

**Untersuchungen zu Vorkommen und Ökologie von Flechten
und lichenicolen Pilzen in einem Waldweidegebiet
in Südniedersachsen**

- allgemeiner Teil -

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus zur Erlangung des
akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

von

Diplom-Ingenieur (FH)

Hans-Georg Wagner

aus Melle

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Wiegleb
Gutachter: PD Dr. rer. nat. habil. Udo Bröring

Tag der mündlichen Prüfung: 8. Dezember 2011

"The sun shone, having no alternative, on the nothing new."

Samuel Beckett (Murphy)

Inhalt

1	Einleitung.....	11
2	Material und Methoden.....	15
2.1	Untersuchungsgebiete.....	15
2.2	Untersuchungsumfang.....	15
2.3	Berücksichtigte Arten.....	16
2.4	Determination, Nomenklatur und Systematik.....	17
2.5	Lichtmikroskopie.....	18
2.6	Tüpfelreaktionen.....	18
2.7	Weitere Bestimmungsmethoden.....	19
2.8	Vorinformationen.....	19
2.9	Dokumentation.....	20
2.10	Gefährdung und Prognose bei weiterer Beweidung.....	20
2.11	Ergänzende ökologische Angaben aus der Literatur.....	21
2.12	Darstellung der Ergebnisse.....	22
3	Untersuchungs- und Referenzgebiet.....	23
3.1	Politische Zugehörigkeit.....	23
3.2	Lage im Raum.....	23
3.3	Naturräumliche Gliederung und forstliche Wuchsbezirke.....	25
3.4	Geologie und Geomorphologie.....	26
3.5	Böden.....	28
3.6	Klima.....	28
3.7	Planerische Grundlagen.....	30
3.8	Nutzung und Nutzungshistorie.....	31
4	Ergebnisse.....	33
4.1	Arteninventar.....	33
4.2	Nicht lichenisierte, lichenicole oder flechtenähnliche Pilze.....	34
4.3	Häufigkeit und Verteilung.....	36
4.4	Rote-Liste-Arten.....	37
4.5	Lebensformen und Prognose bei weiterer Beweidung.....	41
4.6	Substratbindung von Epiphyten.....	43
4.7	Hemerobie.....	43
4.8	Zeigerwerte.....	46
4.9	Arten historisch alter Wälder.....	55
5	Diskussion.....	57
5.1	Arteninventar.....	57
5.1.1	Vergleich.....	57
5.1.2	Historischer Vergleich.....	60
5.1.3	Artensättigung und -fehlbestand.....	62
5.2	Nicht lichenisierte, lichenicole oder flechtenähnliche Pilze.....	64
5.3	Häufigkeit und Verteilung.....	66
5.4	Rote-Liste-Arten.....	67
5.5	Lebensformen und Prognose bei weiterer Beweidung.....	69
5.6	Substratbindung von Epiphyten.....	70
5.7	Hemerobie.....	72
5.8	Zeigerwerte.....	75
5.9	Arten historisch alter Wälder.....	80
5.10	Naturschutzfachliche Anforderungen.....	99
6	Zusammenfassung.....	109
7	Summary.....	111
8	Dank.....	113
9	Literatur.....	115
10	Anhang.....	129

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Klimadaten des Solling. Aus NMELF 1996: 15, verändert.....	29
Tabelle 2: Nicht lichenisierte, obligat oder fakultativ lichenicole sowie fakultativ oder nicht eindeutig lichenisierte Pilze und ihre Wirte bzw. Substrate im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal, sofern sie von der Flechtenkunde berücksichtigt werden.....	34
Tabelle 3: Die zwölf am häufigsten im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Flechtenarten.....	37
Tabelle 4: Indikator-Arten historisch alter Wälder nach WIRTH et al. (2009) mit starker (++) und mäßiger (+) Bindung hieran im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal. Ein Asterisk (*) kennzeichnet abweichend hiervon eine Art, die in vorliegender Arbeit als Indikator historisch alter Wälder eingeschätzt wird.	56
Tabelle 5: Niedersächsische Waldgebiete und die Zahl der in ihnen bekannten gefährdeten Flechtenarten gemessen an HAUCK & DE BRUYN (2010). Die verwendeten Äbkürzungen folgen den Angaben in Kapitel 5.1.1. Das Reiherbachtal ist hervorgehoben.	68
Tabelle 6: Indexgrenzen des RIEC in Großbritannien und deren Interpretation. Aus: COPPINS & COPPINS 2002, verändert.	85
Tabelle 7: Aktuell in der jeweiligen Region noch auftretende Flechten-Indikatorarten mit starker Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. (2009) zur Berechnung eines RIEC nach ROSE (1974, 1976) in Niedersachsen, differenziert nach den Regionen des Bundeslandes analog zur aktuellen Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010). Die mit einem Asterisken (*) gekennzeichnete Art wurden vom Verfasser ergänzt.....	86
Tabelle 8: Zahl der Indikatorarten historisch alter Wälder in niedersächsischen Waldgebieten nach HAUCK 1995a, HOMM & DE BRUYN (2000) und DE BRUYN (2005) sowie im Reiherbachtal (hervorgehoben) und am Bärenkopf und der daraus folgende RIEC nach ROSE (1974, 1976), differenziert nach den Regionen des Bundeslandes (H = Hügelland; T = Tiefland) analog zur aktuellen Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010).	88
Tabelle 9: Vorschlag von Indexgrenzen für einen RIEC im Bundesland Niedersachsen und deren Interpretation.	89
Tabelle 10: Vorschlag einer Liste von „Main Species“ und „Bonus Species“ zur Ermittlung des NIEC nach ROSE (1992, 1993) für die verschiedenen Regionen des Landes Niedersachsen nach HAUCK & DE BRUYN (2010). M = Main Species, B = Bonus Species. Hinter dem Artnamen ist in Klammern der landesweite Gefährdungsgrad der Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010) angegeben.....	90
Tabelle 11: Besonders geschützte Flechtenarten gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal und ihre Gefährdung laut Roter Liste des Landes Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010) und der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).....	102

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Solling im Raum. Maßstab ca 1 : 1.250.000. Aus: NMELF 1996, verändert.....	23
Abbildung 2: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes im Reiherbachtal.	24
Abbildung 3: Lage und Abgrenzung des Referenzgebietes am Bärenkopf.....	25
Abbildung 4: Forstliche Wuchsbezirke des Solling. Die Lage von Untersuchungsgebiet (1) und Referenzgebiet (2) ist rot umrandet. Maßstab ca. 1 : 125.000. Aus: NMELF 1996, verändert.....	26
Abbildung 5: Geologie des Untersuchungsgebietes (1) und des Referenzgebietes (2). Maßstab ca. 1 : 125.000. Aus: ZWECKVERBAND NATURPARK SOLLING-VOGLER (1990), verändert.....	27
Abbildung 6: Klimadiagramm nach WALTER für das FFH-Gebiet „Wälder im südlichen Solling“, von denen das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal ein Teil ist, basierend auf Daten aus den Jahren 1961-1990.	29
Abbildung 7: Artennachweise pro Rasterfeld im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal.	36
Abbildung 8: Zahlen der im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal pro Rasterfeld nachgewiesenen Arten. Die zwölf artenreichsten Rasterfelder sind farblich (rot) hervorgehoben.	38
Abbildung 9: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 189) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal im Bundesland Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010).....	39
Abbildung 10: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 66) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Referenzgebiet Bärenkopf im Bundesland Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010).....	39
Abbildung 11: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 189) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal in der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).....	40
Abbildung 12: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 66) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Referenzgebiet Bärenkopf in der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).....	41
Abbildung 13: Prozentuale Anteile der Lebensformen der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze am Gesamtinventar im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal.....	41
Abbildung 14: Prozentuale Anteile der Lebensformen der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze am Gesamtinventar im Referenzgebiet Bärenkopf.....	42
Abbildung 15: Prozentuale Anteile der Arten des Untersuchungsgebietes Reiherbachtal und ihre zu erwartenden Bestandsänderungen bei Fortdauer der Beweidung.	42
Abbildung 16: Phorophytenbindung bzw. -präferenz von Flechten im Reiherbachtal. Durch das Auftreten einzelner Arten auf verschiedenen Phorophyten sowie ferner fakultativ auf Totholz kommt es zu Mehrfachnennungen.	43
Abbildung 17: Hemerobie der Flechtenarten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal. Durch das Auftreten einzelner Arten in Gesellschaften verschiedener Hemerobie (Mischtypen) kommt es zu Mehrfachnennungen.....	44
Abbildung 18: Prozentuale Anteile der Hemerobiegrade der Flechtenarten des Reiherbachtals am Gesamtinventar.....	45
Abbildung 19: Hemerobie der Flechtenarten im Referenzgebiet am Bärenkopf. Durch das Auftreten einzelner Arten in Gesellschaften verschiedener Hemerobie (Mischtypen) kommt es zu Mehrfachnennungen.....	45
Abbildung 20: Prozentuale Anteile der Hemerobiegrade der Flechtenarten des Bärenkopfes am Gesamtinventar.	46

Abbildung 21: Lichtzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	47
Abbildung 22: Lichtzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	47
Abbildung 23: Temperaturzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	48
Abbildung 24: Temperaturzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	48
Abbildung 25: Kontinentalitätszahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	49
Abbildung 26: Kontinentalitätszahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	49
Abbildung 27: Feuchtezahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	50
Abbildung 28: Feuchtezahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	50
Abbildung 29: Reaktionszahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	51
Abbildung 30: Reaktionszahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	51
Abbildung 31: Nährstoffzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	52
Abbildung 32: Nährstoffzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	52
Abbildung 33: Toxitolernanzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	53
Abbildung 34: Toxitolernanzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	53
Abbildung 35: KO-Werte der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).	54
Abbildung 36: KO-Werte der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).	54
Abbildung 37: Prozentuale Anteile der Arten des Untersuchungsgebietes Reiherbachtal und ihre Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. 2009 am Gesamtinventar.	55
Abbildung 38: Prozentuale Anteile der Arten des Referenzgebietes am Bärenkopf und ihre Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. 2009 am Gesamtinventar. ...	56
Abbildung 39: Artenzahlen von Flechten in Waldgebieten der Bundesrepublik Deutschland. Wo möglich, wurde zwischen Epiphyten (grau) und anderen (weiß) unterschieden. Das Reiherbachtal ist farblich (rot = Epiphyten, gelb = andere) hervorgehoben.	59
Abbildung 40: Arten-Areal-Beziehung von Flechten in verschiedenen Waldgebieten in Deutschland. Im Reiherbachtal im Solling sind deutlich mehr Arten gefunden worden als zu erwarten waren.	60
Abbildung 41: Entwicklung der Artenzahlen der Flechten in den drei niedersächsischen Waldgebieten Hainberg, Deister und Solling seit 1890 nach MUHLE (1977, verändert). In allen drei Gebieten sind die Artenzahlen deutlich zurückgegangen, doch war der Verlust im Solling am Größten.	61
Abbildung 42: Entwicklung der Artenzahlen im Referenzgebiet am Bärenkopf während des Untersuchungszeitraumes 1999-2005. Deutlich ist gegen Ende der Untersuchungen ein Abflachen der Zuwachskurve zu sehen.	63

Abbildung 43: Entwicklung der Artenzahlen im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal während des Untersuchungszeitraumes 1999-2005. Im Gegensatz zum Referenzgebiet zeigt sich hier gegen Ende der Untersuchungen kein Abflachen der Zuwachskurve.....	63
Abbildung 44: Verbreitung von strikt oligohemeroben Flechtenarten im Reiherbachtal. Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal und den nördlichen und östlichen Papenberg erkennbar.	74
Abbildung 45: Verbreitung von Flechtenarten mit Toxitoleranzwerten <4. Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal und den östlichen und südlichen Papenberg erkennbar.	78
Abbildung 46: Verbreitung von Flechtenarten mit KO-Werten >6,0. Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal sowie seine Nebentäler und die Ostabdachung des Papnberges erkennbar.....	79
Abbildung 47: Bedeutung der Bestandeskontinuität von Waldflächen für Flechten in Großbritannien nach ROSE (1976). Aus: HAUCK (1995: 59). a = alte Hochwälder, meist seit dem Mittelalter kontinuierlich bewaldet; b = alte Hochwälder, die zwischenzeitlich teils als offenes Weideland (Hutewälder) genutzt wurden und in diesen Bereichen heute durch Sukzession oder Pflanzungen wiederbewaldet sind; c = ältere Wälder, die meist längere als Mittelwälder o. ä. genutzt wurden; d = Wälder von meist weniger als 200 Jahren Alter, die zwischenzeitlich großflächig kahlgeschlagen waren und wiederaufgeforstet wurden.	89
Abbildung 48: Zusammenhang von Standort, darauf aktuell entwickeltem Wald, Habitatkontinuität für spezielle Arten und deren Gefährdungsstatus in den Roten Listen.	96
Abbildung 49: Verbreitung von Flechtenarten mit starker (roter Kreis) und mäßiger (orangefarbener Ring) Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. (2009). Deutlich ist neben einer Konzentration auf das engere Bachtal auch eine Häufung am südöstlichen und östlichen Papenberg erkennbar.	98
Abbildung 50: Zwei Hainbuchen (<i>Carpinus betulus</i>) im Reiherbachtal. Während das linke Exemplar dicht mit verschiedenen seltenen Krustenflechten besetzt ist (unter anderem mit <i>Opegrapha vulgata</i> , <i>Pertusaria pertusa</i> , <i>P. hymenea</i> und <i>P. leioplaca</i>), ist das rechte, nur etwa 1 m entfernt stehende Individuum frei davon. Das Bild belegt, dass Prognosen darüber, welches Gehölzindividuum künftig Habitatbaum für spezifische Folgenutzer sein wird, unmöglich sind.	103

1 Einleitung

Flechten gelten wegen ihrer vielfach engen Bindung an bestimmte ökologische Parameter als gute Indikatoren für verschiedenste Umwelteinflüsse (siehe z. B. MASUCH 1993). Insbesondere die Sensibilität vieler Arten gegenüber humanpathogenen Luftschadstoffen hat diese symbiontischen „Doppellebewesen“ aus Algen und Pilzen auch einer breiteren Öffentlichkeit näher gebracht. Fast ausschließlich in Fachkreisen bekannt ist hingegen ihre Eignung als Zeiger für Veränderungen von Landschaftsstrukturen und Umweltqualitäten (LITTERSKI 1999). Auch das Wissen um ihre naturschutzfachliche Bedeutung beispielsweise als Stellvertreter für schwierig nachzuweisende Arten wie bestimmte Tothholzkäfer oder seltene Biotoptypen ist außerhalb von Fachkreisen nur wenig verbreitet (siehe z. B. WIRTH 2002).

Insbesondere Erfahrungen aus dem europäischen Ausland machen ferner klar, dass zahlreiche der zumindest heutzutage in Mitteleuropa seltenen Flechtenarten sowie auch viele andere Organismen vor allem lichter Wälder nicht trotz, sondern im Gegenteil gerade wegen der (historischen) Beweidung ihrer Lebensräume sich bis heute erhalten konnten (siehe v. a. HARDING & ROSE 1986; ROSE 1992; ANDERSON et al. 2000). Namentlich aus der Bundesrepublik Deutschland, wo Waldweide immer noch in vielen Bundesländern durch rigide Forstgesetze verboten oder zumindest nur in Ausnahmefällen genehmigungsfähig ist, liegen hierzu jedoch bis heute kaum Erkenntnisse oder Erfahrungen vor.

Im Reiherbachtal im Solling (Landkreis Northeim, Niedersachsen) wird deshalb ein sehr lichter Bestand etwa 200-jähriger Alteichen seit dem Sommer 2000 zum Erhalt des „Hutewaldcharakters“ mit Heckrindern und Exmoorponys beweidet (SONNENBURG & GERKEN 2004; GERKEN et al. 2008). Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des ursprünglich als Erprobungs- und Entwicklungsprojekt (E+E) des Bundesamtes für Naturschutz ins Leben gerufenen, verkürzt meist „Hutewaldprojekt“ genannten Waldweidevorhabens zum Schutz der Arten und Lebensgemeinschaften von Hutewäldern wurde von Januar 1999 (Vorstudie) bis zum Dezember 2005 (Ende der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen) unter anderem auch die Flechtenflora des knapp 200 ha großen Projektgebietes erfasst.

Ziel der Untersuchungen war zum einen, das vorhandene Inventar dieser Artengruppe zu dokumentieren, zum anderen, mit Hilfe der im Zuge der Beweidung eventuell stattfindenden Veränderungen Schlussfolgerungen über die naturschutzfachliche Bedeutung dieser modernen Waldweide zu ermöglichen. Über die Ergebnisse dieser Arbeit liegen diverse Fachberichte an das Bundesamt für Naturschutz vor, ferner wurde darüber in komprimierter Form in der Fachliteratur berichtet (vgl. v. a. GERKEN et al. 2008). Die Notwendigkeit der Beschäftigung mit Flechten im Rahmen des Projektes ergab sich dabei ebenso aus dem auch überregional teils drastischen Rückgang dieser Organismen sowie aus dem Sachverhalt, dass viele Epiphyten der Wälder ebenso als auf Beweidung sensibel reagierende Organismen (ROSE 1974; 1976; 1992; 1993; HARDING & ROSE 1986; ANDERSON et al. 2000) wie auch als hochbedroht und besonders schutzbedürftig gelten (HAUCK 1996; WIRTH et al. 1996; WIRTH 2002; HAUCK & DE BRUYN 2010; WIRTH et al. 2011).

Vor allem nach Abschluß der Arbeiten jedoch wurde deutlich, dass einerseits nie zuvor seit Ende des zweiten Weltkrieges eine derart große Artenfülle in einem Waldgebiet zumindest Nordwestdeutschlands festgestellt worden war. Auch waren im Land Niedersachsen und der Bundesrepublik Deutschland Wiederfunde und Erstnachweise getätigt worden (BARTSCH & WAGNER 2002; WAGNER 2008). Ferner zeigte der Vergleich mit dem im selben Naturraum gelegenen Referenzgebiet am Bärenkopf bei Neuhaus (TK 25: 4223.3), das durch ein sehr ähnliches Baumarteninventar mit vergleichbaren Strukturen, Altersklassen und Nutzungshistorie gekennzeichnet ist, weitere bedeutsame Aspekte für den angewandten Naturschutz auf. So beherbergt dieses Gebiet ein vom beweideten Untersuchungsgebiet drastisch unterschiedenes Arteninventar. Dies misst dem Reiherbachtal einerseits eine herausragende Bedeutung als Refugialraum teils hochbedrohter Arten bei. Andererseits kennzeichnet es das Bachtal als ein kaum an anderer Stelle in der Bundesrepublik Deutschland zu findendes ökologisches Freilandlabor für Forschungen zu einem nachhaltigen Biodiversitätsschutz. Doch wirft der Sachverhalt die Frage nach den Ursachen für solche Unterschiede auf. Obwohl es gegenwärtig in vielen Bundesländern Bestrebungen zur Erfassung des dortigen Flechteninventars gibt, fehlt es, von wenigen Ausnahmen vorwiegend für Nationalparke (z. B. TÜRK & WUNDER 1999; KILLMANN & APTROOT in FÖRDERVEREIN NATIONALPARK EIFEL 2007) oder einzelne ökologische Flechtengruppen (insbesondere Epiphyten) in bestimmten Waldgebieten (FOLLMANN 1986; HAUCK 1995; HOMM & DE BRUYN 2000; ERNST & HANSTEIN 2001) abgesehen, an fundierten aktuellen Regionalbeiträgen. Dies gilt vor allem für forstwirtschaftlich weitgehend konventionell behandelte Waldgebiete wie den Solling, selbst, wenn kulturhistorisch bedeutsame Waldwirtschaftsformen relikitär innerhalb dieser bis heute erhalten geblieben sind und eine hohe naturschutzfachlich-flechtenkundliche Bedeutung damit zu erwarten ist (vgl. GLASER & HAUKE 2004).

Die vorliegende Arbeit will zunächst eine Dokumentation des Inventars einer ökologisch bedeutenden systematischen Gruppe in einem bestimmten Gebiet am Beginn des 21. Jahrhunderts bieten. Hierfür wird jede der festgestellten 189 Arten hinsichtlich charakteristischer Merkmale monografisch dargestellt und fotografisch abgebildet. Ergänzt werden diese Angaben unter anderem um teilweise im Rahmen vorliegender Arbeit erstmals abgeleitete, bislang in der Literatur noch fehlende Zeigerwerte im Sinne ELLENBERGs (WIRTH 1991, 2010) und Hemerobiegrade (LITTERSKI 1999). Besonders bedeutsam ist ferner eine auf den bisherigen Erfahrungen mit der im Solling durchgeführten Beweidung fußende sowie aus der Fachliteratur ergänzte Prognose der Bestandsentwicklung jeder gefundener Flechtenart mittels einer sechsstufigen Skala. Diese Ergebnisse werden in einem separaten Teil der Arbeit, dem so genannten „speziellen Teil“ dargestellt.

Über die aus dem Projekt bereits resultierenden Beiträge hinaus (SONNENBURG et al. 2003; SONNENBURG & GERKEN 2004; GERKEN et al. 2008) will die Arbeit ferner die vorgenannten Kenntnismängel zu beheben helfen und Aspekte des speziellen Artenschutzes zur Veranschaulichung ebenso wie zur Ableitung grundlegender Methoden für einen nachhaltigen Biodiversitätsschutz im Wald aufbereiten. Wegen deutlicher Mängel gerade der in der Forstwirtschaft hierfür gängigerweise eingesetzten Verfahren wie der Standortcharakterisierung mittels Zeigerwerten nach ELLENBERG (WIRTH 1991) oder der Bewertung des

Natürlichkeitsgrades mittels Hemerobiewerten (LITTERSKI 1999) kommt ein Vorschlag zur Weiterentwicklung des in der Bundesrepublik immer noch nur zögerlich verwendeten Konzeptes der Nutzung von Flechten als Indikatoren „historisch alter Wälder“ bzw. der vom britischen Flechtenkundler FRANCIS ROSE entwickelten Methode des „Revised Index of Ecological Continuity (RIEC)“ zur Beurteilung historisch alter Wälder auf bundesdeutsche bzw. niedersächsische Verhältnisse hinzu. Gerade diese Methode bietet Möglichkeiten der einfachen Interpretation von Flechtenartenlisten bezüglich einer naturschutzfachlich stringenten Ableitung besonders schützenswerter Räume und Managementmaßnahmen namentlich auch bei der Umsetzung der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH) bzw. Vogelschutzrichtlinie (V-RL) im Wald. Da eine solche Interpretation auch zahlreichen anderen Arten bzw. -gruppen zugute kommen kann (insbesondere einigen nur schwer nachweisbaren xylobionten Käfern oder Pilzen), kann sie eine Grundlage für künftige rechtskonforme Arbeiten der Forstverwaltungen vor allem bei der Einrichtungsplanung in FFH-Gebieten sein.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Die Geländeuntersuchungen erfolgten im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Hutlandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler“ (GERKEN et al. 2008). Die seinerzeit gesammelten Daten aus der einjährigen Vorstudie (1999) und der wissenschaftlichen Begleitung (2000-2005) wurden vom Bundesamt für Naturschutz für die vorliegende Arbeit zur Verfügung gestellt. Die Erhebungen erfolgten zum einen im eigentlichen „Projektgebiet“, einem Teil des oberen Reiherbachtals im Solling (Niedersachsen), in dem seit dem Frühsommer 2000 Exmoorponies und Heckrinder weiden. Zum anderen fanden in einem strukturell und nutzungshistorisch ähnlichen, jedoch nicht beweideten Referenzgebiet im selben Naturraum, dem Bärenkopf bei Neuhaus im Solling, Vergleichsuntersuchungen statt. Beide Gebiete wurden mit einem 100 x 100 m² messenden Rasternetz überzogen, dessen Eckpunkte am Gauss-Krüger-Koordinatensystem orientiert sind und die im Gelände fest mittels in den Boden eingeschlagener Metallstifte markiert wurden. Zur leichteren Orientierung im Gelände wurden diese Eckpunkte ferner mit 2 m hohen, weiß-roten Kunststoffstangen markiert und individuell beschriftet. Kartierungen, beispielsweise zum Vorkommen von Arten, erfolgten auf Grundlage dieses Rasternetzes. Beide Gebiete werden in Kapitel 3 näher beschrieben.

Die seinerzeit erhobenen Daten waren ursprünglich in EXCEL-Dateien zusammengefasst worden, die Grundlage der vorliegenden Arbeit sein sollten. Die mit Genehmigung des Bundesamtes für Naturschutz gestellte Anfrage bei der Hochschule Lippe und Höxter, Abt. Höxter, wo Sicherungskopien der Dateien aufbewahrt wurden, ergab dann aber im Sommer 2010, dass die Daten vom Bärenkopf verloren gegangen und nicht wiederherstellbar waren. Auf vertiefende Auswertungen über die reine Gesamtartenliste dieses Gebietes hinaus muss deshalb verzichtet werden.

2.2 Untersuchungsumfang

Untersucht wurden sämtliche während der Projektlaufzeit vom Januar 1999 bis zum Dezember 2005 vom Verfasser sowohl im Untersuchungs- wie auch im Referenzgebiet (Kapitel 3) gesammelten flechtenähnlichen Objekte – unabhängig von ihrer Wuchsform oder Ökologie – sowie einige wenige, von Besuchern oder Projektmitarbeitern vorgelegte Exemplare. Darüber hinaus wurden verfärbte Lager von Flechten im Blick auf einen eventuellen Befall mit einem lichenicolen¹ Kleinpilz sowie (überalgte) Moospolster auf (lichenisierte) Mikropilze untersucht. Einige der dabei gesammelten Belege konnten jedoch erst nach Ende des Projektes untersucht bzw. geklärt werden. Geländeerhebungen und Probennahmen erfolgten in beiden Gebieten während der gesamten Projektlaufzeit mindestens einmal wöchentlich und zu jeder Jahreszeit.

Wegen der Biotopausstattung der beiden Gebiete wurde naturgemäß insbesondere auf corticole Arten und Totholzbewohner geachtet. Untersucht wurden Phorophyten und Totholz

¹ Zur Bedeutung der verwendeten Fachbegriffe vergleiche das Glossar im speziellen Teil dieser Arbeit.

aller auftretenden Arten, unabhängig vom individuellen Alter oder Wuchs- bzw. Fundort. Bei lebenden Gehölzen beschränkten sich die Erhebungen naturgemäß auf Epiphyten des erreichbaren unteren Stammabschnittes sowie herabreichende Äste und Zweige. Da jedoch insbesondere an älteren Trägergehölzen, vor allem, wenn diese lichter als im durchschnittlichen Wirtschaftswald stehen, im Kronenraum andere Flechten wachsen als am Stamm (vgl. JOHN & SCHRÖCK 2001), wurden witterungsbedingte Astabbrüche oder gänzlich umgestürzte Bäume bei jeder sich bietenden Gelegenheit gezielt untersucht. Ebenso wurden aus forstlichen Gründen gefällte Gehölze erhoben. Daneben erfolgten zahlreiche Zufallsbeobachtungen. Die Probennahme geschah an glatt- und weichborkigen Trägergehölzen durch Abschälen kleiner Rindenpartien mit einem scharfen Taschmesser. Raubborkige Gehölze, insbesondere ältere Eichen, wurden mit einem Stichel und einem Hammer beprobt, indem Borkenstücke entnommen wurden, ohne das darunterliegende Holz zu verletzen. Auf ähnliche Weise wurden bewachsene Stückchen von Totholz entnommen, wobei ebenso Baumstümpfe, liegende, größere und kleinere Äste und Stämme sowie Bauholz (Zaunpfähle etc.) unterschiedlichen Alters und Herkunft beprobt wurden. Von kleineren Phorophyten (*Vaccinium myrtillus*) bzw. jüngeren Zweigen (*Sambucus nigra*) wurden ggf. mit Hilfe einer Rosenschere ganze Zweigabschnitte entnommen.

Lithophytische Arten wurden, je nach Größe der besiedelten Gesteinsunterlage, mittels eines Hammers und eines Meißels möglichst kleinflächig abgeschlagen oder – bei kleineren Waldbodensteinen – vollständig entnommen. Gleiches gilt für die gesteinsbewohnenden Arten der Gewässer.

Terricole Arten wurden mit Hilfe eines Taschenmesser gemeinsam mit einer etwa 5 mm starken Schicht des Oberbodens abgehoben und sofort in weiche Zellulose-Fließtücher („Tempo-Tücher“) locker eingewickelt, dann angefeuchtet und in einen 1 l-Gefrierbeutel gegeben. Einem Zerfallen der Proben während des Transports ins Labor konnte so meist vorgebeugt werden. Alle Aufsammlungen wurden noch im Gelände mit wesentlichen Angaben zur Fundsituation beschriftet und ggf. durch ein Foto dokumentiert. Im Vordergrund stand bei allen Methoden der Probennahme jedoch der Versuch, die Arten im Gelände anzusprechen und möglichst gar nicht zu entnehmen.

2.3 Berücksichtigte Arten

Traditionell werden zahlreiche habituell für Flechten zu haltende Mikropilze von Lichenologen mitberücksichtigt (WIRTH 1995: 286). Doch sind die Grenzen zwischen berücksichtigten und nicht berücksichtigten Arten unscharf. So erwähnen mehrere neuere deutsche Regionalfloren (WIRTH 1995, HAUCK 1996; HEIBEL 1999; HAUCK & DE BRUYN 2010) die nicht lichenisierte, auf foliosen Lebermoosen, also hepaticol lebende Ascomycetengattung *Mniaecia* nicht, während sie im europäischen Ausland oftmals obligatorisch in flechtenkundlicher Literatur beachtet wird (SMITH et al. 2009). Gleichwohl fand die Gattung zunächst Eingang in den „Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands“ (SCHOLZ 2000). Fast zeitgleich aber wurde sie – zumindest regional (so in Niedersachsen) – als „Großpilz“ behandelt (WÖLDECKE 1998). Der aktuellen Checkliste der Flechten, flechtenbewohnenden und flechtenähnlichen Pilze fehlt sie wieder (WIRTH et al.

2011). Weitere Beispiele sind die parasymbiontisch auf Blaualgen lebende Gattung *Epigloea*, die ebenfalls in vielen deutschsprachigen Bestimmungsbüchern fehlt, aber in England und Irland in lichenologischer (Bestimmungs-)Literatur behandelt wird, oder die saprophytisch auf Koniferenharz lebenden Pilze der Gattung *Sarea*, die wiederum von britischen Lichenologen ausgeklammert, aber in Deutschland von Flechtenkundlern erfasst werden. Andere, zumindest im Gelände für Flechten zu haltende Sippen (z. B. der auf schwammigmorschen Borken häufige Ascomycet *Rebentischia unicaudata* (BERK. & BR.) SACC.) bleiben in Deutschland seit jeher gänzlich unbeachtet, während in der Bundesrepublik seit Neuestem nur selten einmal saprophytisch auf abgestorbenen Laubflechten wachsende Pilze wie *Didymosphaeria futilis* (BERK. & BR.) REHM zum lichenicolen Inventar gezählt werden, in anderen Ländern Europas jedoch nicht. Vor diesem Hintergrund wurden Funde in die vorliegende Arbeit dann aufgenommen, wenn sie in der Checkliste bzw. Standardliste für die Bundesrepublik von WIRTH et al. (2011) oder bei HAUCK & DE BRUYN (2010) aufgeführt sind oder zumindest zu einer dort genannten Gattung gehören.

2.4 Determination, Nomenklatur und Systematik

Bei der Bestimmung der Arten wurde insbesondere auf die Arbeiten von PURVIS et al. (1992) und SMITH et al. (2009) zurückgegriffen. Daneben fanden regelmäßig auch POELT (1969), POELT & VĚZDA (1977; 1981) und WIRTH (1995) Verwendung. Ferner erfolgte ein Abgleich mit den Angaben und ggf. Abbildungen bei BRODO et al. (2001), NASH et al. (2002, 2004, 2007), van HERK & APTROOT (2004) und DOBSON (2000, 2005). Für einzelne (besonders artenreiche oder bestimmungskritische sowie in der genannten Literatur nicht oder nur unvollständig behandelte) Gattungen wurde ferner auf monografische Arbeiten zurückgegriffen, so auf COPPINS (1983: *Micarea*), FRYDAY (2005: *Porpidia*), DÖBBELER (1984: *Epigloea*), SALISBURY (1966: *Thelocarpon*), SÉRUSIAUX (1996: *Fellhanera*) oder ROUX & SÉRUSIAUX (2004: *Strigula*). Schließlich fanden auch (neuere) Bestimmungsschlüssel für einzelne ökologische Gruppen (z. B. terricole Flechten, NIMIS & MARTELOS 2004; epiphytische Arten, FRAHM et al. 2010) Verwendung. Lichenicole Pilze wurden mit Hilfe von HAWKSWORTH (1981, 1983) bestimmt und ggf. mit CZYŻEWSKA & KUKWA (2009) abgeglichen, die auch umfangreiche Referenzliteratur zum Thema nennen (a. a. O.: 11). Muscicole Sippen wurden mit DÖBBELER (1978) determiniert. Dort nicht behandelte (z. B. erst später neu beschriebene Taxa) wurden mit Hilfe der jeweiligen Fachpublikationen bestimmt. Die in den Monografien des speziellen Teils angegebenen anatomischen Details entstammen im Wesentlichen den vorgenannten Werken und wurden nur punktuell um (abweichende) Angaben aus eigener Erfahrung im Untersuchungsgebiet ergänzt.

Die Nomenklatur folgt der aktuellen Checkliste und Roten Liste des Landes Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010) bzw. der dieser zu Grunde liegenden Arbeit für die Bundesrepublik Deutschland von WIRTH et al. (2011). Dort nicht aufgeführte Arten (Erstnachweise für Niedersachsen oder die Bundesrepublik Deutschland) werden nach den entsprechenden Monografien bzw. Einzelveröffentlichungen benannt. Diese sind im speziellen Teil vorliegender Arbeit aufgeführt. Abweichend hiervon wird der hepaticole Kleinpilz *Mniaecia jungermanniae* in vorliegender Arbeit in Anlehnung an SMITH et al. (2009) berücksichtigt und auch nach dieser Quelle benannt.

Dessen ungeachtet werden im speziellen Teil der vorliegenden Arbeit die Autoren der jeweiligen Art genannt. Hierfür wurde auf die Benennung der Autoren nach KIRK & ANSELL (1992) zurückgegriffen. Entsprechend der Empfehlung in Artikel 46.2 des International Code of Botanical Nomenclature (ICBN) wurde beim Artnamen auf das Zitat der Publikation verzichtet (GREUTER et al. 1994). Systematische Angaben folgen SMITH et al. (2009).

2.5 Lichtmikroskopie

Bei der Bestimmung waren regelmäßig lichtmikroskopische Detailuntersuchungen erforderlich. Hierbei wurden in der Regel Quetschpräparate, in seltenen Ausnahmen auch Schnittpräparate (von Hand) angefertigt. Verwendung fanden ein Askania GSZ 2T mit stufenloser Vergrößerung von 12,5- bis 62,5-fach und ein Olympus CH 2 mit Fototubus und den Vergrößerungsstufen 4-fach, 10-fach und 40-fach. Üblicherweise wurde daran ein 10-fach-Okkular verwendet. Dünnschnitte mit Hilfe eines Mikrotoms wurden nicht angefertigt. Zur besseren Sichtbarmachung insbesondere hyaliner septierter Sporen und Ascusstrukturen wurde gelegentlich auf die immer noch ungebräuchliche Anfärbung mit essigsaurer Tinte zurückgegriffen (vgl. VIERHEILIG et al. 1998). Abweichend von der dort angegebenen Rezeptur wurden hierfür 5 ml handelsüblicher blauer Tinte mit 5 ml ebenfalls handelsüblicher Essigessenz vermischt und mit destilliertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt. Entsprechende Fotos werden mit dem Zusatz „angefärbt“ versehen, während blaue Amyloid-Reaktionen (s. Tüpfelreaktionen) als solche gekennzeichnet werden.

2.6 Tüpfelreaktionen

Die Inhaltsstoffe vieler Flechten reagieren auf Zusatz bestimmter Chemikalien bzw. deren Lösungen mit deutlichen Farbveränderungen, die bei der Bestimmung zu beobachten erforderlich sind. Eine tabellarische Übersicht wichtiger Inhaltsstoffe und deren Farbreaktionen finden sich bei WIRTH (1995). Die Bestimmung wurde mittels der heutzutage standardisierten Tüpfelreaktionen (WIRTH 1995) nach ESSLINGER (1989) durchgeführt. Folgende Chemikalien fanden Verwendung:

- K 10%ige Kaliumhydroxydlösung (KOH)
- C Natriumhypochloridlösung (NaOCl₂) (ersatzweise wurde auf einen handelsüblichen, chlorhaltigen Haushaltsreiniger zurückgegriffen)
- J Lugol'sche Lösung der Firma MERCK
- P para-Phenylendiamin (NH₂C₆H₄NH₂)
- N 53%ige Salpetersäure (HNO₃)

Die Reagentien wurden tropfenweise mittels einer Haar-Pipette auf trockene Thalluspartien oder -fragmente aufgetragen und die Farbreaktionen beobachtet. Bei mikroskopischen Quetschpräparaten war vielfach eine amyloide (durch J hervorgerufene) oder seltener von anderen Reagentien verursachte Reaktion von Ascus, Hymenialgallerte oder umliegenden Geweben zu beobachten. Hierfür wurde ein Tropfen der Lösung mittels einer Pipette an den Rand des Deckgläschens gesetzt und mit Hilfe eines an der gegenüberliegenden Seite applizierten saugfähigen Papiers durch das Quetschpräparat gezogen. Die Reaktion wurde im Mikroskop verfolgt. In seltenen Fällen wurde auch eine konzentrierte Salpetersäure (53%-ige

HNO₃) verwendet, die bei einigen Arten Farbreaktionen an Pigmenten hauptsächlich der Fruchtkörper (z. B. *Cercidospora parva*) bewirkt.

2.7 Weitere Bestimmungsmethoden

Durch den Verfasser wurden im Rahmen vorliegender Arbeit lediglich die oben beschriebenen Methoden angewandt. Bei einzelnen Proben, die zur Revision an externe Fachleute gegeben wurden, erfolgte durch diese teilweise auch eine Untersuchung durch Umkristallisation (*Ochrolechia microstictoides*). Hierbei werden spezifische Inhaltsstoffe in einem geeigneten Medium gelöst und unter dem Mikroskop die Bildung charakteristischer Kristallstrukturen beim Trocknen beobachtet.

Bei einigen Taxa ist ferner eine Prüfung mit langwelligem ultraviolettem Licht (365 nm), selten auch mit kurzwelligem UV-Licht (254 nm) möglich, weil sie durch UV-Licht anregbare Pigmente enthalten. Sie können so von morphologisch ähnlichen Sippen unterschieden werden. Eigene Untersuchungen mittels dieser Methode erfolgten nicht, doch kam es auch hier zu Untersuchungen einzelner Proben durch externe Fachleute (*Pertusaria hemisphaerica*).

Schließlich besteht die weit verbreitete Möglichkeit der Determination insbesondere morphologisch nicht zu trennender Chemorassen mit Hilfe verschiedener chromatographischer Verfahren. Besonders etabliert ist dabei die Dünnschicht-Chromatographie (TLC = Thin Layer Chromatography) nach CULBERSON & AMMANN (1979; vgl. SCHUMM 2002) sowie die hochauflösende Flüssigkeits-Chromatographie (HPLC = High Performance Liquid Chromatography) nach FEIGE et al. (1993; vgl. HEIBEL 1999). Beide Verfahren wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht angewandt. Allerdings wurden Einzelproben durch externe Fachleute dünnschichtchromatographisch untersucht (*Usnea dasypoga* / *U. subfloridana*).

2.8 Vorinformationen

Obwohl der Solling seit Langem zu den flechtenkundlich am besten erforschten Waldgebieten Niedersachsen gehört (MUHLE 1977), lassen sich in der Literatur spezifische Angaben sowohl aus dem Untersuchungs- als auch aus dem Referenzgebiet kaum finden. Eine aktuelle Übersicht lichenologischer Arbeiten aus dem Mittelgebirge findet sich bei HAUCK & DE BRUYN (2010), der die vorliegende Zusammenfassung folgt. Den gesamten Naturraum betreffende Angaben machte zunächst KONRAD BECKHAUS aus Höxter (BECKHAUS 1855, 1856, 1857, 1859). Später wurden seine Angaben von LAHM (1885) zusammengefasst und punktuell ergänzt. Auch RÜGGERBERG (1911) beruft sich vielfach auf diese beiden Gewährsleute und fügt Angaben aus dem Weser-Leinebergland hinzu. Erst 1991 macht LUMBSCH einige weitere Ergänzungen (LUMBSCH 1991a, b). Zuvor hatten ELLENBERG et al. (1986) einige spärliche Angaben aus dem Datenbestand von MUHLE übernommen. Von HAUCK & DE BRUYN (2010) darüber hinaus angeführte aktuelle Angaben aus dem Solling stammen sämtlich vom Verfasser und beziehen sich auf das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal. Sie finden in vorliegender Arbeit Berücksichtigung.

Zusätzlich wurden bei Beginn des Projektes aktuelle Meldungen aus dem Kryptogamen-Erfassungsprogramm des damaligen Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ; heute NLWKN) gesichtet. Die wenigen seinerzeit dort vorliegenden Informationen aus den beiden Untersuchungsgebieten (überwiegend zudem bryologische Daten) konnten sämtlich bestätigt werden und sind ebenfalls Gegenstand vorliegender Arbeit.

Weitere relevante Vorinformationen entstammen insbesondere einer vergleichsweise detaillierten Darstellung der historischen Nutzungssituation beider Gebiete um das Jahr 1735 herum. Dieses so genannte „Sollingische Forstbereitungsprotokoll“ entstand im Vorfeld der Einführung einer „geregelten“ Forstwirtschaft im Auftrag des hannoverschen Königshauses und fasst die Ergebnisse einer zu Pferde durchgeführten Erhebung der forstlichen Nutzungssituation der Region in den Jahren 1735 und 1736 zusammen. Die Dokumente wurden im Jahre 1999 vom Sollingverein e. V. als Reprint herausgegeben (SOLLINGVEREIN 1999). Einzelheiten werden in Kapitel 3.8 zusammengefasst.

2.9 Dokumentation

Von vielen gefundenen Sippen mit Ausnahme von weit verbreiteten und häufigen Arten wie *Lepraria incana* oder *Chaenotheca ferruginea* wurden exemplarisch Exsikat-Belege aufgenommen. Die Belege finden sich in der Privatsammlung des Verfassers, einige Dubletten im Herbarium der Royal Botanic Gardens Kew, England (K) oder bei um eine Expertise gebetenen Fachleuten. Ferner erfolgte eine umfassende Fotodokumentation mindestens des Habitus sowie vielfach auch mikroanatomischer Details. Hierfür fand eine digitale Canon EOS 300D mit Fototuben und ggf. einer 10-fach Nahlinse Verwendung. Im Vordergrund stand dabei eine natürliche fotografische Darstellung der Arten, wie sie dem unbewaffneten Auge im Gelände bzw. bei Lupenvergrößerung (10-20-fach) erscheinen. Ebenso wurden einfache mikroskopische Quetschpräparate angefertigt und fotografisch dokumentiert. Sämtliche im Gelände erfassten Funde wurden in einer EXCEL-Datei mit Angaben zu Art, Menge (Schätzung in cm² bedeckter Fläche), Datum, Substrat, Fundort auf Basis eines 100 x 100 m² Rasterfeldsystems des Projektgebietes etc. zusammengetragen.

2.10 Gefährdung und Prognose bei weiterer Beweidung

Ergänzt wurden diese Daten um Angaben zum Rote Liste-Status im Land Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010) und der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011). Aufgenommen wurde ferner eine sechsstufige Prognose zu absehbaren Bestandsveränderungen bei Fortgang der Beweidung, die, falls möglich, auf bisherigen Erfahrungen im Projektgebiet, andernfalls auf Angaben zur Ökologie in der Fachliteratur (v. a. ROSE 1976, 1985, 1993; WIRTH 1995; SMITH et al. 2009) fußt. Unterschieden wurden folgende Prognosen:

- ++ starke Zunahme und Ausbreitung bei Fortdauer der Beweidung absehbar
- + Zunahme und Ausbreitung bei Fortdauer der Beweidung wahrscheinlich
- ± keine Bestandsveränderungen aufgrund der Beweidung zu erwarten
- Abnahme bei Fortdauer der Beweidung wahrscheinlich
- starke Abnahme bei Fortdauer der Beweidung absehbar
- ~ eindeutige Prognose aufgrund der derzeitigen Datenlage nicht möglich

2.11 Ergänzende ökologische Angaben aus der Literatur

Die oben genannten, im Untersuchungsgebiet gesammelten Daten wurden im Blick auf die Auswertung um verschiedene Angaben wie Zeigerwerte nach ELLENBERG (WIRTH 1991, 2010) oder Hemerobie im Sinne von LITTERSKI (1999; vgl. SCHUBERT 1991: 176ff.) ergänzt. Eventuelle soziologische Angaben folgen DREHWALD (1993). Finden sich in der genannten Literatur keine Angaben, wurden diese in Einschätzung des Verfassers und basierend auf der Fachliteratur sowie der Situation im Untersuchungsgebiet ergänzt. Solche Angaben sind mit einem Asterisken („*“) gekennzeichnet. Bei Angaben zur Hemerobie wird wie auch bei LITTERSKI (1999: 16) vom ökologisch-soziologischen Schwerpunkt der Sippen ausgegangen. Dabei bedeuten:

Arten ahemerober Standorte:

Vorwiegend einheimische Arten; Vorkommen nur auf (sehr) naturnahen Standorten ohne menschlichen Einfluss, z. B. an natürlichen Felsen oder auf Granitblöcken an Meeresküsten, in beiden Gebieten nicht vorhanden.

Arten oligohemerober Standorte

Vorwiegend einheimische Arten; Vorkommen auf naturnahen Standorten oder auf Standorten mit sehr geringen anthropogenen Veränderungen, z. B. schwach durchforstete Wälder größerer Fläche, wachsende Dünen oder Moore (Bsp.: *Thelotrema lepadinum*, *Arthopyrenia carneobrunneola*); im Reiherbachtal verstreut, am Bärenkopf sehr vereinzelt und meist bereits degeneriert vorhanden.

Arten mesohemerober Standorte:

Vorwiegend einheimische Arten; Vorkommen auf Standorten mit geringem anthropogenem Einfluss, z. B. mäßig beeinflusste Wälder, Heiden, Trocken- und Magerrasen (Bsp.: *Lecanora argentata*, *Opegrapha ochrocheila*), in beiden Gebieten flächig, am Bärenkopf jedoch mit nur wenigen Arten vorhanden.

Arten euhemerober Standorte:

Einheimische Arten; Vorkommen auf Standorten mit mäßigem oder nur periodischem anthropogenem Einfluss, z. B. alte Gemäuer, Eichenkoppelzäune, Lesesteinhaufen, Parkanlagen, teils Solitärgehölze (Bsp.: *Micarea lithinella*, *Hypocenomyce caradocensis*), in beiden Gebieten verstreut vorhanden.

Arten polyhemerober Standorte:

Meist in hohem Maße durch menschliches Wirtschaften geförderte Arten; Vorkommen auf Standorten mit starkem anthropogenem Einfluss, z. B. an Gehölzen zwischen Äckern, Forststandortfremder Gehölze, auf Mauern (Bsp.: *Sarea resiniae*, *Punctelia jeckeri*), im Reiherbachtal kleinflächig und sehr vereinzelt, am Bärenkopf etwas häufiger vorhanden.

Arten metahemerober Standorte:

Meist toxitolerante Arten; Vorkommen auf Standorten mit extrem hohem menschlichem Einfluss, z. B. Ränder viel befahrener Straßen (Bsp.: *Phaeophyscia orbicularis*), im Reiherbachtal lediglich ausnahmsweise an einigen wenigen Sonderstandorten vor allem im Bereich des

nordöstlichen Offenlandes, am Bärenkopf häufiger und vor allem entlang der Bundesstraße sowie im südöstlichen Offenland vorhanden.

Angegeben werden ferner die so genannten Zeigerwerte (WIRTH 1991, 2010), die als Besonderheit gegenüber anderen systematischen Gruppen bei den Flechten die so genannte „Toxizitätszahl“ mit umfassen. Diese quantifiziert die Toleranz einer Art gegenüber Luftverschmutzungen bzw. -schadstoffen. Berücksichtigt werden dabei nur epiphytische Flechten, saxicolen Arten werden wegen der evtl. Pufferwirkung der besiedelten Substrate keine Toxizitätstoleranzwerte zugeordnet. Bei Arten, für die die genannte Quelle keine Angaben macht (v. a. besonders seltene oder erstmals nachgewiesene Sippen) werden die Daten vom Verfasser sowohl aus eigener Erfahrung als auch im Abgleich mit Literaturangaben ergänzt. Grundlage hierfür sind unter anderem die Soziologie der betroffenen Sippen und ihre Autökologie laut gängiger Fachliteratur. Auch solche Angaben sind mit einem Asterisken („*“) gekennzeichnet.

Schließlich wurden Angaben zur Bindung jeder Art an so genannte „historisch alte Wälder“ (vgl. WULF 1994) aus der jüngeren Fachliteratur aufgenommen (WIRTH et al. 2009). Unterschieden wurden folgende Bindungsklassen:

- ++ Art mit starker Bindung an historisch alte Wälder
- + Art mit mäßiger Bindung an historisch alte Wälder
- Art ohne Bindung an historisch alte Wälder
- n. b. von den Autoren nicht behandelte Art

2.12 Darstellung der Ergebnisse

Als spezieller Teil vorliegender Arbeit werden artspezifische Informationen zur botanischen Systematik, der Anatomie und der Chemie (Inhaltsstoffe und Tüpfel- sowie UV-Reaktionen) aufbereitet. Angaben hierzu folgen der in Kapitel 2.4 genannten Literatur. Auch Angaben zu Verwechslungsmöglichkeiten, Ökologie, Hemerobie, der naturschutzfachlichen Situation (insbesondere der Gefährdung und eventuell erforderlicher Schutzmaßnahmen) folgen diesen Publikationen und wurden ggf. um Angaben aus weiteren Quellen ergänzt. Der spezielle Teil enthält deshalb ein eigenes Literaturverzeichnis. Jede Monografie schließt mit einer Prognose der zu erwartenden Bestandsentwicklung bei Fortgang der Beweidung aus Kenntnis des Verfassers und gegebenenfalls Literaturangaben sowie einigen interessanten Zusatzinformationen. Diese monografischen Abhandlungen dienen einerseits der Dokumentation des Inventars des Untersuchungsgebietes zu Beginn des 21. Jahrhunderts als auch als Grundlage für Interpretation bzw. Diskussion. Zur Veranschaulichung sind eigene Fotoabbildungen beigelegt. Ausnahmsweise verwendetes Fotomaterial anderer Bildautoren ist entsprechend gekennzeichnet.

3 Untersuchungs- und Referenzgebiet

3.1 Politische Zugehörigkeit

Sowohl das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal als auch das Referenzgebiet am Bärenkopf gehören zum Bundesland Niedersachsen. Das Untersuchungsgebiet (TK 25: 4322.2, MF² 4,5,9,10 u. 4323.1 MF 1, 6, 7) liegt im Forstamt Winnefeld, das zum Kreis Northeim im Regierungsbezirk Braunschweig zählt. Das Referenzgebiet südlich von Neuhaus im Solling (TK 25: 4223.3 MF 1, 2, 3, 6, 7) liegt überwiegend im Landkreis Holzminden innerhalb des Regierungsbezirks Hannover. Nur sein südöstlichster Teil gehört ebenfalls zum Landkreis Northeim im Regierungsbezirk Braunschweig.

3.2 Lage im Raum

Der Solling bildet neben dem Harz die größte morphologisch wie geologisch einheitliche Struktur des südniedersächsischen Berg- und Hügellandes. Als nahezu vollständig waldbedeckte Mittelgebirgslandschaft erhebt er sich etwa 70 km südlich der niedersächsischen Landeshauptstadt Hannover und ca. 30 km nordwestlich von Göttingen. Er wird im Westen und Süden vom Flußtal der Weser, die hier, von Süden kommend, zunächst nach Westen und dann bei Lauenförde erneut nach Norden schwenkt, im Osten von Leine begrenzt. Im Norden grenzt der morphologisch deutlich schroffere Vogler sowie im Nordosten der Hills an. Seine Lage im Raum zeigt Abbildung 1.

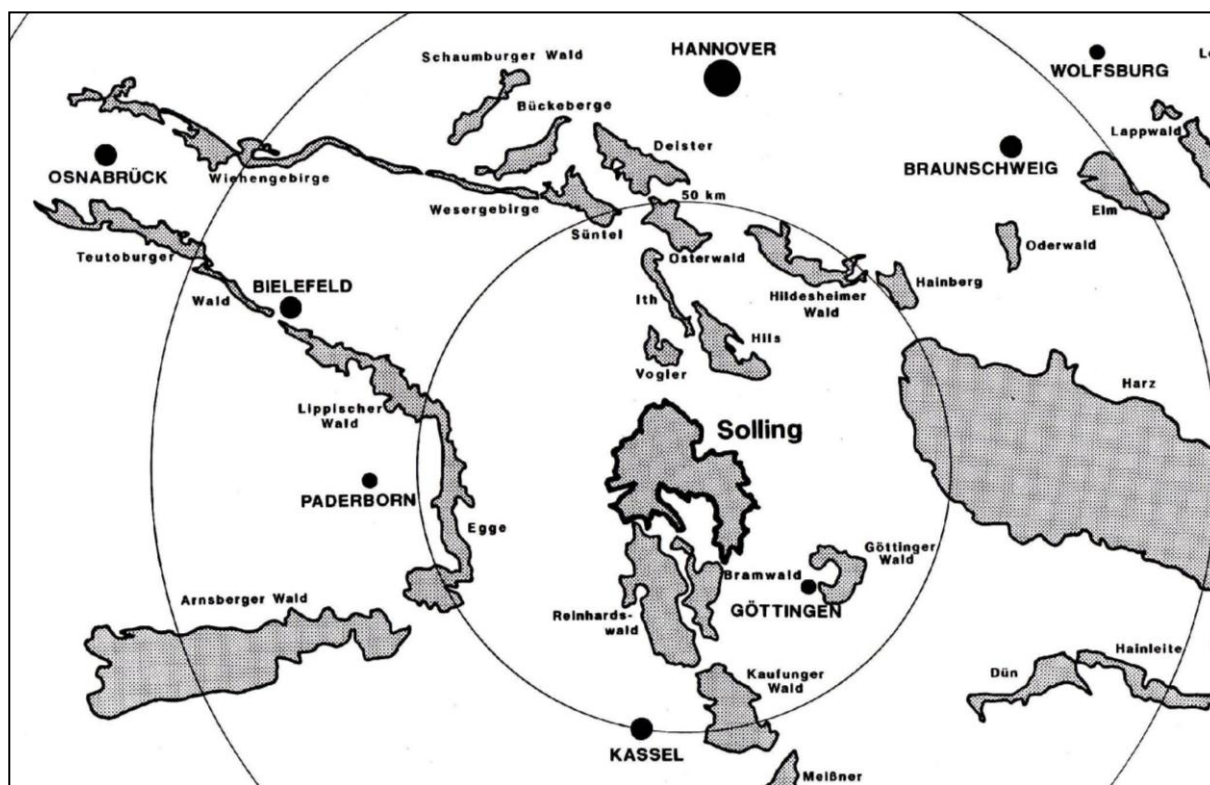


Abbildung 1: Lage des Solling im Raum. Maßstab ca 1 : 1.250.000. Aus: NMELF 1996, verändert.

² TK 25 = Topografische Karte im Maßstab 1 : 25.000, MF = Minutenfeld

„Um dieses Waldgebiet liegen die Städte Holzminden und Höxter und der Flecken Bevern im Nordwesten, Stadtoldendorf im Norden, Einbeck im Nordosten, Moringen und Hardegsen im Osten zw. Südosten sowie Bad Karlshafen und Beverungen im Südwesten“ (NMELF 1996: 9).

„Das 171 Hektar große Untersuchungsgebiet liegt im Südwestteil des Sollings nah der Ortschaft Amelith am Oberlauf des Reiherbaches. Es erstreckt sich von der Wüstung Winnefeld südostwärts in Richtung Jagdschloß Nienover. Das Gebiet erstreckt sich über eine Höhendifferenz von ca. 100 m“ (GERKEN et al. 2008: 35-36). Seinen tiefsten Punkt erreicht es naturgemäß im Osten des Gebietes am Reiherbach mit etwa 190 müNN, seinen höchsten Punkt auf dem Plateau des Papenberges im Nordwesten mit 286 müNN. Die Abgrenzung des Gebietes zeigt Abbildung 2³.

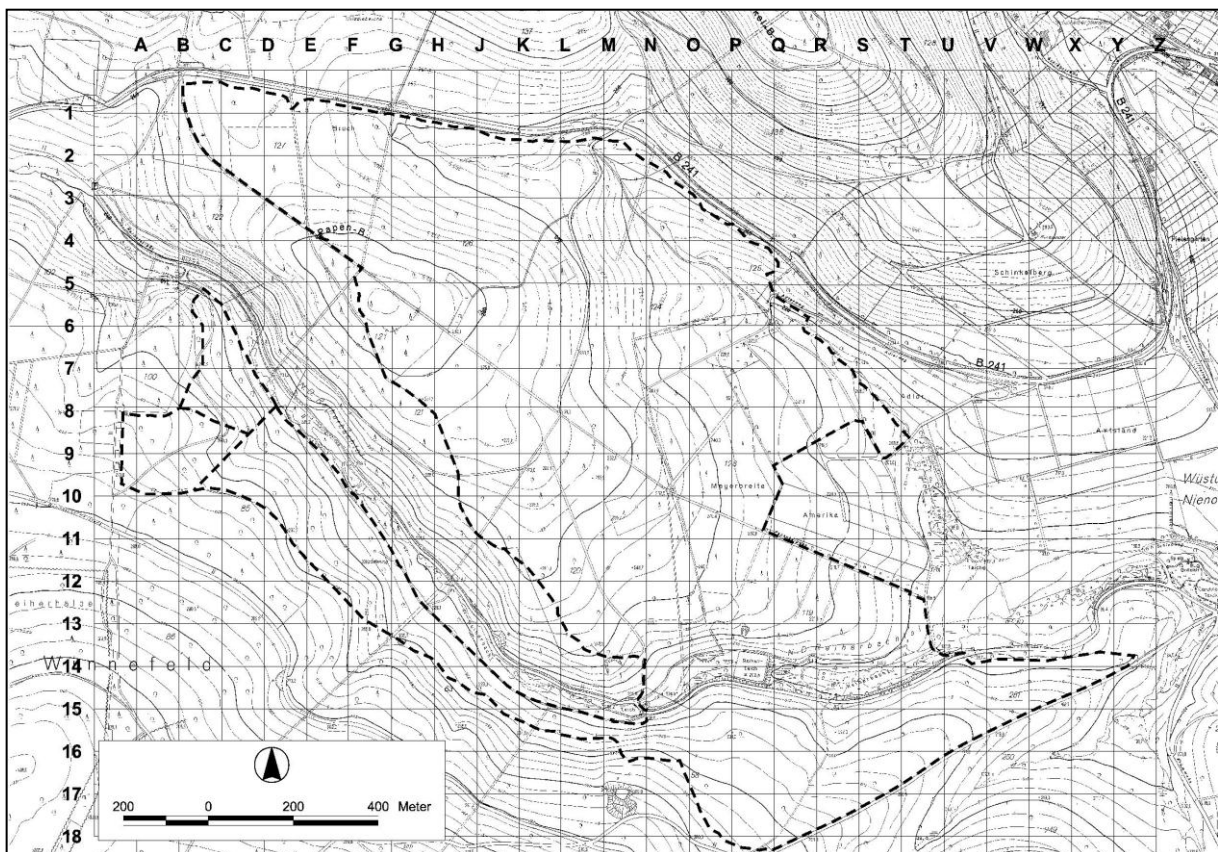


Abbildung 2: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes im Reiherbachtal.

Das Referenzgebiet am Bärenkopf ist etwa 82 Hektar groß. Es erstreckt sich vom Tierpark Neuhaus am Südrand der Gemeinde Neuhaus im Solling zunächst nach Süden, bis es auf das Bachtal der Ahle trifft, die hier nach Südosten schwenkt, und folgt diesem Bachtal etwa 550 Meter weit. Das Referenzgebiet erstreckt sich über eine Höhendifferenz von knapp 150 m. Sein tiefster Punkt liegt an der Ahle im Südosten bei etwa 285 müNN, sein höchster

³ Die auf den Deutschen Grundkarten (M = 1 : 5.000) der Region basierenden Rasterfeldkarten von Untersuchungs- und Referenzgebiet wurden im Rahmen des Hutewaldprojektes vom Umweltinstitut Höxter erstellt.

Punkt unweit des Tierparks im Norden bei etwa 440 müNN. Die Abgrenzung des Referenzgebietes zeigt Abbildung 3. Beide Gebiete wurden zu Beginn der Voruntersuchungen im Jahre 1999 mit einem 100 x 100 m² messenden Rasternetz belegt, das vor allem der Kartierung von Arten und Strukturen im Gelände diente. Dieses Rasternetz ist zugleich Grundlage der Fundortangaben vorliegender Arbeit.

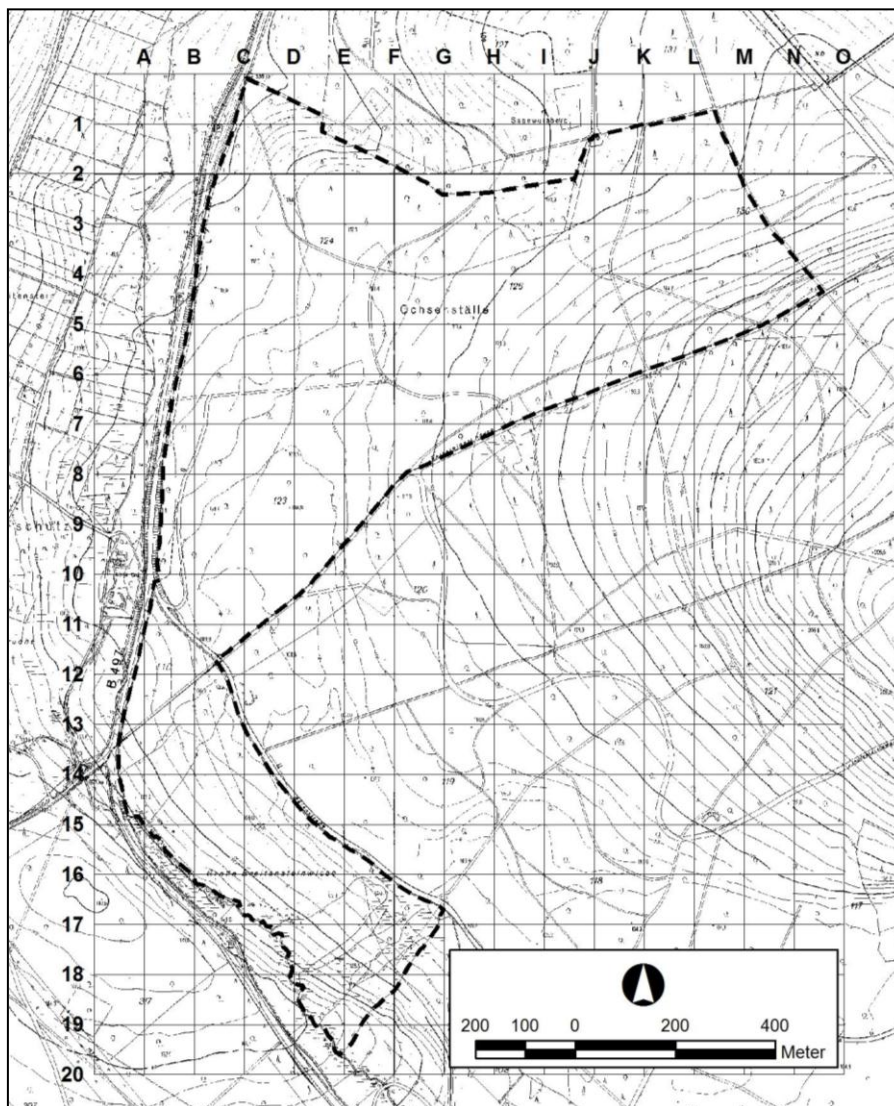


Abbildung 3: Lage und Abgrenzung des Referenzgebietes am Bärenkopf.

3.3 Naturräumliche Gliederung und forstliche Wuchsbezirke

Der Solling zählt geographisch zum Weser- und Leinebergland (naturräumliche Haupteinheit D 36; vgl. MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953-62; SSYMANK et al. 1998)⁴, im engeren Sinne zum Weserbergland, einer vielgestaltigen Bergkettenlandschaft entlang des oberen Westertales. Gemeinsam mit dem Bramwald und dem Reinhardswald bildet er eine eigene naturräumliche Haupteinheit (HÖVERMANN 1963). Von der Forstwirtschaft wird der Solling in die Wuchsbezirke „Sollingvorland“, „Unterer“ und „Hoher Solling“ eingeteilt (siehe Abbildung 4).

⁴ siehe auch http://www.bfn.de/0503_grosslandschaften.html

Die Abgrenzung zwischen diesen Wuchsbezirken ist durch den mit steigender Meereshöhe veränderlichen Temperatur- bzw. Feuchtegradienten festgelegt. Das Reiherbachtal liegt im Wuchsbezirk "Unterer Solling", was zum überwiegenden Teil auch auf den Bärenkopf zutrifft, der in seinen höchsten Lagen (Forst-Abteilungen 126 u. 130) jedoch zusätzlich in den Wuchsbezirk „Hoher Solling“ reicht. Forstliche Wuchsbezirke und naturräumliche Einheiten und Untereinheiten sind nahezu identisch, weshalb hier eine Karte der forstlichen Wuchsbezirke wiedergegeben wird.

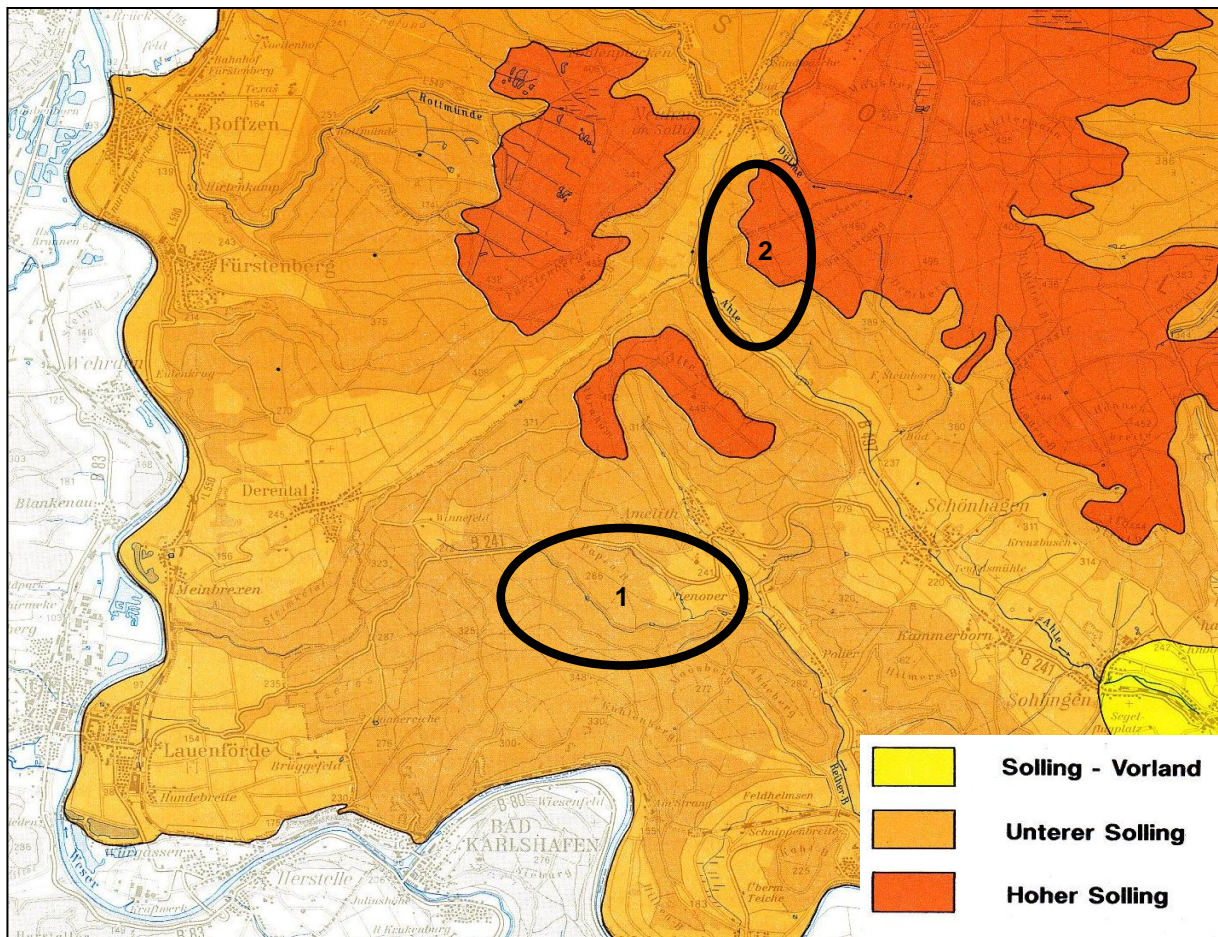


Abbildung 4: Forstliche Wuchsbezirke des Solling. Die Lage von Untersuchungsgebiet (1) und Referenzgebiet (2) ist rot umrandet. Maßstab ca. 1 : 125.000. Aus: NMELF 1996, verändert.

3.4 Geologie und Geomorphologie

Das Mittelgebirge ist eine ca. 740 km² (FISCHER 1998) Ausdehnung messende, allseits abgeflachte, schildförmige Buntsandsteintafel vorwiegend aus Schichten des oberen und mittleren Buntsandsteins (Abbildung 5). Im Solling-Vorland sind abweichend hiervon Kalkgesteine prägend. Auf der „Großen Blöße“ bei Neuhaus im Zentralsolling erreicht das Mittelgebirge mit 528 Metern seine größte Höhe.

Seine im wesentlichen erosionsgeformten Berg- und Talgliederungen erscheinen abgerundet und flachwellig, nur wenige Bruchfallen wie das Ahletal oder das Reiherbachtal durchziehen und gliedern das Gebiet, vor allem an den Rändern. Die Abhänge zur Weser hingegen kön-

nen, besonders im Süden bei Bad Karlshafen, in Form von bis zu 70 m hohen Sandsteinfelswänden, ausgebildet sein, die hier als „Hannoverschen Klippen“ bezeichnet werden. Sie sind nur wenige hundert Meter vom Untersuchungsgebiet entfernt. Im Bereich der Grabenbrüche treten an einigen Stellen kleinflächig tertiäre Sedimente, Tone, Braunkohlen und Muschelkalke zutage, die dem Untersuchungs- wie auch dem Referenzgebiet jedoch fehlen. Zwischen den verschiedenen Gräben bildeten sich aus der Buntsandsteintafel durch Erosion hochflächenartige Buckel.

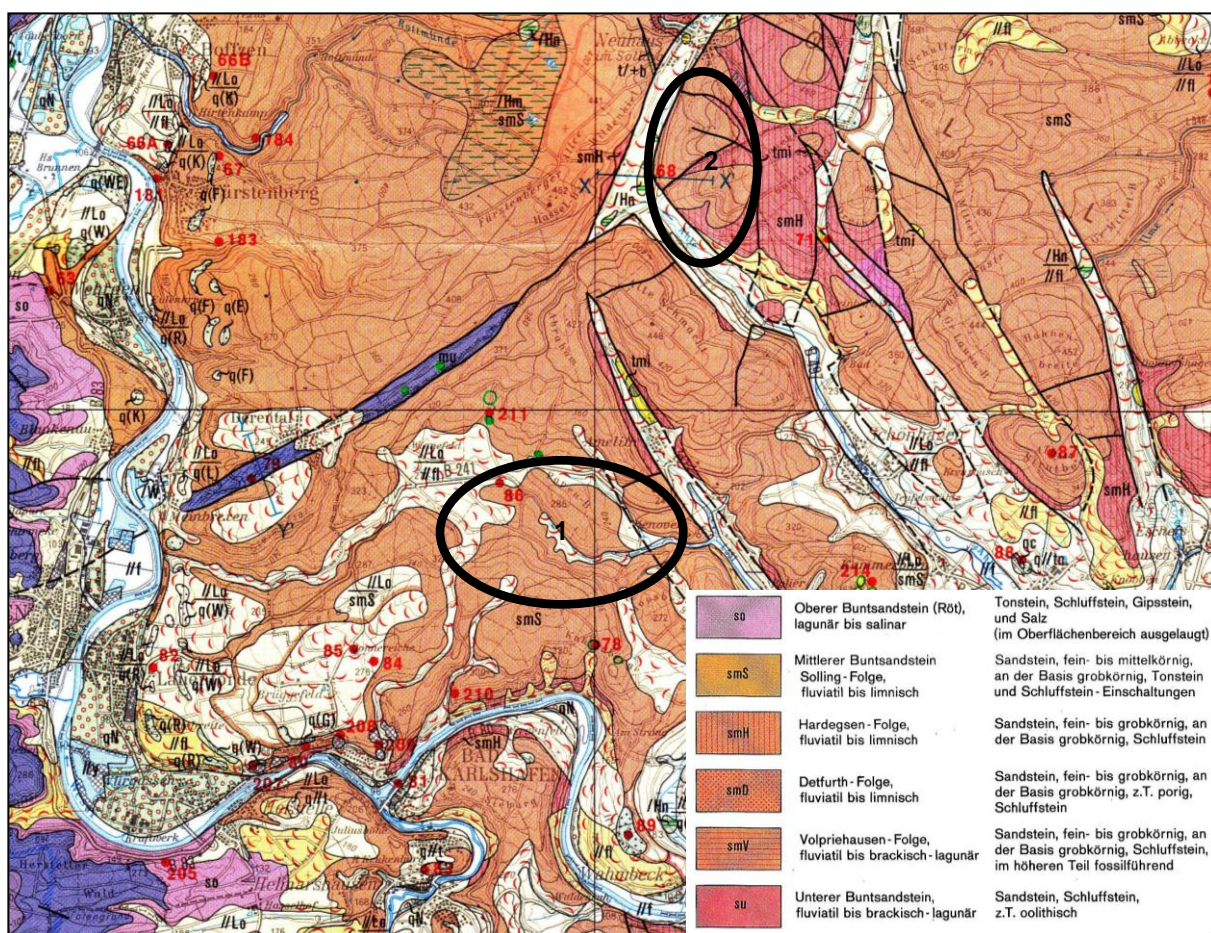


Abbildung 5: Geologie des Untersuchungsgebietes (1) und des Referenzgebietes (2). Maßstab ca. 1 : 125.000. Aus: ZWECKVERBAND NATURPARK SOLLING-VOGLER (1990), verändert.

Während des Tertiärs erfolgten durch plattentektonische Vorgänge die Heraushebung des schildförmigen Buntsandsteinmassivs und das Einsinken des östlich angrenzenden Leinegrabens zusammen mit Basaltaufbrüchen in Südhannover und Hessen. Zugleich wurden der Scheitelgraben (Linie Derental-Hellental), in den punktuell flache Muschelkalkauflagen eingeschaltet sind, der Ahlegraben, der Nienovergraben und weitere kleinere Gräben durch Brüche im Sandsteinschild herausgebildet.

Das obere Reiherbachtal fällt zunächst nach Osten zum Nienovergraben ab, in dem der Reiherbach dann weiter Richtung Südsüdost fließt. Dieses Gebiet wird hauptsächlich vom mittlerem Buntsandstein der Solling-Folge und seinen Verwitterungsprodukten bzw. Bodenbildungen geprägt. Lediglich im Tal des Reiherbaches sowie eines kleineren, meist sommer-trockenen Nebenbaches, der im Norden des Untersuchungsgebietes entspringt und sich

dann nach Südosten wendet, um knapp außerhalb des Gebietes in den Reiherbach zu münden, finden sich unterschiedlich mächtige Bachalluvionen. Der Bärenkopf liegt am Sporn zwischen Scheitel- und Ahlegraben, der von Südosten hereinstreicht. Auch hier herrschen mittlere Buntsandsteine der Solling-Folge vor, im Nordosten und Osten des Gebietes treten mittlere Buntsandsteine der Hardeggen-Folge hinzu, die tendentiell etwas grobkörniger und weniger tonig sind. Das Ahletal wird ebenfalls von Bachalluvionen ausgekleidet.

3.5 Böden

Über 80% der Böden im Unteren und Hohen Solling sind unmittelbar durch Verwitterung aus dem Buntsandstein hervorgegangen oder maßgeblich von ihm und seinen Verwitterungsprodukten beeinflusst. Nur im Bereich der Grabenbrüche treten stellenweise Muschelkalk oder tertiäre Sedimente zutage. Abweichend davon sind die Böden im Sollingvorland vorwiegend kalkbeeinflusst. Große Bedeutung für die Bodenbildung hat ferner der überall abgelagerte Löß, der je nach Hangneigung als Decke liegenblieb, abrutschte bzw. erodierte (und sich in Tallagen akkumulierte) oder mit dem Buntsandsteinverwitterungsmaterial Fließerden bildete. Die Mächtigkeit dieser Lößfließerden beträgt im Durchschnitt 80 cm, auf den Plateaulagen und an flachstreichenden Hängen sind über zwei Meter möglich. Auf wiesen Flächen haben sich aus dem lößbeeinflussten Buntsandsteinverwitterungsmaterial schluffig-lehmige Braunerden mit mittlerer bis guter Nährstoffversorgung gebildet. Hinzu kommen mehr oder weniger pseudovergleyte Parabraunerden (z. B. in Plateau- oder Tallagen). Bei Überwiegen von Buntsandsteinverwitterungsresten im Ausgangsmaterial kommt es stellenweise zu Podsoligkeit und Podsolierung mit entsprechend verringertem Nährstoffangebot. In den Plateaulagen liegen zum Teil verdichtete kaolinitische Verwitterungsreste unter den Lößdecken. In diesen bilden sich Anmoor- und Moor-Stagno- bzw. Pseudogleye („Molkeböden“). In Bachnähe sind naturgemäß grundwassernahe Alluvionen vorhanden.

3.6 Klima

„Der Solling zeigt in der Summe ein deutlich subozeanisches (subatlantisches) Klima mit leichten kontinentalen Einflüssen, die besonders in den Rand- und Tieflagen der Täler und Peripherien kenntlich sind. In den größten Höhenlagen und einigen nördlich exponierten Tallagen hingegen ist bereits deutlich montaner Einfluß spürbar, nicht zuletzt auch an Flora und Vegetation“ (ELLENBERG et al. 1986: 61f.; zitiert aus GERKEN et al. 2008: 35). Eine Übersicht über die wichtigsten Klimadaten bietet Tabelle 1, die Durchschnittswerte von 1931 bis 1960 zu Grunde legt. Der forstliche Wuchsbezirk "Unterer Solling" ist der kollinen und submontanen Stufe zuzuordnen. Die Temperaturen sind über das Jahr niedrig und Temperaturextreme schwanken wenig. Die Niederschlagssumme und die Luftfeuchtigkeit sind hoch. Die Hochlagen des Solling zeigen ein deutlich montaneres Klima mit gegenüber dem unteren Solling um ca. 3 Wochen verkürzter Vegetationszeit, was zur Ausweisung des forstlichen Wuchsbezirkes „Hoher Solling“ geführt hat. Summarisch sind die Winter mild, die Sommer kühl und, dem Großklima entsprechend, vor allem im Juli und August regenreich. Insgesamt fallen überdurchschnittlich reiche Niederschläge, deren Ergiebigkeit mit steigender Höhenlage linear zunimmt. Auf den größten Höhen des Mittelgebirges können sie über 1400 mm jährlich erreichen. "Der Solling zählt damit zu den regenreichsten

Tabelle 1: Klimadaten des Solling. Aus NMELF 1996: 15, verändert.

Klimadaten	Wuchsbezirk "Solling- Vorland" (ca. 200-400 m ü. NN)	Wuchsbezirk "Unterer Solling" (ca. 200-400 m ü. NN)	Wuchsbezirk "Hoher Solling" (ca. 400-528 m ü. NN)
Jahresniederschläge	750 mm	900 mm	1.050 mm
Vegetationszeitniederschläge (Mai -Sept.)	350 mm	420 mm	470 mm
mittlere rel. Luftfeuchte im Jahr	81,0%	82,5%	83,5%
Jahresschwankung der Lufttemperatur	14,7°C	13,4°C	12,3°C
mittlere Jahrestemperatur	8,0°C	7,5°C	6,5°C
mittlere Temperatur in der Vegetationszeit	16,8°C	16,5°C	16,2°C
Zahl der Sommertage (>25°C)	20	18	10
Zahl der Frosttage (<0°C)	95	105	115
Zahl der Tage mit Schneedecke	45	63	72

Gebieten Niedersachsens" (HOHMANN 1998: 12). Das Solling-Klima entspricht damit einem in niedrigen und mittleren Höhenlagen mitteleuropäischer Mittelgebirge häufigem Typ (ELLENBERG et al. 1986). Speziell für das im Jahre 2005 eingerichtete Natura 2000-Gebiet „Wälder im südlichen Solling“, zu dem das Untersuchungsgebiet gehört, liegen aus den Jahren 1961 bis 1990 detailliertere Daten vor. Danach ist es durch einen atlantisch beeinflussten Übergangscharakter zum subkontinentalen Klima ausgezeichnet. Typisch sind bei einer Jahresmitteltemperatur von 7,8°C relativ hohe mittlere Jahresniederschlagsmengen von 854 mm. Ein Klimadiagramm des Natura 2000-Gebietes nach WALTER zeigt Abbildung 6 (POTSDAM INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG 2009).

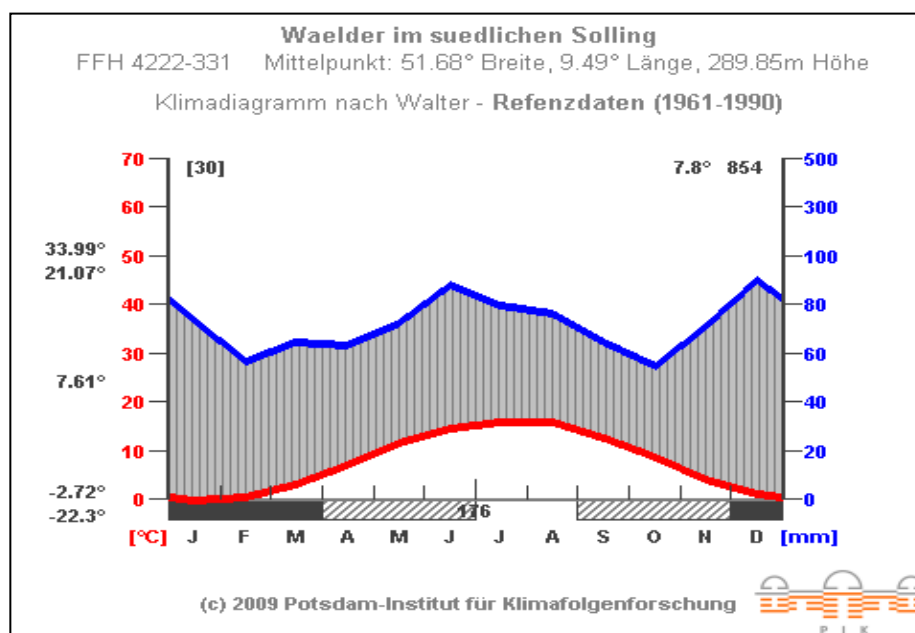


Abbildung 6: Klimadiagramm nach WALTER für das FFH-Gebiet „Wälder im südlichen Solling“, von denen das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal ein Teil ist, basierend auf Daten aus den Jahren 1961-1990.

3.7 Planerische Grundlagen

Das gesamte Untersuchungsgebiet ist Teil des im Januar 2005 vom Land Niedersachsen an die EU gemeldeten und im November 2007 von dort anerkannten FFH-Gebietes „Wälder im südlichen Solling“ (Gebietsnummer 4222-331) gemäß Flora-Fauna-Habitat-Direktive (FFH-RL; Richtlinie 92/43/EWG, vgl. DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992) bzw. des Vogelschutzgebietes „Solling“ (Gebietsnummer 4223-401) gemäß Vogelschutz-Direktive (V-RL; Richtlinie 79/409/EWG; vgl. DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1979)⁵. Das engere obere Reiherbachtal ist darüber hinaus als flächenhaftes Naturdenkmal „Reiherbachtal mit Teichanlagen“ gemäß § 28 BNatSchG ausgewiesen und umfasst eine Fläche von 33,94 Hektar, die fast vollständig im Untersuchungsgebiet gelegen sind.

Die nicht waldbestandenen Teile des Ahletales im Referenzgebiet am Bärenkopf sind Teil des Naturschutzgebietes „Ahlewiesen“ gemäß § 23 BNatSchG. Darüber hinaus sind weite Teile des Bärenkopfes als Wasserschutzgebiet ausgewiesen (NMELF 1996). Nahezu der gesamte Solling ist ferner ausgewiesenes Landschaftsschutzgebiet gemäß § 26 BNatSchG und Naturpark gemäß § 27 BNatSchG.

Vor allem die Ausweisung als FFH- und Vogelschutzgebiet stellt dabei besondere natur-schutzfachliche Anforderungen an die künftige Nutzung des Reiherbachtals. So sind laut FFH-Meldebogen die Repräsentanz von Großer Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*), Bechstein-Fledermaus (*Myotis bechsteini*), Großem Mausohr (*Myotis myotis*), Veilchemblauen Wurzelhalsschnellkäfer (*Limoniscus violaceus*), Eremit (*Osmoderma eremita*) und Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) zu verbessern, ferner auf Vorkommen der Lebensraumtypen Erlen-Eschen und Weichholzauenwälder (91E0), Hainsimsen-Buchenwälder (9110) und Fließgewässer mit flutender Wasservegetation (3260) abzustellen. Alle genannten Arten und Lebensraumtypen treten auch im Untersuchungsgebiet auf. Der europaweit hochseltene Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer (HELSDINGEN et al. 1996) hat im Untersuchungsgebiet sein einziges Vorkommen im Bundesland Niedersachsen und eines von nur etwa elf in der Bundesrepublik Deutschland. Im Vogelschutzgebiet ist die Ausprägung als bedeutender Lebensraum für waldbewohnende Arten des Anhangs I der V-RL, die auf großflächig zusammenhängende Altholzbereiche und störungsarme Waldgebiete angewiesen sind, planungsrelevant. Hervorgehoben werden Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Eulen und Spechte. Im Untersuchungsgebiet ist besonders das individuenreiche Vorkommen des Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) zu erwähnen (GERKEN et al. 2008: 178).

Beide Gebiete sind Eigentum des Landes Niedersachsen und werden durch die Niedersächsischen Landesforsten betreut und forstlich genutzt. Zu erwähnen ist vor diesem Hintergrund ferner das „Niedersächsische Landesprogramm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung“ (LÖWE), in dem sich das Land Niedersachsen verpflichtet, die Bewirtschaftung der Landesforsten nach ökologischen Gesichtspunkten auszurichten. Das Projektgebiet wird hierdurch zunächst in weiten Teilen als „kulturhistorisch bedeutsamer Wirtschaftswald“ bzw. „lichter Wirtschaftswald mit Habitatkontinuität“ kategorisiert. Im Zusammenwirken mit der Waldentwicklungsplanung Solling (NMELF 1996), einem naturraumspezifischen forstlichen Fachgutachten, das vorsieht, wo möglich aus Naturschutz-

⁵ Vogelschutzgebiete werden verkürzt meist als „SPA-Gebiete“ (= special protected area) bezeichnet.

gründen in „begrenzten Hutewaldflächen zeitweilig Vieh“ einzutreiben (a. a. O.: 119), bot dies Voraussetzung für die Umsetzung des Projektes.

3.8 Nutzung und Nutzungshistorie

Das Untersuchungsgebiet ist zum überwiegenden Teil waldbewachsen, Offenland ist lediglich mit knapp elf Hektar vorhanden. Hierbei handelt es sich zum einen um kleinere, vor Beginn der Projektes mit Grünland bewachsene Weideflächen, zum größeren Teil jedoch um eine ehemalige Ackerfläche, die bei Projektbeginn aus der Nutzung genommen wurde und unter Einfluss der Weidetiere der Sukzession überlassen wurde. Es entwickelte sich „eine artenreiche Brachefläche mit hohem Weißkleeanteil“ (GERKEN et al. 2008: 37), die jedoch durch die regelmäßigen Besuche der Weidetiere trittbedingt immer wieder auch lückig erscheint bzw. offene Rohbodenstellen bietet. Die ehemalige Ackernutzung ist hierdurch nicht mehr erkennbar. Dieses Teilgebiet wird von der einheimischen Bevölkerung als „Amerika“ bezeichnet. Weitere teils nur wenige dutzend Quadratmeter große Offenlandbereiche finden sich in Form von Lichtungen in die Waldbestände eingestreut.

160 Hektar des Gebietes sind waldbedeckt, wobei der größte Teil (105 Hektar) dieses Waldes aus sehr licht stehenden (um 1820 herum im 9 x 9 m² Verband gepflanzten) Eichen (vorwiegend *Quercus robur*, seltener *Q. petraea* sowie vermutlich auch einzelne Hybriden) besteht (SOLLINGVEREIN 1999: 76). Einzelbäume sind noch erheblich älter. Diese lichten Reihenaupflanzungen erfolgten seinerzeit zwar mit dem Ziel einer künftigen Waldhute, sind aber bis zum Beginn des Projektes nie beweidet worden. Sie sind heute zumindest lokal von meist noch jüngeren Rotbuchen unterbaut, am süd-, teilweise auch am nordexponierten Unterhang des Bachtals sind stattdessen ältere Hainbuchen (die ursprünglich zur so genannten „Schaftpflege“ der Eichen unterpflanzt worden waren) prägend. 33 Hektar des Untersuchungsgebietes werden von unterschiedlich alten Nadelholzbeständen (vorwiegend Lärche und Fichte) bedeckt, etwa 21 Hektar werden von jüngeren Laubholzpflanzungen (Eichen, Ahorn etc.) eingenommen. Nicht zum beweideten Teil des Untersuchungsgebietes gehört ein von Nordwesten hereinstreichender, etwa V-förmiger älterer Fichtenbestand an den südwestexponierten Hängen des oberen Bachtals. Die hiesigen Bestände wurden vom Orkan „Kyrill“ im Januar 2007 fast vollständig vernichtet. Zu erwähnen sind ferner die bachbegleitenden Auenwälder aus Rot-Erlen, die sich auf das engere Reiherbachtal beschränken und flächenmäßig kaum ins Gewicht fallen. Mit Ausnahme des Reiherbaches sind als weitere Gewässer drei ursprünglich zur Fischzucht angelegte Teiche im oberen Talabschnitt zu finden. Nur einer davon, der etwa ein Hektar große „Reiherteich“ liegt innerhalb des umzäunten Beweidungsgebietes.

Um 1735 herum waren weite Teile des Gebietes, insbesondere der Papenberg, nach den Schilderungen des „Sollingischen Forstbereitungsprotokolls“ „bald mit mehr bald mit weniger alten und jungen Buchen, alten Eichen und Birken strichweise bewachsen, zwischen denselben aber finden sich auch große ledige Plätze, worauf nur Föhren stehen“ (SOLLINGVEREIN 1999: 89). Auch die südlich des Reiherbaches anschließende und mit ihrem nördlichen Teil zum Untersuchungsgebiet gehörende Reiherhalbe wird beschrieben als: „Stehet auf demselben nichts als einzelne wenige alte Eichen, Birken theils Orten Ellern und

wenige Buchen, unter welchen und auf denen daselbst befindlichen großen ledigen Plätzen viele Fahren stehen“ (a. a. O.). Am Papenberg wurden damals „7108 Claftern Holtz“ und „317 Stamm Eichen“ als nutzbarer Holzvorrat angegeben.

Auch am Bärenkopf wird der Großteil der Fläche (etwa 47 Hektar) heute von licht stehenden, über 100-jährigen Alteichen eingenommen, die hier jedoch stärker von bis zu gleichaltrigen Rotbuchen unterbaut bzw. durchmischt sind. Größere Nadelholzpflanzungen fehlen. Der Rest der insgesamt ca. 62 ha großen Waldfläche besteht aus Laub- und Nadelholzbeständen unter 100 Jahren (Buche, Fichte, Lärche). Zum Teil sind kleinere Verlichtungsflächen sowie eine ehemalige Wildeinsaat eingestreut. Etwa 20 Hektar werden von Grünländern im NSG „Ahlewiesen“ im Süden des Gebietes eingenommen. Hierbei handelt es sich überwiegend um wechselfrische Straußgrasweiden, die im zeitigen Frühjahr sowie im Spätsommer von Schafen beweidet werden. Eingestreut, vor allem im Südosten, finden sich einige kleinere Quellrinnsale mit feuchteren Ausbildungen, überwiegend von Flatterbinse und Spitzblütiger Binse geprägt. An der Ahle sind einige Abschnitte von bachbegleitenden Erlen-Eschen-Säumen entwickelt, die zum Teil von Weiden unterbaut und dann flächig entwickelt sind. Örtlich zeigen sich Hochstaudenbestände, in einer größeren Nebenflutrinne der Ahle auch von Brennendem Hahnenfuß geprägte Kleinseggenriede⁶.

Für den Bärenkopf nennt das „Sollingische Forstbereitungsprotokoll“ „6752 Clafter Holz“ bzw. 110 Stamm „nutzbahre Eichen“ und beschreibt den „Bärenkopf“ oder „Bärenberg“ wie folgt: „Hat zur Grentze oben den Moßberg, linkerseits den Gräfingsstrang und Gräfings Berg, rechterseits das Wasser die Aahle genannt, welches die Grentze zwischen der Uslarischen und der Niennoverschen Forst ist. Dieser Ort ist von verschiedenem Wachsthum und stehen daselbst Striche recht schönen Buchen-, Haynebuchen und wenig Birken-Stangenholtz, worunter noch viele alte abständige Buchen und Eichen befindlich, dann sind Striche von entzeln alten und wenigen jungen Birken und Ellern, struppichten Buchen und alten Eichen, hin und wieder sind auch große Holtz Blößen und Brücher, auf welchen an denen meisten Orten vieles verbissenes Buschwerk vorhanden, auch lieget an dem ganzen Ort herum Eichen-, Buchen-, Birken- und Ellern-Verfall- und Lagerholtz, so zum Theil noch brauchbar. Bey diesem Ort ist man der Meinung, dass nöhtig sey denselben mit dem fordersahmsten (dem „Thünneckens Born Strang“, Einf. d. Verf.) abzutreiben, damit solcher wiederum in Ordnung und einerley Wachsthum komme, und könnte sodann auf denen Holtzblößen Dannen-Saamen gesäet werden...“ (SOLLINGVEREIN 1999: 36). Letzteres ist im eigentlichen Referenzgebiet bis heute unterbleiben (s. o.), wurde jedoch teilweise in der näheren Umgebung so gehandhabt.

⁶ Die Beschreibung des Referenzgebietes folgt weitgehend den Ausführungen des unveröffentlichten Gutachtens zur Vorstudie des Projektes, die beim Bundesamt für Naturschutz (Bonn) vorliegt: GERKEN, B., ROCK, J., SONNENBURG, H. & WAGNER, H.-G. (1999): Vorstudie zum geplanten E+E-Vorhaben „Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im wesernahen Bergland des Sollings“ – Abschlußbericht. – 161 S. + Anhänge. Höxter.

4 Ergebnisse

4.1 Arteninventar

Zwischen dem 15. Januar 1999 und dem 31. März 2006 wurden im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal insgesamt 1.145 Datensätze aufgenommen. Dabei wurden 189 Arten (inkl. 28 flechtenähnlicher, nicht oder nicht „klassisch“ lichenisierter Kleinpilze, davon sechs lichenicole Pilze) nachgewiesen bzw. gesammelt. In derselben Zeit gelangen im Referenzgebiet am Bärenkopf Nachweise von 66 Arten. Davon sind zwei flechtenähnliche, nicht oder nicht „klassisch“ lichenisierte Kleinpilze. Eine Zusammenstellung der in beiden Gebieten dokumentierten Arten zeigen die Tabellen A1 (Reiherbachtal) und A2 (Bärenkopf) im Anhang.

Über die genannten Arten bzw. Sippen hinaus wurden im Reiherbachtal Proben einiger weiterer Flechten bzw. flechtenähnlicher Pilze gesammelt, die bis zum Abschluß der vorliegenden Arbeit nicht zweifelsfrei bestimmt bzw. von externen Fachleuten bestätigt werden konnten. Dabei handelt es sich um cf. *Collempsodium* spec., cf. *Gyalecta flotowii*, *Lecanora* cf. *hagenii*, *Lecanora* cf. *symmicta*, cf. *Loxospora elatina*, *Micarea* cf. *sylvicola*, *Mniaecia* cf. *nivea* und *Verrucaria* cf. *bryoctona*. Da ein Vorkommen im Gebiet nicht bestätigt werden konnte, bleiben sie in den folgenden Auswertungen unberücksichtigt. Am Bärenkopf wurden keine bis heute unbestimmt gebliebenen Proben gesammelt. Arten bzw. Sippen, die mehr als 150 Meter vom Projektgebietszaun entfernt vorkommen, wurden auch dann nicht berücksichtigt, wenn ihre Autökologie ein baldiges Auftreten möglich erscheinen lässt. Zu erwähnen sind unter anderem *Parmelia acetabulum*, *P. verruculifera*, *P. conspersa*, *Polysporina simplex*, *Lecidella elaeochroma* oder *Lecania rabenhorstii*. Aus der Peripherie des Referenzgebietes am Bärenkopf sind keine weiteren Arten bekannt geworden, die hier zu nennen sind.

Erst kürzlich wurde eine erheblich überarbeitete und erweiterte zweite Fassung der Roten Liste und Gesamtartenliste der Flechten Niedersachsens und Bremens vorgelegt (HAUCK & DE BRUYN 2010). Daran gemessen werden im Reiherbachtal sieben Arten erstmals für das Bundesland dokumentiert. Dabei handelt es sich um *Arthonia digitatae*, *Arthopyrenia salicis*, *Dacampia cyrtellae*, *Julella fallaciosa*, *Sphaerellothecium cinerascens* und *Thelocarpon saxicola*. Hinzu kommt die erstmals in Mitteleuropa nachgewiesene *Dactylospora frigida*. Im Referenzgebiet am Bärenkopf wurden keine Arten gefunden, die im Bundesland bisher unbekannt waren. Für beide Gebiete ist jedoch zu berücksichtigen, dass mehrere Arten zum Zeitpunkt der Erfassungen im Gelände im Land Niedersachsen noch nicht bekannt waren, so beispielsweise alle Arten der Gattung *Epigloea* (HAUCK 1996).

Trotz der bereits erfolgten Publikation eines Erstnachweises für die Bundesrepublik Deutschland (*Arthopyrenia carneobrunneola*, GERKEN et al. 2008; WAGNER 2008), der in der aktuellen Gesamtartenliste der Bundesrepublik bereits verzeichnet ist (WIRTH et al. 2011), sind zwei weitere Arten zu nennen, die hierzulande noch als unbekannt gelten. Dabei handelt es sich zum einen um *Sphaerellothecium cinerascens*. Zwar wird dieser lichenicole Pilz im Entwurf der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011) als hierzulande bekannt geführt. Es war jedoch trotz konkreter Anfrage bei den Bearbeitern nicht zu eruieren, wo diese 1998 aus den Pyrenäen neu beschriebene Art in der Bundesrepublik erstmals nachgewiesen worden sein soll. Der Fund im Untersuchungsgebiet stellt demnach das

einzig bislang bekannte Vorkommen in Deutschland dar. Hinzu kommt die in vorliegender Arbeit erstmals in Mitteleuropa dokumentierte *Dactylospora frigida*. Im Referenzgebiet am Bärenkopf gelangen keine Erstdnachweise für die Bundesrepublik.

4.2 Nicht lichenisierte, lichenicole oder flechtenähnliche Pilze

„Einige nahe mit flechtenbildenden Pilzen verwandte sowie auf Flechten vorkommende Pilze werden traditionell von der Lichenologie mit behandelt, obwohl sie nicht lichenisiert sind“ (HAUCK & DE BRUYN 2010: 28). Entsprechend werden solche Arten aktuell in der Bundesrepublik meist in den Artenlisten aufgeführt und separat gekennzeichnet (z. B. BÜLTMANN et al. 2011) oder in eigenen Teiltabellen gelistet (WIRTH et al. 2011). In der Artenliste aus dem Untersuchungsgebiet (Tabelle 4) sind unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.3 genannten Kriterien 28 Arten enthalten, die in diesem Zusammenhang zu nennen sind, in jener aus dem Referenzgebiet zwei (*Epigloea bactrospora* und *E. soleiformis*). Eine Zusammenstellung der relevanten Sippen und ihrer Ökologie aus dem Untersuchungsgebiet zeigt Tabelle 2. Auf eine separate Aufstellung der beiden Arten aus dem Referenzgebiet wird hier verzichtet, da sie auch im Untersuchungsgebiet gefunden wurden. Bei der Differenzierung zwischen Flechten, lichenicolen Pilzen und nicht bzw. fakultativ lichenisierten, flechtenähnlichen Pilzen wurde in erster Linie auf die Angaben der entsprechenden Fachliteratur bzw. Monografien zurückgegriffen (vgl. den speziellen Teil dieser Arbeit). Die Angaben von WIRTH et al. (2011) werden ergänzend in einer separaten Spalte wiedergegeben, sind teilweise jedoch in hohem Maße diskussionsbedürftig (siehe Kapitel 5.2).

Tabelle 2: Nicht lichenisierte, obligat oder fakultativ lichenicole sowie fakultativ oder nicht eindeutig lichenisierte Pilze und ihre Wirte bzw. Substrate im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal, sofern sie von der Flechtenkunde berücksichtigt werden.

In der Spalte „Einstufung bei WIRTH et al. (2011)“ bedeuten die verwendeten Kürzel: Li = Flechte; Pa = lichenicoler Pilz und Pi = flechtenähnlicher (saprophytischer) Pilz. Weitere Ausführungen im Text.

Art	Wirt / Substrat	Obligat Lichenicol	Fakultativ lichenicol	Nicht lichenisiert	fakultativ oder un-eindeutig lichenisiert	Einstufung bei WIRTH et al. (2011)
<i>Arthonia digitatae</i>	<i>Cladonia digitata</i>	x		x		Pa
<i>Athelia arachnoidea</i>	Epiphytische Flechten, Algen, div. Borken		x		x	Pa
<i>Cercidospora parva</i>	<i>Baeomyces rufus</i>	x		x		Pa
<i>Clypeococcum hypocenomycis</i>	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	x		x		Pa
<i>Cyrtidula quercus</i>	<i>Quercus robur</i>			x		Pi
<i>Dacampia cyrtellae</i>	<i>Lecania cyrtella</i>	x				Pa
<i>Dactylospora frigida</i>	<i>Corylus avellana</i>	x		x		-
<i>Didymosphaeria fulvis</i>	<i>Populus tremula</i>		x	x		Pa
<i>Epigloea bactrospora</i>	Algenüberzüge				x	Pa
<i>Epigloea medioincrassata</i>	Algenüberzüge				x	Pa
<i>Epigloea soleiformis</i>	Algenüberzüge				x	Pa

Art	Wirt / Substrat	Obligat Lichenicol	Fakultativ lichenicol	Nicht lichenisiert	fakultativ oder uneindeutig lichenisiert	Einstufung bei WIRTH et al. (2011)
<i>Julella fallaciosa</i>	<i>Corylus avellana</i>			x		Li
<i>Leptorhaphis atomaria</i>	<i>Populus tremula</i>				x	Pi
<i>Licheniconium lecanorae</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	x		x		Pa
<i>Lichenodiplis lecanorae</i>	<i>Lecanora</i> div. spec.	x				Pa
<i>Microcalicium disseminatum</i>	<i>Quercus</i> spec. (Borke)		x	x		Pa
<i>Mniaecia jungermanniae</i>	<i>Calypogeia muelleriana</i>			x		-
<i>Mycoporum antecellens</i>	div. Borken			x		Pi
<i>Sarea difformis</i>	<i>Picea abies</i> (Harz)			x		Pi
<i>Sarea resiniae</i>	<i>Larix decidua</i> (Harz)			x		Pi
<i>Sphaerellothecium cinerascens</i>	<i>Cladonia parasitica</i>	x		x		Pa
<i>Stenocybe pullatula</i>	<i>Alnus glutinosa</i>			x		Pi
<i>Stigmidium microspilum</i>	<i>Graphis scripta</i>	x		x		Pa
<i>Thelocarpon epibolum</i>	Rohboden/ Gestein				x	Li
<i>Thelocarpon intermediellum</i>	Rohboden/ Gestein				x	Li
<i>Thelocarpon lichenicola</i>	Rohboden/ Gestein		x	x		Pa
<i>Thelocarpon saxicola</i>	Rohboden/ Gestein				x	Li
<i>Xanthoriicola physciae</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	x		x		Pa
Summe:	28	10	4	18	8	-

Die Tabelle nennt zehn obligat und vier fakultativ lichenicole Sippen. Zu erwähnen sind ferner 18 nicht lichenisierte, flechtenähnliche Kleinpilze sowie acht fakultativ oder uneindeutig lichenisierte Sippen. Darüber hinaus wurden noch die sieben lediglich in der mykologischen Fachliteratur (siehe v. a. ELLIS & ELLIS 1997) erwähnten, überwiegend corti- oder lignicolen und zumindest makroskopisch flechtenähnlichen Kleinpilze *Ascodichaena rugosa* BUTIN, *Capronia pilosella* (KARST.) MÜLLER, PETRINI, FISHER, SAMUELS & ROSSMANN, *Cryptocoryneum condensatum* (WALLR.) MASON & HUGHES, *Hysterium pulicare* PERS., *Lophium mytilinum* (PERS.) FR., *Rebentischia unicaudata* (BERK. & BR.) SACC. und *Troposporella fumosa* KARST. dokumentiert. Insgesamt sind damit im Rahmen der vorliegenden Untersuchung 32 nicht eindeutig zu den Flechten zu zählende Kleinpilze im Untersuchungsgebiet festgestellt worden. Hinzu kommen schließlich elf koprobionte Klein- bzw. Mikropilze, auf die hier nicht eingegangen werden kann. Sie wurden jedoch bereits in der Literatur besprochen (LYSAKOWSKI et al. 2010).

4.3 Häufigkeit und Verteilung

Das unregelmäßig umgrenzte Untersuchungsgebiet wurde zur räumlich differenzierten Erfassung der untersuchten Organismengruppen mit einem Rasternetz überdeckt. Aus den Umrissen des Untersuchungsgebietes und diesem Rasternetz folgt eine zahlenmäßige Begrenzung der Rasterfelder (= RF), die Anteile am Gebiet besitzen. Insgesamt berührt das Untersuchungsgebiet 229 RF, wovon 117 nicht vollständig dazu gehören (siehe Abbildung 2). Nachweise von Flechten oder lichenicolen Pilzen liegen aus 178 RF vor (siehe Abbildung 8). 21 Funde können nicht mehr eindeutig einem RF zugeordnet werden. Für das Referenzgebiet am Bärenkopf können über die Artenliste bzw. daraus ableitbare Interpretationen hinaus keine weiteren Auswertungen erfolgen, da die seinerzeit angefertigten Datensicherungskopien zwischenzeitlich verloren gingen bzw. irreparabel beschädigt wurden.

Von 80 der dokumentierten 189 Arten liegen lediglich aus je einem Rasterfeld Nachweise vor. Es handelt sich hierbei in der Regel um Einzelnachweise bzw. um punktuell gehäuft auftretende Arten. Fast ausschließlich sind dies sehr kleine, unauffällige Sippen, die zudem der mikroskopischen Untersuchung bedürfen, um sie eindeutig ansprechen zu können. Beispielhaft genannt seien *Arthopyrenia carneobrunneola*, *Julella fallaciosa* oder *Mycoporum antecellens*. Häufig bzw. in zahlreichen RF gefundene Arten sind im Gegenzug meist solche, die schon makroskopisch auffällig und unverkennbar sind (*Usnea dasypoga*, 18 RF; *Lepraria incana*, 22 RF; *Chaenotheca ferruginea*, 15 RF) oder die, falls kleinwüchsig bzw. unscheinbar, wegen ihrer Ökologie gezielt gesucht werden können und auch im Gelände bereits eindeutig ansprechbar sind (*Coenogonium pineti*, 33 RF; *Arthonia spadicea*, 31 RF; *Chaenotheca chrysocephala*, 12 RF). Die Zahl der Rasterfelder mit einer jeweiligen Artenzahl zeigt Abbildung 7.

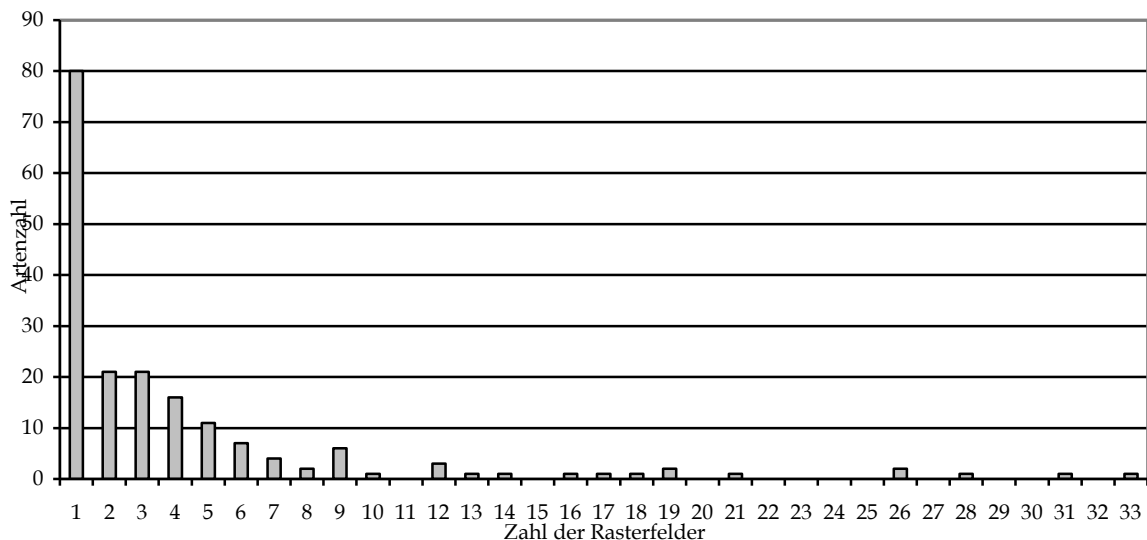


Abbildung 7: Artennachweise pro Rasterfeld im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal.

Im Untersuchungsgebiet wurden die beiden auch überregional häufigen und im Gelände gut kenntlichen Arten *Lepraria incana* (61 Nachweise) und *Arthonia spadicea* (61 Nachweise) am häufigsten notiert. Unter den gefährdeten „Rote Liste“-Arten ist bemerkenswerterweise die in Niedersachsen als stark gefährdet eingestufte *Arthonia vinosa* mit 40 Nachweisen die häu-

figste, gefolgt von der Schriftflechte *Graphis scripta* mit 39 Nachweisen. Erwähnenswert sind ferner die Bartflechte *Usnea dasypoga* und die Krustenflechten *Pertusaria flavida* und *P. pertusa*. Darüber hinaus sind aber auch einige überregional seltenere Arten durchaus regelmäßig gefunden worden. So liegen von der in Niedersachsen als stark gefährdet eingestuften *Pertusaria flavida* 21 Nachweise vor, von der als akut vom Aussterben bedroht geführten *Gregorella humida* elf. Während aus 50 Rasterfeldern nur je eine Art angegeben werden kann, wurden in RF p14 26 Arten notiert. Die zwölf am häufigsten notierten Arten und die Zahl ihrer Nachweise sind in Tabelle 3 aufgeführt, die Zahl der pro Rasterfeld nachgewiesenen Arten in Abbildung 8 dargestellt. Die zwölf artenreichsten Rasterfelder sind hervorgehoben. Auffällig ist eine Häufung besonders artenreicher Rasterfelder im engeren Bachtal.

Tabelle 3: Die zwölf am häufigsten im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Flechtenarten.

Art	Zahl d. Nachweise	Art	Zahl d. Nachweise
<i>Arthonia spadicea</i>	61	<i>Cladonia coniocraea</i>	35
<i>Lepraria incana</i>	61	<i>Chaenotheca ferruginea</i>	30
<i>Coenogonium pineti</i>	52	<i>Pertusaria pertusa</i>	27
<i>Arthonia vinoso</i>	40	<i>Porina leptalea</i>	24
<i>Graphis scripta</i>	39	<i>Usnea dasypoga</i>	24
<i>Porina aenea</i>	39	<i>Pertusaria flavida</i>	21

4.4 Rote-Liste-Arten

Bezogen auf den in der Gesamtartenliste der Flechten Niedersachsens (HAUCK & DE BRUYN 2010) angenommenen Gefährdungsstatus ergibt sich im Reiherbachtal eine Gefährdung (RL: 3) von 26 und eine starke Gefährdung (RL: 2) von 19 Arten. Weitere 14 Arten werden als akut vom Aussterben bedroht (RL: 1) eingestuft. Mit *Mycoporum antecellens* gelang ein Wiederfund einer als bereits ausgestorben (RL: 0) eingestuften Art. Zusätzlich gelten 17 Arten als in der Datenlage unzureichend bekannt (RL: D), sieben werden in der Vorwarnliste geführt (RL: V), fünf werden als wegen extremer Seltenheit gefährdet (RL: R) angesehen, und fünf Arten als mit unbekanntem Ausmaß gefährdet (RL: G). Die Situation zeigt Abbildung 9.

Zu berücksichtigen ist, dass die sieben in Niedersachsen erstmals nachgewiesenen Arten (siehe Kapitel 4.1) in der aktuellen Roten Liste des Bundeslandes noch nicht aufgeführt sind. Sie werden als in der Roten Liste „nicht behandelt“ eingestuft, doch ist für sie mindestens ebenfalls eine Gefährdung unbekanntes Ausmaßes anzunehmen. Summarisch werden derzeit lediglich 46% (n = 88) der nachgewiesenen Arten als ungefährdet (RL: *) eingeschätzt. Erwähnenswert ist ferner, dass in Niedersachsen aktuell ein Fünftel der im Bundesland jemals nachgewiesenen Arten als ausgestorben gilt, während im Reiherbachtal auf nur knapp 2 km² Fläche nahezu die gleiche Artenzahl auf nur einem Bruchteil der Landesfläche auftritt (HAUCK & DE BRUYN 2010: 75; vgl. Kapitel 5.1.1).

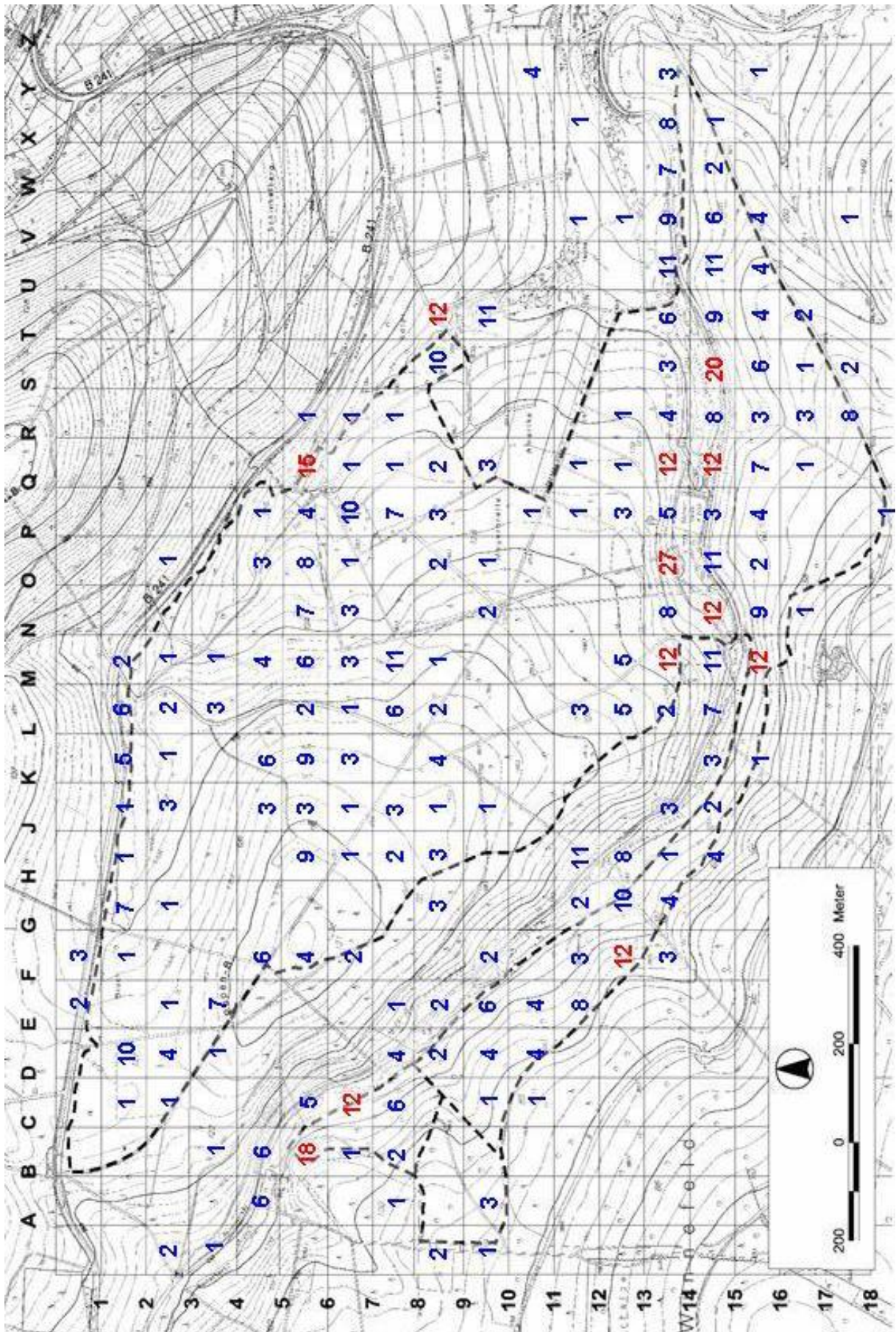


Abbildung 8: Zahlen der im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal pro Rasterfeld nachgewiesenen Arten. Die zwölf artenreichsten Rasterfelder sind farblich (rot) hervorgehoben.

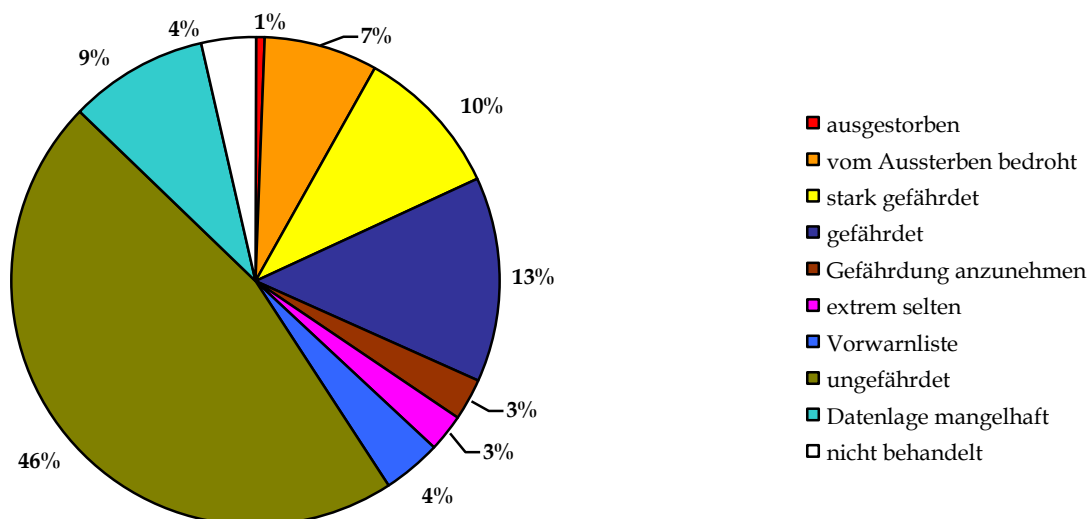


Abbildung 9: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 189) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal im Bundesland Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010).

Im Referenzgebiet am Bärenkopf gelten von den 66 dokumentierten Sippen drei als gefährdet (RL: 3), sechs als stark gefährdet (RL: 2) und eine als akut vom Aussterben bedroht (RL: 1). Verschollene Arten (RL: 0) wurden hier nicht wiedergefunden. Eine Art wird in der Vorwarnliste (RL: V) geführt und zu zwei weiteren ist die Datenlage zu unzureichend (RL: D), um eine Gefährdungseinschätzung vornehmen zu können. Keine Art gilt wegen extremer Seltenheit (RL: R) im Bundesland als gefährdet bzw. ist bei keiner eine Gefährdung anzunehmen (RL: G). 53 Arten gelten derzeit als ungefährdet (RL: *). Die Situation im Referenzgebiet ist in Abbildung 10 dargestellt.

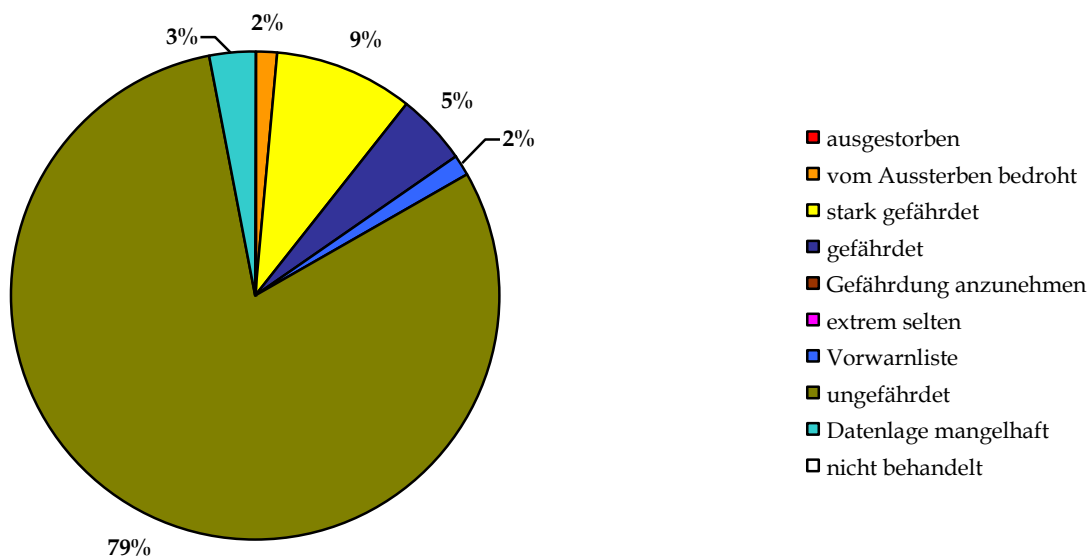


Abbildung 10: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 66) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Referenzgebiet Bärenkopf im Bundesland Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010).

Für die Bundesrepublik Deutschland wird in Kürze eine neue Rote Liste und Gesamtartenliste der Flechten und lichenicolen Pilze publiziert werden (WIRTH et al. 2011). Für die hier vorliegenden Auswertungen wurde sie dem Verfasser von den Autoren jedoch bereits vorab auszugsweise zur Verfügung gestellt. Bezogen hierauf gelten 53% (n = 101) des Arteninventars des Reiherbachtals als ungefährdet (RL: *). Eine bundesweit für bereits als ausgestorben angesehene Art (RL: 0) wurde nicht wieder gefunden. *Mniaecia jungermanniae* und *Dactylospora frigida* werden in der aktuellen bundesdeutschen Roten Liste nicht behandelt. Fünf Arten gelten als akut vom Aussterben bedroht (RL: 1), 13 als stark gefährdet (RL: 2) und 28 als gefährdet (RL: 3). Erwähnenswert sind ferner jeweils zwei Arten, die bundesweit als extrem selten (RL: R) gelten bzw. für die eine Gefährdung unbekanntem Ausmaßes anzunehmen (RL: G) sei. Ferner werden 23 Arten der Vorwarnliste (RL: V) zugerechnet. Damit sind summarisch knapp die Hälfte der Arten des Untersuchungsgebietes aus bundesweiter Sicht gefährdet, es liegen zu wenige Daten zu ihnen vor, um ihre zu vermutende Gefährdung einschätzen zu können oder sie werden in der Bundesliste nicht behandelt. Die Situation zeigt Abbildung 11.

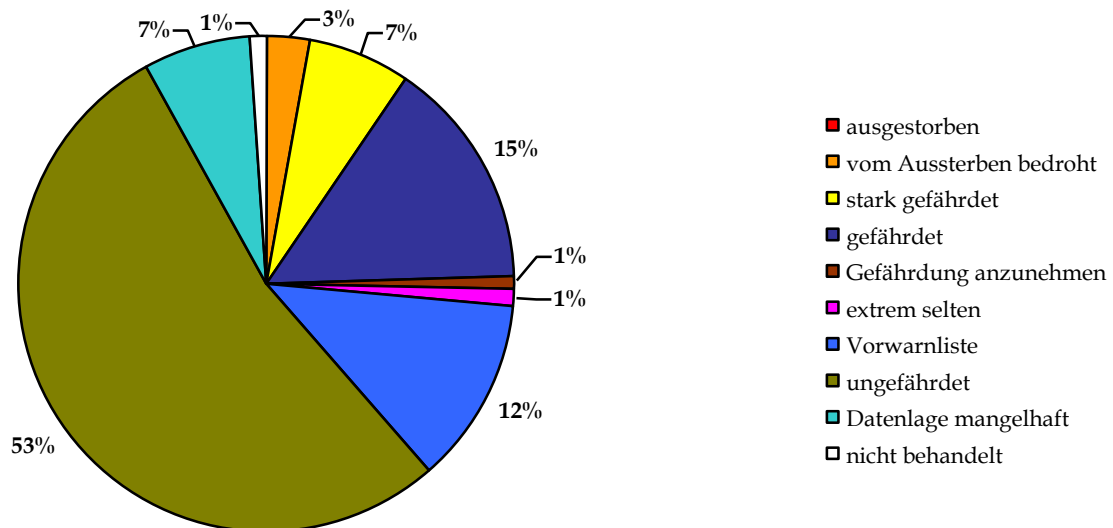


Abbildung 11: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar (n = 189) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal in der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).

Im Referenzgebiet am Bärenkopf stellte sich die Situation auch bundesweit deutlich anders dar. So gelten derzeit lediglich 19% der Arten (n = 12) in irgendeiner Weise als gefährdet, der weitaus größte Teil (81%) wird als ungefährdet eingestuft. Ausgestorbene Taxa (RL: 0) wurden hier nicht wiedergefunden, und stark gefährdete (RL: 2) oder akut vom Aussterben bedrohte Sippen (RL: 1) fehlen hier völlig. Der Anteil bundesweit gefährdeter Arten liegt mit nur 8% deutlich unter den Verhältnissen im Reiherbachtal. Die Situation im Referenzgebiet zeigt Abbildung 12.

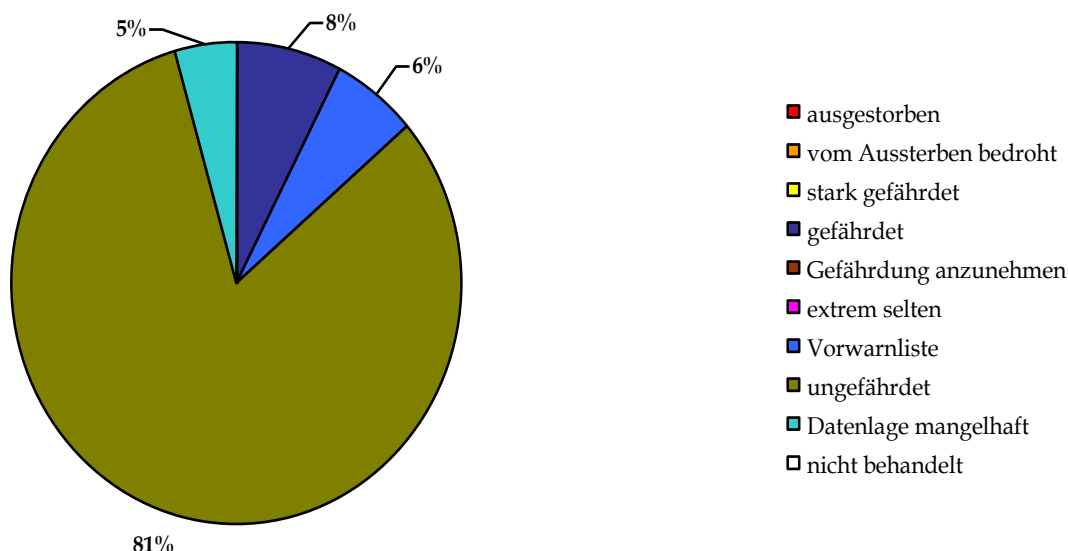


Abbildung 12: Prozentuale Anteile der unterschiedlichen Gefährdungskategorien am Gesamtinventar ($n = 66$) der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze im Referenzgebiet Bärenkopf in der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).

4.5 Lebensformen und Prognose bei weiterer Beweidung

Im Reiherbachtal sind von den 189 gefundenen Sippen 141 zu den Epiphyten zu zählen. 28 wachsen saxicol, 20 terricol. In der Gesamtartenzahl sind 26 fakultativ oder obligat lignicol lebende Sippen enthalten. Am Bärenkopf verteilen sich von den festgestellten 66 Arten 48 auf die Gruppe der Epiphyten, 14 sind Lithophyten und vier Petrophyten. Enthalten sind hier zwei Arten nicht lichenisierter Pilze auf Algenüberzügen. Eine Übersicht über die prozentualen Anteile der im Reiherbachtal auftretenden Lebensformen am Gesamtinventar bietet Abbildung 13, die Situation im Referenzgebiet am Bärenkopf Abbildung 14.

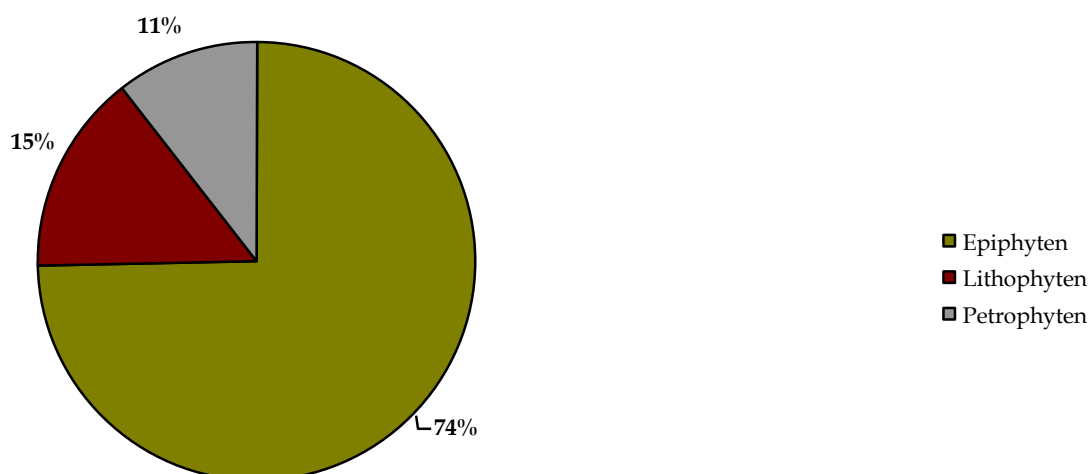


Abbildung 13: Prozentuale Anteile der Lebensformen der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze am Gesamtinventar im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal.

Wegen der Nutzung verschiedener Substrate durch eine Art (beispielsweise tritt *Thelocarpon lichenicola* im Gebiet sowohl auf Rohboden als auch auf Waldbodensteinen auf) werden solche Taxa, um Mehrfachnennungen zu vermeiden, für jenes Substrat angegeben, auf dem sie im Untersuchungsgebiet am Häufigsten gefunden wurden. Lichenicole Sippen wurden dem Substrat ihres Wirtes zugeschlagen.

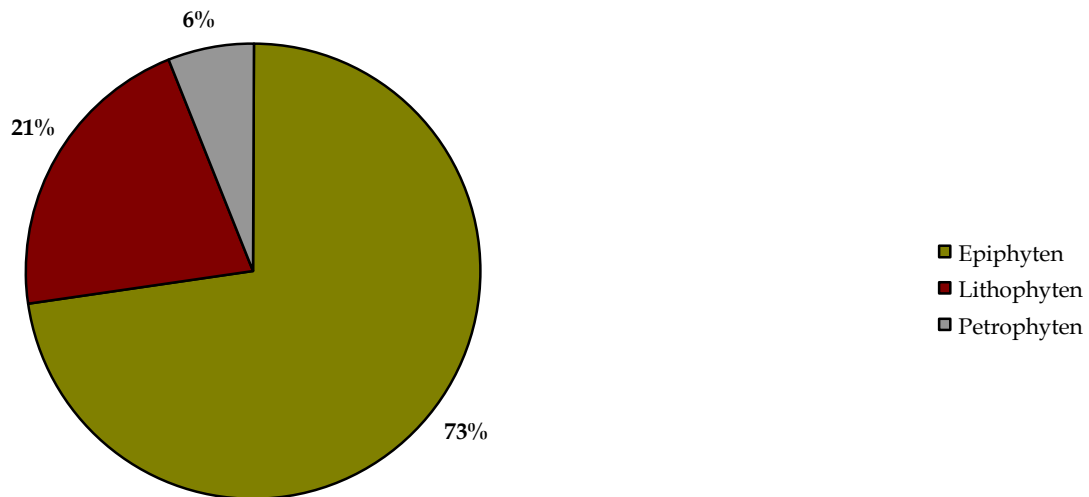


Abbildung 14: Prozentuale Anteile der Lebensformen der Flechten und berücksichtigten Kleinpilze am Gesamtinventar im Referenzgebiet Bärenkopf.

Basierend auf autökologischen Angaben zu den einzelnen Arten aus der Fachliteratur (vgl. Monografien) sowie, sofern bereits möglich, auf ersten praktischen Erfahrungen aus dem Untersuchungsgebiet, wurde für jede Art eine Prognose zur künftigen Bestandsentwicklung bei Fortdauer der Beweidung abgeleitet. Dabei zeigt sich, dass bei 23 Arten eine starke Zunahme zu erwarten ist, bei 97 Arten eine Zunahme wahrscheinlich ist und bei 28 Arten ein Gleichbleiben ihrer derzeitigen Situation. 40 Arten kann zurzeit keine eindeutige Prognose

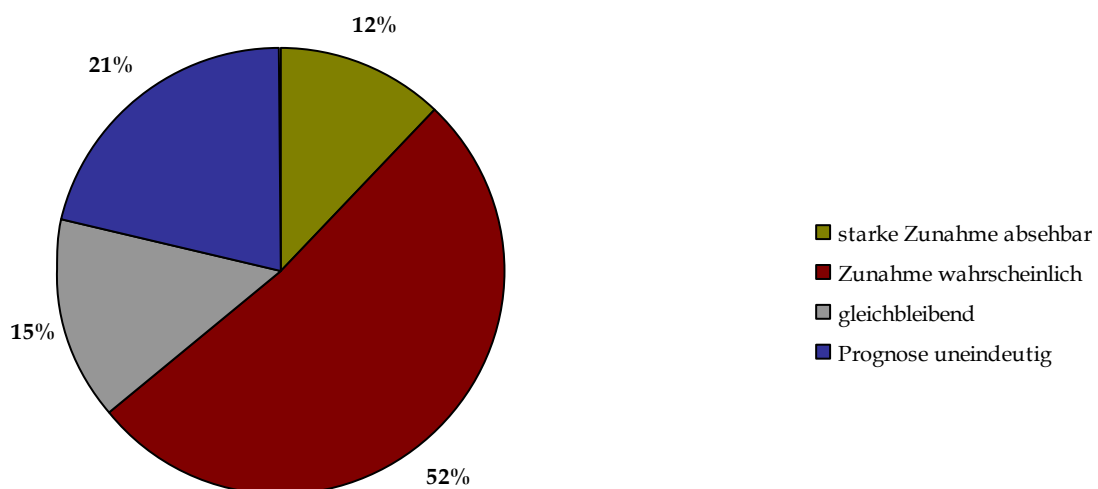


Abbildung 15: Prozentuale Anteile der Arten des Untersuchungsgebietes Reiherbachtal und ihre zu erwartenden Bestandsänderungen bei Fortdauer der Beweidung.

gestellt werden. Insgesamt kann damit nach derzeitiger Kenntnislage 64% aller Arten ($n = 120$) des Untersuchungsgebietes eine positive Prognose bei Fortführung der Beweidung gestellt werden. Bei weiteren 15% ist keine Änderung absehbar, und knapp einem Fünftel (21%) kann derzeit keine klare Prognose gestellt werden. Eine Abnahme oder gar starke Abnahme ist bei Fortgang der Beweidung beim derzeitigen Kenntnisstand bei keiner Art zu erwarten. Den Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf ist keine entsprechende Prognose zu stellen, da das Gebiet nicht beweidet wird. Eine Übersicht über die Situation bietet Abbildung 15.

4.6 Substratbindung von Epiphyten

Der hohe Anteil alteichendominierter Waldtypen an der Flächenbilanz beider Untersuchungsgebiete ist die Ursache für das Vorkommen zahlreicher eichenspezifischer oder zumindest Eichen bevorzugender epiphytischer Flechtenarten. So wurden im Reiherbachtal 67 Arten der corticolen oder lignicolen Epiphyten ausschließlich oder unter anderem auf Eiche gefunden. Das entspricht knapp einem Drittel des Gesamtinventars (Abbildung 16). Die Eiche muss somit als wichtigstes Substrat epiphytisch-lignicoler Flechten im Untersuchungsgebiet gelten. Zur Substratbindung der Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf können wegen des erwähnten Datenverlustes keine Angaben gemacht werden. Zu erwähnen ist, dass die nicht eutrophierte oder von sauren Luftverunreinigungen beeinträchtigte Borke von Eichen und Roterle als ziemlich sauer, die von Rotbuche, Apfel und Birne als mäßig sauer und jene von Schwarzem Holunder als subneutral gilt (siehe unter anderem WIRTH 1995).

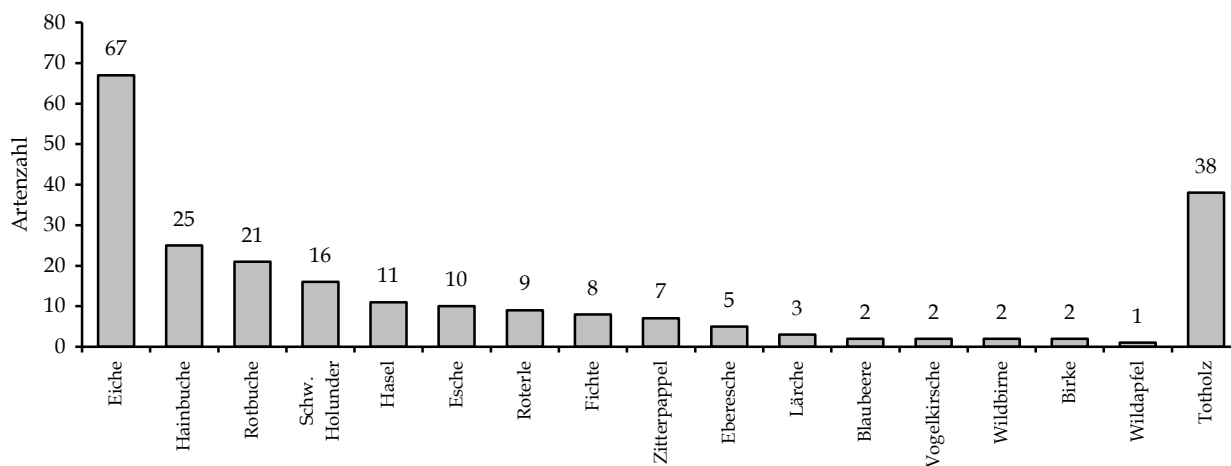


Abbildung 16: Phorophytenbindung bzw. -präferenz von Flechten im Reiherbachtal. Durch das Auftreten einzelner Arten auf verschiedenen Phorophyten sowie ferner fakultativ auf Totholz kommt es zu Mehrfachnennungen.

4.7 Hemerobie

In Mitteleuropa ist die Vegetation in besonders hohem Maße durch die Einwirkungen des Menschen beeinflusst. Deutlich wird dies unter anderen an Angaben zur Hemerobie („Natürlichkeitsgrad“) der Standorte von Flechtenarten (vgl. LITTERSKI 1999). Dabei sind in einem großen Untersuchungsgebiet wie etwa einem Bundesland mit einer breiten Palette kaum

(z. B. in abgelegenen Mittelgebirgstälern) bis stark (z. B. in Innenstädten) anthropogen beeinflusster Standorte naturgemäß sowohl relikitär auftretende „ahemerobe“ als auch häufiger zu findende „metahemerobe“ Arten nachweisbar (zur Definition der einzelnen Hemerobiegrade vgl. Kapitel 2.11).

Im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal hingegen fällt der hohe Anteil hauptsächlich an gering vom Menschen beeinflusste (oligo- und mesohemerobe) Standorte gebundener Arten ins Auge (Abbildung 17). In der Summe sind hier 15 Arten als oligohemerob anzusprechen, 55 als mesohemerob, als euhemerob sieben und drei als polyhemerob. Rein ahemerobe Arten fehlen dem Gebiet ebenso wie rein metahemerobe. *Lecidella stigmatea* gilt als polyhemerob-metahemerober Mischtyp. Ferner sind zwei Arten mesohemerob-polyhemerobe Mischtypen, 20 euhemerob-polyhemerob, fünf oligohemerob-mesohemerob, 58 sind mesohemerob-euhemerob und eine oligohemerob-euhemerob. 20 Arten haben eine mesohemerob-euhemerob-polyhemerobe Ökologie, eine ist euhemerob-polyhemerob-metahemerob und eine weitere oligohemerob-mesohemerob-euhemerob. Die prozentualen Anteile der verschiedenen Hemerobiegrade am Gesamtinventar zeigt Abbildung 18.

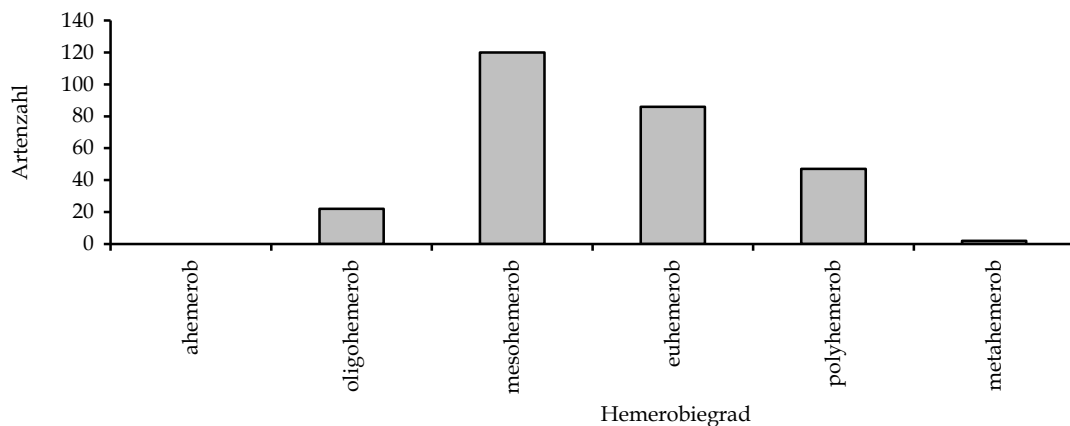


Abbildung 17: Hemerobie der Flechtenarten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal. Durch das Auftreten einzelner Arten in Gesellschaften verschiedener Hemerobie (Mischtypen) kommt es zu Mehrfachnennungen.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf stellt sich die Situation zunächst scheinbar recht ähnlich dar. Auch hier ist der Anteil der Arten, die oligo- und mesohemerobe Standorte bevorzugen, am höchsten. Insgesamt sind zwei Arten rein oligohemerob, je eine ist oligohemerob-euhemerob und oligohemerob-mesohemerob Mischtyp. 18 Arten sind rein mesohemerob, 18 mesohemerob-euhemerobe, zwei mesohemerob-polyhemerobe, zwölf mesohemerob-euhemerob-polyhemerobe, zwei mesohemerob-polyhemerobe und eine mesohemerob-euhemerob-polyhemerob-metahemerobe Mischtypen. Eine Art ist rein euhemerob, acht weitere euhemerob-polyhemerobe Mischtypen. Die Situation im Referenzgebiet zeigt Abbildung 19.

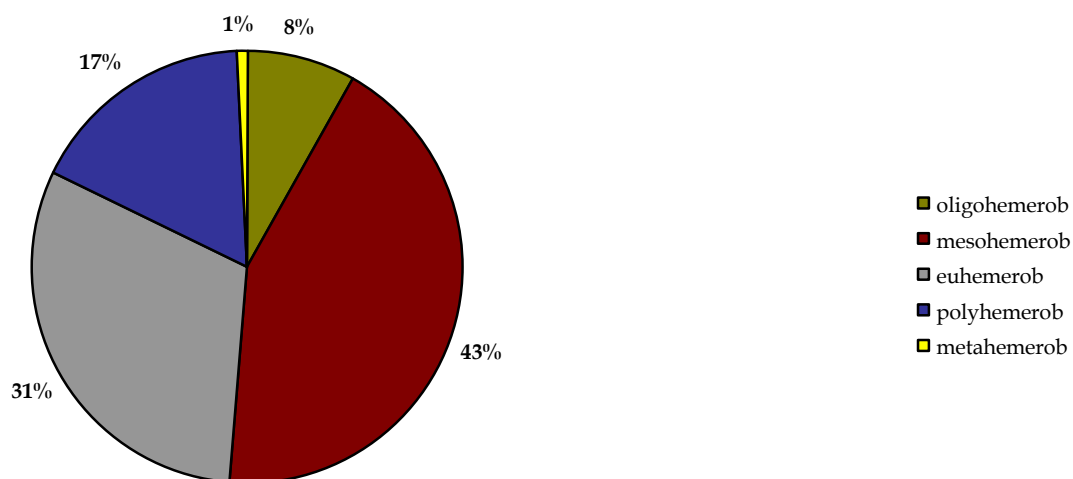


Abbildung 18: Prozentuale Anteile der Hemerobiegrade der Flechtenarten des Reiherbachtals am Gesamtinventar.

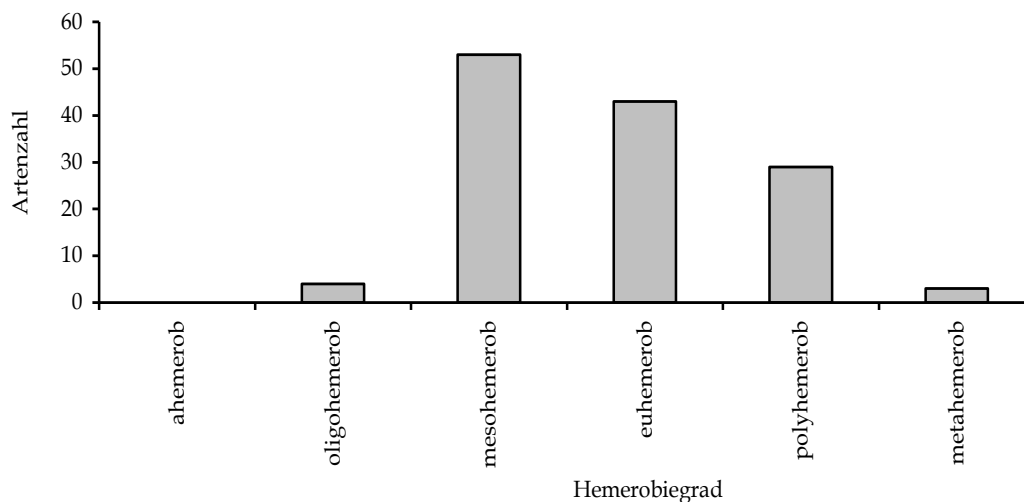


Abbildung 19: Hemerobie der Flechtenarten im Referenzgebiet am Bärenkopf. Durch das Auftreten einzelner Arten in Gesellschaften verschiedener Hemerobie (Mischtypen) kommt es zu Mehrfachnennungen.

Summarisch fällt in beiden Gebieten der hohe Anteil mesohemerobe, also gering anthropogen beeinflusste, Gesellschaften besiedelnder Arten auf. Die Betrachtung der prozentualen Anteile jedoch zeigt Unterschiede auf. So ist am Bärenkopf der Anteil oligohemerober Arten erheblich, jener der mesohemeroben etwas weniger ausgeprägt, aber immer noch deutlich niedriger. Der Anteil euhemerober Arten hingegen ist geringfügig, jener der polyhemeroben wieder deutlich höher als im Untersuchungsgebiet. Tendenziell zeigt sich das Referenzgebiet am Bärenkopf damit als stärker anthropogen beeinflusst als das Reiherbachtal. Die prozentualen Verhältnisse am Bärenkopf zeigt Abbildung 20.

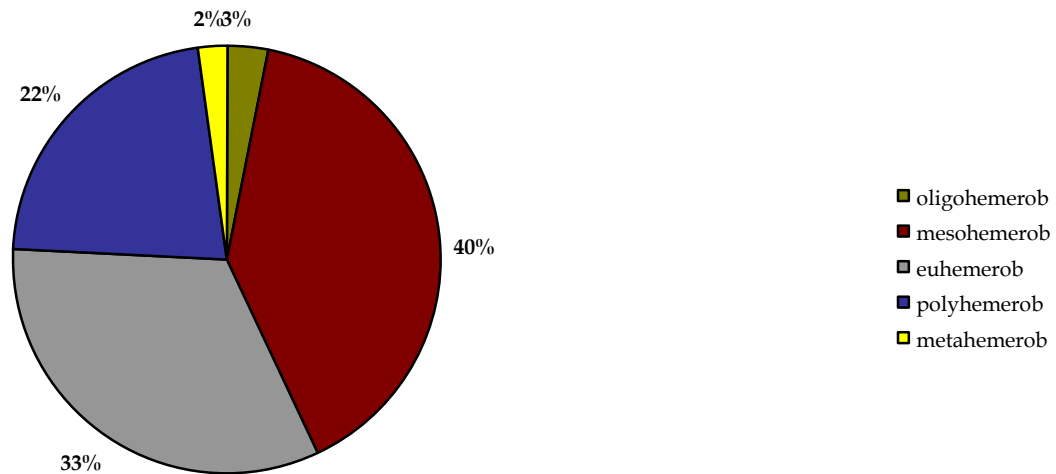


Abbildung 20: Prozentuale Anteile der Hemerobiegrade der Flechtenarten des Bärenkopfes am Gesamtinventar.

4.8 Zeigerwerte

Zeigerwerte nach ELLENBERG (1974) sollen die von einer Pflanzenart in Mitteleuropa bevorzugten Umweltfaktoren abbilden, um so eine rasche und einfache Standortansprache zu ermöglichen. Sie finden besonders häufig in der Forstwirtschaft Anwendung (siehe z. B. MELLERT & BERNHARDT-RÖMERMANN 2005). Entsprechend wurden sie in den vergangenen zwei Jahrzehnten auch auf Moose und Flechten (WIRTH 1991) ausgeweitet und erst unlängst für Letztere überarbeitet (WIRTH 2010). Aktuell liegen damit für 516 Arten Zeigerwerte vor. Sie werden nachfolgend für eine knappe Interpretation der beiden untersuchten Gebiete bzw. als Vergleich dieser verwendet.

Bei den im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten reicht die Lichtzahl von 2 bis 9. Unter den 189 Arten befindet sich allerdings eine, deren Licht-Zeigerwert indifferent ist. Auffällig ist die hohe Zahl von Arten ($n = 128$), deren Lichtwert bei 5 (Halbschattenpflanze“) oder höher liegt. Damit bevorzugen etwas mehr als zwei Drittel (67,3%) des Gesamtinventars lichtreichere Standorte. 54 Arten dieser Teilgruppe sind dabei den „Halblichtpflanzen“ (Zeigerwert 7) zuzuordnen, bevorzugen also eine relative Beleuchtungsstärke von mehr als 30%. Tiefschattenpflanzen sind im Gebiet hingegen nicht festgestellt worden. Abbildung 21 zeigt die Verteilung der Arten auf die einzelnen Lichtzahlen.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf ist die Situation ähnlich. Auch hier reicht die Spanne der Zeigerwerte der auftretenden Arten von 2 bis 9, und auch hier liegt der Anteil der „Halbschattenpflanzen“ mit Zeigerwerten von 5 oder höher mit 77,7% auffallend hoch ($n = 51$). Ferner ist der Anteil der „Halblichtpflanzen“ (Zeigerwert 7) mit 34,8% ($n = 23$) auch hier am Größten. Die Verteilung der Arten auf die einzelnen Lichtzahlen im Referenzgebiet zeigt Abbildung 22.

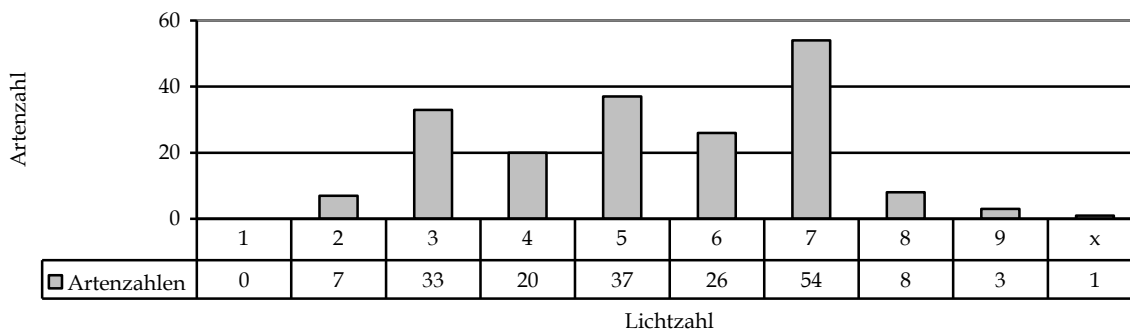


Abbildung 21: Lichtzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

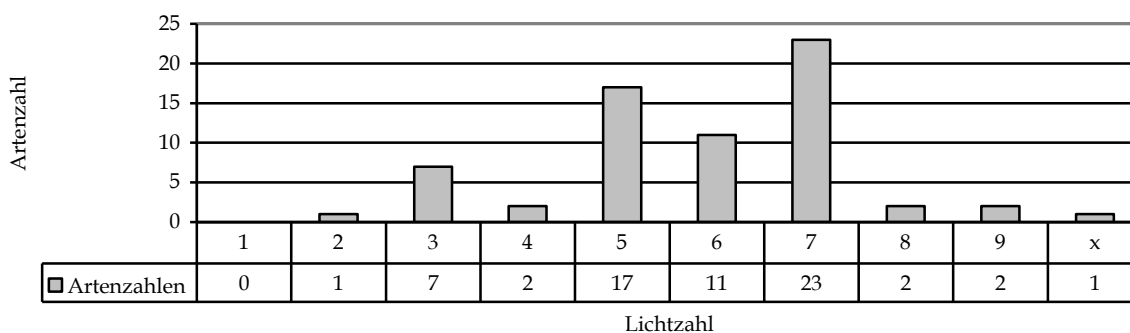


Abbildung 22: Lichtzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Die Temperaturzahlen liegen bei den im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten zwischen 3 und 8. Vertreten sind demnach sowohl einige wenige ($n = 10$) kühlezeigende Arten (= 5,3% des Inventars) mit hochmontan bis subalpiner Verbreitung (Zeigerwert 3) als auch einige ($n = 14$) Wärmezeiger (Zeigerwerte 7 und 8), die an sich zumindest tagsüber stärker erwärmende Standorte gebunden sind. Diese Arten dringen in Mitteleuropa aber oft auch bis in montane Lagen vor. Die meisten Flechten des Reiherbachtals ($n = 68$) sind dem Zeigerwert 5 zuzuordnen, knapp zwei Drittel (36%) der festgestellten Arten treten also hauptsächlich in montan-submontanen Lagen auf. 28 Arten (= 13,7%) sind indifferent. Ausgesprochene Kältezeiger alpin-nivaler bzw. arktisch-borealer Verbreitung fehlen im Gebiet ebenso wie extreme Wärmezeiger mediterran-submediterraner Verbreitung. Abbildung 23 gibt die Verteilung der Arten im Untersuchungsgebiet auf die einzelnen Temperaturzahlen wieder.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf sieht die Situation vergleichbar aus. Zwar fällt insbesondere das Vorkommen von 12 bezüglich der Temperaturansprüche indifferenten Arten auf (= 18,2%), doch verteilen sich die übrigen ähnlich wie das Inventar im Reiherbachtal. Ausgesprochen wärmebedürftige Arten (Zeigerwerte 7, 8 und 9) fehlen hier jedoch, was gemeinsam mit den indifferenten Flechten als Indiz für die größere Höhenlage des Referenzgebietes bzw. dessen geringere Wärmeversorgung gewertet werden darf. Die Verteilung der Artenzahlen auf die einzelnen Temperaturzeigerwerte ist in Abbildung 24 zu sehen.

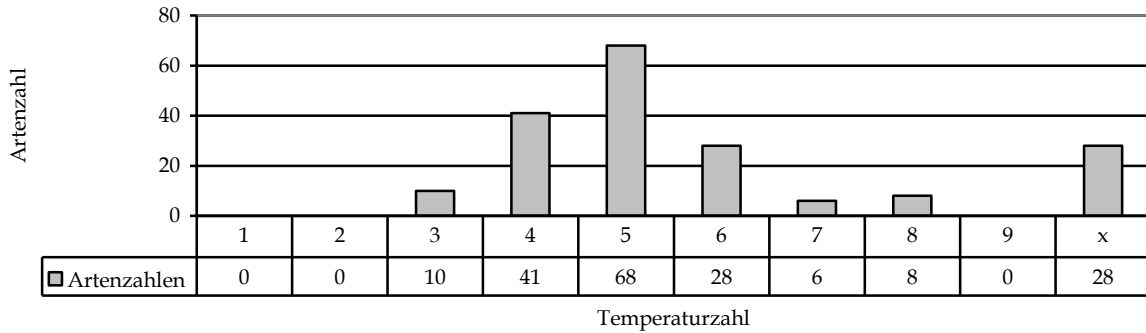


Abbildung 23: Temperaturzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

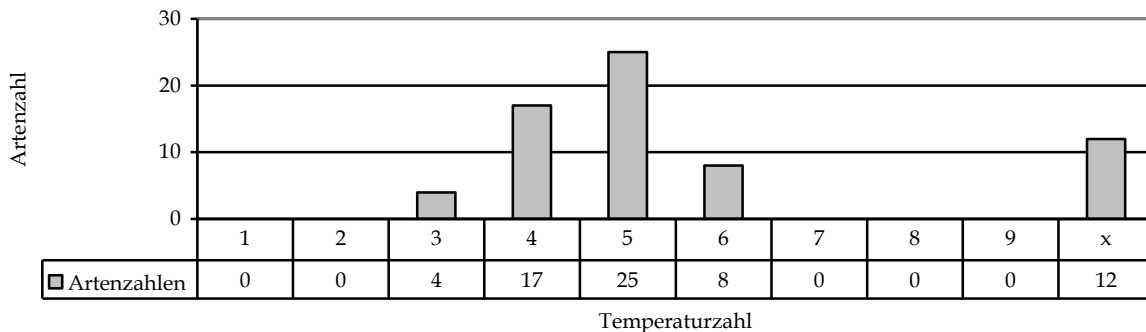


Abbildung 24: Temperaturzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Bei der Kontinentalitätszahl reicht die Spanne der im Reiherbachtal festgestellten Arten von 1 bis 7 (Abbildung 25). Auffallend ist hier der hohe Anteil euozeanisch ($n = 1$), ozeanisch ($n = 17$) und subozeanisch (Zeigerwerte 3 und 4) verbreiteter Arten ($n = 56$), die das knapp 200 km von der niedersächsischen Nordseeküste entfernt gelegene Gebiet als Refugialraum hygriisch anspruchsvoller Flechten mit Bevorzugung gemäßigter Winterklimate kennzeichnen. Dieser Gruppe gehören knapp zwei Fünftel (39,1%) des Gesamtinventars an. Demgegenüber fehlen ausgesprochen kontinental verbreitete Arten (Zeigerwerte 8 und 9) völlig. Dennoch hebt sich eine hohe Zahl ($n = 83$, entsprechend 43,4%) weit verbreiteter und auch in subkontinentalen Bereichen auftretender Arten ab, die den Übergangscharakter des Gebietes von ozeanisch-subozeanischem Klima zu subkontinentalem kennzeichnet. Ferner verhalten sich neun Arten (= 4,8%) indifferent und vier weitere (= 2,1%) sind in ihrer Kontinentalität fraglich.

Auch bezüglich der Kontinentalitätszahlen sieht die Situation im Referenzgebiet am Bärenkopf ähnlich aus wie im Reiherbachtal (Abbildung 26). Der größte Anteil (46,9%) der vorkommenden Flechten ($n = 31$) kennzeichnet auch dieses Gebiet als Vorkommensgebiet weit verbreiteter, von West- bis Osteuropa auftretender und weit in kontinentale Bereiche vordringender Arten (Zeigerwert 6). Auch hier sind etwas mehr als ein Drittel (37,9%) der Arten ($n = 25$) typisch für ozeanische bis subozeanische Standorte (Zeigerte 2 bis 4), und auch hier

fehlen ausgesprochen kontinental verbreitete Arten (Zeigerwerte 8 und 9) völlig. Vier Arten gelten in ihrer Kontinentalität als fraglich. Wie das Reiherbachtal ist der Bärenkopf also ein Gebiet mit Übergangscharakter von ozeanisch-subozeanischem zu subkontinentalem Klima.

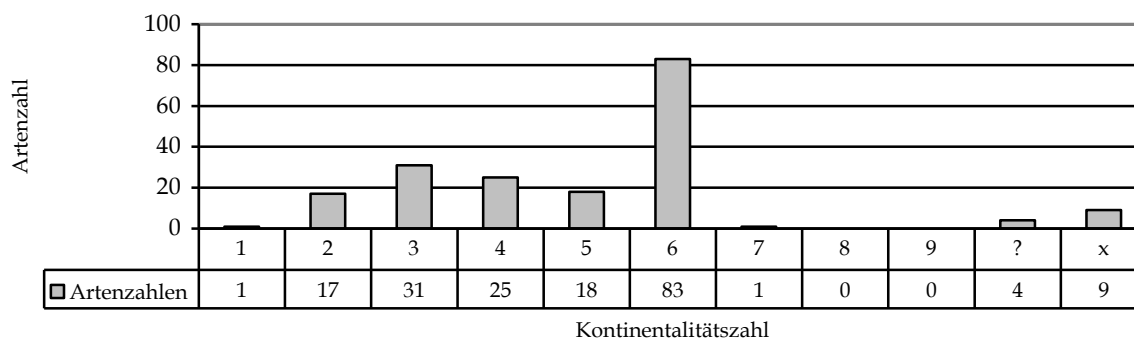


Abbildung 25: Kontinentalitätszahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

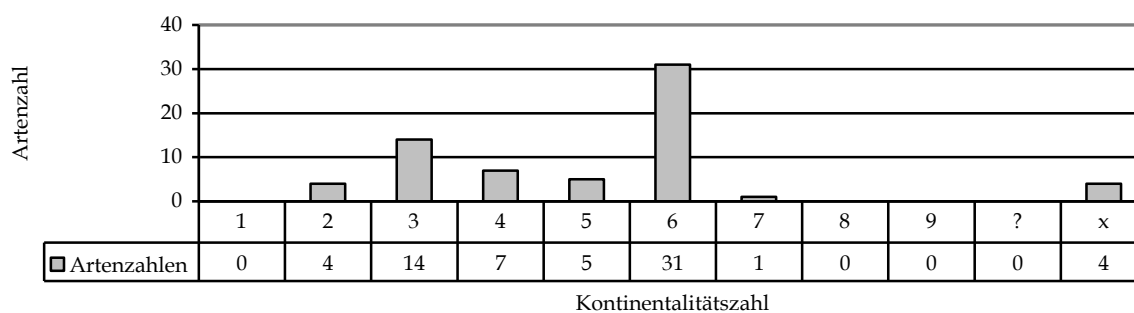


Abbildung 26: Kontinentalitätszahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Bei den Feuchtezahlen zeigt sich die Bedeutung des Untersuchungsgebietes im Reiherbachtal als Refugialraum hygriisch anspruchsvoller Arten noch deutlicher als bei den Kontinentalitätszahlen. Zwar werden 22 Arten (= 12,7%) bezüglich ihrer bevorzugten Feuchtigkeit als indifferent eingeschätzt, doch wird insgesamt 156 Arten - und damit dem Gros (82%) der hiesigen Artenpalette - eine Bevorzugung von Standorten mit mehr als 800 mm Jahresniederschlag (Feuchtezahl 6) bis allenfalls niederschlagsarme Standorte tolerierend, aber oft auch in feuchten Lagen auftretend zugesprochen (Feuchtezahl 3). Acht Arten gelten sogar als auf niederschlagsreiche Lagen von meist >1.000 mm Jahresniederschläge beschränkt (Feuchtezahl 7). Arten trockenster Standorte (Zeigerwerte 1 und 2) fehlen ebenso völlig wie Arten, die für Gebiete mit Jahresniederschlägen über 1.400 mm typisch sind (Zeigerwerte 8 und 9). Die Situation im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 27 dargestellt.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf zeigt sich ein leicht abweichendes Bild. Hier ist der Anteil indifferenter Arten (n = 12) mit 18,2% etwas höher als im Reiherbachtal. Der Anteil von Arten mit einer Bevorzugung von Standorten mit mehr als 800 mm Jahresniederschlag (Feuchtezahl 6) bis allenfalls niederschlagsarme Standorte tolerierend, aber oft auch in feuchten La-

gen auftretend (Feuchtezahl 3) hingegen liegt hier mit 81,9% ($n = 54$) fast exakt so hoch wie im Untersuchungsgebiet. Allerdings fehlen am Bärenkopf Arten, die auf Standorte in niederschlagsreichen Lagen von meist >1.000 mm Jahresniederschlägen beschränkt sind. Die Verhältnisse im Referenzgebiet zeigt Abbildung 28.

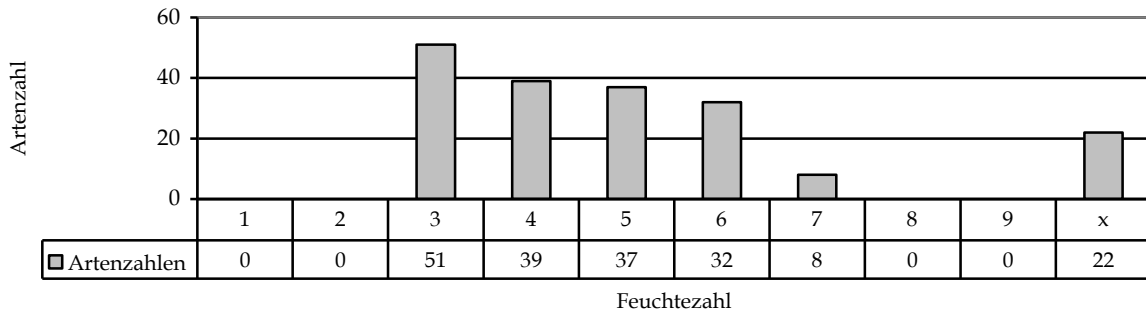


Abbildung 27: Feuchtezahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

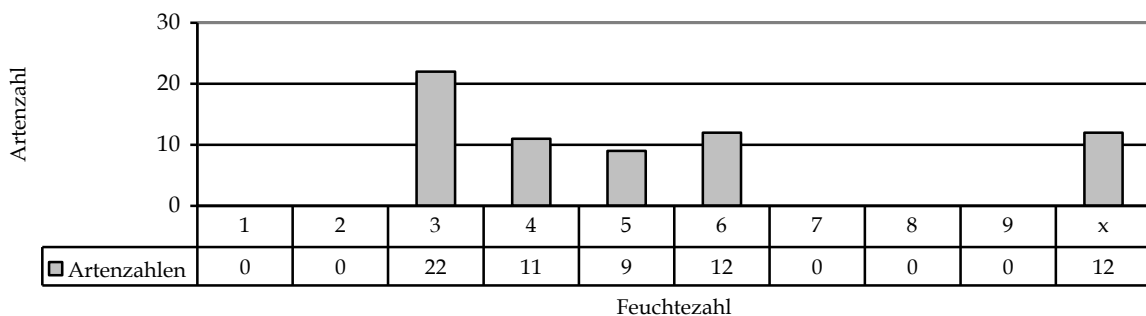


Abbildung 28: Feuchtezahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Die Reaktionszahlen spiegeln die Bevorzugung der jeweiligen Arten für den Säuren- bzw. Basengehalt der besiedelten Substrate wider. Für das Untersuchungsgebiet zeigen sie die flächenhafte Dominanz ($n = 152$) saurer bis mäßig saurer Substrate (Zeigerwerte 2 bis 5), was in der hohen Zahl epiphytischer Arten mit Bindung an Eiche und den sauren Ausgangsgesteinen begründet liegt. Damit bevorzugen fast vier Fünftel (79,4%) der hiesigen Flechten solche Substrate. Dem gegenüber sind Arten mit Bindung an basenreichere bzw. weniger saurer Substrate (Zeigerwerte >5) zahlenmäßig von geringerer Bedeutung ($n = 35$), sie machen nur knapp ein Fünftel (18,5%) des Gesamtinventars aus. Zudem handelt es sich bei diesen Arten vielfach um saxicole Sippen, deren Vorkommen auf gebietsfremde Wegebaumaterialien im Nordosten oder staubimprägnierte (und dadurch basengepufferte) kleinere Bodensteinchen im Offenland beschränkt sind. Zeigerarten extrem saurer Standorte (Zeigerwert 1) fehlen. Die Verteilung der Arten auf die einzelnen Zeigerwertklassen zeigt Abbildung 29.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf zeigen sich dem gegenüber geringe Abweichungen. So ist der Anteil der Arten saurer bis mäßig saurer Standorte (Zeigerwerte 2 bis 5) mit 87,9%

(n = 58) etwas größer als im Reiherbachtal. Arten mit Bindung an basenreichere bzw. weniger saurer Substrate (Zeigerwerte >5) machen 12,1% des Inventars aus. Zeigerarten extrem saurer Standorte (Zeigerwert 1) fehlen auch hier. Die Verteilung der Arten auf die einzelnen Zeigerwertklassen ist in Abbildung 30 wiedergegeben.

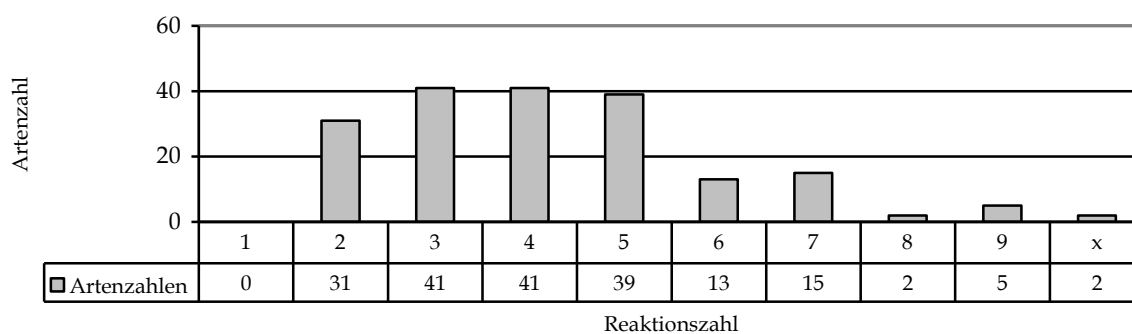


Abbildung 29: Reaktionszahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

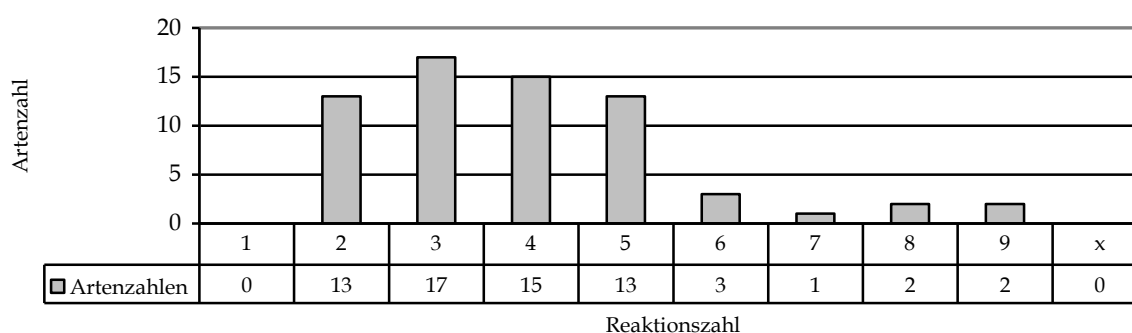


Abbildung 30: Reaktionszahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Die Nährstoffzahlen der dokumentierten Arten kennzeichnen das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal als überwiegend nährstoffarm. Insgesamt 135 Arten (= 71,4%) bevorzugen sehr nährstoffarmes bis mäßig nährstoffreiches Millieu (Zeigerwerte 1 bis 3). Für die Epiphyten ist zu konkretisieren, dass 69 von ihnen (Zeigerwert 3) als typisch für nicht oder sehr gering eutrophierte Rinden gelten, wie sie vor allem für Eichen und Rotbuchen charakteristisch sind. Die Übrigen gelten diesbezüglich sogar als noch empfindlicher. Nur 50 Arten (= 26,5%) treten in mäßig nährstoffreicher Umgebung bzw. auf mineralreichen Borke (im Gebiet vor allem auf Schwarzem Holunder und Esche) oder in staubimprägnierten Situationen auf (Zeigerwerte 4 bis 9). Drei Arten sind bezüglich ihrer Nährstoffansprüche indifferent. Die Nährstoffzahlen der Arten im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 31.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf liegt der Anteil nährstoffärmerer Standorte bevorzugender Arten (Zeigerwerte 1 bis 3) mit insgesamt 46 Arten bei 69,7%, also nur geringfügig niedriger als im Reiherbachtal. Mit 25,7% ist der Anteil nährstoffreichere Umgebung zeigender Arten ebenfalls nicht wesentlich höher als im Reiherbachtal. Ein gradueller Unterschied zwischen

beiden Gebieten fällt zusätzlich ins Auge: am Bärenkopf treten fast ebenso viele ($n = 4$) nährstoffreiche Habitats zeigende Arten auf (Zeigerwert 7) wie im Reiherbachtal ($n = 5$), das deutlich größer ist und deshalb mehr entsprechende Arten erwarten ließ. Die Situation im Referenzgebiet zeigt Abbildung 32.

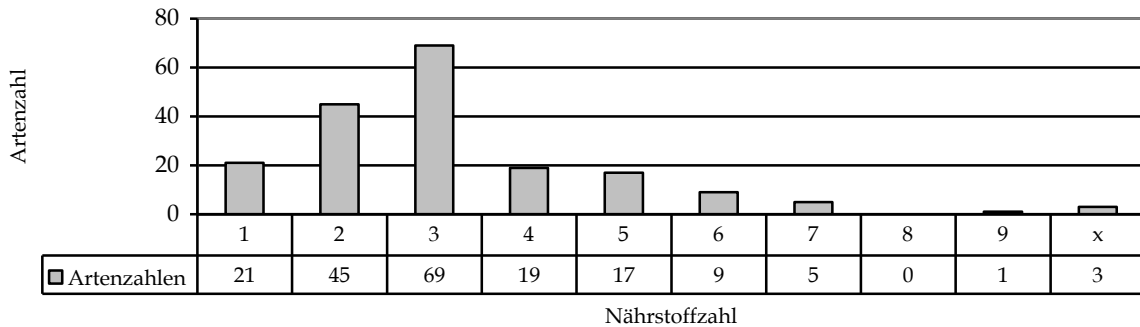


Abbildung 31: Nährstoffzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

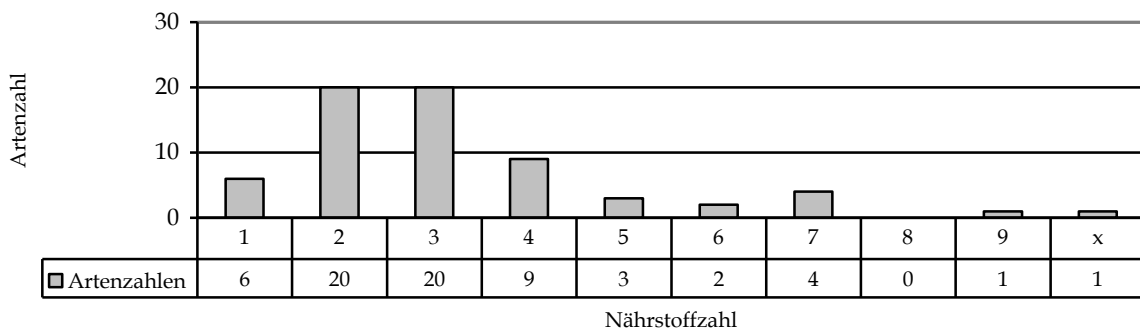


Abbildung 32: Nährstoffzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Die Toxitolanzzahl ist ein ausschließlich für Flechten angegebener Zeigerwert, der in der hohen Sensibilität lichenisierter Pilze gegenüber Schadstoffen, insbesondere gegenüber Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid begründet liegt (WIRTH 1991). Aktuell wird jedoch auf die Vergabe dieses Zeigerwertes wieder verzichtet, weil die SO_2 -Belastung in Mitteleuropa heutzutage erheblich zurückgegangen ist, andererseits jetzt, stärker als noch zu Beginn der 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts, nitrifizierende Immissionen wirken. Dennoch gibt es hierbei allein schon innerhalb der Bundesrepublik Deutschland erhebliche regionale Unterschiede. Wegen dieser komplexen Situation mit biotisch teils „gegensinnig wirkenden Komponenten ist ein genereller Toxitolanz-Zeigerwert derzeit nicht vertretbar“ (WIRTH 2010: 230).

Bei vorliegender Auswertung wird hieran dennoch provisorisch festgehalten, weil einerseits die Geländeuntersuchungen bereits im Frühjahr 1999 begannen und nur bis in das Jahr 2005 andauerten, andererseits die Situation gerade ausbreitungsträger und sensibler Epiphyten

im Untersuchungsgebiet in den Jahren zuvor maßgeblich von SO₂ mit beeinflusst worden sein dürfte. Die Auswertung ergibt, daß viele Arten, die sensibel auf Luftschadstoffe reagieren, vorkommen. So zeigen 68 Arten im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal eine sehr geringe bis allenfalls mittlere Toxitolanz, während 43 Arten typisch für ziemlich hoch bis sehr hoch mit Schadstoffen belastete Standorte sind. 45 Arten werden bezüglich der Toxitolanz als indifferent eingestuft. Die Verteilung der Arten im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 33.

Im Referenzgebiet am Bärenkopf fällt der höhere Anteil toxitolanter Arten am Gesamtinventar ins Auge. Während im Reiherbachtal knapp ein Drittel aller Arten (35,4%) extrem (Zeigerwert 1) bis mittel empfindlich (Zeigerwert 4) gegenüber Luftverschmutzungen reagieren, sind es hier nur knapp 13,6%. Stattdessen sind in diesem Gebiet 43,9% der Arten typisch für mäßig hoch (Zeigerwert 6) bis sehr hoch (Zeigerwert 9) mit Luftschadstoffen belastete Standorte. Im Reiherbachtal liegt der Anteil dieser Gruppe nur bei etwa 32%. Die Verteilung im Referenzgebiet ist in Abbildung 34 zu sehen.

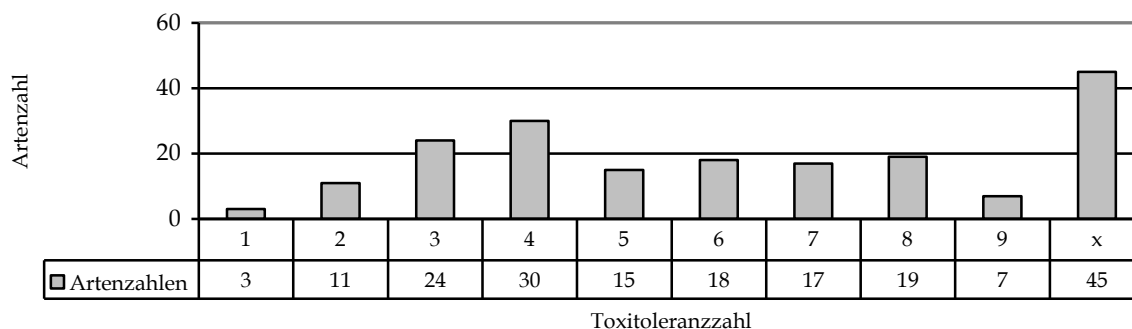


Abbildung 33: Toxitolanzzahlen der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

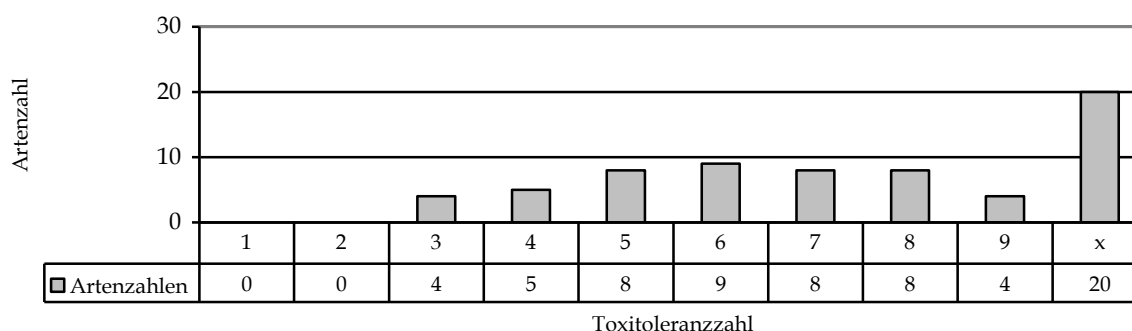


Abbildung 34: Toxitolanzzahlen der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Schließlich schlägt WIRTH (2010: 234ff.) unter Berufung auf die Betonung der „Ozeanität im klimaökologischen Sinn für die Verbreitung von Flechtenarten“ bei DEGELIUS (1935) einen weiteren Zeigerwert vor, der sich als Differenz der Zahl 10 und des K-Wertes zuzüglich der Feuchtezahl dividiert durch zwei errechnen lässt. Entsprechend ist dieser so genannte KO-

Wert von „1“ bis „9“ mit Zwischenschritten von 0,5 gestuft. Anstelle des Zeigerwertes „x“ (= indifferent) wird dabei der Wert „5“ eingesetzt. Demnach besiedeln Arten mit einem KO-Wert von „1“ sehr stark kontinental getönte Standorte, die eine große Amplitude der Temperatur im Jahreslauf zeigen, also durch warme Sommer und kalte Winter bei insgesamt trockenem Klima gekennzeichnet sind. Arten mit einem KO-Wert von „9“ sind typisch für extrem ozeanische Standorte, die eine geringe Amplitude der Temperatur im Jahreslauf aufweisen, also durch kühle Sommer und milde Winter in insgesamt feuchtem Klima geprägt sind. „Werte über 6 kennzeichnen Arten, die für deutlich bis sehr stark ozeanisch getönte Standorte stehen, Werte unter 5 für klimaökologisch gering ozeanisch bzw. kontinental getönte Habitate (a. a. O.: 236).

Auffällig im Untersuchungsgebiet ist, dass hier überhaupt keine Arten mit KO-Werten unter 3,5 auftreten. Die meisten Arten (n = 50) zeigen das Gebiet als Raum mäßig ozeanisch getönter Standorte (KO-Wert 5,0). Insgesamt 21 Arten jedoch sind typisch für ziemlich bis extrem ozeanische Standorte (KO-Werte >6,0). Die KO-Werte der Arten im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 35. Vier Arten können wegen fraglicher F-Werte nicht berechnet werden

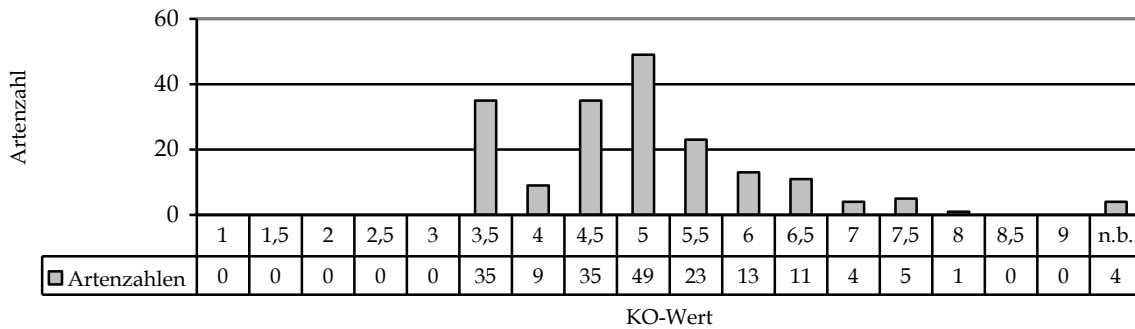


Abbildung 35: KO-Werte der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal nach WIRTH (2010).

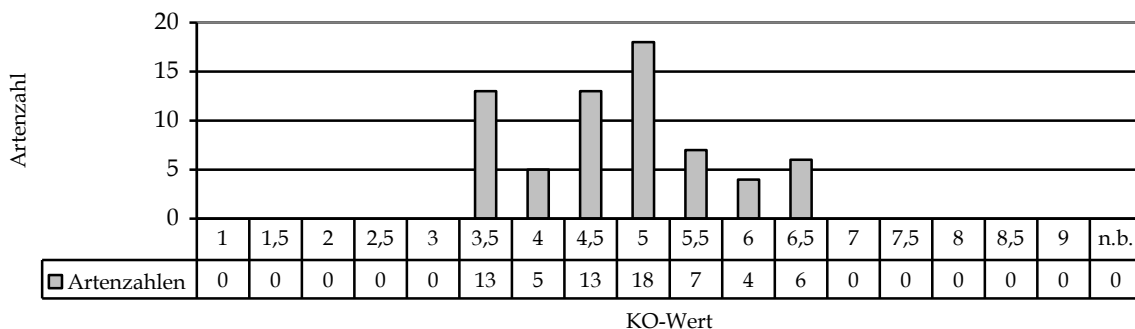


Abbildung 36: KO-Werte der festgestellten Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf nach WIRTH (2010).

Zwar gibt es auch am Bärenkopf keine Arten mit KO-Werten <3,5, doch fehlen hier ebenso Arten mit KO-Werten >6,5, also Zeiger deutlich bis sehr stark ozeanisch geprägter Gebiete, völlig. Trotz der etwas größeren Höhenlage und leicht höheren Jahresniederschlagssumme als das Reiherbachtal ist das Referenzgebiet damit als weniger bedeutsamer Refugialraum

hygrisch anspruchsvoller Flechtenarten zu charakterisieren. Am häufigsten sind auch im Referenzgebiet Arten mäßig ozeanischer Standorte (KO-Wert 5; n = 18) vorhanden. Die Situation im Referenzgebiet zeigt Abbildung 36.

4.9 Arten historisch alter Wälder

Aufbauend auf den grundlegenden Arbeiten von ROSE (1974; 1976) wurden in den vergangenen Jahren auch in Mitteleuropa Angaben zur Bindung von Flechtenarten an so genannte historisch alte Wälder publiziert (vgl. v. a. WIRTH et al. 2009). Zu Grunde liegt die Beobachtung, dass bestimmte Arten nicht nur eng an Wälder mit ihrem eigenen „Bestandesklima“ gebunden sind, sondern darüber hinaus spezifische Strukturen (tiefe Borkenrisse alter Phorophyten) und Qualitäten (naturnahe Bestockung in wiederholter Generation) benötigen, um vorkommen zu können. Zusätzlich sind sie oft auffallend ausbreitungsträge, können also jüngere (gepflanzte) Wälder in der weiteren Umgebung kaum spontan besiedeln. Besonders ausgeprägt ist dieses Verhalten bei den so genannten „Stecknadelkopfflechten“ („Caliciales s. ampl.“; vgl. HAFELLNER & KOMPOSCH 2007; TIBELL 1992; SELVA 1994; HOLIEN 1996, 1998). Auch einige größere und ehemals in Niedersachsen weit verbreitete und häufige Arten wie *Thelotrema lepadinum* oder *Pyrenula nitida* (SANDSTEDTE 1912; HAUCK 1995a) gehören hierzu.

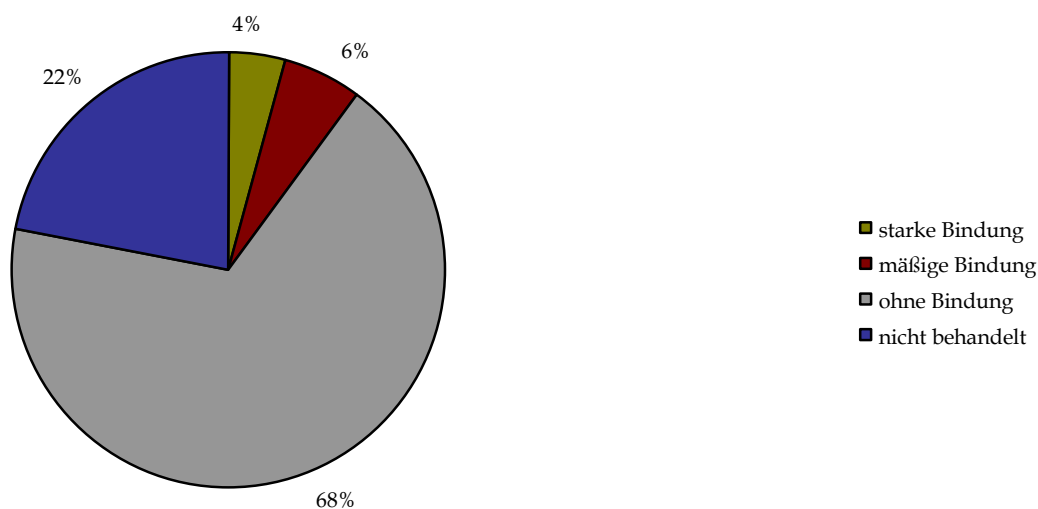


Abbildung 37: Prozentuale Anteile der Arten des Untersuchungsgebietes Reierbachtal und ihre Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. 2009 am Gesamtinventar.

Gemessen an den auf einem Abgleich mit Fachleuten aus ganz Deutschland fussenden Angaben bei WIRTH et al. (2009) für die Bundesrepublik sind im Untersuchungsgebiet im Reierbachtal acht Arten mit starker Bindung an historisch alte Wälder und elf mit mäßiger Bindung hieran vorhanden (Tabelle 4). 127 Arten jedoch zeigen keine Bindung an solche Standortqualitäten und 40 Arten werden von den Autoren nicht behandelt. Die prozentualen Anteile der einzelnen Gruppen am Gesamtinventar zeigt Abbildung 37.

Deutliche Unterschiede zeigt die Verteilung der Arten im Referenzgebiet am Bärenkopf. Hier fehlen Arten mit starker Bindung an historisch alte Wälder völlig, und nur zwei (*Arthonia*

vinosa und *Pertusaria flavida*) zeigen eine mäßige Bindung an diese. 59 Arten wird demnach keine Bindung an historisch alte Wälder zugesprochen, und fünf Arten werden von WIRTH et al. (2009) nicht behandelt. Die Situation im Referenzgebiet zeigt Abbildung 38. Die angekündigte Liste der „Waldarten Flechten“ der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt konnte bei dieser Auswertung noch nicht berücksichtigt werden.

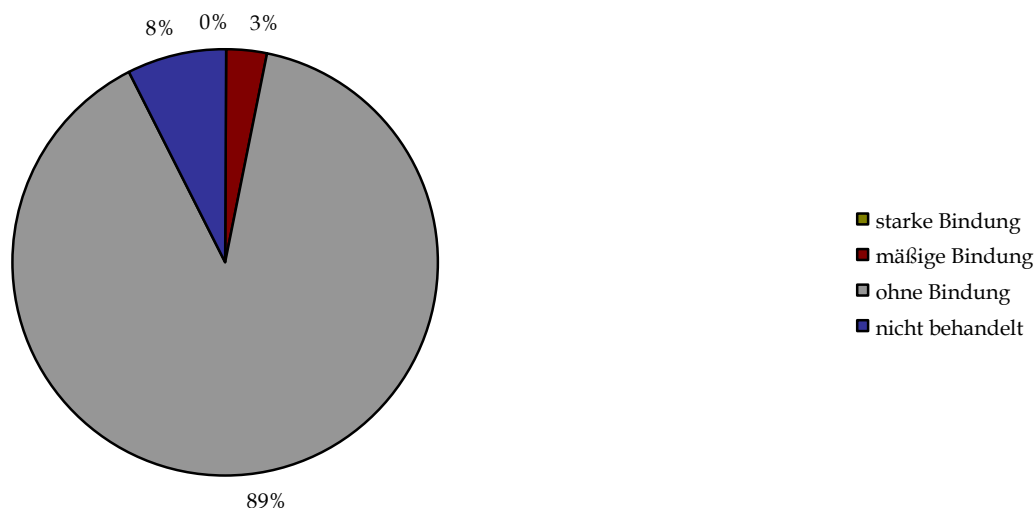


Abbildung 38: Prozentuale Anteile der Arten des Referenzgebietes am Bärenkopf und ihre Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. 2009 am Gesamtinventar.

Tabelle 4: Indikator-Arten historisch alter Wälder nach WIRTH et al. (2009) mit starker (++) und mäßiger (+) Bindung hieran im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal. Ein Asterisk (*) kennzeichnet abweichend hiervon eine Art, die in vorliegender Arbeit als Indikator historisch alter Wälder eingeschätzt wird.

Art	Bindung	Art	Bindung
<i>Arthonia vinosa</i>	+	<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	+
<i>Arthopyrenia carneobrunneola</i>	++	<i>Pertusaria hymenea</i>	++
<i>Calicium adspersum</i>	++	<i>Pertusaria flavida</i>	+
<i>Chaenotheca stemonea</i>	+	<i>Porpidia albocaerulescens</i>	++
<i>Chaenotheca trichialis</i>	+	<i>Pyrenula nitida</i>	+
<i>Chrysothrix candelaris</i>	+	<i>Pyrenula nitidella</i>	+
<i>Cladonia parasitica</i>	++	<i>Sphaerellothecium cinerascens</i>	++*
<i>Lecanactis abietina</i>	+	<i>Thelotrema lepadinum</i>	++
<i>Micarea adnata</i>	+	<i>Usnea subfloridana</i>	+
<i>Microcalicium disseminatum</i>	++		

5 Diskussion

5.1 Arteninventar

5.1.1 Vergleich

Im Land Niedersachsen werden derzeit 980 Flechtenarten und lichenicole Pilze angegeben (HAUCK & DE BRUYN 2010). Bezogen hierauf sind im Reiherbachtal 19,3% des Inventars des Bundeslandes vertreten, am Bärenkopf 6,7%. In Relation zur Fläche des Bundeslandes mit 47.634,9 km² (LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN 2009) ist im Untersuchungsgebiet also knapp ein Fünftel des bekannten Gesamtinventars auf knapp 0,0042% der Fläche vorhanden. Am Bärenkopf treten die festgestellten 6,7% der Landesflora auf 0,0017% der Landesfläche auf. Bundesweit werden in der aktuellen Checkliste und Roten Liste der Flechten, lichenicolen Pilze und flechtenähnlichen Pilze 2.380 Arten angegeben (WIRTH et al. 2011), wovon 1.946 Flechten sind, 390 lichenicole Pilze und 44 flechtenähnliche, nicht lichenisierte Pilze sind. Davon kommen im Reiherbachtal 7,9% vor, am Bärenkopf 2,8%. Bezogen auf die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland von 357.123,50 km² (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER 2011) treten im Reiherbachtal knapp 8% auf 0,00056% der Fläche auf. Am Bärenkopf sind etwa 2,8% der Bundesflora auf rund 0,00023% der Fläche vorhanden.

Die zeitgleiche Untersuchung der Flechtenflora im Reiherbachtal und im als Referenzgebiet ausgewählten Alteichenbestand am Bärenkopf bietet die Möglichkeit zum Vergleich der Ähnlichkeit des Arteninventars zweier ähnlich strukturierter und biotopausgestatteter Lebensräume im selben Naturraum. Hier ist der „SØRENSEN-Index“ (Q_s) ein einfaches Mittel zur Feststellung von Ähnlichkeiten bzw. Unterschieden (SØRENSEN 1957). Er ist das Verhältnis der Anzahl der in beiden von zwei zu vergleichenden Gebieten auftretenden Arten (C) zur Summe der Gesamtartenzahl beider Gebiete ($A + B$).

$$Q_s = 2C / A + B$$

Von den am Bärenkopf auftretenden 66 Flechtenarten sind 63 auch im Reiherbachtal, wo 189 Arten vorkommen, zu finden. Lediglich *Candelariella reflexa*, *Dermatocarpon luridum* und *Lecanora muralis* kommen ausschließlich am Bärenkopf vor. Daraus resultiert ein Q_s von 0,49. Beide Gebiete weisen bezüglich ihrer Artenausstattung also erhebliche Unterschiede auf. Allerdings lag dieser Befund auch ohne Auswertung mittels des SØRENSEN-Index nahe, da das Inventar am Bärenkopf nur wenig mehr als ein Drittel des Reiherbachtals ausmacht.

Noch bemerkenswerter wird die, gemessen an der Größe des Untersuchungsgebietes von knapp 200 Hektar, somit schon auffällige Gesamtartenzahl, wenn man Vergleiche zu ähnlichen Waldgebieten des Bundeslandes anstellt. Da beide Untersuchungsgebiete in weiten Teilen zumindest vielfältige strukturelle Ähnlichkeiten zu historischen Hutewäldern aufweisen - und teilweise auch über längere Zeit als solche genutzt wurden (SOLLINGVEREIN 1999; vgl. Kapitel 3.8) - bietet sich ein Vergleich zum Arteninventar eichendominierter Gebiete ähnlicher Nutzungshistorie in Nordwestdeutschland an. So untersuchte HAUCK (1995a) sieben Hutewälder in Niedersachsen („Göhrde / Breeser Grund (Gö), Pretzter

Landwehr (Pre), Wirl (Wirl), Oberhaverbecker Holz (Ob), Hainköpen (Hai), Lauenberger Eichenreservat (Lau)“ und „Bramwald / Pflügeberg (Br)“. Für diese erwähnt er besonders, dass sie, gemessen an den Verhältnissen im Bundesland, überdurchschnittlich artenreich seien. Er fand damals in allen Gebieten zusammen 74 Arten, wovon 66 corticole und lignicole (also mehr oder weniger „epiphytische“) Arten waren. Das entspricht einem arithmetischen Mittel von 30,9 Epiphyten pro Untersuchungsgebiet. Zusätzlich sind die Ergebnisse von HOMM & DE BRUYN (2000), die die Flechtenflora im Hasbruch (Hasb), einem ehemaligen Hutewaldgebiet bei Oldenburg, untersuchten, anzuführen. Sie dokumentierten 75 Arten, davon waren 66 Epiphyten. Ihr Untersuchungsgebiet galt daraufhin als flechtenartenreichster Wald in Niedersachsen. Später wurden diese Ergebnisse durch die Arbeit von ERNST & HANSTEIN (2001) noch übertroffen. Nach Voruntersuchungen von 52 km² Waldfläche des Forstamtes Sellhorn in der Lüneburger Heide und einer darauf fußenden Auswahl der 58 artenreichsten Teilgebiete mit einer Gesamtfläche von 120 Hektar als Untersuchungsgrundlage dokumentierten die Autoren nach einer elfjährigen Bearbeitungszeit 104 Epiphyten. DE BRUYN (2005: 68ff.) nennt Zahlen aus dem Bentheimer Wald (BW) im Westen Niedersachsens. Er listet 78 Flechtenarten auf, die er „auf etwa 75 Hektar im zentralen Teil des Waldgebietes“ erhob, allerdings „weitere Altholzbestände (...) in den Randbereichen des Waldgebietes“ mit untersuchte. In vorliegender Auswertung wird deshalb von einer Gesamtfläche von etwa 100 Hektar ausgegangen. Im dem Solling nahegelegenen Reinhardswald in Nordhessen, einem seit 90 Jahren als Hutewaldrelikt unter Naturschutz stehenden Gebiet mit zahlreichen sehr alten solitären Hutebäumen, wurden bisher insgesamt 68 Arten auf 92,2 ha Fläche festgestellt, davon können 47 als Epiphyten gelten (FOLLMANN 1986; RAPP 1997).

Über das Land Niedersachsen hinaus sind aktuelle Erhebungen in Eichen-Hutewäldern der Bundesrepublik Deutschland jedoch relativ rar. Weitere direkte Vergleiche sind damit quasi nicht möglich, allenfalls können Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenflora von Wäldern in Deutschland im Allgemeinen herangezogen werden. So untersuchten FISCHER & KILLMANN (2004) die Flechtenflora im gesamten Naturraum Westerwald, dem Lahntal und angrenzenden Gebieten mit einer Gesamtfläche von mindestens 3.000 km² anhand von 57 repräsentativen Teilflächen, von denen sie keine Flächengrößen nennen. Dort wurden 234 Arten nachgewiesen, davon waren 121 Epiphyten. Im Naturwald Serrahn (Serr) in Mecklenburg-Vorpommern fanden HÄRDITLE & OHEIMB (2010) in einem 220 Hektar messenden Buchenwald 30 Flechtenarten. Im Nationalpark Eifel wurden auf einer Fläche von 110 km² unlängst 282 Flechtenarten dokumentiert (KILLMANN & APTROOT in FÖRDERVEREIN NATIONALPARK EIFEL 2007). Eine Differenzierung nach Lebensformen erfolgt zwar nicht, doch erlaubt die zugehörige Artenliste die Ansprache von mindestens 144 meist epiphytisch oder lignicol auftretenden Sippen. In Hessen untersuchten CEZANNE & EICHLER (2009) flächenmäßig nicht exakt quantifizierte Teile des insgesamt 2.369 Hektar großen FFH-Gebietes „Kühkopf-Knoblochsaue“ (Küh) und fanden 173 Arten, wovon 146 Epiphyten und Totholzbewohner waren. Der Nationalpark Hainich in Thüringen (HT) mit einer Flächengröße von 7.500 Hektar nennt insgesamt 134 Arten (NATIONALPARK HAINICH 2010) bei angeblich 150 zu erwartenden Arten. Hiervon sind 112 Epiphyten. Im Nationalpark Bayerischer Wald (Bay.W.) mit einer Größe von 24.250 Hektar ist die Zahl der insgesamt vorkommenden Flechtenarten bisher nicht bekannt, allerdings liegen zu Epiphyten gezielte

Untersuchungen vor. Hier sind 218 Arten festgestellt worden (MACHER 1992). Kaum zu vergleichen sind Zahlen (insgesamt 718 Arten) aus dem Nationalpark Berchtesgaden und „angrenzenden Gebieten“ (TÜRK & WUNDER 1999), da das Untersuchungsgebiet nicht klar begrenzt ist, das Schutzgebiet sich von der montanen Stufe bis in alpine Höhen erstreckt und zahlreiche, hochgradig unterschiedliche Fels-, Gewässer-, Offenland- und Waldlebensräume umfasst. Ähnliches gilt für neuere Untersuchungen durch CEZANNE et al. (2008) im Naturraum Odenwald (OW), die verschiedenste Biotope und Höhenstufen umfassen. Auf 2.480 km² Fläche wurden hier 758 Arten dokumentiert. Die zuvor ermittelten Artenzahlen der insgesamt 19 verschiedenen Waldgebiete sind in Abbildung 39 zusammengestellt.

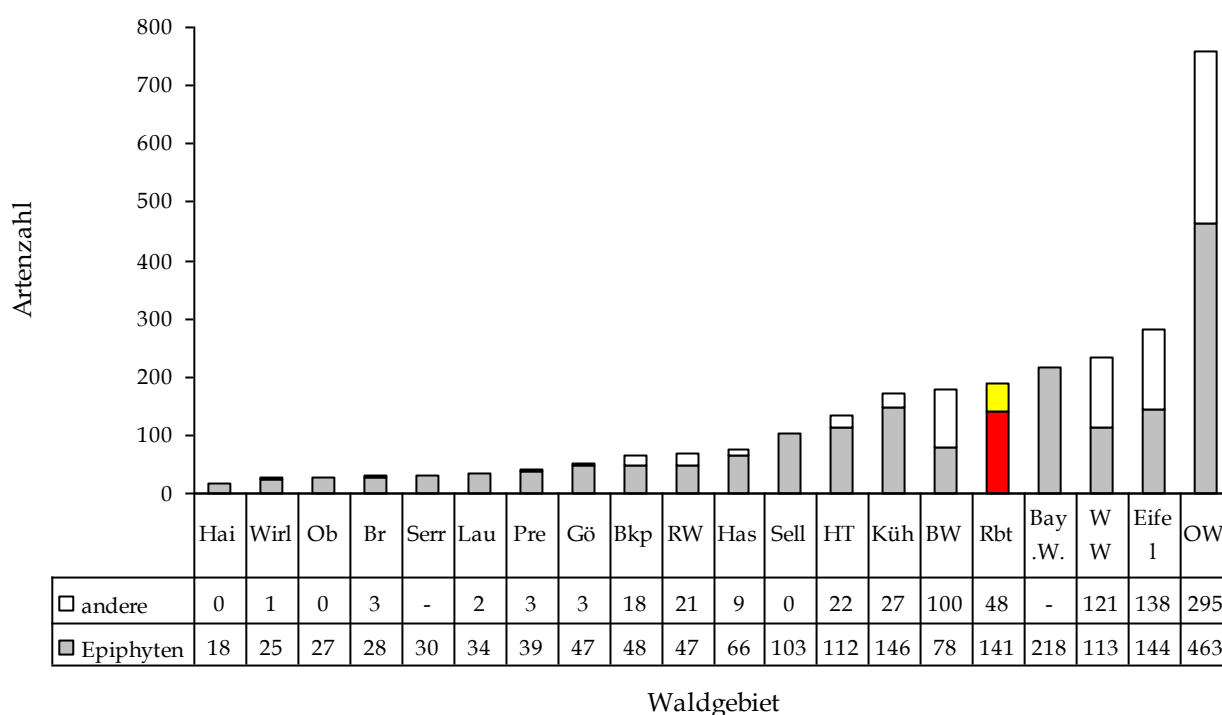


Abbildung 39: Artenzahlen von Flechten in Waldgebieten der Bundesrepublik Deutschland. Wo möglich, wurde zwischen Epiphyten (grau) und anderen (weiß) unterschieden. Das Reiherbachtal ist farblich (rot = Epiphyten, gelb = andere) hervorgehoben.

Um die Ergebnisse aus dem Reiherbachtal in ein Verhältnis zu den angeführten Literaturbefunden stellen zu können, wurden diese Zahlen zusätzlich in Relation zur jeweils untersuchten Flächengröße gesetzt. Bei doppelt logarithmischer Auftragung der beiden Größen zeigt sich eine signifikante lineare Abhängigkeit ($R = 0,89$, $P < 0,0005$ und $z = 0,260$). Solche Arten-Areal-Beziehungen wurden in Nordwestdeutschland beispielsweise auch für Blütenpflanzen beschrieben (BRANDES & ZACHARIAS 1990). Bei den Flechten fällt auf, dass das Reiherbachtal signifikant positiv von der zu erwartenden Artenzahl abweicht (siehe Abbildung 40). Die Zahl der nachgewiesenen Arten liegt also deutlich über der bei einer Flächengröße von 200 Hektar (rein mathematisch) zu erwartenden von etwa 68,5 Arten. Summarisch muss das Waldweidegebiet im Reiherbachtal – bezogen auf seine Fläche – derzeit als eines der flechtenartenreichsten Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland gelten.

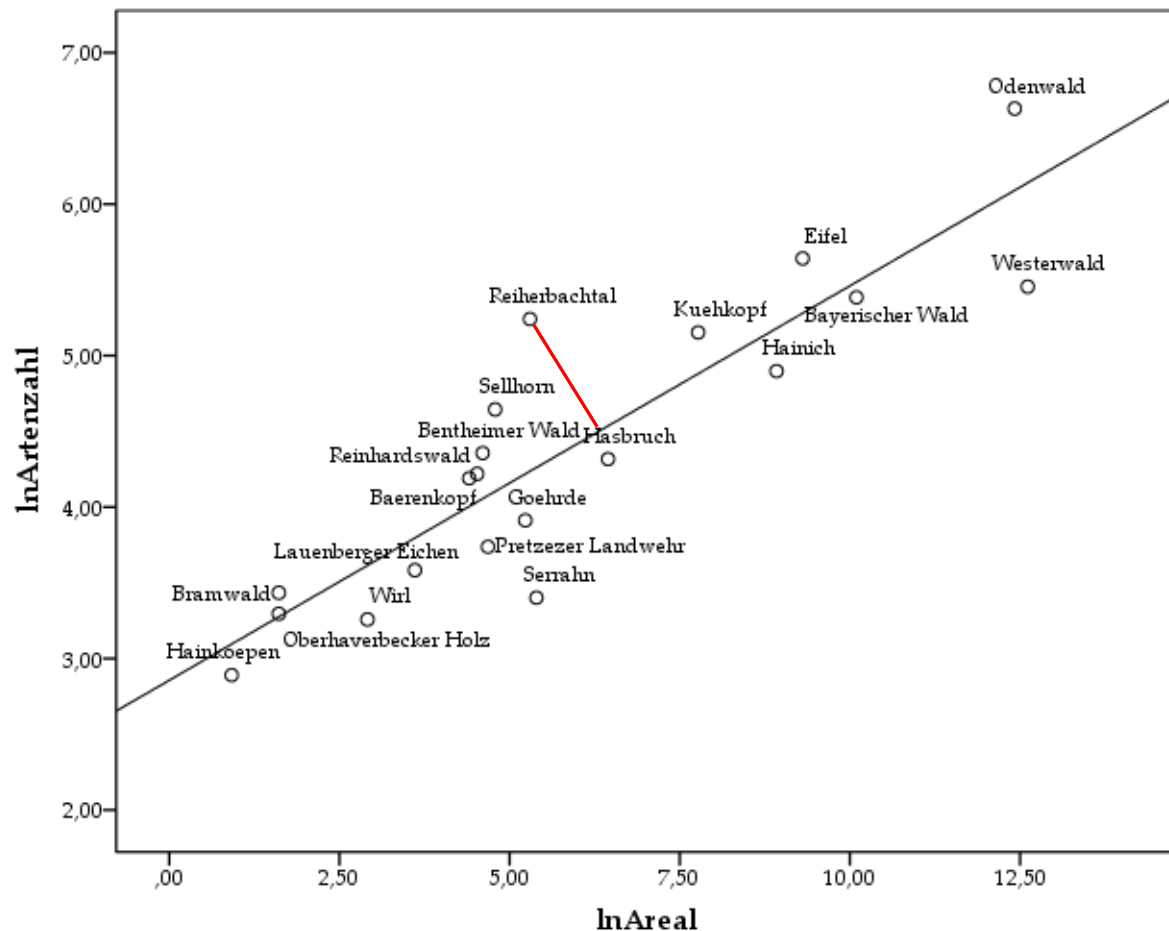


Abbildung 40: Arten-Areal-Beziehung von Flechten in verschiedenen Waldgebieten in Deutschland. Im Reierbachtal im Solling sind deutlich mehr Arten gefunden worden als zu erwarten waren.

5.1.2 Historischer Vergleich

Bemerkenswert bei der Betrachtung der im Untersuchungsgebiet festgestellten Artenzahlen ist ein vergleichender Blick in die Historie der Flechtenflora des Naturraumes Solling und anderer niedersächsischer Waldlandschaften. Durch die Arbeiten von KONRAD BECKHAUS (1855, 1856, 1857, 1859) und den einige Jahre später erfolgten Synopsen und Ergänzungen von LAHM (1885) und RÜGGERBERG (1910) galt das Mittelgebirge lange Zeit als eines der lichenologisch am besten erforschten Gebiete Nordwestdeutschlands. Kurz vor Beginn des 20ten Jahrhunderts war dabei der größte Artenreichtum bekannt, der 70 verschiedene epiphytische Arten umfasste. Zur damaligen Zeit gehörten insbesondere auch heute längst ausgestorbene Raritäten wie die großen atlantisch verbreiteten Laubflechten (*Lobaria pulmonaria*, *L. amplissima*, *L. scrobiculata*, *Nephroma parile*, *Sticta sylvatica* etc.) zum Epiphyteninventar (HAUCK 1996). Zwischenzeitlich waren Flechten im Solling, wie auch überregional, zurückgegangen. Dabei war der Rückgang gerade in diesem Mittelgebirge dramatisch (MUHLE 1977; siehe Abbildung 41). Nach dessen Untersuchungen war in allen Gebieten die Artenzahl bis zu Beginn der siebziger Jahre drastisch gesunken.

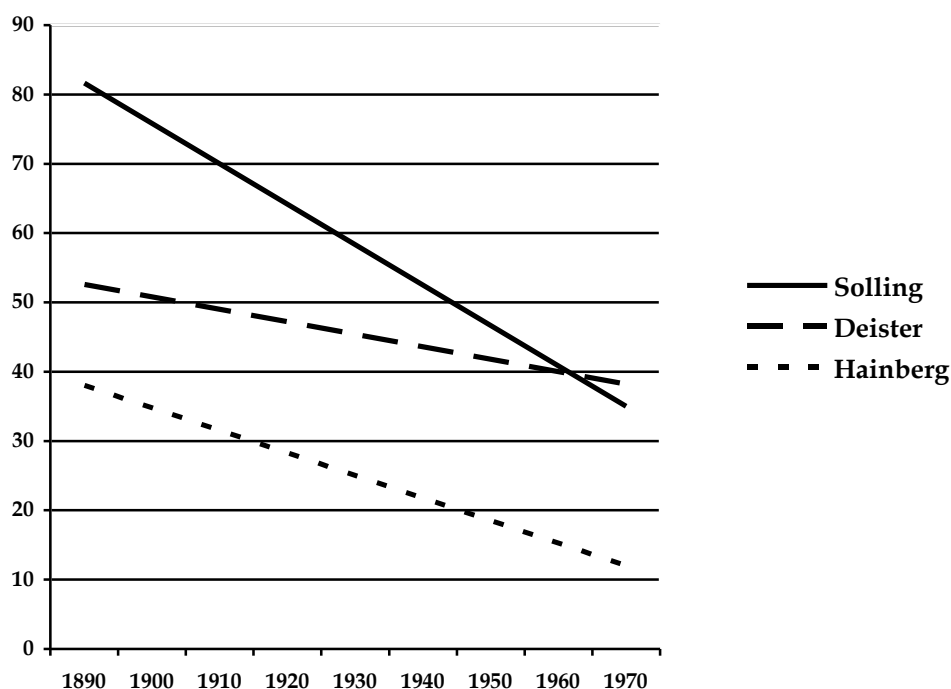


Abbildung 41: Entwicklung der Artenzahlen der Flechten in den drei niedersächsischen Waldgebieten Hainberg, Deister und Solling seit 1890 nach MUHLE (1977, verändert). In allen drei Gebieten sind die Artenzahlen deutlich zurückgegangen, doch war der Verlust im Solling am Größten.

Seither scheint sich die Situation also, gemessen an den aktuellen Erhebungen aus dem Untersuchungsgebiet, wieder umgekehrt zu haben. Immerhin sind aus dem Reiherbachtal derzeit allein 141 epiphytische Flechtenarten bekannt. Diese Folgerung erweist sich jedoch als falsch. So ist eine große Zahl jener Arten, die noch zum Ende des 19.ten Jahrhunderts festgestellt wurden, nach wie vor verschollen. Dies betrifft insbesondere die auch dem Laien auffallenden großen atlantischen Blaualgenflechten der Gattungen *Lobaria* und *Nephroma* (LAHM 1885), aber auch kleinere, unscheinbare Arten wie *Gyalecta flotowii*. Die festzuhaltenden zahlenmäßigen Zuwächse beruhen stattdessen auf einer Palette von Gründen, von denen die wichtigsten die nachfolgend genannten sind:

- Im Reiherbachtal sind zahlreiche Arten nachgewiesen worden, die früheren Lichenologen noch gänzlich unbekannt waren, also erst später als (eigenständige) Arten neu beschrieben wurden (vgl. die Monografien im speziellen Teil dieser Arbeit, z. B. *Arthopyrenia carneobrunneola*, *Anisomeridium polypori*, *Fellhanera vezdae* oder *Micareea adnata*). Sie dürften jedoch schon seit Längerem zum Inventar des Sollings gehören bzw. auch schon zu Zeiten der genannten Erhebungen gehört haben.
- Viele der im Rahmen vorliegender Untersuchung festgestellten Arten sind sehr klein und können nur bei guter Kenntnis ihrer Ökologie am Standort vermutet, aber kaum im Gelände gezielt gesammelt oder gar bestimmt werden (alle *Epigloea*-Arten, *Arthopyrenia* s. l., *Thelocarpon*-Arten etc.).
- Lichenicole Pilze wurden seinerzeit überwiegend noch gar nicht beachtet oder als eigenständig erkannt sowie vielfach erst später beschrieben (z. B. *Arthonia digitatae*, *Cerci-*

dospora parva, *Sphaerellothecium cinerascens*, *Dacampia cyrtellae*). Eine der frühesten Arbeiten zum Thema beispielsweise erschien erst gegen Ende des 19. Jahrhunderts (ZOPF 1896).

- Etliche weitere Arten sind erst in den vergangenen zwei Jahrzehnten aus Westeuropa neu nach Nordwestdeutschland eingewandert oder befinden sich im Solling noch in dieser Besiedlungsphase. Dabei handelt es sich in hohem Maße auch um Arten, die vorher noch gar nicht aus Südniedersachsen bekannt waren, also um „echte“ Neophyten, zumindest in der Region (z. B. *Jamesiella anastomosans*, *Ropalospora viridis*, evtl. *Punctelia jeckeri*).

Vor diesem Hintergrund ruft beispielsweise WIRTH (1997) bei der Bewertung von Flechten-Neufunden zur umsichtigen Fallbeurteilung bei gleichzeitigem Blick auf die überregionale Situation der Arten auf. Aus Sicht des Verfassers ist ferner eine differenzierte Analyse historischer Angaben erforderlich, die sich keinesfalls nur auf zahlenmäßige Veränderungen beschränken darf. Wesentlich hierbei ist die auch die nomenklatorisch kritische Aufarbeitung älterer Angaben, auch in älteren Sammlungen (vgl. z. B. die Anmerkungen zu beiden *Sarea*-Arten im speziellen Teil vorliegender Arbeit).

5.1.3 Artensättigung und -fehlbestand

Erwartungsgemäß führten die im Rahmen des „Hutewaldprojektes“ über mehrere Jahre fortgesetzten Untersuchungen zu einem kontinuierlich verbesserten Kenntnisstand über das auftretende Inventar der verschiedenen untersuchten systematischen bzw. ökologischen Gruppen. In den meisten Fällen kam es dabei zu einem Abflachen der Zuwachskurven gegen Ende des Untersuchungszeitraumes, trägt man die Zahl der in den einzelnen Jahren nachgewiesenen Arten in einem Diagramm auf. Besonders deutlich ist diese Entwicklung bei den Farn- und Blütenpflanzen, den Moosen oder den Laufkäfern (vgl. GERKEN et al. 2008: 206). Ausnahmen hingegen bilden einige besonders artenreiche und demnach naturgemäß erst nach längeren Untersuchungszeiträumen halbwegs vollständig erfassbare Gruppen (z. B. Nachtfalter), solche mit Arten, die nur sehr unregelmäßig auftretende, klar ansprechbare Individuen hervorbringen (z. B. Totholzkäfer oder Großpilze) sowie jene, denen erst durch das Projekt spezifische Requisiten zur Verfügung gestellt wurden und deren nachfolgende Veränderungen während des Untersuchungszeitraumes dann (noch) nicht erfasst werden konnten (z. B. Dungkäfer).

Im Referenzgebiet am Bärenkopf zeigt sich auch bei den Flechten dieser Effekt (Abbildung 42). Hier ist der Zuwachs zum Ende des Untersuchungszeitraumes weniger ausgeprägt, eine erste Tendenz zur „Artensättigung“ also bereits kenntlich. Im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal hingegen stellen die Flechten eine auffallende Besonderheit in diesem Bild dar. Bis zum Ende der Untersuchungen wurden beständig weitere Arten nachgewiesen. Der Trend dieser Entwicklung lässt demnach vermuten, dass auch heute noch nicht alle Arten des Untersuchungsgebietes bekannt sind (Abbildung 43).

Eine Quantifizierung dieses „Artenfehlbetrages“ kann mit Hilfe des bisher im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arteninventars und dessen ökologischen Ansprüchen (z. B.

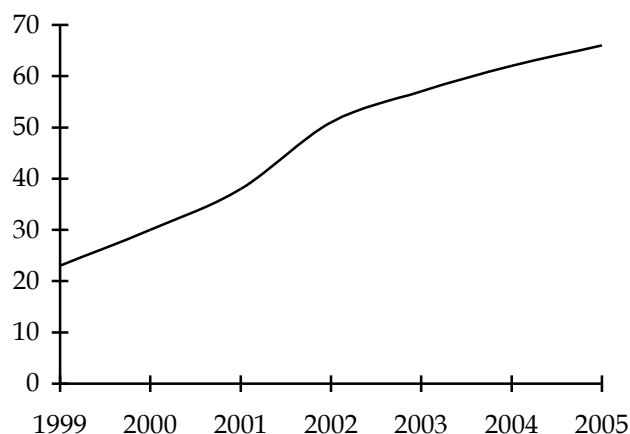


Abbildung 42: Entwicklung der Artenzahlen im Referenzgebiet am Bärenkopf während des Untersuchungszeitraumes 1999-2005. Deutlich ist gegen Ende der Untersuchungen ein Abflachen der Zuwachskurve zu sehen.

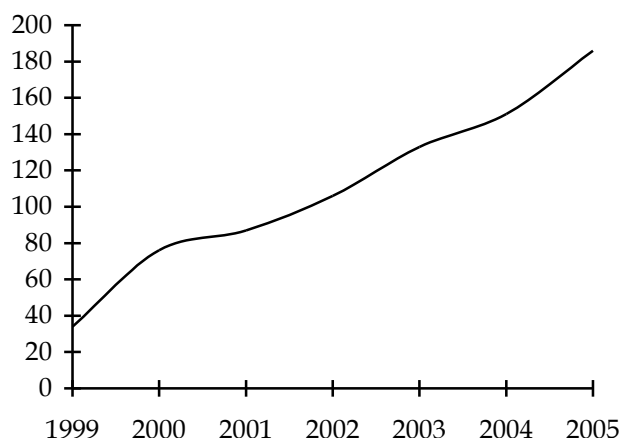


Abbildung 43: Entwicklung der Artenzahlen im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal während des Untersuchungszeitraumes 1999-2005. Im Gegensatz zum Referenzgebiet zeigt sich hier gegen Ende der Untersuchungen kein Abflachen der Zuwachskurve.

WIRTH 1995; SMITH et al. 2009), einem Literaturabgleich zu andernorts in Nordwestdeutschland unter ähnlichen Bedingungen vielfach vergesellschafteten Arten (DREHWALD 1993; HAUCK 1996; HOMM & DE BRUYN 2000; ERNST & HANSTEIN 2001) sowie der Auswertung historischer Fundangaben aus dem Solling (BECKHAUS 1855, 1856, 1857, 1859; LAHM 1885; RÜGGERBERG 1910) erfolgen. So lassen sich zum einen eine Reihe von Arten konkret benennen, die im Gebiet bislang nicht nachgewiesen werden konnten, deren (reliktisches) Auftreten aber zumindest nicht unwahrscheinlich ist (z. B. *Arthonia byssacea*, *Cliostomum griffithii*, *Gyalecta flotowii*, *Menegazzia terebrata*, *Pyrrhospora quernea* sowie einige weitere „Stecknadelflechten“ der Gattungen *Calicium*, *Chaenotheca* etc.). Von vielen dieser Arten gibt es historische Fundangaben aus dem Solling. Hinzu kommen Arten, die, ehemals in weiten Teilen Mitteleuropas verbreitet und zwischenzeitlich zurückgegangen, seit der Umsetzung verbesserter Luftreinhaltungsmaßnahmen (VAN HERK et al. 2003; FRAHM 2009) überwiegend

aus westlichen Richtungen ihr ursprüngliches Areal aber wiederbesiedeln (vgl. CEZANNE et al. 2008: 481ff.). Zu nennen sind hier für Niedersachsen u. a. *Normandina pulchella*, *Flavoparmelia caperata*, *Hypotrachyna afrorevoluta* oder *Parmotrema perlatum* (HAUCK & DE BRUYN 2010).

Ferner werden bei Fortgang der Beweidung spätestens mittelfristig vor allem ausbreitungsfreudige Rohbodenpioniere auftreten, aber auch gesteinsbewohnende Arten, deren Substrate zumindest entlang tradierter Pfadsysteme der Weidetiere nicht mehr unter Falllaubdecken verborgen sein werden. Etliche dieser Sippen dürften bereits im Gebiet vorhanden sein, bisher aber wegen kleinster, lokal eng auf Sonderstandorte beschränkter Einzelvorkommen übersehen worden sein oder aus unmittelbarer Umgebung bei Etablierung solcher Strukturen rasch zuwandern. Aus der unmittelbaren Peripherie des Untersuchungsgebietes sind unter anderem *Lecania rabenhorstii*, *Polysporina simplex*, *Verrucaria bryoctona* oder *Diploschistes muscorum* zu nennen. Ökologisch in Frage kommen u. a. ferner *Aphanopsis coenosa*, *Thrombium epigaeum*, *Strigula sychnogonoides* und einige *Veizdaea*-Arten (vgl. POELT & VĚZDA 1990; ERNST 1993, 1995). Insgesamt rechnet der Verfasser vor diesem Hintergrund mit einem Inventar von etwa 225 bis 250 Arten. Gestützt wird diese Prognose durch eine Abschätzung der zu erwartenden Artenzahlen mit Hilfe der „Jackknife-Estimation“ (HELTSHE & FORRESTER 1983). Sie lässt unter Annahme gleichmäßig dichter Daten in den Artenlisten aller Rasterfelder 245 Arten erwarten.

5.2 Nicht lichenisierte, lichenicole oder flechtenähnliche Pilze

Erst seit den grundlegenden Arbeiten von HAWKSWORTH (1981; 1983) zu lichenicolen Pilzen wird dieser Gruppe obligat oder zumindest fakultativ flechtenbewohnender Kleinpilze auch in Mitteleuropa verstärkt Aufmerksamkeit geschenkt, obwohl sie bereits seit Längerem bekannt sind (ZOPF 1896) und auch gezielt beobachtet werden (KEISSLER 1930). So sind viele Arten heute in den einschlägigen Florenlisten (SCHOLZ 2000; HAUCK 1996; HAUCK & DE BRUYN 2010) und Roten Listen (WIRTH et al. 2011; BÜLTMANN et al. 2011; HAUCK & DE BRUYN 2010) aufgeführt. Hinzu kommen „traditionell“ von der Flechtenkunde berücksichtigte, nicht lichenisierte flechtenähnliche Kleinpilze (WIRTH 1995: 286). Eine detaillierte Auswertung solcher Listen und der Referenzliteratur offenbart dann jedoch häufig, dass es sich um historische Nachweise handelt, die seit Längerem in einem Gebiet nicht mehr bestätigt werden konnten oder um punktuelle Einzelnachweise, die von Spezialisten als Zufallsfunde erhoben wurden. Entsprechend betont etwa HAUCK (1996: 13) für Niedersachsen: „Der Bearbeitungsstand bei den aufgenommenen nicht lichenisierten Arten ist für beinahe alle Arten sehr schlecht. Sowohl von den früheren wie den heutigen im Gebiet arbeitenden Autoren einschl. des Verfassers wurden diese Sippen in der Regel nicht oder nur sehr unzureichend beachtet“. Allenfalls kommen in jüngster Zeit wenige Zufallsbeobachtungen hinzu. Resultierend werden die Arten dann meist bis heute als „D“ (Datenlage mangelhaft) in den Roten Listen eingestuft.

Schon ein quantitativer Vergleich mit aktuellen Literaturangaben aus der Bundesrepublik Deutschland für ein bestimmtes Gebiet ist damit nach wie vor schwierig. Für das NSG „Kühkopf-Knoblochsau“ in Hessen mit 173 Flechtenarten nennen CEZANNE & EICHLER

(2009) 15 flechtenbewohnende Pilze und fünf flechtenähnliche Pilze. HAFELLNER & KOMPOSCH (2007) führen für ein österreichisches „Urwaldgebiet“ mit 126 Flechtenarten inklusive fünf nicht lichenisierter Pilze 20 obligat lichenicole Sippen auf. Im Nationalpark Eifel werden in den Artenlisten keine lichenicolen Pilze erwähnt (KILLMANN & APTROOT in FÖRDERVEREIN NATIONALPARK EIFEL 2007). In der Artenliste des Nationalparks Hainich sind vier lichenicole Arten markiert (NATIONALPARK HAINICH 2010). Falls überhaupt, werden die Sippen also bis heute nur gelistet, aber nicht differenziert betrachtet. Eine Ausnahme bildet die genannte Arbeit von HAFELLNER & KOMPOSCH (2007), die ihre Funde ausführlicher diskutieren.

Hier vertreten die Autoren (a. a. O.: 99) allerdings die Ansicht, dass „naturnahe Flechtensynusien reicher an lichenicolen Pilzen sind als solche, die unter Stressbedingungen vegetieren oder als Pioniergesellschaften einzustufen sind“. Sie verweisen dazu auf die Hypothese von LAWREY & DIEDERICH (2003), die annehmen, dass die Artendiversität sowohl der Flechten als auch der lichenicolen Pilze ansteige, je länger die Sukzession dauere, während durch Störungen vereinfachte Flechtengesellschaften oder frühe Sukzessionsstadien von Flechtensynusien hauptsächlich von (wenigen) nekrotrophen Generalisten attackiert würden.

Die Annahme greift, einmal abgesehen davon, dass zentrale Begriffe wie „Naturnähe“ (vgl. USHER & ERZ 1986: 33f.) oder „Störungen“ (vgl. JAX 1998/1999) hier nicht klar definiert werden, nach Ansicht des Verfassers zu kurz. So treten selbst in stark anthropogen überformten und durch „Pflegemaßnahmen“ regelmäßig gestörten Landschaften wie den Innenstädten Mitteleuropas häufig lichenicole Pilze wie *Clypeococcum hypocenomyces*, *Xanthoriicola physciae*, *Lichenocodium lecanorae* oder *Lichenodiplis lecanorae* bzw. fakultativ flechtenparasitisch lebende Arten wie *Athelia arachnoidea* oder *Paranectria oropensis* auf. *Peltigera*-Arten wenig bespielter Sportplätze in Siedlungsnähe oder am Ufer ortsnaher Badeseen sind zahlreiche lichenicole Arten bergendes Substrat (z. B. für *Corticifraga fuckelii* oder *Libertiella malmedyensis*, so in der Innenstadt des brandenburgischen Cottbus). An Straßenbäumen in der Lausitz ist ferner *Lichenocodium xanthoriae* auf *Xanthoria polycarpa* nicht selten. Ferner sind die Grundschuppen totholzbewohnender *Cladonia*-Arten selbst auf Friedhöfen, in Parkanlagen und Kleingartensiedlungen oder sogar auf Bahnhöfen von *Arthroraphis aeruginosa*, *Physcia*-Arten auf herabgefallenen Zweigen von Ziergehölzen von *Illosporopsis christiansenii* befallen. Die Liste ließe sich fortsetzen. Obwohl HAFELLNER & OBERMAYER (2009: 177) der Ansicht sind, dass „viele lichenicole Pilze in Synusien kurzer ökologischer Kontinuität erheblich seltener“ seien als in älteren, lassen sich bei aufmerksamem Beobachten also durchaus zahlreiche Arten finden, die auch in Städten etc. häufig sind, sobald geeignete Wirte auftreten. Die Artenzahl als alleiniges Kriterium reicht hier zur Beurteilung offenkundig ebenso wenig wie das Störungsregime aus. Insbesondere wirtsspezifische Kleinpilze jedoch sind in ihrem Vorkommen zwangsläufig von Vorkommen dieses Wirtes und damit ebenso von dessen Ökologie abhängig. Ein obligat auf eine Zeigerart historisch alter Wälder angewiesener lichenicoler Pilz wie *Sphaerellothecium cinerascens* (auf *Cladonia parasitica*) kann ergo nicht in anthropogen stark überformten und regelmäßig erneut „gestörten“ Gebieten angetroffen werden. Entsprechende Differenzierungen fehlen der auswertenden Literatur im deutschsprachigen Raum jedoch noch vielfach.

Hinderlich ist ferner, dass es bis heute keine eindeutige Festlegung der Artenpalette flechtenähnlicher Kleinpilze gibt, die denn nun tatsächlich „traditionell“ bei lichenologischen Erhebungen berücksichtigt werden soll. Diese Formulierung von WIRTH (1995: 286), der in seinen Bestimmungswerken entsprechend einige nicht lichenisierte und nicht lichenicole Arten nennt, auf die Behandlung obligat lichenicoler jedoch meist verzichtet, während die einige Jahre später erschienene bundesdeutsche Florenliste (SCHOLZ 2000) dann wiederum nur einige Sippen aus dieser Palette aufgreift (z. B. *Cyrtidula quercus*), ist an sich schon verwirrend. Dennoch wird das Postulat, einige nicht oder nur fakultativ lichenisierte Arten traditionell zu bearbeiten, nahezu wortgleich bis in die jüngste Zeit aufgegriffen (HAUCK & DE BRUYN 2010). Hinzu kommt, dass in den europäischen Nachbarstaaten schon seit Längerem weitere Arten bearbeitet werden (*Epigloea spec.*, *Mniaecia spec.*, vgl. z. B. PURVIS et al. 1992), deren Zugehörigkeit zu den Flechten zumindest umstritten (DÖBBELER 1984) oder gar ausgeschlossen ist (DE SLOOVER 2001), diese in der Bundesrepublik aber allenfalls zögerlich bzw. in jüngster Zeit Eingang in die Florenlisten finden (WIRTH et al. 2011). Konsequentermaßen unberücksichtigt bleiben hierzulande ebenso wie in nahezu ganz Europa ferner zahlreiche weitere nicht lichenisierte Pilze, auch wenn sie zumindest im Gelände für nichts anderes als eine Flechte gehalten werden können (*Rebentischia unicaudata*, *Capronia pilosella*).

Die aktuellste Checkliste der Bundesrepublik (WIRTH et al. 2011) versucht zwar, diesen Mangel durch Berücksichtigung zahlreicher der oben genannten Arten zu beheben. Eher verwirrend ist dabei jedoch die Aufnahme des saprophytischen, substratvagen Pilzes *Didymosphaeria fulvis*, der außerhalb Deutschlands in flechtenkundlicher Literatur bislang nirgends erwähnt wird. Gleichzeitig nämlich bleibt *Mniaecia jungermanniae* hierzulande weiterhin unbeachtet, obwohl diese Art in Großbritannien regelmäßig in flechtenkundlicher Literatur geführt wird. Letztlich bedarf es also künftig nach wie vor eines klaren definitiven Konsens, um Irritationen bei der Auswertung von Fundlisten für den Naturschutz zu vermeiden. Der Verfasser schlägt deshalb vor, „echte“ Flechten (also lichenisierte Pilze mit eigenem Thallus), die „Algenparasiten“ der Gattung *Epigloea* und obligat lichenicole Pilze zu berücksichtigen, nicht lichenisierte corticole (z. B. *Julella fallaciosa*), muscicole (z. B. *Mniaecia jungermanniae*) und saprophytische Pilze (z. B. *Sarea resiniae*) oder solche, die fakultativ auch einmal auf abgestorbenen oder absterbenden Flechten gefunden werden können (z. B. *Didymosphaeria fulvis*), jedoch nicht. „Grenzfälle“ wie *Athelia arachnoidea*, die gelegentlich als lichenisiert angegeben wird (siehe spezieller Teil) oder manche Arten der Gattung *Thelocarpon*, die laut alter Literatur (MAGNUSSON 1935) lichenisiert sind (der Photobiont aber nur nach Vorbehandlung mit Kalilauge und Salzsäure überhaupt als solcher mikroskopisch kenntlich ist), laut neuerer aber nicht, bedürfen der konsequenten Klärung ihrer Lichenisierung. Im Gegenzug ist die Gelände-Mykologie auf eine obligate Berücksichtigung kleinwüchsiger Vertreter – namentlich auch bei der Aufstellung von Florenlisten und Roten Listen – auszudehnen.

5.3 Häufigkeit und Verteilung

Die nachgewiesenen Arten scheinen im Untersuchungsgebiet ausgesprochen ungleichmäßig verteilt zu sein, betrachtet man eine kartografische Darstellung der Artenzahlen pro Rasterfeld (Abbildung 8). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass zum einen laut

Förderbescheid des Bundesamtes für Naturschutz die Flechten nur alle zwei Jahre (während der Vorstudie im Jahre 1999 und dann in den Jahren 2000, 2002 und 2004) untersucht wurden. In der Zwischenzeit erfolgten lediglich Zufallsbeobachtungen. Zum anderen ging es im Rahmen des Hutewaldprojektes in erster Linie um eine Erfassung des Artenspektrums der Flechtenflora und eine Einteilung der gefundenen Sippen in ökologische Gruppen, für die, sofern möglich, basierend auf Beobachtungen im Gebiet und gestützt durch eine Literaturauswertung, Prognosen zur Bestandsentwicklung bei weiterer Beweidung abzuleiten waren. Eine möglichst vollständige Kartierung des Inventars jedes einzelnen Rasterfeldes mit einheitlicher Intensität war nicht Ziel der lichenologischen Erhebungen.

Vor diesem Hintergrund wurden bei den Untersuchungen im Gelände keineswegs alle Rasterfelder gleichmäßig intensiv untersucht. So wurden in den Offenlandbereichen im Nordosten wegen des dortigen Mangels an Totholz und Phorophyten im Blick auf Epiphyten zwangsläufig mehrfach dieselben Gehölzindividuen untersucht, in den wald- bzw. forstbestandenen Rasterfeldern aber eher ausnahmsweise. Zudem wurden die von (fremdländischen) Koniferenkulturen bewachsenen Teilgebiete deutlich weniger intensiv untersucht, weil hier bereits nach kurzer Erfahrung klar war, dass nur wenige Arten zu erwarten sind. Gleiches gilt für jüngere Aufforstungen, in denen allenfalls eingestreute Baumstümpfe relevante Funde erwarten liessen. Schließlich spielte die Erreichbarkeit von der nächstgelegenen Parkmöglichkeit bzw. – in Abhängigkeit von der Jahreszeit – bei Tiefschneelagen oder sommerlichem Hochstaudenbewuchs für die Erfassungsintensität eine Rolle.

Die Karte der bei diesem Vorgehen resultierenden artenreichsten Rasterfelder des Untersuchungsgebietes zeigt eine auffällige Häufung im engeren Bachtal (siehe Abbildung 8). Ursächlich ist offenkundig die hiesige Dominanz alter bis sehr alter Eichen in meist recht lichtem Weitstand, die in hygrisch günstiger Lage (Bachnähe) entfaltet sind. So zeigt allein eine einzige etwa 380 Jahre alte Eiche am bachparallelen Hauptweg nahe des ersten Teiches reichen Bewuchs unter anderem mit *Opegrapha varia*, *Chrysothrix candelaris*, *Arthonia vinosa*, *Strigula jamesii*, *Bryoria fuscescens*, *Phlyctis argena*, *Usnea dasypoga*, *Chaenotheca chrysocephala* etc., aber auch mit zahlreichen ungefährdeten weiteren Flechten wie *Tuckermanopsis chlorophylla*, *Platismatia glauca*, *Lepraria incana*, *Chaenotheca ferruginea* und anderen. Hinzu kommen seltene Moose wie *Zygodon viridissimus* var. *vulgaris* oder das hier epiphytisch wachsende *Neckera complanata*. Nur wenige Meter weiter wächst der einzige bekannte Trägerbaum von *Usnea florida* in Niedersachsen, ebenfalls eine alte Eiche. Dem gegenüber sind bereits die auf der anderen Wegseite angrenzenden südexponierten Hänge des Bachtals seit Längerem mit Nadelholzplantagen bedeckt und lichenologisch nahezu wertlos. Trotz der heterogenen Datenlage aus den einzelnen Rasterfeldern zeigt dieser Befund den artenschutzfachlichen Wert der alten Eichen und die Notwendigkeit zur Rückwandlung im Gebiet vorhandener Nadelholzforste in lichte Eichenbestände.

5.4 Rote-Liste-Arten

Bei einer differenzierten Betrachtung des Anteils der Arten der jeweiligen Roten Liste einer Organismengruppe an deren Gesamtartenzahl kann die naturschutzfachliche Bedeutung eines Untersuchungsgebietes deutlich werden. Für das Reiherbachtal wurde demgemäß

bereits ein immenser Wert für verschiedenste Artengruppen in Publikationen festgehalten (SONNENBURG et al. 2003; SONNENBURG & GERKEN 2004; GERKEN et al. 2008). Dieser Wert wird noch unterstrichen, vergleicht man die Zahlen der Flechten aus dem Untersuchungsgebiet mit anderen niedersächsischen Waldgebieten. In der Fachliteratur sind aus einigen Waldgebieten des Bundeslandes Artenlisten zu finden, die mittels der aktuellen Version der Roten Liste des Landes vergleichend bewertet werden können. So macht DE BRUYN (2005) Angaben zur Flechtenflora des Bentheimer Waldes. Ähnliche Untersuchungen liegen von HOMM & DE BRUYN (2000) aus dem Hasbruch vor. Beim Vergleich mit dem Forstamt Sellhorn (ERNST & HANSTEIN 2001) ist zwar zu berücksichtigen, dass einige der von diesen Autoren untersuchten Einzelgebiete (z. B. Hainköpen, Oberhaverbecker Holz) in den Erhebungen von HAUCK (1995a) ebenfalls erwähnt sind. Zusammen mit dessen Angaben und unter Einbeziehung des Referenzgebietes am Bärenkopf stehen jedoch Daten aus elf Waldgebieten Niedersachsens zur Verfügung. Die Zahlen der in den jeweiligen Waldgebieten dokumentierten gefährdeten Arten und ihre Gefährdungskategorien sind in Tabelle 5 wiedergegeben.

Tabelle 5: Niedersächsische Waldgebiete und die Zahl der in ihnen bekannten gefährdeten Flechtenarten gemessen an HAUCK & DE BRUYN (2010). Die verwendeten Abkürzungen folgen den Angaben in Kapitel 5.1.1. Das Reiherbachtal ist hervorgehoben.

Gef.-Kategorie	Rbt	Bkp	BW	Hasb	Sellh	Gö	Pre	Wirl	Ob	Hai	Lau	Br
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	14	1	7	3	7	3	1	0	0	0	1	1
2	19	6	8	14	21	11	10	4	5	3	6	3
3	26	3	16	15	17	6	6	3	4	3	2	1
G	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R	5	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
V	7	1	5	6	4	2	2	0	0	0	0	1
D	17	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
n.b.	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ungef.	88	53	41	37	51	28	23	19	18	12	25	25
Summe	189	66	78	75	103	50	42	26	27	18	34	31

Zunächst wird deutlich, dass selbst in für den Flechtenartenschutz bedeutsamen Wäldern des Bundeslandes der Anteil ungefährdeter Arten höher bis auffallend höher ist als im Reiherbachtal bzw. umgekehrt hier der Anteil landesweit gefährdeter Sippen das Gros des Inventars ausmacht. Sogar im Forstamt Sellhorn, zahlenmäßig noch am ehesten mit dem Reiherbachtal vergleichbar, liegt der Anteil ungefährdeter Arten noch um 3% höher als dort. Ähnliches gilt für den Hasbruch, wobei hier die Gesamtartenzahl jedoch nur bei 75 liegt. Besonders hoch ist der Anteil ungefährdeter Arten im Bramwald und am Bärenkopf mit jeweils knapp 80% des Gesamtinventars. Aber auch in allen anderen Gebieten liegt er über 50%. Jeweils eine extrem seltene (RL: R) Art tritt außer im Reiherbachtal landesweit nur noch in zwei Gebieten auf, während es im Untersuchungsgebiet fünf sind. Definitionsgemäß handelt es sich dabei um „Arten, die seit jeher im Bezugsraum (also im Land Niedersachsen, Einfügung des Verfassers) extrem selten sind und von denen weder ein Rückgang aus der Vergangenheit belegt oder anzunehmen noch eine aktuelle Bedrohung anzunehmen ist“

(HAUCK & DE BRUYN 2010: 30). Allerdings sind solche Arten naturgemäß auch nur an einem ihrer wenigen Fundorte zu schützen. Ferner ist im Untersuchungsgebiet der Anteil von Arten, denen im Bundesland derzeit eine mangelhafte Datenlage (RL: D) zu bescheinigen ist, auffallend groß. Dies sind Arten, die neu beschrieben und vermutlich weit verbreitet, aber noch weitgehend unbekannt, leicht zu übersehen, wenig bekannt, aber vermutlich weiter verbreitet sind oder deren taxonomischer Status unklar ist (HAUCK & DE BRUYN 2010: 31). Nur noch in einem weiteren der vergleichend untersuchten Waldgebiete sind zwei Arten mit unbekannter Datenlage gemeldet worden. In der aktuellen Roten Liste Niedersachsens unbehandelte (also als noch unbekannt geltende) Arten sind sogar ausschließlich im Reiherbachtal dokumentiert, was allerdings dem Umstand der Aktualität der Ergebnisse geschuldet ist. So waren zum Zeitpunkt der jeweiligen Publikationen auch aus einigen anderen der genannten Vergleichsgebiete Erstnachweise für das Land Niedersachsen angegeben. Sie sind aber natürlich zwischenzeitlich in die hiesige Florenliste eingefügt worden. Gleiches gilt für Arten, für die eine Gefährdung unbekanntem Ausmaßes besteht (RL: G). Auch solche sind derzeit nur aus dem Reiherbachtal bekannt.

Vergleiche mit weiteren Waldgebieten aus anderen Bundesländern sind derzeit nicht möglich, weil Artenlisten flächenmäßig klar begrenzter Waldgebiete in der Literatur rar sind oder die dortigen Roten Listen teilweise stark veraltet bzw. aktualisierte Versionen noch nicht publiziert sind. Gleiches gilt für Vergleiche auf Bundesebene. Summarisch jedenfalls ist dem Reiherbachtal zusätzlich zu den ohnehin schon deutlich überdurchschnittlichen Gesamtartenzahlen ein auffallend hoher Anteil gefährdeter Arten zu bescheinigen. Die Bedeutung des Gebietes für den Flechtenartenschutz unterstreicht dieser Befund nachdrücklich.

5.5 Lebensformen und Prognose bei weiterer Beweidung

Während der Anteil der Epiphyten (inklusive der Totholzbewohner) am jeweiligen Gesamtinventar im Referenzgebiet ähnlich groß wie im Untersuchungsgebiet ist und in beiden Gebieten das Gros (jeweils etwa 75%) der festgestellten Artenpalette ausmacht, haben Lithophyten am Bärenkopf einen etwas höheren Anteil an der hiesigen Artenzahl. Ursächlich hierfür sind offenbar die dort etwas umfangreicher vorhandenen Gesteinsbiotop, insbesondere in Form einiger größerer freiliegender Buntsandsteinblöcke in den Waldbeständen oberhalb der Ahleweisen. Umgekehrt fehlen jedoch im Referenzgebiet viele epigäische Arten des Untersuchungsgebietes, weil Rohboden-Freilegungen hier durch das Fehlen einer Beweidung weniger häufig sind und sich auf kurzfristige Erosionserscheinungen an Wegeböschungen oder Wurzelteller umgestürzter Bäume beschränken.

Dieser Unterschied sollte sich in den nächsten Jahren bei Fortgang der Beweidung im Reiherbachtal noch verstärken, weil es hierdurch zu einer breiten Palette unterschiedlich langlebiger und großer Rohbodenfreilegungen kommen wird (tradierte Pfadsysteme, Wälzstellen, gelegentliche Wechsel etc.). Diese beweidungsabhängigen Strukturen haben zusammen mit den Weidetieren selbst, die gleichzeitig als wesentliche Ausbreitungsvektoren dienen (HEINKEN 1999), zentrale Bedeutung für das Vorkommen vieler ephemerer Flechtenarten (POELT & VĚZDA 1990). In Abhängigkeit von einem solchen unreglementierten Stö-

rungsregime werden entsprechend der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ nach CONNELL (1978) eine Vielzahl mehr oder weniger pionierfreudiger Rohbodenarten profitieren und sich dauerhaft (zumindest für die Dauer der Beweidung) im Gebiet halten können (vgl. WAGNER 2010). Exemplarisch genannt seien *Gregorella humida*, *Psorotichia lutophila*, *Steinia geophana* oder *Thelocarpon lichenicola*, die bereits kurze Zeit nach Beweidungsbeginn eine deutliche Zunahme und Ausbreitung von Weidetierpfaden zeigten. Gleiche Bedeutung haben die Pfadsysteme der Tiere für die Vorkommen saxicoler Arten im Wald. Die Substrate solcher Flechten (beispielhaft genannt seien *Absoconditella delutula*, *Micarea lithinella*, *Thelocarpon intermediellum* oder *T. saxicola*) wären ohne Beweidung überwiegend unter Falllaubdecken verborgen, das Vorkommen dieser Arten also bestenfalls punktuell und kurzfristig einmal möglich. Hinzu werden künftig heute im Gebiet noch gar nicht vorhandene Arten mit ähnlichem ökologischem Profil kommen (vgl. Kapitel 4.1). Zumindest Flechten, die in unmittelbarer Peripherie des Untersuchungsgebietes bereits präsent sind, sollten sich rasch auf kleineren Steinen entlang von Weidetierpfaden einstellen und ausbreiten können. Erwähnt seien *Lecania rabenhorstii* oder *Polysporina simplex*, die beispielsweise am Schloß Nienover, etwa 1,5 km Luftlinie vom Ostrand des Gebietes entfernt, auf Schottermaterialien eines dortigen Parkplatzes vorkommen (vgl. Kapitel 5.1.3). Dem Bärenkopf hingegen wird diese Entwicklung versagt bleiben, weil beispielsweise die in größeren zeitlichen Intervallen neu angelegten forstlichen Rückegassen im Solling auch nicht annähernd dieselbe Bedeutung für Kryptogamen haben wie Tierpfade (vgl. EBRECHT & SCHMIDT 2005).

Vielen Epiphyten des Gebietes lässt sich ebenso eine positive Prognose stellen, weil insbesondere zahlreiche, vor allem überregional seltene Arten Bewohner der unteren Stammabschnitte älterer Bäume sind. In Anpassung an diese Standorte vermehren sich diese Arten vorwiegend vegetativ durch Soredien und Isidien oder durch große Sporen, die zusätzlich oft eine Schleimhülle besitzen. Stellvertretend genannt seien die Arten der Gattungen *Pertusaria* und *Ochrolechia*. Aber auch *Thelotrema lepadinum*, *Pyrenula nitida* oder *Usnea*-, *Parmelia*- und *Ramalina*-Arten verhalten sich (zumindest fakultativ) ähnlich. Dies weist auf Tiere als Ausbreitungsvektoren. Zu nennen sind vor allem Vögel und Eichhörnchen sowie weitere kleinere Säugetiere (diverse „Mäuse“). Schnecken haben demgegenüber nur eine räumlich begrenzte Bedeutung. Im Untersuchungsgebiet sind jedoch seit Beginn der Beweidung auch Heckrind und Exmoorpony erwähnenswert, in deren Fell Sporen wie auch vegetative Fortpflanzungseinheiten hoch effizient verbreitet werden dürften. So werden insbesondere rauborkige Altbäume von den Tieren zur Körperpflege („Scheuern“) genutzt. Förderlich bei einer Neuetablierung solcher Arten auf einem bisher unbesiedelten Gehölz dürfte ferner der Effekt sein, dass beweidungsbedingt das Aufkommen schattierend und den Luftstrom auskämmend wirkender Junggehölze unterdrückt wird. Entsprechend nennen sowohl HEINKEN (1999) als auch HENNIPMAN (1978) vor allem Wind und Tiere als bedeutende Ausbreitungsvektoren terricoler Flechten.

5.6 Substratbindung von Epiphyten

Obwohl durch die Arbeiten britischer Lichenologen die besondere Bedeutung „der Eiche“ als Trägergehölz epiphytischer Flechten, insbesondere sehr alter Gehölzindividuen und für

zahlreiche eichenspezifische Taxa, schon relativ früh Betonung erfuhr (v. a. ROSE 1974), fand die Tatsache als solche in Deutschland lange Zeit kaum Beachtung. Zwar erlauben die vegetationskundlich-synökologisch geprägten Arbeiten einiger älterer Autoren rückblickend einige diesbezügliche Auswertungen (ERICHSEN 1957; vgl. DREHWALD 1993), doch wurden auch dort Standortangaben vielfach undifferenziert mit Formulierungen wie „auf glatten Borken“ zusammengefasst. Ob es sich dabei also um Rotbuchen, Hainbuchen, Eschen oder andere Phorophyten gehandelt hat, ist oft nicht mehr zu ermitteln. Noch bei HAUCK, der eine seiner frühesten ökologischen Arbeiten zu epiphytischen Flechten in Niedersachsen gezielt „ausgewählten buchen- und eichenreichen Laubhölzern“ im Bundesland widmete (HAUCK 1995a), fehlt eine Diskussion der Unterschiede beider Phorophyten. Und auch BRACKEL (2006: 22) erwähnt lediglich pauschal, dass es „unter den epiphytischen Arten nur sehr wenige (gibt), die in der Wahl ihres Trägerbaumes nicht zwischen den einzelnen Baumarten unterscheiden“. Welche Phorophyten für welche Flechten essentiell sind bzw. welchen Trägergehölzen besondere Bedeutung haben, wird von ihm nicht herausgearbeitet.

Erst zu Beginn des 21. Jahrhunderts erfolgten in Deutschland einige Untersuchungen zu den das Vorkommen epiphytischer Flechten bestimmenden Faktoren (z. B. ECKHARDT et al. 2003). Analog zu den Ergebnissen von ROSE (1974) und aus dem Reiherbachtal (Kapitel 4.6) bestätigten sie die herausragende Bedeutung von *Quercus*-Arten als Phorophyten, insbesondere älterer Bäume. Im Stadtwald der schleswig-holsteinischen Hansestadt Lübeck konnten die genannten Autoren auf Eichen mit 36 Arten fast doppelt so viele Flechtenarten finden wie auf Rotbuchen (n = 20). ERNST & HANSTEIN (2001: 47) untersuchten epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn in der Lüneburger Heide (Niedersachsen) und fanden „an Eichen durchschnittlich doppelt so viele Flechtenarten pro Stamm wie an Rotbuchen“. Auch HOMM & DE BRUYN (2000: 178ff., 184ff.) betonen die herausragende Stellung der Eiche als Trägergehölz von Moosen und Flechten im Hasbruch bei Oldenburg (Niedersachsen), während Rotbuchen „trotz hoher Präsenz im Baumbestand vergleichsweise schlechte Trägerbäume“ seien. Letztere gewinnen ferner erst in sehr hohem Alter und als waldrandständige Individuen größere Bedeutung für Epiphyten, ein Befund, der durch Untersuchungen epiphytischer Moose in Norddeutschland gestützt wird (VULMER 2001; KOPERSKI 1998). Verwirrenderweise werden diese Ergebnisse nur wenig später durch die Arbeit von ENGEL et al. (2003) in bayerischen Auwäldern an der Donau in Frage gestellt, die betonen, „ein Zusammenhang zwischen dem Baumumfang (Baumalter) und den Artenzahlen bzw. Deckungsgraden“ bestehe in der vorliegende Untersuchung nicht und habe auch in den Untersuchungen von DIETRICH & SCHEIDEGGER (1996) nicht festgestellt werden können (a. a. O.: 313). Sie machen allerdings keinerlei Angaben über das Alter der von ihnen untersuchten Bäume und berücksichtigen darüber hinaus auch nur 139 Baumindividuen, die sich auf zehn Trägergehölz-Arten verteilen.

Ein hohes Maß an Übereinstimmung zum Befund der besonderen Bedeutung der Eiche zeigen später hingegen die Arbeiten von CEZANNE & EICHLER (2009: 38f.) aus dem FFH- und Naturschutzgebiet „Kühkopf-Knoblochsau“ in Hessen, die hier ebenfalls die (Stiel-) Eiche als wichtigsten Phorophyten für Flechten ausmachten. Im Naturwaldreservat Laangmuer in Luxemburg hingegen kommt der Rotbuche nach Untersuchungen derselben Autoren höhere Bedeutung zu, doch betonen sie für dieses Gebiet *Fagus sylvatica* als „Haupt-

baumart“, während „Eichen in den Waldbeständen des Naturwaldreservates „Laangmuer“ nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen“. Dennoch beobachteten sie an den wenigen Eichen des Gebietes mit 48 Flechtenarten mehr als die Hälfte der Artenzahl ($n = 90$), die sie an den zahlreichen hiesigen Rotbuchen notierten (EICHLER & CEZANNE 2009: 198f.). Im Bentheimer Wald misst DE BRUYN (2005: 70) Hainbuche, Stiel-Eiche und Buche die Rolle als artenreichste Trägerbaumarten bei. Und erst unlängst wurde die herausragende Rolle der Eiche als „bei weitem artenreichster Phorophyt“ durch eine breit angelegte Untersuchung auch im Naturraum Odenwald deutlich bestätigt (CEZANNE et al. 2008: 476).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass zum einen „der Eiche“ (also den jeweils standortheimischen Arten und Hybriden der Gattung *Quercus*, vgl. LICKL & EBERMANN 1987) als Trägergehölz auch in Mitteleuropa besondere Bedeutung zukommt. Diese steigert sich in hohem Alter der Bäume noch, weil erst dann viele „Eichenspezialisten“ (insbesondere diverse Stecknadelflechten der Gattungen *Calicium*, *Chaenotheca* etc.) geeignete Bedingungen wie tiefe, regengeschützte Borkenrisse usw. vorfinden. Im Blick auf den speziellen Artenschutz ist also eine Förderung der Eiche in Gebieten, in denen sie eine lange Vorkommens-Kontinuität besitzt, anstelle des forstlich vielfach gesetzten Zieles, der Entwicklung eines vermeintlich natürlichen Rotbuchen-Hallenwaldes den Weg zu ebnen, unabdingbar.

5.7 Hemerobie

Das Hemerobie-Konzept wurde vom finnischen Botaniker JAAKKO JALAS entwickelt (JALAS 1955) und später von SUKOPP (1969, 1972) und KOWARIK (1988) erweitert. Letzterer definiert Hemerobie als das „Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrads nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen“. Vereinfacht ausgedrückt ist Hemerobie ein Maß des „Natürlichkeitsgrades“ von Ökosystemen mittels einer Klassifizierung der dort auftretenden Arten. Das Konzept wurde von TRASS (1973) auf Flechten ausgedehnt und insbesondere von LITTERSKI (1999) anhand der Flechtenflora des Landes Mecklenburg-Vorpommern für zahlreiche Arten konkretisiert. Dort fehlende Arten, die im Untersuchungs- oder im Referenzgebiet vorkommen, wurden aus der Einschätzung des Verfassers für die vorliegende Auswertung ergänzt.

Die bei der Auswertung zu Tage getretenen relativen Ähnlichkeiten der Hemerobiegrade der Arten in beiden Gebiete trotz der deutlich unterschiedlichen Artenzahlen sind zunächst nicht überraschend, berücksichtigt man die Nutzungshistorie der Gebiete und ihre aktuelle Biotopausstattung. Dies darf auch als Begründung für das Auftreten zahlreicher mesohemerobe Gesellschaften bevorzugender Arten gelten, da „alte Hutewälder mit sehr altem Baumbestand eine Reihe von Elementen natürlicher Laubwälder besitzen“ (HAUCK 1995a: 67). Dennoch deutliche Unterschiede sind überwiegend in der Lage im Raum und der Nutzung der Umgebung sowie zu vermutenden graduellen Unterschieden in der forstlichen Geschichte begründet. So liegt der Bärenkopf in Bezug auf die Hauptwindrichtung im Solling im Windschatten einer vielbefahrenen Bundesstraße, der B 497. Hier von den Fahrzeugen freigesetzte Luftschadstoffe erreichen das Gebiet nahezu sofort und quasi

unverdünn. Zugleich ist der Bärenkopf großflächig von mehrere Jahrzehnte alten Nadelholzpflanzungen umgeben, wodurch Verinselungseffekte bzw. die Aussterbewahrscheinlichkeit für Reliktpopulationen seltener Arten größer sind (vgl. z. B. BEGON et al. 1998: 422). Schließlich ist das – auch deutlich kleinflächigere – Referenzgebiet bereits zu Zeiten des Sollingischen Forstbereitungsprotokolls (SOLLINGVEREIN 1999: 36) überwiegend von „Buchen, Haynebuchen und wenig Birken Stangenholz“ geprägt gewesen, dass zudem nur von „abständigen Buchen und Eichen“ durchsetzt war. In der seitherigen forstlichen Nutzung spielt die Eiche nach Einschätzung des Verfassers allenfalls die Rolle einer von zwei Hauptbaumarten. Zumindest ist die Zahl geeigneter Phorophyten damit deutlich geringer als im Reiherbachtal. In Kombination miteinander dürften diese Faktoren ursächlich für den hiesigen geringeren Anteil oligo- bis mesohemerobe Standorte bzw. umgekehrt den höheren Anteil eu- bis metahemerobe besiedelnder Arten sein.

Ähnlich wie bei der Interpretation von Artenlisten mittels Zeigerwerten (siehe Kapitel 5.8) allerdings kann im Fallbeispiel des Reiherbachtals auch beim Hemerobiegrad eine räumlich kleinteiligere Betrachtung zusätzliche Informationen bieten. Doch bedarf es auch in diesem Falle einer für die Aussageschärfe bedeutsamen Vorüberlegung. So treten namentlich „Mischtypen“, also Arten, denen mehr Hemerobiegrad zuzuordnen sind, weil sie ebenso in wenig wie stark beeinflussten Ökosystemen vorkommen können, im gesamten Gebiet verstreut auf. Sie sind für vertiefende Analysen meist unbrauchbar. Die Verteilung strikt oligohemerober Arten hingegen zeigt die Teilräume, in denen der menschliche Einfluss der vergangenen Jahrzehnte als besonders gering angesehen werden kann. Die 22 hierzu gehörenden Arten zeigen eine deutliche Häufung im engeren Bachtal und am nördlichen und östlichen Papenberg (siehe Abbildung 44).

Solche Interpretationen der Hemerobiegrade von Arten sind allerdings nur bei differenzierter Kenntnis der Rahmenbedingungen und bei kleinskaliger räumlicher Betrachtung möglich bzw. könnten ohne derartige Kenntnisse die geringen Unterschiede zwischen zwei zu vergleichenden Gebieten als unbedeutend mißgedeutet werden oder innerhalb eines Gebietes verborgen bleiben. Eine Beurteilung von Gebieten mittels der Hemerobiegrade der dort vorkommenden Arten erscheint zumindest anhand der vorgestellten Fallbeispiele als im Ergebnis vage. Und so resümieren auch ZECHMEISTER et al. (2002: 37), dass „Hemerobie, die ein sehr holistisches Maß für Landnutzungsintensität ist, demnach auch ein ausgezeichnete Indikator für die Voraussage der Artendiversität einer **Landschaft** zu sein scheint“ (Hervorhebung durch den Verfasser). Hinzuzufügen ist, dass dies, gemessen an den vorliegenden Erfahrungen, ferner auch für Aussagen zur Auswirkung der bisherigen Nutzung dieser Landschaften auf die Artendiversität gilt. Auf räumlich kleinskaligeren bzw. inhaltlich feiner differenzierten Ebenen hingegen scheinen sich nur wenig tiefergehende Interpretationsmöglichkeiten – bzw. nur im Abgleich mit zusätzlichen Informationen – zu bieten. Dies gilt offenkundig auch für Flechten. Auch FRIEDEL (2005: 73) kommt in ihrer Beurteilung des Waldgebietes Serrahn in Mecklenburg-Vorpommern mit Hilfe der Hemerobie von Moosen und Flechten lediglich zu vergleichsweise globalen Erkenntnissen.

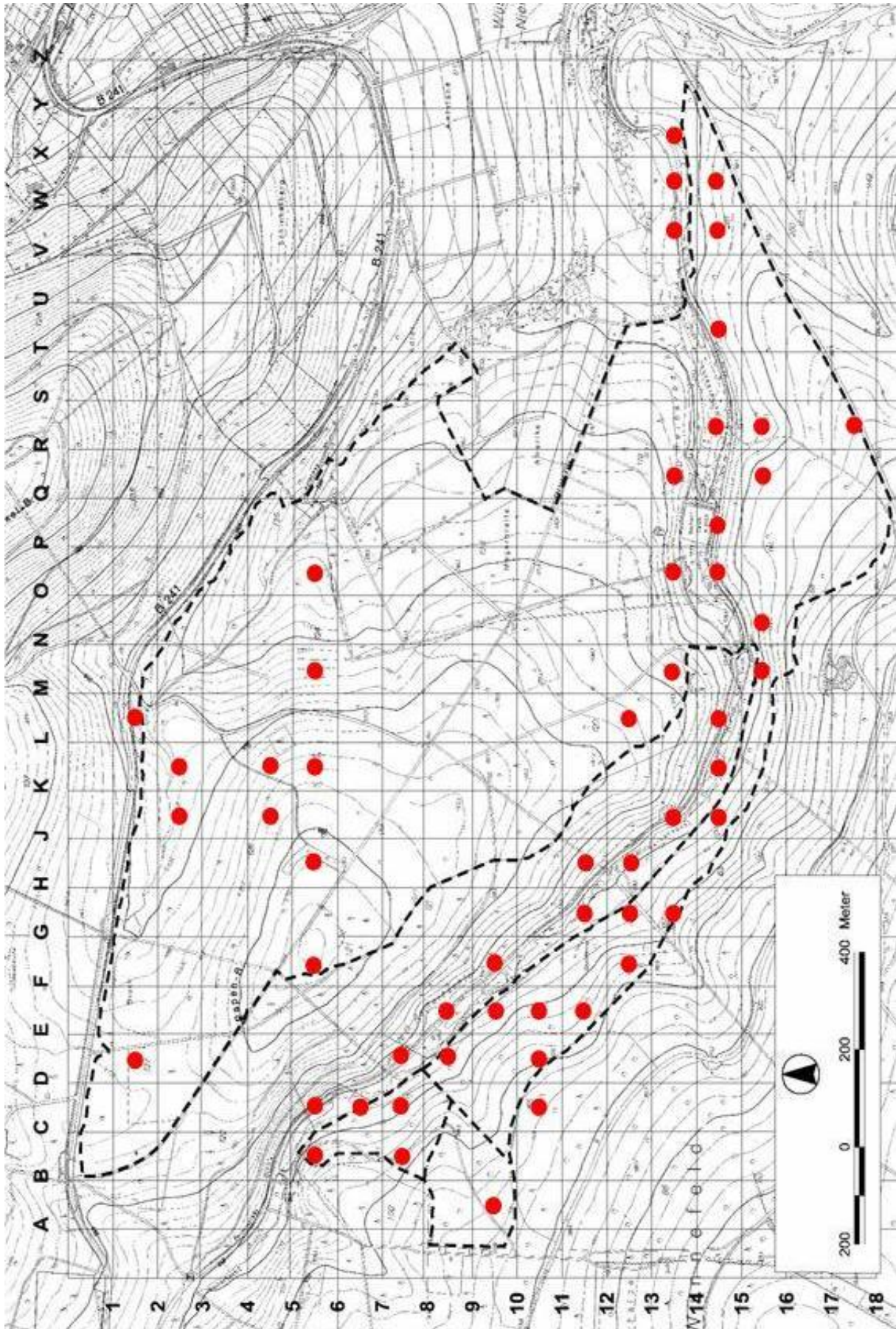


Abbildung 44: Verbreitung von strikt oligohemeroben Flechtenarten im Reiherbachtal. Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal und den nördlichen und östlichen Papenberg erkennbar.

5.8 Zeigerwerte

Trotz vielfacher Fundamentalkritik an ökologischen Zeigerwerten nach ELLENBERG (1974) (siehe z. B. WALTER & BRECKLE 1991) unter anderem als „Satz unbewiesener Hypothesen“ (WIEGLEB 1986: 373) gelten sie bei umsichtiger Interpretation als geeignet, „Hinweise auf die Größenordnung direkt wirksamer Umweltfaktoren“ zu liefern bzw. als „ungefähre Maßstäbe für zeitliche Veränderungen, für deren Beginn keine Messungen vorliegen“ (ELLENBERG 1991: Geleitwort). Ihnen wird in vorliegender Arbeit vor allem deshalb Beachtung geschenkt, weil die Auswertung von Artenlisten mit ihrer Hilfe gerade auch in Forst- (z. B. EWALD 2007; SCHÖN 1998) und Naturschutzkreisen (BRIEMLE & ELLENBERG 1994) namentlich im Blick auf Managementmaßnahmen in Deutschland weit verbreitet ist. Ihre Anwendung wurde schon von ELLENBERG als dann sinnvoll und zulässig bezeichnet, „wenn Messungen aus Zeit- oder Kostengründen ausscheiden, aber eine Einschätzung der Standortbedingungen dennoch erfolgen soll“ (ELLENBERG 1991: 10). Im Mittelpunkt vorliegender Diskussion steht ergänzend die Frage, ob dies für die Zeigerwerte von Flechten ebenso gilt bzw. ob sich hier Möglichkeiten eröffnen, zusätzliche naturschutzfachlich bedeutsame Informationen herauszuarbeiten.

Allerdings zeigt die Auswertung der meisten Zeigerwerte im Falle des Untersuchungsgebietes im Reiherbachtal und des Referenzgebietes am Bärenkopf kaum überraschende Ergebnisse. So liess die bodenkundlich-geologische Ausgangssituation in Verbindung mit älteren Eichen als bedeutendsten Phorophyten für epiphytische Arten im Gebiet einen hohen Anteil saure Substrate bevorzugender Sippen erwarten. Dies wird durch das Auftreten zahlreicher Flechten mit Reaktionszahlen <5 bestätigt. Umgekehrt deutet der geringe Anteil eher basiphiler Arten auf nur kleinflächig abweichende Verhältnisse in Form punktuell vorhandener oder anthropogen eingebrachter gebietsfremder Wegebaumaterialien oder dem Vorhandensein von Phorophyten mit subneutral-basischer Borke wie *Fraxinus excelsior* oder *Sambucus nigra*. Dieselben Rückschlüsse hätten sich jedoch auch bei einer differenzierten Betrachtung bodenkundlich-geologischer und forstlicher Bestandeskarten ziehen lassen. Erst bei weitergehender Differenzierung beispielsweise der Epiphyten nach ihren Trägergehölzen lassen sich Unterschiede ausmachen, die jedoch angesichts der teils schon seit Jahrzehnten bekannten Angaben in der Fachliteratur ebenso wenig überraschen (vgl. BARKMANN 1958; BIBINGER 1967; MÜLLER 1981; MASUCH 1993).

Gleiches gilt für die Temperaturzahlen der festgestellten Flechten. Das Gros charakterisiert das Reiherbachtal als Vorkommensgebiet montan-submontan verbreiteter Arten, ein in einem westdeutschen Mittelgebirge mit durchschnittlichen Höhenlagen von 200 m üNN wenig überraschender Befund. Am Bärenkopf, der durchschnittlich 100 Meter höher gelegen ist, ist der etwas höhere Anteil kühltoleranter Arten ebenso wenig überraschend. Auch dies war jedoch zu erwarten und zudem aus der Beschreibung der Farn- und Blütenpflanzenflora bzw. der Pflanzengesellschaften im Solling in bereits vorliegender Fachliteratur (NMELF 1996; ELLENBERG et al. 1986) unmittelbar zu entnehmen. Auch hier lassen sich erst bei differenzierter Betrachtung beispielsweise der räumlichen Häufung von Arten höherer bzw. tieferer Temperaturzeigerwerte in einzelnen Rasterfeldern Teilgebiete mit entsprechenden Umweltbedingungen ausmachen. Auch hier aber kann eine Häufung wärmebevorzugender

Taxa in den Offenlandbereichen und an den südexponierten Hängen bzw. umgekehrt kühlezeigender Sippen an den Nordhängen und im engeren Bachtal keine unerwarteten Befunde aufzeigen.

Auch die Auswertung der Feuchte- und Nährstoffzahlen der gefundenen Arten zeigt kaum überraschende Neuigkeiten. Vor dem Hintergrund der Klimadaten aus dem Untersuchungsgebiet und den pedologisch-geologischen Rahmenbedingungen war summarisch eine Häufung frische- und mäßig nährstoffversorgte Standorte bevorzugender Arten zu erwarten gewesen. Und auch dies deckt sich mit den aus dem Inventar der Farn- und Blütenpflanzen abzuleitenden Befunden. Lediglich eine gewisse Häufung feuchteliebender Flechten deutet auf zahlreich bzw. flächenhaft im Gebiet vorhandene, mindestens mikroklimatisch hygrisch besser versorgter Sonderstandorte, die aber in Wäldern des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes einerseits nicht wirklich unerwartet sind. Andererseits ist eine ebenso erwartungsgemäße Häufung solcher Arten im Bachtal und an den nordexponierten Hängen festzustellen. Ebenso sind nährstoffreichere Standorte bevorzugende Flechten vorwiegend im Offenland (Staubimprägung) und das Bachtal beschränkt, wo naturgemäß eine Nährstoffakkumulation besteht. Ferner handelt es sich meist um terricole oder um solche epiphytische Sippen, die auf freistehenden Feldgehölzen subneutraler, nährstoffreicher Borken Vorkommensschwerpunkte besitzen (hauptsächlich Arten des Xanthorions auf Schwarzem Holunder). Auch dies liefert jedoch kaum weitergehende Hinweise auf nicht auch anderweitig (und gegebenenfalls einfacher) zugängliche Standortparameter.

Eine wesentliche Rolle bei der Beurteilung der naturschutzfachlichen Bedeutung des Waldweidegebietes im Reiherbachtal hingegen spielen die Zeigerwerte für Licht der aufgefundenen Arten. Sie kennzeichnen das Reiherbachtal nämlich als Lebensraum mit hauptsächlich lichtreichen Standorten (Zeigerwert >5), was in einem „walddominierten“ Untersuchungsgebiet nicht unbedingt zu erwarten war. Zwar finden sich angesichts der umfangreichen Arten- bzw. Biotoppalette naturgemäß ebenso schatttolerante wie lichtliebende Sippen, doch zeigen sich insbesondere an den Mittel- und Unterstämmen älterer Bäume zahlreiche überwiegend lichtbedürftige Taxa. Der Befund betont jedoch allenfalls den bekannten Lichtreichtum alter Hutewälder, der ursprünglich im beweidungsbedingten, im Reiherbachtal später durch forstliche Neupflanzung fortgeführten Weitstand hiesiger Eichen begründet liegt. Gleichwohl bestätigt er Hutewaldrelikte mit lichtreichen Altbäumen als Refugialräume für zahlreiche entsprechend spezialisierte Arten, denen Vorkommensmöglichkeiten in anderen Wäldern oft fehlen (vgl. ROSE 1974).

Zusätzlich zu diesen üblichen Zeigerwerten nach ELLENBERG führte WIRTH (1991: 220f.) ein nur für Flechten existierendes „Maß für die Empfindlichkeit der Art gegenüber Luftbelastungen der in urbanen und industrialisierten Räumen üblichen Art“ ein. Trotz der schon seinerzeit bekannten Tatsache, dass namentlich epiphytische Flechten auf nährstoffreicheren bzw. anthropogen angereicherten Rinden dem Streß saurer Luftverunreinigungen besser zu widerstehen in der Lage sind und dass „in verschiedenen Gebieten Mitteleuropas gewisse Resistenzunterschiede bei einzelnen Arten“ festzustellen sind, bezeichnete er diesen „Toxitoleranzwert“ damals als „Wegweiser für die heute typische Immissions-situation mit hohem SO_2 - und NO_2 -Anteil“. Er wies jedoch darauf hin, dass sie als

„Groborientierung gedacht (seien) und eine Vorstellung von der großflächig herrschenden Luftbelastung geben“ sollen (a. a. O.: 221). Kleinräumige Schwankungen durch ein variables Geländere relief oder gar Belastungsunterschiede im Mikrohabitat, beispielsweise durch unterschiedliche Benetzung mit Stammabflusswasser, könnten hingegen nur bedingt abgelesen werden.

In der Epiphytenvegetation Mitteleuropas, vor allem in der Artenzusammensetzung, haben sich seit Beginn der 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts geradezu dramatische Veränderungen (Abundanzänderungen, Ausbreitung von Arten etc.) abgespielt. Diese liegen einerseits begründet in dem durch Einführung der industriellen Rauchgasentschwefelung erheblichen Rückgang der SO₂-Belastungen und einer im Gegenzug deutlich gestiegenen Belastung mit stickstoffhaltigen Feinstäuben, die besonders von Flechten als trockene Deposition passiv aufgenommen werden (vgl. FRAHM et al. 2009). Dabei überlagert die Förderung nitrophytischer Arten durch den letztgenannten Effekt den Rückgang acidophytischer bzw. anitrophytischer durch den erstgenannten (WIRTH 2010: 230). Vor diesem Hintergrund und der Tatsache, dass im Osten der Bundesrepublik Deutschland aktuell noch andere Verhältnisse bestehen als im Westen, verzichtet WIRTH (2010) seit Neuestem auf eine „Fortschreibung“ der Toxizitätswerte für Flechten. In vorliegender Arbeit finden sie dennoch Berücksichtigung, weil die artenreiche Flechtenflora des Untersuchungsgebietes zahlreiche ausbreitungsträge Arten enthält, die bereits lange vor Beginn der SO₂-Reduktionen vorhanden waren und sich demnach trotzdem im Gebiet halten konnten (vgl. Kapitel 5.9). So reagiert *Usnea florida* bereits bei winterlichen SO₂-Frachten von 30 µg/m³ Luft mit einem Absterben ihrer Lager (GILBERT 2000: 257). Ihre Anwesenheit im Reiherbachtal ist deshalb als Indiz langjährig geringer SO₂-Belastungen zu werten. Die Berücksichtigung der Toxizitätswerte gibt also Aufschluß über die „historischen“ Verhältnisse im Untersuchungsgebiet respektive sollte die Verbreitung von Arten einer bestimmten Toxizitätswerte im Untersuchungsgebiet Aussagen darüber erlauben, welche Teilräume (zum Zeitpunkt der Untersuchungen) besonders wenig mit Schadstoffen belastet sind bzw. vor allem in den Jahren zuvor waren. Vor einer kartografischen Darstellung ist jedoch zu bedenken, dass viele toxisch-tolerante Arten wie *Lepraria inacana* oder *Chaenotheca ferruginea* keineswegs obligate Bewohner luftschadstoffbelasteter Habitate sind. Sie können vielmehr ebenso an Orten geringer Belastungen auftreten, sind also „fakultativ toxisch-tolerant“ zu nennen. Entsprechend treten sie an einer Vielzahl verschiedenster Orte im Untersuchungsgebiet auf und würden das Bild der Schadstoffverteilung im Untersuchungsgebiet verzerren. Stattdessen soll deshalb nachfolgend eine Karte der Verbreitung der besonders sensiblen Arten Aufschluß über die seit Jahren besonders schadstoffarmen Teile des Reiherbachtals geben. Sie zeigt die Vorkommen von Flechten mit Toxizitätswerten von 1 bis 3. Demnach sind insbesondere das engere Bachtal (inklusive eines nach Süden ausstreichenden, schwach ausgebildeten Seitentales) sowie die Süd- und Ostabdachung des Papenberges Vorkommensschwerpunkte sensibler Arten (siehe Abbildung 45).

Besonders interessant ist schließlich eine Betrachtung des Vorkommens jener Arten, die einen überdurchschnittlich hohen KO-Wert (>6,0) nach WIRTH (2010) aufweisen (vgl. Kapitel 4.8). Solche Werte sind charakteristisch für Arten, die ihre Standorte als deutlich bis sehr

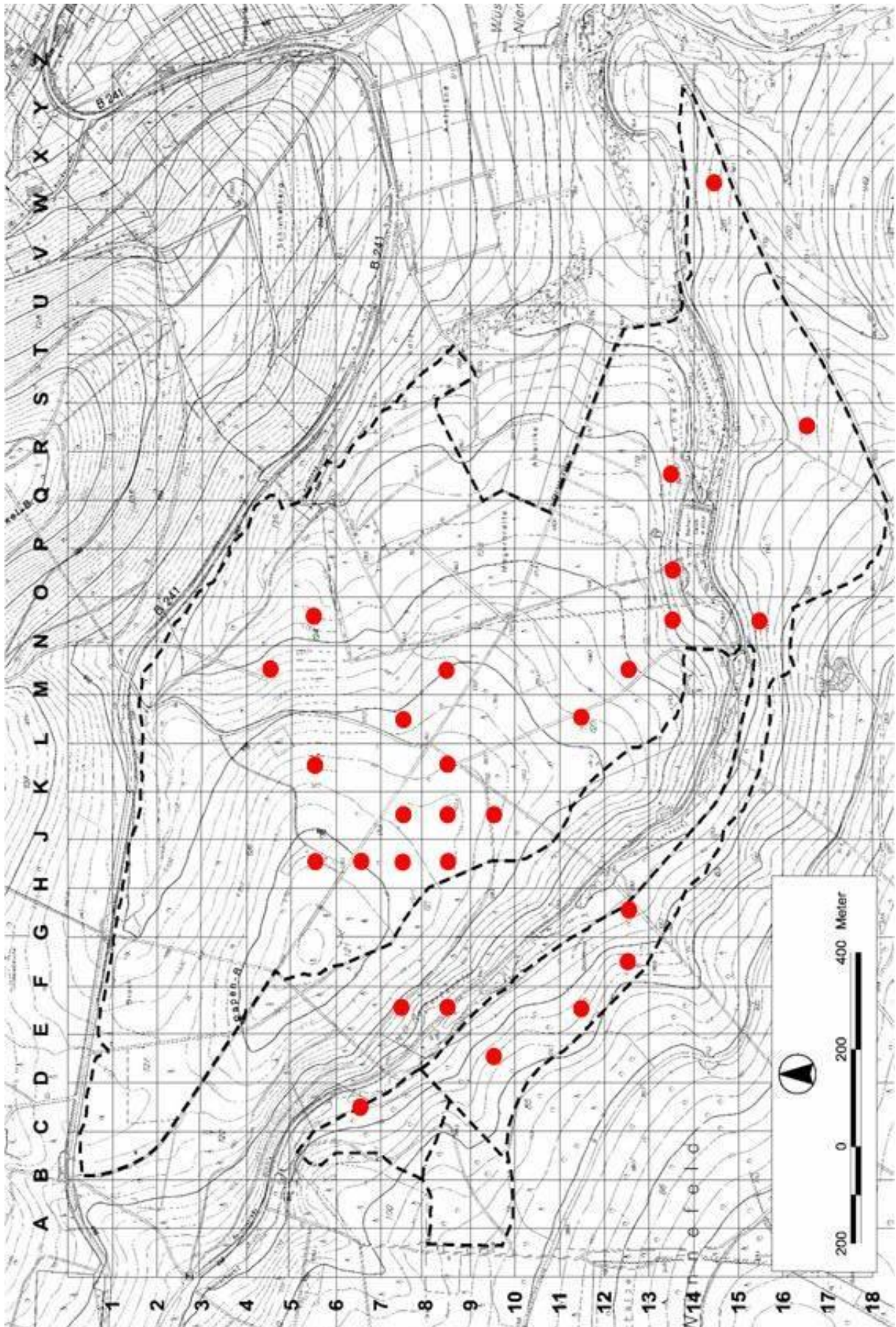


Abbildung 45: Verbreitung von Flechtenarten mit Toxizitätswerten < 4 . Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal und den östlichen und südlichen Papenberg erkennbar.

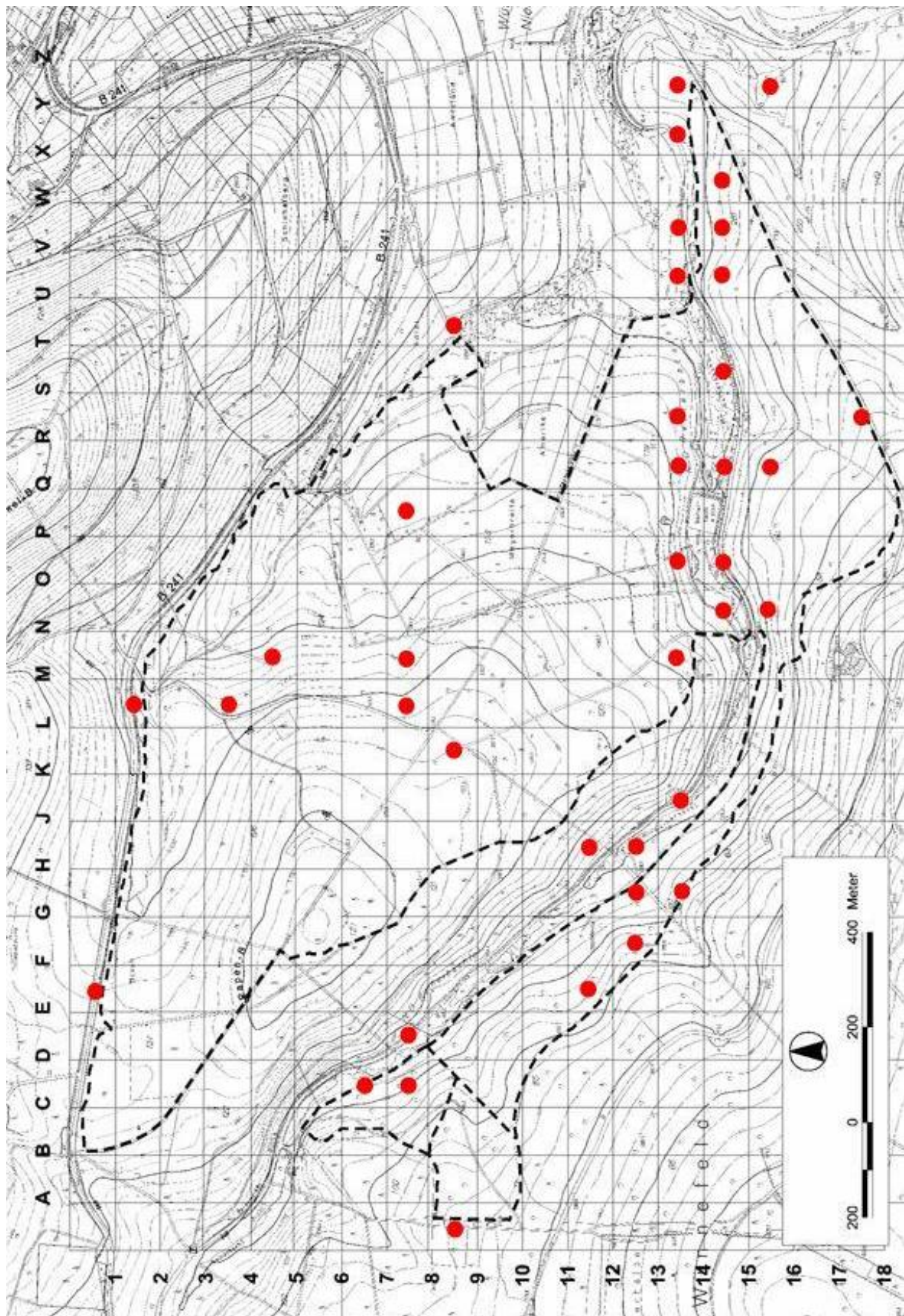


Abbildung 46: Verbreitung von Flechtenarten mit KO-Werten $>6,0$. Deutlich ist eine Konzentration auf das engere Bachtal sowie seine Nebentäler und die Ostabdachung des Papnberges erkennbar.

stark ozeanisch getönt kennzeichnen. Vor dem Hintergrund der klimatischen und sonstiger Vorinformationen (vgl. Kapitel 3.6 und 3.8), wonach das Untersuchungsgebiet durch ein subatlantisch-subkontinentales Übergangsklima ausgezeichnet ist, ist das zahlreiche und teilweise auch häufige Vorkommen solcher Arten nicht unbedingt zu erwarten. Die kartographische Darstellung des Auftretens der ergo unerwartet reich vorhandenen Sonderstrukturen bzw. -habitaten entsprechender Arten zeigt auch hier eine deutliche Häufung im engeren Bachtal (siehe Abbildung 46). Zusätzlich korrelieren die Vorkommen dieser Arten mit den vorgennanten toxisensiblen und vielen Zeigern historisch alter Wälder (siehe Kapitel 4.9).

Summarisch ist festzuhalten, dass die Zeigerwerte von Flechten für Feuchte, Nährstoffe, Reaktionszahlen und Temperatur nach Ansicht des Verfassers für ein differenzierteres Bild eines zu bewertenden Landschaftsausschnitts zumindest im Fallbeispiel der beiden Untersuchungsgebiete im Solling und bei einer synoptischen Auswertung von Artenlisten kaum zusätzliche Informationen eröffnen. Erst eine stärker differenzierte Betrachtung kann die jeweiligen Besonderheiten herausstellen, wobei die so zu gewinnenden Zusatzinformationen allerdings regelmäßig auch aus anderen Quellen zu erschließen sein dürften. Die Lichtzahl hingegen weist zumindest das Reiherbachtal als Reliktvorkommensgebiet anspruchsvollerer Arten aus, was bei einer globalen Betrachtung eines Waldes nicht unbedingt zu erwarten war. Eine subtile Auswertung von – in der Fachliteratur seit Neuestem als nicht mehr zu verwenden vorgeschlagenen (WIRTH 2010) – Toxitolanzahlen und dem aus Feuchte und Kontinentalitätszahl zu berechnenden KO-Wert im Sinne von DEGELIUS (1935) erlaubt ferner eine räumlich detailliertere Darstellung flechtenkundlich wertvoller Teilgebiete bzw. Konkretisierung der bei Schutzbemühungen zu schaffenden und zu erhaltenden Rahmenbedingungen. Natur- bzw. artenschutzfachlich bedeutsame Informationen lassen sich mit Hilfe von Zeigerwerten – mit Ausnahme des vorgenannten KO-Wertes – bei ausschließlicher Betrachtung von Artenlisten ohne räumliche Feindifferenzierung nach Einschätzung des Verfassers jedoch in der Regel nicht ableiten.

5.9 Arten historisch alter Wälder

Bereits zu Beginn der Siebziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts hat der britische Flechtenkundler FRANCIS ROSE darauf hingewiesen, dass viele, insbesondere epiphytische Flechtenarten nicht nur für Wälder an sich typisch sind, sondern darüber hinaus nur in solchen Wäldern auftreten, die durch eine mehrere Baumgenerationen währende naturnahe Bestockung mit Wald gekennzeichnet sind (ROSE 1974, 1976). Für diese von ihm als „Indicators of ancient forests“ bezeichneten Arten hat sich im deutschsprachigen Raum der Begriff „Zeigerarten historisch alter Wälder“ eingebürgert (vgl. WULF 1994; 2003: 24), auch, wenn dieser sprachlich wenig glücklich gewählt ist. Gemeint sind in Deutschland in Anlehnung an die Ergebnisse einer Fachtagung der Norddeutschen Naturschutzakademie im Oktober 1993 „Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandsbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren 100 Jahren kontinuierlich existieren“ (WULF 1994: 3). In Großbritannien hatten zuvor bereits PETERKEN & GAME (1984) historisch alte Wälder („ancient woodlands“) als Flächen definiert, die „seit mindestens 900 Jahren mehr oder weniger durchgängig mit Wald bestockt sind“

(zitiert aus WULF 1993: 269). Entsprechend sind Flechten historisch alter Wälder (meist epiphytische) Arten, die durch ihre ungewöhnlich schwach ausgebildete Fähigkeit, sich über mittlere oder gar größere Distanzen auszubreiten, auffallen und die zudem nur in teilweise hochspezifischen Habitaten (wie tiefen, regengeschützten Borkenrisse sehr alter Baumindividuen) auftreten. Im Umkehrschluß stehen sie als Indikatoren für lange ökologische Kontinuität. Ähnliche Terminologien werden heute unter anderem auch für Gefäßpflanzen (HERMY & STIEPERAERE 1981) oder Totholzkäfer („Urwald relict species“) verwendet (SCHMIDL & BUßLER 2004; MÜLLER et al. 2005).

Zur Veranschaulichung beschreibt ROSE (1993: 90-91) die Situation der Flechten im „Anses Forest“, einem Teil des New Forest in Südengland, in freier Übersetzung folgendermaßen: „Im New Forest zeigen Eichen-Pflanzungen von mehr als 150 Jahren Alter kein Auftreten von Arten des Lobarion mit Ausnahme einiger krustoser Arten. Interessanterweise weist hingegen die älteste Eichenpflanzung des New Forest, South Bentley Wood, der nach einem flächenhaften Einschlag um das Jahr 1700 herum gepflanzt wurde, ein schwaches Eindringen einiger Lobarion-Arten wie *Lobaria pulmonaria* oder *Rinodina isidioides* dort auf, wo sie unmittelbar an den historisch alten Anses Wood angrenzt (hier lebt das Lobarion noch heute). Die Flechtengemeinschaft hat sich demnach um bis zu 200 Meter in den gepflanzten Wald hinein ausbreiten können – nicht sehr weit in annähernd 300 Jahren!“ Von den Flechten des Reiherbachtals wird vor allem Arten wie *Thelotrema lepadinum* oder *Pyrenula nitida* solch geringe Ausbreitungsfähigkeit bescheinigt („Unter den heutigen Umweltbedingungen vermutlich sehr eingeschränkte bis fehlende Wiederansiedlungsfähigkeit an neuen bzw. zwischendurch vernichteten Standorten“; HAUCK 1996: 120, vgl. auch HAUCK 1996: 109). Zwar attestieren HILMO & SÅSTAD (2001) einigen der hier relevanten Arten die Fähigkeit, bei gezielten Transplantationen auch in jungen Wäldern eine Etablierungsfähigkeit zu besitzen, sofern die sonstigen spezifischen, vorkommensbedingenden Umweltparameter realisiert sind. Eine spontane Wiederansiedlung in neu angelegte Laubwaldbestände hinein unterbleibt unter naturnahen Bedingungen jedoch, wenn in unmittelbarer Peripherie keine „Quelle“ für Diasporen dieser Arten existiert. Grundsätzlich war jedoch schon früh klar, dass historisch alte Wälder von herausragender Bedeutung für den speziellen Artenschutz sind (vgl. ANDERSON et al. 2000). Flechten als relativ leicht und kontinuierlich im Jahresverlauf ansprechbare Organismen stehen diesbezüglich stellvertretend für zahlreiche weitere Arten, die nur selten einmal oder nur in bestimmten Entwicklungsphasen eindeutig nachweisbar sind. Genannt seien verschiedene Totholzkäfer, einige Moose oder diverse Pilze (s. u.).

Während in Großbritannien deshalb in der Folge sogar ein Formelapparat zur Ermittlung „ökologischer Kontinuität“ mit Hilfe solcher Flechten entwickelt (ROSE 1974) und seither stetig verfeinert wurde (ROSE 1976, 1992; COPPINS & COPPINS 2002; s. u.), wurden Bindungen bestimmter Blütenpflanzen (ZACHARIAS 1994), manchen Moosen (WULF 1995; VULLMER 2001) sowie einigen Totholzkäfern (MÜLLER et al. 2005) auf dem Festland zunächst eher zögerlich untersucht (vgl. WULF 2004), obwohl es auch hier teilweise bereits seit längerem bekannte Informationen dazu gab (z. B. HORION 1953). Der alternative Versuch jedoch, die in Großbritannien für Blütenpflanzen erstellten Listen unverändert zu übertragen (PETERKEN & GAME 1984), machte rasch deutlich, dass bereits in den Beneluxländern (HERMY &

STIEPERAERE 1981) sowie vor allem in der Bundesrepublik andere Arten entsprechende Bindungen zeigen (WULF 1994, 1997; ZACHARIAS 1994). Gleiches gilt für Flechten (vgl. z. B. ROSE 1976, 1992; DIEDERICH 1991; WIRTH et al. 2009). Dennoch ließ sich fast immer eine zumindest regionale Artenpalette ausmachen, die dieser Definition genügt. Dies entspricht zudem Erfahrungen in Skandinavien (u. a. TIBELL 1992; HOLIEN 1996) oder Nordamerika (SELVA 1994, 1996).

Trotz der allgemeinen Akzeptanz des Konzeptes bei nur gelegentlicher – und allenfalls intensivere Untersuchungen und Vergleiche fordernder – Kritik (NORDÉN & APPELQVIST 2001) wurde für die Flechten der Bundesrepublik Deutschland erst relativ spät versucht, eine Indikator-Palette von „Wald-Flechten“ (SCHMIDT et al. 2011 in Vorbereitung) und „Zeigern historisch alter Wälder“ (WIRTH et al. 2009) aufgrund empirischer Geländedaten und eines „Expert Judgement“ abzugrenzen. Wegen der hierzulande bislang fast ausschließlich auf diesen beiden Arbeiten fußenden und ergo noch mit nur geringen Erfahrungen zu untermauernden Praxis bei der Auswertung flechtenkundlicher Untersuchungen bzw. der Beurteilung ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung fehlen Vergleichsdaten zu den Ergebnissen aus Untersuchungs- und Referenzgebiet (siehe Kapitel 4.9) in der Fachliteratur noch weitgehend.

Erste Interpretationen finden sich bei CEZANNE et al. (2008: 485), die das Arteninventar des gesamten Naturraumes Odenwald in Baden-Württemberg auf „Zeiger für alte Wälder bzw. Bestände mit alten Bäumen“ hin untersuchen. Ohne Angabe einer Bezugsquelle für die hierbei berücksichtigte Artenpalette nennen sie eine Gesamtzahl von 41 gefundenen Flechten und streichen die Tatsache besonders heraus, dass bis zu 19 Arten auf einem MTB-Quadranten⁷ gefunden werden konnten. Im Reiherbachtal tritt die gleiche Artenzahl, gemessen an der bei WIRTH et al. (2009) wiedergegebenen Artenliste, auf deutlich geringerer Fläche auf. Wenig später untersuchten CEZANNE & EICHLER (2009) das Arteninventar des FFH- und Naturschutzgebietes „Kühkopf-Knoblochsaue“ in Hessen. Sie nennen bei einer Gesamtzahl von 173 Arten 12 Flechten, denen sie Indikatorfunktion als Zeiger historisch alter Wälder beimessen. Zum einen aber bewerten sie auch hier Zahl nicht im Vergleich zu anderen, sondern nennen das Gebiet und sein Inventar insgesamt als von „sehr hoher Bedeutung unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten“. Zum anderen sind nur neun dieser Arten auch in den Listen von WIRTH et al. (2009) genannt, drei weitere können nach Meinung von CEZANNE & EICHLER (2009: 47) jedoch ebenfalls zu dieser Gruppe gezählt werden, ohne das allerdings Gründe für diese Einschätzung angegeben werden. Dieselben Autoren haben im Jahr 2008 das Naturwaldreservat „Laangmuer“ in Luxemburg untersucht (EICHLER & CEZANNE 2009) und 183 Arten nachgewiesen, von denen sie vier als Indikatoren historisch alter Wälder ansprechen. Jedoch berufen sie sich dabei auf eine von DIEDERICH (1991) speziell für Luxemburger Verhältnisse zusammengestellte Liste. Sie folgern, dass sich für „das Naturwaldreservat mittels der Flechtenflora keine hinreichenden Indizien für eine historische Kontinuität des Waldstandortes finden lassen“ (a. a. O.: 218). In Deutschland kommen von den sechs von BRADTKA et al. (2010: 57) als „verlässliche Zeiger für alte naturnahe Wälder des Nationalparks Bayerischer Wald sowie des gesamten Bayerisch-

⁷ MTB = Messtischblatt-Quadrant; Viertel einer topografischen Karte im Maßstab 1 : 25.000. Entspricht etwa einer Fläche von 25 km².

Böhmischen Waldes“ bezeichneten Flechten vier auch im Reiherbachtal vor. Die beiden weiteren Arten des Nationalparks sind an montane bis hochmontane Lagen gebunden. Bei ihrer Bewertung greifen diese Autoren allerdings nicht auf die Arbeit von WIRTH et al. (2009) zurück, sondern auf eigene empirische Daten aus dem Nationalpark.

Noch ältere naturschutzfachliche Bewertungsversuche des Vorkommens entsprechender Arten in bestimmten Waldgebieten Deutschlands machen beispielsweise HOMM & DE BRUYN (2000) für den Hasbruch bei Oldenburg, doch beziehen diese Autoren sich damals noch auf die bei ROSE (1976, 1992) für Großbritannien genannten Indikatorarten. Sie listen bei einem Gesamtinventar von 75 Arten sechs Zeiger historisch alter Wälder auf, von denen vier auch im Reiherbachtal vorkommen. Und auch bei ERNST & HANSTEIN (2001) finden sich Interpretationen der aufgenommenen Artenlisten im Blick auf historisch alte Wälder, wobei allerdings die in England (ROSE 1976) und Schweden (ARUP 1997) erarbeiteten Listen zugrunde gelegt wurden. Sie machen für jene fünf ihrer Untersuchungsgebiete, die als historisch alter Wald gelten können, zum einen jedoch erhebliche Unterschiede untereinander aus, für die ihrer Ansicht nach Verinselungseffekte und fortschreitende Verkleinerung der Waldgebiete verantwortlich sind. Zum anderen nennen sie zahlreiche Arten, die in der Bundesliste von WIRTH et al. (2009) nicht als Indikatoren erwähnt werden.

Während im Referenzgebiet am Bärenkopf keine Zeigerarten historisch alter Wälder mit starker Bindung hieran im Sinne von WIRTH et al. (2009) festgestellt wurden, zeigen sich bei der Bewertung der Ergebnisse aus dem Reiherbachtal einige auffällige Besonderheiten, legt man die genannte Arbeit zugrunde. So ist neben dem Vorkommen von acht Arten mit einer „starken Bindung an historisch alte Wälder“ und weiteren elf Arten mit „mäßiger Bindung“ an solche Standorte (Tabelle 4) der hohe Anteil von 22% (n = 41) bundesweit bislang nicht auf eine entsprechende Indikatorfunktion hin untersuchter Arten bemerkenswert. Ferner ist vor allem die breite Palette (n = 128) von mehr als zwei Dritteln aller Arten (68%), denen für die Bundesrepublik keine entsprechende Bedeutung beigemessen wird, auffällig. Denn obwohl in der letztgenannten Gruppe zahlreiche Arten enthalten sind, denen im europäischen Ausland durchaus Bindung an historisch alte Wälder nachgesagt wird (z. B. *Cladonia caespiticia* oder *Usnea florida*, vgl. SMITH et al. 2009; siehe auch COPPINS & COPPINS 2002), gehen die Autoren auf solche Abweichungen nicht ein. Dies muss insofern verwundern, als dass beispielsweise HAUCK (1996) vielen dieser Arten (z. B. *Ochrolechia androgyna*, *Pertusaria leioplaca* etc.) zumindest für Niedersachsen durchaus entsprechende Indikatorfunktion beimisst (s. u.).

Bei der Aufstellung von Listen der Waldarten unter den Flechten bzw. solchen historisch alter Wälder wird im deutschsprachigen Raum ferner entweder eine ausgesprochen weite Definition des Begriffes „Wald“ zugrunde gelegt (SCHMIDT et al. 2003) oder der Terminus „Indikator historisch alter Wälder“ trotz der grundlegenden Arbeiten von PETERKEN & GAME (1984), PETERKEN (1994) bzw. WULF (1994) nicht klar zugewiesen. So beziehen SCHMIDT et al. (2003) alle Arten als Waldarten ein, wenn der von ihnen besiedelte „Wald“ eine mit „mindestens 5 Meter hohen Bäumen bestandene Fläche (ist). Dabei werden mehr oder weniger geschlossene Baumbestände mit ineinander greifenden Baumkronen ebenso zum Wald gezählt wie offene Baumbestände, deren Kronen sich meist nicht berühren, jedoch

mindestens 30% der Fläche überschirmen (z. B. einige Sand- und Moor-Kiefernwälder, Felshang-Trockenwälder, Hutewälder). Bei voller Überschirmung soll die Fläche mindestens der eines Kreises mit dem Radius der maximalen Baumhöhe des Bestandes entsprechen. Ist die Baumschicht-Bedeckung geringer, so vergrößert sich die Mindestfläche umgekehrt proportional zum Überschirmungsgrad. Kahlschläge oder zeitweise verlichtete Flächen sowie Bestände, deren Bäume sich in der Verjüngungsphase befinden oder als nicht ausgewachsener sekundärer Aufwuchs (z. B. Stockausschlag) zeitweise weniger als 5 m Höhe erreichen, werden zum Wald gezählt. Voraussetzung ist, dass die dominierenden Gehölze aufrechte, nicht von der Basis an verzweigten Stämme aufweisen (echte Bäume, keine Sträucher)“. Verkürzt ausgedrückt kann man mit den Autoren auch sagen, dass „der Natürlichkeitsgrad der Wälder dabei nicht berücksichtigt wird, das heißt, eine Unterscheidung zwischen natürlichen bzw. naturnahen Wäldern und naturfernen „Forsten“ wird nicht vorgenommen“ (SCHMIDT et al. 2003). Diese Definition soll aber auch Grundlage für die Abgrenzung der in Vorbereitung befindlichen Liste der „Waldflechten“ Deutschlands sein.

Anders als SCHMIDT et al. (2003) definieren WIRTH et al. (2009) in Anlehnung an PETERKEN (1996) zwar klar, dass unter historisch alter Wald „Wälder auf Waldstandorten, auf denen zumindest über Jahrhunderte Wald gestanden hat“ zu verstehen sei (WIRTH et al. 2009: 104), Sie benennen zum anderen jedoch einerseits Flechtenarten mit einer „starken Bindung an historisch alte Wälder“, andererseits solche mit nur „mäßiger Bindung hieran“, ohne beide Termini inhaltlich deutlich voneinander abzugrenzen. Es kann an dieser Stelle deshalb nur vermutet werden, dass durch die Ko-Autorenschaft regionaler Flechtenkundler an dieser Auswertung bestehende Bindungen in Teilen Deutschlands als „mäßig“ verstanden werden und nur eine von allen Mitarbeitern aus allen Teilen der Bundesrepublik auch in ihrem Bearbeitungsgebiet bestätigte als „starke Bindung“. So kommentiert etwa HAUCK (1996) in Niedersachsen viele Arten mit dem Zusatz „fast ausschließlich in historisch alten Wäldern“ (z. B. *Ochrolechia androgyna*, *Pertusaria leioplaca*), in der bundesweiten Liste wird solchen Arten dann aber allenfalls eine mäßige Bindung zugesprochen oder diese sogar negiert. Spezifische Regionalaspekte fehlen in der „Waldartenliste“ von WIRTH et al. (2009) also bzw. scheinen diese allenfalls bei den Diskussionen um die Abgrenzung der aufzunehmenden Artenpalette eine Rolle gespielt zu haben.

Beide Arbeiten jedoch geben keinen Anhaltspunkt, wie das Vorkommen von Zeigerarten von (historisch alten) Wäldern zu beurteilen ist. Weder wird ein Vorschlag gemacht, die Zahl der ggf. nachgewiesenen Arten in Relation zur Gesamtartenzahl eines Gebietes zu stellen noch wird eine Aussage getroffen, ob und wenn ja: welchen Unterschied es bedeutet, wenn in einem Waldgebiet eine einzige oder zahlreiche der akzeptierten Indikatorarten auftreten. Für die praktische Naturschutzarbeit ist also ausser der Aussage des Fehlens oder Auftretens einer oder mehrerer Arten der jeweiligen Liste von deren Verfassern keine weitere Interpretation vorgesehen – es sei denn auf Grundlage von Vergleichen mit (wie gezeigt derzeit noch spärlichen) Literaturangaben oder aus eigener Erfahrung des Kartierers bzw. Gutachters.

Anders als dieser ergo kaum weiterführende Ansatz der deutschen Literatur war in Großbritannien bereits früh eine erste Formel zur Beurteilung von „ancient woodlands“ mit entsprechenden Flechtenarten entwickelt worden (ROSE 1974, 1976). Dieser „revised index of

ecological continuity“ (RIEC) dient der Interpretation eines festgestellten Arteninventars bezüglich der Frage, ob es sich um einen Wald mit ökologischer Kontinuität im Sinne von PETERKEN & GAME (1984) handelt. Er basiert auf der durch zahlreiche Untersuchungen in weiten Teilen Großbritanniens bestätigten Beobachtung, dass von dort insgesamt 30 benannten Indikatorarten selbst in den „besten“ Wäldern maximal 20 vorkommen (können). Kommen alle vor, entspricht dies einem Maximalwert von 100. Berechnet wird der RIEC mit der Formel:

$$\text{RIEC} = (n / 20) \times 100$$

wobei n die Zahl der Indikatorarten in einem Untersuchungsgebiet ist. Der RIEC gilt mit den in Tabelle 6 genannten Indexgrenzen bislang ausschließlich in Großbritannien.

Tabelle 6: Indexgrenzen des RIEC in Großbritannien und deren Interpretation. Aus: COPPINS & COPPINS 2002, verändert.

RIEC	Interpretation
0-25	kein Hinweis auf ökologische Kontinuität (jüngere Aufforstung mit (standortfremden) Gehölzen, sekundäre (Sukzessions-) Bewaldung nach zwischenzeitlichem Kahlschlag oder Gebüschsukzession
26-45	Hinweise auf (lokal oder kurzfristig unterbrochene) ökologische Kontinuität
46-75	deutliche Hinweise auf längerfristige, kaum unterbrochene ökologische Kontinuität
76-100 (und ggf. mehr beim Vorkommen von mehr als 20 Arten)	klarer Beweis einer nie durch Kahlschläge oder extensive Gebüschsukzessionen unterbrochenen langfristigen ökologischen Kontinuität, allenfalls sind einzelne Bäume selektiv und in größeren zeitlichen Abständen entnommen worden

Allerdings erfordert deren Anwendung einen sorgfältigen Umgang im Blick auf regionale Unterschiede. So können jüngere Laubholz-Pflanzungen im südenglischen New Forest, einem für den Flechtenartenschutz in Europa auch international als herausragend wertvoll anerkannten, alten Hutewaldgebiet RIEC-Werte von 50 erreichen, weil sie von Reservoir-Gebieten erheblich größerer ökologischer Kontinuität umgeben sind, die eine rasche Wiederbesiedlung ermöglichen, und Pflanzungen in den schottischen Highlands aus ähnlichen Gründen von mehr als 60.

Unter Verwendung der bei WIRTH et al. (2009) für die Bundesrepublik gegebenen Artenlisten von Zeigerarten historisch alter Wälder mit einer starken Bindung hieran kann eine analoge Bewertung zumindest für niedersächsische Verhältnisse durchgeführt werden. Zuvor ist jedoch zu beachten, dass von der hiesigen Gesamtartenzahl von 95 Indikatoren historisch alter Wälder zunächst jene zu subtrahieren sind, die im Bundesland als ausgestorben gelten. Sie können einen Wald aktuell nicht mehr als historisch alten Wald charakterisieren, obwohl er zu diesem Typus gehören mag. Für eine Bewertung der heutigen Situation kommen also nur noch rezent vorhandene Sippen in Frage. In einem zweiten Schritt sind von den verbleibenden 36 Arten all jene abzuziehen, von denen (teilweise aus chorologischen Gründen) aus

dem niedersächsischen Hügelland, zu dem der Solling gehört⁸, weder in historischer Zeit noch in der Gegenwart Nachweise bekannt geworden sind. Auch sie können zu einer Beurteilung eines niedersächsischen Waldgebietes in dessen Hügellandteil nicht herangezogen werden. Hierdurch schrumpft die Liste um weitere 17 auf 19 Arten. Durch den Erstnachweis der bei HAUCK & DE BRUYN (2010) respektive WIRTH et al. (2009) noch nicht gelisteten *Sphaerellothecium cinerascens* erhöht sich die Zahl wieder auf 20. Gemeinsam mit jenen Arten, die im niedersächsischen Tiefland und an der Küste des Bundeslandes als Indikatorarten geeignet sind, werden sie in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Aktuell in der jeweiligen Region noch auftretende Flechten-Indikatorarten mit starker Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. (2009) zur Berechnung eines RIEC nach ROSE (1974, 1976) in Niedersachsen, differenziert nach den Regionen des Bundeslandes analog zur aktuellen Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010). Die mit einem Asterisken (*) gekennzeichnete Art wurde vom Verfasser ergänzt.

Art	Region		
	Küste	Tiefland	Hügelland
<i>Anisomeridium ranunculosporum</i>	A	–	–
<i>Arthonia byssacea</i>	–	–	A
<i>Arthonia pruinata</i>	A	A	–
<i>Arthopyrenia carneobrunneola</i>	–	–	A
<i>Biatora efflorescens</i>	–	–	A
<i>Bryoria implexa</i>	–	–	A
<i>Calicium adpersum</i>	–	A	A
<i>Chaenotheca chlorella</i>	A	A	–
<i>Chaenotheca hispidula</i>	A	A	–
<i>Chaenotheca phaeocephala</i>	–	A	–
<i>Chaenothecopsis cinsociata</i>	–	–	A
<i>Cladonia parasitica</i>	–	A	A
<i>Cresponea premnea</i>	–	A	A
<i>Cyphelium inquinans</i>	A	A	–
<i>Enterographa crassa</i>	–	A	–
<i>Enterographa hutchinsiae</i>	–	A	–
<i>Fuscidea cyathoides</i>	–	A	A
<i>Graphis elegans</i>	–	A	–
<i>Gyalecta flotowii</i>	–	A	–
<i>Lecanora sublivescens</i>	–	A	–
<i>Leptogium lichenoides</i>	–	A	A

⁸ Zu Grunde liegt die bei HAUCK & DE BRUYN (2010: 25ff.) gemachte Differenzierung des Bundeslandes in die drei nauräumlichen Regionen Küste, Tiefland und Hügel- und Bergland.

Art	Region		
	Küste	Tiefland	Hügelland
<i>Micarea myriocarpa</i>	–	A	A
<i>Microcalicium disseminatum</i>	–	A	A
<i>Pachyphiale carneola</i>	–	A	–
<i>Peltigera horizontalis</i>	–	–	A
<i>Pertusaria hymenea</i>	–	A	A
<i>Phaeographis inusta</i>	–	A	–
<i>Porina borrieri</i>	–	A	–
<i>Porpidia albocaerulescens</i>	–	–	A
<i>Schismatomma decolorans</i>	A	A	–
<i>Sclerophora pallida</i>	–	–	A
<i>Sphaerellothecium cinerascens</i>	–	–	A*
<i>Sphinctrina turbinata</i>	–	A	A
<i>Thelenella muscorum</i>	–	–	A
<i>Thelopsis rubella</i>	–	A	–
<i>Thelotrema lepadinum</i>	–	A	A
Gesamt	6	25	20

Für die einzelnen Regionen des Bundeslandes ist die Formel zur Berechnung des RIEC also auf die hiesige jeweilige maximale Artenzahl anzupassen. Hierauf aufbauend errechnet sich für das Reiherbachtal ein RIEC von 40. Das Gebiet wäre demnach unter Verwendung der britischen Indexgrenzen als „Wald mit Hinweisen auf ökologische Kontinuität“ zu werten.

Zum Vergleich können aber auf diese Weise auch Literaturangaben von HAUCK (1995a) zur Flechtenflora von sieben Waldgebieten in Niedersachsen bewertet werden. Für die von ihm untersuchten Gebiete „Göhrde / Breeser Grund (Gö), Pretzter Landwehr (Pre), Wirl (Wirl), Oberhaverbecker Holz (Ob), Hainköpen (Hai), Lauenberger Eichenreservat (Lau)“ und „Bramwald / Pflügeberg (Br)“ ergeben sich demnach die in Tabelle 8 angeführten Werte. Hinzu kommen die Untersuchungen von HOMM & DE BRUYN (2000) im Hasbruch (Hasb) bei Oldenburg. Von den hier angegebenen 75 Arten gehören sechs in die von WIRTH et al. (2009) erarbeitete Gruppe der Indikatoren für historisch alte Wälder mit starker Bindung hieran, woraus ein RIEC von 24 folgt. Auch der Hasbruch, ausgewiesene Naturwaldzelle in einem ehemaligen Hutewaldgebiet, gilt als Refugialraum für zahlreiche spezialisierte Arten (NMELF 1999) bzw. als historisch alter Wald, wäre aber unter Verwendung der britischen Indexgrenzen als Wald ohne ökologische Kontinuität anzusprechen. Schließlich können die Angaben von DE BRUYN (2005: 68) aus dem Bentheimer Wald (BW) entsprechend ausgewertet werden. Für dieses von DE BRUYN als „durch ehemalige Hude- und Schneitelwirtschaft geprägte“ bzw. „oft als Urwald bezeichnete“ Gebiet ergeben sich „Hinweise auf ökologische Kontinuität“.

Unter Beachtung der zuvor erfolgten Berechnung des RIEC des Reiherbachtals und der Angaben bei HAUCK (1995a: 66), HOMM & DE BRUYN (2000) und DE BRUYN (2005), die die ausgesprochen reiche epiphytische Flechtenflora der in Tabelle 8 bewerteten Gebiete und, mit Ausnahme des Wirl, deren lange Zeit ununterbrochene Bewaldung betonen, wird klar, dass im Vergleich zu britischen Indexgrenzen in Niedersachsen andere Schwellenwerte gelten müssen. Anderfalls müssten quasi alle Untersuchungsgebiete als Wälder ohne ökologische Kontinuität und lediglich das Reiherbachtal und der Bentheimer Wald als Gebiete, in denen es Hinweise darauf gebe, gewertet werden. Dies stünde jedoch in krassem Widerspruch zu den für das Untersuchungsgebiet in Kapitel 3.8 bzw. von den genannten Autoren für die anderen Waldgebiete recherchierten Angaben.

Tabelle 8: Zahl der Indikatorarten historisch alter Wälder in niedersächsischen Waldgebieten nach HAUCK 1995a, HOMM & DE BRUYN (2000) und DE BRUYN (2005) sowie im Reiherbachtal (hervorgehoben) und am Bärenkopf und der daraus folgende RIEC nach ROSE (1974, 1976), differenziert nach den Regionen des Bundeslandes (H = Hügelland; T = Tiefland) analog zur aktuellen Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010).

	Waldgebiet										
	Rbt	Gö	Pre	Wirl	Ob	Hai	Lau	Br	Hasb	BW	Bkp
Region	H	T	T	T	T	T	H	H	T	T	H
Zahl Indikatorarten	8	3	2	1	1	1	2	0	6	7	0
RIEC	40	12	8	4	4	4	10	0	24	28	0

Da offenkundig also in Niedersachsen, wie die Werte in Tabelle 8 belegen, derzeit selbst Waldgebiete mit einem RIEC von „4“ noch Wälder repräsentieren können, denen ökologische Kontinuität zuzusprechen ist, schlägt der Verfasser bis auf Weiteres die in Tabelle 9 genannten Indexgrenzen zur Bewertung vor. Dies geschieht insbesondere auch unter Beachtung der Definition eines historisch alten Waldes bei WULF (1994) und der Angaben bei HAUCK (1995a) zur Bestandeskontinuität von Wäldern in Großbritannien bei ROSE, die in Abbildung 47 wiedergegeben sind, sowie der Flächengrößen der bewerteten Waldgebiete. So wies ROSE (1976) in seinen bis zu 1 km² großen Untersuchungsflächen in Großbritannien insgesamt bis zu 200 Flechtenarten nach. HAUCK (1995: 59) greift diese Ergebnisse zur Veranschaulichung gerade auch der Bedeutung der Bestandeskontinuität von Wäldern für die Flechtenflora auf. Die in dieser Grafik enthaltenen Mittelwerte der Indizes für Bestandeskontinuität der verschiedenen Waldtypen waren bei der Festlegung der Indexgrenzen in Niedersachsen Orientierungshilfe (siehe Abbildung 47).

Wälder ohne eine der in Tabelle 7 genannten Indikatorarten müssen als solche ohne bzw. mit zwischenzeitlich nachhaltig unterbrochener ökologischer Kontinuität gelten. Die vorgeschlagenen Indexgrenzen sind künftig aber unbedingt durch gezielte Vergleichsuntersuchungen in geeigneten Waldgebieten in Abhängigkeit von Flächengröße und empirischen Daten zu verifizieren. Dabei ist auf das eventuelle Wiederauftreten derzeit als verschollen bewerteter und in Folge davon eine Erweiterung der zu Grunde liegenden Artenlisten zu achten.

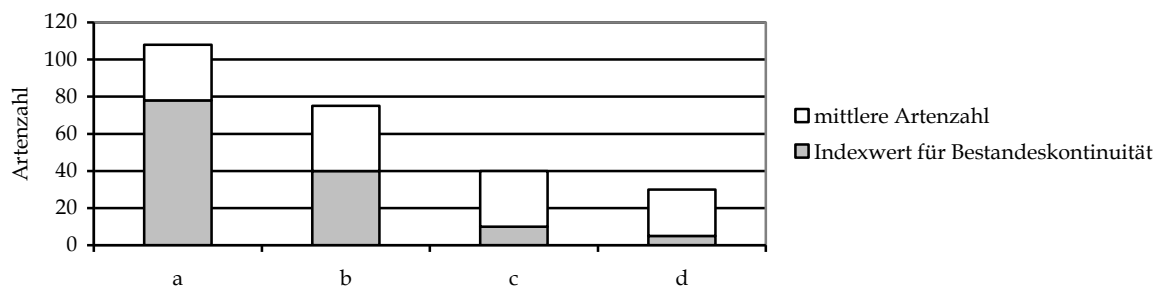


Abbildung 47: Bedeutung der Bestandeskontinuität von Waldflächen für Flechten in Großbritannien nach ROSE (1976). Aus: HAUCK (1995: 59). a = alte Hochwälder, meist seit dem Mittelalter kontinuierlich bewaldet; b = alte Hochwälder, die zwischenzeitlich teils als offenes Weideland (Hutewälder) genutzt wurden und in diesen Bereichen heute durch Sukzession oder Pflanzungen wiederbewaldet sind; c = ältere Wälder, die meist längere Zeit als Mittelwälder o. ä. genutzt wurden; d = Wälder von meist weniger als 200 Jahren Alter, die zwischenzeitlich großflächig kahlgeschlagen waren und wiederaufgeforstet wurden.

Tabelle 9: Vorschlag von Indexgrenzen für einen RIEC im Bundesland Niedersachsen und deren Interpretation.

RIEC	Interpretation
1-10	Wälder mit in den vergangenen 200 Jahren (mehrfach oder einmalig über mehrere Jahre hinweg) unterbrochener ökologischer Kontinuität oder kleinflächige (1-40 ha) Reliktbestände
11-30	Wälder mit mäßiger ökologischer Kontinuität in den vergangenen 200 Jahren mit einzelnen kleinflächigen zwischenzeitlichen Unterbrechungen und von geringer Größe (40-100 ha)
31-50	Wälder mit hoher ökologischer Kontinuität in den vergangenen 200 Jahren und von großflächiger räumlicher Ausdehnung (100-300 ha), nur wenig von eingestreuten Aufforstungen o. ä. durchsetzt
51-100	Wälder mit höchster ökologischer Kontinuität in den vergangenen Jahrhunderten (länger als 200 Jahre!) und >300 ha zusammenhängender Größe, allenfalls kleinstflächige Aufforstungen oder einzelne Fremdgehölze eingestreut, in Niedersachsen wohl nicht mehr vorhanden

Das Fehlen von Zeigerarten am Bärenkopf steht dabei in scheinbarem Widerspruch zu historischen Angaben (vgl. Kapitel 3.8), wonach das Referenzgebiet zweifelsohne als historisch alter Wald anzusprechen sein sollte. Der resultierende RIEC von Null lässt das Gebiet hingegen ohne ökologische Kontinuität erscheinen. Dieser Befund zeigt auf, dass die Interpretation ein diffiziler Prozess sein kann. Zwar entspricht das Gebiet aufgrund der Vorinformationen und in seiner aktuellen Bestockung einem historisch alten Wald, doch war dieser Zustand in der Vergangenheit offenbar mehrfach unterbrochen bzw. ist der Bärenkopf heute innerhalb der umgebenden forstlichen Nutzung zu verinselt und von aktuellen Schadstoffquellen zu sehr beeinträchtigt, als dass sich das dazugehörige Zeigerarteninventar hätte erhalten können. In einer solchen Situation erscheint dem Verfasser zur Verifizierung eine weitergehende Bewertung mittels anderer noch zu entwickelnder Verfahren denkbar. So könnte die von SCHMIDL et al. (2004) vorgestellte Liste von „Urwald-Arten“ xylobionter Käfer in einem mehr oder weniger angepassten Verfahren entsprechende Aussagen er-

möglichen. Eine derartige Neuentwicklung eines Verfahrens bzw. die methodische Anpassung und Übertragung bestehender ist an dieser Stelle jedoch nicht möglich.

Dennoch macht das vorgeschlagene Verfahren die bei WIRTH et al. (2009) erarbeiteten Artenlisten im Sinne der etablierten Methodik von ROSE (1974, 1976) auswertbar und kann dabei problemlos auf andere Bundesländer bzw. geografische Regionen übertragen werden. Ferner ist eine Anpassung der Indexgrenzen bzw. der resultierenden Interpretation auf Grundlage erweiterter oder neuer Kenntnisse jederzeit möglich. Zudem bietet es im Vergleich zu noch nicht verfügbaren Bewertungsverfahren mittels xylobionter Käfer oder Großpilze den Vorteil, ganzjährig und – zumindest durch versierte Fachleute – relativ unproblematisch erfassbare Indikatorarten zu verwenden.

In Großbritannien kam später der so genannte „new index of ecological continuity“ (NIEC) hinzu (ROSE 1992, 1993). Er soll nach COPPINS & COPPINS (2002: 2) den RIEC nicht ersetzen, sondern eine Ergänzung hierzu darstellen. Als breiteres Bewertungsinstrument soll mit seiner Hilfe die Gesamtbedeutung eines Waldgebietes aus naturschutzfachlicher Sicht stellvertretend auch für andere Organismengruppen und Qualitäten mit Hilfe von Flechtenarten ermittelt werden. Da aber eine Bewertung als historisch alter Wald mit der Frage nach seinem Naturschutzwert eng verknüpft sei, nutzt der NIEC nahezu alle Arten des RIEC. Hinzu kommen jedoch zahlreiche sogenannte „Bonus-Species“, die regionale bzw. weitergehende Aspekte, als sie durch die Indikatoren historisch alter Wälder abgedeckt sind, berücksichtigen. Der NIEC ergibt sich dabei schlicht als Summe der Artenzahlen beider Gruppen und verwendet ebenfalls eine – bisher nur für Großbritannien festgelegte – Indexgrenze. Er gilt im Wesentlichen im britischen Tiefland und für laubabwerfende Mischwälder, für andere Wälder und Regionen existieren weitere Bewertungsverfahren, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll (COPPINS & COPPINS 2002). Für Großbritannien werden 70 „Main Species“ und 44 „Bonus Species“ angegeben, bei einem NIEC von >30 ist dem untersuchten Waldgebiet eine hohe Bedeutung für den Naturschutz beizumessen (COPPINS & COPPINS 2002: 13).

Tabelle 10: Vorschlag einer Liste von „Main Species“ und „Bonus Species“ zur Ermittlung des NIEC nach ROSE (1992, 1993) für die verschiedenen Regionen des Landes Niedersachsen nach HAUCK & DE BRUYN (2010). M = Main Species, B = Bonus Species. Hinter dem Artnamen ist in Klammern der landesweite Gefährdungsgrad der Roten Liste (HAUCK & DE BRUYN 2010) angegeben.

Art	Region		
	Küste	Tiefland	Hügelland
<i>Agonimia allobata</i> (R)	–	B	–
<i>Anisomeridium ranunculosporum</i> (2)	M	–	–
<i>Arthonia byssacea</i> (1)	–	–	M
<i>Arthonia cinnabarina</i> (1)	–	B	–
<i>Arthonia pruinata</i> (1)	M	M	–
<i>Arthonia vinosa</i> (2)	–	B	B
<i>Arthopyrenia carneobrunneola</i> (1)	–	–	M

Art	Region		
	Küste	Tiefland	Hügelland
<i>Biatora efflorescens</i> (1)	–	–	M
<i>Bryoria implexa</i> (1)	–	–	M
<i>Calicium adpersum</i> (2)	–	M	M
<i>Caloplaca lucifuga</i> (1)	–	B	–
<i>Chaenotheca chlorella</i> (2)	M	M	–
<i>Chaenotheca furfuracea</i> (1)	–	B	B
<i>Chaenotheca hispidula</i> (1)	M	M	–
<i>Chaenotheca phaeocephala</i> (1)	–	M	–
<i>Chaenotheca stemonea</i> (2)	–	B	B
<i>Chaenotheca trichialis</i> (V)	B	B	B
<i>Chaenothecopsis consociata</i> (R)	–	–	M
<i>Chrysothrix candelaris</i> (1)	B	B	B
<i>Cladonia parasitica</i> (2)	–	M	M
<i>Cresponia premea</i> (2)	–	M	M
<i>Cyphelium inquinans</i> (2)	M	M	–
<i>Enterographa crassa</i> (1)	–	M	–
<i>Enterographa hutchinsiae</i> (2)	–	M	–
<i>Fuscidea cyathoides</i> (1)	–	M	M
<i>Fuscidea lightfootii</i> (1)	–	B	–
<i>Graphis elegans</i> (1)	–	M	–
<i>Gyalecta flotowii</i> (1)	–	M	–
<i>Lecanactis abietina</i> (2)	B	B	B
<i>Lecanora sublivescens</i> (1)	–	M	–
<i>Leptogium lichenoides</i> (V)	–	M	M
<i>Micarea adnata</i> (1)	–	–	B
<i>Micarea myriocarpa</i> (R)	–	M	M
<i>Microcalicium disseminatum</i> (1)	–	M	M
<i>Pachyphiale carneola</i> (1)	–	M	–
<i>Peltigera horizontalis</i> (1)	–	–	M
<i>Pertusaria flavida</i> (2)	–	B	B
<i>Pertusaria hemisphaerica</i> (2)	–	B	B
<i>Pertusaria hymenea</i> (2)	–	M	M
<i>Phaeographis inusta</i> (2)	–	M	–

Art	Region		
	Küste	Tiefland	Hügelland
<i>Porina borreri</i> (1)	–	M	–
<i>Porpidia albocaerulescens</i> (R)	–	–	M
<i>Pyrenula nitida</i> (3)	–	B	B
<i>Pyrenula nitidella</i> (1)	–	B	B
<i>Schismatomma decolorans</i> (3)	M	M	–
<i>Sclerophora pallida</i> (1)	–	–	M
<i>Sphaerellothecium cinerascens</i> (n.b.)	–	–	M*
<i>Sphinctrina turbinata</i> (1)	–	M	M
<i>Thelenella muscorum</i> (1)	–	–	M
<i>Thelopsis rubella</i> (1)	–	M	–
<i>Thelotrema lepadinum</i> (2)	–	M	M
<i>Usnea subfloridana</i> (2)	B	B	B
Gesamt	M = 6 B = 4	M = 25 B = 15	M = 20 B = 12

Auch dieses Verfahren bietet die Möglichkeit einer Anpassung an deutsche bzw. niedersächsische Verhältnisse. Dabei wird unterstellt, dass die von WIRTH et al. (2009) angeführten und von den Autoren selbst nicht differenziert betrachteten „Zeiger historisch alter Wälder mit mäßiger Bindung hieran“ als „Bonus Species“ verwendet werden können, jene mit einer starken Bindung hieran als „Main Species“. Nach Filterung des niedersächsischen Arteninventars mittels derselben Kriterien, die auch für den RIEC angewendet wurden, ergibt sich folgende Liste von „Main Species“ und „Bonus Species“ (Tabelle 10).

Auch bei diesem Verfahren jedoch beruht die Festlegung der Indexgrenze von „30“ in Großbritannien auf empirischen Erfahrungswerten, und auch diese bedarf einer Anpassung an die in Niedersachsen herrschenden Verhältnisse. So ergäbe sich bei einem NIEC von 19 für das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal unter Verwendung der britischen Indexgrenze kein besonderer naturschutzfachlicher Wert. Dieses Ergebnis ließe jedoch außer Acht, dass das Gebiet u. a. für den speziellen Artenschutz ganz im Gegenteil immense Bedeutung hat. Beispielsweise wurden im Rahmen des „Hutewaldprojektes“ insgesamt etwa 3.440 Tier- und Pflanzenarten nachgewiesen, wovon mehr als 580 Arten in Niedersachsen, im niedersächsischen Berg- und Hügelland oder in der Bundesrepublik Deutschland in den jeweiligen Roten Listen geführt werden (vgl. GERKEN et al. 2008: 208ff.)⁹. In Anlehnung an die Relation von aktuell maximal möglicher Gesamtartenzahl zur Summe von „Main Species“ und „Bonus Species“ in Großbritannien (etwa 4 : 1) wird deshalb bis auf weiteres eine Indexgrenze von „10“ für das niedersächsische Tiefland, „8“ für das Hügelland und „3“ für die Region Küste

⁹ Die vom Verfasser und einigen Kollegen nach Abschluß des Projektes noch fortgeschriebenen Artenlisten umfassen aktuell mehr als 3.600 Arten mit mehr als 620 Rote-Liste-Arten.

vorgeschlagen. Damit ist das Reiherbachtal als höchst bedeutsam für den Naturschutz einzustufen.

Diese letztgenannte Anpassung des britischen Schwellenwertes an niedersächsische Verhältnisse macht ein Problem beider zuvor vorgeschlagener Bewertungsverfahren deutlich: eine fachlich notwendige Regionalisierung erfordert auch regionale Indexgrenzen. So kommen in der Region „Küste“ des Landes Niedersachsen aktuell maximal 10 Arten zur Ermittlung des NIEC vor. Eine landesweit pauschale Indexgrenze verbietet sich also, da ansonsten wohl gar kein Wald in dieser Region des Landes als naturschutzfachlich bedeutsam einzustufen wäre. Das mag zwar den heutigen tatsächlichen Verhältnissen entsprechen (vgl. HAUCK & DE BRUYN 2010: 26f.), schließt aber eine Bewertung künftiger Entwicklungen oder Kenntnisse aus. Eine konkrete Regionalisierung kann aufgrund mangelnder Erfahrungen des Verfassers an dieser Stelle jedoch nicht vorgenommen werden. Zum anderen basiert der britische Schwellenwert von „30“, wie auch jene des RIEC, auf dortigen empirischen Erfahrungen und erfordert damit in Niedersachsen bzw. bei einer Anpassung der Methodik in anderen Bundesländern ebensolche als Referenz-Grundlage. Die hier für die niedersächsischen Rote-Liste-Regionen vorgeschlagenen Schwellenwerte für den NIEC wurden jedoch rein mathematisch aus dem Verhältnis von 114 Gesamtarten in Großbritannien zur dortigen Indexgrenze von „30“ festgelegt und provisorisch auf die Gesamtartenzahl der in der jeweiligen Region Niedersachsens möglichen übertragen. Ob eine eventuell hiervon abweichende andersartige Festlegung erfolgen muss, kann vorerst noch nicht beurteilt werden. Schließlich lässt die zu Grunde liegende Verwendung der Artenlisten von WIRTH et al. (2009) bei niedersächsischen Untersuchungen die eingangs angerissene Frage nach den hier nicht berücksichtigten Arten ausser Acht. So wird von diesen Autoren eine Art wie *Usnea florida* nicht auf ihre Eignung als Indikatorart historisch alter Wälder untersucht, sie gilt aber in vielen Ländern Mittel- und Westeuropas durchaus als Indikator hierfür (z. B. COPPINS & COPPINS 2002: 13; SMITH et al. 2009). Sowohl Datengrundlage als auch deren Bewertung bedürfen also einer kontinuierlichen Anpassung nach ausführlicher individueller Diskussion bis zu ihrer Optimierung.

Habitatkontinuität

Den beiden wichtigsten bisherigen bundesdeutschen Arbeiten zu Waldflechten bzw. Flechtenarten historisch alter Wälder (SCHMIDT et al. 2011 in Vorbereitung; WIRTH et al. 2009) fehlt es über die erörterten Defizite hinaus an einer klaren Trennung von Standort und darauf entwickeltem Biotop bzw. Ökosystem. Das bedeutet, dass von „Wäldern“ bzw. „historisch alten Wäldern“ als Ökosystem (bzw. Biotop) gesprochen wird, aber nur bedingt, gleichsam als Rahmenbedingung, vom Standort, auf dem ein solcher Lebensraum entwickelt ist. Auf einem „historisch alten Waldstandort“ jedoch kann aktuell zwar ein historisch alter Wald vorhanden sein, muss es aber nicht. Vielfach nämlich sind auf solchen Standorten heute standortfremde Koniferen- oder andere Nutzholzplantagen entwickelt. Und selbst Laubholzforste auf historisch alten Waldstandorten können, wenn sie zu jung oder aus standortfremden Arten zusammengesetzt sind, vielen spezialisierten Arten keinen Lebensraum bieten. Fehlen innerhalb solcher Bestände zudem flächenhaft eingestreute „Überhälter“, also Altbäume, die aktuell Trägergehölze von Arten mit Bindung an historisch alte Wälder sind, oder unmittelbar angrenzende Reliktbestände, ist absehbar, dass diese Arten in

der nächsten Waldgeneration ausgestorben sein werden. Ein solches „Abreißen der Habitat-tradition“ (WALENTOWSKI & WINTER 2007) ist beim Ziel des Erhalts dieser Arten natürlich unbedingt zu vermeiden (s. u.).

Im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal beispielsweise sind mehrere epiphytische Flechtenarten präsent, die in der Liste von WIRTH et al. (2009) als Indikatoren historisch alter Wälder mit mäßiger Bindung hieran bezeichnet werden. Von ihnen sollte man vermuten, dass sie auch auf Trägergehölze, die zur „natürlichen“ Waldvegetation eines untersuchten Raumes gehören, beschränkt sind. Dennoch können viele von Ihnen auch auf standortfremden Forst- oder Nutzgehölzen auftreten. So wurde die Bartflechte *Usnea subfloridana* vom Verfasser auch schon an Zaunpfählen (aus Eichenholz) oder in Hecken abseits von Wäldern gefunden. Eine weitere Interpretationsmöglichkeit der Artenlisten von WIRTH et al. (2009) könnte entsprechend sein, die Arten mit „starker Bindung an historisch alte Wälder“ als solche, die ausschließlich typisch für „Wälder“ sind, zu werten, jene mit „mäßiger Bindung“ hingegen als solche, die den Standort kennzeichnen, unabhängig von seinem aktuellen Bewuchs. Eine solche Interpretation bedarf jedoch einer breiten statistischen Absicherung, zu der vorliegender Arbeit die Grundlagen fehlen.

Eine strikte Differenzierung von Standort und darauf entwickeltem Ökosystem haben im Blick auf historisch alte Wälder und Hutewälder in Deutschland erstmals GLASER & HAUKE (2004) vorgenommen. Sie erarbeiteten zunächst bundesweite Karten von historisch alten Waldstandorten, also solchen, die der Definition eines „historisch alten Waldstandortes“ als „in der Gegenwart vorhandene Waldstandorte, unabhängig von der Naturnähe und dem Alter ihrer aktuellen Bestockung, die seit ca. 200 Jahren mehr oder weniger kontinuierlich als Waldfläche genutzt werden“, genügen. Dabei dürfen zwischenzeitliche Kahlschläge und Wiederaufforstungen erfolgt und kleinere, jüngere Waldstandorte eingeschlossen sein (a. a. O.: 16). Ihre Auswertung zeigt zunächst, dass in Niedersachsen der Waldanteil an der Gesamtfläche mit 20% deutlich unter dem Bundesdurchschnitt von 29,3% liegt. Hiervon jedoch sind aktuell nur 45,2% auf historisch alten Waldstandorten entwickelt, beim Gros handelt es sich um jüngere Aufforstungen der vergangenen 200 Jahre auf zuvor anderweitig genutzter Flächen (oft Acker-Erstaufforstungen). Von der Teilfläche auf historisch alten Waldstandorten wiederum aber sind nur etwa 45% mit standortheimischen Laubgehölzen bewachsen, mehr als die Hälfte (55%) werden zumindest teilweise, 42% sogar vollständig von Nadelholz-Pflanzungen eingenommen. Damit ist im Bundesland schon rein rechnerisch die Möglichkeit zum Schutz von an entsprechende Wälder gebundenen Flechtenarten nur noch auf knapp einem Fünftel (20,3%) der Landeswaldfläche gegeben.

Festzuhalten ist jedoch zunächst, dass es sich auch bei Laubwäldern aus standortheimischen Gehölzen auf solchen historisch alten Waldstandorten nicht zwangsläufig auch um historisch alte Wälder mit für bestimmte Arten geeigneten Vorkommensbedingungen handeln muss. Vielfach finden sich stattdessen auch im Solling junge Laubholzpflanzungen mit Umtriebszeiten von wenigen Jahrzehnten bis allenfalls 140 Jahren. Für das Vorkommen hochspezialisierter Arten wie bestimmter epiphytischer Flechten oder auch Totholzkäfer (vgl. ANDERSON et al. 2000) jedoch sind zusätzlich (!) alte Baumindividuen (mehr als 200 Jahre) essentiell, die darüber hinaus im Weitstand aufgewachsen sein müssen, um dem

Stamm licht- und wärmereiche Verhältnisse über lange Zeit hinweg zu gewähren. Viele der hier in Rede stehenden Flechtenarten treten unter solchen Bedingungen zusätzlich nur in tiefsten, regengeschützten Borkenrissen entsprechend geeigneter Phorophyten auf – ein weiterer Grund für das meist festzustellende Fehlen dieser Arten in Wäldern mit glattborkigen Baumarten wie der Rotbuche. So nennt HAUCK (1996) für zahlreiche im Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal noch vorkommende Flechtenarten Baumindividuen (in der Regel Eiche) von mindestens 200 Jahren Alter als unabdingbares Substrat (z. B. *Calicium adpersum*, *Chaenotheca stemonea*, *Pertusaria flavida* etc.). Vor diesem Hintergrund betont etwa SCHERZINGER (1996: 121): „Hohes Alter von Bäumen oder Beständen als ein nicht herstellbares Merkmal hat jedenfalls einen hohen Naturschutzwert an sich (KAULE 1986)“. Dies gilt erst Recht, wenn solche alten Baumindividuen oder -bestände wie im Reiherbachtal auf historisch alten Waldstandorten entwickelt sind, weil viele der vorgenannten Arten ausschließlich bei dieser Kombination von Standort, darauf entwickeltem Ökosystem und spezifischen Habitaten auftreten können. Letztere müssen zudem kontinuierlich in erreichbarer Nähe und Menge vorhanden sein, um einen Erhalt der jeweiligen Art zu gewährleisten.

Für viele andere Arten bedarf es stattdessen stehenden, mehr oder weniger besonnten Totholzes, um ein Vorkommen zu gewährleisten. Dieses muss darüber hinaus von einem alten bis sehr alten Baum stammen, also eine gewisse Mindeststärke aufweisen. Erst dann dauern die Zersetzungsprozesse des Holzes lange genug und sind zusätzlich die besonderen mikroklimatischen Voraussetzungen lange genug vor dessen Umstürzen erfüllt, um bestimmten Spezialisten ein Vorkommen zu ermöglichen. Beispielhaft genannt seien die Flechtenarten *Chaenotheca brunneola*, *C. furfuracea*, *Calicium abietinum*, *C. glaucellum* oder *Micarea misella* sowie der Heldbockkäfer *Cerambyx cerdo*. Sie sind aktuell nahezu in ganz Mitteleuropa gefährdet, weil ihre spezifischen Substrate in entsprechender Umgebung weiträumig fehlen. So betont WIRTH (2002: 27) besonders, dass stehendes, starkes Totholz für manche Organismen Existenzbedingung seien, für die weder liegende Stämme noch Astwerk und Reisig Ersatzhabitate bieten können.

Derart spezifische Vorkommensvoraussetzungen sind Beispiele für so genannte Habitatkontinuität, die definitionsgemäß nur für eine konkrete Art bzw. eine Population oder ein Individuum derselben beschrieben werden kann (vgl. DIERBEN 1990). Dennoch wird der Begriff vielfach falsch verwendet, insbesondere im ehrenamtlichen Naturschutz (NABU 2008: 22) und in der Forstwirtschaft, wo ganze „Wälder mit Habitatkontinuität“ zum Schutzziel deklariert werden (WALENTOWSKI & WINTER 2007), ohne dass eine einzige Art benannt wird, auf die dieses Konzept zielt, geschweige denn, dass die Eckdaten der für diese eine (!) Art essentiellen Habitatkontinuität beschrieben würden. Es sei deshalb ausdrücklich betont, dass der Terminus hier in seinem zuvor ausgeführten Sinne als Beschreibung ununterbrochen anhaltender, artspezifischer Umweltbedingungen Verwendung findet.

In Ergänzung zu den beiden zuvor ausgeführten Vorkommensbedingungen lässt sich so eine kummulative Steigerung von Wäldern auf historisch alten Waldstandorten über historisch alte Wälder bis hin zu Wäldern mit Habitatkontinuität für spezielle Arten feststellen. Analog hierzu steigt in der Regel der Gefährdungsgrad der jeweils typischen Arten in den Roten Listen (Abbildung 48; vgl. Tabelle 10).

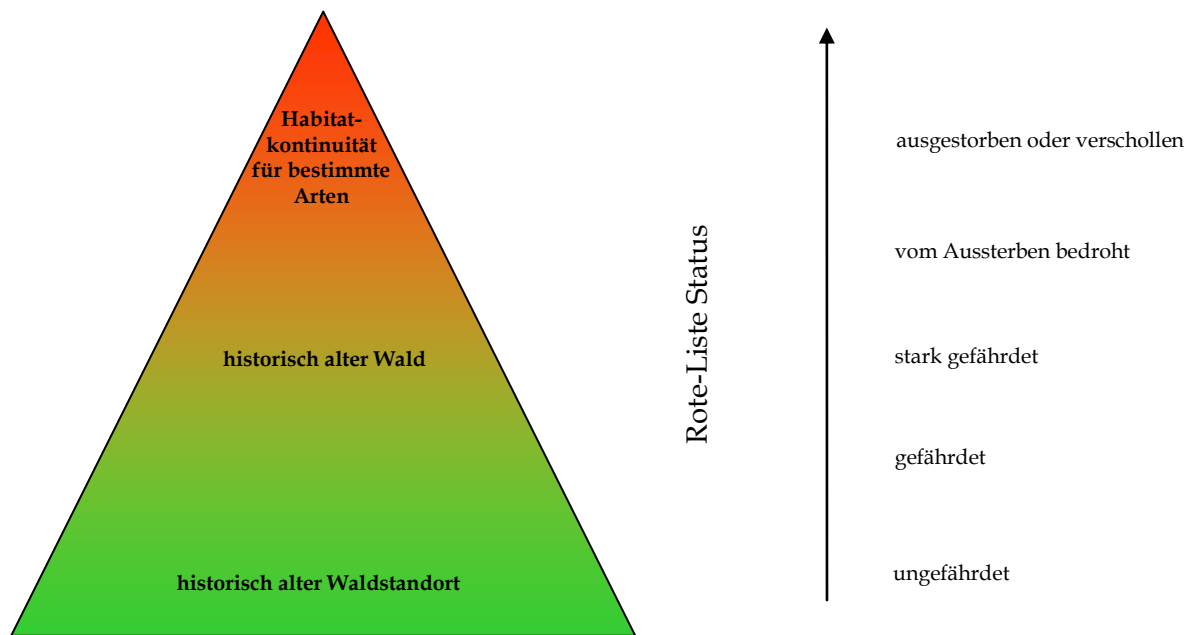


Abbildung 48: Zusammenhang von Standort, darauf aktuell entwickeltem Wald, Habitatkontinuität für spezielle Arten und deren Gefährdungsstatus in den Roten Listen.

Sicher ist, dass es keinen Schutz der vorstehend beispielhaft genannten Arten geben kann, solange diese Bedingungen nicht kontinuierlich und auf ausreichend großer Fläche realisiert sind. Bisherige Konzepte der Forstwirtschaft hierfür reichen nach Ansicht des Verfassers, trotz regionaler Ausnahmen (vgl. die Anmerkungen zur so genannten „dynamischen Standortkonstanz“ in Baden-Württembergischen Bann- und Schonwäldern bei WIRTH (2002: 27) in den meisten Fällen jedoch auch nicht ansatzweise aus (vgl. Kapitel 5.10).

Zur naturschutzfachlichen Bedeutung von Hutewäldern

Bemerkenswerterweise sind die zuvor geschilderten „Ausnahmebedingungen“ besonders häufig in Hutewaldrelikten anzutreffen, also in Wäldern, die zumindest in historischer Zeit zur Waldweide genutzt wurden und deren entsprechende Strukturen (alte, solitäre Bäume oder grasreiche Waldlichtungen etc.) bis heute noch vorhanden sind (vgl. POTT 1991, 1993). Dies muss in sofern überraschen, als dass Hutewälder bzw. die ihre „Entstehung“ bedingende Waldweide aus forstlicher Sicht teilweise bis in die jüngere Vergangenheit als „Geißel des Waldes“ (MAYER 1976) bzw. als Feindbild gelten (vgl. SCHERZINGER 1996: 202 und die dort genannte Literatur), weil der in historischer Zeit (in Deutschland meist vor dem Jahr 1700) und zudem vielfach exzessive Weidetiereinsatz, der vor allem in Landschaften mit besonders armen Böden zu einer starken Übernutzung führte, ein Verschwinden des Waldes zugunsten offener Heiden zur Folge hatte. Dieser „Waldverwüstung“ genannte Prozess ist maßgeblich mit verantwortlich für die etwa um das Jahr 1800 herum einsetzende Trennung von Wald und Weide. Entsprechend enthalten die meisten bundesdeutschen Landesforstgesetze und -richtlinien oft eindeutige Verbote der Waldweide. Gleichwohl sind zumindest alte Hutewälder aus natur- bzw. artenschutzfachlicher Sicht oft immens wertvoll (siehe z. B. HARDING & ROSE 1986; POTT & HÜPPE 1992; HODGETTS 1996; ASSMANN & FALKE 1997; ANDERSON et al. 2000).

Die Bedeutung von Hutewäldern für den Artenschutz von Flechten wurde ebenfalls zunächst von FRANCIS ROSE in England hervorgehoben (ROSE 1976). Zwar konnte er nach HAUCK (1995: 67) belegen, dass auch Hutewaldnutzung „im Vergleich zum ungenutzten, ursprünglichen Hochwald einen negativen Effekt auf die Flechtenflora mit sich bringt“ (siehe Abbildung 47). Allerdings sind im Vergleich hierzu wiederum alle übrigen Wald-ökosysteme in Mitteleuropa noch erheblich stärker an Flechten verarmt.

Im Wissen um diese Bedeutung bilanzieren GLASER & HAUKE (2004) auch Vorkommen und Verbreitung von Hutewaldresten in Deutschland. Zwar stehen solche Bestände heutzutage wegen ihrer besonders ästhetisch wirkenden Baumindividuen und ihrer hohen naturschutzfachlichen Bedeutung für überregional seltene, hochspezialisierte Tier- und Pflanzenarten vielfach (teilweise als so genannte „Urwälder“, vgl. z. B. RAPP 1997) unter Naturschutz (siehe auch POTT & HÜPPE 1992). Dennoch sind nach Einführung der „klassischen“ Forstwirtschaft mit ihrer Trennung von Wald- und Weideflächen – im Solling etwa ab 1850 – bzw. dem damit einhergehenden, fast bundesweiten „Generalverbot“ der Waldweide nach gezielten Umwandlungen derartiger Wälder in den vergangenen Jahrzehnten in ganz Deutschland heute kaum noch 5.500 ha bei einer Mindestgröße von 5 ha verblieben. In Niedersachsen liegt bei einer Gesamtwaldfläche von 1.155.737 ha der Anteil dieser artenschutzfachlich besonders wertvollen historisch alten Eichenwälder und historisch alten Eichen-Hutewälder mit offiziell gemeldeten 703 ha bei weniger als 0,06% der Landeswaldfläche. Im Untersuchungsgebiet werden durch die Landesforstverwaltung derzeit 32 ha am östlichen Papenberg der Kategorie „kulturhistorisch bedeutsamer Wirtschaftswald“ zugeordnet, der Rest gilt als „konventioneller“ Wirtschaftswald (NMELF 1996: 117ff.). Gleichwohl kommen im Reiherbachtal auch ausserhalb dieses Teilgebietes zahlreiche Arten vor, die als Indikatoren historisch alter Wälder gelten (siehe Abbildung 49).

Auffallend bei dieser kartographischen Darstellung der Vorkommen von Zeigerarten historisch alter Wälder nach WIRTH et al. (2009) im Untersuchungsgebiet ist, dass diese, ähnlich wie die Verbreitung der Arten mit oligohemerober Standortbindung (siehe Abbildung 44), geringer Toxitoleranz (siehe Abbildung 45) und KO-Werten $>6,5$ (siehe Abbildung 46) eine Häufung im engeren Bachtal zeigen. Da die Arten der einen Gruppe aber nur teilweise identisch mit jenen der anderen sind, ist die hygri-sche Situation des Tales nicht der alleinige Grund für diese Häufung. Vielmehr ist zu vermuten, dass das Geländere-relief mit den zumindest stellenweise steileren Talwänden bzw. deren schlechten Zugänglichkeit bei einer forstlichen Nutzung hierfür mit verantwortlich sind. Daneben jedoch zeigt sich eine Häufung im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes, die einer differenzierten Betrachtung bedarf. Hier, an der flachen – und damit einer forstlichen Nutzung gut zugänglichen – Südost- und Ostabdachung des Papenberges, herrschen zwar teilweise historisch alte Wälder vor, teilweise jedoch handelt es sich aber um erst knapp 20 bis 30 Jahre alte, noch recht dichte Pflanzungen junger Eichen. Bei den südlich des Hauptweges gehäuft festzustellenden Vorkommen von Zeigerarten historisch alter Wälder ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich dabei durchweg nur um eine Art, *Cladonia parasitica*, handelt. Diese hat zwar eine deutliche Bindung an historisch alte Wälder, um die es sich bei den jungen Eichenpflanzungen zumindest nicht ad hoc erkennbar handelt. Sie zeigt innerhalb dieser Lebensräume

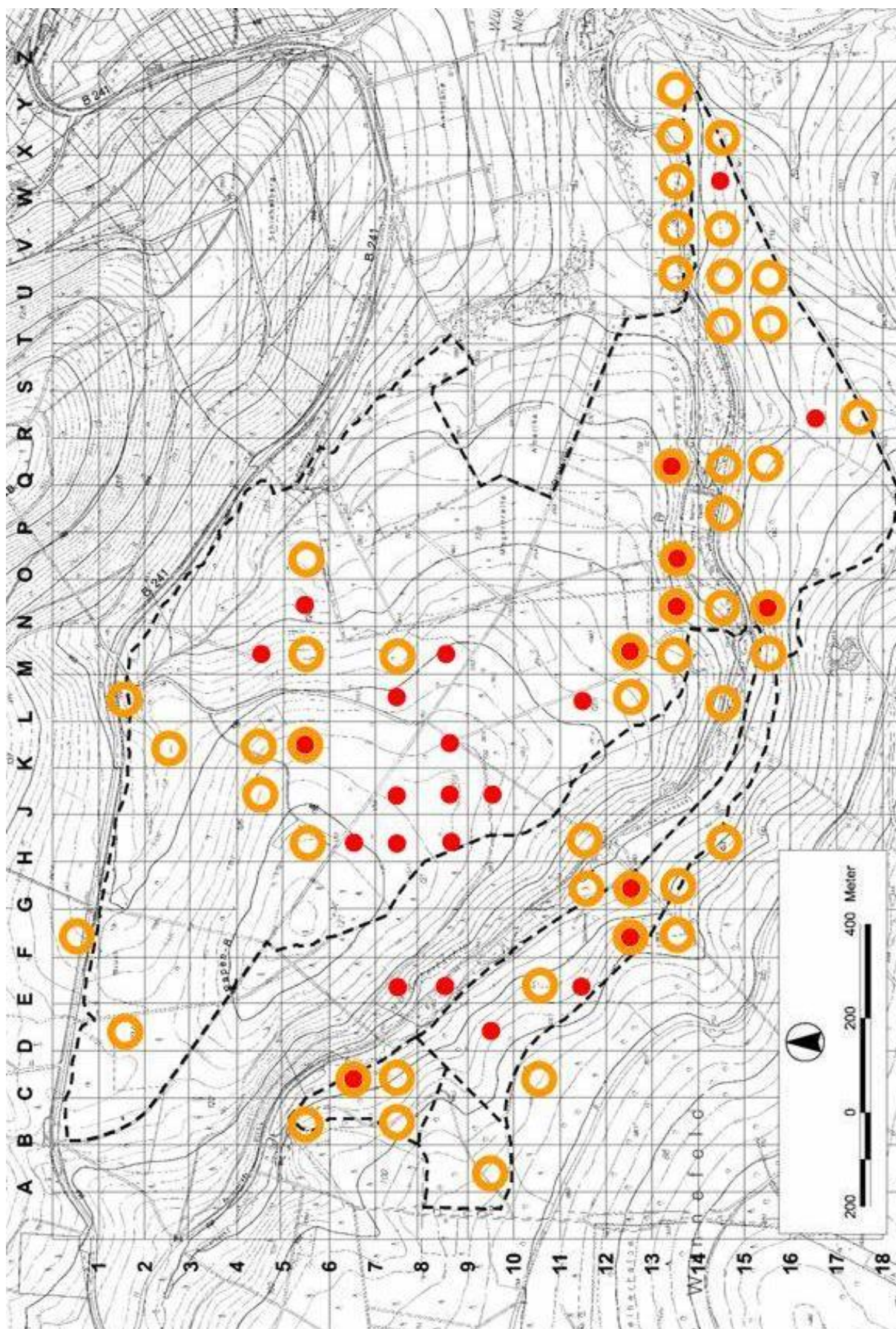


Abbildung 49: Verbreitung von Flechtenarten mit starker (roter Kreis) und mäßiger (orangefarbener Ring) Bindung an historisch alte Wälder nach WIRTH et al. (2009). Deutlich ist neben einer Konzentration auf das enge Bachtal auch eine Häufung am südöstlichen und östlichen Papenberg erkennbar.

jedoch eine deutliche Bindung an die Baumstümpfe alter Eichen, die sich nach etwa 20-40 Jahren in einem zähmorschen Verrottungsstadium befinden. Diese sind „unter“ den jungen Bäumen zahlreich vorhanden, die gepflanzten Eichen also offenkundig an Stelle der hier ehemals vorhandenen Altbäume gesetzt worden. Der auf *Cladonia parasitica* wirtsspezifisch auftretende parasitäre Pilz *Sphaerellothecium cinersacens*, der bundesweit bislang ausschließlich hier gefunden wurde, hat entsprechend zweifelsohne zwar ebenfalls eine Bindung an historisch alte Wälder, wurde jedoch von WIRTH et al. (2009) nicht entsprechend untersucht. Festzuhalten ist immerhin, dass das Vorkommen von Arten historisch alter Wälder zumindest für einen gewissen Zeitraum auch nach Änderung der Nutzung bzw. Bestockung in Biotopen möglich ist, die nicht unmittelbar erkennbar einer solchen Definition genügen.

5.10 Naturschutzfachliche Anforderungen

Aus den im Rahmen des Projektes bekannt gewordenen Artenzahlen der Flechten und lichenicolen Pilze in einer im gesamten Naturraum nie zuvor bekannten Höhe könnte unter anderem gefolgert werden, die bisherige forstliche Bewirtschaftung, namentlich des 20. Jahrhunderts, hätte neben weiteren (teils unbekannt) Faktoren einen positiven Einfluss auf die (epiphytische) Flechtenflora des Projektgebietes gehabt und sollte deshalb fortgesetzt werden wie bisher. Eine solche Annahme stünde jedoch im Gegensatz zu überregionalen Befunden der Fachliteratur. Bundesweit etwa nennen WIRTH et al. (1996: 363) die Rolle der forstwirtschaftlichen Nutzung von Wäldern für Flechten mit den Schlagworten „Kahlschlag, Monokultur, Mangel an alten Bäumen“ als „nur andeutungsweise, aber nicht angemessen“ beschrieben. Später beklagt beispielsweise BRADTKA (2006) einen massiven Rückgang epiphytischer Flechten im bayerischen Wirtschaftswald konventioneller Nutzung und fordert eine Erhöhung der Strukturvielfalt, namentlich das Belassen stehenden Totholzes sowie das Zulassen von Zerfallsphasen insbesondere alter Solitärbäume als Schutzmaßnahme. In diesem Sinne äußert sich auch BRACKEL (2006). In der Schweiz wird, trotz des dort bereits seit 1876 bestehenden, rigiden Kahlschlagverbots für die Forstwirtschaft, ebenfalls die rationalisierte und nach ökonomischen Gesichtspunkten optimierte forstliche Nutzung als Hauptgefährdungsursache vieler epiphytischer Flechten ausgemacht (BUWAL 2002: 23).

Auch aus Niedersachsen lassen sich eher gegenteilige Befunde aufzeigen. MUHLE (1977) beispielsweise betont, dass die mittlerweile verschwundenen, im 18. und 19. Jahrhundert noch weit verbreiteten, anspruchsvollen „... Epiphyten hauptsächlich in überalterten Beständen gehäuft vor(kamen). Mit dem Einsetzen der geregelten Forstwirtschaft wurden diese Bestandesstrukturen immer seltener und so auch die Nachwanderungswege der Flechten länger“ (a. a. O.: 56-57). SCHNEIDER (1984: 50) bescheinigt wenig später der niedersächsischen Forstwirtschaft im Blick auf den Schutz epiphytischer Flechten „rein ökonomisch ausgerichtete Gedankengänge ... der letzten Jahrzehnte“. Schließlich benennt HAUCK (1996) eine Fülle von Arten - insbesondere Epiphyten - die ausschließlich durch strikte Auflagen zur künftigen forstlichen Nutzung zu erhalten sein werden. Vorrangig fordert er für Niedersachsen einen Verzicht auf forstwirtschaftliche Nutzung von Beständen, in denen besonders seltene Arten wie *Thelotrema lepadinum*, *Pyrenula nitidella* oder *Opegrapha ochrocheila* vorkommen. Schon zuvor hatte er angemahnt, „mit einer überdurchschnittlich reichen Flechtenflora ausgestattete Gebiete aus der forstwirtschaftlichen Nutzung zu nehmen“ (HAUCK 1995b: 95).

Zu folgern ist also vielmehr, dass es sich beim Projektgebiet Reiherbachtal um ein unter heutigen Bedingungen und vor dem Hintergrund der Entwicklung der vergangenen 200 Jahre im Naturraum und weit darüber hinaus herausragend artenreiches Flechtenwuchsgebiet handelt, das nicht wegen, sondern trotz der veränderten Forstwirtschaft eine Fülle ungewöhnlicher Arten bewahren konnte. Ursächlich hierfür dürfte zum einen die besondere räumliche Lage des Tales nahezu rechtwinklig zur vorherrschenden Windrichtung sein, wodurch eventuell einströmende Schadstoffe wenig Gelegenheit zur Akkumulation auf Oberflächen finden und gleichzeitig ein luftfeuchtes und mildes Klima gefördert wird. Zum anderen spielt die Historie der vergangenen 200 Jahre, die durch den Erhalt der seinerzeit als Hutewald gezielt gepflanzten Eichenbestände auf historisch altem Waldstandort gegen alle wirtschaftlichen Interessen durch ortsansässige Förster geprägt ist, eine entscheidende Rolle. Hierdurch wurden besonders auch einige sehr alte Baumindividuen und starkes stehendes Totholz als Substrat für hochspezialisierte Arten erhalten bzw. kontinuierlich neu entwickelt. Vor allem im Blick auf eine naturschutzfachlich angemessene Bewertung bedarf es also einer in höchstem Maße individuellen Beurteilung der naturräumlichen und historischen Situation und einer an den naturschutzfachlichen Ergebnissen orientierten sensiblen Behandlung, in vorliegendem Falle namentlich vor allem durch die Forstwirtschaft.

Allgemeine Anforderungen an den Flechtenartenschutz in Niedersachsen haben unlängst HAUCK & DE BRUYN (2010: 74) formuliert. Im Blick auf epiphytische Arten der Buchenwälder und bodensauren Eichenmischwälder betonen sie etwa, dass es sich bei den für Flechten besonders wertvollen Beständen oft um Reste ehemaliger Hutewälder handelt. Diese zu schützen sei eine zentrale Forderung. Hierzu gehöre unter anderem der Erhalt eines möglichst hohen Anteils von Bäumen in der Alters- und Zerfallsphase. Entsprechend äußern sich auch CEZANNE et al. (2008: 486) für den Odenwald und fordern eine Förderung naturnaher Waldbewirtschaftung sowie der Eiche und der Hainbuche als wichtigen Trägerbäumen.

Zusätzlich folgen aus dem Status des Untersuchungsgebietes als Natura 2000-Gebiet jedoch einige wesentliche spezifische naturschutzfachliche Anforderungen an die künftige forstliche Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes im Reiherbachtal. So ist eine forstliche Nutzung zunächst zwar weiterhin erlaubt, allerdings nur, solange sie den Zielen der FFH- und Vogelschutzrichtlinie nicht widerspricht (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003: 32ff.). Zu deren grundsätzlichen Zielen gehört der Schutz der wertgebenden Arten und Lebensraumtypen, wobei sich deren Erhaltungszustand nach Art. 6 Abs. 2 der FFH-RL nicht verschlechtern darf¹⁰. Dabei sind u.a. „Störungen von Arten, für die die Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich im Hinblick auf die Ziele dieser Richtlinie erheblich auswirken könnten“. Die Formulierung als Konjunktiv impliziert, dass der forensisch gesicherte Beweis, dass es zu einer Verschlechterung kommen wird, nicht zu erbringen ist. Der Verdacht genügt (siehe u. a. GELLERMANN 2004; SOBOTTA 2007). Im Zweifelsfalle ist selbst vor einem kleinflächigen und singulären Holzeinschlag eine FFH-Veträglichkeitsprüfung durchzuführen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003). Jede (!) künftige Forstwirtschaft im Reiherbachtal muss sich an diese Vorgaben halten.

¹⁰ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992; Amtsblatt der Europäischen Union L 206 vom 22.7.1992, S. 7

Im Falle des FFH- und SPA-Gebietes „Wälder im südlichen Solling“, zu dem das Untersuchungsgebiet im Reiherbachtal mit Ausnahme der nordöstlichen Offenlandbereiche und der eingestreuten Nadelholz-Plantagen gehört, sind u. a. die Vorkommen insbesondere von Mittelspecht (*Dendrocopos medius*), Eremit (*Osmoderma eremita*), Veilchenblauem Wurzelhalsschnellkäfer (*Limoniscus violaceus*) und Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) ausweisungs begründend gewesen. Für diese Arten ist vor allem das kontinuierliche Vorhandensein alter, lebender (!) Bäume mit im Kronenraum ebenso wie im Unterstammbereich vorhandenem (für *L. violaceus* sogar bis in den Wurzelraum reichendem) Totholz bzw. Mulmhöhlen unabdingbar (HELDINGEN et al. 1996; siehe auch PETERSEN et al. 2003 und die dort genannte Literatur). Der Veilchenblaue Wurzelhalsschnellkäfer benötigt als kaum mobiles so genanntes „Urwaldrelikt“ ferner kontinuierlich alte Habitatbäume. Für adulte Hirschkäfer ist das Vorkommen von Saftflußstellen am Stamm älterer Eichen erforderlich. Ähnliche Anforderungen stellen der Erhalt von Bechstein-Fledermaus (*Myotis bechsteinii*; siehe PETERSEN et al. 2004 und die dort genannte Literatur) und Mittelspecht (*Dendrocopos medius*; siehe BAUER et al. 2005: 791ff.). Ein vollständiger Waldumbau von der Eiche zur Rotbuche verbietet sich damit ebenso wie flächenhafte „Verjüngungen“, in deren Vorfeld vorhandene – und evtl. besiedelte – Altbäume gefällt und durch Jungpflanzen ersetzt werden.

Hinzu kommt die Anwendbarkeit des sogenannten LÖWE-Erlasses (Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten) des Landesministeriums für den ländlichen Raum¹¹. Er sieht u. a. unter Punkt 2.6 vor, dass „Wald alt und soweit möglich einzelstamm- oder gruppenweise nach Hiebsreife genutzt werden soll (Zielstärkenutzung).“ Ferner wird unter Pkt. 2.7 „die Erhaltung alter Bäume“ gefordert, um „Lebensraum für Tiere und Pflanzen der Alterungs- und Zerfallsphase des Waldes zu sichern (Baumhöhlenbewohner, Insekten, Pilze, Moose, Flechten u. a. m.)“. Darüber hinaus betont der Erlass die Verpflichtung zur „Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen gem. Anh. I FFH-Richtlinie bzw. der Arten gem. der Anhänge von FFH- und Vogelschutz-Richtlinie als ein bestimmendes Ziel forstlichen Handelns“ (a. a. O.: Pkt. 2.1 lit. b).

Schließlich ist den Anforderungen weiterer naturschutzfachlicher Maßgaben zu entsprechen. Zu erwähnen ist insbesondere die Bundesartenschutzverordnung, die zahlreichen Laubflechten insbesondere der ehemaligen Sammelgattung *Parmelia* und den Arten der Gattung *Usnea* besonderen Schutz beimisst. Demnach ist es verboten, „wildlebende Pflanzen der besonders geschützten Arten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, sie oder ihre Standorte zu beschädigen oder zu zerstören“ (§ 44 Abs. 1 Nr. 4; vgl. THEUNERT 2008). Praktisch zwar hat diese Regelung kaum naturschutzfachliche Bedeutung, da forstliche Eingriffe, die der „guten fachlichen Praxis“ entsprechen, in § 44 Abs. 2 Nr. 4 von diesem Verbot ausgenommen werden. Allerdings fordert der LÖWE-Erlass, „Wälder, in denen besonders und streng geschützte Tier- und Pflanzenarten nachgewiesen sind, im Rahmen einer dynamischen ökologischen Waldentwicklung so zu gestalten, dass die Lebensräume dieser Arten erhalten und entwickelt werden“ (Pkt. 2.7 lit. i). Die im Reiherbachtal nachge-

¹¹ Runderlass des Niedersächsischen Ministeriums für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 20.03.2007 – 405-64210-56.1 (VORIS 79 100)

wiesenen besonders geschützten Arten der Bundesartenschutzverordnung sind in Tabelle 11 aufgeführt. Etwa die Hälfte von ihnen ist sowohl landes- als auch bundesweit gefährdet.

Tabelle 11: Besonders geschützte Flechtenarten gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG im Untersuchungsgebiet Reiherbachtal und ihre Gefährdung laut Roter Liste des Landes Niedersachsen (HAUCK & DE BRUYN 2010) und der Bundesrepublik Deutschland (WIRTH et al. 2011).

Art	RL Nds.	RL BRD	Art	RL Nds.	RL BRD
<i>Bryoria fuscescens</i>	2	3	<i>Punctelia jeckeri</i>	V	*
<i>Cladonia rangiferina</i>	1	2	<i>Ramalina farinacea</i>	*	*
<i>Evernia prunastri</i>	*	*	<i>Tuckermanopsis chlorophylla</i>	3	*
<i>Melanelixia fuliginosa</i>	*	*	<i>Usnea dayspoga</i>	2	3
<i>Melanelixia subaurifera</i>	*	*	<i>Usnea florida</i>	1	2
<i>Melanohalea exasperatula</i>	*	*	<i>Usnea hirta</i>	2	*
<i>Parmelia saxatilis</i>	*	D	<i>Usnea subfloridana</i>	2	3
<i>Parmelia sulcata</i>	*	*	<i>Vulpicida pinastri</i>	3	V

Gängige forstliche Praxis zum Schutz speziell alt- und totholzbewohnender Organismen in Niedersachsen ist stattdessen die Markierung lediglich einzelner so genannter „Habitatbäume“. Der LÖWE-Erlass sieht unter Punkt 2.7 beispielsweise vor, im Landeswald ein „Netz“ solcher Bäume, die möglichst in Kleinflächen- bis Gruppengröße auszuwählen seien, zu schaffen. Habitatbäume seien vor allem Horstbäume (z. B. für Großvögel) und Höhlenbäume, aber auch sonstige für den Artenschutz bedeutsame Bäume, daneben auch stehendes starkes Totholz ab 30-50 cm Brusthöhendurchmesser, die rechtzeitig auszuwählen und bis zum maximalen Alter erhalten werden sollen. So könnten mittel- bis langfristig wertvolle Habitatbäume entstehen. Hierfür sollen durchschnittlich mindestens fünf (!) Habitatbäume pro Hektar vorhanden sein und in die nächste Waldgeneration überführt werden. Von einer „Gestaltung“ ganzer Wälder „im Rahmen einer dynamischen ökologischen Waldentwicklung“ bzw. der Schaffung eines „Netzes“ von Habitatbäumen ist man damit aber schon rein quantitativ weit entfernt.

Das Konzept lässt zusätzlich jedoch einige wesentliche ökologische Aspekte, die das Vorkommen spezieller Nutzer solcher Baumindividuen erst bedingen, außer Acht. So wurden während des Untersuchungszeitraumes im Reiherbachtal verschiedentlich Bäume mit reichem Besatz seltener Epiphyten beobachtet, in deren unmittelbarer Umgebung nahezu gleichalte Gehölzindividuen derselben Art wuchsen und die aber frei von diesen Arten waren (siehe Abbildung 50). Ähnliche Beobachtungen machten im Rahmen des Projektes auch die Bearbeiter anderer Organismengruppen (siehe GERKEN et al. 2008). Zu folgern ist also zunächst, dass eine zuverlässige Prognose darüber, welcher Einzelbaum in den nächsten Jahrzehnten Phorophyt schutzbedürftiger Taxa sein wird, unmöglich ist.

Eine feste Zahl von Baumindividuen pro Flächeneinheit für diesen Zweck planerisch vorzusehen, selbst, wenn diese Bäume potentiell für eine Besiedlung mit entsprechenden Arten geeignet scheinen, ist daher sinnlos. Zudem ist unter Verweis auf die Ausbreitungsträgheit

einiger Flechten bei ROSE (vgl. Kapitel 5.9) festzuhalten, dass das Habitatbaumkonzept des LÖWE-Erlasses im ungünstigsten Fall eine Distanz von über 100 Metern von einem durch eine spezielle Art besiedelten Baum zum nächsten zur Folge haben kann. Allein diese Distanz jedoch reicht schon aus, viele der entsprechend anspruchsvollen Arten spätestens mittelfristig aussterben zu lassen. Durch eventuelle Aufforstungen mit jüngeren, für spezifische Arten noch zu jungen und damit für eine Besiedlung ungeeigneten Gehölzen der Bereiche dazwischen – selbst, wenn es sich um standortheimische Baumarten handelt – wird dieser Effekt noch verschärft bzw. beschleunigt. Betroffen hiervon sind im Untersuchungsgebiet neben speziellen Flechten wie *Calicium adpersum* oder *Thelotrema lepadinum* beispielsweise auch bestimmte Moose wie *Frullania fragilifolia*, *Odontoschisma denudatum* oder *Zygodon viridissimus* var. *vulgaris*, Totholzkäfer wie *Limoniscus violaceus* oder Großpilze wie *Xylobolus frustulatus*, *Dendrothele alliacea* oder *Grifola frondosa*.



Abbildung 50: Zwei Hainbuchen (*Carpinus betulus*) im Reiherbachtal. Während das linke Exemplar dicht mit verschiedenen seltenen Krustenflechten besetzt ist (unter anderem mit *Opegrapha vulgata*, *Pertusaria pertusa*, *P. hymenea* und *P. leioplaca*), ist das rechte, nur etwa 1 m entfernt stehende Individuum frei davon. Das Bild belegt, dass Prognosen darüber, welches Gehölzindividuum künftig Habitatbaum für spezifische Folgenutzer sein wird, unmöglich sind.

Im Blick auf die Häufung der Vorkommen hygriisch-klimatisch anspruchsvoller Arten im engeren Bachtal und am Papenberg, wo zugleich auch die Vorkommensschwerpunkte der toxisensiblen und oligohemerob verbreiteten Arten sowie der Indikatoren historisch alter Wälder liegen, ist eine Sicherung der hiesigen Alteichenbestände als Reservoir hochseltener Flechten vorrangig. Eine Umwandlung der an den südexponierten Hängen des Tales bis vor kurzem entwickelten Fichtenforste, die bei dem Orkan „Kyrill“ im Januar 2007 ohnehin großflächig vernichtet wurden, in lichte Eichenpflanzungen ist hierbei vor allem deshalb

unverzichtbar, weil das Ausbreitungsvermögen dieser Arten gering ist, das Bachtal offenbar optimale Voraussetzungen für sie bietet und in der Gegenwart hier gepflanzte Eichen in 200 Jahren Lebensraum für sie bieten können. Ähnliches gilt für erforderliche Verjüngungsmaßnahmen in den Beständen am Papenberg.

Die forstliche Praxis aber nimmt auf die zuvor geschilderte Habitatkontinuität für spezielle Organismen als Vorkommens-Voraussetzung zusätzlich durch die alltägliche Anwendung etablierter weiterer forstlicher Maßnahmen nicht konsequent Rücksicht. Im Untersuchungsgebiet wurde beispielsweise in der Schlussphase der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen im Januar 2006 ein größerer Kahlschlag im Süden vorgenommen, um eine angeblich notwendige Verjüngung der hiesigen Eichenbestände durchzuführen. Während die eingeschlagenen Alteichen, die, seinerzeit im 9 x 9 Meter-Verband gepflanzt und also maximal zu 120 Exemplaren pro Hektar vorhanden, gewinnbringend vermarktet wurden, erfolgte die anschließende Neupflanzung mit jungen Eichen in einer nach Auskunft des zuständigen Forstamtes ausgesprochen geringen Dichte von etwa 4.000 Pflanzen pro Hektar. Dabei wurde zugleich ein Vorkommen der in Niedersachsen stark gefährdeten epiphytischen Krustenflechte *Lecanactis abietina* sowie zahlreiche Trägerbäume der in Tabelle 11 genannten besonders geschützten Flechtenarten vernichtet. Derartige Verjüngungsmaßnahmen durch flächige Kahlschläge mit anschließender Neupflanzung sind selbst in Natura 2000-Gebieten mit hochspezifischen Schutzziele wie im Reiherbachtal offenbar probates Mittel zumindest zur Eichenverjüngung. Sie können jedoch, wie gezeigt, den Verlust der wertgebenden Arten nicht nur nicht verhindern, sondern beschleunigen ihn vielfach noch. Fatalerweise werden solche Maßnahmen von den zuständigen Forstbehörden bzw. -ämtern als „Erhalt der Habitatkontinuität“ missverstanden. De Facto jedoch stellen sie bestenfalls eine Anbaukontinuität der jeweiligen Baumart dar.

Zur Rechtfertigung für solch immer noch alltägliches forstliches Vorgehen muss für gewöhnlich die angeblich fehlende Fähigkeit der Eiche zur Naturverjüngung in Mitteleuropa erhalten. Sie gelingt nach LÜPKE & HAUSKELLER-BULLERJAHN (1999) nur, wenn keine Verjüngung von Schattbaumarten wie der Rotbuche vorhanden ist und der Altbestand im Vollmastjahr stark aufgelichtet wird. Demnach muss zuvor ein flächenhaftes „Abräumen“ der für die Verjüngung vorgesehen Fläche (mit Ausnahme der benötigten Mastbäume) erfolgen. Speziell im Solling wird zur Begründung dieses Vorgehens meist auf eine bereits im Jahre 1902 erfolgte Publikation von LAMPRECHT (1902) verwiesen, der allerdings nur die Notwendigkeit eines lichten, gehölzarmen Umfeldes bei der Eichenverjüngung betont. Vorherige flächenhafte Auflichtungen sind demnach nicht zwingende Voraussetzung, wenn die hierfür vorgesehenen Flächen beispielsweise durch Beweidung mit lichten Heidekrautbeständen bewachsen sind. In neuerer Literatur hingegen wird klar herausgestellt, dass Einzelbaumwirtschaft und Eichenverjüngung einander nicht ausschließen (STAHL-STREIT 2004), Eichenverjüngung vielfach in erheblich größeren zeitlichen Intervallen als bei anderen Waldbaumarten und zudem eher mosaikhaft erfolgt (MOUNTFORD et al. 1999), insbesondere in halboffenen Wäldern nach dem von VERA (2000) beschriebenen Schema der Erstetablierung junger Eichen in dornenbewehrten Großsträuchern, wo sie dem Verbiss von Tieren entzogen sind, stattfindet und namentlich in FFH-Gebieten vor allem aus Natur- und Artenschutzgründen in dieser Weise erfolgen sollte (JEDICKE & HAKES 2005). Vor dem Hintergrund des

Status des Reiherbachtals als Natura 2000-Gebiet und namentlich der Verpflichtung zur Einhaltung des LÖWE-Erlasses, der ohnehin in „lichten Wirtschaftswäldern mit Habitatkontinuität“ zur Eichenverjüngung eine plenterartige Einzelbaumnutzung und nachfolgende Heisterpflanzung zur Verjüngung empfiehlt, ist eine sofortige Abkehr von den eingangs geschilderten „probaten“ Maßnahmen zur Eichenverjüngung, erst Recht jedoch von der Förderung der Rotbuche als „natürlicher Hauptbaumart im Solling“ zu Lasten der Eiche, obligatorisch.

Zu beachten ist ferner, dass WIEGLEB & WAGNER (2011) im Blick auf das seit dem 14. November 2011 geltende deutsche Umweltschadengesetz (USchadG) von der Möglichkeit eines „Biodiversitätsschadens durch Unterlassung“ sogar durch die zuständigen Naturschutz- oder Forstbehörden als beruflich Tätige ausgehen. Dies würde bedeuten, dass alle Maßnahmen, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung eines der Schutzgüter des Gesetzes (vgl. KRAWCZYNSKI et al. 2009) führen, zu restituieren sind. In einem FFH- und SPA-Gebiet ist diese Gefahr naturgemäß besonders groß. Ein vorheriger Abgleich JEDER künftigen forstlichen Maßnahme im Gebiet mit den zuvor aufgezeigten naturschutzrechtlichen Rahmenbedingungen und im Blick auf diese besondere Situation ist damit unverzichtbar.

Die komplexen Rahmenbedingungen, die für den Erhalt vieler jener Arten mit derart ungewöhnlichen ökologischen Profilen erforderlich sind, wie sie in vorliegender Arbeit aufgezeigt wurden, sind also – verkürzt zusammengefasst – das permanente Vorhandensein potentieller Phorophyten in sämtlichen Alters-, Reife- und Zersetzungsstadien in ausreichend großer flächenhafter Ausdehnung und bei möglichst lichtreichem Weitstand. Solche Bedingungen bestehen, wie gesehen, heutzutage nur noch an äußerst wenigen Orten in Mitteleuropa. Sind sie aktuell überhaupt noch irgendwo anzutreffen, ist der sofortige vollständige, nachhaltige und von resentimentbestimmten Begleitdiskussionen freigehaltene Schutz im Blick einzig auf die wertgebenden Arten und Lebensräume bzw. die ihr Vorkommen bedingenden Prozesse, Strukturen und Qualitäten absolut unabdingbar. Doch reicht dies allein nicht einmal bei hierzu umgesetzten konventionellen Konzepten wie mechanischer Pflege mittels Auflichtungen durch Sägen aus. Nach Ansicht des Verfassers bedarf es stattdessen mindestens der konsequenten Fortführung der begonnenen Waldweide, da nur hierdurch in einem finanziell vertretbaren Rahmen (vgl. GERKEN et al. 2008: 99ff.; FINCK 2010) Strukturen und Prozesse geschaffen und Erhalten werden können, die den Erhalt zahlreicher der naturschutzfachlich wertgebenden Arten sichern und zugleich den touristischen Wert der Region steigern. Zu erinnern ist daran, dass knapp 64% der bisher vorhandenen Arten eine positive Prognose bei Fortgang der Beweidung gestellt werden kann (siehe Kapitel 4.5). Alle übrigen Arten sollten zumindest nicht zurückgehen.

Diese nach Ansicht des Verfassers essentielle Forderung wird durch Befunde aus der Fachliteratur gestützt. So mahnt HODGETTS (1996: 19) unter Berufung auf die Untersuchungen von ROSE: „Francis Rose has observed dramatic declines in epiphytes when former pasture woodlands has had stock (or deer) totally excluded, and the same decline may well occur in other types of woodland if grazing ceases completely“. Diese Feststellung ist angesichts des Licht- und Wärmebedarfs der in Rede stehenden Moose und Flechten, aber auch anderer Artengruppen logisch. So betonte ROSE (1974: 257) bereits zu Beginn der 70er Jahre des 20ten

Jahrhunderts besonders, es sei „interesting that the great majority of epiphytic lichens, and of bryophytes to a rather lesser but still significant extent, found on *Quercus*, as well as on other trees, are light-demanding species. This raises an interesting point: if the primeval oak forests were uniformly dense, where did all these species grow? The same point incidentally arises with regard to many other groups of plants and animals associated with oak woodland. A great number of them today mainly occur at or near the edges of woodlands, in woodland that is regularly coppiced, or along rides or glades. These facts suggest, that the primeval oak forests were not uniformly dense and that numerous glades were a feature, perhaps maintained by large herbivores present“. ROSE & JAMES (1974: 10) zeigten dann pointiert, dass Waldweide auch und gerade in der mitteleuropäischen Naturlandschaft essentieller Bestandteil der dynamischen Prozesse terrestrischer Ökosysteme ist: "Parts of these forests would have had more or less continuous canopy, but pathways and open lawns must have been frequent due to the presence of large herbivores with their tendency to make trackways to available water and to concentrate their grazing activities on sites of more attractive herbage on the areas of nutrient soil". Vor diesem Hintergrund überrascht kaum, wenn GATTER (2000: 347) im Blick auf den Schutz von „Waldvögeln“ resümiert: „Bei der Fortsetzung der heutigen Verhältnisse wird es, nicht zuletzt als eine Folge der von Forstverwaltungen und Naturschutzverbänden bisher einvernehmlich geforderten und getragenen ‚naturnahen Waldwirtschaft‘, in Mitteleuropa zu einem weiteren Rückgang der Vogelarten kommen, die lichte Wälder, offene Park-, Wiesen- und Steppenlandschaften benötigen. Während ursprünglich Offenland nach einigen Jahrzehnten wieder dem Wald anheimfiel, um sich an anderer Stelle neu zu bilden, ist es heute eine ‚zementierte Festlegung‘, was Wald und was Offenland ist“. Auch SCHLEY & LEYTEM (2004), ANDERSON et al. (2000), ASSMANN & FALKE (1997), POTT & HÜPPE (1992) und zahlreiche andere Autoren betonen bis in die jüngste Vergangenheit immer wieder die unabdingbare Notwendigkeit zur Waldweide mindestens aus Artenschutzgründen. Doch ist dies lediglich eine Minimalforderung und von wirklich zukunftsweisenden Konzepten wie dem „Pleistocene Re-wilding“ (GERKEN 2010), das in Nordamerika (DONLAN 2006; CARO 2007) und Sibirien (ZIMOV 2005) aus paläoökologischen Befunden als künftige Strategie des Flächennaturschutzes entwickelt wurde, noch weit entfernt. Gerade im Solling jedoch bieten sich touristisch noch wenig erschlossene, großstädtischen Ballungsgebieten in Nordhessen oder Südniedersachsen aber sehr nahe gelegene, vergleichsweise naturnahe Waldgebiete und Bachtäler für ein solches Großprojekt an. Nachdrücklich sei den Verantwortlichen deshalb ein wenig mehr Mut bei der Umsetzung derart neuer Ideen und etwas weniger Zaudern als in der Vergangenheit¹² empfohlen. Noch jede Tradition hat ihren Ursprung in einer Innovation.

Stattdessen jedoch stößt selbst die hier für das Reiherbachtal geforderte Minimal-Waldweide auf kleinsten Flächen und mit aufwändig gemanagtem Tierbesatz zumindest bei einigen Forstverantwortlichen vor Ort immer noch auf Widerstand, obwohl gerade von diesen unter Berücksichtigung des Status als FFH- und SPA-Gebiet und der besonderen naturschutz-

¹² So erfolgte die Ausweisung des Natura 2000-Gebietes „Wälder im südlichen Solling“ erst auf nachhaltigen Druck der Europäischen Kommission, die im Übrigen nach wie vor die zusätzliche Ausweisung weiterer 20.000 Hektar des Naturraumes, also des gesamten Laubwaldanteils des Solling, als SPA fordert (vgl. Stellungnahme der EU-Kommission zur unzureichenden Umsetzung der V-RL in der Bundesrepublik Deutschland vom 4. April 2006, K(2006)1085.

fachlichen Bedeutung gezielt, rasch und konsequent Maßnahmen zur Sicherung und Entwicklung der Bestände von Arten und Lebensräumen umgesetzt werden müssten. Beispielhafte Waldweideprojekte in der Bundesrepublik Deutschland wie das unlängst in der „Riesefeldlandschaft Hobrechtsfelde“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2011) begonnene dürfen nicht länger zeitlich und räumlich engst befristete „Spielwiesen für Ökologen“ sein, sondern müssen endlich von den Verantwortlichen vor Ort aus Überzeugung (oder zumindest aus der Einsicht zur Notwendigkeit) getragene und durch breite Öffentlichkeitsarbeit gestützte zentrale Bausteine des Biodiversitätsschutzes in Mitteleuropa werden. Gesetzlich scheinbar unverrückbar feststehend vorgegebene Rahmenbedingungen wie das Verbot der Waldweide sind nur dort, wo sie forstökonomisch essentiell sind, beizubehalten. Andernorts sollte bundesweit zumindest die Möglichkeit zu Ausnahmen und deren Förderung eröffnet werden. Dem „Lippenbekenntnis“ des LÖWE-Erlasses zur „langfristigen (!) ökologischen (!) Waldentwicklung (!)“ muss zumindest in den wenigen im Lande noch vorhandenen naturschutzfachlich besonders wertvollen Waldgebieten einzig im Blick auf die ökologischen Erfordernisse der hiesigen, überregional hochseltenen und an äußerst spezifische Bedingungen gebundenen Arten die Tat des konsequenten und vorurteilsfreien Schutzes folgen. Der Umgang des Landes Niedersachsen bzw. seiner Forstverwaltung mit dem Natura 2000-Gebiet „Wälder im südlichen Solling“ sowie insbesondere der im Reiherbachtal begonnenen modernen Waldweide wird zum Gradmesser der eigenen naturschützerischen Beteuerungen.

6 Zusammenfassung

Im Reiherbachtal im Solling (Niedersachsen) wird ein im Besitz der Niedersächsischen Landesforsten befindlicher lichter Bestand etwa 200-jähriger Alteichen seit dem Sommer 2000 zum Erhalt des „Hutewaldcharakters“ mit Heckrindern und Exmoorponys beweidet. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung des als Erprobungs- und Entwicklungsprojekt (E+E) des Bundesamtes für Naturschutz ins Leben gerufenen, verkürzt meist „Hutewaldprojekt“ genannten Waldweidevorhabens zum Schutz von Arten und Lebensgemeinschaften wurde von Januar 1999 (Vorstudie) bis zum Dezember 2005 (Ende der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen) unter anderem auch die Flechtenflora des knapp 200 ha großen Projektgebietes erfasst. Dabei wurden 189 Taxa festgestellt, eine im Vergleich mit Literaturangaben aus anderen deutschen Waldgebieten bundesweit herausragende Artenfülle. Hierin enthalten sind unter anderem 28 obligat oder fakultativ lichenicole bzw. saprophytische, flechtenähnliche Pilze, die traditionell von der Flechtenkunde mitbearbeitet werden. Da die Fachliteratur für das entsprechend zu berücksichtigende Inventar keine eindeutigen Vorgaben macht, wird eine fachlich begründete Empfehlung hierfür abgeleitet. Zusätzlich ist der Anteil landes- wie bundesweit gefährdeter Arten mit 54% bzw. 47% überdurchschnittlich hoch. Sieben Arten sind Erstnachweise für das Land Niedersachsen, eine davon auch für die Bundesrepublik Deutschland. Der Anteil der Epiphyten liegt bei 75%, knapp zwei Drittel der Arten kann eine positive Prognose gestellt werden, sollte die Beweidung fortgeführt werden. Im speziellen Teil vorliegender Arbeit werden alle 189 nachgewiesenen Arten in Text und Bild dokumentiert.

Die Auswertung der dort zusammengetragenen artspezifischen Parameter zeigt, dass im Gebiet die Eiche bedeutenstes Trägergehölz epiphytischer Arten ist, was den in der Fachliteratur dokumentierten Befunden aus anderen Waldgebieten entspricht. Zugleich ist auf diesem Gehölz der Anteil gefährdeter Arten besonders hoch. Die in Forstwirtschaftskreisen weit verbreiteten Methoden der forstlichen Standortcharakterisierung mittels Zeigerwerten und Hemerobiegraden von Artenlisten führen über auch aus anderen naturräumlichen Daten zu gewinnende Erkenntnisse hinaus kaum zu weiterführenden Einsichten. Erst eine räumlich kleinskaligere Auswertung (hier auf Basis von Rasterfeldern zu 100 m x 100 m) bzw. Verwendung der in aktueller Literatur als künftig nicht mehr zu nutzen empfohlener Toxitoleranzahlen sowie des aus anderen Zeigerwerten zu berechnenden KO-Wertes erbringt für die naturschutzfachliche Planung wichtige Zusatzinformationen über Ballungsräume seltener Arten bzw. aus Artenschutzgründen umgehend anders als bisher zu behandelnder Teilgebiete.

Erstmals für deutsche bzw. niedersächsische Verhältnisse anwendbar gemacht wird eine Bewertung von Waldgebieten unter Verwendung der in ihnen erhobenen Flechtenartenlisten mit Hilfe des in Großbritannien entwickelten Revised Index of Ecological Continuity (RIEC). Er erlaubt die Ansprache eines Untersuchungsgebietes als naturschutzfachlich besonders wertvoller historisch alter Wald. Dabei bietet er die Vorteile, mittels einer vergleichsweise einfach und ganzjährig zu erhebenden Artengruppe verlässliche Aussagen zu erhalten und gleichzeitig stellvertretend für andere, schwieriger zu untersuchende Artengruppen zu stehen. Auch der britische New Index of Ecological Continuity (NIEC) wird für hiesige Ver-

hältnisse weiterentwickelt. Beide Verfahren sind für eine Übertragung auf andere Bundesländer geeignet, bedürfen dort wie auch in Niedersachsen aber noch der statistisch abgesicherten Optimierung mittels weiterer vergleichender Untersuchungen.

Angesichts des Status des Reiherbachtals als Teil des Flora-Fauna-Habitat- und Vogelschutz-Gebietes „Wälder im südlichen Solling“, dem im Gebiet anzuwendenden Erlass des Landes zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE) sowie weiterer naturschutzrechtlicher Rahmenbedingungen einerseits und der „Problematik“ der Naturverjüngung der Eiche in weiten Teilen Mitteleuropas sowie den positiven Erfahrungen und Literaturanregungen hierzu, insbesondere bei Anwesenheit großer Pflanzenfresser andererseits wird für die Fortführung der begonnenen Waldbeweidung dringend plädiert. Zumindest ist das so genannte „Habitatbaum-Konzept“ der Niedersächsischen Landesforsten ebenso als nicht ausreichend zu verwerfen wie die nicht zielführende, sondern im Gegenteil sogar schädliche Verjüngungspraxis der Forstbehörden. Ein weiterführendes, an den naturschutzfachlichen Konditionen orientiertes Zukunftsszenario für das Reiherbachtal könnte nach Ansicht des Verfassers ferner die Schaffung eines großflächigen modernen Hutewaldgebietes im Sinne des in Amerika und Sibirien diskutierten „Pleistocene Re-wilding“ sein.

7 Summary

In the low mountain area of the Solling Mountains (Lower Saxony), particularly in the valley of the Reiherbach, light oak stands of about 200 years have been grazed by Heck cattle and Exmoor ponies since summer 2000 in order to maintain the character of a woodland pasture. The approximately 200 ha area is owned by the federal state of Lower Saxony. Within the scientific part of a testing and development project funded by the Federal Agency for Nature Conservation the distribution of lichen-species was carried out from January 1999 till December 2005.

Compared to literature on lichens in German forests, the extraordinary high number of 189 taxa was found. As obligatory or facultative lichenicolous or saprophytic lichen like fungi are traditionally included by lichenological investigations, such 28 species are also considered within the 189 species of this study. The proportion of endangered species on regional as well as on national level is very high (54% and 47% respectively). Seven species were found for the first time in Lower Saxony, one species is new for Germany. The proportion of epiphytes is about 75%, about two thirds have a positive perspective if grazing will continue. All 189 species are described in detail.

Due to the species specific requirements, oak trees are the most important carriers for epiphytic species which is in accordance with literature on other forest areas. The proportion of endangered species on oak-trees is exceptionally high. Standard methods from forestry to characterize stands by indicators and grades of hemeroby obtained from species lists are not fine tuned. Only when results of smaller plots (here: 100 m x 100 m) are used, preferably in combination with indicators on tolerance for toxicity, important additional information can be obtained as to aggregation of rare species and treatment of single stands. However, the use of values on tolerance for toxicity is not recommended for future research.

For the first time, the Revised Index of Ecological Continuity (RIEC) developed in the United Kingdom is used on German territory to assess forest areas using species lists of lichens. The calculation of the index makes it possible to assess a study area as valuable ancient forest. An advantage is to use a group of species which can be easily monitored in order to end up with reliable assessments instead of using other, generally more difficult to handle species groups such as beetles. The British New Index of Ecological Continuity (NIEC) is adapted for local situations. Both indices can be used in other parts of Germany but for serious optimal results there should be more comparable studies.

The study area is subdued to many regulations: flora-fauna-habitat and special protected area "Wälder im südlichen Solling", the order to manage it by Lower Saxony's plan for sustainable ecological forest development "LÖWE", and further legal regulations on nature conservation. On the one hand, rejuvenation of oak seems to be a problem in many parts of Central Europe, and on the other hand, solutions are offered from literature especially by use of megaherbivores. For these reasons, grazing in the study area should continue. At least the concept of "habitat trees" used by forest authorities should be reconsidered as well as the commonly used method for rejuvenation of trees which is considered to have negative

effects on biodiversity. A future scenario which is oriented on the concept of “Pleistocene Re-Wilding” as it is discussed in America and Russia, should be considered not only for the immediate study area but for a large and modern area of woodland pasture.

8 Dank

Eine Vielzahl von Freunden, Kollegen und Fachleuten stand mir während der Erarbeitung des Textes ebenso wie schon vorher bei der Bestimmung von Proben, Beschaffung von Fachliteratur, Auskünften, Anregungen und zahllosen weiteren Gelegenheiten stets mit Rat und Tat sowie höchstem Engagement und Geduld zur Seite. Die Arbeit wäre jedoch ohne die Förderung des „Hutewaldprojektes“ durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN; Aktenkennzeichen I2-170/1/1 WB) unmöglich gewesen, weshalb mein vorrangiger Dank dem BfN gilt! Neben den im speziellen Teil genannten Damen und Herren gilt mein Dank ferner Herrn Jürgen Peters und Frau Dr. Annemarie Schacherer, NLWKN, Hannover, für Fachauskünfte aus Niedersachsen, sowie Herrn Dr. Eckhard Garve, Sarstedt, der mir über viele Jahre hinweg mit Informationen und Diskussionen half.

Prof. Dr. Markus Hauck von der Universität Göttingen und Prof. Dr. Volkmar Wirth, Karlsruhe, stellten nicht nur eine Vorab-Version der noch in Druck befindlichen Roten Liste der Flechten der Bundesrepublik Deutschland für vergleichende Auswertungen zur Verfügung, sondern revidierten Belege und halfen in zahllosen Telefonaten und Schriftwechseln mit Anmerkungen, Ergänzungen und hilfreichen Kommentaren. Frau Dr. Begona Aguirre-Hudson, Royal Botanic Gardens Kew (England), wird seit vielen Jahren nicht müde, durch Literaturrecherchen, Bestimmung von Proben und Anfertigung von Fotos zu helfen. Dem speziellen Teil vorliegender Arbeit würde ohne Ihre Unterstützung Vieles fehlen.

Mein ehemaliger Chef und Freund Prof. Dr. Bernd Gerken und die ehemaligen Kollegen Dipl.-Biol. Holger Sonnenburg, Lippe, und Dipl.-Biol. Holger Ebersbach, Güstrow, waren im Gelände und in zahllosen Gesprächen kritische Zuhörer und Diskussionspartner. Dr. René Krawczynski, DBU Naturerbe, Osnabrück, hat als enger Freund und Kollege geradezu essentiellen Anteil an der Entstehung vorliegender Arbeit.

Herr Dr. Felix Schumm, Wangen, und Herr Dieter-Gregor Zimmermann begleiteten mich auf einer Exkursion ins Gebiet, prüften zahlreiche Belege und gaben Tipps und Hinweise. Gregor Zimmermann las den speziellen Teil und stand in vielen langen Telefongesprächen mit seinem Erfahrungsschatz zur Verfügung.

Die Herren Dr. Eckhard Schröder und Dr. Uwe Riecken vom Bundesamt für Naturschutz, Bonn, haben die Arbeit schon während des Hutewaldprojektes angeregt und wurden seither nicht müde, mich immer wieder zu motivieren. Sie haben ganz maßgeblich Anteil an der Idee, die lichenologischen Ergebnisse aus dem Reiherbachtal in vorliegender Arbeit aufzubereiten und weiterzuentwickeln.

Unter den Kollegen an der BTU Cottbus war vor allem Herr Dipl.-Ing. (FH) Gunnar Jenet M.Sc. steter Helfer bei der Erstellung von Karten und Auswertung von Tabellen und Listen sowie gestalterischen Fragen. Herr Dr. Udo Bröring machte wertvollste Anmerkungen am Manuskript, zahlreiche Verbesserungs- und Ergänzungsvorschläge und erstellte Diagramme. Seiner freundschaftlichen Hartnäckigkeit ist vor allem eine zeitnahe Fertigstellung

zu danken. Prof. Dr. Gerhard Wiegleb betreute die Arbeit und stand für Anregungen und Hilfen sowie fundierte Diskussionen buchstäblich jederzeit zur Verfügung.

Mein Dank gilt auch meinem bereits 1998 verstorbenen Vater sowie meiner Großmutter, die mich zu ihren Lebzeiten stets darin bestärkt haben, eigene Ideen zu entwickeln, sie im fachlichen Disput mit Kollegen zu beleuchten und sie gegebenenfalls an Andere weiterzugeben.

Schließlich aber danke ich meiner Mutter, Maria-Luise Wagner, Melle, und meinem Freund Dipl.-Ing. Jens Kuhlmann, Jork, für ihre unentwegte Unterstützung und ihre ansteckende Unbeirrbarkeit. Ohne die fachliche wie menschliche Unterstützung vor allem dieser beiden, aber auch aller übrigen genannten wie ungenannten Personen wäre mir die vorliegende Arbeit nicht möglich gewesen.

9 Literatur

- ANDERSON, R., SIMMS, M. & NELSON, B. (2000): A review of lowland wood-pasture and parkland in northern Ireland. - A desk-study conducted for environment and heritage service. 39 S. Belfast.
- ARUP, U. (1997): Skoglig kontinuität. - in: Arup, U. (ed.): Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige: 92-95. Lund.
- ASSMANN, T. & FALKE, B. (1997): Bedeutung von Hutelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz **54**: 129-144. Bonn-Bad Godesberg.
- BARKMANN, J. J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes including a taxonomic survey and description of their vegetation units in Europe. - 628 S. Assen.
- BARTSCH, L. & WAGNER, H.-G. (2003): *Porpidia albocaerulescens* - neu für Niedersachsen. - *Herzogia* **16**: 275-276. Halle / Saale.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band I: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. - 2., vollständig überarbeitete Auflage. 808 S. + Anhänge. Wiebelsheim.
- BECKHAUS, K. (1855): Beiträge zur Kryptogamenflora Westphalens; III. Lichenosae. - *Verh-naturhist. Ver. preuss. Rheinlande u. Westph.* **13**: 18-28.
- BECKHAUS, K. (1856): Erster Nachtrag zu den Beiträgen zur Kryptogamenflora von Westphalen; zu III. - *Ver. preuss. Rheinlande u. Westph.* **13**: 1575.
- BECKHAUS, K. (1857): Beiträge zur Kryptogamenflora Westphalens, II. Nachtrag, III Lichenosae. - *Ver. preuss. Rheinlande u. Westph.* **13**: 63-68.
- BECKHAUS, K. (1859): Beiträge zur Kryptogamenflora Westphalens - Lichenen, welche bis jetzt in Westphalen gefunden. - *Ver. preuss. Rheinlande u. Westph.* **16**: 426-428.
- BEGON, M. E., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie. - 750 S. Heidelberg, Berlin.
- BIBINGER, H. (1967): Soziologisch-ökologische Untersuchungen der oberrheinischen epiphytischen Flechtenvegetation unter besonderer Berücksichtigung des Standortfaktors Stickstoff. - Diss. Universität Freiburg. 195 S. Freiburg.
- BRACKEL, W. VON (2006): Konzept zur Einbindung von Kryptogamen (Moosen und Flechten) in Artenhilfsprogramme Bayerns. - Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. 47 S. Hemhofen.
- BRANDES, D. & ZACHARIAS, D. (1990): Korrelation zwischen Artenzahlen und Flächengrößen von isolierten Habitaten, dargestellt an Kartierungsprojekten aus dem Bereich der Regionalstelle 10b. - *Floristische Rundbriefe* **23** (29): 141-149. Bochum.
- BRADTKA, J. (2006): Massiver Rückgang epiphytischer Flechten im Wirtschaftswald. - *LWF aktuell* **53**: 18-19. Freising.
- BRADTKA, J., BÄSSLER, C. & MÜLLER, J. (2010): Baumbewohnende Flechten als Zeiger für Prozessschutz und ökologische Kontinuität im Nationalpark Bayerischer Wald. - *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **9**: 49-63.
- BRIEMLE, G. & ELLENBERG, H. (1994): Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen. Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. - *Natur und Landschaft* **69**: 139-147. Stuttgart.

- BRODO, I. M., DURAN-SHARNOFF, S. & SHARNOFF, S. (2001): Lichens of North America. – 795 S. New Haven.
- DE BRUYN, U. (2005): Zur Moos- und Flechtenflora des Bentheimer Waldes. – Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen **30/31**: 67-78. Osnabrück.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2011): 1,7 Millionen Euro für das größte Waldweideprojekt in Deutschland. – Pressemitteilung des Bundesamtes für Naturschutz vom 3.5.2011. ([http://bfm.de/10050.html?&cHash=809c9d3f5e&tx_ttnews\[backPid\]=10049&tx_ttnews\[tt_news\]=3855](http://bfm.de/10050.html?&cHash=809c9d3f5e&tx_ttnews[backPid]=10049&tx_ttnews[tt_news]=3855)) letzter Aufruf: 31.05.2011.
- BUWAL (ed.) (2002): Rote Liste gefährdeter Flechten der Schweiz. – 124 S. Bern.
- CARO, T. (2007): The Pleistocene Re-wilding Gambit. – Trends in Ecology and Evolution **22** (6): 281–283.
- CEZANNE, R. & EICHLER, M. (2009): Flechtenkundliche Erhebungen im FFH- und Naturschutzgebiet "Kühkopf-Knoblochsaue". – unveröffentlichtes Fachgutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt 51 S. + Anhänge. Darmstadt.
- CEZANNE, R., EICHLER, M., HOHMANN, M.-L. & WIRTH, V. (2008): Die Flechten des Odenwaldes. – Andrias **17**: 1-520 + Anhänge. Karlsruhe.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – Science **199**: 1302-1310.
- COPPINS, B. J. (1983): A taxonomic study of the lichen genus *Micarea* in Europe. – Bull. Br. Mus. Nat. Hist. (Bot.) **11** (2): 17-214. London.
- COPPINS, B. J. & COPPINS, A. (2002): Indices of Ecological Continuity for Woodland Epiphytic Lichen Habitats in the British Isles. – 36 S. London.
- CULBERSON, C. F. & AMMANN, K. (1979): Standardmethode zur Dünnschichtchromatographie von Flechtensubstanzen. – Herzogia **5**: 1-24.
- CZYŻEWSKA, K. & KUKWA, M. (2009): Lichenicolous fungi of Poland - a catalogue and key to species. – Biodiversity of Poland Vol. **11**: 1-133. Krakow.
- DEGELIUS, G. (1935): Das ozeanische Element der Laub- und Strauchflechtenflora von Skandinavien. – Acta Phytogeographica Suecica **7**: 1-411. Stockholm.
- DIEDERICH, P. (1991): Le forêts luxembourgeoises à longue continuité historique. – Bulletin de la Société Naturalistes Luxembourgeois **92**: 31-39. Luxembourg.
- DIETRICH, M. & SCHEIDEGGER, C. (1996): Diversität und Zeigerwerte von epiphytischen Flechten der häufigsten Baumarten – ein methodischer Ansatz zur Beurteilung von Umweltveränderungen im Wald und im Freiland. – Botanica Helvetica **106**: 85-102.
- DIERBEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. Vegetationskunde. – 241 S. Darmstadt.
- DOBSON, F. S. (2000): Lichens. An illustrated guide to the British and Irish species. – Fourth, revised colour-edition. 431 S. Aberystwyth, Wales.
- DOBSON, F. S. (2005): Lichens. An illustrated guide to the British and Irish species. – Fifth, revised colour-edition. 480 S. Aberystwyth, Wales.
- DÖBBELER, P. (1978): Moosbewohnende Ascomyceten I. Die pyrenocarpen, den Gametophyten besiedelnden Arten. – Mitteilungen der Botanischen Staatssammlung München **14**: 1-360. München.
- DÖBBELER, P. (1984): Symbiosen zwischen Gallertalgen und Gallertpilzen der Gattung *Epigloea* (Ascomycota). – Beihefte Nova Hedwigia **79**: 203-239.

- DONLAN, J. D. (2006): Pleistocene Re-wilding: An Optimistic Agenda for Twenty-First Century Conservation. - *The American Naturalist* **168** (5): 660-681.
- DREHWALD, U. (1993): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Flechtengesellschaften. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* **20** (10): 1-122. Hannover.
- EBRECHT, L. & SCHMIDT, W. (2005): Einfluss von Rückegassen auf die Vegetation. - *Forstarchiv* **76**: 83-101.
- ECKHARDT, M., GÜNZL, B., SCHMIDT, M. & KRIEBITZSCH, W.-U. (2003): Welche Faktoren beeinflussen die Artenvielfalt baumbewohnender Flechten in Laubwäldern? - *AFZ-Der Wald* **21**: 1083-1085.
- EICHLER, M. & CEZANNE, R. (2009): Die Flechten (Lichenes) des Naturwaldreservates „Laangmuer“, Untersuchungszeitraum 2008. - in: MURAT, D. (Schriftl.): Naturwaldreservate in Luxemburg, Bd. 5: Zoologische und botanische Untersuchungen „Laangmuer“ 2007-2008. Naturverwaltung Luxemburg. 227 S.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - 2. Aufl. *Scripta Geobotanica* **9**: 1-122. Göttingen.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte von Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). - 3., verbesserte und erweiterte Auflage. *Scripta Geobotanica* **18**: 9-166. Göttingen.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (ed.) (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. - 507 S. Stuttgart: Ulmer-Verlag.
- ELLIS, M. B. & ELLIS, J. P. (1997): *Microfungi on land plants. An identification handbook.* - 2. Auflage. 868 S. Slough.
- ENGEL, K., DETSCH, R., AMMER, U. & HERTEL, H. (2003): Bedeutung verschiedener Baumarten für epiphytische Flechten. Untersuchungen am Beispiel von drei Auwäldern an der bayerischen Donau. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **35** (1): 311-314. Stuttgart.
- ERNST, G. (1993): Zur Ökologie und Verbreitung von *Geisleria sychnogonoides*, einer bislang kaum bekannten terricolen Flechte. - *Herzogia* **11**: 175-188.
- ERNST, G. (1995): *Vezdaea leprosa* - Spezialist am Straßenrand. - *Herzogia* **9**: 321-337.
- ERNST, G., HANSTEIN, U., 2001. Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn - Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *NNA-Berichte* **2**: 28-83.
- ESSLINGER, T. L. (1989): Systematics of *Oropogon* (Alectoriaceae) in the New World. - *Syst. Bot. Monogr.* **28**: 1-111.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003): *Natura 2000 und der Wald: Herausforderungen und Chancen. Auslegungsleitfaden.* - 115 S. Luxembourg.
- EWALD, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. - *Tuexenia* **27**: 7-18. Göttingen.
- FEIGE, G. B., LUMBSCH, H. T., HUNECK, S. & ELLIX, J. A. (1993): Identification of lichen substances by a standardized high-performance liquid chromatographic method. - *Journal of Chromatography* **646**: 417-427.
- FINCK, P. (2010): Extensive ganzjährige Beweidung - Chance für Naturschutz, Landwirtschaft und die Region. - *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* **7**: 34-41. Criewen.
- FISCHER, H. (1998): Acker-Erstaufforstungen. Bestandsbegründung, Wachstum und Ökologie an Fallbeispielen. - *Hainholz-Forstwissenschaften* **2**. 324 S. Göttingen, Braunschweig.

- FOLLMANN, G (1986): Zur Kryptogamenflora und Kryptogamenvegetation des Naturschutzgebietes Urwald Sababurg im Reinhardswald (Nordhessen). IV: Die Flechten (Lichenophyta). – Hess. Flor. Br. **31** (3): 34-39.
- FRAHM, J. P. (2009): Gibt es heute mehr epiphytische Moose als je zuvor? – Archive for Lichenology Vol. **05**: 1-8. Bonn. (<http://www.archive-for-bryology.com>) Letzter Aufruf: 31.05.2011.
- FRAHM, J. P., SCHUMM, F. & STAPPER, N. J. (2010): Epiphytische Flechten als Umweltgütezeiger – eine Bestimmungshilfe. – 164 S. Norderstedt.
- FRAHM, J. P., JANSSEN, A.-M., SCHUMACHER, J., THÖNNES, D., HENSEL, S., HEIDELBACH, B. & ERLER, D. (2009): Das Nitrophytenproblem bei epiphytischen Flechten – eine Synthese. – Archiv für Bryologie 48: 1-6. Bonn.
- FRIEDEL, A. (2005): Artenvielfalt und Standort von Moosen und Flechten in unbewirtschafteten und bewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. – Kumulative Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) im Fachbereich Umweltwissenschaften der Universität Lüneburg. 91. S. Lüneburg.
- FRYDAY, A. M. (2005): The genus *Porpidia* in northern and western Europe with special emphasis on collections from the British Isles. – The Lichenologist **37** (1): 1-35. London.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. – Wiebelsheim.
- GELLERMANN, M. (2004): Der Hochmoselübergang. Anmerkungen zum Urteil des BVerwG vom 01.04.2004. – Deutsches Verwaltungsblatt 2004: 1198-1203. Köln.
- GERKEN, B. (2010): Modelle für die Zukunft: Pleistocene Re-wilding auch in Mitteleuropa – der Weg über ein alternatives Zookonzept zur vitalen europäischen Landschaft. – in: HOFFMANN, J., KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.-G. (eds.): Wasserbüffel in der Landschaftspflege: 181-196. Berlin.
- GERKEN, B., KRANNICH, R., KRAWCZYNSKI, R., SONNENBURG, H. & WAGNER, H.-G. (2008): Hutelandschaftspflege und Artenschutz mit großen Weidetieren im Naturpark Solling-Vogler. – Naturschutz und Biologische Vielfalt **57**: 1-268. Bonn-Bad Godesberg.
- GLASER, F. & HAUKE, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hutewälder in Deutschland. Ergebnisse bundesweiter Auswertungen. – Angewandte Landschaftsökologie **61**: 1-193 + Anhänge. Bonn-Bad Godesberg.
- GREUTER, W., BARRIE, F. R., BURDET, H. M., CHALONER, W. G., DEMOULIN, V., HAWKSWORTH, D. L., JØRGENSEN, P. M., NICOLSON, D. H., SILVA, P. C., TREHANE, P. & MC NEILL, J. (1994): International Code of Botanical Nomenclature (Tokyo Code). Vol. 131. 1st. ed. – Königstein.
- HAFELLNER, J. & KOMPOSCH, H. (2007): Diversität epiphytischer Flechten und lichenicoler Pilze in einem mitteleuropäischen Urwaldrest und einem angrenzenden Forst. – Herzogia **20**: 87-113. Halle.
- HARDING, P. T. & ROSE, F. (1986): Pasture Woodlands in Lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. – Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environment Research Council. 89 S. Huntingdon.

- HÄRDTLE, W. & OHEIMB, G. VON (2010): Beziehungen zwischen Struktur und Kryptogamenflora von unbewirtschafteten und bewirtschafteten Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. – *Drosera* **34**: 45-53. Oldenburg.
- HAUCK, M. (1995a): Epiphytische Flechtenflora ausgewählter buchen- und eichenreicher Laubhölzer in Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **15** (4): 55-70. Hannover.
- HAUCK, M. (1995b): Flechtenartenschutz im Wald – Überlegungen zur naturschutzgerechten Forstwirtschaft am Beispiel Niedersachsen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **15** (4): 94-95. Hannover.
- HAUCK, M. (1996): Die Flechten Niedersachsens. Bestand, Ökologie, Gefährdung und Naturschutz. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen **36**: 1-208. Hannover: Eigenverlag des NLÖ.
- HAUCK, M. & DE BRUYN, U. (2010): Rote Liste und Gesamtartenliste der Flechten Niedersachsens und Bremens. – 2. Fassung, Stand 2010. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **30** (1): 1-84. Hannover.
- HAWKSWORTH, D. (1981): The lichenicolous coelomycetes. – *Bull. Brit. Mus. Nat Hist., Bot.* **9**: 1-98.
- HAWKSWORTH, D. L. (1983): A key to the lichen-forming, parasitic, parasymbiotic and saprophytic fungi occurring on the British Isles. – *Lichenologist* **15**: 1-44. London.
- HEIBEL, E. (1999): Untersuchungen zur Biodiversität von Flechten in Nordrhein-Westfalen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **61** (2): 1-346. Münster.
- HEINKEN, T. (1999): Dispersal patterns of terricolous lichens by thallus fragments. – *Lichenologist* **31** (6): 603-612. London.
- HENNIPMAN, E. (1978): De Nederlandse *Cladonia*'s. – Wetenschappelijke Mededelingen KNNV **124**: 1-80. Amsterdam.
- HELSDINGEN, P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. – *Nature and environment* **79**: 1-217: Council of Europe Publishing. Strasbourg.
- VAN HERK, K. & APTROOT, A. (2004): Veldgids Korstmossen. – 423 S. KNNV-Uitgeverij. Utrecht.
- VAN HERK, K., MATTHIJSEN-SPIEKMANN, E. A. M. & DE ZWART, D. (2003): Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – *Lichenologist* **35** (4): 347-359. London.
- HERMY, M. & STIEPERAERE, H. (1981): An indirect gradient analysis of the ecological relationship between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges, Belgium. – *Vegetatio* **44**: 43-49. The Hague.
- HELTSHE, J. F. & FORRESTER, N. E. (1983): Estimating Species Richness Using the Jackknife Procedure. – *Biometrics* **39**: 1-11. Arlington.
- HILMO, O. & SÅSTAD, S. M. (2001): Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. – *Biological Conservation* **102**: 251-259.
- HODGETTS, N. G. (1996): The conservation of lower plants in woodland. – 32 S. Peterborough.

- HOLIEN, H. (1996): Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce area in central Norway. – *Lichenologist* **28**: 315-330.
- HOHMANN, U. (1998): Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. – Dissertation Universität Göttingen. 153 S.
- HOMM, T. & DE BRUYN, U. (2000): Moose und Flechten im Naturschutzgebiet "Hasbruch", einer Naturwaldparzelle in einer ehemaligen Hudelandschaft Nordwestdeutschlands. – *Herzogia* **14**: 171-194.
- HORION, A. (1953): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band III: Malacodermata, Sternoxia (Elateridae bis Throscidae). – Entomologische Arbeitsberichte d. Museum Frey, Suppl. 340 S. München.
- HÖVERMANN, J. (1963): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 99 Göttingen. – Geographische Landesaufnahme 1 : 200.000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands. 35 S. + Anhänge. Bad-Godesberg: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung.
- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Versuch. – *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.* **72**: 1-15.
- JAX, K. (1998/1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **7**: 241-253. Stuttgart.
- JEDICKE, E. & HAKES, W. (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. Eichen-Verjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen? Ein Diskussionsbeitrag. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **37** (2): 37-45. Stuttgart.
- JOHN, V. & SCHRÖCK, H.-W. (2001): Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). – *Fauna und Flora in Rheinland Pfalz* **9** (3): 727-750. Landau.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. – 1. Auflage. 461 S. Stuttgart.
- KESSLER, K. von (1930): Die Flechtenparasiten. – In: L. Rabenhorst (ed.): *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Band **8**: 1-712. Leipzig.
- KILLMANN, D. & APTROOT, A. (2007): Flechten. – in: FÖRDERVEREIN NATIONALPARK EIFEL (ed.): *Moose und Flechten im Nationalpark Eifel*. – Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel **2**: 1-144. Schleiden-Gemünd.
- KIRK, P. M. & ANSELL, A. E. (1992): *Authors of fungal names*. – Kew, Surrey.
- KOPERSKI, M. (1998): Verbreitung und Vergesellschaftung schwach acidophiler bis schwach basiphiler epiphytischer Moose in Eichen-Buchenaltbeständen des niedersächsischen Tieflandes. – *Herzogia* **13**: 63-80. Halle.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* **56**: 1-280.
- KRAWCZYNSKI, R., WAGNER, H.-G. & WIEGLEB, G. (2009): Ermittlung der Biodiversität im Sinne des Umweltschadengesetzes als Grundlage der Beurteilung von Biodiversitätsschäden. – in: Knopp, L. & Wiegleb, G. (Hrsg): *Aktuelle Haftungsfragen zu Schäden an der Biodiversität nach dem deutschen Umweltschadengesetz*: 59-85. Heidelberg.

- LAHM, G. (1885): Zusammenstellung der in Westphalen beobachteten Flechten unter Berücksichtigung der Rheinprovinz. – 163 S. Münster.
- LAMPRECHT, A. (1902): Welche Erfahrungen liegen über die natürliche Verjüngung der Eiche und ihren Anbau unter Schirm im Vereinsgebiete vor? – Verhandlungen des Hills-Solling Forstvereins 1900: 40-59.
- LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN (2009): Bevölkerungsfortschreibung. Stand: 31. Dezember 2009. – (<http://www1.nls.niedersachsen.de/statistik/html/mustertabelle.asp?DT=M1001695>) letzter Aufruf: 21.06.2011.
- LAWREY, J. D. & DIEDERICH, P. (2003). Lichenicolous fungi: interactions, evolution, and biodiversity. – *Bryologist* **106**: 80-120.
- LICKL, E. & EBERMANN, R. (1987): Unterscheidung heimischer Eichen (*Quercus* spp.) durch Elektrophorese der im Splintholz vorkommenden Amylase- und Peroxidase-Isoenzyme. – *Phyton* **27**: 165-170. Wien.
- LITTERSKI, B. (1999): Pflanzengeographische und ökologische Bewertung der Flechtenflora Mecklenburg-Vorpommerns. – *Dissertationes Botanicae* **307**: 1-391. Berlin-Stuttgart.
- LUMBSCH, T. (1991a): Das Flechtenherbarium im Westfälischen Museum für Naturkunde in Münster. – *Natur und Heimat* **51**: 87-91. Münster.
- LUMBSCH, T. (1991b): Bemerkenswerte Flechten im Herbarium des Westfälischen Museums für Naturkunde in Münster. – *Natur und Heimat* **51**: 92-94. Münster.
- LÜPKE, B. VON & HAUSKELLER-BULLERJAHN, K. (1999): Kahlschlagfreier Waldbau: wird die Eiche an den Rand gedrängt? – *Forst und Holz* **18**: 563-568.
- LYSAKOWSKI, B., KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.-G. (2010): Zufallsbeobachtungen am Dung großer Pflanzenfresser – ein Beitrag zur Biodiversitätsforschung. – in: HOFFMANN, J., KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.-G. (eds.): Wasserbüffel in der Landschaftspflege 83-95. Berlin.
- MAGNUSSON, A. H. (1935): *Thelocarpon*. – in: Rabenhorsts Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Zweite, vollständig neu bearbeitete Auflage, neunter Band: Die Flechten (Lichenes). V. Abteilung, 1. Teil: Acarosporaceae und Thelocarpaceae. 1-318. Leipzig.
- MASUCH, G. (1993): Biologie der Flechten. – 411 S. + Anhänge. Heidelberg-Wiesbaden.
- MAYER, H. (1976): Zur Wiederherstellung und Erhaltung eines ökologischen Gleichgewichtes zwischen Wald und Wild im Gebirge. – **16**. IUFRO World Conference: 23-26. Oslo.
- MELLERT, K.-H. & BERNHARDT-RÖMERMANN, M. (2005): Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern? – *Waldoekologie online* **2**: 36-43.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (eds.) (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. – 1339 S. Remagen (Selbstverlag).
- MOUNTFORD, E. P., PETERKEN, G. F., EDWARDS, P. J. & MANNERS, J. G. (1999): Long-term change in growth, mortality and regeneration of trees in Denny Wood, an old-growth woodpasture in the New Forest (UK). – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **2** (2): 223-272. München.
- MÜLLER, J., 1981. Experimentell-ökologische Untersuchungen zum Flechtenvorkommen auf Bäumen an naturnahen Standorten. – *Hochschulsammlung Naturwissenschaft Biologie* **14**: 1-322. Aachen.

- MÜLLER, J., BUßLER, H., BENSE, U., BRUSTEL, H., FLECHTNER, G., FOWLES, A., KAHLEN, M., MÖLLER, G., MÜHLE, H., SCHMIDL, J. & ZABRANSKY, P. (2005): Urwald relict species - Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. - *waldoekologie online*, Heft 2: 106-113. Freising.
- MUHLE, H. (1977): Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. - *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, Neue Folge **19-20**: 47-62. Göttingen.
- NABU (2008): Masterplan 2010. Aktionsplan zum Stopp des Artenverlustes bis zum Jahr 2010. - Broschüre des Naturschutzbund Deutschland e. V. (Bundesverband). 52 S. Berlin.
- NASH, T. H. III., RYAN, B., GRIES, C. & BUNGARTZ, F. (2002): Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region. - Vol. I. (The pyrenolichens and of the squamulose and macrolichens). 532 S. Tempe (Arizona).
- NASH, T. H. III., RYAN, B., DIEDERICH, P., GRIES, C. & BUNGARTZ, F. (2004): Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region. - Vol. II. (most of the microlichens, balance of the macrolichens, and the lichenicolous fungi). 742 S. Tempe (Arizona).
- NASH, T. H. III., GRIES, C. & BUNGARTZ, F. (2007): Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region. - Vol. III. (balance of the microlichens and the lichenicolous fungi). 567 S. Tempe (Arizona).
- NATIONALPARK HAINICH (2010): Artenbericht 2010. Tiere, Pflanzen und Pilze im Nationalpark Hainich. Kenntnisstand zum 31.12.2010. - 148 S. Bad Langensalza. (http://www.nationalpark-hainich.de/fileadmin/nph/media/Downloads/Berichte/AB_2010.pdf) letzter Aufruf: 31.05.2011.
- NMELF (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1996): Waldentwicklung Solling. - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen **5**. 1-149 + Anhänge und Karten. Wolfenbüttel.
- NMELF (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1999): Der Hasbruch - Naturkundliche Beschreibung eines norddeutschen Waldes. - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen **8**: 1-135 + Anhänge und Karten. Wolfenbüttel.
- NIMIS, P.-L. & MARTELLOS, S. (2004): Keys to the lichens of Italy. I: terricolous species. - *Le guide di Dryades 1 - Serie Licheni I (L-I)*. 341 S. Trieste.
- NORDÉN, B. & APPELQVIST, T. (2001): Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. - *Biodiversity and Conservation* **10**: 779-791. Den Haag.
- PETERKEN, G. F. (1994): The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. - *NNA-Berichte* **7** (3): 102-114. Schneverdingen.
- PETERKEN, G. F. (1996): Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions. - 522 S. Cambridge University Press. Cambridge.
- PETERKEN, G. F. & GAME, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands in central Lincolnshire. - *Journal of Ecology* **72**: 155-182. London.
- PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A. (Bearb.) (2003): Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutsch-

- land. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **69** (1): 1-743. Bonn-Bad Godesberg.
- PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A. (Bearb.)(2004): Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **69** (2): 1-693. Bonn-Bad Godesberg.
- POELT, J. (1969): Bestimmungsschlüssel Europäischer Flechten. – (71+) 757 S. Lehre / Vaduz: Verlag J. Cramer in der A. R. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft.
- POELT, J. & VĚZDA, A. (1977): Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ergänzungsheft I. – *Bibliotheca Lichenologica* **9**: 1-258. Vaduz.
- POELT, J. & VĚZDA, A. (1981): Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ergänzungsheft II. – *Bibliotheca Lichenologica* **16**: 1-390. Vaduz.
- POELT, J. & VĚZDA, A. (1990): Über kurzlebige Flechten – (On shortliving lichens). – *Bibliotheca Lichenologica* **38**: 377-394. Stuttgart.
- POTSDAM-INSTITUT FÜR KLIMAFOLGENFORSCHUNG (2009): Klimadiagramm nach WALTER des Natura 2000-Gebietes „Wälder im südlichen Solling“. – (http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/walter/ref/walter_2491_ref.png) letzter Aufruf: 31.05.2011.
- POTT, R. (1991): Extensiv genutzte Wälder in Nordrhein-Westfalen und ihre Schutzwürdigkeit. – *Geobotanisches Kolloquium* **7**: 59-82. Münster.
- POTT, R. (1993): Farbatlas Waldlandschaften. – 224 S. Stuttgart.
- POTT, R. & HÜPPE, J. (1992): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – *Abh. a. d. Westf. Mus. f. Naturkde.* **53** (1/2): 9-313. Münster.
- PURVIS, O.W., COPPINS, B. J., HAWKSWORTH, D. L., JAMES, P. W. & MOORE, D. M. (1992): The Lichen Flora of Great Britain and Ireland. – 710 S. Natural History Museum Publications in Association with The British Lichen Society. London.
- RAPP, H.-J. (1997): NSG "Urwald Sababurg" – Ökologische Situation nach 90jährigem Schutz. – *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* **2**: 7-13. Zierenberg.
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1979): Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG). – *ABl. L* 103 vom 25.4.1979, S. 1. Brüssel.
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – *ABl. L* 206 vom 22.7.1992, S. 7. Brüssel.
- ROSE, F. (1974): The epiphytes of oak. in: MORRIS, M. G. & PERRING, F. H. (eds.): *The british oak. Its history and natural history.* 250-273. Farringdon.
- ROSE, F. (1976): Lichenological indicators of age and ecological continuity in Woodlands. – in: BROWN, D. H., HAWKSWORTH, D. L. & BAILEY, R. H. (eds) *Lichenology - Progress and Problems*: 279-307. London.
- ROSE, F. (1985): The forests with long Ecological Continuity of Western Europe and their epiphytic lichens. – *Bulletin of the British Lichen Society* **56**: 1-8
- ROSE, F. (1992): Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: BATES, J. W. & FARMER, A. M. (eds.) *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*: 211-233. Oxford.

- ROSE, F. (1993): Ancient British Woodlands and their Epiphytes. – British Wildlife 5: 83-93. London.
- ROUX, C. & SERUSIAUX, E. (2004): Le genre *Strigula* (Lichens) en Europe et en Macaronésie. – Bibliotheca Lichenologica, Band 90. 96 S. Berlin-Stuttgart.
- RÜGGERBERG, H. (1910): Die Lichenen des östlichen Weserberglandes. – Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der philosophischen Fakultät der Georg-August-Universität zu Göttingen. 82 S. + Anhang. Sonderdruck aus: 3. Jahresbericht des Niedersächsischen Botanischen Vereins 1910. Hannover.
- SALISBURY, G. (1966): A monograph of the lichen-genus *Thelecarpon* NYL. – The Lichenologist 3: 175-196. London.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Forstwirtschaft. – 447 S. Stuttgart.
- SCHLEY, L. & LEYTEM, M. (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. – Bull. Soc. Nat. luxemb. 105: 65-85. Luxembourg.
- SCHMIDL, J. & BUßLER, H. (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. – Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (7): 202-218. Stuttgart.
- SCHMIDT, M., EWALD, J., FISCHER, A., OHEIMB, G. V., KRIEBITZSCH, W.-U., SCHMIDT, W., & ELLENBERG, H. (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. – Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- u. Holzwirtschaft. 212: 1-34.
- SCHMIDT, M.; EWALD, J.; FISCHER, A.; OHEIMB., G. V.; KRIEBITZSCH, W.-U.; SCHMIDT, W.; ELLENBERG, H. (2011): Liste der Waldflechtenarten Deutschlands. – in Vorbereitung.
- SCHNEIDER, K. (1984): Kartierung der epiphytischen Flechtenvegetation im Raum Bremen – Lüneburger Heide. – Veröffentlichungen aus dem Überseemuseum Bremen, Reihe A, Band 7: 1-129. Bremen.
- SCHÖN, M. (1998): Forstwirtschaft und Gefäßpflanzen der Roten Liste – Arten, Standorte, Flächennutzung. – 2., korrigierte Auflage. 380 S. München.
- SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 31. 298 S. Bonn-Bad Godesberg.
- SCHUBERT, R. (ed.) (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – 2., überarbeitete Auflage. 338 S. Jena.
- SCHUMM, F. (2002): Dünnschichtchromatogramme - auch für den Anfänger möglich. – ALM NF 9: 8-22.
- SELVA, S. B. (1994): Lichen diversity and stand continuity in northeastern hardwoods and spruce-fir forests of northern New England and Western New Brunswick. – The Bryologist 97: 424-429.
- SELVA, S. B. (1996): Using lichens to assess ecological continuity in northeastern forests. – in: DAVIS, M. B. (ed.): Eastern Old-Growth Forests: Prospects for Rediscovery and Recovery: 35-48. Washington DC.
- SÉRUSIAUX, E. (1996): Foliicolous lichens from Madeira, with a description of a new genus and two new species and a world-wide key of foliicolous *Fellhanera*. – Lichenologist 28 (3): 197-227. London.
- SMITH, C. W., APTROOT, A., COPPINS, B. J., FLETCHER, A., GILBERT, O. L., JAMES, P. W. & WOLSELEY, P. A. (2009): The lichens of Great Britain and Ireland. – 1046 S. London.

- SOBOTTOA, C. (2007): Artenschutz in der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofes. – *Natur und Recht* **29**: 642-649. Berlin-Heidelberg.
- SOLLINGVEREIN (ed.) (1999): Das Sollingische Forstbereitungsprotokoll für die Ämter Uslar, Nienover, Lauenförde, Hardeggen und Erichsburg: 1735-1736. – Sollinger Heimatschriften. 192 S. Holzminden.
- SONNENBURG, H., GERKEN, B., WAGNER, H.-G. & EBERSBACH, H. (2003): Das Hutewaldprojekt im Naturpark Solling-Vogler - ein Baustein für eine neue Ära in Naturschutz und Landschaftsplanung. – *LÖBF-Mitteilungen* **28** (4): 40-47. Recklinghausen.
- SONNENBURG, H. & GERKEN, B. (2004): Das Hutewaldprojekt im Solling. Ein Baustein für eine neue Ära des Naturschutzes. – 2. Auflage. 41 S. Höxter.
- SØRENSEN, T. (1957) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. – *Biologiske Skrifter / Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* **5** (4): 1-34. Kopenhagen.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) (unter Mitarbeit von D. MESSER). – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **53**: 1-560. Bonn-Bad Godesberg.
- STAHL-STREIT, J. (2004): Die Verjüngung der Eiche im Dauerwald. – *Der Dauerwald - Zeitschrift für naturgemässe Waldwirtschaft* **30**: 41-45. Butzbach.
- STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2011): Gebiet und Bevölkerung – Fläche und Bevölkerung.
(http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb01_jahrtab1.asp) letzter Aufruf: 31.05.2011.
- SUKOPP, H. (1969): Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. – *Vegetatio* **17**: 360-371.
- SUKOPP, H. (1972) Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. – *Berichte über Landwirtschaft* **50**: 112-139.
- TIBELL, L. (1992): Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. – *Nordic Journal of Botany* **12**: 427-450.
- TRASS, H. (1973): Lichen sensitivity to air pollution and index of poleotolerance (I.P.). – *Folia Cryptogamica Estonica* **3**: 17-24. Tartu.
- TÜRK, R. & WUNDER, H. (1999): Die Flechten des Nationalparks Berchtesgaden und angrenzender Gebiete. – *Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden* **42**: 1-131. Berchtesgaden.
- USHER, M. B. & ERZ, W. (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme, Methoden, Beispiele. – 340 S. Stuttgart.
- VERA, F. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*. – 506 S. Wallingford.
- VIERHEILIG, H., COUGHLAN, A. P., WYSS, U. & PICHÉ, Y. (1998): Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. – *Applied and Environmental Microbiology* **64** (12): 5004-5007. Washington (DC).
- VULLMER, H. (2001): Moose in (Eichen-)Buchenaltbeständen auf historisch alten Waldstandorten im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – *NNA-Berichte* **14** (2): 86-96. Schneverdingen.

- WAGNER, H.-G. (2008): Erstnachweis von *Arthopyrenia carneobrunneola* COPPINS für das europäische Festland. – *Herzogia* **21**: 239-242. Halle / Saale.
- WAGNER, H.-G. (2010): Boden“störungen“ und Biodiversität: wie Tier- und Pflanzenarten von großen Pflanzenfressern profitieren. – in: HOFFMANN, J., KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.-G. (eds.): Wasserbüffel in der Landschaftspflege: 51-81. Berlin.
- WALENTOWSKI, H. & WINTER, S. (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das? – *Tuexenia* **27**: 19-26. Göttingen.
- WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. (1991): Ökologie der Erde. Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. – 2., bearbeitete Auflage. 238 S. Stuttgart.
- WIEGLEB, G. (1986): Grenzen und Möglichkeiten der Datenanalyse in der Pflanzenökologie. – *Tuexenia* **6**: 365-377. Göttingen.
- WIEGLEB, G., & WAGNER, H.-G. (2011): Die Feststellung der Erheblichkeit von Biodiversitätsschäden nach dem Umweltschadengesetz - Grundlagendaten für die FFH-Lebensraumtypen. – 105 S. Berlin.
- WIRTH, V. (1991): Zeigerwerte von Flechten. – *Scripta Geobotanica* **18**: 215-237. Göttingen.
- WIRTH, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. Teile 1 & 2. – 2. Auflage: 1-1006. Stuttgart.
- WIRTH, V. (1997): Einheimisch oder eingewandert? Über die Einschätzung von Neufunden von Flechten. – *Bibliotheca Lichenologica* **67**: 277-288. Berlin-Stuttgart.
- WIRTH, V. (2002): Indikator Flechte - Naturschutz aus der Flechtenperspektive. – *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie C - Wissen für alle, Heft 50*: 1-96 + Anhänge. Stuttgart.
- WIRTH, V. (2010): Ökologische Zeigerwerte von Flechten – erweiterte und aktualisierte Fassung. – *Herzogia* **23** (2): 229-248. Halle / Saale.
- WIRTH, V., HAUCK, M., DE BRUYN, U., SCHIEFELBEIN, U., JOHN, V. & OTTE, V. (2009): Flechten aus Deutschland mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald. – *Herzogia* **22**: 79-107. Halle / Saale.
- WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **28**: 307-368. Bonn-Bad Godesberg.
- WIRTH, V., HAUCK, M., VON BRACKEL, W., CEZANNE, R., DE BRUYN, U., DÜRHAMMER, O., EICHLER, M., GNÜCHTEL, A., LITTERSKI, B., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHOLZ, P., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., FEUERER, T., HEINRICH, D. & JOHN, V. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und lichenicolen Pilze der Bundesrepublik Deutschland. – in Druck.
- WÖLDECKE, K. (1998): Die Großpilze Niedersachsens und Bremens. Kritische Auswahl der seit dem 17. Jahrhundert festgestellten Taxa (Basidiomycota, auffällige Asco- und Deuteromycota. Gefährdung (Bioindikation), Verbreitung, Ökologie, Fundnachweise. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* **39**: 1-536. Hannover.
- WULF, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – *Verhandlungen d. Gesellschaft f. Ökologie* **22**: 269-271. Freising-Weihenstephan.
- WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispielt „historisch alter Wälder“. – *NNA-Berichte* **7** (3): 3-14. Schneverdingen.
- WULF, M. (1995): *Frullania tamarisci* (L.) DUM. im Neuenburger "Urwald" – eine Zeigerart "historisch alter" Wälder? *Flor. Rundbr.* **29** (1): 101-103. Bochum.

- WULF, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. – *Journal of Vegetation Science* **8**: 635-642. Upsala: Opulus-Press.
- WULF, M. (2004): Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Verbreitungsmuster von Waldpflanzen. – *Dissertationes Botanicae* **392**: 1-306 + Anhänge. Berlin.
- ZACHARIAS, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens. – *NNA-Berichte* **7** (3): 76-88. Schneverdingen.
- ZIMOV, S. A. (2005): Pleistocene Park: Return of the Mammoth's Ecosystem. – *Science* **308**: 706-708.
- ZOPF, F. W. (1896): Uebersicht der auf Flechten schmarotzenden Pilze. – *Hedwigia* **35**: 312-366.
- ZWECKVERBAND NATURPARK SOLLING-VOGLER (1990): Geologische Wanderkarte Mittleres Weserbergland. – Hannover.

10 Anhang

Tabelle A1: Artenliste der Flechten, lichenicolen und nicht bzw. nur fakultativ lichensierten Pilze im Reiherbachtal mit Angaben zum Status als Zeiger historisch alter Wälder (ZhW) nach WIRTH et al. (2009) zur Hemerobie (Hem), Zeigerwerten, Gefährdungsgrad laut Roter Liste des Landes Niedersachsen (RL Nds) und der Bundesrepublik Deutschland (RL BRD), einer Prognose zur Bestandsentwicklung bei weiterer Beweidung (Prog) der Zahl der Rasterfelder mit Nachweisen der Art (RF) sowie der Gesamtzahl der Nachweise der Art (Z). Mit einem Asterisken („*“) gekennzeichnete Bewertungen beruhen auf der Einschätzung des Verfassers.

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Absoconditella delutula</i>	–	mesohem.*	3*	5*	4*	5*	3*	2*	4*	D	D	++	4	4
<i>Acarospora fuscata</i>	–	mesohem.-euhem.	9	x	6	x	5	6	-	*	*	+	2	2
<i>Amandinea punctata</i>	–	euhem.-polyhem.	7	x	6	3	5	7	9	*	*	±	3	3
<i>Anisomeridium polypori</i>	–	mesohem.-euhem.	4	5	3	4	7	3	8*	*	*	±	3	6
<i>Arthonia didyma</i>	–	oligohem.	3*	5*	4*	4*	5*	3*	4*	V	*	+	1	1
<i>Arthonia digitatae</i>	n.b.	mesohem.	5*	4*	6*	x*	2*	3*	8*	n.b.	*	~	1	1
<i>Arthonia dispersa</i>	–	mesohem.	3	5	4	4	5	3	3	1	2	+	1	1
<i>Arthonia radiata</i>	–	mesohem.-euhem.	3	5	4	4	5	3	5	3	V	+	5	9
<i>Arthonia spadicea</i>	–	mesohem.	2	6	2	4	4	3	5	*	*	+	31	61
<i>Arthonia vinosa</i>	+	oligohem.	3	6	5	6	3	2	3	2	V	+	26	40
<i>Arthopyrenia carneobrunneola</i>	++	oligohem.	4	5	1	6	4	3	1	1	R	+	1	1
<i>Arthopyrenia salicis</i>	n.b.	mesohem.	6	6	4	6	4	5	3	n.b.	D	+	1	1
<i>Arthothelium ruanum</i>	–	mesohem.	3	7	2	4	5	3	6	3	G	+	8	13
<i>Aspicilia cinerea</i>	–	mesohem.-euhem.	9	x	x	x	5	4	-	3	*	+	1	1
<i>Athelia arachnoidea</i>	n.b.	euhem.-polyhem.*	7*	3*	3*	3*	2*	x*	9*	*	*	±	1	1
<i>Bacidia inundata</i>	–	oligohem.*	5	4	?	x	7	2	-	3	3	±	1	1
<i>Bacidia sulphurella</i>	–	mesohem.-euhem.	7*	5*	5*	x*	9*	4*	9*	*	*	~	4	5
<i>Baeomyces rufus</i>	–	mesohem.	5	x	6	5	3	3	-	*	*	+	2	2
<i>Bryoria fuscescens</i>	–	mesohem.	7	4	6	6	3	2	4	2	3	±	4	6
<i>Buellia griseovirens</i>	–	euhem.-polyhem.	4	5	3	4	5	3	5	*	*	±	1	1
<i>Calicium adpersum</i>	++	mesohem.	4	6	3	5	3	2	2	2	2	+	9	13
<i>Calicium glaucellum</i>	–	mesohem.	3	4	6	6	3	1	-	3	V	+	12	13
<i>Calicium salicinum</i>	–	mesohem.*	3	4	6	5	4	2	3	2	3	+	5	7
<i>Calicium viride</i>	–	mesohem.-euhem.	3	3	6	7	2	1	4	3	3	+	4	4
<i>Caloplaca cerinella</i>	n.b.	mesohem.-euhem.*	7*	6*	6*	3*	7*	5*	3*	G	2	++	1	2
<i>Caloplaca citrina</i>	–	euhem.-polyhem.	7	x	x	x	9	9	-	*	*	~	1	1
<i>Caloplaca holocarpa</i>	n.b.	euhem.-polyhem.	7*	5*	6*	3*	7*	6*	7*	*	V	+	1	1
<i>Caloplaca lactea</i>	n.b.	euhem.-polyhem.	9	8	5	3	9	3	-	*	*	~	1	1
<i>Caloplaca obscurella</i>	n.b.	mesohem.-euhem.	7*	6*	6*	3*	7*	5*	3*	*	*	+	1	1

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Candelariella xanthostigma</i>	–	mesohem.- polyhem.	7	5	6	3	5	4	6	*	*	±	4	8
<i>Catillaria nigroclavata</i>	–	mesohem.	6*	6*	6*	3*	7*	6*	7*	D	D	+	1	1
<i>Cercidospora paroa</i>	n.b.	mesohem.	5	x	6	5	3	3	-	D	D	+	1	1
<i>Chaenotheca brunneola</i>	–	oligohem.	3	4	6	6	3	1	2	3	3	+	13	16
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	–	mesohem.	3	4	6	6	2	1	4	3	3	+	12	18
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	–	mesohem.- euhem.	5	4	6	3	2	3	8	*	*	~	15	30
<i>Chaenotheca stemonea</i>	+	mesohem.- euhem.	2*	5*	5*	4*	4*	3*	4*	2	3	+	1	1
<i>Chaenotheca trichialis</i>	+	mesohem.- euhem.	3	5	5	4	4	3	3	V	V	+	1	1
<i>Chrysothrix candelaris</i>	+	mesohem.- euhem.	4	5	4	4	3	2	4	1	V	+	3	3
<i>Cladonia caespiticia</i>	–	mesohem.	6	5	2	x	5	2	-	*	*	++	1	1
<i>Cladonia cenotea</i>	–	mesohem.	6	4	6	6	2	1	-	1	3	+	1	1
<i>Cladonia coniocraea</i>	–	mesohem.- euhem.	5	x	6	x	4	2	-	*	*	~	20	35
<i>Cladonia digitata</i>	–	mesohem.	5	4	6	x	2	2	8	*	*	~	2	7
<i>Cladonia fimbriata</i>	–	mesohem.- euhem.	7	5	6	x	2	1	-	*	*	++	3	3
<i>Cladonia macilenta</i> subsp. <i>floerkeana</i>	–	mesohem.- euhem.	7	5	6	x	2	1	-	*	3	~	3	3
<i>Cladonia parasitica</i>	++	mesohem.	4	5	4	5	3	1	4*	2	2	+	13	14
<i>Cladonia polydactyla</i>	–	mesohem.	5	4	2	7	2	1	-	*	*	±	1	1
<i>Cladonia pyxidata</i> subsp. <i>pyxidata</i>	–	mesohem.- euhem.	7	x	6	x	x	2	-	*	*	+	2	2
<i>Cladonia ramulosa</i>	–	mesohem.	6*	4*	6*	5*	2*	3*	-*	V	V	+	1	1
<i>Cladonia rangiferina</i>	–	oligohem.	6	4	6	5	x	1	-	1	2	+	2	2
<i>Cladonia squamosa</i>	–	mesohem.	6	4	6	5	2	2	-	V	*	+	4	4
<i>Cladonia subulata</i>	–	mesohem.- euhem.	8	5	6	x	3	1	-	*	*	+	1	1
<i>Clypeococcum hypocenomyces</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.*	6*	5*	6*	3*	2*	2*	8*	D	*	+	1	1
<i>Coenogonium pineti</i>	–	mesohem.	3	5	3	4	4	3	6	*	*	+	33	52
<i>Collema tenax</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	7	x	6	x	8	5	-	*	*	+	1	1
<i>Cyrtidula quercus</i>	–	mesohem.*	6*	6*	5*	4*	4*	3*	3*	*	D	+	2	2
<i>Dacampia cyrtellae</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	7*	5*	6*	3* ¹	7*	6*	3*	n.b.	D	+	1	1
<i>Dactylospora frigida</i>	n.b.	mesohem.*	3*	5*	?*	5*	5*	3*	3*	n.b.	n.b.	~	1	1
<i>Didymosphaeria futilis</i>	n.b.	polyhem.*	7*	6*	6*	4*	6*	5*	4*	n.b.	D	~	1	1
<i>Epigloea bactrospora</i>	n.b.	mesohem.*	5*	3*	6*	6*	3*	2*	3*	D	D	++	1	1
<i>Epigloea medioincrassata</i>	n.b.	mesohem.	5*	3*	6*	6*	3*	2*	3*	D	D	++	1	1
<i>Epigloea soleiformis</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.*	5*	3*	7*	5*	3*	4*	7*	*	D	++	3	3
<i>Evernia prunastri</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	4	3	6	*	*	+	9	14
<i>Fellhanera bouteillei</i>	–	mesohem.*	5*	5*	4*	4*	3*	3*	5*	D	1	~	1	1

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Fellhanera subtilis</i>	–	mesohem.*	5*	4*	5*	6*	2*	3*	3*	D	*	~	1	1
<i>Fellhaneropsis vezdae</i>	–	mesohem.*	2*	5*	4*	4*	5*	3*	6*	D	G	+	2	4
<i>Graphis scripta</i>	–	mesohem.	3	5	4	4	5	3	5	3	V	+	29	39
<i>Gregorella humida</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	5	4	-	1	3	++	7	11
<i>Hydropunctaria rheithrophila</i>	–	mesohem.*	5	6	2	x	7	2	-	3	3	±	1	1
<i>Hypocenomyce caradocensis</i>	–	euhem.	5	5	2	6	2	1	6	*	*	+	6	8
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	6	5	6	3	2	2	8	*	*	+	9	9
<i>Hypogymnia physodes</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	x	6	3	3	2	8	*	*	±	8	14
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	–	mesohem.- euhem.	7	4	5	3	3	3	6	*	*	±	3	3
<i>Jamesiella anastomosans</i>	–	mesohem.- euhem.*	3*	4*	4*	6*	4*	2*	7*	*	*	~	4	4
<i>Julella fallaciosa</i>	n.b.	oligohem.	3*	7*	5*	4*	5*	3*	3*	n.b.	D	~	1	1
<i>Lecanactis abietina</i>	+	oligohem.	2	4	2	7	2	1	-	2	3	~	3	4
<i>Lecania cyrtella</i>	–	mesohem.- euhem.	7	6	6	3	7	5	3	*	*	++	4	8
<i>Lecania naegelii</i>	–	mesohem.- euhem.	8*	6*	6*	3*	7*	5*	2*	2	*	++	3	3
<i>Lecanora argentata</i>	–	mesohem.	5	5	4	4	5	3	4	2	V	~	1	1
<i>Lecanora chlorothesa</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	6	5	6	3	6	4	6	*	*	+	3	8
<i>Lecanora conizaeoides</i>	–	euhem.- polyhem.	7	3	3	3	2	x	9	*	*	±	6	7
<i>Lecanora dispersa</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	8	x	x	x	8	6	-	*	*	+	1	1
<i>Lecanora expallens</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	6	3	3	4	4	9	*	*	+	3	5
<i>Lecanora polytropa</i>	–	mesohem.- euhem.	8	x	x	x	4	3	-	*	*	+	1	1
<i>Lecanora pulicaris</i>	–	mesohem.	7	4	6	3	2	3	6	V	*	+	1	2
<i>Lecanora saligna</i>	–	euhem.	7	x	6	3	4	4	6	*	*	+	4	4
<i>Lecanora sambuci</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	7	6	4	3	7	5	2	D	V	+	1	1
<i>Lecanora subrugosa</i>	–	oligohem.	5*	5*	4*	4*	5*	3*	4*	3	3	~	1	1
<i>Lecanora varia</i>	–	euhem.- polyhem.	7	4	6	5	3	3	3	1	3	±	3	4
<i>Lecidella stigmatea</i>	–	polyhem.- metahem.	8	x	x	x	9	7	-	*	*	~	1	1
<i>Lepraria incana</i>	–	oligohem.- mesohem.- euhem.	4	5	6	3	3	3	9	*	*	±	22	61
<i>Lepraria lobificans</i>	–	mesohem.- euhem.	4	5	?	4	3	3	1	*	*	+	2	2
<i>Leptorhaphis atomaria</i>	n.b.	mesohem.- euhem.*	7*	6*	6*	3*	7*	5*	3*	G	D	+	2	4

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Lichenocnium lecanorae</i>	n.b.	euhem.-polyhem.	7	3	3	3	2	x	9	*	*	~	1	1
<i>Lichenodiplis lecanorae</i>	n.b.	euhem.	7	x	6	3	4	4	6	D	*	±	1	1
<i>Lichenomphalina umbellifera</i>	-	mesohem.-euhem.*	4	4	6	6	2	1	8*	3	3	+	4	5
<i>Melanelixia fuliginosa</i>	-	mesohem.-euhem.-polyhem.	5	5	6	4	3	3	6	*	*	+	1	6
<i>Melanelixia subaurifera</i>	-	euhem.	6	4	6	5	3	2	7	*	*	+	3	1
<i>Melanohalea exasperatula</i>	-	euhem.-polyhem.	7	5	6	3	5	4	6	*	*	+	3	3
<i>Micarea adnata</i>	+	oligohem.-mesohem.	3	6	2	5	4	2	4	1	*	~	2	3
<i>Micarea denigrata</i>	-	mesohem.-euhem.	8	x	6	3	3	4	8	*	*	+	2	2
<i>Micarea lithinella</i>	-	euhem.	3*	5*	4*	5*	3*	2*	4*	*	*	++	5	5
<i>Micarea melaena</i>	-	mesohem.-euhem.*	x	4	5	6	2	2	-	1	3	+	1	1
<i>Micarea micrococca</i>	-	mesohem.-euhem.*	3*	5*	4*	4*	4*	3*	4*	D	*	+	1	1
<i>Micarea prasina</i>	-	mesohem.-euhem.	3	5	4	4	4	3	4	*	*	+	14	15
<i>Microcalicium disseminatum</i>	++	mesohem.-euhem.	4*	5*	5*	6*	4*	1*	2*	1	3	±	2	2
<i>Mniaecia jungermanniae</i>	n.b.	mesohem.*	5*	3*	6*	5*	3*	2*	3*	*	n.b.	++	3	3
<i>Mycoporum antecellens</i>	n.b.	oligohem.*	4*	5*	2*	7*	4*	3*	1*	0	D	+	1	1
<i>Ochrolechia androgyna</i>	-	mesohem.*	5	4	6	7	3	2	4	2	3	±	3	3
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	-	euhem.*	5	4	3	6	2	2	-	*	*	+	9	15
<i>Opegrapha niveoatra</i>	-	mesohem.-euhem.	3*	5*	3*	4*	6*	3*	4*	3	3	+	1	1
<i>Opegrapha ochrocheila</i>	-	mesohem.	2*	7*	2*	4*	5*	3*	2*	3	2	±	1	1
<i>Opegrapha varia</i>	-	mesohem.-euhem.	4	6	4	5	6	3	3*	3	V	+	3	3
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	-	mesohem.-euhem.	3	7	2	4	5	3	6	3	V	+	5	5
<i>Opegrapha vulgata</i>	-	mesohem.-euhem.	3*	5*	3*	4*	6*	3*	4*	3	2	+	7	10
<i>Parmelia saxatilis</i>	-	mesohem.-euhem.	6	4	6	5	3	2	7	*	D	~	6	7
<i>Parmelia sulcata</i>	-	mesohem.-euhem.-polyhem.	7	x	6	3	5	4	8	*	*	~	3	3
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	-	mesohem.-euhem.	6	4	6	5	2	2	7	*	*	~	6	7
<i>Peltigera didactyla</i>	n.b.	mesohem.-euhem.	7	x	6	3	5	4	-	*	*	++	4	5
<i>Pertusaria albescens</i>	-	mesohem.-euhem.-polyhem.	6	5	6	3	6	4	4	2	*	+	1	1
<i>Pertusaria amara</i>	-	mesohem.-euhem.	6	5	6	4	3	2	5	2	*	+	10	10
<i>Pertusaria coronata</i>	-	oligohem.	5	5	3	5	4	3	4	1	3	+	1	1
<i>Pertusaria flavida</i>	+	mesohem.	5	6	3	4	4	3	4	2	V	+	16	21
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	+	oligohem.-mesohem.	5	6	3	5	4	3	4	2	V	+	1	1

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Pertusaria hymenea</i>	++	oligohem.	5	7	2	5	5	3	3	2	2	±	2	4
<i>Pertusaria leioplaca</i>	-	mesohem.	4	5	3	4	5	3	5	3	2	+	9	12
<i>Pertusaria pertusa</i>	-	mesohem.	4	6	3	5	5	3	4	3	V	+	20	27
<i>Phaeophyscia ciliata</i>	n.b.	mesohem.*	7*	4*	5*	6*	6*	4*	4*	1	1	~	1	1
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	n.b.	euhem.- polyhem.- metahem.	7	x	6	x	7	7	7	*	*	~	3	3
<i>Phlyctis argena</i>	-	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	5	4	3	4	3	6	V	*	+	6	8
<i>Physcia adscendens</i>	-	euhem.- polyhem.	7	5	6	3	7	6	8	*	*	+	5	5
<i>Physcia stellaris</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	7	5	6	3	6	5	4	3	*	±	1	1
<i>Physcia tenella</i>	-	euhem.- polyhem.	7	x	6	3	6	6	8	*	*	+	6	6
<i>Piccolia ochrophora</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.*	6*	6*	6*	5*	7*	5*	3*	D	*	+	1	1
<i>Placynthiella dasaea</i>	n.b.	mesohem.	7*	x*	6*	3*	3*	3*	7*	D	*	+	1	1
<i>Placynthiella icmalea</i>	-	mesohem.	7	x	6	3	2	1	8	*	*	+	3	3
<i>Placynthiella uliginosa</i>	-	mesohem.*	7*	x*	6*	4*	2*	1*	6*	G	3	+	5	5
<i>Platismatia glauca</i>	-	mesohem.	7	4	6	5	2	2	5	*	*	~	7	7
<i>Porina aenea</i>	-	mesohem.	3	6	2	4	5	3	7	*	*	+	26	39
<i>Porina chlorotica</i>	-	mesohem.	3*	x*	5*	6*	4*	3*	-*	*	*	++	4	4
<i>Porina leptalea</i>	-	oligohem.- mesohem.	3*	6*	2*	4*	5*	3*	5*	*	*	+	21	24
<i>Porpidia alboacrulescens</i>	++	oligohem.- mesohem.*	6*	6*	6*	5*	2*	2*	-	R	2	±	1	1
<i>Porpidia crustulata</i>	-	mesohem.- euhem.	5	x	4	4	4	2	-	*	*	++	1	1
<i>Porpidia soledizodes</i>	-	euhem.- polyhem.	5*	4*	3*	6*	4*	2*	-	*	*	++	2	2
<i>Porpidia tuberculosa</i>	-	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	4	3	6	4	2	-	*	*	+	1	1
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	-	mesohem.- polyhem.	8	4	6	3	2	1	7	*	*	~	8	10
<i>Psilolechia lucida</i>	-	mesohem.- euhem.	7*	4*	3*	6*	5*	7*	7*	*	*	~	1	1
<i>Psorotichia lutophila</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	7*	5*	6*	6*	6*	3*	5*	D	1	+	1	1
<i>Punctelia jeckeri</i>	-	polyhem.*	7	7	3	3	4	3	6*	V	*	±	1	1
<i>Pyrenula nitida</i>	+	mesohem.	3	6	3	4	5	3	5	3	V	+	9	10
<i>Pyrenula nitidella</i>	+	mesohem.	3	7	3	4	5	3	5	1	2	+	4	5
<i>Ramalina farinacea</i>	-	euhem.- polyhem.	6	5	6	4	5	3	6	*	*	±	1	1
<i>Rhizocarpon reductum</i>	-	mesohem.- euhem.	6	4	x	5	3	2	-	*	*	+	1	1
<i>Ropalospora viridis</i>	-	mesohem.	4	6	2	6	4	3	5	*	*	~	10	15
<i>Sarea difformis</i>	-	polyhem.*	5*	5*	6*	5*	3*	2*	8*	*	*	±	2	2
<i>Sarea resiniae</i>	-	polyhem.*	5*	5*	6*	5*	3*	2*	8*	*	V	±	9	9
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	-	euhem.- polyhem.	6	5	3	3	3	5	8	*	*	~	3	4

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Scoliciosporum sarothamni</i>	n.b.	euhem.- polyhem.	6	5	3	3	3	4	8	D	D	~	1	1
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	8	x	?	x	4	4	-	*	*	++	1	1
<i>Sphaerellothecium cinerascens</i>	++	mesohem.	4	5	4	5	3	1	4	n.b.	1	+	1	1
<i>Steinia geophana</i>	-	euhem.- polyhem.*	7*	5*	6*	5*	6*	3*	7*	G	3	++	2	4
<i>Stenocybe pullatula</i>	-	mesohem.	7	4	6	6	3	2	3	G	V	±	1	1
<i>Stigmidium microspilum</i>	n.b.	oligohem.- mesohem.*	3	5	4	4	5	3	3*	*	V	+	1	1
<i>Strangospora pinicola</i>	-	euhem.- polyhem.	7	5	6	3	3	5	8	*	*	~	5	5
<i>Strigula jamesii</i>	n.b.	euhem.*	3*	5*	2*	6*	4*	3*	2*	R	1	+	2	2
<i>Thelidium minutulum</i>	-	mesohem.	5*	4*	x*	5*	5*	3*	-*	*	*	++	3	4
<i>Thelocarpon epibolum</i>	n.b.	mesohem.- euhem.	3*	5*	4*	4*	4*	3*	4*	R	3	+	1	1
<i>Thelocarpon intermediellum</i>	n.b.	mesohem.- euhem.*	4*	5*	5*	5*	4*	5*	4*	R	2	+	1	1
<i>Thelocarpon lichenicola</i>	-	mesohem.- euhem.*	5*	4*	6*	6*	4*	3*	-*	3	3	++	5	6
<i>Thelocarpon saxicola</i>	n.b.	mesohem.- euhem.*	4*	5*	5*	5*	4*	5*	4*	n.b.	R	+	1	1
<i>Thelotrema lepadinum</i>	+	oligohem.	4	4	3	7	4	2	2	2	2	±	1	1
<i>Trapelia coarctata</i>	-	mesohem.- euhem.	6	5	3	3	4	3	-	*	*	++	5	5
<i>Trapelia glebulosa</i>	-	mesohem.- euhem.	7*	6*	3*	3*	4*	3*	-*	*	*	++	2	2
<i>Trapelia placodioides</i>	-	mesohem.- euhem.	5*	4*	3*	6*	4*	2*	-*	*	*	+	1	1
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	-	mesohem.- euhem.	7*	4*	3*	6*	5*	7*	7*	*	*	~	2	2
<i>Trapeliopsis gelatinosa</i>	-	mesohem.- euhem.	6*	5*	5*	5*	5*	4*	-*	R	3	++	1	1
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	-	mesohem.	5	x	5	x	2	1	8	*	*	+	3	3
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	-	mesohem.- euhem.- polyhem.	6	3	6	6	3	2	5	3	*	±	5	5
<i>Usnea dasypoga</i>	-	oligohem.	7	4	6	6	3	2	3	2	3	~	18	24
<i>Usnea florida</i>	n.b.	oligohem.	7	5	2	7	5	3	2	1	2	+	1	1
<i>Usnea hirta</i>	-	mesohem.- euhem.	7	4	6	5	3	2	4	2	*	~	1	1
<i>Usnea subfloridana</i>	+	oligohem.- euhem.	7	4	3	6	5	3	3	2	3	~	4	4
<i>Verrucaria aquatilis</i>	-	mesohem.*	6*	5*	3*	9*	5*	3*	-*	3	3	~	1	1
<i>Verrucaria funckii</i>	-	mesohem.*	5*	6*	3*	x*	5*	3*	-*	3	3	~	2	2
<i>Verrucaria muralis</i>	-	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	x	x	9	2	-	*	*	~	4	7
<i>Vulpicida pinastri</i>	-	mesohem.- euhem.	6	3	6	7	2	1	4	3	V	~	1	1
<i>Xanthoria candelaria</i>	-	euhem.- polyhem.	7	x	x	3	6	7	5	*	*	+	3	3
<i>Xanthoria parietina</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	7	6	7	*	*	+	4	5

Art	Zh W	Hem	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds	RL BRD	Prog	RF	Z
<i>Xanthoria polycarpa</i>	n.b.	euhem.- polyhem.	7	5	4	3	6	6	7	*	*	+	3	3
<i>Xanthoriicola physciae</i>	n.b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	7	6	7	D	*	~	1	1

Tabelle A2: Artenliste der Flechten, lichenicolen und nicht bzw. nur fakultativ lichensierten Pilze am Bärenkopf mit Angaben zur Hemerobie, Zeigerwerten, Gefährdungsgrad laut Roter Liste des Landes Niedersachsen und der Bundesrepublik Deutschland. Mit einem Asterisken („*“) gekennzeichnete Bewertungen beruhen auf der Einschätzung des Verfassers. Abkürzungen wie in Tabelle A1.

Art	ZhW	Hemerobie	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds.	RL BRD
<i>Acarospora fuscata</i>	-	mesohem.- euhem.	9	x	6	x	5	6	-	*	*
<i>Arthonia spadicea</i>	-	mesohem.	2	6	2	4	4	3	5	*	*
<i>Arthonia vinosa</i>	+	oligohem.	3	6	5	6	3	2	3	2	V
<i>Bacidia sulphurella</i>	-	mesohem.- euhem.	7*	5*	5*	x*	9*	4*	9*	*	*
<i>Baeomyces rufus</i>	-	mesohem.	5	x	6	5	3	3	-	*	*
<i>Bryoria fuscescens</i>	-	mesohem.	7	4	6	6	3	2	4	2	3
<i>Buellia griseovirens</i>	-	euhem.- polyhem.	4	5	3	4	5	3	5	*	*
<i>Calicium glaucellum</i>	-	mesohem.	3	4	6	6	3	1	-	3	V
<i>Candelariella reflexa</i>	-	mesohem.- polyhem.	6	6	3	5	5	7	-	-	*
<i>Candelariella xanthostigma</i>	-	mesohem.- polyhem.	7	5	6	3	5	4	6	*	*
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	-	mesohem.- euhem.	5	4	6	3	2	3	8	*	*
<i>Cladonia caespiticia</i>	-	mesohem.	6	5	2	x	5	2	-	*	*
<i>Cladonia coniocraea</i>	-	mesohem.- euhem.	5	x	6	x	4	2	-	*	*
<i>Cladonia digitata</i>	-	mesohem.	5	4	6	x	2	2	8	*	*
<i>Cladonia fimbriata</i>	-	mesohem.- euhem.	7	5	6	x	2	1	-	*	*
<i>Cladonia macilenta</i> subsp. <i>floerkeana</i>	-	mesohem.- euhem.	7	5	6	x	2	1	-	*	3
<i>Coenogonium pineti</i>	-	mesohem.	3	5	3	4	4	3	6	*	*
<i>Collema tenax</i>	n. b.	mesohem.- euhem.	7	x	6	x	8	5	-	*	*
<i>Dermatocarpon luridum</i>			6	5	4	5	7	4	-	2	3
<i>Epigloea bactrospora</i>	n. b.	mesohem.*	5*	3*	6*	6*	3*	2*	3*	D	D
<i>Epigloea soleiformis</i>	n. b.	mesohem.- euhem.- polyhem.*	5*	3*	7*	5*	3*	4*	7*	*	D
<i>Evernia prunastri</i>	-	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	4	3	6	*	*
<i>Fellhanera subtilis</i>	-	mesohem.*	5*	4*	5*	6*	2*	3*	3*	D	*
<i>Graphis scripta</i>	-	mesohem.	3	5	4	4	5	3	5	3	V
<i>Gregorella humida</i>	n. b.	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	5	6	3	5	4	-	1	3

Art	ZhW	Hemerobie	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds.	RL BRD
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	6	5	6	3	2	2	8	*	*
<i>Hypogymnia physodes</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	7	x	6	3	3	2	8	*	*
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	–	mesohem.- euhem.	7	4	5	3	3	3	6	*	*
<i>Lecanora chlarothesa</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	6	5	6	3	6	4	6	*	*
<i>Lecanora conizaeoides</i>	–	euhem.- polyhem.	7	3	3	3	2	x	9	*	*
<i>Lecanora expallens</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	6	3	3	4	4	9	*	*
<i>Lecanora muralis</i>	–	mesohem.- polyhem.	9	x	6	x	8	9	-	-	*
<i>Lecanora polytropa</i>	–	mesohem.- euhem.	8	x	x	x	4	3	-	*	*
<i>Lecanora saligna</i>	–	euhem.	7	x	6	3	4	4	6	*	*
<i>Lepraria incana</i>	–	oligohem.- mesohem.- euhem.	4	5	6	3	3	3	9	*	*
<i>Melanelixia fuliginosa</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	5	6	4	3	3	6	*	*
<i>Melanohalea exasperatula</i>	–	euhem.- polyhem.	7	5	6	3	5	4	6	*	*
<i>Micarea lithinella</i>	–	euhem.	3*	5*	4*	5*	3*	2*	4*	*	*
<i>Micarea prasina</i>	–	mesohem.- euhem.	3	5	4	4	4	3	4	*	*
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	–	euhem.*	5	4	3	6	2	2	-	*	*
<i>Parmelia saxatilis</i>	–	mesohem.- euhem.	6	4	6	5	3	2	7	*	D
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	–	mesohem.- euhem.	6	4	6	5	2	2	7	*	*
<i>Pertusaria amara</i>	–	mesohem.- euhem.	6	5	6	4	3	2	5	2	*
<i>Pertusaria flavida</i>	+	mesohem.	5	6	3	4	4	3	4	2	V
<i>Phlyctis argena</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	5	4	3	4	3	6	V	*
<i>Placynthiella icmalea</i>	–	mesohem.	7	x	6	3	2	1	8	*	*
<i>Platismatia glauca</i>	–	mesohem.	7	4	6	5	2	2	5	*	*
<i>Porina aenea</i>	–	mesohem.	3	6	2	4	5	3	7	*	*
<i>Porina leptalea</i>	–	oligohem.- mesohem.	3*	6*	2*	4*	5*	3*	5*	*	*
<i>Porpidia crustulata</i>	–	mesohem.- euhem.	5	x	4	4	4	2	-	*	*
<i>Porpidia tuberculosa</i>	–	mesohem.- euhem.- polyhem.	5	4	3	6	4	2	-	*	*
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	–	mesohem.- polyhem.	8	4	6	3	2	1	7	*	*
<i>Psilolechia lucida</i>	–	mesohem.- euhem.	7*	4*	3*	6*	5*	7*	7*	*	*

Art	ZhW	Hemerobie	L	T	K	F	R	N	To	RL Nds.	RL BRD
<i>Scoliosporum chlorococcum</i>	–	euhem.-polyhem.	6	5	3	3	3	5	8	*	*
<i>Strangospora pinicola</i>	–	euhem.-polyhem.	7	5	6	3	3	5	8	*	*
<i>Thelidium minutulum</i>	–	mesohem.	5*	4*	x*	5*	5*	3*	–*	*	*
<i>Trapelia coarctata</i>	–	mesohem.-euhem.	6	5	3	3	4	3	–	*	*
<i>Trapelia glebulosa</i>	–	mesohem.-euhem.	7*	6*	3*	3*	4*	3*	–*	*	*
<i>Trapelia placodioides</i>	–	mesohem.-euhem.	5*	4*	3*	6*	4*	2*	–*	*	*
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	–	mesohem.-euhem.	7*	4*	3*	6*	5*	7*	7*	*	*
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	–	mesohem.	5	x	5	x	2	1	8	*	*
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	–	mesohem.-euhem.-polyhem.	6	3	6	6	3	2	5	3	3
<i>Usnea dasypoga</i>	–	oligohem.	7	4	6	6	3	2	3	2	*
<i>Verrucaria muralis</i>	–	mesohem.-euhem.-polyhem.	7	5	x	x	9	2	–	*	*
<i>Xanthoria candelaria</i>	–	euhem.-polyhem.	7	x	x	3	6	7	5	*	*
<i>Xanthoria polycarpa</i>	n. b.	euhem.-polyhem.	7	5	4	3	6	6	7	*	*