zu einer Zunahme konkurrenzstarker Arten (Nitrophyten) kommt (z. B. Rost-Siebert & Jahn 1988; Diekmann & Dupre 1997; Brunet et al. 1998; Diekmann et al. 1999; Fischer 1999; Lameire et al. 2000; Hofmeister et al. 2002) und stickstoffzeigende Arten die Vegetation bestimmen (Fischer 1999). Unterschiede zwischen gut und schlecht mit Stickstoff versorgerter Vegetation waren bisher aber nur unterhalb der Assoziationsebene offensichtlich (Wilmanns & Bogenrieder 1986; Röder et al. 1996; Fischer 1997). Auch in dieser Studie unterscheiden sich die unterschiedlichen Vegetationseinheiten lediglich durch das Auftreten von Stickstoff- bzw. Magerkeitszeigern; Unterschiede waren nur unterhalb der Assoziationsebene feststellbar. So werden nach wie vor alle in der Echinger Lohe gefundenen Vegetationseinheiten dem Galio-Carpinetum zugeordnet (s. auch Seibert 1962; Pfadenhauer & Buchwald 1987). Trotz der Zugehörigkeit der unterschiedlich mit Stickstoff versorgten Vegetationseinheiten zu lediglich einer Assoziation zeigen bereits diese geringen Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung bedeutsame ökologische Unterschiede auf (Bücking 1993; Bürger-Arndt 1994; Fischer 1999).

Welche Eigenschaften die Arten der an Stickstoffreichtum angepassten Vegetation aufweisen, wurde mit Hilfe von funktionellen Merkmalen analysiert: Entlang des räumlichen Stickstoffgradienten der Echinger Lohe konnten die Anpassungen der Arten an verschiedene Stickstoffverfügbarkeiten erkannt werden. So lassen sich allgemeingültige Prozesse der Vegetationsdifferenzierung auf Merkmalsebene erkennen, die auch auf andere Ökosysteme übertragbar sind.

Für die gut mit Stickstoff versorgte Vegetationseinheit wurden im Wesentlichen zwei Artengruppen gefunden: Die erste besteht aus großen Arten, die als konkurrenzstark zu bezeichnen sind (Tilman 1988b); im Gegensatz zu diesen ist die zweite Gruppe von Arten durch geringe Wuchshöhen und frühen Blühbeginn gekennzeichnet. Diese Arten vermeiden die Konkurrenz zu den anderen Arten durch eine Vorverlegung ihres Aktivitätsphase in das zeitige Frühjahr. Verdrängt werden mittelgroße, sommergrüne Arten, die nur auf schlechter mit Stickstoff versorgten Böden vorkommen. Auch Diekmann & Falkengren-Grerup (2002) konnten nachweisen, dass es unter erhöhtem Stickstoffangebot in Wäldern zu einer Förderung großwüchsiger und somit konkurrenzstarker Arten kommt.

Neben dem aktuellen *räumlichen* Stickstoffgradienten, der mit Immissions- und Depositionsmessungen in 2004 ermittelt werden konnte, wurde in der Echinger Lohe ebenfalls ein *zeitlicher* Gradient (Dauerbeobachtungsfläche) - allerdings ohne Kenntnis des historischen Eintrags - mit Hilfe von funktionellen Merkmalen ausgewertet. So konnte ein Überblick über die Eigenschaften der Arten gewonnen werden, die in den letzten zwei Jahrzehnten eine Veränderung ihrer Stetigkeit zeigten. Den Merkmalseigenschaften der im zeitlichen Gradienten zunehmenden Artengruppen entsprechen die Merkmaleigenschaften der Artengruppen, die sich im räumlichen Gradienten in der gut mit Stickstoff versorgten Vegetation durchsetzen konnten. Damit kann tatsächlich auf eine verbesserte Stickstoffversorgung als Ursache für die Veränderungen der Vegetation der letzten Jahrzehnte geschlossen werden.

Da Veränderungen in der Stickstoffversorgung angesichts des gesamten Stickstoffvorrates (Hüser und Rehfuss, 1988) nur sehr langsam verlaufen, ist es gerade in Wäldern nur in langen Zeiträumen möglich, auf der Ebene der Artenzusammensetzung Veränderungen zu finden. Diese Tatsache muss auch bei der Bewertung der Ergebnisse des ebenfalls durchgeföhrten Düngexperiments

berücksichtigt werden. Zwar sind auch schon nach zwei Jahren experimentellen Stickstoffeintrages Reaktionen einzelner Pflanzenparameter wie z.B. der Blattlänge, der Sprosshöhe und der Blattanzahl zu beobachten; für eine systematische Auswertung auf Artebene bedarf es aber eines deutlich längeren Beobachtungszeitraums. In der vorliegenden Studie wurden daher Metaanalysen durchgeführt, deren Ergebnisse allgemeine Entwicklungsrichtungen aufzeigen. So konnte auch hier die Konkurrenzkraft als entscheidend für die Anpassung an eine gute Stickstoffversorgung gefunden werden: Pflanzen reagieren in dieser Untersuchung auf eine verbesserte Stickstoffversorgung mit einem verstärktem *vegetativen* Wachstum; die *generative* Vermehrung wird nicht beeinflusst.

Auch abiotische Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten müssen bei der Untersuchung von stickstoffbedingten Vegetationsveränderungen berücksichtigt werden. So konnte im Düngexperiment erkannt werden, dass die Reaktionen von Pflanzen auf zusätzlichen Stickstoff abhängig sind vom pH-Wert des Substrates. Sowohl auf basischem als auch auf schwach saurem Untergrund wird das vegetative Wachstum (die Konkurrenzkraft) der Arten durch ein zusätzliches Stickstoffangebot gefördert, allerdings fiel diese Förderung auf schwach saurem Untergrund stärker aus als auf basischem. Aufgrund einer im basischen Milieu rascher ablaufenden Mineralisation von Stickstoff sind hier andere Nährelemente als Stickstoff wachstumslimitierend; so sind z.B. durch den Calcium-Kalium-Antagonismus Kalium-Ionen hier nur begrenzt pflanzenverfügbar (Rehfuss, 1990; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Diesen Überlegungen folgend spielt zusätzlicher Stickstoffeintrag in Wälder auf basischem Untergrund nur eine geringere Rolle für die Vegetationsentwicklung. Da aber von verschiedenen Autoren auch auf basischem Untergrund eine Zunahme von stickstoffzeigenden Arten gefunden wurde, bedarf es einer weitergehenden Erklärung. Falkengren-Grerup und Schottelndreier (2004) fordern eine Kenntnis der Historie der untersuchten Gebiete, da keine weiteren Vegetationsveränderungen zu erwarten sind, wenn sich das System bereits in einem Zustand der Stickstoffsättigung befindet. Ob die in Mitteleuropa seit Jahrzehnten sehr hohen Stickstoffeinträge zu einer generellen Stickstoffsättigung führen und wie eine solche erkannt werden kann, wird in der Literatur diskutiert (Spangenberg und Kölling, 2001). Neben einem Überangebot von Stickstoff durch die massiven Einträge in der jüngeren Vergangenheit ist auch eine Stickstoffmangelversorgung der untersuchten Flächen denkbar, die aus der ehemals in Mitteleuropa weit verbreitete Streunutzung der Wälder resultiert (Ellenberg 1996). Sofern nicht die Stickstoffvorräte an diesen Wuchsarten bereits durch Einträge wieder aufgefüllt worden sind, muss auch auf basischen Böden von einer Reaktion der Vegetation auf Stickstoffeinträge ausgegangen werden.

Durch die oben dargestellten merkmalsbezogenen Auswertungen kann zum einen ein besseres Verständnis der Vegetationsanpassungen an eine veränderte Umwelt erreicht werden, zum anderen ist es möglich, mit der Beschreibung der Arten durch Merkmalskombinationen Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Vegetationszusammensetzung zu machen (Noble & Gitay 1996; Thompson et al. 1996; Lavorel et al. 1997; Kleyer 1999; Diekmann & Falkengren-Grerup 2002; Boer & Smith 2003). Somit sollte es möglich sein, mit Hilfe der in dieser Arbeit gefundenen Merkmalskombinationen der Arten, die bei einem erhöhten Stickstoffangebot zu- oder abnehmen, Aussagen über die Entwicklung anderer Pflanzengesellschaften zu machen.

Von Berhardt (2005) wurde die Übertragung der anhand des Stickstoffgradienten in der Echinger Lohe gewonnenen Kenntnisse auf eine andere Waldgesellschaft (Luzulo-Fagetum) demonstriert. Die Anwendung erfolgte basierend auf einem Datensatz von Röder et al. (1996), die im Jahr 1990 historische Vegetationsaufnahmen von 1950 abermals aufgenommen haben. Sie konnten Unterschiede zwischen den historischen (1950) und den damals aktuellen (1990) Vegetationsaufnahmen finden, die sie im Wesentlichen auf eine Erhöhung des Stickstoffangebots zurückgeführt haben. Aus diesem Datensatz wurden 14 Vegetationsaufnahmen ausgewählt (Berhardt, 2005; Röder et al. 1996) und aus diesen die krautigen Arten für die Auswertungen verwendet. Für die Vorhersage der Entwicklungstendenz auf Basis der Vegetationsdaten von 1950 wurden die Arten durch die in Kapitel 6 als relevant gefundenen Merkmale in ihrer räumlichen und zeitlichen Abfolge (Blattphänologie, Blattanatomie, Blühbeginn und Sprosshöhe, Synthese) beschrieben und den entsprechenden Artengruppen (PFTs) zugeordnet.

So konnte durch den Vergleich der Aufnahmen von 1950 und 1990 gezeigt werden, dass sich die Entwicklungen anhand der Merkmalskombinationen richtig vorhersagen lassen (Tab. 59). Ausnahmen bilden einzelne Arten, deren Entwicklungen nicht vorhersagbar sind (*Stellaria nemorum* und *Sarothamnus scoparius*): Diese Arten scheinen zu Artengruppen zu gehören, für die sich aus den Analysen der Vegetation der Echinger Lohe keine Entwicklung ableiten lässt. Um diesem Problem der durch den lokalen Artenpool der Echinger Lohe eingeschränkten Möglichkeiten zur Entwicklung von Vorhersagemöglichkeit Abhilfe zu schaffen, bedarf es einer Ausweitung der Analysen auf weitere Waldgesellschaften. Dieses ist entweder durch weitere Studien von räumlichen bzw. zeitlichen Gradienten, oder durch erneute Auswertungen bereits bestehender Studien (nach einem Metaanalyse-Ansatz) möglich.

Tab. 59: Entwicklung ausgewählter Arten aus Röder et al. (1996). Dargestellt sind die tatsächlichen Entwicklungen der Arten von 1950 nach 1990 (links), die mit Hilfe der Artengruppen (PFTs) vorhergesagten Entwicklungen (Mitte) sowie deren Übereinstimmungen (rechts). Bei der Entwicklung nach Röder et al. (1996) bedeuten in Klammern stehende Tendenzen eine nicht signifikante Entwicklung. Die Bedeutungen der Merkmalsausprägungen sind Tabelle 3-2 zu entnehmen. Eine Zuordnung der Arten zu einem der PFTs [Charakterisierung der PFTs (Synthese aus Tabellen 3-5 und 3-9): Merkmale in gleicher Reihenfolge aufgezählt wie in der Tabelle dargestellt mit (-) abnehmend und (+) zunehmend: PFT6 (-) = 3, 2, 1, 2; PFT3 (+) = 2, 2-3, 1, 1; PFT2 (+) = 1, 2, 2, 3; PFT5 (+) = 3, 2, 2, 3] erfolgte bei Übereinstimmung der Merkmalsausprägungen der Arten. Stimmten von den vier Merkmalen nur drei überein, erfolgte trotzdem eine Zuordnung, allerdings sind diese Fälle durch Klammern gekennzeichnet. Bei einer Übereinstimmung von weniger als zwei Merkmalen erfolgte keine Zuordnung, in der Tabelle wurde dieser Fall durch ein ? beschrieben.

							Vorhergesagte Entwicklung	Übereinstimmung
					PFT Nr.			
	Blattmorphologie	Blattanatomie	Blütebeginn	Sprosshöhe				
Röder et al. (1999)								
<i>Epilobium angustifolium</i>	+	3	2-3	2	3	5	+	ja
<i>Calamagrostis epigeios</i>	+	3	1	2	3	(5)	+	ja
<i>Digitalis purpurea</i>	+	3	2	2	3	5	+	ja
<i>Juncus effusus</i>	+	3	1	2	3	(5)	+	ja
<i>Stellaria nemorum</i>	+	1	3	2	1	?		?
<i>Luzula luzuloides</i>	+	1	2	2	3	2	+	ja
<i>Anemone nemorosa</i>	+	2	2-3	1	1	3	+	ja
<i>Oxalis acetosella</i>	+	1	3	1	1	(3)	+	ja
<i>Carex pilulifera</i>	+	3	2	1	1	(3)	+	ja
<i>Sarothamnus scoparius</i>	(+)	1-3	2	1	3	?		?
<i>Calmagrostis arundinacea</i>	(+)	3	2	2	3	5	+	ja
<i>Veronica officinalis</i>	(+)	1	2	2	1	(2)	+	ja
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-	3	2	1	2	6	-	ja
<i>Deschampsia flexuosa</i>	-		2	1	2	(6)	-	ja

Ein Problem bei der Übertragung der gefundenen Ergebnisse auf andere Pflanzengesellschaften liegt in der Verfügbarkeit von Artmerkmalen, die für eine Vorhersage von entscheidender Bedeutung sind. Da es für große Datensätze nur unter einem erheblichen Arbeits- und Zeitaufwand möglich ist, alle Pflanzenmerkmale selbst zu erheben, ist es von Vorteil, auf Datenbanken zurückgreifen zu können. Zwar sind inzwischen verschiedene Datensammlungen verfügbar (z. B. Comparative Plant Ecology - Grime et al. 1988; Ecological Flora Database - Fitter & Peat 1994; Biological traits of Vascular Plants - Kleyer 1995; CLOPLA - Klimes et al. 1997; Diasporus - Bonn et al. 2000; Zeigerwerte von Pflanzen Mitteleuropas - Ellenberg et al. 2001; BIOLFLORE - Klotz et al. 2002; Seed Information Database - Tweddle et al. 2003), jedoch reichen selbst diese Datengrundlagen oftmals nicht aus, um große Datensätze zu analysieren. Zurzeit werden in den Datenbanken BIOPOP (Poschlod et al. 2003) und LEDA (Knevel et al. 2003) zahlreiche bereits vorhandene Datenbanken zusammengeführt und mit veröffentlichten und eigenen Daten ergänzt, so dass die Benutzung der Datensammlungen in Zukunft einfacher werden wird.

Generell hängen die Ergebnisse merkmalsbezogener Auswertungen stark von den in die Analyse einfließenden Merkmalen ab. Je mehr Merkmale Verwendung finden, desto größer wird die Wahrscheinlichkeit, dass der zu beschreibende Gradient auch tatsächlich durch eine optimale und ökologisch bedeutsame Merkmalskombination abgebildet wird. Da in der vorliegenden Studie bei den merkmalsbasierten Auswertungen sowohl im räumlichen als auch im zeitlichen Gradienten vergleichbare und stabile Ergebnisse gefunden wurden, ist davon auszugehen, dass die hier verwendeten elf Merkmale ausreichend waren, um ökologisch bedeutsame und interpretierbare Aussagen zu erlauben.

Neben der Übertragung der Ergebnisse auf andere Vegetationseinheiten wäre es auch sinnvoll, die Arten nicht wie in dieser Studie über den Stickstoffgehalt des Bodens, sondern über den funktionellen Stickstoff-Index der einzelnen Arten (FNIS-Index, functional N index for species, siehe Diekmann & Falkengren-Grerup 1998) zu charakterisieren, um Korrelationen mit den entsprechenden Merkmalen aufzudecken. Der FNIS-Index berücksichtigt die Mineralisationsraten von Ammonium- bzw. Nitrat und repräsentiert damit besser die wirkliche Stickstoffverfügbarkeit für die Pflanzen. Da der FNIS-Index bislang leider nur für wenige Arten zur Verfügung steht (und zudem auch noch an die Flora Mitteleuropas angepasst werden müsste), konnte er in der vorliegenden Studie nicht verwendet werden. In dieser Teilstudie konnte also gezeigt werden, dass die Analyse von stickstoffbedingten Vegetationsveränderungen mit Hilfe von funktionellen Merkmalen eine Übertragung und Vorhersage der Entwicklung anderer Waldökosysteme erlaubt. Durch die Verknüpfung der Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen mit aktuellen Analysen bekannter Gradienten lassen sich Prozesse und Ursachen der Vegetationsentwicklung erkennen. Diese Methode lässt sich auf die naturschutzfachliche Betreuung von Schutzgebieten, wie z.B. die Kontrolle von Pflegemaßnahmen oder die Überwachung des Verschlechterungsverbotes in FFH-Gebieten (Art. 6 Abs. 2 FFH-RL bzw. Art. 13c BayWaldG) übertragen.

Eine wichtige Voraussetzung hierfür ist die Schaffung und Betreuung weiterer Dauerbeobachtungsflächen, die über mehrere Jahrzehnte regelmäßig betreut werden sollten. Mit Hilfe des Wissens über die Entwicklung von Arten und deren Zusammenfassung durch funktionelle Merkmale in Artengruppen können Prozesse der Vegetationsentwicklung detailliert nachgewiesen werden; die Vorhersage zukünftiger Vegetationsveränderungen wird möglich. Zudem ist es wichtig, genauere, auf andere Waldökosysteme übertragbare Kenntnisse der Prozesse der Vegetationsveränderungen zu erlangen, um eine Projektion in die Zukunft zu ermöglichen. Wie in dieser Studie für das Galio-Carpinetum gezeigt, wird es zu Veränderungen in ihrer Artenzusammensetzung kommen. Bisher wurden nur Änderungen unterhalb der Gesellschaftsebene nachgewiesen, bei einem Fortschreiten des Eutrophierungsprozesses kann es allerdings auch zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung auf Assoziationsebene kommen, was eine Neugliederung des pflanzensoziologischen Systems notwendig machen würde. Um vergleichbare Aussagen für weitere Waldgesellschaften machen zu können, erscheinen weitere Gradientenanalysen und eine Ausdehnung von Düngexperimenten sinnvoll, da, wie oben dargestellt, die gewonnenen Ergebnisse bezüglich der Zu- oder Abnahme bestimmter Artengruppen nur bedingt übertragbar sind. Für die Entwicklung von allgemeingültigen Vorhersagemodellen bedarf es einer breiteren Datengrundlage.

Von besonderer Bedeutung dürfte zukünftig die Beobachtung sensibler Ökosysteme wie Magerrasen u.a. im Hochgebirge und deren Reaktion auf den nach wie vor zu hohen Stickstoffeintrag sein, der als Folge des kleinräumig variierenden Niederschlags ebenfalls Gradienten unterworfen ist.

Hinsichtlich der Quantifizierung des N-Eintrags ist es sinnvoll, weitere Stickstoffkomponenten, wie Salpetersäure oder partikelförmiges Ammonium in die Messungen einzubeziehen. Um die Reichweite des Verkehrseinflusses auf die Vegetation genauer beschreiben zu können, ist es notwendig, an Verkehrsachsen in definierten Entfernung, bei definiertem Bewuchs und bei unterschiedlicher Verkehrsdichte vor allem gasförmige Immissionen zu bestimmen; entsprechende Untersuchungen sind mittel- bis langfristig anzulegen, um die Wirksamkeit nötiger Veränderung auf Emissionsseite kontrollieren zu können. Zur Quantifizierung des Eintrags sind sowohl Kronenraumbilanz als auch Interferentielles Verfahren weiterzuentwickeln. Eine Fortsetzung der Sickerwasseruntersuchungen

unter Abschätzung der tatsächlich anfallenden Sickerwassermengen erscheint grundlegend. Ergebnisse hieraus dienen auch zur Interpretation von Ausgasungsversuchen, welche unter Einbeziehung verschiedener Witterungsphasen regelmäßig zu wiederholen sind.

Die Gesamtstudie hat folgenden Sachverhalt aufgezeigt: Die Stickstoff-Eintragssituation in Bayern ist flächendeckend nachweislich zu hoch. Die zum Schutz der Vegetation festgelegten Schwellenwerte werden fast überall überschritten, wenngleich eine Sättigung hinsichtlich Stickstoffs erst in wenigen Gebieten erreicht ist. Besonders negativ zu bewerten ist die Situation in Emittentennähe. Emittenten sind über das ganze Land verteilt. Bei der Ursachensuche wurde dabei vor allem die Landwirtschaft ins Visier genommen. Viel befahrene Straßen wie Autobahnen und Verkehrsachsen in Siedlungen sind ebenfalls zu berücksichtigen. Mittelfristig sind Störungen in empfindlichen Ökosystemen, wie Wäldern, Magerrasen und Hochmooren, zu befürchten. Veränderungen in der floristischen Zusammensetzung lassen sich bereits jetzt je nach Umfang der Emissionen bis zu 200 m Tiefe in einen benachbarten Bestand nachweisen.

Um die weitere Überdüngung einzelner Landschaftselemente zu verhindern, muß die Emission von Ammoniak und Stickstoffoxiden überregional und lokal mittelfristig spürbar eingeschränkt werden. Entlang von verkehrsreichen Straßen kann durch dichte Bepflanzung der Eintrag in benachbarte schützenswerte Ökosysteme reduziert werden. Obwohl die Filterwirkung von Nadelgehölzen stärker ist als bei Laubbäumen, sind letztere vorzuziehen, da die Gefahr einer Kontaminierung des Sickerwassers bei Laubholzbeständen geringer erscheint.

8. LITERATUR

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. und Mellilo, J. M., 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems - Excess nitrogen from fossil fuel combustion may stress the biosphere. *Bioscience* 39:378-386.
- Abs, C., 1994. Polupationsökologie von *Aposeris foetida* (L.) LESS. Standortbedingte Modifikationen des Lebenszyklus und das Wirkgefüge bei der Etablierung in verschiedenen Pflanzengesellschaften. *Geobotanica-Verlag, Fürholzen*.
- Al-Mufti, M. M., Sydes, C. L., Furness, S. B., Grime, J. P. und Band, S. R., 1977. Quantitative-analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 65:759-791.
- Ammann, M., Siegwolf, R., Pichlmayer, F., Suter, M. und Brunold, C., 1999. Estimating the uptake of traffic-derived NO₂ from N-15 abundance in Norway spruce needles. *Oecologia* 118:124-131.
- Andersen, H.V., Hovmand, M. F., 1999. Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forests. *Forest Ecology and Management* 114, 5-18.
- Andersen, H.V., Hovmand, M. F., Hummelhoh, P., Jensen, N.O., 1999. Measurements of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a spruce forest 1991-1995. *Atmospheric Environment* 33, 1367-1383.
- Andersson, P., Berggren, D. und Johnsson, L., 2001. 30 years of N fertilisation in a forest ecosystem - The fate of added N and effects on N fluxes. *Water Air and Soil Pollution* 130:637-642.
- Aneja, V. P., Roelle, P.A., Murray, G. C., Southerland, J., Erisman, J.W., Fowler, D., Asman, W.A.H., Patni, N., 2001. Atmospheric nitrogen compounds II. emission, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment* 35, 1903 – 1911.
- Angold, P. G., 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: Effects on plant species composition. *Journal of Applied Ecology* 34:409-417.
- Arft, A. M., Walker, M. D., Gurevitch, J., Alatalo, J. M., Bret-Harte, M. S., Dale, M., Diemer, M., Gugerli, F., Henry, G. H. R., Jones, M. H., Hollister, R. D., Jonsdottir, I. S., Laine, K., Levesque, E., Marion, G. M., Molau, U., Molgaard, P., Nordenhall, U., Raszhivin, V., Robinson, C. H., Starr, G., Stenstrom, A., Stenstrom, M., Totland, O., Turner, P. L., Walker, L. J., Webber, P. J., Welker, J. M. und Wookey, P. A., 1999. Responses of tundra plants to experimental warming: Meta-analysis of the international tundra experiment. *Ecological Monographs* 69:491-511.
- Asman, W.A.H., 2001: Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium: an overview with special reference to Denmark. *Atmospheric Environment* 35, 1969-1983.
- Austin, M. P., Groves, R. H., Fresco, L. M. F. und Kaye, P. E., 1985. Relative growth of six thistle species along a nutrient gradient with multispecies competition. *Journal of Ecology* 73:337-384.
- Autobahndirektion Südbayern, 2004. Die Autobahndirektion Südbayern in Zahlen, http://www.abdsb.bayern.de/5_statistik.htm.
- Balestrini, R., Galli, L., Tartari, G., 2000: Wet and dry atmospheric deposition at prealpine and alpine sites in northern Italy. *Atmospheric Environment* 34, 1455-1470.
- Baum, M. M., Kiyomiya, E. S., Kumar, S., Lappas, A. M., Kapinus, V. A. und Lord, H. C., 2001. Multicomponent remote sensing of vehicle exhaust by dispersive absorption spectroscopy. 2. Direct on-road ammonia measurements. *Environmental Science & Technology* 35:3735-3741.
- Bäumler, R., Blessing, U., Zech, W., 1995. Untersuchungen zur Stoffdynamik zweier bewaldeter Kleineinzugsgebiete im Flysch – Auswirkung eines geregelten forstlichen Eingriffs. *Forstw. Cbl.* 114, 261-271.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2000: Pilotstudie zum Stickstoffstatus in Bayerischen Wäldern. Abschlussbericht der LWF.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2000: Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1998. Hrsg. LWF Freising ISSN 1436-3275.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2002. Waldzustandsbericht 2002.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2003. Waldzustandsbericht 2003.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2004. Waldzustandsbericht 2004.
- Bayerischer Klimaforschungsverbund, BayFORKLIM., 1996. Klimaatlas von Bayern.

- Bayerisches Geologisches Landesamt, 1987. Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50.000, Blatt L 7734.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU), 2000. Immissionsökologischer Jahresbericht 1998/99.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU), 2006. Persönliche Mitteilung durch Fr. Köhler
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU), 2006. <http://interl.bayern.de/emissionskataster>.
- Becker, M., Bonneau, M. und LeTacon, F., 1992. Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. *Journal of Vegetation Science* 3:467-474.
- Beier, C., Gundersen, P., 1989. Atmospheric Deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution* 60, 257-272.
- Bernhardt, M., 2005. Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge. *Dissertationes Botanicae* 397. J. Cramer Berlin Stuttgart.
- BfN - Bundesamt für Naturschutz, 2003. Floraweb <http://www.floraweb.de/>.
- Biondini, M. E., Bonham, C. D. und Redente, E. F., 1985. Secondary successional patterns in a sagebrush, *Artemisia tridentata*. community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio* 60:25-36.
- Bjornstad, O. N., 1991. Changes in forest soils and vegetation in Sogne, southern Norway, during a 20 year period. *Holarctic Ecology* 14:234-244.
- Bobbink, R. und Roelofs, J. G. M., 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach. *Water Air and Soil Pollution* 85:2413-2418.
- Bobbink, R., Hornung, M. und Roelofs, J. G. M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86:717-738.
- Bobbink, R. und Roelofs, J. G. M., 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach. *Water Air and Soil Pollution* 85:2413-2418.
- Böcker, R., Kowarik, I. und Bornkamm, R., 1983. Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 11:35-56.
- Boer, M. und Smith, M. S., 2003. A plant functional approach to the prediction of changes in Australian rangeland vegetation under grazing and fire. *Journal of Vegetation Science* 14:333-344.
- Bogner, W., 1968. Experimentelle Prüfung von Waldbodenpflanzen auf ihre Ansprüche an die Form der Stickstoffnährung. *Mitteilungen des Vereins für forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 18:3-45.
- Bonn, S., Poschlod, P. und Tackenberg, O., 2000. "Diasporus" - a database for diaspore dispersal - concept and applications in case studies for risk assessment. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9:85-97.
- Bowen, J.L., ValIELA, I., 2001. Historical changes in atmospheric nitrogen deposition to Cape Cod, Massachusetts, USA. *Atmospheric Environment* 35, 1039-1051.
- Box, E. O., 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7:309-320.
- Bradstock, R. A. und Kenny, B. J., 2003. An application of plant functional types to fire management in a conservation reserve in southeastern Australia. *Journal of Vegetation Science* 14:345-354.
- Brakenhielm, S. und Liu, Q., 1995. Impact of sulphur and nitrogen deposition on plant species assemblages in natural vegetation. *Water Air and Soil Pollution* 85:1581-1586.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien.
- Breemen, N. V., Burrough, P. A., Velthorst, E. J., Vandobben, H. F., Dewit, T., Ridder, T. B. und Reijnders, H. F. R., 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium-sulfate in forest canopy throughfall. *Nature* 299:548-550.
- Bruckner, R., 1996. Deposition und oberirdische Aufnahme von gas- und partikelförmigem Stickstoff aus verschiedenen Emissionsquellen in ein Fichtenökosystem. *Bayreuther Forum Ökologie*, 29.
- Brunet, J., Diekmann, M. und Falkengren-Grerup, U., 1998. Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. *Environmental Pollution* 102:35-40.
- Brunold, C., Balsiger, P. W., Bucher, J. B. und Körner, C., 2001. *Wald und CO₂ - Ergebnisse eines ökologischen Modellversuchs*. Haupt, Bern, Stuttgart, Wien.

- Bücking, W., 1993. Stickstoff-Immissionen alter und neuer Waldvegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. Mitteilungen des Vereins für forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 32:43-49.
- Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994. Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald, BZE., Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1996. Deutscher Waldbodenbericht 1996. Band 2., Bonn.
- Bürger-Arndt, R., 1994. Zur Bedeutung von Stickstoffeinträgen für naturnahe Vegetationseinheiten in Mitteleuropa. Dissertationes Botanicae 220:1-226.
- Campbell, B. D. und Grime, J. P., 1992. An experimental test of plant strategy theory. Ecology 73:15-29.
- Cape, J.N., Tang, Y.S., van Dijk, N., Love, L., Sutton, M.A., Palmer, S.C.F., 2004. Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. Environmental Pollution 132, 469-478.
- Della Lucia, M., Marchetto, A., Mosello, R., Tartari, G.A.; 1996: Studies on a chemical gradient of atmospheric deposition from the Po valley to the Alps. Water, Air and Soil Pollution 87, 171-187.
- Detwyler, T. R., 1971. Man's impact on environment. McGraw-Hill, London.
- Devlaeminck, R., De Schrijver, A., Hermy, M., 2005. Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. Science of the Total Environment 337, 241-252.
- Diaz, S., Noy-Meir, I. und Cabido, M., 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? Journal of Applied Ecology 38:497-508.
- Diekmann, M. und Dupre, C., 1997. Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. Journal of Vegetation Science 8:855-864.
- Diekmann, M. und Falkengren-Grerup, U., 1998. A new species index for forest vascular plants: development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. Journal of Ecology 86:269-283.
- Diekmann, M., Brunet, J., Ruhling, A. und Falkengren-Grerup, U., 1999. Effects of nitrogen deposition: Results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. Plant Biology 1:471-481.
- Diekmann, M. und Falkengren-Grerup, U., 2002. Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits. Journal of Ecology 90:108-120.
- Dierschke, H. und Briemle, G., 2002. Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer, Stuttgart.
- Dise, N. B. und Wright, R. F., 1995. Nitrogen leaching from european forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management 71:153-161.
- Draaijers, G.P.J., Ivens, W.P.M., Bleuten, W.; 1988. Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. Water, Air, and Soil Pollution 42, 129-136.
- Draaijers, G., Erisman, J.W., van Leeuwen, N., Romer, F., te Winkel, B., Veltkamp, A., Vermeulen, A., Wyers, G., 1997. The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. Atmos. Environ. 31, 387-397.
- Duyzer, J.H., Verhagen, H.L.M., Westrate, J.H., Bosveld, F.C., Vermetten, A.W.M., 1994. The dry deposition of ammonia onto a douglas fir forest in the Netherlands. Atmospheric Environment, 28, 7, 1241-1253.
- Dufrene, M. und Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67:345-366.
- Dupre, C. und Diekmann, M., 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. Ecography 24:275-286.
- Ekstrand, S., 1994. Close range forest defoliation effects of traffic emissions assessed using aerial-photography. Science of the total Environment 147:149-155.
- Elemans, M., 2004. Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species. Acta Oecologica 26:197-202.
- Ellenberg, H., 1952. Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. Berichte der deutschen Botanischen Gesellschaft 65:350-361.

- Ellenberg, H., 1985. Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 136:19-39.
- Ellenberg, H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. E. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V. und Werner, W., 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Auflage. Scripta Geobotanica 18:1-262.
- Emmett, B. A., 1999. The impact of nitrogen on forest soils and feedbacks on tree growth. Water Air and Soil Pollution 116:65-74.
- Eriksson, O., 1989. Seedling Dynamics and Life Histories in Clonal Plants. Oikos 55:231-238.
- Eriksson, O., 1999. Seed size variation and its effect on germination and seedling performance in the clonal herb *Convallaria majalis*. Acta Oecologica 20:61-66.
- Erisman, J.W., Mennen, M.G., Hogenkamp, J.E.M., Goedhart, D., Van Pul, W.A.J., Boermans G.M.F., Duyzer J.H., Wyers G.P., 1993. Evaluation of dry deposition measurements for monitoring application over the Speulder forest. In: Report no. 722108002. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Erisman, J. W., Brydges, T., Bull, K., Cowling, E., Grennfelt, P., Nordberg, L., Satake, K., Schneider, T., Smeulders, S. und Van der Hoek, K. W., 1998. Summary statement. Environmental Pollution 102:3-12.
- Erisman, J.W., Vermeulen, A., de Vries, W., van der Salm, C., Reinds G.-J., Draaijers, G., Bleeker, A., Lackenorg Kristensen, H. Gundersen, P., 2002. Final Report of the Project Input – Output relationships for intensive monitoring sites. ECN-C—02-066
- Erisman, J. W., Grennfelt, P. und Sutton, M., 2003. The European perspective on nitrogen emission and deposition. Environment International 29:311-325.
- Ewald, J., Reuther, M., Nechwatal, J., Lang, K.; 2000: Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraumes. Umwelt & Entwicklung 155 Materialien. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen München.
- Falkengren-Grerup, U., 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. Oecologia 70:339-347.
- Falkengren-Grerup, U., 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. Environmental Pollution 43:79-90.
- Falkengren-Grerup, U., 1993. Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. Flora 188:85-91.
- Falkengren-Grerup, U., 1995. Long-term changes in Flora and vegetation in deciduous forests of southern sweden. Ecological Bulletins 44:215-226.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. und Diekmann, M., 1998. Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. Environmental Pollution 102:415-420.
- Falkengren-Grerup, U. und Schottelndreier, M., 2004. Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. Plant Ecology 172:51-62.
- Fangmeier A., Hardwiger-Fangmeier A., Van der Eerden L., Jäger H.J., 1994: Effects of atmospheric ammonia on vegetation – A review. Environmental Pollution 86, 43-82.
- Faus-Keßler T., 2005: Schriftliche Mitteilungen
- Feichtinger F., Dmidt S., Klaghofer E., 2002: Water and nitrate fluxes at a forest site in the North Tyrolean Limestone Alps. Environ Sci & Pollut Res, Special Issue 2, 31-36.
- Ferm, M., Hultberg, H., 1999. Dry deposition and internal circulation of nitrogen, sulphur and base cations to a coniferous forest. Atmospheric Environment 33, 4421-4430.
- Fiala, J., Ostatnicka, J., 1997. Air pollution in the Czech Republic in 1996. Czech Hydrometeorological Institute. ISBN 80-85813-53-x
- Fischer, A., 1993. Zehnjährige vegetationskundliche Dauerbeobachtungen stadtnaher Waldbestände. Forstwissenschaftliches Zentralblatt 112:141-158.
- Fischer, A., 1997. Vegetation Dynamics in European Beech Forests. Annali di Botanica 55:59-76.
- Fischer, A., 1999. Floristical changes in central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. Seiten 53-64 in Karjalainen, T., Specker, H. und Laroussinie, O., Herausgeber.. Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe. EFI Proceedings.

- Fitter, A. H. und Peat, H. J., 1994. The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology* 82:415-425.
- Flessa, H., Dörsch, H.P., Beese, F., 1995. Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed soils in southern germany. *J.Geophys. Res.* 100 (D11): 23115-23124.
- Flessa, H., Dörsch, P., Beese, H., König, H., Bowman, A.F., 1996: Influence of Cattle Wastes on Nitrous oxides and methane fluxes in pasture land. *Journal of Environmental Quality*, 25, 6, 1366- 1370.
- Flessa, H., Ruser, R., Schilling, R., Loftfield, N., Munch, J.C., Kaiser, E.A., Besse, F., 2002. N₂O and Ch₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. *Geoderma* 105: 307-325.
- Fowler, D., Flechard, C.R., Sutton, M.A., Storeton,-West, R.L., 1998: Long term measurements of the Land-Atmosphere exchange of ammonia over moorland. *Atmosperic Environment* 32, 3, 453-459.
- Fowler, D., Ensmann, W., 2003: Biosphere/atmosphere exchange of pollutants. Towards cleaner air for Europe. Part 2. Eds. P. Migley, M. Reuther. Margraf Publishers.
- Francke-Campana, S., Makeschin, F. und Rehfuss, K. H., 1987. Über die Eignung verschiedener Bodenanalysen-Verfahren zum Nachweis von Meliorationseffekten und zur Bestimmung des Kalkungsbedarfs in Kiefernbeständen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 158:156-164.
- Fraser, M. P. und Cass, G. R., 1998. Detection of excess ammonia emissions from in-use vehicles and the implications for fine particle control. *Environmental Science & Technology* 32:1053-1057.
- Frielingsdorf, D. und Fischer, A., 1997, unveröffentlichter Forschungsbericht. Entwicklung der Wälder im Gebiet des Starnberger Sees in den letzten 5 Jahrzehnten.
- Galloway, J. N., 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102:15-24.
- Galloway, J. N. und Cowling, E. B., 2002. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31:64-71.
- Garland, J.A., 1978: Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. *Atmosperic Environment* 12, 349-362.
- Gauch, H. G. und Whittaker, R. H., 1981. Hierarchical classification of community data. *Journal of Ecology* 69:537-557.
- Gaudet, C. L. und Keddy, P. A., 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from Plant Traits. *Nature* 334:242-243.
- Gauger, T., Köble, R., Anshelm, F., 2000: Kritische Luftschatstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. UBA-FB 29785079 Berlin
- Gerlach, A., 1973. Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation. *Scripta Geobotanica* 5:1-115.
- Gitay, H. und Noble, I. R., 1997. What are functional types and how should we seek them? Seiten 3-19 in Smith, T. M., Shugart, H. H. und Woodward, F. I., Herausgeber. *Plant functional types- their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Godefroid, S. und Koedam, N., 2004. The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction. *Biological Conservation* 119:405-419.
- Gombert, S., Asta, J. und Seaward, M. R. D., 2003. Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution* 123:281-290.
- Goodall, D. W., 1954. Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* 2:304-324.
- Gower, J. C., 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53:325-338.
- Gravenhorst, G., 2001: Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeit luftgetragener Partikel für einen Fichtenaltbestand mit Hilfe der Eddy-Kovarianzmethode. Universität Göttingen. <http://ufok120.uni-forst.gwdg.de/projekte/eddypar/projekt.htm>.
- Granat, L., 1974: On the deposition of chemical substances by precipitation. WMO-report 368, 71-78
- Granli, T., Böckman, O.C., 1994: Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement 12: 7-128.

- Grennfelt, P., Moldan, F., Alveteg, M., Warfvinge, P. und Sverdrup, H., 2001. Critical loads- is there a need for a new concept? Water Air and Soil Pollution: Focus 1:21-27.
- Grime, J. P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. und Hunt, R., 1988. Comparative Plant Ecology - A functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.
- Grime, J. P., 1994. The role of plasticity in exploiting environmental heterogeneity. Seiten 1-18 in Caldwell, M. M. und Pearcy, R., Herausgeber. Exploitation of Environmental Heterogeneity in Plants. Academic Press, San Diego.
- Gundersen, P., Callesen, I. und de Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. Environmental Pollution 102:403-407.
- Gundersen, P. und Rasmussen, L., 1990. Nitrification in forest soils - Effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminum release. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 113:1-45.
- Hansen, B., Nørnberg, P., Rømer Rasmussen K., 1998: Atmospheric ammonia exchange on a heathland in Denmark. Atmospheric Environment 32, 3, 461-464.
- Hasselrot, B., Grennfelt, P., 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. Water, Air, and Soil Pollution 34, 135-143.
- Haupolter, M., 1999: Zustand von Bergwäldern in den nördlichen Kalkalpen Tirols und daraus ableitbare Empfehlung für eine nachhaltige Bewirtschaftung. Diss. Univ. f. Bodenkultur Wien.
- Hedl, R., 2004. Vegetation of beech forests in the Rychlebske Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. Plant Ecology 170:243-265.
- Herman, F. und Smidt, S., 2000: Beschreibung der Nordtiroler Kalkalpen und Abschätzung seiner Gefährdung – Zusammenschau. <http://www.fbva.bmlf.gv.at>.
- Hesterberg, R., Blatter, A., Fahrni, M., Rosset, M., Neftel, A., Eugster, W., Wanner, H., 1996. Deposition of nitrogen-containing compounds to an extensively managed grassland in Central Switzerland. Environmental Pollution 91,1., 21-34.
- Hicks, D. J. und Chabot, B. F., 1985. Deciduous forests. Seiten 257-277 in Chabot, B. F. und Mooney, H. A., Herausgeber. Physiological Ecology of North American Plant Communities. Chapman & Hall, New York.
- Hill, M. O., 1979. TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, NY.
- Hill, M. O. und Gauch, H. G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42:47-58.
- Hodgson, J. G., Wilson, P. J., Hunt, R., Grime, J. P. und Thompson, K., 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. Oikos 85:282-294.
- Hofmeister, J., Mihaljevic, M., Hosek, J. und Sadlo, J., 2002. Eutrophication of deciduous forests in the Bohemian Karst, Czech Republic.: the role of nitrogen and phosphorus. Forest Ecology and Management 169:213-230.
- Holderegger, R., Stehlík, I. und Schneller, J. J., 1998. Estimation of the relative importance of sexual and vegetative reproduction in the clonal woodland herb *Anemone nemorosa*. Oecologia 117:105-107.
- Horii, V.C.; 1999: Tropospheric reactive nitrogen speciation, deposition and chemistry at harvard Forest. Thesis at Harvard University http://www.as.harvard.edu/papers/text/cvh_thesis/Chapter0_FrontMatter.pdf
- Horvath, L., Pinto, J., Weidinger, T., 2000: Estimate of dry deposition of atmospheric nitrogen and sulfur species to spruce forest. Sixth International Conference on Air-Surface Exchange of Gases and Particles. Edinburgh 3-7 July 2000. Edited by D. Fowler, C. E. R. Pitcairn, L. Douglas and J. W. Erisman
- Host, G. E. und Pregitzer, K. S., 1991. Ecological species groups for upland forest ecosystems of northwestern Lower Michigan. Forest Ecology and Management 43:87-102.
- Hovmand, M.F., Andersen, H.V., Løftstrøm, P., Ahleson, H., Jensen, N.O., 1998: Measurements of the horizontal gradient of ammonia over a conifer forest in Denmark. Atmospheric Environment 32, 3, 423-429.
- Huber, C., A.Oberhauser, A. and Kreutzer. K., 2002. Deposition of ammonia to the forest floor under spruce and beech at the Höglwald site. Plant and Soil, 240, 1, 3 – 11.

- Hüser, R., Rehfuss, K.-E., 1988, 1988. Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen. Schriftenr. Forstw. Fak. Univ. München 86.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Jensen, K. und Gutekunst, K., 2003. Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. Basic and Applied Ecology 4:579-587.
- Jochheim, H., 1985. Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldgesellschaften. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Waldsterben 13:1-225.
- John, E. und Turkington, R., 1997. A 5-year study of the effects of nutrient availability and herbivory on two boreal forest herbs. Journal of Ecology 85:419-430.
- Kahmen, S., Poschlod, P. und Schreiber, K. F., 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. Biological Conservation 104:319-328.
- Kahmen, S., 2004. Plant trait responses to grassland management and succession. Dissertationes Botanicae 382:122.
- Kahmen, S. und Poschlod, P., 2004. Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. Journal of vegetation science 15:21-32.
- Kalina, M.F., Stopper, S., Zambo, E., Puxbaum, H., 2002: Altitude-dependent wet, dry and occult nitrogen deposition in an Alpine Region. Environ Sci & Pollut Res, Special Issue 2, 16-22
- Kaminski, U., Fricke, M., 2001. Die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Niederschlag. GAW Brief des Deutschen Wetterdienstes. November 2001.
- Karlsson, V., Lauren, M., Peltoniemi, S., 2000. Stability of major ions and sampling variability in daily bulk precipitation samples. Atmospheric Environment 34, 4859-4865.
- Kean, A.J., Harley, R.A., Sawyer, R.F., 2000. On-road measurement of ammonia and other motor vehicle exhaust emissions. Presented at the 10th CRC On-road Vehicle Emissions Workshop, San Diego, CA, March 27-29.
- Keddy, P. A., 1992. A pragmatic approach to Functional Ecology. Functional Ecology 6:621-626.
- Kelly, C. K., 1996. Identifying plant functional types using floristic data bases: Ecological correlates of plant range size. Journal of Vegetation Science 7:417-424.
- Kenkel, N. C. und Bradfield, G. E., 1981. Ordination of epiphytic bryophyte communities in a wet-temperate coniferous forest, south-coastal British-Columbia. Vegetatio 45:147-154.
- Khalil, M.A.K., Rasmussen, R.A., Shearer, M.J., 2002. Atmospheric nitrous oxide: patterns of global change during recent decades and centuries. Chemosphere 47: 807-821.
- Kirby, K. J. und Thomas, R. C., 2000. Changes in the ground flora in Wytham Woods, southern England from 1974 to 1991 - implications for nature conservation. Journal of Vegetation Science 11:871-880.
- Kirchner, M., 1997: Aus der Praxis: Durchführung von Vergleichsversuchen zur Austestung von Passivsammlern. Wetter und Leben 49. Jahrgang, 191-201
- Kirchner, M., Braeutigam, S., Ferm, M., Haas, M., Hangartner, M., Hofschreuder, P., Kasper-Giebl, A., Römmelt, H., Striedner, J., Terzer, W., Thöni, L., Werner, H., Zimmerling, R., 1999: Field intercomparison of diffusive samplers for measuring ammonia. J. Environ. Monit. 1, 259-265
- Kirchner, M., Leuchner, M., Braeutigam, S., Hoppe, A., Kettrup, A., 2000: Vergleichende Auswertung von Depositionsmessungen im ostbayerischen Grenzgebirge. Abschlussbericht StMLU.
- Kirchner, M., Braeutigam, S., Kasper-Giebl, A., Stopper, S., Löflund, M., Gietl, G., Biebl, P., 2001: Bestimmung von Ammoniakkonzentrationen im Verkehrsbereich München und Salzburg. Land Salzburg, Abteilung Umweltschutz
- Kirchner, M., Braeutigam, S., Feicht, E., Kettrup, A., 2002: Durchführung von Immissions- und Depositionsmessungen im Rahmen der Errichtung einer Anlage zur Junghennenauzucht in Všeruby im Gebiet Eschlkam (Ldkr. Cham). Ermittlung der Ammoniakimmissionskonzentration und der Ammonium- und Nitratdeposition. Abschlussbericht zum Werkvertrag zwischen dem Freistaat Bayern, vertreten durch das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (Auftraggeber), und dem GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit

(Auftragnehmer).

http://www.bayern.de/lfu/luft/veroeffentlich/umweltforsch/gsf_vseruby/endbericht_vseruby.pdf

- Kirchner, M., Fischer, A., Jakobi, G. und Bernhardt, M., 2003, unveröffentlichter Forschungsbericht. Untersuchungen des Zustandes von Ökosystemen im Alpenvorland entlang von Gradienten des Stickstoffeintrags. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit und Fachgebiet Geobotanik, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TUM.
- Kirchner, M., Jakobi, G., Feicht, E., Bernhardt, M., Fischer, A., 2005. Elevated NH₃ and NO₂ air concentrations and nitrogen deposition rates in the vicinity of a highway in Southern Bavaria. *Atm. Environ.* 39, 4531-4542
- Kleyer, M., 1995. Biological Traits of vascular plants. A database. Arbeitsberichte des Institutes für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart 2:1-23.
- Kleyer, M., 1999. Distribution of plant functional types along gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 10:697-708.
- Klimes, L., Klimesová, J., Hendriks, R. und van Groenendaal, J., 1997. Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. Seiten 1-29 in de Kroon, H. und van Groenendaal, J., Herausgeber.. The ecology and evolution of clonal plants. Backhuys Publishers, Leiden.
- Klotz, S. und Kühn, I., 2002. Blattmerkmale. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38:119-126.
- Klotz, S., Kühn, I. und Durka, W., 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland.
- Kluizenaar de, Y., Farrell, E.P., 2000. Ammonia monitoring in Ireland. Forest Ecosystem Research Group, University College Dublin, Report 57.
http://www.epa.ie/r_d/downloads/publications/94%20to%2099/report8/NH3%20Synth.pdf.
- Knevel, I. C., Bekker, R. M., Bakker, J. P. und Kleyer, M., 2003. Life-history traits of the northwest European flora: The LEDA database. *Journal of Vegetation Science* 14:611-614.
- Köchy, M. und Wilson, S. D., 2001. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern Great Plains. *Journal of Ecology* 89:807-817.
- Köhler, J., 2001. Stickstoff- und Säureeinträge in naturnahe Biotope in Bayern seit 1985. www.bayern.de/lfu
- Kolb, E., 1995. Einfluss der Klimaerwärmung auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden. Forstl. Forschungsberichte München 149.
- Kollmannsberger, F., 1989. Die Echinger Lohe in Gemeinde Eching, Herausgeber. Garchinger Heide und Echinger Lohe, Eching.
- Kreutzer, K., Göttlein, A. 1991: Ökosystemforschung Höglwald, 261 S., Hamburg, Berlin, Parey.
- Kreutzer, K., Beier, C., Bredemeier, M., Blanck, K., Cummins, T., Farrel, E. P., Lammersdorf, N., Rasmussen, L., Rothe, A., de Visser, P. H. B., Weis, W., Weiß, T. und Xu, Y. J., 1998. Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management* 101:125-142.
- Kriegelsteiner, F. X., 1997. Der Forstenrieder Park., Forstenried.
- Krupa, S.V., 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution* 124, 179-221.
- Kruskal, J. B., 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29:115-129.
- Kuhn, N., Amiet, R. und Hufschmid, N., 1987. Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 158:77-84.
- Kuntze, H., Roeschmann, G. und Schwerdtfeger, G., 1994. Bodenkunde. Ulmer, Stuttgart.
- Kutschera, L. und Lichtenegger, E., 1992. Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Band 2, Teil 1. Fischer, Stuttgart, Jena, New York.
- Lameire, S., Hermy, M. und Honnay, O., 2000. Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 11:695-704.
- Landsberg, J., Lavorel, S. und Stol, J., 1999. Grazing response groups among understorey plants in arid rangelands. *Journal of Vegetation Science* 10:683-696.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. und Forbes, T. D. A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12:474-478.

- Lavorel, S., Rochette, C. und Lebreton, J. D., 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. *Oikos* 84:480-498.
- Leishman, M. R. und Westoby, M., 1994. The role of seed size in seedling establishment in dry soil- conditions - Experimental-evidence from semiarid species. *Journal of Ecology* 82:249-258.
- Leishman, M. R., 1999. How well do plant traits correlate with establishment ability? Evidence from a study of 16 calcareous grassland species. *New Phytologist* 141:487-496.
- Lenaers, G., 1996. On-board real life emission measurements on a 3-way catalyst gasoline car in motorway- rural and city traffic and on two euro-1 diesel city buses. *Sci. Total. Envir.*, 190 (OCT), 139-147.
- Lieberoth, I., 1991. Bodenkunde. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Lindberg, S.E., Owens, J.P., 1993. Throughfall studies of deposition to forest edges and gaps in montane ecosystems. *Biogeochemistry* 19, 173-194.
- Liu, J.C., Firsching, B.M., Payer, H.D., 1995. Untersuchungen zur Wirkung von Stoffeinträgen, Trockenheit, Ernährung und Ozon auf die Fichtenerkrankung am Wank in den Kalkalpen. GSF-Bericht 18/95.
- Löflund, M., Kasper-Giebl, A., Stopper, S., Urban, H., Biebl, P., Kirchner, M., Braeutigam, S., Puxbaum, H., 2002. Monitoring ammonia in urban, inner alpine and pre-alpine ambient air. *Environ. Monit.*, 2002, 4 (2), 205-209.
- Lüer, B. und Böhmer, A., 2000. Vergleich zwischen Perkolation und Extraktion mit 1 M NH₄CL-Lösung zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität, KAK_{eff}. von Böden. *Journal of plant nutrition and soil science* 163:555-557.
- Madsen, B.C., 1982: An evaluation of sampling interval length on the chemical composition of wet-only deposition. *Atm. Environ.* 16 (10), 2515-2519
- Mälipää, R. 1998: Sensitivity of understorey vegetation to nitrogen and sulphur deposition in a spruce stand. - *Ecol. Engeneering* 10, 87-95.
- Maraun, M., Alphei, J., Beste, P., Bonkowski, M., Buryn, R., Migge, S., Peter, M., Schaefer, M. und Scheu, S., 2001. Indirect effects of carbon and nutrient amendments on the soil meso- and microfauna of a beechwood. *Biology and Fertility of Soils* 34:222-229.
- Mather, P. M., 1976. Computational methods of multivariate analysis in physical geography. J. Wiley and Sons, London.
- McArthur, R. H. und Wilson, E. D., 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New York.
- McCune, B. und Mefford, M. J., 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- McCune, B. und Grace, J. B., 2002. Analysis of Ecological Communities, Oregon.
- McGraw, J. B. und Fetcher, N., 1992. Response of tundra plant populations to climate change. Seiten 359-376 in Chapin, F. S., Jefferies, R. L., Reynolds, G., Shaver, R., Svoboda, J. und Chu, E. W., Herausgeber. Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective. Academic Pres Inc., San Diego.
- McIntyre, S., Lavorel, S. und Tremont, R. M., 1995. Plant Life-History Attributes - their relationship to disturbance responses in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 83:31-44.
- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J. und Forbes, T. D. A., 1999. Disturbance response in vegetation towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science* 10:621-630.
- Melzer, A., Pohl, W., Hünerfeld, G., Pfleiderer, P.; 1992. Ökophysiologische Untersuchungen zur Nitratbelastung und Nitratbelastbarkeit von Hochmooren. Materialien StMLU Bd. 81.
- Mielke, P. W. und Berry, K. J., 2001. Permutation methods: A distance function approach. Springer Series in Statistics.
- Mitscherlich, G., 1981: Wald, Wachstum und Umwelt. 2. Band Waldklima und Wasserhaushalt, 2. Auflage. Sauerländer Verlag Frankfurt/Main.
- Mohr K., Meesenburg H., Horvath B., Meixes K.J., Schaf S., Dämmgen U., 2005. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme. UFOPLAN 20098213. Im Auftrag des UBA.
- Morton, A. G., 1981. History of botanical science. Academic Press, London.
- Moser, E., 1925. Ein oberbayerisches Bauerndorf im Holzlande: Otterfing bei Holzkirchen, Oberbayern.. Heimatbücher-Verlag Müller&Königer, München.

- Muller, N., 1997. Short-term response of the ground vegetation in a montane forest ecosystem under increased nitrogen deposition - influence of light and competition. Seiten 118. Dissertation ETH Zuerich.
- Nagel, H.-D., Gregor, H.-D., 1999. Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag.
- Nebel, M., 1993. Aristolochiaceae, Osterluzeigewächse. Seiten 216-220 in Sebald, O., Seybold, S. und Philippi, G., Herausgeber. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer, Stuttgart.
- Nebel, M., 1993. Papaveraceae, Mohngewächse. Seiten 322-341 in Sebald, O., Seybold, S. und Philippi, G., Herausgeber. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer, Stuttgart.
- Nebel, M., Sauer, M. und Schoepe, G., 2001. Brachytheciaceae, Kurzbüchsenmoose. Seiten 355-428 in Nebel, M. und Philippi, G., Herausgeber. Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Neugebauer, K. R., 2004. Auswirkungen der extensiven Freilandhaltung von Schweinen auf Gefäßpflanzen in Grünlandökosystemen. Dissertationes Botanicae 381:1-251.
- Nissinen, A. und Hari, P., 1998. Effects of nitrogen deposition on tree growth and soil nutrients in boreal Scots pine stands. Environmental Pollution 102:61-68.
- Noble, I. R. und Gitay, H., 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. Journal of Vegetation Science 7:329-336.
- Nohrstedt, H.-O., 1998. Residual effects of N fertilization on soil-water chemistry and ground vegetation in a Swedish Scots pine forest. Environmental Pollution 102:77-83.
- Oberdorfer, E., 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. Ulmer, Stuttgart.
- Obernosterer, R. und Brunner, P. H., 2001. Urban metal management: The example of lead. Water, Air and Soil Pollution: Focus 1:241-253.
- Okland, R. H. und Eilertsen, O., 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. Journal of Vegetation Science 7:747-762.
- Olsson, K., 1995. Changes in epiphytic lichen and moss flora in some beech forests in southern Sweden during 15 years. Ecological Bulletins 44:238-347.
- Orloff, W. und Schlaepper, R., 1996. Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 167:184-201.
- Pausas, J. G. und Lavorel, S., 2003. A hierarchical deductive approach for functional types in disturbed ecosystems. Journal of Vegetation Science 14:409-416.
- Peace, W. J. H. und Grubb, P. J., 1982. Interaction of light and mineral nutrient supply in the growth of *Impatiens parviflora*. New Phytologist 90:127-150.
- Peace, W. J. H., 1984. The interaction of light and mineral nutrient supply in the distribution of woodland herbs. University of Cambridge, Cambridge, UK.
- Perrino, C., Catrambone, M., Di Menno Di Bucchianico, A., Allegrini, I., 2002. Gaseous ammonia in the urban area of Rome, Italy and its relationship with traffic emissions. Atmospheric Environment 36, 5385-5394.
- Peters, K., 1995. Methoden zur Bestimmung der trockenen Deposition auf Pflanzenoberflächen. Z. Umweltchem. Ökotox. 7 (6), 337-352.
- Pfadenhauer, J., Poschlod, P. und Buchwald, R., 1986. Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil 1. Methodik der Anlage und Aufnahme. Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/ Salzach. 10:41-60.
- Pfadenhauer, J. und Buchwald, R., 1987. Analyse und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe, Lkrs. Freising. Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/ Salzach. 11:9-26.
- Philippi, G., 1992. Apiaceae, Doldengewächse. Seiten 221-334 in Sebald, O., Seybold, S. und Philippi, G., Herausgeber. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 4. Ulmer, Stuttgart.
- Philippi, G., 1993. Ericaceae, Heidekrautgewächse. Seiten 342-346 in Sebald, O., Seybold, S. und Philippi, G., Herausgeber. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart.
- Phillips, S.B., Arya, S.P., Aneja, V.P., 2002. Measurements and modeling of ammonia flux and dry deposition velocity from near-surface concentration gradient measurements over natural

- surfaces in North Carolina. Proceedings from the 12th Joint Conference on the Applications of Air Pollution Meteorology with the Air and Waste Management Association, Norfolk, VA.
- Pielou, E. C., 1984. The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination. John Wiley & Sons, New York.
- Pillar, V. D., 1999. On the identification of optimal plant functional types. *Journal of Vegetation Science* 10:631-640.
- Pillar, V. D. und Sosinski, E. E., 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14:323-332.
- Pillar, V. D., 2004. SYNCNA 2.2.4, <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/>.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.B., 2000. Mixed-Effects Models in S and S-Plus. New York: Springer. The R Project for Statistical Computing (2005): <http://www.r-project.org/>
- Poschlod, P., Kleyer, M., Jackel, A. K., Dannemann, A. und Tackenberg, O., 2003. BIOPOP - a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica* 38:263-271.
- Pospeschill, M., 2001. SPSS - Durchführung fortgeschritten statistischer Verfahren. RRZN, Hannover.
- Post, W. M. und Sheperd, J. D., 1974, unpublished typescrip. Hieracial Agglomeration.
- Prado-Fiedler, R., 1990. On the relationship between precipitation amount and wet deposition of nitrate and ammonium. *Atmos. Environ.* 24A, 3061-3065.
- Preuhlsler, T., 1987. Wachstumsreaktionen nach Trassenaufhieb in Kiefernbeständen. *Forstliche Forschungsberichte München* 81:1-200.
- Prietzl, J., Kolb, E. und Rehfuss, K. H., 1997. Langzeituntersuchungen ehemals streugenutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährlementversorgung der Bestände. *Forstwissenschaftliches Zentralblatt* 116:269-290.
- Pryor, S.C., Barthelmie, R.J., Sovensen, L.L., Jensen, B., 2001. Ammonia concentrations and fluxes over a forest in Midwestern USA. *Atmospheric Environment* 35, 5645-5656.
- Pryor, S.C., Barthelmie, R.J., 2005. Liquid and chemical fluxes in precipitation, throughfall and stemflow: Observations from deciduous forest and red pine plantation in the Midwestern U.S.A.. *Water, Air, and Soil Pollution* 163, 203-227.
- Ramamurthy, R., Clark, N.N., 1999. Atmospheric emission inventory data for heavy-duty vehicles. *Envir. Sci. Technol.*, 33 (1), 55-62.
- Rao, C. R., 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhya Series A* 26:329-358.
- Rattray, G., Sievering, H., 2001: Dry deposition of ammonia, nitric acid, ammonium and nitrate to alpine tundra at Niwot Ridge, Colorado. *Atm. Environ.* 35, 1105-1109.
- Raunkiaer, C., 1937. Plant life forms. Clarendon Press, Oxford.
- Rehfuss, K. E., 1990. Waldböden. Parey, Hamburg.
- Rehfuss, K.-E., Oßwald, W.F., Ewald, J., Reuther, M., Nechwatal, J., Lang, K, 2000: Monitoring von Schäden in Waldökosystemen des bayerischen Alpenraums. Schlussbericht für StMLU.
- Reinstorf, F., Binder, M., Schirm, M., Grimm-Strele, J., Walther, W., 2005. Comparative assessment of regionalisation methods of monitored atmospheric deposition loads. *Atmospheric Environment* 39, 3661-3674.
- Renard, J.J., Calidonna, S.E., Henley, M.V., 2004. Fate of ammonia in the atmosphere—a review for applicability to hazardous releases. *Journal of Hazardous Materials*, 108, 29-60.
- Rennenberg, H., Gessler, A.; 1999. Consequences of N deposition to forest ecosystems – Recent results and future research needs. *Water, Air, and Soil Pollution* 116, 47-64.
- Rigler-Härtel, E., Zechmeister-Boltenstein, S., Gerzabek, M.H., 2001. Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen. *Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien, Österreich, FBVA Berichte* 119: 85-92.
- Rihm, B., 1996. Critical loads of nitrogen and their exceedances – Entropying atmospheric deposition. Environmental Series No. 275. Air FOEFL (ed.).
- Roda, F., Avila, A., Rodrigo, A., 2002. Nitrogen deposition in Mediterranean forests. *Environ. Pollut.* 118, 205-213.
- Röder, H., Fischer, A. und Klöck, W., 1996. Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im Luzulo-Fagetum der Buntsandsteinrhön, Forstamt Mittelsinn. zwischen 1950 und 1990. *Forstwissenschaftliches Zentralblatt* 115:321-335.

- Rogers, R. S., 1982. Early spring herb communities in mesophytic forests of the Great-Lakes Region. *Ecology* 63:1050-1063.
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhammar, L., Johansson, M. und Frogner, T., 1992. Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems, the concept of critical loads. *Ambio* 21:364-368.
- Rost-Siebert, K. und Jahn, G., 1988. Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? *Forst und Holz* 43:75-81.
- Rothmaler, W., 2002. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen. Gestav Fischer Verlag, Jena.
- Rothstein, D. E. und Zak, D. R., 2001. Relationships between plant nitrogen economy and life history in three deciduous-forest herbs. *Journal of Ecology* 89:385-394.
- Runge, M. und Rode, M. W., 1991. Effects of soil acidity on plant associations. Seiten 183-203 in Ulrich, B. und Sumner, M. E., Herausgeber. *Soil Acidity*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Rusch, G. M., Pausas, J. G. und Leps, J., 2003. Plant Functional Types in relation to disturbance and land use: Introduction. *Journal of Vegetation Science* 14:307-310.
- Ruser, R., 1999. Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ eines landwirtschaftlich genutzten Bodens in Abhängigkeit von Kultur und N-Düngung, unter besonderer Berücksichtigung des Kartoffelbaus. *Hiernymus*, München, FAM-Bericht 36.
- Rutter, A. J. und Thompson, J. R., 1986. The salinity of motorway soils.3. Simulation of the effects of salt usage and rainfall on sodium and chloride concentrations in the soil of central reserves. *Journal of Applied Ecology* 23:281-297.
- Sauer, M. und Philippi, G., 2001. Hypnaceae, Schlafmoose. Seiten 461-520 in Nebel, M. und Philippi, G., Herausgeber. *Die Moose Baden-Würtembergs*. Band 2. Eugen Ulmer.
- Saurer, M., Cherubini, P., Ammann, M., De Cinti, B. und Siegwolf, R., 2004. First detection of nitrogen from NO_x in tree rings: a N-15/N-14 study near a motorway. *Atmospheric Environment* 38:2779-2787.
- Saxena, V.K., Lin, N.-H., De Felice, T.P., 1989: Discussion of hydrological and chemical input to fir trees from rain and clouds during a 1-month study at Clingmans Peak, NC. *Atmospheric Environment* 23, 10, 2325-2332.
- Schaminee, J. H. J., van Kley, J. E. und Ozinga, W. A., 2002. The analysis of long-term changes in plant communities: case studies from the Netherlands. *Phytocoenologia* 32:317-335.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P., 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum, Heidelberg.
- Schleppi, P., Bucher-Wallin, L., Siegwolf, R., Saurer, M., Muller, N. und Bucher, J. B., 1999a. Simulation of increased nitrogen deposition to a montane forest ecosystem: Partitioning of the added N-15. *Water Air and Soil Pollution* 116:129-134.
- Schleppi, P., Muller, N., Edwards, P. J. und Bucher, J. B., 1999b. Three years of increased nitrogen deposition do not affect the vegetation of a montane forest ecosystem. *Phyton - Annales Rei Botanicae* 39:197-204.
- Schmitt, M., Thömi, L., Waldner, P., Thimonier, A., 2004. Total deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the interstitial method. *Atmospheric Environment* 39, 1079-1092.
- Schütz, W., 2000. The importance of seed regeneration strategies for the persistence of species in the changing landscape of Central Europe. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 9:73-83.
- Scott, N. E. und Davison, A. W., 1985. The distribution and Ecology of coastal species on roadsides. *Vegetatio* 62:433-440.
- Seibert, P., 1962. Die Auenvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. *Landschaftspflege und Vegetationskunde* 3:1-123.
- Semenova, G. V. und van der Maarel, E., 2000. Plant functional types - a strategic perspective. *Journal of Vegetation Science* 11:917-922.
- Seybold, S., Wörz, A., Voggesberger, M., Lange, D. und Gottschlich, G., 1996. Asteraceae, Korbblüter. Seiten 56-535 in Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G. und Wörz, A., Herausgeber. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs*. Band 6. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Silvertown, J. und Bullock, J. M., 2003. Do seedlings in gaps interact? A field test of assumptions in ESS seed size models. *Oikos* 101:499-504.
- Sladkovic, R., Scheel, H.E., Junkermann, W., 1994. Betrieb einer Basisstation für die Waldschadensforschung am Forschungsstandort Kalkalpen. Abschlussbericht PBWU.

- Slanina J., Baard J.H., Broersen B.C., Möls J.J., Voors P.I., 1987: The stability of precipitation samples under field conditions. *J. Environ. Chem.* 28, 247-261.
- Smidt S., 2002: Analyses of NO_x and wet depositions at Mühleggerköpfl, North Tyrolean Limestone Alps. *Environ Sci & Pollut Res*, Special Issue 2, 10-15.
- Solga, A., Burkhardt, J., Zechmeister, H.G., Frahm, J.-P., 2005. Nitrogen content, ¹⁵N natural abundance and biomass of the pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. And *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. In relation to atmospheric nitrogen deposition. *Envir. Pollution* 134, 465-473.
- Sonnleitner, M. A., Gunthardt-Goerg, M. S., Bucher-Wallin, I. K., Attinger, W., Reis, S. und Schulin, R., 2001. Influence of soil type on the effects of elevated atmospheric CO₂ and N deposition on the water balance and growth of a young spruce and beech forest. *Water, Air, and Soil Pollution* 126:271-290.
- Spangenberg, A. und Kölling, C., 2001. Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? *AFZ- Der Wald* 20:1074-1076.
- Spangenberg, A., Hofmann, F., Kirchner, M., 2002: Determining the agricultural ammonia immission using bark bio-monitoring: comparison with passive sampler measurements. *J. Environ. Monit.*, 4, 865-869.
- Spangenberg, A., 2002a. Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern. *LWF aktuell* 34:3-8.
- Spangenberg, A., 2002b. Stickstoffbelastung an Waldrändern- Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. *Forstliche Forschungsberichte* 190:1-188.
- Spangenberg, A. und Kölling, C., 2004. Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water Air and Soil Pollution* 152:233-255.
- Spangenberg, A., Utschig, H., Preuhlsler, T. und Pretzsch, H., 2004. Characterising the effects of high ammonia emission on the growth of Norway spruce. *Plant And Soil* 262:337-349.
- Stehlik, I. und Holderegger, R., 2000. Spatial genetic structure and clonal diversity of *Anemone nemorosa* in late successional deciduous woodlands of Central Europe. *Journal of Ecology* 88:424-435.
- Sutton, M.A., Asman, W.A.H., Scoerring, J.K., 1994. Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* 46B, 255-273.
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Tang, Y.S., Fowler, D., 2000. Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmospheric Environment* 34, 855-869.
- Tamm, C. O., 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems - questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. *Ecological Studies* 81:1-115.
- ter Braak, C. J. F., 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1:127-140.
- ter Braak, C. J. F. und Prentice, I. C., 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Environmental Research* 18:271-313.
- ter Braak, C. J. F. und Smilauer, P., 2002. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: Software for canonical community ordination, version 4.5.. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Terry, A. C., Ashmore, M. R., Power, S. A., Allchin, E. A. und Heil, G. W., 2004. Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology* 41:897-909.
- Thimonier, A., Dupouey, J. L. und Timbal, J., 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plaine under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55:149-167.
- Thomas, S. C., Halpern, C. B., Falk, D. A., Liguori, D. A. und Austin, K. A., 1999. Plant diversity in managed forests: Understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9:864-879.
- Thompson, J. R. und Rutter, A. J., 1986. The salinity of motorway soils. 4. Effects of sodium-chloride on some native British shrub species, and the possibility of establishing shrubs on the central reserves of motorways. *Journal of Applied Ecology* 23:299-315.
- Thompson, J. R., Rutter, A. J. und Ridout, P. S., 1986a. The salinity of motorway soils. 1. Variation in time and between regions in the salinity of soils on central reserves. *Journal of Applied Ecology* 23:251-267.

- Thompson, J. R., Rutter, A. J. und Ridout, P. S., 1986b. The salinity of motorway soils. 2. Distance from the carriageway and other sources of local variation in salinity. *Journal of Applied Ecology* 23:269-280.
- Thompson, K., Hillier, S. H., Grime, J. P., Bossard, C. C. und Band, S. R., 1996. A functional analysis of a limestone grassland community. *Journal of Vegetation Science* 7:371-380.
- Thöni, L., Seitler, E., 2002: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 und 2001. Projektbericht der Forschungsstelle für Umweltbeobachtung CH-8640 Rapperswil an das BUWAL und die Kantone Genf, Luzern und Thurgau.
- Tilman, D. G., 1988a. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, Princeton, New York.
- Tilman, D. G., 1988b. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecological Monographs* 57:189-214.
- Tjepkema J.D., Cartica R.J., Hemond H.F., 1981: Atmospheric concentration of ammonia in Massachusetts and deposition on vegetation. *Nature* 294, 445-446
- Trepl, L., 1982. Zur anthropogenen Beeinträchtigung stadtnaher Wälder. Das Beispiel der Eilenriede bei Hannover. *Tuexenia* 2:195-208.
- Trüby, P. und Aldinger, E., 1989. Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 152:301-306.
- Truscott, A.M., Palmer, S.C.F., McGowan, G.M., Cape, J.N., Smart, S., 2005. Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environmental Pollution* 136, 109-118.
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J. und Rees, M., 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88:225-238.
- Tweddle, J. C., Turner, R. M. und Dickie, J. B., 2003. Seed Information Database, release 5.0, July 2003. <http://www.rbge.org.uk/data/sid>.
- Tyler, G., 1987. Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak, *Quercus robur* L.. forest. *Flora* 179:165-170.
- Ulrich, B., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Dordrecht, Reidel, 33-45.
- Umweltbundesamt, 1996. Manuals on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical areas where they are exceeded. Werner B., Spranger T. [Eds]. UBA Texte 71/96.
- Valverde, T. und Silvertown, J., 1997. An integrated model of demography, patch dynamics and seed dispersal in a woodland herb, *Primula vulgaris*. *Oikos* 80:67-77.
- van den Bergh, J. P., 1979. Changes in the composition of mixed populations of grassland species. Seiten 55-80 in Werger, M. J. A., Herausgeber. The study of vegetation - A review of the developments in the various branches of vegetation science with special attention to the Dutch contributions compiled to celebrate the one-hundredth meeting of the Commission for the Study of Vegetation of the Royal Botanical Society of the Netherlands. Junk, The Hague.
- van der Eerden, L., de Vries, W., van Dobben, H., 1998: Effects of ammonia deposition on forests in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 32, 3, 525-532
- van Egmond, K., Bresser, T. und Bouwman, L., 2002. The European nitrogen case. *Ambio* 31:72-78.
- van Wijngaarden, R. P. A., van den Brink, P. J., Voshaar, J. H. O. und Leeuwangh, P., 1995. Ordination techniques for analyzing response of biological communities to toxic stress in experimental ecosystems. *Ecotoxicology* 4:61-77.
- Vingarzan, R., Belzer, W., Thomson, B.; 2000: Nutrient levels in the atmosphere of the Elk Creek Watershed Chilliwack, BC. Technical Report Environment Canada, Aquatic and Atmospheric Sciences Vancouver.
http://www.pyr.ec.gc.ca/GeorgiaBasin/gbi_pdf/Nutrients_Atmosphere_Elk_Creek_Watershed_Chilliwack_E.pdf
- Viskari, E. L., 2000. Epicuticular wax of Norway spruce needles as indicator of traffic pollutant deposition. *Water Air and Soil Pollution* 121:327-337.

- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. und Tilman, D. G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7:737-750.
- Voldner, E.C., Barrie, L.A., Sirois, A., 1986: A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. *Atmospheric Environment* 20, 11, 2101-2123.
- Walker, J., Nelson, D., Aneja, V.P., 2000: Trends in ammonium concentration in precipitation and atmospheric ammonia emissions at a coastal plain site in North Carolina, USA. *Environmental Science Technology* 34, 17, 3527-3534
- Ward, J. H., 1963. Hierarchical grouping to optimise an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58:236-244.
- Warneck, P., 1988. *Chemistry of the Natural Atmosphere*. Academic Press, New York.
- Weber, H. E. und Seybold, S., 1992. Artengruppe des *Rubus fruticosus* L. 1753 und *Rubus corylifolius* Sm. 1800. Brombeeren. Seiten 37-63 in Sebald, O., Seybold, S. und Philippi, G., Herausgeber. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 3. Ulmer.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. und Eriksson, O., 1999. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* 10:609-620.
- Weisstein, E. W., 2004. Bonferroni Correction, [http://mathworld.wolfram.com/BonferroniCorrection.html..](http://mathworld.wolfram.com/BonferroniCorrection.html)
- Wellbrock, N., Kies, U., Riek, W., Wolff, B., 2004. Methodenentwicklung zur Ableitung von Maßnahmenempfehlungen für Waldzustandstypen. Fachhochschule Eberswalde. Abschlussbericht zu O1HSOO2.
- Westhoff, V. und van der Maarel, E., 1973. The Braun-Blanquet-approach. Seiten 617-726 in Whittaker, R. H., Herausgeber. *Ordination and classification of communities. Handbook of Vegetation Science* 5.
- Westoby, M., Jurado, E. und Leishman, M., 1992. Comparative evolutionary ecology of seed size. *Trends in Ecology & Evolution* 7:368-372.
- Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed, LHS. plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* 199:213-227.
- Wildi, O., 1986. Analyse vegetationskundlicher Daten. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Rübel. 90.
- Wilmanns, O. und Bogenrieder, A., 1986. Veränderungen des Buchenwaldes des Kaiserstuhls im Laufe von 4 Jahrzehnten und ihre Interpretation - Pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 48:55-79.
- Wisskirchen, R. und Haeupler, H., 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. Ulmer, Stuttgart.
- Wittig, R., Ballach, H. J. und Brandt, C., 1985. Increase of acid indicators in the herb layer of the millet-grass-beech forest of the westphalian bright. *Angewandte Botanik* 59:219-232.
- Wright, R. F., Brandrud, T.-E., Clemensson- Lindell, A., Hultberg, H., Kjonaas, O. J., Moldan, F., Persson, H. und Stuanes, A., 1995. NITREX project: ecosystem response to chronic additions of nitrogen to a spruce-forested catchment at Gardsjön, Sweden. *Ecological Bulletins* 44:322-334.
- Wyers, G.P., Vermeulen, A.T., Slanina, J., 1992. Measurement of dry deposition of ammonia on a forest. *Environmental Pollution* 75, 25-28.
- Xiong, S. J. und Nilsson, C., 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87:984-994.
- Zhang, L., Book, J.R., Vet R., 2003. A revised parametrization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 3, 1777-1804.
- Zimmerling, R., Dämmgen, U., 2000: Die Bestimmung atmosphärischer Stoffeinträge in von Konzentrationen und Flüssen luftgetragener Stoffe in Wald- und Forstökosysteme in Nordost-Brandenburg. Grundlagen eines experimentellen Konzepts. *Landbauforschung Vöölkenrode*, Sonderheft 213, 1-16
- Zimmerling R., Dämmgen U., Haenel H.-D., 2000: Methoden zur Bestimmung von Konzentrationen und Flüssen luftgetragener Stoffe in Wald- und Forstökosysteme in Nordost-Brandenburg. *Landbauforschung Vöölkenrode*, Sonderheft 213, 17-42

Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M. und Mols, T., 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Ecology* 81:3274-3282.

9. ANHANG

Anhang 1: Beschreibung der untersuchten Buchen- und Fichtenbestände (Teil 1) (erhoben in Zusammenarbeit mit G. Maly, Wenzenbach) (Teil 1)

Waldort, Lage	Geologie	Bodenart nach Horizonten Bemerkungen	Bodentyp Fläche Nr	Humus- form	Baum- arten (%) Natur- verj.	Alter (Jahre)	Mittl. BHD (cm)	Über- schir- mungs- grad (%) Be- stockung (m ² /ha)
Forstamt STA, Weiher- buchet (G1) eben	Würmeis- zeitliche Schotter, Jung- moräne	Ol 3 cm Buchenlaub Of,h 4 cm Ah 7 cm schluffiger Lehm Bv 30 cm schluffiger Lehm Bv,t Cv 25 cm lehmiger Ton Cv ab 60-70 cm lehmiger Sand, Kies	Terra fusca	Mull	100 Bu, 70 Bu	90 -110	41	80 46
Forstamt STA, Schlossberg 1 (GIII) Mittelhang	Würmeis- zeitliche Schotter, Jungmoräne	Ol 3 cm Buchenlaub Of,h 4 cm Ah 45 cm kiesig- lehmiger Sand AhBv 15 cm schluffiger Lehm, kalkhaltig Bv,t ab 60 cm toniger Lehm, kalkhaltig hervorgegangen aus Kalkstein- (Kiesel)schutt mit Terra- Material als Zwischenmittel	Terra fusca - Rendzina StONr. 144	Mull – Moder	90 Bu e. Fi,Ah	80 -150	46	90
Forstamt STA, Schlossberg 2 (G3) Oberhang	Würmeis- zeitliche Schotter, Jungmoräne	Ol 3 cm Buchenlaub Of,h 2 cm Ah 35 cm kiesig- sandiger Lehm, kalkh. AhBv 15 cm schluffiger Lehm, kalkhaltig Bv ab 50 cm kiesig-lehmiger Sand, kalkh. hervorgegangen aus Kalkstein- (Kiesel)schutt mit Terra- Material als Zwischenmittel	Terra fusca - Rendzina StONr. 144	Mull – Moder	90 Bu e. Fi,Ah	80 -150	44	90
Forstamt Kreuth, Schreibach 1 (MII) Südhang	Flysch	Ol 3 cm Of,h 2 cm Ah 12 cm schluffig-sandiger Lehm Bv 32 cm sandiger Lehm BvCv ab 45 cm toniger Lehm e. Sandsteine	Braunerde StONr. 103	Mull- Moder	70 Fi 15 Bu 15 Ta	70 - 100	22 (Fi) 22 (Bu) 29 (Ta)	100 U/Z
Forstamt Kreuth, Schreibach 2 (M1) Südhang	Flysch	Ol 3 cm Of,h 3cm Ah 10 cm schluffiger Lehm AhBv 45 cm sandig-schluffiger Lehm BvCv ab 55 cm schluffigerr Lehm	Braunerde StONr. 204	Mull- Moder	70 Fi 15 Bu 15 Ta	70 - 100	45 (Fi) 27 (Bu) 27 (Ta)	100 U/Z
Forstamt Kreuth, Schreibach 3 (MII) Südhang	Flysch	Ol 5 cm Of,h 43cm Ah 20 cm schluffig-sandiger Lehm Bv1 22 cm schluffiger Lehm Bv2 ab 45 cm sandig-schluffigerr Lehm	Braunerde StONr. 204	Mull- Moder	50 Bu 50 Fi	70 - 100	45 (Fi) 27 (Bu) 27 (Ta)	100 U/Z
Herrnberg- leiten, Schwaig- anger (H1) Südwest- hang	Flysch	Ol,f 1cm Ah 9 cm Bv 28 cm lehmiger Ton BvCv 22 cm schluffigerr Ton Cv ab 60 cm sandiger Lehm m. Kies, Schotter	Terra fusca	Mull	85 Bu 15 Fi, 0	70 - 90	29 (Bu), 27 (Fi)	90 52

Anhang 2: Beschreibung der untersuchten Buchen- und Fichtenbestände (Teil 2) (erhoben in Zusammenarbeit mit G. Maly, Wenzenbach)

Waldort, Lage	Geologie	Bodenart nach Horizonten Bemerkungen	Bodentyp Fläche Nr	Humus- form	Baum- arten (%) Naturverj.	Alter (Jahre)	Mittl. BHD (cm)	Über- schir- mungs- grad (%) Be- stockung (m²/ha)
F1, eben	Würmeis- zeitliche Schotter	Ol,f,h 6 cm Ah 12 cm sandiger Lehm Bv 35 cm sandiger Lehm BvCv ab 22 cm schluffiger Lehm Cv ab 70 cm lehmig-toniger Sand, Kies	Braunerde	Roh humus- Moder	100 Fi 40 (Fi)	70 - 80	38	85 68
F2, eben	Würmeis- zeitliche Schotter	Ol,f,h 8 cm Ah 7 cm lehmiger Sand BvCv 15-40 cm sandiger Lehm Cv ab 40 cm lehmig-toniger Sand, Kies	Braunerde	Roh humus- Moder	100 Fi 10 (Fi)	60 - 70	33	80 52
F3, eben	Würmeis- zeitliche Schotter	Ol,f,h 5 cm Ah 10 cm sandiger Schluff Bv 20 cm schluffiger Sand BvCv 25 cm sandiger Lehm Cv ab 60 cm lehmig-toniger Sand, Kies	Braunerde	Roh Humus Moder	100 Fi 50 (Fi)	80 - 90	37	70 53
F4, eben	Würmeis- zeitliche Schotter	Ol,f,h 6 cm Ah 8 cm sandiger Schluff Bv 45 cm lehmiger Schluff B _A V ab 60 cm toniger Schluff	Braunerde/ Parabraunerde	Roh humus- Moder	100 Fi 10 (Fi)	80 - 90	42	80 50
D1, 1 Südhang	Jura	Ol,f,h 4 cm Ah 12 cm toniger Lehm, kalkh. Bt,h 45 cm lehmiger Ton, kalkh. Cc ab 57 cm Kalkstein	Terra fusca Rendzina StONr.441	L-Mull	60 Bu 30 Fi 5 KI 5 Ei Naturverj. 30%	90 - 130	43	85
D1, 2 Südhang	Jura	Ol,f,h 4 cm Ah 20 cm schluffigerr Lehm, kalkh. Bv,t 55 cm lehmiger Ton, kalkh. Cc ab 75 cm Kalkstein	Terra fusca StONr. 441	L-Mull	60 Bu 30 Fi 5 KI 5 Ei Naturverj. 30%	90 - 130	44	85
D2, 1 eben - leicht geneigt	Jura, Löbüber- deckung	Ol,f,h 5 cm Ah 3 cm schluffiger Lehm Bv 22 cm schluffig-toniger Lehm Bt 20 cm lehmiger Ton, kalkh. CvBt ab 45 cm schluffig-toniger Lehm, kalkh.	Parabraun- erde StONr. 443	F-Mull	100 Bu	90 - 130	45	100
D2, 2 eben - leicht geneigt	Jura, Löbüber- deckung	Ol,f,h 5 cm Ah 4 cm schluffig-sandiger Lehm AhBv 6 cm schluffiger Lehm Bv 22 cm schluffiger Lehm Bt 18 cm lehmiger Ton, kalkh. BvCc ab 50 cm, kalkh. mittelgründig, ab 40-50 cm steht Kalkstein an	Parabraun- erde über Kalkver- witterungs- Lehm (Terra fusca) StONr. 443	F-Mull	100 Bu	90 - 130	44	100
D2, 3 eben - leicht geneigt, Kuppe	Jura, Löbüber- deckung	Ol,f,h 5 cm Ah 5 cm schluffiger Lehm AhBv 15 cm schluffiger Lehm Bv 22 cm schluffiger Lehm Bt,h 30 cm lehmiger Ton, kalkh., Cc ab 50 cm, kalkh. mittelgründig, ab 50 cm steht Kalk- stein an, Humuseinwaschung bis in den Bt-Horizont	Parabraun- erde über Kalkver- witterungs- lehm (Terra fusca) StONr. 443	F-Mull	100 Bu e. Fi, Ei	90 - 130	44	100
E1-3	Schotter- ebene	L/Of 4cm Ah 10-15 cm Ah Cv 10-20 cm C ab 20-40 cm karbonathaltiger Schotter	Pararendz. Parabraun- erde	Kalk- Mull	Frax. exc. Qu. r. Carp. b. Acer ps. Ulmus gl. Naturverj Acer ps. 80-95%	20-220	81 81 47 70	85

Anhang 3: Ergebnisse der Bodenanalysen und Eintragsmessungen des Forstenrieder Parks. Dargestellt sind die aufsummierten Mittelwerte der Bodenschichten L/Of und 0-10 cm (bei Feinerdeanteil, Basensättigung, C/N-Verhältnis und pH-Werten nur für die Schicht 0-10 cm).

Bodenwerte											
Punkt	Mächtigkeit L/Of cm	Feinerdeanteil %	PH (H ₂ O)	PH (KCl)	C/N	C t/ha	N kg/ha	N-NH ₄ ⁺ kg/ ha	N-NO ₃ ⁻ kg/ha	N-NO ₃ ⁻ +N-NH ₄ ⁺ kg/ha	Cl ⁻ kg/ha
F1	1,5	84	4,90	4,23	24,13	22,5	1149,0	2,15	0,26	2,41	8,70
F2	1,4	82	4,21	3,49	28,16	22,5	982,1	2,08	0,85	2,93	3,86
F3	1,5	90	3,71	2,98	27,16	22,3	819,7	2,33	0,20	2,52	3,95
F4	1,5	93	3,77	3,14	28,14	16,8	734,0	1,16	0,16	1,33	2,66

Bodenwerte										
Punkt	P-H ₂ PO ₄ ⁻ kg/ha	S-SO ₄ ²⁻ kg/ha	Al ³⁺ kg/ha	Ca ²⁺ kg/ha	Fe ³⁺ kg/ha	K ⁺ kg/ha	Mg ²⁺ kg/ha	Mn ²⁺ kg/ha	Na ⁺ kg/ha	Basensättigung %
F1	0,17	3,06	59,52	588,55	17,85	26,21	77,11	39,67	24,81	74,44
F2	0,39	2,67	97,34	294,74	11,83	25,22	24,71	70,37	3,99	55,85
F3	1,11	2,19	114,94	136,04	27,09	19,46	17,52	22,22	3,71	43,58
F4	0,26	2,09	164,16	47,59	35,08	17,49	11,57	23,78	1,98	14,49

Anhang 4: Post-Hoc-Tests (LSD) der signifikant unterschiedlichen Bodenparameter des Forstenrieder Parks (s: Standardfehler). Da der Levene-Test bei N und Ca²⁺ keine Homogenität der Varianzen ergab, wurde bei diesen Parametern erst von einem p < 0,01 ein signifikanter Unterschied angenommen (Pospeschill, 2001).

	Gruppen	s	p-Wert	Sign.-Niveau		Gruppen	s	p-Wert	Sign.-Niveau	
Basensättigung	1 2	0,218	0,217	n.s.	Mg ²⁺	1 2	0,365	0,029	*	
	1 3	0,218	0,043	*		1 3	0,365	0,007	**	
	1 4	0,218	0,000	***		1 4	0,365	0,001	**	
	2 3	0,218	0,323	n.s.		2 3	0,365	0,385	n.s.	
	2 4	0,218	0,000	***		2 4	0,365	0,065	n.s.	
	3 4	0,218	0,001	**		3 4	0,365	0,258	n.s.	
N	1 2	0,107	0,177	n.s.	K ⁺	1 2	0,097	0,655	n.s.	
	1 3	0,107	0,012	n.s.		1 3	0,097	0,014	*	
	1 4	0,107	0,003	**		1 4	0,097	0,003	**	
	2 3	0,107	0,119	n.s.		2 3	0,097	0,029	*	
	2 4	0,107	0,022	n.s.		2 4	0,097	0,006	**	
	3 4	0,107	0,308	n.s.		3 4	0,097	0,321	n.s.	
N _{min}	1 2	0,401	0,233	n.s.	Mn ²⁺	1 2	9,117	0,010	*	
	1 3	0,401	0,787	n.s.		1 3	9,117	0,092	n.s.	
	1 4	0,401	0,027	*		1 4	9,117	0,119	n.s.	
	2 3	0,401	0,341	n.s.		2 3	9,117	0,001	**	
	2 4	0,401	0,004	**		2 4	9,117	0,001	**	
	3 4	0,401	0,018	*		3 4	9,117	0,868	n.s.	
Ca ²⁺	1 2	0,317	0,090	n.s.	Na ⁺	1 2	0,291	0,000	***	
	1 3	0,317	0,003	**		1 3	0,291	0,000	***	
	1 4	0,317	0,000	***		1 4	0,291	0,000	***	
	2 3	0,317	0,048	n.s.		2 3	0,291	0,781	n.s.	
	2 4	0,317	0,001	***		2 4	0,291	0,040	*	
	3 4	0,317	0,011	n.s.		3 4	0,291	0,063	n.s.	

Anhang 5: Ergebnisse der Bodenanalysen und Eintragsmessungen der Autobahntransekte Otterfing Ost und West. Dargestellt sind die aufsummierten Mittelwerte der Bodenschichten L/Of und 0-10 cm (bei Basensättigung, C/N-Verhältnis und pH-Werten nur für die Schicht 0-10 cm).

Bodenwerte										
Punkt	Mächtigkeit L/Of cm	PH (KCl)	C/N	C t/ha	N kg/ha	N-NH ₄ ⁺ kg/ha	N-NO ₃ ⁻ kg/ha	N-NO ₃ ⁻ +N-NH ₄ ⁺ kg/ha	Cl ⁻ kg/ha	P-H ₂ PO ₄ ⁻ kg/ha
Ow1	5,3	3,68	19,99	13637,6	637,0	0,68	0,72	2,21	4,13	0,23
Ow2	3,6	3,73	20,41	14107,6	646,4	0,88	0,62	2,30	2,97	0,22
Ow3	2,6	3,79	18,21	12472,9	619,3	0,47	1,41	2,63	2,56	0,07
Ow4	2,5	3,78	20,40	14184,7	674,2	0,71	0,48	1,54	2,57	0,16
Oo1		3,95	19,27	14946,5	724,8	0,60	1,38	3,16	5,96	0,11
Oo2		3,53	20,86	15343,1	716,6	0,36	1,69	2,64	3,18	0,07
Oo3		3,50	20,08	14210,5	707,2	0,76	2,85	4,03	3,60	0,14
Oo4		3,62	18,08	13961,3	722,2	0,68	0,55	1,79	3,40	0,13

Bodenwerte									
Punkt	S-SO ₄ ²⁻ kg/ha	Al ³⁺ kg/ha	Ca ²⁺ kg/ha	Fe ³⁺ kg/ha	K ⁺ kg/ha	Mg ²⁺ kg/ha	Mn ²⁺ kg/ha	Na ⁺ kg/ha	Basensättigung %
Ow1	1,57	215,89	179,12	51,62	20,16	22,90	33,65	12,74	27,05
Ow2	1,30	232,36	168,42	32,85	20,98	24,16	56,46	6,86	23,99
Ow3	1,03	254,60	101,94	33,33	18,68	15,84	38,48	6,61	14,05
Ow4	1,40	221,98	170,41	40,38	34,12	24,96	43,37	6,38	28,41
Oo1	1,92	160,18	337,08	36,81	19,55	31,65	41,84	21,49	46,08
Oo2	1,64	205,00	153,72	55,73	18,94	18,77	31,29	9,29	25,91
Oo3	2,07	222,98	137,15	55,66	26,95	18,46	33,17	11,01	24,34
Oo4	1,37	277,08	98,50	50,72	22,08	19,20	32,04	7,90	13,23

Anhang 6: Post-Hoc-Tests (LSD) der signifikant unterschiedlichen Bodenparameter des Autobahntransekts Otterfing West (s: Standardfehler). Um Varianzenhomogenität zu erreichen, wurden die Werte für Na⁺ ln-transformiert.

	Gruppen	s	p-Wert	Sign.-Niveau
Na ⁺	30 80	1,145	0,020	*
	30 230	1,145	0,013	*
	30 580	1,145	0,011	*
	80 230	1,145	0,988	n.s.
	80 580	1,145	0,968	n.s.
	230 580	1,145	0,999	n.s.

Anhang 7: Post-Hoc-Tests (LSD) der signifikant unterschiedlichen Bodenparameter des Autobahntransekts Otterfing Ost (s: Standardfehler). Um Varianzenhomogenität zu erreichen, wurden die Werte für Na⁺ und Ca²⁺ ln-transformiert.

	Gruppen	s	p-Wert	Sign.-Niveau		Gruppen	s	p-Wert	Sign.-Niveau
Basensättigung	30 80	5,090	0,027	*	Cl ⁻	30 80	0,714	0,029	*
	30 230	5,090	0,019	*		30 230	0,714	0,064	n.s.
	30 580	5,090	0,002	**		30 580	0,714	0,044	*
	80 230	5,090	0,992	n.s.		80 230	0,714	0,947	n.s.
	80 580	5,090	0,183	n.s.		80 580	0,714	0,991	n.s.
	230 580	5,090	0,267	n.s.		230 580	0,714	0,994	n.s.
NO ₃ ⁻	30 80	0,480	0,937	n.s.	Ca ²⁺	30 80	0,176	0,018	*
	30 230	0,480	0,089	n.s.		30 230	0,176	0,008	**
	30 580	0,480	0,442	n.s.		30 580	0,176	0,001	***
	80 230	0,480	0,199	n.s.		80 230	0,176	0,913	n.s.
	80 580	0,480	0,215	n.s.		80 580	0,176	0,161	n.s.
	230 580	0,480	0,010	**		230 580	0,176	0,379	n.s.
N _{min}	30 80	0,548	0,825	n.s.	Na ⁺	30 80	0,260	0,095	n.s.
	30 230	0,548	0,513	n.s.		30 230	0,260	0,075	n.s.
	30 580	0,548	0,180	n.s.		30 580	0,260	0,039	*
	80 230	0,548	0,175	n.s.		80 230	0,260	0,998	n.s.
	80 580	0,548	0,526	n.s.		80 580	0,260	0,992	n.s.
	230 580	0,548	0,023	*		230 580	0,260	0,967	n.s.

Anhang 8: Mittelwerte der Bodenparameter, bezogen auf die Vegetationseinheiten I-III der Echinger Lohe.

Horizont	Veg.einh.	Ah (cm)	Mächtigkeit			C (%)	N (%)	C/N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	N _{min}
			pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Boden				mmol IE/g	Boden	mmol IE/g
Ah	I	6,3	7,2	6,6	8,13	0,73	11,19	18,90	7,18	26,25	
Ah	II	8,3	7,2	6,6	8,31	0,74	11,27	21,84	7,00	28,84	
Ah	III	12,4	7,2	6,7	10,09	0,91	11,21	31,42	9,79	41,21	
AhCv	I		7,4	6,8	6,70	0,59	11,34	6,04	11,98	18,02	
AhCv	II		7,5	6,8	6,10	0,53	11,51	5,09	11,74	16,83	
AhCv	III		7,5	6,9	7,61	0,67	11,50	6,72	19,66	26,38	
<hr/>											
H_2PO_4^-											
Horizont	Veg.einh.	IE/g Boden	Cl ⁻ mmol	mmol IE/g Boden	SO ₄ ²⁺ mmol	IE/g Boden	K ⁺ mmol	Na ⁺ mmol	Fe ³⁺ mmol	Mn ²⁺ mmol	IE/g Boden
			IE/g Boden	Boden	IE/g Boden	Boden	IE/g Boden	IE/g Boden	IE/g Boden	IE/g Boden	Boden
Ah	I	5,59		2,58		2,63		6,39		1,07	
Ah	II	5,80		2,47		1,07		6,58		1,08	
Ah	III	6,57		1,73		2,10		7,55		1,48	
AhCv	I	4,24		1,61		3,32		4,88		1,02	
AhCv	II	3,87		1,62		2,97		4,46		1,18	
AhCv	III	5,47		1,72		1,74		5,05		1,25	

Anhang 9: Post-Hoc-Test (LSD) der signifikant unterschiedlichen Bodenparameter der Echinger Lohe. Um Homogenität der Varianzen und Normalverteilung zu erreichen, wurde die L/Of-Horizontmächtigkeit ln-transformiert, C und K mit χ^2 .

	Gruppen	Standardfehler	p-Wert	Sign.-Niveau
Horizontmächtigkeit	I II	0,14	0,047	*
	I III	0,11	0,000	***
	II III	0,12	0,006	**
N	I II	0,07	0,832	n.s.
	I III	0,06	0,003	**
	II III	0,06	0,008	**
C	I II	11,71	0,751	n.s.
	I III	9,75	0,001	**
	II III	10,27	0,004	**
K ⁺	I II	8,92	0,798	n.s.
	I III	7,43	0,028	*
	II III	7,83	0,067	n.s.
Mn ²⁺	I II	0,12	0,700	n.s.
	I III	0,10	0,005	**
	II III	0,11	0,019	*

Anhang 10, Teil 1: Vegetationstabelle der Aufnahmen der Echinger Lohe von 2003.

Anhang 10, Teil 2: Vegetationstabelle der Aufnahmen der Echinger Lohe von 2003.

Aufnahmenummer	10	11	9	13	12	18	14	33	34	42	43	45	15	32	35	47	48	31	19	17	25	40	41	16	24	51	23	49	8	30	36	50	44	46	37	7	6	5	22	1	2	3	4	20	21	Einheit I	Einheit II	Einheit III
Sonstige Arten																																																
<i>Colchicum autumnale</i>	3	3	1b	2a	3	2a	2b	2a	1a	2b	2a	3	2a	3	2b	2a	4	.	.	1b	.	+	.	1b	3	2b	.	2a	2b	2a	2b	1b	2b	2a	2b	2a	2b	2a										
<i>Anemone nemorosa</i>	2a	1b	2b	2a	2b	2a	1b	.	.	+	.	1a	+	.	.	.	2a	2a	1a	+	2b	2b	.	2a	2b	1b	2b	2a																				
<i>Erythronium sibiricum</i>	2a	2a	3	5	4	5	4	3	5	4	5	4	4	5	4	5	4	3	2a	5	5	+	2b	1a	.	2b	5	4	3	5	3	1b	1b	+	2a	2a	2a	4	3									
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+	1a	+	1a	+	1a	+	+	1a	+	1a	+	1a	+	1a	+	1a	+	1a	+	2b	2b	.	1b	1a	+	2a	+	1a	+	2a	+	1a															
<i>Lamium montanum</i>	+	1a	1a	+	1a	+	2a	1a	1a	+	1b	2a	1a	2a	1b	1a	2a	3	2b	1a	2a	2a	2b	1a	2a	2b	1a	2a	2b	1a																		
<i>Paris quadrifolia</i>	+	1a	+	1b	+	+	1a	+	1a	+	1b	2a	1a	2a	1b	1a	2a	3	2b	1a	2a	2a	2b	1a	2a	2b	1a	2a	2b	1a																		
<i>Euonymus europaea</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+										
<i>Geum urbanum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+										
<i>Viola hirta</i>	+	1a	.	1b	1a	.	1a	2a	1a	+	.	1a	.	1a	+	1a	+	1b	2a	1a	+	1b	1a																									
<i>Mercurialis perennis</i>	.	1a	1a	2b	2a	4	.	.	1b	1a	.	2a	3	2a	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	.	r	.	.	r	r	.	.	r	.	.	1a	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+								
<i>Hylonomium splendens</i>	.	.	.	+	1a	1a	1a	.	.	.	+	1b	1a	r	.	+1a	+	+	+	+	+	+	+	1a					
<i>Carex sylvatica</i>	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Carex alba</i>	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Maianthemum bifolium</i>	+	1a	1b	.	+	+	+	r	.	+	+	r	.	+	1a	.	.	+	2a	1a	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+										
<i>Ajuga reptans</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Melica nutans</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Viola reichenbachiana</i> / <i>riviniana</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Primula veris</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Aposeris foetida</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Carex digitata</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Milium effusum</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Ranunculus ficaria</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Erythronium swartzii</i>	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++										
<i>Campanula trachelium</i>	r	r	r	.	r								
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Poa nemoralis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Bromus benekenii</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Fissidens taxifolius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Fraxinus viridis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Galium mollugo</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Viola odorata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Galium sylvaticum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Hypnum cupressiforme</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Lamium maculatum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											
<i>Sanicula europaea</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+											

Anhang 11: Mittelwerte, Standardfehler und Anzahl der mittleren Ellenberg-Zeigerwerte, aufgeteilt nach Gruppen für die Jahre 1986 1993, 1998, 2003 und für alle Jahre gemeinsam.

Gruppen	L-Zeigerwert			N-Zeigerwert			F-Zeigerwert				
	U-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau	U-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau	U-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau		
1986	I	II	81,0	0,000	***	82,5	0,000	***	140,0	0,000	***
	I	III	2,0	0,000	***	0,0	0,000	***	0,0	0,000	***
	II	III	370,0	0,000	***	27,0	0,000	***	18,0	0,000	***
1993	I	II	76,5	0,000	***	58,5	0,000	***	56,0	0,000	***
	I	III	40,0	0,000	***	0,0	0,000	***	0,0	0,000	***
	II	III	606,5	0,002	**	7,0	0,000	***	22,5	0,000	***
1998	I	II	115,0	0,000	***	31,5	0,000	***	107,5	0,000	***
	I	III	81,5	0,000	***	9,0	0,000	***	3,0	0,000	***
	II	III	657,5	0,008	**	75,0	0,000	***	64,0	0,000	***
2003	I	II	72,0	0,000	***	8,0					

Anhang 13: Merkmalsausprägungen der Arten der Echinger Lohe. Abkürzungen der Merkmale: CS: Blattverteilung am Spross; PH: Blattphänologie; AN: Blattanatomie; PO: Bestäubung; MH: maximal Sprosshöhe; MA: Samengewicht; VS: Vegetative Ausbreitung; PP: Persistenz, Klonalität; SF: Blühbeginn; DF: Blühdauer; BF: Blattform (s. Tabelle 3-1). Die Bedeutungen der durch Zahlen codierten Merkmalsausprägungen sind Tabelle 3-2 zu entnehmen.

Art	CS	PH	AN	PO	MH	MA	VS	PP	SF	DF	BF
<i>Aegopodium podagraria</i>	2	3	3	2	3	5	2	3	2	1	10
<i>Ajuga reptans</i>	2	1	3	2	1	4	2	3	1	2	4
<i>Allium carinatum</i>	2	1	2	2	2	4	1	2	2	1	1
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	2	3	2	2	3	4	1	2	2	1	1
<i>Anemone nemorosa</i>	1	2	3	2	1	4	2	3	1	1	7
<i>Aposeris foetida</i>	2	3	2	2	1	5	1	3	2	1	6
<i>Arum maculatum</i>	2	2	3	2	2	6	1	2	1	1	3
<i>Asarum europaeum</i>	1	1	2	2	1	5	2	3	1	1	4
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2	3	2	3	3	5	1	3	2	1	1
<i>Bromus benekenii</i>	2	3	2	3	3	5	1	3	2	1	1
<i>Campanula trachelium</i>	2	3	3	2	3	1	1	3	2	1	4
<i>Carex alba</i>	2	1	1	3	1	3	2	3	1	1	1
<i>Carex digitata</i>	2	1	1	3	1	4	1	3	1	1	1
<i>Carex montana</i>	2	3	2	3	1	3	1	3	1	1	1
<i>Carex sylvatica</i>	2	1	2	3	3	4	1	3	1	1	1
<i>Chaerophyllum aureum</i>	2	3	2	2	3	5	1	3	2	1	10
<i>Colchicum autumnale</i>	2	3	2	2	2	5	1	2	2	2	2
<i>Convallaria majalis</i>	1	3	2	2	1	6	2	3	1	1	3
<i>Corydalis cava</i>	1	2	3	2	1	5	1	2	1	1	9
<i>Dactylis glomerata</i>	2	3	2	3	3	3	1	3	1	2	1
<i>Elymus caninus</i>	1	3	2	3	3	5	1	3	2	1	1
<i>Festuca gigantea</i>	2	3	3	3	3	5	1	3	2	1	1
<i>Fragaria vesca</i>	2	1	2	2	1	6	1	3	1	1	8
<i>Fragaria viridis</i>	2	1	2	2	1	6	1	3	1	1	8
<i>Gagea lutea</i>	1	2	3	2	1	5	1	2	1	1	1
<i>Galium mollugo</i>	1	3	2	2	3	6	2	3	1	2	2
<i>Galium odoratum</i>	1	1	2	2	1	6	1	3	1	1	3
<i>Galium sylvaticum</i>	1	3	2	2	3	4	1	3	2	1	3
<i>Geum urbanum</i>	2	1	2	1	3	5	1	3	2	1	9
<i>Heracleum sphondylium</i>	1	3	2	2	3	5	1	3	2	1	9
<i>Lamium maculatum</i>	1	3	3	2	2	4	2	3	1	2	4
<i>Lamium montanum</i>	1	1	2	2	3	4	1	3	2	1	4
<i>Lilium martagon</i>	1	3	2	2	3	5	1	2	2	1	2
<i>Maianthemum bifolium</i>	1	3	1	2	1	6	2	3	1	1	4
<i>Melica nutans</i>	2	3	2	3	2	5	2	3	1	1	1
<i>Mercurialis perennis</i>	1	3	3	3	1	5	2	3	1	1	3
<i>Milium effusum</i>	1	1	2	3	3	4	2	3	1	1	1
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	3	3	1	5	2	3	1	1	4
<i>Poa annua</i>	2	3	3	3	1	2	1	3	1	2	1
<i>Poa nemoralis</i>	1	3	2	3	3	2	1	3	2	1	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	1	3	3	2	3	6	2	3	1	1	3
<i>Primula veris</i>	1	3	2	2	1	4	1	3	1	1	3
<i>Ranunculus ficaria</i>	2	2	3	2	1	5	1	2	1	1	4
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	2	3	3	2	3	4	1	2	1	1	7
<i>Rubus caesius</i>	1	3	2	1	2	5	2	3	2	1	8
<i>Rubus idaeus</i>	1	3	2	2	3	4	2	3	1	1	9
<i>Rubus saxatilis</i>	1	3	2	1	1	5	1	3	2	1	8
<i>Sanicula europaea</i>	2	3	2	2	2	5	1	3	2	1	5
<i>Stachys sylvatica</i>	1	3	3	2	3	4	1	3	2	2	4
<i>Tanacetum corymbosum</i>	2	3	1	2	3	3	1	3	1	2	9
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	1	2	2	2	1	1	3	1	2	3
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	1	3	2	2	3	5	1	3	1	2	3
<i>Viola hirta</i>	2	3	2	2	1	5	1	3	1	1	4
<i>Viola mirabilis</i>	2	3	2	2	1	5	1	3	1	1	4
<i>Viola reichenbachiana/ rivinana</i>	2	1	2	2	1	5	1	3	1	1	4

Anhang 14: Entwicklung der 29 zwischen 1986 und 2003 zu- bzw. abnehmenden Arten (Tabelle 3-7) des Dauerbeobachtungstranseks der Vegetationsgruppe 1. Angegeben ist der Entwicklungstrend für jede Art (s. Tabelle 3-3). Berechnet wurde die Test-Statistik des Chi²-Tests und als Maß für die Änderung (Δ) pro Jahr die Steigung einer Ausgleichsgeraden. Zusätzlich sind für alle Arten die Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L) und Stickstoff (N) aufgeführt. Keine Steigungen wurden angegeben, wenn der Chi²-Test zwischen den Jahren keine Unterschiede zeigte.

Vegetationseinheit 1 Art	Entwicklung	Zeigerwerte		Unterschied zw. Jahren (df= 2)			Entwicklung Δ
		L	N	Chi ²	p-Wert	Sign.-Niveau	
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	1	6	7	110,79	0,000	***	5,49
<i>Fragaria vesca</i>	1	7	6	27,83	0,000	***	3,49
<i>Ajuga reptans</i>	1	6	6	6,65	0,084	Trend	0,70
<i>Stachys sylvatica</i>	1	4	7	48,11	0,000	***	3,56
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1	4		2,13	0,547	n.s.	0,06
<i>Carex sylvatica</i>	1	2	5	2,21	0,529	n.s.	0,69
<i>Corydalis cava</i>	1	3	8	8,63	0,035	*	-0,01
<i>Viola reichenbachiana/riviniana</i>	1	4	6	5,74	0,125	n.s.	1,27
<i>Gagea lutea</i>	1	4	7	22,53	0,000	***	-2,11
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	3	6	6,47	0,091	Trend	-0,12
<i>Geum urbanum</i>	1	4	7	7,35	0,062	Trend	0,37
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	5					
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	7	1,55	0,671	n.s.	0,57
<i>Allium carinatum</i>	-1	8	2	40,51	0,000	***	-3,26
<i>Fragaria viridis</i>	-1	7	3	5,50	0,139	n.s.	-0,94
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-1	6	4	14,56	0,002	**	-1,56
<i>Rubus saxatilis</i>	-1	7	4	6,96	0,073	Trend	-0,97
<i>Campanula trachelium</i>	-1	4	8	41,11	0,000	***	-2,40
<i>Mercurialis perennis</i>	-1	2	7	20,73	0,000	***	-1,68
<i>Asarum europaeum</i>	-1	3	6	4,98	0,173	n.s.	-0,60
<i>Sanicula europaea</i>	-1	4	6	12,56	0,006	**	0,38
<i>Chaerophyllum aureum</i>	-1	6	9	100,74	0,000	***	-6,20
<i>Heracleum sphondylium</i>	-1	7	8	49,87	0,000	***	-3,95
<i>Aposeris foetida</i>	-1	4	5	28,54	0,000	***	-2,54
<i>Melica nutans</i>	-1	4	3	27,55	0,000	***	-1,39
<i>Lilium martagon</i>	-1	4	5	19,87	0,000	***	0,31
<i>Viola mirabilis</i>	-1	4		17,68	0,001	**	-0,95
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-1	5					
<i>Milium effusum</i>	-1	4	5				

Anhang 15: Entwicklung der 29 zwischen 1986 und 2003 zu-, bzw. abnehmenden Arten (Tabelle 3-7) des Dauerbeobachtungstranseks der Vegetationsgruppe 2. Angegeben ist der Entwicklungstrend für jede Art (s. Tabelle 3-3). Berechnet wurde die Test-Statistik des Chi²-Tests und als Maß für die Änderung (Δ) pro Jahr die Steigung einer Ausgleichsgeraden. Zusätzlich sind für alle Arten die Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L) und Stickstoff (N) aufgeführt. Keine Steigungen wurden angegeben, wenn der Chi²-Test zwischen den Jahren keine Unterschiede zeigte.

Vegetationseinheit 2 Art	Entwicklung	Zeigerwerte		Unterschied zw. Jahren (df= 2)			Entwicklung Δ
		L	N	Chi ²	p-Wert	Sign.-Niveau	
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	1	6	7	89,91	0,000	***	4,21
<i>Fragaria vesca</i>	1	7	6	9,43	0,024	*	1,27
<i>Ajuga reptans</i>	1	6	6	16,60	0,001	**	2,46
<i>Stachys sylvatica</i>	1	4	7	33,06	0,000	***	3,12
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1	4		36,05	0,000	***	3,93
<i>Carex sylvatica</i>	1	2	5	21,36	0,000	***	2,53
<i>Corydalis cava</i>	1	3	8	28,20	0,000	***	2,21
<i>Viola reichenbachiana/riviniana</i>	1	4	6	25,41	0,000	***	-0,19
<i>Gagea lutea</i>	1	4	7	94,42	0,000	***	-1,02
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	3	6	6,44	0,092	Trend	0,68
<i>Geum urbanum</i>	1	4	7	5,17	0,160	n.s.	0,53
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	5					
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	7	5,69	0,128	n.s.	0,38
<i>Allium carinatum</i>	-1	8	2	51,07	0,000	***	-2,91
<i>Fragaria viridis</i>	-1	7	3	4,88	0,181	n.s.	-0,73
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-1	6	4	3,25	0,355	n.s.	-0,38
<i>Rubus saxatilis</i>	-1	7	4	7,09	0,069	Trend	0,54
<i>Campanula trachelium</i>	-1	4	8	31,91	0,000	***	0,52
<i>Mercurialis perennis</i>	-1	2	7	2,46	0,483	n.s.	-0,21
<i>Asarum europaeum</i>	-1	3	6	10,29	0,016	*	-0,25
<i>Sanicula europaea</i>	-1	4	6	14,88	0,002	**	-0,01
<i>Chaerophyllum aureum</i>	-1	6	9	11,60	0,009	**	-1,64
<i>Heracleum sphondylium</i>	-1	7	8	24,45	0,000	***	-2,12
<i>Aposeris foetida</i>	-1	4	5	23,43	0,000	***	-1,50
<i>Melica nutans</i>	-1	4	3	22,41	0,000	***	-1,17
<i>Lilium martagon</i>	-1	4	5	20,59	0,000	***	-1,39
<i>Viola mirabilis</i>	-1	4		4,76	0,191	n.s.	-0,35
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-1	5					
<i>Milium effusum</i>	-1	4	5				

Anhang 16: Entwicklung der 29 zwischen 1986 und 2003 zu-, bzw. abnehmenden Arten (Tabelle 3-7) des Dauerbeobachtungstransekts der Vegetationsgruppe 3. Angegeben ist der Entwicklungstrend für jede Art (s. Tabelle 3-3). Berechnet wurde die Test-Statistik des Chi²-Tests und als Maß für die Änderung (Δ) pro Jahr die Steigung einer Ausgleichsgeraden. Zusätzlich sind für alle Arten die Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L) und Stickstoff (N) aufgeführt. Keine Steigungen wurden angegeben, wenn der Chi²-Test zwischen den Jahren keine Unterschiede zeigte.

Vegetationseinheit 3 Art	Entwicklung	Zeigerwerte		Unterschied zw. Jahren (df= 2)			Entwicklung Δ
		L	N	Chi ²	p-Wert	Sign.-Niveau	
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	1	6	7	56,61	0,000	***	3,76
<i>Fragaria vesca</i>	1	7	6	5,38	0,146	n.s.	0,00
<i>Ajuga reptans</i>	1	6	6	31,19	0,000	***	2,93
<i>Stachys sylvatica</i>	1	4	7	27,04	0,000	***	1,28
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1	4		50,23	0,000	***	0,97
<i>Carex sylvatica</i>	1	2	5	7,57	0,056	Trend	1,33
<i>Corydalis cava</i>	1	3	8	3,98	0,263	n.s.	-0,25
<i>Viola reichenbachiana/riviniana</i>	1	4	6	46,06	0,000	***	0,66
<i>Gagea lutea</i>	1	4	7	103,04	0,000	***	1,15
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	3	6	22,63	0,000	***	2,45
<i>Geum urbanum</i>	1	4	7	27,02	0,000	***	1,96
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	5					
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	7	5,24	0,155	n.s.	0,39
<i>Allium carinatum</i>	-1	8	2	33,77	0,000	***	-1,40
<i>Fragaria viridis</i>	-1	7	3	0,00	0,000	***	0,00
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-1	6	4	4,52	0,210	n.s.	-0,16
<i>Rubus saxatilis</i>	-1	7	4	10,34	0,016	*	0,00
<i>Campanula trachelium</i>	-1	4	8	4,52	0,210	n.s.	-0,01
<i>Mercurialis perennis</i>	-1	2	7	33,38	0,000	***	-1,68
<i>Asarum europaeum</i>	-1	3	6	32,40	0,000	***	-1,36
<i>Sanicula europaea</i>	-1	4	6	0,00	0,000	***	0,00
<i>Chaerophyllum aureum</i>	-1	6	9	29,23	0,000	**	-1,68
<i>Heracleum sphondylium</i>	-1	7	8	47,27	0,000	***	-2,33
<i>Apseris foetida</i>	-1	4	5	3,23	0,101	n.s.	0,69
<i>Melica nutans</i>	-1	4	3	2,99	0,393	n.s.	0,31
<i>Lilium martagon</i>	-1	4	5	4,09	0,252	n.s.	-0,90
<i>Viola mirabilis</i>	-1	4		13,08	0,004	**	0,49
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-1	5					
<i>Milium effusum</i>	-1	4	5				

Anhang 17: Stetigkeiten der Arten des Dauerbeobachtungstranseks der Echinger Lohe von 1986 bis 2003 für das Gesamttransekt und aufgetrennt nach den 3 Vegetationsgruppen.

Art	Gesamt				Gruppe 1			Gruppe 2			Gruppe 3					
	1986	1993	1998	2003	1986	1993	1998	2003	1986	1993	1998	2003	1986	1993	1998	2003
<i>Actaea spicata</i>		1,5	1,6	0,8			3,1			2,4				2,1	1,7	1,6
<i>Aegopodium podagraria</i>	100,0	100,0	100,0	96,7	100,0	100,0	100,0	93,3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	96,8
<i>Ajuga reptans</i>	44,3	57,0	68,0	76,4	83,3	69,4	84,4	93,3	48,7	61,0	81,8	87,9	12,0	43,8	51,7	62,9
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	12,2	79,9	84,0	84,3	5,6	91,7	100,0	100,0	25,6	97,6	97,0	100,0	6,0	56,3	68,3	69,4
<i>Allium carinatum</i>	58,8	19,7	1,6	14,9	72,2	22,2	6,3	20,0	79,5	34,1		27,3	32,0	6,3		6,5
<i>Anemone nemorosa</i>	98,4	100,0	99,2	99,2	100,0	100,0	96,9	100,0	97,4	100,0	100,0	100,0	98,0	100,0	100,0	98,4
<i>Aposeris foetida</i>	64,5	71,8	37,6	54,7	77,8	88,9	34,4	46,7	94,9	97,6	60,6	78,8	30,0	37,5	26,7	46,8
<i>Arum maculatum</i>	98,4	100,0	98,4	100,0	97,2	100,0	100,0	100,0	97,4	100,0	97,0	100,0	100,0	100,0	98,3	100,0
<i>Asarum europaeum</i>	79,1	88,8	85,6	64,6	50,0	66,7	56,3	40,0	87,2	100,0	97,0	81,8	94,0	97,9	95,0	67,7
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	73,2	81,0	84,8	90,1	100,0	100,0	93,8	100,0	89,7	92,7	100,0	100,0	40,0	56,3	71,7	80,6
<i>Bromus benekenii</i>	1,6	13,6	9,6	4,0	5,6	38,9	31,3	13,3		4,9	6,1	3,0				
<i>Campanula trachelium</i>	21,7	51,4	9,6	20,3	47,2	75,0	3,1	23,3	15,4	65,9	12,1	39,4	8,0	20,8	11,7	9,7
<i>Carex alba</i>	20,8	20,3	17,6	17,5	66,7	55,6	62,5	63,3	5,1	9,8	3,0	6,1		1,7	1,6	
<i>Carex montana</i>	24,0	25,9	23,2	23,1	83,3	80,6	81,3	86,7		2,4	9,1	6,1				1,6
<i>Carex sylvatica</i>	26,6	40,8	46,4	48,9	19,4	33,3	28,1	33,3	46,2	68,3	90,9	84,8	16,0	25,0	31,7	38,7
<i>Chaerophyllum aureum</i>	95,2	96,2	68,8	50,4	100,0	100,0	31,3	3,3	92,3	90,2	72,7	66,7	94,0	97,9	86,7	64,5
<i>Colchicum autumnale</i>	96,8	99,2	100,0	98,3	97,2	100,0	100,0	100,0	94,9	100,0	100,0	100,0	98,0	97,9	100,0	96,8
<i>Convallaria majalis</i>	46,0	52,6	44,0	48,5	91,7	94,4	84,4	90,0	56,4	68,3	75,8	81,8	4,0	6,3	5,0	12,9
<i>Corydalis cava</i>	54,8	70,2	69,6	71,2	2,8	19,4	3,1	6,7	48,7	92,7	81,8	90,9	98,0	93,8	98,3	91,9
<i>Dactylis glomerata</i>	1,6	1,7				5,6						4,0				
<i>Elymus caninus</i>	48,9	59,6	55,2	53,4	77,8	86,1	65,6	93,3	46,2	70,7	81,8	81,8	30,0	29,2	35,0	21,0
<i>Eurhynchium striatum</i>	1,6	96,0	98,4	98,4		100,0	96,9	100,0	2,6	100,0	100,0	97,0	2,0	89,6	98,3	98,4
<i>Eurhynchium hians</i>				25,0				16,7				21,2			30,6	
<i>Festuca gigantea</i>	3,9	3,2	2,4			3,3				3,0		10,0	8,3		1,6	
<i>Fissidens taxifolius</i>			3,9	4,7					2,4		12,1			8,3	3,2	
<i>Fragaria vesca</i>	4,8	23,9	20,8	25,2	13,9	52,8	56,3	76,7	2,6	24,4	18,2	27,3				3,3
<i>Fragaria viridis</i>	20,9	13,5	16,8	8,0	52,8	36,1	53,1	30,0	17,9	7,3	12,1	3,0				
<i>Gagea lutea</i>	8,6	69,1	44,4		27,8		6,7		82,9		72,7	22,0	91,7		48,4	
<i>Galium mollugo</i>	3,2	2,5	0,8	0,8	5,6	5,6			5,1				2,1	1,7	1,6	
<i>Galium odoratum</i>	8,2	9,6	10,4	9,8					25,6	31,7	36,4	36,4		1,7	1,6	
<i>Geum urbanum</i>	78,7	90,5	92,8	95,9	88,9	97,2	84,4	100,0	92,3	92,7	100,0	100,0	60,0	83,3	93,3	91,9
<i>Heracleum sphondylium</i>	100,0	96,7	70,4	57,5	100,0	91,7	37,5	43,3	100,0	97,6	75,8	66,7	100,0	100,0	85,0	59,7
<i>Hypnum cupressiforme</i>			0,8	80,0	70,8		96,9	93,3		97,0	78,8		2,1	61,7	56,5	
<i>Lamium maculatum</i>	18,8	17,5	16,0	12,3					4,9		3,0	48,0	41,7	33,3	22,6	
<i>Lamium montanum</i>	97,6	99,1	100,0	98,4	94,4	97,2	100,0	96,7	97,4	100,0	100,0	97,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Lilium martagon</i>	56,1	75,4	47,2	47,0	55,6	100,0	71,9	66,7	64,1	92,7	51,5	48,5	50,0	41,7	31,7	37,1
<i>Maianthemum bifolium</i>	42,0	51,5	55,2	49,3	69,4	86,1	90,6	86,7	59,0	75,6	90,9	84,8	8,0	4,2	16,7	14,5
<i>Melica nutans</i>	16,1	38,4	11,2	8,0	36,1	77,8	25,0	23,3	17,9	46,3	15,2	3,0		1,7	3,2	
<i>Mercurialis perennis</i>	96,0	99,1	91,2	72,3	94,4	97,2	90,6	63,3	100,0	100,0	97,0	97,0	94,0	100,0	88,3	64,5
<i>Milium effusum</i>	11,3	23,3	16,0	8,1	16,7	13,9	9,4	3,3	15,4	41,5	3,0	6,1	4,0	16,7	26,7	11,3
<i>Paris quadrifolia</i>	86,4	87,2	92,8	94,4	69,4	66,7	78,1	76,7	92,3	100,0	97,0	100,0	94,0	93,8	98,3	100,0
<i>Plagiomnium undulatum</i>			27,5	36,0	47,1		2,8	3,3		24,4	33,3	63,6		50,0	56,7	59,7
<i>Poa annua</i>	1,6	4,1				5,6						4,0	6,3			
<i>Poa nemoralis</i>	3,2	7,5			8,3	16,7			2,6	4,9			2,1			
<i>Polygonatum multiflorum</i>	94,4	99,2	97,6	92,7	91,7	100,0	100,0	96,7	97,4	100,0	97,0	97,0	94,0	97,9	96,7	88,7
<i>Primula veris</i>	16,9	36,4	20,8	23,0	50,0	77,8	50,0	60,0	7,7	26,8	21,2	18,2		10,4	5,0	8,1
<i>Ranunculus ficaria</i>	16,5	24,6	11,2	21,5					5,1	9,8	6,1		38,0	56,3	20,0	41,9
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	37,8	41,3	43,2	37,7	8,3	8,3	12,5	3,3	10,3	22,0	12,1	12,1	82,0	83,3	76,7	66,1
<i>Rhytidiodelphus triquetrus</i>					1,6	7,8		3,1	6,7			15,2		1,7	4,8	
<i>Rubus caesius</i>	28,8	43,2	40,0	39,5	88,9	88,9	84,4	86,7	5,1	22,0	33,3	45,5	4,0	22,9	20,0	14,5
<i>Rubus saxatilis</i>	9,6	9,5	4,8	2,4	22,2	30,6	9,4	10,0	2,6		9,1		6,0			
<i>Sanicula europaea</i>	6,4	12,7	0,8		16,7	19,4			5,1	22,0	3,0					
<i>Stachys sylvatica</i>	43,8	53,7	50,4	95,2	22,2	16,7	25,0	90,0	35,9	43,9	42,4	97,0	66,0	91,7	68,3	96,8
<i>Tanacetum corymbosum</i>	12,0	5,7	1,6	1,6	30,6	8,3	6,3	3,3	5,1	2,4			4,0	6,3		1,6
<i>Veronica chamaedrys</i>					2,4	3,2							6,3	6,7		
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	11,2	11,1	4,8	11,9	38,9	33,3	12,5	40,0	7,7	2,4	6,1	9,1				
<i>Viola reichenbachiana/riviniana</i>	33,9	69,4	64,0	36,4	63,9	80,6	81,3	86,7	41,0	87,8	66,7	39,4	6,0	45,8	53,3	11,3
<i>Viola hirta</i>	55,0	49,2	42,4	58,1	97,2	88,9	78,1	96,7	79,5	70,7	75,8	93,9	4,0		5,0	22,6
<i>Viola mirabilis</i>	64,6	82,4	56,8	59,9	94,4	100,0	68,8	86,7	92,3	100,0	90,9	87,9	20,0	54,2	31,7	33,9

Anhang 18: Vegetationsaufnahmen der Gebiete Kelheim Schanze, Starnberg Schlossberg, Alpenrand Herrenbergleiten. Verband: Galio-odorati-Fagion; Ordnung: Fagetalia sylvaticae; Klasse: Querco-Fagetea.

Alpenrand-Herrenbergkiefern (OIIb.)	1	2	3	4	5	6
Baumgruppe:						
<i>Fagus sylvatica</i> (%)	90	90	60	95	95	60
<i>Picea abies</i> (%)		5	30	2	5	40
<i>Pinus syl.</i>	10	5	10	3	3	10
Karstausrichtung:						
Differenzialarten des Aposeris-Fagetum/ Basenzeiger:						
<i>Mercurialis perennis</i>	1b	+	1a	1a	1a	2a
<i>Lamiastrum montanum</i>	+	+	1a	1a	1b	
<i>Dianthus superbus</i>	+	+	1a	1a	+	
<i>Daphne mezereum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Hedysarum europaeum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Carex stans</i>	+	+	+	+	+	
Charakterarten des Verbandes, Ordnung oder der Klasse:						
<i>Cassiope mertensiana</i>	1a	1b	1b	+	+	1b
<i>Cotula australis</i>	+	+	+	+	+	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	+	+	+	+	
<i>Actaea rubra/bachiani</i>	+	+	+	+	+	
<i>Fagus sylvatica</i>	+	+	+	+	+	
<i>Carex digitata</i>	+	+	+	+	+	
<i>Carex sylvatica</i>	+	+	+	+	+	
<i>Quercus robur</i>	+	+	+	+	+	
<i>Hedera helix</i>	+	+	+	+	+	
<i>Abies alba</i>	+	+	+	+	+	
<i>Dentaria bulbifera</i>	+	+	+	+	+	
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	+	+	+	+	
<i>Asplenium platyneuron</i> agg.	+	+	+	+	+	
Sonstige Arten:						
<i>Oxalis acetosella</i>	1a	1a	1a	1a	1b	1a
<i>Myrsinella pyrenaica</i>	+	1a	+	1a	1a	1a
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	+	1a	1a	+	
<i>Polygonatum verticillatum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Thlaspi arvense</i>	+	+	1a	1a	+	
<i>Rubus idaeus</i>	+	+	+	+	+	
<i>Veronica montana</i>	+	+	+	+	+	
<i>Cirsium heterophyllum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Gaultheria rotundifolium</i>	+	+	+	+	+	
<i>Picea abies</i>	+	+	+	+	+	
<i>Prunus avium</i>	+	+	+	+	+	
<i>Clematis vitalba</i>	+	+	+	+	+	
<i>Hieracium sylvaticum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Geum urbanum</i>	+	+	+	+	+	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	+	+	+	
<i>Corylus pendula</i>	+	+	+	+	+	
<i>Primula elatior</i>	+	+	+	+	+	
<i>Geranium robertianum</i>	+	+	+	+	+	

Alpenrand Schreibach (M1 _a)		1	2	3	4	5	6			
Baumschicht										
<i>Fagus sylvatica</i> (%)		80	70	50	50	30	90			
<i>Picea abies</i> (%)		10	10	10	40	60				
<i>Abies alba</i> (%)				40	5	15				
<i>Frei</i> (%)		15	25	20	20	15	10			
Strauchsiede										
<i>Quercus robur</i> (%)					5					
Krautschicht										
<i>Charakterarten des Verbandes, Ordnung oder der Klasse</i>										
<i>Oxalis acetosella</i>	+	1a	+	+	+	+	1b			
<i>Festuca altissima</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Prenanthes purpurea</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Fragaria vesca</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Galium rotundifolium</i>	+	+	.	.	+	.	1a			
<i>Dryopteris dilatata</i>	+	.	.			
<i>Blechnum spicant</i>	+	.	.	+	.	.	+			
<i>Abies alba</i>	+	.	+			
<i>Carex sylvatica</i>	+	+			
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+	.	.			
<i>Veronica urticifolia</i>	.	.	+			
<i>Sonstige Arten</i>										
<i>Luzula sylvatica</i> ssp. <i>sylvatica</i>	+	+	+	1a	+	+	1a			
<i>Polytrichum spec.</i>	+	+	+	+	1b	+	+			
<i>Picea abies</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Spiraea alpina</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Hieracium sylvaticum</i>	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Rubus idaeus</i>	.	.	+			
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	+	.	+	.	.	.			
<i>Carex pilulifera</i>	+	.	.			
Starnberg Weiherbuchet (G1 _a)		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Baumschicht										
<i>Fagus sylvatica</i> (%)		95	90	90	95	95	85	95	90	85
<i>Frei</i> (%)		5	10	10	5	5	15	5	10	15
Strauchsiede										
<i>Fagus sylvatica</i> (%)		30	20	.	.	5	5	.	30	30
Krautschicht										
<i>Basenzeiger</i>										
<i>Lamiastrum montanum</i>	.	+	+	.	1a	+	+	+	+	+
<i>Mercurialis perennis</i>	+	2a
<i>Charakterarten des Verbandes, Ordnung oder der Klasse</i>										
<i>Fagus sylvatica</i>	3	2b	2a	1b	1b	1b	2b	4	3	
<i>Galium odoratum</i>	1a	1b	1a	1a	+	1a	1a	+	1a	
<i>Viola reichenbachiana</i>	+	+	+	+	+	+	1a	+	+	
<i>Anemone nemorosa</i>	.	1b	2a	2b	2b	1b	1a	3	2b	
<i>Milium effusum</i>	1a	+	+	1a	.	1a	+	1a	+	
<i>Carex sylvatica</i>	+	.	+	+	.	+	1a	1a	1b	
<i>Anemone ranunculoides</i>	1a	1a	1a	.	.	1b	1a	.	.	
<i>Fraxinus excelsior</i>	+	.	+	.	+	.	.	.	+	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	.	+	+	+	
<i>Arum maculatum</i> agg.	+	+	+	.	.	.	1a	.	.	
<i>Dentaria bulbifera</i>	2a	1a	2b	
<i>Poa nemoralis</i>	1b	.	+	
<i>Neottia nidus-avis</i>	+	.	.	
<i>Lonicera xylosteum</i>	+	
<i>Sonstige Arten</i>										
<i>Acer platanoides</i>	1a	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Oxalis acetosella</i>	+	+	+	+	1a	+	+	+	+	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	+	
<i>Ulmus glabra</i>	+	.	.	
<i>Picea abies</i>	+	.	.	.	
<i>Populus</i> sp.	+	.	.	.	
<i>Polytrichum</i> spec.	+	
Kelheim Platte (D2 _a)		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Baumschicht										
<i>Fagus sylvatica</i> (%)		95	90	90	85	95	85	95	80	95
<i>Picea abies</i> (%)		.	.	.	5	.	2	5	5	
<i>Frei</i> (%)		5	10	10	10	5	15	5	15	5
Krautschicht										
<i>Charakterarten des Verbandes, Ordnung oder der Klasse</i>										
<i>Galium odoratum</i>	1b	2a	1b	1b	1b	1b	2b	2b	2b	
<i>Fagus sylvatica</i>	+	+	+	+	1a	1a	+	1a	+	
<i>Carex sylvatica</i>	+	+	1a	.	.	.	+	1b	.	
<i>Quercus petraea</i>	.	.	.	+	+	
<i>Acer campestre</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	.	.	
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	+	
<i>Milium effusum</i>	.	.	+	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	.	+	
<i>Poa nemoralis</i>	+	.	.	
<i>Sonstige Arten</i>										
<i>Oxalis acetosella</i>	+	1a	1b	+	
<i>Impatiens parviflora</i>	+	+	.	.	
<i>Alliaria petiolata</i>	+	
<i>Athyrium filix-femina</i>	.	+	
<i>Monotropa hypopitys</i> agg.	+	.	.	.	

Anhang 20: Tests auf Unterschiede zwischen den Düngestufen. Die Arten sind nach Untersuchungsgebieten aufgeteilt, die Parameter nach Jahren, Düngestufen (D), nicht blühenden (n.b.) bzw. blühenden (b.) Individuen. Angegeben sind die Testis (Anova oder H-Test), Testwerte, Freiheitsgrade und Wahrscheinlichkeiten (p-Werte).

Anhang 21: Post-Hoc-Tests auf Unterschiede zwischen den Düngestufen. Die Arten sind nach Untersuchungsgebieten aufgeteilt, die Parameter nach Jahren, Düngestufen (D.), nicht blühenden (n.b.) bzw. blühenden (b.) Individuen. Angegeben sind die Tests (LSD oder U-Test), Test- und p-Werte. Die Tests wurden nur bei den Parametern durchgeführt, bei denen signifikante Unterschiede gefunden wurden (Anhang 16). Das Signifikanzniveau der U-Test wurde Bonferroni-korrigiert, somit wurden die Unterschiede erst ab einem p-Wert kleiner 0,0166 als signifikant gewertet. Signifikante Unterschiede wurden mit einem Sternchen hinter dem p-Wert markiert.

	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Aster amellus</i>	<i>Bromus sterilis</i>	<i>Carex sylvatica</i>	<i>Carex tenera</i>	<i>Carex vaginata</i>	<i>Carex sylvatica</i>	<i>Carex tenera</i>	<i>Carex vaginata</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>									
<i>Aster amellus</i>									
<i>Bromus sterilis</i>									
<i>Carex sylvatica</i>									
<i>Carex tenera</i>									
<i>Carex vaginata</i>									
<i>Artemisia vulgaris</i>									
<i>Aster amellus</i>									
<i>Bromus sterilis</i>									
<i>Carex sylvatica</i>									
<i>Carex tenera</i>									
<i>Carex vaginata</i>									

Anhang 22: Mittlere Effektgrößen der untersuchten Arten aufgeteilt nach Untersuchungsgebieten. Die Effektgrößen (Berechnung nach Formel (4-1) der einzelnen Parameter wurden getrennt nach ihrer Zuordnung als vegetativ (nicht blühend, blühend) und reproduktiv (Tabelle 4-2) gemittelt. Die Mittelwertbildung erfolgte nur wenn mehr als drei Einzelwerte vorhanden waren.

Gebiet	Parameter	Blühend	Jahr	<i>Gaulium</i>		<i>Mercurialis</i>		<i>Symplyrum</i>		<i>Lathyrus</i>		<i>Viola</i>		<i>Hepatica</i>		<i>Oxalis</i>		<i>Carex syl.</i>		<i>Bromus</i>		<i>Luula</i>		<i>Carex dig.</i>			
				E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂	E ₁	E ₂				
D1	vegetativ	nicht blühend	2002	0,080	0,052			-0,196	-0,048	-0,065	0,056			0,110	0,053					0,122	0,258						
			2003	0,149	0,114			-0,185	0,001	0,078	0,002			0,059	0,132					-0,288	0,021						
			2004	0,072	0,201			0,146	0,013	-0,014	0,029			0,115	0,105					-0,001	0,234						
	reproduktiv	blühend	2002	-0,037	0,088					0,064	0,039			0,077	0,047					0,097	0,061						
			2003	0,080	-0,048			0,153	0,015	0,049	0,075			0,095	0,200					0,046	0,099						
			2004	0,031	0,147			0,058	0,022	-0,039	-0,057			0,123	0,018					0,208	0,066						
	reproduktiv	blühend	2002	0,183	-0,131					0,274	0,251			0,000	-0,040					0,063	0,083						
			2003					0,365	0,059	0,391	0,360			0,038	-0,034					0,314	0,188						
			2004					-0,119	-0,068	0,875	0,195			-0,118	0,065					0,030	-0,014						
D2	vegetativ	nicht blühend	2002	-0,095	-0,027																						
			2003	0,057	0,099																						
			2004	0,173	0,160																						
	reproduktiv	blühend	2002	-0,014	0,066																						
			2003	-0,152	-0,006																						
			2004	0,105	0,289																						
	reproduktiv	blühend	2002	-0,070	0,371																						
			2003	-0,424	-0,304																						
			2004	-0,241	0,114																						
G2	vegetativ	nicht blühend	2002			0,073	0,022					-0,040	0,109	-0,024	0,032							0,036	-0,025				
			2003			-0,107	0,083					0,040	0,172	-0,005	0,159							0,088	0,023				
			2004			0,018	0,115					0,052	0,165	0,042	0,100							-0,021					
	reproduktiv	blühend	2002									0,067	0,122									0,072	0,036				
			2003									0,053	0,128									0,027	-0,069				
			2004																		-0,176	-0,218					
	reproduktiv	blühend	2002									-0,118	0,575									0,020	-0,307				
			2003									-0,123	-0,054									0,138	-0,224				
			2004																		-0,046	0,324					
G1	vegetativ	nicht blühend	2002	-0,056	-0,007							-0,001	-0,077														
			2003	0,057	0,076							0,022	-0,006														
			2004	0,177	0,143							-0,004	0,199														
	reproduktiv	blühend	2002	-0,023	0,118							-0,123	-0,152														
			2003	0,028	0,062							0,025	-0,001														
			2004									0,034	-0,003														
	reproduktiv	blühend	2002	0,339	0,380							-0,095	0,099														
			2003	0,193	0,605							-0,116	-0,336														
			2004									0,407	0,210														
H1	vegetativ	nicht blühend	2002	-0,072	-0,078	0,101	0,080					0,348	0,125								0,090	0,122					
			2003	0,019	0,142	0,058	0,095					0,193	0,066								-0,133	-0,071					
			2004	0,265	0,246	0,251	0,165														-0,129						
	reproduktiv	blühend	2002									-0,108									0,082	0,080					
			2003									1,284	0,007								0,215	0,152					
			2004	0,114	0,228							-0,178									0,230	0,146					
	reproduktiv	blühend	2002									0,120									0,022	-0,007					
			2003									0,405	0,200								0,147	0,034					
			2004	0,310	0,472							0,223									0,029	0,044					
M1	vegetativ	nicht blühend	2002											-0,154	-0,032							-0,106	-0,139				
			2003											-0,058	0,069							-0,009	-0,070				
			2004											0,019	0,097							0,098	0,135				
	reproduktiv	blühend	2002																			0,052					
			2003																			-0,202					
			2004																			-0,093					

Anhang 23: Ergebnisse der Metaanalyse (U-Test) zum Einfluss der Düngung auf vegetative bzw. reproduktiver Parameter (x= Mittelwert der Effektgrößen; N= Anzahl der verarbeiteten Fälle; s=Standardfehler).

Jahr	Parameter	Effektgröße	x	N	s	U-Wert	p-Wert	Sign.
2002	vegetativ	E ₁	-0,01	26	0,017	364,0	0,624	n.s.
		E ₂	0,01	26	0,015	280,0	0,050	n.s.
	reproduktiv	E ₁	0,04	11	0,047	60,5	1,000	n.s.
		E ₂	0,13	11	0,077	44,0	0,300	n.s.
2003	vegetativ	E ₁	0,06	31	0,047	279,0	0,002	**
		E ₂	0,06	30	0,014	210,0	0,000	***
	reproduktiv	E ₁	0,12	11	0,078	33,0	0,076	n.s.
		E ₂	0,04	11	0,086	55,0	0,748	n.s.
2004	vegetativ	E ₁	0,08	27	0,020	162,0	0,000	***
		E ₂	0,09	28	0,023	140,0	0,000	***
	reproduktiv	E ₁	0,10	8	0,088	32,0	1,000	n.s.
		E ₂	0,12	9	0,097	18,0	0,050	n.s.

Anhang 24: Ergebnisse der Metaanalyse (U-Test) zum Einfluss der Düngung auf das Galio odorati-Fagetum bzw. das Hordelymo-Fagatum (x = Mittelwert der Effektgrößen; N = Anzahl der verarbeiteten Fälle; s= Standardfehler). Verwendung fanden nur die Effektgrößen der vegetativen Parameter.

Jahr	Parameter	Effektgröße	x	N	s	U-Wert	p-Wert	Sign.
2002	Galio odorati-F.	E ₁	-0,06	9	0,022	9,0	0,004	**
		E ₂	-0,03	8	0,033	16,0	0,105	n.s.
	Hordelymo-F.	E ₁	0,02	17	0,021	119,0	0,394	n.s.
		E ₂	0,03	17	0,014	68,0	0,008	**
2003	Galio odorati-F.	E ₁	-0,03	9	0,031	36,0	0,730	n.s.
		E _{1, Basis -0,06}				27,0	0,258	n.s.
	Hordelymo-F.	E ₂	0,03	8	0,020	32,0	1,000	n.s.
		E _{2, Basis 0,03}				198,0	0,270	n.s.
2004	Galio odorati-F.	E ₁	0,09	7	0,027	7,0	0,026	*
		E _{1, Basis -0,06}				0,0	0,001	**
	Hordelymo-F.	E ₂	0,14	7	0,032	7,0	0,026	*
		E ₁	0,08	20	0,025	100,0	0,006	**
		E ₂	0,07	21	0,029	84,0	0,000	***
		E _{2, Basis 0,03}				147,0	0,048	*

Anhang 25: Tests auf Unterschiede zwischen den 3 verschiedenen Behandlungsvarianten bei *Carex sylvatica*. Oben sind die Ergebnisse für die Kulturform Mischkultur dargestellt, unten für die Monokultur.

***Carex sylvatica*, Mischkultur**

	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	H-Test	2	10,1	0,010	**
maximale Blattlänge (cm)	ANOVA	2	4,2	0,026	*
Oberirdische Biomasse (g)	H-Test	2	0,5	0,782	n.s.
Biomasse der Wurzeln (g)	ANOVA	2	0,1	0,932	n.s.
Verhältnis	H-Test	2	3,4	0,186	n.s.

***Carex sylvatica*, Monokultur**

	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	H-Test	2	11,6	0,003	*
maximale Blattlänge (cm)	H-Test	2	15,3	0,000	***
Oberirdische Biomasse (g)	ANOVA	2	12,3	0,000	***
Biomasse der Wurzeln (g)	ANOVA	2	2,9	0,079	n.s.
Verhältnis	H-Test	2	4,1	0,132	n.s.

Anhang 26: Post-Hoc-Tests für Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den Behandlungen bei *Carex sylvatica* (Anhang 26). Im Falle eines LSD-Tests ist die Standardabweichung (s) angegeben, im Falle eines U-Tests der U-Wert. Oben sind die Ergebnisse für die Kulturform Mischkultur dargestellt, unten für die Monokultur.

***Carex sylvatica*, Mischkultur**

	Behandlung	Test	s/ U-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	0	1	U-Test	23,0	0,016 *
	0	2	U-Test	12,0	0,002 **
	1	2	U-Test	40,5	0,462 n.s.
maximale Blattlänge (cm)	0	1	LSD	2,2	0,057 n.s.
	0	2	LSD	2,2	0,009 **
	1	2	LSD	2,2	0,413 n.s.

***Carex sylvatica*, Monokultur**

	Behandlung	Test	s/ U-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	0	1	U-Test	12,0	0,030 *
	0	2	U-Test	2,0	0,001 **
	1	2	U-Test	17,5	0,121 n.s.
maximale Blattlänge (cm)	0	1	U-Test	0,5	0,003 **
	0	2	U-Test	0,5	0,001 ***
	1	2	U-Test	15,0	0,071 n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	0	1	LSD	0,2	0,162 n.s.
	0	2	LSD	0,2	0,000 ***
	1	2	LSD	0,2	0,027 *

Anhang 27: Tests auf Unterschiede zwischen den 3 verschiedenen Behandlungsvarianten bei *Galium odoratum*. Oben sind die Ergebnisse für die Kulturform Mischkultur dargestellt, unten für die Monokultur.

<i>Galium odoratum, Mischkultur</i>					
	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	H-Test	2	2,2	0,327	n.s.
Sprosshöhe (cm)	ANOVA	2	0,7	0,498	n.s.
Wirtelanzahl	H-Test	2	9,7	0,008	**
maximale Fiederlänge (cm)	ANOVA	2	1,0	0,398	n.s.
Fiederanzahl	H-Test	2	7,0	0,030	*
Oberirdische Biomasse (g)	H-Test	2	7,3	0,025	*
Biomasse der Wurzeln (g)	H-Test	2	0,4	0,827	n.s.
Verhältnis	H-Test	2	18,4	0,000	***

<i>Galium odoratum, Monokultur</i>					
	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	H-Test	2	8,3	0,016	*
Sprosshöhe (cm)	H-Test	2	7,2	0,027	*
Wirtelanzahl	H-Test	2	14,7	0,001	**
maximale Fiederlänge (cm)	ANOVA	2	1,0	0,376	n.s.
Fiederanzahl	H-Test	2	0,4	0,808	n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	H-Test	2	3,5	0,178	n.s.
Biomasse der Wurzeln (g)	ANOVA	2	0,2	0,822	n.s.
Verhältnis	ANOVA	2	2,3	0,123	n.s.

Anhang 28: Post-Hoc-Tests für Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den Behandlungen bei *Galium odoratum* (Anhang 27). Oben sind die Ergebnisse für die Kulturform Mischkultur dargestellt, unten für die Monokultur.

<i>Galium odoratum, Mischkultur</i>					
	Behandlung	Test	U-Wert	p-Wert	Sign.
Wirtelanzahl	0	1	U-Test	36,0	0,372 n.s.
	0	2	U-Test	15,0	0,005 **
	1	2	U-Test	19,5	0,025 *
Fiederanzahl	0	1	U-Test	27,0	0,156 n.s.
	0	2	U-Test	17,0	0,007 **
	1	2	U-Test	36,0	0,430 n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	0	1	U-Test	25,0	0,063 n.s.
	0	2	U-Test	15,5	0,009 **
	1	2	U-Test	41,0	0,496 n.s.
Verhältnis	0	1	U-Test	3,0	0,000 ***
	0	2	U-Test	0,0	0,000 ***
	1	2	U-Test	44,0	0,650 n.s.

<i>Galium odoratum, Monokultur</i>					
	Behandlung	Test	U-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	0	1	U-Test	10,5	0,020 n.s.
	0	2	U-Test	7,5	0,008 **
	1	2	U-Test	29,0	0,751 *
Sprosshöhe (cm)	0	1	U-Test	18,0	0,140 n.s.
	0	2	U-Test	10,0	0,020 **
	1	2	U-Test	14,5	0,065 n.s.
Wirtelanzahl	0	1	U-Test	2,5	0,001 n.s.
	0	2	U-Test	2,5	0,001 **
	1	2	U-Test	29,0	0,715 n.s.

Anhang 29: Tests auf Unterschiede zwischen den 3 verschiedenen Behandlungsvarianten bei *Viola reichenbachiana*. Oben sind die Ergebnisse für die Kulturform Mischkultur dargestellt, unten für die Monokultur.

<i>Viola reichenbachiana, Mischkultur</i>					
	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	ANOVA	2	1,6	0,220	n.s.
Sprosshöhe (cm)	ANOVA	2	0,4	0,652	n.s.
Blattanzahl	ANOVA	2	1,7	0,211	n.s.
maximale Blattlänge (cm)	ANOVA	2	0,7	0,527	n.s.
Blütenanzahl	ANOVA	2	1,1	0,399	n.s.
Fruchtanzahl	ANOVA	2	1,4	0,340	n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	ANOVA	2	1,0	0,374	n.s.
Biomasse der Wurzeln (g)	ANOVA	2	0,1	0,876	n.s.
Verhältnis	ANOVA	2	1,3	0,285	n.s.
<i>Viola reichenbachiana, Monokultur</i>					
	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	ANOVA	2	6,4	0,007	**
Sprosshöhe (cm)	ANOVA	2	3,5	0,048	*
Blattanzahl	ANOVA	2	6,1	0,008	**
maximale Blattlänge (cm)	ANOVA	2	0,6	0,556	n.s.
Blütenanzahl	ANOVA	2	3,2	0,061	n.s.
Fruchtanzahl	ANOVA	2	2,7	0,096	n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	ANOVA	2	3,7	0,043	*
Biomasse der Wurzeln (g)	ANOVA	2	2,5	0,109	n.s.
Verhältnis	H-Test	2	10,1	0,007	**

Anhang 30: Post-Hoc-Tests für Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den Behandlungen bei *Viola reichenbachiana* (Anhang 29). Im Falle eines LSD-Tests ist die Standardabweichung (s) angegeben, im Falle eines U-Tests der U-Wert.

<i>Viola reichenbachiana, Monokultur</i>					
	Behandlung	Test	s/U-Wert	p-Wert	Sign.
Sprossanzahl	0	1	LSD	0,25	0,481 n.s.
	0	2	LSD	0,25	0,095 n.s.
	1	2	LSD	0,25	0,008 **
Sprosshöhe (cm)	0	1	LSD	0,73	0,452 n.s.
	0	2	LSD	0,73	0,407 n.s.
	1	2	LSD	0,73	0,048 *
Blattanzahl	0	1	LSD	0,99	0,080 n.s.
	0	2	LSD	0,99	0,010 *
	1	2	LSD	0,99	0,610 n.s.
Oberirdische Biomasse (g)	0	1	LSD	0,01	0,161 n.s.
	0	2	LSD	0,01	0,054 n.s.
	1	2	LSD	0,01	0,839 n.s.
Verhältnis	0	1	U-Test	17,00	0,115 n.s.
	0	2	U-Test	8,00	0,012 *
	1	2	U-Test	7,00	0,009 **